

ONOFRE BARROCA DE ALMEIDA NETO

**DISPERSÃO DA ARGILA E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM SOLOS
COM DIFERENTES MINERALOGIAS, LIXIVIADOS COM SOLUÇÕES
SALINO-SÓDICAS.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2007

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

T

A447d
2007

Almeida Neto, Onofre Barroca de, 1976-
Dispersão da argila e condutividade hidráulica em solos
com diferentes mineralogias, lixiviados com soluções
salino-sódicas / Onofre Barroca de Almeida Neto.
– Viçosa, MG, 2007.
viii, 83f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexo.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 66-77.

1. Física do solo. 2. Química do solo. 3. Água -
Qualidade. 4. Infiltração. 5. Espalhamento (Física).
6. Irrigação com águas residuais. 7. Irrigação agrícola.
I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 631.43

ONOFRE BARROCA DE ALMEIDA NETO

**DISPERSÃO DA ARGILA E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM SOLOS
COM DIFERENTES MINERALOGIAS, LIXIVIADOS COM SOLUÇÕES
SALINO-SÓDICAS.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 10 de dezembro de 2007.

Prof. Liovando Marciano da Costa
(Co-orientador)

Prof. Regynaldo Arruda Sampaio

Prof. Walter Antonio Pereira Abrahão

Prof. Rubens Alves de Oliveira

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

A Deus, sempre presente em todos os momentos desta jornada.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade concedida.

A CAPES e ao CNPq, pelo apoio financeiro.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela confiança, apoio, dedicação, orientação, amizade e companheirismo.

Aos professores Paulo Afonso Ferreira e Liovando Marciano da Costa pelo aconselhamento.

Ao professor Walter Antônio Pereira Abrahão pela relevante contribuição ao desenvolvimento deste trabalho.

Aos estagiários e alunos de iniciação científica, Victor, Luis Fernando, Érick, Túlio, Lidiane, Marcos e Benatti, pelo apoio no desenvolvimento das pesquisas.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, Chicão, Simão, Eduardo e Galinari, pela atenção e serviços prestados.

Aos funcionários do Departamento de Solos, Carlinhos, José Francisco e Cláudio pelos serviços e ajuda prestada.

Aos meus colegas Alfredo e Rafael pela ajuda na análise estatística dos dados.

Aos meus vizinhos e amigos Sinval, Bete e filhos pela ajuda e apoio no dia-a-dia.

A toda minha família, principalmente minha esposa Wanilza, minhas filhas Camile e Caroline, meu filho Caio, meus pais Aloísio e Imaculada, minhas irmãs Flávia e Lívia. A todos eles eu dedico mais esta vitória.

A todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

Onofre Barroca de Almeida Neto, filho de Aloísio Varela de Almeida e Imaculada Conceição Ferraz de Almeida, nascido em Guiricema - MG, no dia 21 de agosto de 1976.

No ano de 1996 ingressou no curso de Química da Universidade Federal de Juiz de Fora, diplomando-se no dia 26 de fevereiro de 2000 como Bacharel em Química, e como Licenciado em Química no dia 27 de janeiro de 2001.

Durante o período compreendido entre agosto de 1999 a dezembro de 2005 estagiou no Conselho Regional de Química do Estado de Minas Gerais, exercendo a função de agente fiscal.

Iniciou sua carreira no magistério lecionando química aos alunos do ensino médio da rede pública do Estado de Minas Gerais em agosto de 1999.

Em abril de 2001, iniciou o curso de Mestrado em Agroquímica pela Universidade Federal de Viçosa, na área de Química Analítica e Ambiental.

No dia 31 de março de 2003, submeteu-se à defesa de sua dissertação, requisito necessário para obtenção do título "*Magister Scientiae*".

Em agosto de 2003, iniciou o curso de Doutorado em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, na área de Recursos Hídricos e Ambiental.

Foi professor substituto do Departamento de Química da Universidade Federal de Viçosa entre os anos de 2004 a 2006.

Tomou posse como professor do ensino médio da Secretaria Estadual de Educação de Minas Gerais, no dia 31 de julho de 2006.

Em julho de 2007 foi contratado como Professor de Ensino Superior pela Escola de Ciências Naturais e Exatas da Universidade do Estado de Minas Gerais, Campus Ubá.

Em dezembro de 2007, submeteu-se à defesa de sua tese, requisito necessário para obtenção do título "*Doctor Scientiae*".

SUMÁRIO

	PÁGINA
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Cargas superficiais e sua gênese no material coloidal	7
2.2. Floculação e dispersão	9
2.3. Relação de adsorção de sódio (RAS)	12
2.4. Condutividade elétrica (CE)	13
2.5. Ponto de Carga Zero (PCZ)	14
2.6. Características físicas do solo	15
2.6.1. Condutividade hidráulica em meio saturado (K_0)	
2.7. Qualidade da água de irrigação	16
2.8. Mineralogia e dispersão da fração argila de solos altamente intemperizados	19
2.9. Efeito da concentração iônica na dispersão e na condutividade hidráulica	21
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Identificação e caracterização das amostras de solo	25
3.2. Caracterização Mineralógica dos Solos	26
3.3. Ensaio de laboratório	28
3.4. Determinação da RAS e da Argila Dispersa	33
3.5. Obtenção dos gráficos	33
3.6. Análise estatística dos dados	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1. Argila Dispersa em Água	35
4.2. Condutividade hidráulica em meio saturado (K_0)	48
4.3. Análise qualitativa dos dados de K_0	57
4.4. Condutividade hidráulica relativa (K_{0R})	62
5. CONCLUSÕES	65
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

RESUMO

ALMEIDA NETO, Onofre Barroca de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2007. **Dispersão da argila e condutividade hidráulica em solos com diferentes mineralogias, lixiviados com soluções salino-sódicas.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Co-orientadores: Paulo Afonso Ferreira e Liovando Marciano da Costa.

A dispersão da argila dos solos pode acontecer naturalmente ou pela ação do homem. A qualidade da água usada para irrigação ou fertirrigação pode provocar a dispersão da argila, reduzindo a condutividade hidráulica do solo. Objetivou-se, com a realização deste trabalho, estudar o efeito de águas de irrigação com diferentes condutividades elétricas (CE), combinadas com diferentes valores de Relação de Adsorção de Sódio (RAS), na dispersão da argila de solos comumente encontrados em Minas Gerais, com diferentes mineralogias. As amostras foram coletadas no horizonte B de três solos provenientes das cidades de Viçosa, Belo Horizonte e Barroso, respectivamente, com a predominância dos argilominerais caulinita, hematita e gibbsita, sendo classificados como Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), Latossolo Vermelho (LV) e Argissolo Vermelho (PV). Os solos foram caracterizados em termos físicos, químicos e mineralógicos. Os tratamentos corresponderam à percolação, nos três solos, de soluções de NaCl e CaCl₂, preparadas de forma a se ter seis diferentes valores de CE (200; 500; 1.000; 2.000; 4.000 e 8.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) e cinco de RAS (0, 5, 10, 20 e 40 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$), em três repetições, dispostos em um delineamento em blocos casualizados. Para avaliação do efeito das soluções aplicadas na estrutura do solo, foram quantificados os teores de argila dispersa em água (ADA). Os valores de ADA nos materiais de solo submetidos à percolação das diferentes soluções salino-sódicas (ADA-S) foram relacionados com a CE e a RAS da solução percolada, ajustando-se superfícies de resposta. O comportamento dos solos foi diferenciado em relação à dispersividade da argila, o que esteve associado a

sua mineralogia, mas, também, ao grau de intemperismo do solo. O solo LVA apresentou comportamento não dispersivo em todos os tratamentos. No geral, todas as soluções de percolação, notadamente as de maiores CE, independente do valor da RAS, proporcionaram diminuição na argila dispersa (ADA-S) nos solos LV e PV. No LV, a dispersão de argila ocorreu em magnitude semelhante à que foi obtida em condições naturais (percolação de água destilada ou água de chuva) e somente quando a solução de percolação tinha baixos valores de CE. No solo PV, como os níveis de dispersão já eram naturalmente altos, a solução de percolação não proporcionou aumentos significativos nos valores de ADA-S. Os valores de K_0 predominaram como muito rápidos. A aplicação de águas salinas e sódicas (mesmo quando a RAS foi alta e a CE foi baixa) trouxe impactos positivos na permeabilidade de todos os solos estudados.

ABSTRACT

ALMEIDA NETO, Onofre Barroca de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, december 2007. **Clay dispersion and hydraulic conductivity in soils with different mineralogies, leached in sodic-saline solutions.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Paulo Afonso Ferreira and Liovando Marciano da Costa.

Soil clay dispersion may occur naturally or as a result of human action. The quality of irrigation water, or fertigation, may lead to clay dispersion, reducing hydraulic conductivity of the soil. This work aimed to study the effect of irrigation water with different electric conductivities (EC), combined with different Sodium Adsorption Relation (SAR) values on the dispersion of clay in soil commonly found in Minas Gerais, with different mineralogies. The samples were collected in the B horizon of three soils originated from Viçosa, Belo Horizonte and Barroso, respectively, with predominance of the clay minerals kaolinite, hematite, and gibbsite, classified as Yellow-Red Latosol (YRL), Red Latosol (RL) and Red Argisol (RA). The soils were characterized in physical, chemical, and mineralogical terms. The treatments corresponded to percolation, on the three soils, of NaCl and CaCl₂ solutions prepared so as to have six different EC values (200; 500; 1.000; 2.000; 4.000 and 8.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) and five SAR (0, 5, 10, 20 and 40 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$), with three repetitions, arranged in a randomized block design. To evaluate the effect of the solutions applied on the soil structure, the contents of clay dispersed in water (CDW) were quantified. The values of CDW in the soil materials submitted to percolation of the different sodic-saline solutions (ADA-S) were related to EC and SAR of the percolated solution, by adjusting response surfaces. Soil behavior was differentiated in relation to clay dispersion, what was associated to its mineralogy but also to the degree of soil weathering. YRL presented non-dispersive behavior in all treatments. Overall, percolation solutions, especially those of higher EC,

regardless of the SAR value, provided decreased dispersed clay (ADA-S) on RL and RP. On RL, clay dispersion occurred in magnitude similar to that obtained under natural conditions (percolation of distilled water or rain water) and only when the percolation solution had low EC values. On RP soil, since the dispersion levels were already naturally high, the percolation solution did not provide significant increases in the ADA-S values. The K_0 values predominated as very rapid. Applying saline and sodic water (even when SAR was high and EC was low) led to positive impacts on the permeability of all the soils studied.

1. INTRODUÇÃO

A tendência da fração coloidal se dispersar nos agregados do solo, colocando-se em suspensão na presença de água, é um fenômeno que pode ocorrer naturalmente ou por ação antrópica. No entanto, a resposta do solo à ação de forças desagregantes depende, em grande parte, de suas características químicas, físicas e mineralógicas. Assim, o tipo e a quantidade de minerais de argila presentes, bem como a sua composição química, regem os importantes fenômenos físico-químicos que ocorrem nos solos.

De acordo com Vitorino (2001) a necessidade de se identificar e caracterizar os fatores que atuam na formação e estabilidade dos agregados do solo e, por conseguinte, na sua influência na floculação da argila, tem sido reconhecida por diversos autores, em diferentes épocas.

A dispersão da argila do solo pode ser provocada pela qualidade da água aplicada no solo, seja por precipitação natural, irrigação ou fertirrigação. Segundo McBride (1994) a aplicação de água pode alterar as relações entre os diversos cátions presentes no solo, dependendo de sua constituição química. Para Veloso (1991) a alta concentração de Na^+ no solo e o tipo de água nele aplicada podem trazer eventuais deteriorações na sua estrutura, afetando o sistema de poros e contribuindo para alterações na infiltração e condutividade hidráulica deste meio poroso.

Infiltração refere-se à passagem da água através da superfície do solo, sendo expressa como taxa de infiltração. Além da qualidade da água, a infiltração é afetada pelas características físicas do solo, como a textura e o tipo de minerais de argila predominantes, e por suas características químicas, incluindo-se as concentrações de cátions trocáveis (Ayers & Westcot, 1991).

A água de salinidade inferior a $0,5 \text{ dS m}^{-1}$ e particularmente abaixo de $0,2 \text{ dS m}^{-1}$ tende a lixiviar os sais e minerais solúveis, incluindo os de cálcio, reduzindo sua influência positiva sobre a estabilidade dos agregados e a estrutura do solo. As partículas finas de um solo assim dispersado obstruem o seu espaço poroso, reduzindo acentuadamente a infiltração. Além da diminuição conseqüente da quantidade de água disponível para as culturas, formam-se crostas superficiais e surgem problemas de germinação e emergência de plântulas (Ayers & Westcot, 1991; Bagarello et al., 2005).

As diretrizes utilizadas para avaliar a qualidade da água de irrigação, sugeridas por Ayers & Westcot (1999), referem-se, sobretudo, aos efeitos ocorridos em longo prazo da aplicação de água sobre os rendimentos das culturas, as condições de solo e o manejo agrícola. As principais variáveis avaliadas são: salinidade da água, tendo em vista que a mesma afeta a disponibilidade de água para a cultura; Relação de Adsorção de Sódio (RAS), variável que conjuntamente com a salinidade da água influencia a taxa de infiltração da água no solo e a toxicidade a íons específicos, tais como Na^+ , Cl^- e B^+ , que podem afetar o rendimento das culturas mais sensíveis. Estas variáveis também foram utilizadas por Hussain & Al-saati (1999) para avaliar a qualidade da água residuária a ser utilizada na agricultura, acrescido da determinação do carbonato de sódio residual - CSR.

Como a Ciência do Solo teve maior desenvolvimento inicialmente nas regiões de clima temperado, a maior parte dos trabalhos anteriormente realizados se aplica aos solos daquelas regiões, os quais apresentam predomínio de cargas negativas permanentes (Van Raij, 1986). Porém, em condições tropicais úmidas, o intemperismo é intenso sendo removidos sílica e bases trocáveis do perfil do solo, resultando na dominância de argilas de mineralogia diferente das encontradas nos solos de regiões temperadas (Lima, 1992). A caulinita, gibbsita, goethita e hematita destacam-se como minerais predominantes em solos mais intemperizados, como os Latossolos e Argissolos. Esses quatro minerais podem, no entanto, apresentar comportamento diferenciado, de acordo com as condições de seu ambiente de formação (Rodrigues Netto, 1996).

Os Latossolos apresentam sua fração ativa fortemente dominada por colóides com carga elétrica variável e, por serem os solos predominantes no território brasileiro, têm sido os mais estudados ao longo dos anos. Mesmo assim, nota-se carência de estudos específicos a respeito das suas propriedades físico-químicas associadas à constituição mineralógica. Neste contexto, situa-se o fenômeno da dispersão (Lima, 1992).

Diante do exposto, objetivou-se com a realização deste trabalho estudar o efeito da utilização de águas de irrigação, com diferentes concentrações iônicas (CEa – salinidade) combinadas com diferentes valores de RAS, na dispersão da argila e na condutividade hidráulica de solos com diferentes

mineralogias, representativos, em termos de área de distribuição, do Estado de Minas Gerais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Agregados do solo podem ser definidos como uma união natural de grupo de partículas cimentadas por colóides minerais e, ou, orgânicos, que proporcionam mais forte coesão do que entre agregados adjacentes.

O estado de agregação do solo é de grande importância para as atividades agrícolas, uma vez que está relacionado com a aeração do meio, desenvolvimento radicular, suprimento de nutrientes, resistência mecânica à penetração, retenção e armazenamento de água. Solos de boa estabilidade estrutural estão menos sujeitos à compactação e à erosão.

Os atributos do solo que determinam a estabilidade estrutural estão ligados à textura, à mineralogia das argilas, ao conteúdo de matéria orgânica, ao material inorgânico não-cristalino, à composição de fluidos do meio poroso, às plantas e organismos do solo e à profundidade do perfil do solo (Dufranc et al., 2004).

Altas estabilidades dos agregados e baixos teores de argila dispersa em água representam importantes indicativos da estabilidade estrutural do solo (Rodrigues Netto, 1996).

A formação de agregados no solo tem relação direta com a flocculação e comportamento da dupla camada elétrica ou dupla camada difusa. Solos que possuem dupla camada elétrica compacta ou fina apresentam-se em condição de flocculação da argila, possibilitando a formação de agregados estáveis em água. Solos com proporções elevadas de sódio (Na^+) na dupla camada elétrica tendem a permanecer dispersos, não ocorrendo a formação de agregados por meio de processos naturais (Gavande, 1976). Em vista disso, a condição de flocculação, por si só, não é suficiente para que ocorra agregação no solo. Para haver a formação de agregados estáveis, as partículas primárias têm que estar firmemente unidas umas às outras, para que elas não se dispersem em água, ou seja, a formação de agregados estáveis exige cimentação das partículas flocculadas. A matéria orgânica, os silicatos e as argilas, quando se combinam com os cátions apropriados no complexo de troca do solo, parecem formar os ingredientes básicos dos cimentos (Gavande, 1976). Para formarem agregados é necessário que, além da flocculação exista pressão produzindo contato mais íntimo entre as partículas. As raízes de plantas, pequenos animais escavadores

e variações periódicas de umidade e temperatura são os principais agentes que exercem pressão no solo (Baver et al., 1972).

Pelo exposto, percebe-se que a gênese e estabilização da estrutura envolvem impactos dos cátions, interações entre argila e matéria orgânica, bem como vegetação, fauna do solo e microrganismos.

Das três classes de partículas primárias do solo, a argila é a mais importante para a estabilidade de agregados. A fração argila exerce domínio sobre o comportamento do solo em virtude de sua pequena dimensão, o que aumenta de maneira significativa sua superfície específica, e da presença de cargas negativas permanentes (Dufranc et al., 2004). Mbagwu et al. (1993) verificaram que solos com grandes quantidades de areia fina e silte dispersam-se facilmente e que em solos com forte estabilidade de agregados estão presentes teores adequados de argila e areia grossa. Assim, supõe-se que partículas de areia grossa tenham microlocais favoráveis à deposição, principalmente de polissacarídeos, que se unem aos minerais de argila por pontes de cátions com elevado poder de absorção de água e diminuição de seu potencial energético. Dentre esses cátions está o Fe. Especula-se também que a areia grossa, em seu perímetro, por apresentar muitas arestas, poderá ter sítios de deposição de argila e materiais orgânicos, com altas concentrações de cargas e possibilidade de adsorver cátions, minerais de argila, o que explicaria sua capacidade em aumentar a agregação de partículas. Boix-fayos et al. (2001), por outro lado, observaram que apenas a fração argila se correlacionou positivamente com os índices de agregação do solo. Segundo Dutartre et al. (1993) a fração areia somente proporcionou a formação de agregados, quando suas partículas apresentavam-se “cimentadas” por microagregados de origem orgânica ou mineral.

A importância da argila e da matéria orgânica na estabilização dos agregados freqüentemente sobrepõe-se à dos cátions (Dufranc et al, 2004). De acordo com o modelo proposto por Edwards & Bremer (1967), cátions polivalentes são cruciais para unir a fração orgânica e os minerais de argila. Sem essa união, as frações argila e orgânica se dispersariam, pois ambas têm cargas negativas. Os cátions trocáveis do solo influenciam, dessa forma, de maneira significativa o processo de agregação, de acordo com a série liotrópica da química coloidal.

Segundo Gavande (1976), o efeito agregante da argila seria devido a sua ação cimentante e a propriedade de expansão e contração, com a mudança de umidade do solo. A alternância de umedecimento e secagem causa alteração nas unidades estruturais do solo, uma vez que o principal fator que determina a distribuição do tamanho de agregados do solo é a forma pela qual a massa do solo é rompida em agregados (Kemper & Chepil, 1965). Quando uma partícula seca de argila é umedecida com água, há interação entre as moléculas de água e a superfície das argilas. Algumas moléculas de água são adsorvidas pela superfície das argilas ficando ligadas por pontes de hidrogênio e outras moléculas de água são adsorvidas por íons. Assim, ocorre a hidratação de íons, que resulta, em alguns casos, na dissociação de íons e argilas. Os cátions têm maior capacidade de adsorção de água e, conseqüentemente, maior resistência à dispersão de acordo com seu número de cargas e tamanho. Quanto mais cargas, menor o tamanho do íon, ou seja, quanto maior a densidade de cargas, maior a resistência à dispersão (Russel, 1973). A resistência à dispersão também é influenciada pelo diâmetro do cátion hidratado, isto é, quanto menor o diâmetro, menor a probabilidade de dispersão, porque cátions hidratados de menor diâmetro são adsorvidos com maior força pela superfície das argilas (Rengasamy et al., 1986).

Das quatro bases trocáveis encontradas em maior quantidade no solo (Ca, Mg, K, Na), o efeito do K nas propriedades físicas e hidráulicas é talvez o menos esclarecido, diante das divergências de resultados de pesquisa (Levy & Torrento, 1995). Camargo et al. (1983) verificaram que o aumento na saturação do complexo de troca com K, aliado ao teor de carbono orgânico do solo, aumentou a estabilidade dos agregados. Ceconi et al. (1963) e Ravina (1973) constataram que solos saturados com K tinham mais agregados estáveis, quando comparados a solos saturados com Ca. Garcia (2003), aplicando água residuária da lavagem e despolpa do fruto do cafeeiro Conilon, rica em potássio, com diferentes concentrações, em três classes de solos, encontrou que a argila dispersa em água dos solos diminuiu, em todas as profundidades estudadas. Porém, o autor alertou para os riscos ocasionados pela aplicação descontrolada deste efluente no solo, podendo os íons de potássio substituir o cálcio no complexo de troca, e afetar, assim, a estrutura do solo.

Para Faccin (1995), em solos neutros ou alcalinos, o efeito agregante do cálcio é indiscutível; todavia, em solos ácidos este efeito é menos pronunciado.

Baver (1952) citou que, em solos ácidos, o efeito do Ca na agregação não é tão importante, porque solos saturados por H^+ flocculam mais que solos saturados com Ca^{2+} . Em solos alcalinos, o efeito agregante do Ca pode ser constatado pois, ao tomar o lugar do Na no complexo de troca, ele substitui um íon reconhecidamente de maior potencial dispersante (Rengasamy & Olsson, 1991).

Segundo McIntyre (1966), Schwertmann (1988) e Goldberg (1989) os óxidos de ferro desempenham importante papel na agregação dos solos. O Fe hidratado, quando presente no solo, tem forte poder de agregação. No entanto, na presença de grandes concentrações de Fe, já se observou dispersão de argila, pois, ao revestir sua superfície, neutraliza a sua carga elétrica (Shanmuganathan & Oades, 1982). Bartoli et al. (1992 a,b) descreveram clara relação entre a estabilidade estrutural e o conteúdo de Fe adsorvido à argila, verificando, também, que substâncias húmicas, na ausência deste cátion, não foram agentes agregantes efetivos. Janczuk et al. (1992) verificaram que tanto o aumento de Fe quanto o de Al causaram aumento nas forças de atração dos colóides que influenciam a agregação do solo.

Vários autores encontraram correlação negativa entre silte e agregação do solo (Wischmeier et al., 1961; Wischmeier & Mannering, 1969). Por outro lado, Reichert & Cabeda (1992) trabalhando com sete solos do Rio Grande do Sul, encontraram maior estabilidade de agregados em um Brunizem Avermelhado com 40% de silte, atribuindo esse resultado aos altos teores de carbono orgânico e argila desse solo, além disso, a fração silte pode, em certos casos, apresentar considerável quantidade de cargas negativas e propiciar a agregação do solo.

2.1. Cargas superficiais e sua gênese no material coloidal

Muitas das propriedades do solo estão ligadas direta ou indiretamente ao desenvolvimento e ao balanço de cargas elétricas na superfície das partículas que compõem seu sistema coloidal. Assim sendo, a caracterização da carga elétrica superficial de partícula dos solos predominantes em regiões de clima tropical e subtropical torna-se parte essencial na maioria dos estudos sobre eles conduzidos.

As superfícies dos materiais coloidais do solo são carregadas

eletricamente, o que significa que essas superfícies têm excesso ou déficit de elétrons (Uehara & Gillman, 1981) que, em conjunto com os íons presentes na solução do solo, constituem uma dupla camada de íons. Com a distribuição de cargas, um potencial elétrico máximo se desenvolve na superfície da partícula e decresce com a distância, em direção à solução do solo. Se a dupla camada de íons for resultado de imperfeições internas e substituições isomórficas estruturais, a densidade de cargas é constante, ao passo que o potencial elétrico de superfície é variável. Se a dupla camada for criada pela adsorção de íons determinantes de potencial, a densidade de cargas é variável, enquanto o potencial elétrico de superfície é constante, devendo ser determinado apenas pela concentração ou atividade desses íons em solução (Fontes et al. ; 2001).

Em razão da natureza dos vários componentes da fração sólida do solo, a solução do solo fica em contato com enorme variedade de superfícies, as quais podem exibir tanto cargas permanentes quanto variáveis, de ambas as polaridades. As superfícies dos minerais de argila silicatados, 2:1, como montmorilonita e vermiculita, carregam cargas negativas permanentes, enquanto as argilas 1:1, como a caulinita, e principalmente as superfícies dos óxidos de Fe e Al, podem carregar tanto cargas negativas quanto positivas, dependendo das condições na solução de equilíbrio, notadamente do pH (Ferreira, 2003).

As cargas permanentes decorrem da substituição isomórfica nos minerais de argila, sendo que tanto a quantidade de carga quanto sua natureza independem do pH e da concentração catiônica total da solução (Ferreira, 2003). As cargas permanentes estão sempre operantes, pelo menos na faixa de pH normalmente encontrada nos solos, pois são produto de substituições iônicas nas estruturas dos minerais (Alleoni & Camargo, 1996).

Cargas variáveis são aquelas originárias da adsorção de íons na superfície dos colóides do solo, sendo a carga líquida determinada pelo íon que é adsorvido em excesso. Os principais íons determinantes de potencial na solução do solo são H^+ e OH^- ; sendo esses denominados de colóides de carga dependente do pH. Caulinita, goethita, hematita e gibbsita são os principais minerais do solo que apresentam essa característica (Fontes et al.; 2001).

Nas superfícies com cargas variáveis, tanto a intensidade das cargas como o sinal delas são completamente dependentes do pH e da concentração catiônica total em solução. Aumentando tanto o pH como a concentração

catiônica total, as cargas negativas do solo tendem a aumentar. Com o decréscimo no pH, ocorre o inverso, ou seja as cargas positivas aumentarão. Portanto, sob condições de soluções eletrolíticas diluídas, as quais favorecem a sobreposição de duplas camadas difusas, as cargas superficiais opostas promoveriam grande interação Coulombiana entre partículas (entre superfícies carregadas positiva e negativamente), resultando na floculação do sistema (Ferreira, 2003).

Uma característica essencial à formação e ao desenvolvimento de cargas nos colóides de carga variável é a possibilidade de hidroxilação da sua superfície. Na presença de água, os íons Si, Al ou Fe, por exemplo, localizados na superfície de minerais como caulinita, goethita, hematita e gibbsita, completam sua camada de coordenação com íons hidroxila, de modo que toda superfície se torna hidroxilada. Os grupamentos hidroxila destes minerais podem estar ligados a um, dois ou três metais na estrutura do mineral. Na camada hidroxilada, cargas positivas ou negativas podem ser criadas por protonação ou desprotonação do grupamento hidroxila (Fontes et al.; 2001).

A quebra de ligações nas bordas dos minerais de argila produz cargas positivas, quando em soluções ácidas, e cargas negativas, em meio alcalino. As cargas positivas das bordas podem provocar a floculação da suspensão por atração eletrostática entre a borda positiva e as faces negativas, dando origem a uma associação borda-face. Na presença de eletrólitos, a distância entre duas camadas duplas difusas diminui, podendo formar uma associação face-face ou borda-borda, em virtude das forças de van der Waals (Baver et al., 1973)

2.2. Floculação e dispersão

A dispersão de agentes cimentantes em agregados é um fenômeno que pode ocorrer naturalmente ou por ação antrópica, sendo o fenômeno causador da alteração físico-química da estrutura do solo. A resposta do solo à ação de forças desagregantes depende, em grande parte, de suas características químicas, físicas e mineralógicas.

A dispersão da argila do solo pode ser provocada pela qualidade da água aplicada no solo, seja por precipitação natural, irrigação ou fertirrigação, por estar associada a uma possível alteração nas relações entre os diversos

cátions presentes no solo. Para Veloso (1991) essas alterações podem trazer eventuais deteriorações na estrutura do solo, afetando o sistema de poros e contribuindo para alterações na infiltração e condutividade hidráulica deste meio. A consequência do aumento da dispersão de argila também é constatada pela redução na estabilidade dos agregados do solo, ficando a fração argila em condições de ser facilmente transportada, sob condições de chuva ou irrigação, para horizontes subsuperficiais do solo (Silva, 2003).

A floculação pode também ocorrer em razão de fenômenos de natureza eletrolítica. Em um sistema coloidal, o potencial zeta é definido como a diferença de potencial entre a camada imóvel de íons junto a superfície da fase dispersa (argila) e o ambiente (meio solúvel). Os valores desse potencial têm influência na floculação e dispersão das argilas no solo. Quanto mais alto, maior será a probabilidade de haver dispersão de argilas. Esse potencial pode ser reduzido: (I) abaixando-se o pH (diminuindo a carga negativa da micela); (II) aumentando-se a concentração de cátions ao redor da micela; e (III) colocando-se íon Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} em substituição ao Na^+ (BRADY, 1979).

As partículas coloidais com alto potencial zeta repelem-se mutuamente quando se aproximam em uma suspensão. Reduzindo-se o potencial a determinado grau, essas partículas atraem-se mutuamente, podendo haver a formação de floculos. Essa floculação é do tipo salina, sendo rápida quando a queda do potencial é feita com cátions bivalentes ou trivalentes (Baver et al., 1973).

O complexo coloidal dos solos de regiões de clima tropical, úmidas e subúmidas é, geralmente, dominado por alumínio (Al^{3+}) e hidrogênio (H^+), sendo que esses íons favorecem a floculação dessas partículas. Em muitos solos de regiões áridas e semi-áridas, os íons Na^+ mostram-se com certa predominância no complexo de troca, o que resulta, geralmente, num estado de dispersão dos colóides do solo, tornando tais solos de baixa permeabilidade à água. Os solos saturados com Na^+ apresentam como característica o fato de possuírem maior capacidade de hidratação, dureza e expansividade que os solos saturados com, por exemplo, Ca^{2+} (Veloso, 1991).

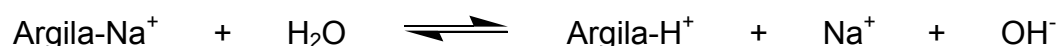
A dispersão do sistema coloidal é inversamente proporcional à ordem de energia de retenção dos cátions monovalentes: $\text{Li}^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Cs}^+$. Por outro lado, os cátions polivalentes têm alto poder de floculação. O poder floculante dos cátions aumenta de acordo com a seqüência: mono, di e

trivalentes. Assim, para um mesmo efeito flocculante, nessa mesma ordem, as concentrações destes cátions guardam a relação - 1: (1/2)⁶: (1/3)⁶. Isso indica que se necessita de maior quantidade de cátions monovalentes para ocasionar o mesmo efeito de cátions divalentes e, este, em maior quantidade do que os trivalentes (Gjorup, 1992).

A adsorção de íons Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺ no solo pode causar dispersão ou floculação dos colóides do solo, dependendo das condições iniciais em que o solo se encontra e das concentrações relativas desses íons na solução do solo, regulando, assim, a espessura da dupla camada.

O íon Na⁺ possui grande raio iônico hidratado, por isso ele pode dispersar os colóides do solo com mais facilidade e, de acordo com sua concentração na solução, influenciar fortemente na permeabilidade do solo à água. Quando se lixivia o solo com água destilada, a espessura da dupla camada pode aumentar, graças à redução da concentração de cátion na solução (Kihkham & Powers, 1972).

Pizarro (1978) destaca a floculação das argilas sódicas provocada por água freática salinizada:



Quando na solução do solo predomina o Na⁺, o equilíbrio desloca-se no sentido inverso (para esquerda). Há diminuição dos íons OH⁻, razão pela qual o pH não supera muito o valor 7. Os íons Na⁺ flocculam as argilas quando em concentrações elevadas. Por outro lado, eliminando-se o Na⁺ na solução do solo, por meio de lixiviação por exemplo, a reação vai no sentido da direita. Formam-se íons OH⁻, há aumento no pH e as argilas tendem a se dissociarem, ocorrendo aumento na quantidade de cargas negativas na sua superfície e, com isso, ocorrendo dispersão.

Frenkel et al. (1978) constataram aumento na dispersão de argila com o aumento nos teores de sódio, em solos caulíníficos. Os autores enfatizaram que a dispersão de argila proporcionou o adensamento do solo, como consequência do bloqueio dos poros por argila dispersa.

Rengasamy (1983) verificou menor dispersão de argila em solos com maiores teores de cálcio e magnésio, enfatizando que cátions polivalentes formam pontes de cátions com partículas carregadas negativamente,

aumentando a agregação do solo. Em solos álicos ricos em matéria orgânica, a presença desses cátions pode, no entanto, proporcionar efeito contrário. Em estudo onde se analisou o efeito de fontes de cálcio e magnésio na dispersão da argila no solo, Jucksch et al. (1986) verificaram que esses elementos fornecidos como cloretos e sulfatos, não provocaram efeito dispersante da argila do solo, enquanto que a argila dispersa em água foi aumentada quando a fonte de cálcio e magnésio foi o carbonato. Fontes et al. (1995) observaram que a adição de CaCl_2 e CaSO_4 , em alguns casos, provocou efeito floculante.

Corrêa et al. (2003) observaram correlação significativa ($r = 0,80$) entre os teores de magnésio e os valores de ADA para diversos solos. O papel do magnésio na dispersão das argilas ficou mais evidente nos vertissolos. Nestes solos, mesmo sendo baixos os teores de sódio em relação aos de cálcio, a argila dispersa mostrou-se bastante elevada, condizente com os teores elevados de magnésio. Scheafer (1994) verificou a ocorrência de Planossolos Nátricos em Roraima (Brasil) com elevada saturação com magnésio, resultando em efeitos físicos deletérios.

As argilas dos solos podem encontrar-se floculadas ou dispersas. Para determinar a proporção de argila naturalmente dispersa, no laboratório, a amostra de solo é submetida à dispersão mecânica, sem o acréscimo do dispersante químico utilizado na análise textural.

A necessidade de se identificar e caracterizar os fatores que atuam na formação e estabilidade dos agregados do solo e, por conseguinte, na sua influência na floculação da argila, tem sido reconhecida por diversos autores, em diferentes épocas (Vitorino, 2001). Dentre os fatores diretamente associados à dispersão da argila do solo estão a Relação de Adsorção de Sódio (RAS) e a condutividade elétrica (CE) da água de irrigação e características físico-químicas do solo, tal como o Ponto de Carga Zero (PCZ).

2.3. Relação de Adsorção de Sódio (RAS)

Para Sposito & Mattigod (1977) a RAS é a primeira característica a ser considerada para avaliar o possível risco de sodicidade do solo, proporcionada pela água de irrigação .

A RAS da água é uma característica indicadora dos possíveis problemas de infiltração que um solo poderá apresentar como resultado do excesso de

sódio em relação ao cálcio e magnésio. A equação matemática da RAS está baseada na expressão do coeficiente de seletividade de troca de cátions, derivada da equação de Gapon. Entretanto, alguns autores questionam a forma de cálculo por não levar em consideração a formação de complexos solúveis de sódio, cálcio e magnésio, que pode ocorrer principalmente em águas que contenham quantidades significativas de sulfato, bicarbonato ou carbonato (Maia et al., 1998). Por não levar em conta essas características químicas, a equação da RAS pode possibilitar interpretações equivocadas dos resultados. No entanto, o procedimento continua sendo de avaliação aceitável para a maioria das águas utilizadas na agricultura irrigada (Ayers & Westcot, 1991).

O uso da RAS ajustada, em substituição à RAS proposta por Richards (1954), possibilita uma avaliação da tendência de a água de irrigação dissolver o cálcio do solo, aumentando o cálcio solúvel, ou de precipitá-lo, reduzindo o cálcio solúvel (Scaloppi e Brito, 1986). Oster & Rhoades (1977) avaliaram cuidadosamente a RASaj e concluíram que o perigo do sódio é superestimado em 50% quando não se usa essa correção do valor da RAS na água.

A classificação proposta pelos técnicos do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos é baseada na condutividade elétrica (CE) como indicadora do risco de salinização do solo e na RAS como indicadora do perigo de sodicidade do solo.

2.4. Condutividade elétrica (CE)

A condutividade elétrica é a medida da capacidade de transportar corrente elétrica que uma solução aquosa apresenta. Esta capacidade depende da presença de íons, de sua concentração total, da mobilidade e da temperatura (Greenberg et al., 1992). Ela é boa indicadora das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes (Almeida Neto, 2003).

Altos valores de CE indicam elevadas concentrações de substâncias iônicas dissolvidas e podem indicar características corrosivas da água. A CE indica a concentração de sais existentes na água, além de variações de pH e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (Almeida Neto, 2003). O monitoramento condutivimétrico de rios e lagos é

usado para controlar a poluição (Greenberg et al., 1992).

A CE da água destilada está na faixa de 0,5 a 3 $\mu\text{S cm}^{-1}$; a água potável nos Estados Unidos encontra-se entre 50 a 1.500 $\mu\text{S cm}^{-1}$; e esgotos industriais apresentam CE normalmente acima de 10.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Von Sperling, 1996).

A CE do extrato de saturação de solos mais intemperizados está, normalmente, entre 0,05 e 0,35 dS m^{-1} ; no caso de solos menos intemperizados, os valores estão entre 0,20 a 1,0 dS m^{-1} e em solos de regiões com baixo índice pluviométrico, na faixa de 1,5 a 30 dS m^{-1} (Matos, 2004).

A água contendo poucos íons, ou seja, com baixa CE, pode agravar o problema de infiltração, pela expansão e dispersão dos minerais e da matéria orgânica do solo e, ainda, pela capacidade de dissolver e remover o Ca^{+2} . Por outro lado, alta salinidade da água de irrigação aumenta a taxa de infiltração, enquanto baixa salinidade, ou proporção alta de sódio em relação ao cálcio e magnésio, a diminui (Maia et al., 1998).

Elevadas concentrações de eletrólitos na solução do solo são capazes de promover a compressão da dupla camada difusa. Esses efeitos são melhor visualizados em argilominerais expansíveis do tipo 2:1 (Freire, 2001).

Quanto ao risco de salinidade do solo, as águas são classificadas em C1, C2, C3 e C4 referentes a águas de salinidade baixa, média, alta e muito alta, respectivamente. Quanto ao risco de sodicidade, as águas são divididas em S1, S2, S3 e S4 referentes a baixa, média, alta e muito alta concentração de sódio, respectivamente (Bernardo, 1995).

2.5. Ponto de Carga Zero (PCZ)

O ponto de carga zero (PCZ) é uma das mais importantes propriedades do solo para a descrição de fenômenos decorrentes da dupla camada elétrica de faces reversíveis (Fontes et al., 2001), podendo ser definido como o pH no qual há equilíbrio entre cargas positivas e negativas na superfície das partículas carregadas do solo.

Para Rodrigues Neto (1996) o PCZ foi a variável que melhor explicou o fenômeno de dispersão da argila, indicando que o potencial elétrico de superfície controlou a dispersão.

Segundo Mitchell (1976) e Uehara (1979) para que ocorra dispersão de argila geralmente se necessita de pH elevado. Porém, apenas a elevação de

pH pode não ser suficiente se o ponto de carga zero do solo for também alto. Para que ocorra dispersão é necessário que exista excesso de cargas negativas ou positivas no solo e, para que isto ocorra, o valor do seu pH deve estar distanciado do valor do PCZ. Quanto maior for essa diferença, melhores seriam as condições de se manterem suspensões estáveis ou dispersão de argila do solo.

Sparks (1995) afirmou que o aumento no pH pode resultar em aumento na quantidade de argila dispersa em solos de carga variável, devido à geração de cargas negativas nas partículas do solo. As influências do pH e da concentração de eletrólito na dinâmica de cargas em solos com cargas dependentes de pH foram estudadas por Rajj & Peech (1972). Quando o pH do solo encontrava-se mais alto que o PCZ, ele tendeu a permanecer disperso, em virtude da dominância de cargas negativas, havendo predomínio de forças de repulsão entre as partículas. Os autores concluíram que o PCZ, particularmente da caulinita e dos óxidos de ferro e alumínio, é condição fundamental para que o solo apresente PCZ mais elevado. Com isso, em se mantendo o pH próximo ao PCZ, maiores dificuldades ocorrem para a dispersão das partículas.

Gillman (1974) considerou que o solo tem menor teor de argila dispersa em água quando o pH está próximo ao PCZ. Com o pH do solo maior do que o PCZ ocorre predominância de cargas negativas, produzindo forças eletrostáticas, tendendo a ocorrer repulsão entre as partículas.

2.6. Características físicas do solo

Dentre as características físicas do solo que podem ser alteradas por efeitos físico-químicos pode-se citar: condutividade hidráulica, agregação, porosidade, argila dispersa em água, superfície específica e densidade do solo.

2.6.1. Condutividade hidráulica em meio saturado (K_0)

Os fatores que interferem na medição do fluxo de água no solo estão discutidos por Youngs (1995). Estes incluem a influência da fase gasosa; os efeitos da heterogeneidade das propriedades do solo; o fenômeno da expansão e contração; a agregação e dispersão, desvios da lei de Darcy; efeitos térmicos e relações de histerese da água.

Entre as propriedades que influenciam a condutividade hidráulica, estão a textura, a densidade, a estabilidade estrutural, a composição da solução do solo e do complexo de troca, a expansibilidade, a atividade microbiana e a possível presença de ar que possa bloquear a passagem do fluido (Hillel, 1970).

A condutividade hidráulica em meio saturado (K_0) pode descrever o sistema poroso de um solo, englobando propriedades tais como quantidade, tamanho, morfologia, continuidade e orientação dos poros. Seus valores têm sido utilizados para caracterizar a estrutura e a estabilidade dos agregados em água (Mesquita, 2001).

A macroporosidade é fator de extrema importância no valor de K_0 , sendo que sua diminuição proporciona redução nos valores de K_0 (Mesquita, 2001). Segundo Ellies et al. (1997), ao se aumentar o grau de agregação do solo, a distribuição dos valores da K_0 torna-se cada vez menos variável. Ferreira (1999) classificou a K_0 como muito rápida para valores superiores a 25 cm h^{-1} , rápida de $12,5$ a 25 cm h^{-1} e moderadamente rápida de $6,5$ a $12,5 \text{ cm h}^{-1}$.

Lopes (1984) destacou que os latossolos sob cerrados, apesar de apresentarem elevados teores de argila, apresentam baixa densidade do solo, proporcionando altos valores de capacidade de infiltração da água e de macroporosidade.

Segundo Ghiberto et al. (2007) a redução nos valores de K_0 pode estar associada ao desarranjo e alteração dos agregados do solo, resultando num colapso dos macroporos, redução no tamanho dos poros, aumento da tortuosidade, obstrução dos poros causados por colóides orgânicos e dispersão de partículas minerais.

2.7. Qualidade da água de irrigação

Na literatura estão apresentados vários modelos de classificação de água para irrigação, sendo ela assim classificada quanto ao grau de restrição de uso, no que se refere aos problemas físicos causados ao solo: nenhuma, baixa a moderada e severa, conforme pode ser verificado no Quadro 1.

As diretrizes apresentadas no Quadro 1 são referentes aos problemas de infiltração que resultam de mudanças desfavoráveis nas características

químicas do solo, provocadas tanto pela salinidade quanto pela sodicidade (Ayers & Westcot, 1991).

Quadro 1: Diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação, considerando-se o risco de dispersão da argila e a conseqüente redução na taxa de infiltração de água no solo

-----RAS-----	Grau de restrição de uso		
	Nenhum	Baixa a moderada	Severa
	----- CE _a (dS m ⁻¹) -----		
0 – 3	≥ 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
3 – 6	≥ 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
6 – 12	≥ 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
12 – 20	≥ 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
20 – 40	≥ 5,0	5,0 – 2,9	< 2,9

[†] CE_a – condutividade elétrica da água em deciSiemens por metro (dS m⁻¹), a 25°C.

Na Figura 1 apresenta-se um diagrama de riscos de redução na infiltração da água no solo por efeito tanto da salinidade (CE_a) como da relação de adsorção de sódio (RAS). Esta figura pode ser utilizada para estimativa rápida de possíveis riscos de redução na infiltração de água, em substituição ao Quadro 1, no qual estão apresentados os riscos distribuídos apenas por faixas de valores.

Em vista dos riscos na dispersão dos colóides, torna-se de grande importância o controle criterioso da qualidade água usada na irrigação, principalmente quando ela for de baixa CE e RAS elevada. Quando um solo é irrigado com água de RAS elevada, é importante que a CE seja suficientemente alta para evitar a dispersão dos colóides, o que pode levar à obstrução dos poros (Freire, 2001).

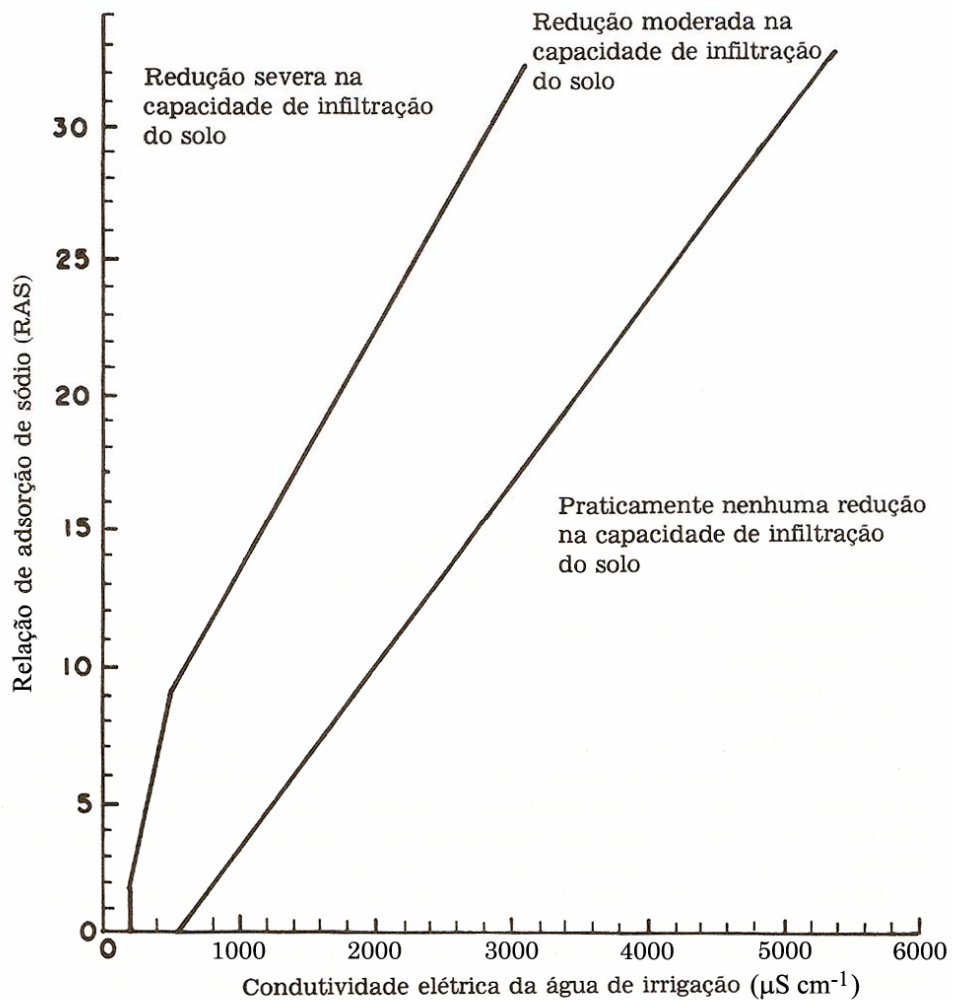


Figura 1: Redução relativa da infiltração, provocada pela salinidade e a relação de adsorção de sódio (Rhoades (1977) e Oster & Schroer, (1979), citados por Ayers & Westcot (1991).

Os fatores da qualidade da água que podem influir na infiltração são os teores totais de sais e o teor de sódio em relação aos teores de cálcio e magnésio. Alta salinidade aumenta a taxa de infiltração, enquanto baixa salinidade, ou proporção alta de sódio em relação ao cálcio e magnésio, a diminui. Ambos os fatores (salinidade e proporção de sódio) podem atuar simultaneamente (Maia et al., 1998).

Silva (2006) verificou aumento nos valores da argila dispersa em água (ADA) nos solos cultivados em relação ao solo sob mata nativa. O solo irrigado apresentou os maiores valores de ADA em todas as camadas estudadas. Ucha e Ribeiro (1995) também verificaram maiores valores de ADA em solos

irrigados em relação a solos sob sequeiro e mata nativa, devido à composição química da água de irrigação.

Os cátions presentes na solução do solo provenientes da água de irrigação, têm a capacidade de substituir outros cátions presentes na dupla camada difusa. Conforme já discutido anteriormente, quando o íon dominante na água de irrigação é o sódio, este pode provocar a degradação na estrutura do solo. O íon sódio, por ser monovalente, aumenta a espessura da dupla camada difusa na superfície das argilas, reduzindo as forças de atração entre elas, com conseqüente aumento da dispersão das partículas (Sposito, 1989). Assim, na avaliação da qualidade de águas para irrigação, é preciso estabelecer, quantitativamente, a sodicidade resultante no solo irrigado, isto é, estimar a PST associada à RAS da água a ser aplicada (Paliwal & Gandhi, 1976).

Diversos autores estudaram, no equilíbrio, a relação entre RST e RAS (Quadro 2). A diferença entre equações é atribuída à composição mineralógica, aos tipos de sais solúveis de sódio, ao teor de matéria orgânica, ao pH e à presença de carbonato de cálcio. Tal fato comprova o perigo da generalização de equações desenvolvidas para solos de outras partes do mundo, para estimar o equilíbrio entre o sódio em solução e o sódio trocável em solos brasileiros (Freire, 2001).

Quadro 2: Equações de regressão determinadas para estimar a relação de sódio trocável (RST) em função da relação de adsorção de sódio (RAS)

Equação	País (Estado)	Fonte
$RST = - 0,0126 + 0,0147 RAS$	Estados Unidos	RICHARDS (1954)
$RST = - 0,057 + 0,0173 RAS$	Estados Unidos	BOWER (1959)
$RST = - 0,0273 + 0,0146 RAS$	Egito	ELSEEWI et al. (1977)
$RST = - 0,0135 + 0,0212 RAS$	Brasil (Paraíba)	PEREIRA et al. (1982)

2.8. Mineralogia e dispersão da fração argila de solos altamente intemperizados

O comportamento apresentado pelo solo depende, em grande parte, da sua mineralogia. O tipo e a quantidade dos minerais presentes exercem influência em importantes propriedades físico-químicas dos solos (Rodrigues Neto, 1996).

Solos altamente intemperizados como Latossolos e Argissolos, são predominantes no território brasileiro e de grande relevância na América Latina. Por serem solos com grau de intemperismo mais elevado, possuem mineralogia da fração argila dominada por minerais silicatados do tipo 1:1 e óxidos de Fe e Al, além de, ocasionalmente, de Mn. Aparentemente possuem mineralogia simples, mas uma observação mais atenta na literatura demonstra que existe imensa variabilidade no comportamento desses minerais (Fontes et al., 2001).

Em solos altamente intemperizados, a caulinita é o principal e virtualmente o único mineral silicatado em quantidade expressiva, enquanto a goethita e a hematita são os principais óxidos de Fe e a gibbsita praticamente o único óxido de Al presente. Contudo, todos eles mostram grande diversidade de características, tais como tamanho de partículas, faces expostas, graus de substituição isomórfica, etc., o que os induzem a comportamentos bem diferenciados quanto a importantes reações do solo. A diversidade das características é atribuída, principalmente, aos diferentes ambientes de formação a que esses minerais estão sujeitos (Fontes et al., 2001).

Pela presença de grupos hidroxila expostos e pela baixa taxa de substituição isomórfica, a caulinita apresenta predominância de carga dependente de pH. O ponto de carga zero (PCZ) da caulinita varia de 0 a 5,0 (Gjorup, 1992). Entretanto, Bell e Gillman (1978) encontraram uma variação de 3,0 a 3,5 para o PCZ da caulinita.

A pequena carga negativa da caulinita dificulta, sob este aspecto, a sua dispersão e, quando esta é tratada com NaOH, o seu pH pode atingir valores elevados, propiciando grande aumento na densidade de cargas e maior dispersão (Gjorup, 1992).

A gibbista é um polimorfo de hidróxido de alumínio comum em solos, cujo PCZ varia de 7,8 a 9,5 (Gjorup, 1992). Desse modo, partículas de hidróxido de alumínio são sempre carregadas positivamente, em meio ácido, tendendo a se ligar a partículas de argila carregadas negativamente.

Os óxidos de ferro se encontram na categoria de minerais com carga variável e são caracterizados por apresentarem interface reversível, podendo reagir tanto com ácidos como com bases, tendo, portanto, caráter anfótero. Para Lima (1992), sua carga superficial é determinada pela concentração de íons H^+ e OH^- na solução. Além do pH, a carga depende também da

concentração e valência de eletrólitos na solução. A hematita é importante componente de solos de regiões tropicais e subtropicais, sendo responsável pela sua coloração avermelhada.

O PCZ da hematita sintética e da goethita apresenta-se variando de pH 7,5 a 9,3. Os valores de PCZ para amostras naturais são menores de que amostras sintéticas (Schwertmann e Taylor, 1977, citados por Lima, 1992). Geralmente, o PCZ dos oxissolos se encontram entre os da caulinita e dos óxidos de ferro e alumínio (Lima, 1992).

Rodrigues Neto (1996), estudando 22 solos brasileiros, considerou que a mineralogia da fração argila apresentou influência decisiva sobre o PCZ, sendo que os valores de PCZ da hematita, goethita, gibbsita e caulinita foram em média 7,4; 6,4; 5,1 e 3,9, respectivamente.

Pela sua formação e por influência da sua mineralogia, os solos altamente intemperizados e com carga variável apresentam propriedades físicas agronomicamente desejáveis. A maioria dessas propriedades está ligada direta ou indiretamente ao desenvolvimento e ao balanço de cargas elétricas na superfície das partículas que compõem seu sistema coloidal. Assim sendo, a caracterização da carga elétrica superficial de partículas dos solos predominantes em regiões tropicais e subtropicais torna-se parte essencial da maioria de estudos sobre eles conduzidos (Fontes et al., 2001).

2.9. Efeito da concentração iônica da solução do solo na dispersão e na condutividade hidráulica do solo

Como já foi citada, a qualidade da água aplicada no solo exerce influência direta nas condições eletrolíticas do meio e, por consequência, na estabilidade dos agregados do solo. As alterações nas condições químicas de solos cultivados tais como concentração e tipo de íons na solução do solo (Rengasamy, 1983), variações do pH do solo e da concentração crítica de floculação das partículas, podem causar modificações na dispersão da fração argila, degradando a estrutura original do solo (Benites & Mendonça, 1998).

A obstrução dos poros pelas partículas de argila dispersa é a principal causa de reduções na condutividade hidráulica de solos irrigados com águas que contêm elevados teores de sódio (Frenkel et al., 1978 e Curtin et al., 1994).

Chiang et al. (1987) encontraram decréscimo na condutividade hidráulica, em relação ao aumento da dispersão, em três solos de diferentes origens, tendo a caulinita como argila dominante em todos os materiais de solo. O material do solo originado de granito foi facilmente dispersado e a condutividade hidráulica diminuiu com pequenas variações na concentração eletrolítica e na RAS. Entretanto, os outros dois solos originados de rochas máficas, que possuíam maiores CTC e elevados teores de óxido de ferro em relação ao primeiro, foram floculados, sendo praticamente insensíveis às alterações nas concentrações eletrolíticas, exceto para valores de RAS muito elevados.

A alta concentração de Na^+ no solo e o tipo de água aplicada podem trazer eventuais deteriorações da estrutura do solo, afetando o sistema de poros e contribuindo para alterações na infiltração e condutividade hidráulica. Quando a percentagem de sódio trocável (PST) excede 10 a 15%, as partículas do mineral tendem a se dispersar e a K_0 a decrescer. A água contendo pouco sal pode agravar o problema de infiltração, pela expansão e dispersão do solo mineral e matéria orgânica e, ainda, pela capacidade de dissolver e remover o Ca^{+2} (Jensen, 1983).

O efeito dos íons nas propriedades físico-químicas do solo varia de acordo com a concentração de cálcio e magnésio, com a textura e a composição mineralógica do solo. Yadav & Girdhar (1981) avaliaram um solo da Índia de textura franco-arenosa, contendo ilita, clorita e caulinita na fração argila do solo. Verificaram que o grau de dispersão aumentou e K_0 decresceu em solos de origem calcária e não-calcária, com o aumento da relação $\text{Mg}^{+2}/\text{Ca}^{+2}$, para valores de 2, 4, 8 e 16 na água de lixiviação, mantida constante a RAS, sendo que os efeitos (aumento na dispersão da argila e diminuição em K_0) foram mais significativos no solo não-calcário. Esses autores observaram, também, decréscimo em K_0 e aumento na dispersão com o aumento da RAS de 10, 25 e 50, para dada relação $\text{Mg}^{+2}/\text{Ca}^{+2}$, que foi mais pronunciado no solo não-calcário. A quantidade elevada de Mg^{+2} e Na^+ em um Solonetz, rico em cálcio, contribuiu para o aumento da dispersão e para o decréscimo na permeabilidade desse solo (KLAGES, 1966).

Shainberg et al. (1981) estudando três solos da Califórnia: Typic Haploxeralfs, Mollic Haploxeralfs e Typic Torrfluvents, observaram que os dois últimos apresentaram quantidades significativas de minerais intemperizáveis e tiveram suas características, como dispersão de argila e K_0 , menos afetadas

pelo sódio trocável a eles adicionado. Para esses autores, tal comportamento foi decorrente da manutenção da concentração eletrolítica pelo intemperismo dos minerais, considerada suficiente para manter a estruturação do solo.

Levy et al. (1988) estudaram, em laboratório, três tipos de solos do Sul da África. Nas avaliações efetuadas, verificou-se que a saturação do meio com Mg^{+2} trocável proporcionou menores valores de K_0 , que a saturação com Ca^{+2} trocável. Esse efeito específico do Mg^{+2} foi observado em todos os solos e em todos os níveis de PST, embora a concentração eletrolítica da solução do solo, ao final da lixiviação com água destilada, tenha sido mais alta no tratamento com cloreto de sódio e magnésio do que no tratamento com cloreto de sódio e cálcio.

Seis solos de diferentes regiões climáticas de Israel foram estudados, em laboratório, por Alperovitch et al. (1981). As colunas de solo, após a saturação de baixo para cima, foram lixiviadas com $0,5 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ de $NaCl-CaCl_2$ ou $NaCl-MgCl_2$. Em seguida, essas colunas foram sucessivamente lixiviadas com soluções de RAS 10 e 20 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, com concentrações salinas de $0,05 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ e $0,01 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ e água destilada. As soluções de $0,05 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ não tiveram efeito na K_0 dos solos, para nenhum valor de RAS. Evidenciou-se que esta concentração seria suficiente para prevenir os efeitos adversos do sódio trocável na K_0 dos solos estudados. Quando as soluções de $0,05 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ e RAS de 10 e 20 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ foram substituídas pelas soluções de $0,01 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$, foram observadas apenas ligeiras alterações na K_0 dos solos. Após as concentrações dos efluentes dos solos terem se equilibrado com as soluções de $0,01 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ e RAS 10 e 20 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, respectivamente, as colunas de solo foram lixiviadas com água destilada, observando-se redução nos valores de K_0 de todos os solos, sendo maior para a RAS 20 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$. O solo Herman, com CTC igual a $5,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e com predominância das argilas caulinita e vermiculita, foi completamente selado graças à expansão e à dispersão da argila.

Quirk & Schofield (1955), citados por Veloso (1991), utilizando permeâmetros, saturaram um solo com soluções de $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ de $NaCl$, $0,0316 \text{ mol L}^{-1}$ de $MgCl_2$ e $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ de $CaCl_2$, por um período de 12 horas, para equilibrar o complexo de troca com as respectivas soluções. Após a saturação, sucessivas soluções mais diluídas desses sais foram utilizadas para lixiviar as amostras por um período de cinco horas. Abaixo de certa

concentração específica para cada íon, a K_0 decresceu. A concentração de sal necessária para causar decréscimo de 10 a 15% no valor de K_0 foi denominada concentração limiar. Esse valor de concentração foi considerado um referencial abaixo do qual poderia haver redução drástica na permeabilidade do solo. O cloreto de sódio foi o sal que mais afetou a condutividade hidráulica, tornando o solo quase impermeável quando lixiviado com uma solução de $0,01 \text{ mol L}^{-1}$. Os fatores apontados como responsáveis por aquela redução foram a expansão e a dispersão das argilas.

Nascentes (2006), estudando a mobilidade de metais pesados em um LVA compactado, concluiu que além da precipitação dos metais pesados, ocorreu, também, maior dispersão nas amostras de solos submetidos à percolação de solução contaminante, quando comparado com o que ocorreu em amostras percoladas apenas com água destilada, contribuindo para a diminuição no valor de K_0 . A autora afirmou que a água destilada, ao percolar no solo, proporcionou diminuição na condutividade iônica (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , etc) da solução do solo e, por conseqüência, expansão da dupla camada difusa. Esta expansão pode ter concorrido para a dispersão coloidal, inclusive do material que atuava como agente cimentante de partículas primárias. A dispersão dos agentes cimentantes provocou ruptura, ainda que parcial, da estrutura do solo, afetando, predominantemente, a macroporosidade do meio. Como o valor de K_0 está altamente correlacionado com a macroporosidade do solo, a diminuição da macroporosidade proporcionou redução proporcional no seu valor.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Identificação e caracterização das amostras de solo

Para avaliação da influência da mineralogia do solo na magnitude dos efeitos de soluções de diferentes condições salinas e sódicas sobre as propriedades físicas dos solos, procurou-se trabalhar com amostras coletadas no horizonte B de diferentes solos de Minas Gerais com mineralogia diferente. As amostras foram provenientes das cidades de Viçosa, Belo Horizonte e Barroso, cujo material apresentava, respectivamente, presença marcante dos minerais caulinita, hematita e gibbsita, sendo classificados como Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), Latossolo Vermelho (LV) e Argissolo Vermelho (PV).

Depois de efetuada a coleta, as amostras foram secadas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, para sua caracterização física, química e mineralógica.

As análises físicas compreenderam a determinação da textura (Ruiz, 2005), densidade do solo e de partícula e argila dispersa em água (Embrapa, 1997).

No Quadro 3 apresenta-se a caracterização física dos solos estudados.

Quadro 3: Caracterização física dos solos estudados

Solo	Fração				ADA ⁴ (%)	Classe textural	Densidade	
	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila			Solo	Partículas
	----- dag kg ⁻¹ -----						----- g cm ⁻³ -----	
LVA ¹	12	8	5	75	1	Muito argilosa	0,95	2,65
LV ²	32	5	17	46	21	Argila	1,32	3,30
PV ³	19	8	29	44	34	Argila	1,02	2,70

¹ LVA - Viçosa, ² LV - Belo Horizonte, ³ PV - Barroso, ⁴ Argila dispersa em água.

As análises químicas incluíram a medição do pH em H₂O e a quantificação das concentrações de cátions trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺), acidez trocável (Al³⁺), acidez total (H+Al), matéria orgânica e fósforo remanescente (EMBRAPA, 1997). O cálcio trocável, acrescido de parte do não-trocável, foi quantificado após a utilização dos extratores Mehlich 1 e HCl 1 mol.L⁻¹, a quente. As determinações dos teores de potássio e sódio foram feitas por fotometria de chama, as de cálcio e magnésio por absorção atômica

(APHA, 1995), as de ferro por colorimetria e as de acidez trocável e potencial por titulometria (Embrapa, 1997).

Os valores da soma de bases (S), capacidade de troca catiônica (T), saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m) foram obtidos por meio de cálculos que envolveram os cátions trocáveis determinados.

O PCZ dos solos foi estimado de acordo com a equação (Gjorup, 1992):

$$\text{PCZ} = (2 \text{ pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}) \quad (1)$$

No Quadro 4 apresenta-se a caracterização química dos solos estudados.

3.2. Caracterização Mineralógica dos Solos

a) Difração de Raios-X na Fração Argila

Amostras de terra fina seca ao ar (TFSA), de aproximadamente 10 g de massa, foram dispersas pela adição de 100 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹, seguindo-se agitação em coqueteleira, durante 15 minutos. A suspensão obtida foi passada em peneira com malha de 0,053 mm (nº 270), separando-se a fração areia (Embrapa, 1997). As frações remanescentes (silte e argila) foram suspensas em solução aquosa, de pH 10 (pH elevado pela adição de Na₂CO₃) e, posteriormente, separadas por sifonamento. O material argiloso recebeu tratamento com H₂O₂, a quente, para eliminação da matéria orgânica, sendo, posteriormente, secado ao ar e moído em almofariz.

A argila foi analisada em um Difrátômetro com radiação de cobalto (comprimento de onda de 1,5418 Å) e filtro de níquel, com velocidade de exposição de 1º. min⁻¹ (Matos, 1995).

Nas Figuras 1A, 2A e 3A apresentam-se os espectros das frações silte e argila dos solos estudados.

Quadro 4: Caracterização química dos solos estudados:

Solo	pH		PCZe	P	K	Na	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	ISNa	P-rem	M.O.
	H ₂ O	KCl		----- mg dm ⁻³ -----			----- cmol _c dm ⁻³ -----						----- % -----			mg L ⁻¹	dag kg ⁻¹	
LVA	4,80	4,19	3,58	2,0	50	12,4	0,16	0,16	0,65	12,6	0,50	1,15	13,10	3,8	56,5	4,69	6,7	0,50
LV	4,92	4,22	3,52	2,3	58	13,4	0,25	0,17	0,55	12,0	0,63	1,18	12,63	5,0	46,6	4,94	8,1	2,38
PV	5,44	4,56	3,68	1,3	34	1,4	3,71	0,56	0,25	12,9	4,37	4,62	17,27	25,3	5,4	0,13	7,5	1,44

pH em água, KCl e CaCl₂ - relação 1:2,5

PCZ_e – ponto de carga zero estimado (PCZ = 2 pH_{KCl} – pH_{H₂O})

P - Na - K - Extrator Mehlich 1

Ca, Mg e Al – Extrator: KCl 1 mol L⁻¹

H +Al - Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0

SB - Soma de Bases Trocáveis

CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva

CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica

V - Índice de Saturação por Bases

m - Índice de Saturação por Alumínio

ISNa - Índice de Saturação por Sódio

Mat. org. (MO) = C.Org. x 1,724 – Walkley-Black

P-rem - Fósforo Remanescente

3.3. Ensaio em laboratório

O experimento foi constituído pela aplicação de 30 diferentes combinações de CE e RAS em água, aplicada em 3 tipos de solos; Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), Latossolo Vermelho (LV) e Argissolo Vermelho (PV), do Estado de Minas Gerais.

Os tratamentos corresponderam à aplicação, nos três solos, de soluções de percolação, preparadas com todas as combinações possíveis de CE (valores de 200; 500; 1000; 2000; 4000 e 8000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) e RAS (valores de 0, 5, 10, 20 e 40 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$), em três repetições, dispostos em um delineamento em blocos casualizados, totalizando 270 unidades experimentais. Para obtenção dos valores especificados para CE e RAS, foram utilizados os sais NaCl e CaCl_2 no preparo das soluções de saturação e percolação.

Partindo da expressão para o cálculo da RAS, dependente das concentrações molares de sódio, cálcio e magnésio na solução do solo, foi obtida uma segunda expressão para determinação das concentrações de sódio e cálcio a serem utilizadas em cada ponto experimental, a partir dos valores de RAS e de CE definidos para cada tratamento, segundo o desenvolvimento a seguir:

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (2)$$

Utilizando a aproximação a seguir, válida para o experimento em questão, no qual não foram utilizados sais de magnésio:

$[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] \cong [Ca^{2+}]$, a expressão para a RAS se resume a:

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}]}{2}}} \Rightarrow [Na^+] = RAS \cdot \sqrt{\frac{[Ca^{2+}]}{2}} \quad (2.a)$$

Assumindo que $[Na^+] + [Ca^{2+}] = 10 \cdot CE$ (Richards, 1954),

$[Ca^{2+}] = 10 \cdot CE - [Na^+]$, e substituindo na equação 2.a, pode-se fazer:

$$[Na^+] = RAS \cdot \sqrt{\frac{10 \cdot CE - [Na^+]}{2}} \quad (2.b)$$

Desenvolvendo a equação 2.b, elevando ao quadrado os dois lados e rearranjando, obtém-se uma equação de 2º grau em que a $[Na^+]$ é a incógnita em questão. Calculando as raízes, de forma que a $[Na^+]$ na solução a ser preparada seja função da RAS e da CE desejadas num dado tratamento, obtém-se:

$$[Na^+] = \frac{-RAS^2 + \sqrt{RAS^4 + 80 \cdot CE \cdot RAS^2}}{4} \quad (3)$$

Equações de regressão foram determinadas para estudar, no equilíbrio, a relação entre RAS e Relação de Sódio Trocável (RST) dos solos estudados (Quadro 5) e Figuras 4A, 5A e 6A. A RST expressa a fração sólida e a RAS a solução do solo.

Quadro 5. Equações de regressão determinadas para estimar a relação de sódio trocável (RST) como função da relação de adsorção de sódio (RAS).

Solo	Equação	R ²
LVA (Viçosa)	RST = - 0,2853 + 0,09681 RAS	0,91
LV (Belo Horizonte)	RST = - 0,35266 + 0,1156 RAS	0,94
PV (Barroso)	RST = 0,04624 + 0,01813 RAS	0,99

A Porcentagem de Sódio Trocável (PST) foi obtida utilizando-se a equação 4, tendo seus valores apresentados no Quadro 6:

$$PST = \frac{Na}{CTC} 100 \quad (4)$$

Quadro 6. Porcentagem de Sódio Trocável (PST) dos solos estudados de acordo com a RAS da solução de percolação.

RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	PST média (%)		
	LVA	LV	PV
0	0	0	0
10	6,75	8,61	8,31
20	11,17	12,74	13,17
30	13,83	15,26	17,20
40	14,38	14,11	20,22
50	16,59	17,67	22,24

Tubos de PVC de 5 cm de diâmetro e 20 cm de comprimento e que tiveram, previamente, sua superfície interna corrugada com aplicação de cola de PVC impregnada com areia lavada foram utilizados na confecção das colunas de solo. A parte inferior dessas colunas foi fechada com tela forrada

com um disco de lã de vidro, sendo o solo acondicionado, tomando-se o cuidado de homogeneizar a distribuição das partículas para evitar a formação de camadas de compactação diferenciada, até uma altura de 10 cm, de acordo com a massa específica do solo (Quadro 7). Na parte superior da coluna foi colocado outro disco de lã de vidro, para evitar distúrbios na superfície quando da passagem das soluções.

A porosidade, umidade e volume de poros foram obtidos de acordo com Embrapa, 1997.

Quadro 7. Características das colunas de solos.

Solo	Volume da coluna (cm ³)	Massa de solo (g)	Porosidade total	Volume de poros (cm ³)	Macroporosidade
LVA	179,35	181,75	0,640	114,78	0,30
LV	179,35	264,45	0,600	107,61	0,21
PV	179,35	198,50	0,622	111,56	0,35

As colunas foram colocadas para saturar dentro de bandejas plásticas, contendo a solução de saturação, conforme o tratamento, até uma altura correspondente a aproximadamente dois terços da altura da amostra de solo (7 cm) e assim permaneceram por, no mínimo, 48 horas (adaptado de Freire, 2001), quando foram montados os permeômetros de coluna vertical e carga constante (Ferreira, 1999) (Figura 2).

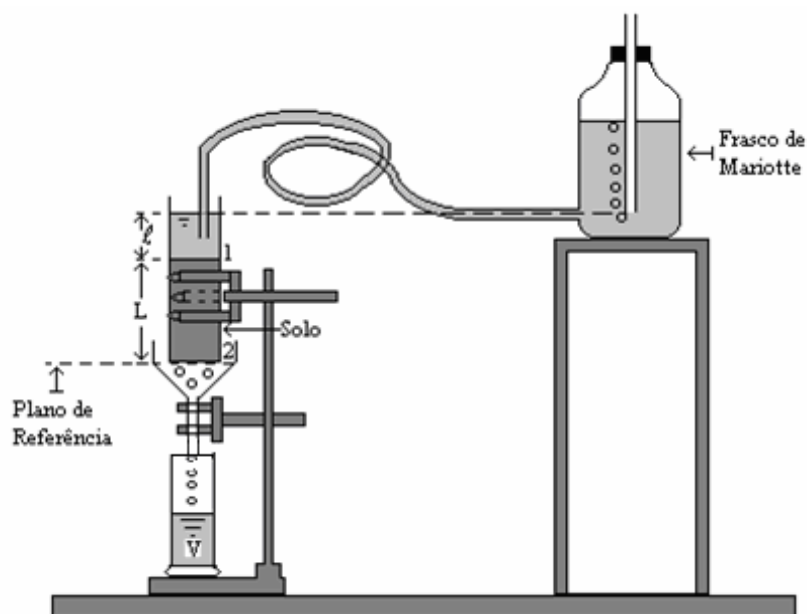


Figura 2. Esquema de um permeômetro de coluna vertical e carga constante.

A seguir, realizou-se, em regime permanente e meio saturado, a aplicação das soluções salinas, utilizando-se, para isso, frascos “Mariotte” como sistema de alimentação. A solução de saturação (Quadro 8) foi aplicada até o momento em que a CE do efluente se aproximou daquela da solução aplicada. Posteriormente, as colunas de solo foram mantidas nos recipientes com as soluções de saturação por, no mínimo, mais 24 h (adaptado de Freire, 2001).

Quadro 8. Valores da RAS, concentrações e massas de cloreto de sódio e cloreto de cálcio para preparar 12 litros das soluções de saturação e percolação

RAS (mmol_cL⁻¹)^{1/2}	Na⁺ -----mmol_cL⁻¹-----	Ca²⁺ -----mmol_cL⁻¹-----	Na+Ca	NaCl g	CaCl₂ g
0	0	5	5	0	3,33
5	3,82782	1,17218	5	2,68713	0,78067
10	4,5804	0,4196	5	3,21544	0,27945
20	4,88088	0,11912	5	3,42638	0,07933
40	4,96913	0,03087	5	3,48833	0,02056
0	0	10	10	0	6,66
5	6,55869	3,44131	10	4,6042	2,29191
10	8,54102	1,45898	10	5,9958	0,97168
20	9,54451	0,45549	10	6,70025	0,30336
40	9,87803	0,12197	10	6,93438	0,08123
0	0	20	20	0	13,32
5	10,75184	9,24816	20	7,54779	6,15928
10	15,31129	4,68871	20	10,74852	3,12268
20	18,3216	1,6784	20	12,86176	1,11782
40	19,52354	0,47646	20	13,70552	0,31732
0	0	40	40	0	26,64
5	16,96772	23,03228	40	11,91134	15,3395
10	26,23475	13,76525	40	18,4168	9,16765
20	34,16408	5,83592	40	23,98318	3,88672
40	38,17805	1,82195	40	26,80099	1,21342
0	0	80	80	0	53,28
5	25,98449	54,01551	80	18,24111	35,97433
10	43,00735	36,99265	80	30,19116	24,6371
20	61,24515	18,75485	80	42,9941	12,49073
40	73,28638	6,71362	80	51,44704	4,47127

O mesmo procedimento foi realizado, utilizando-se água destilada e água da chuva como solução de saturação e percolação. A caracterização dessas águas está apresentada no Quadro 9.

Quadro 9. Características da água destilada e da água de chuva usadas como soluções de saturação e de percolação.

Tipo de água	RAS	CE (dS m ⁻¹)
Destilada	0	0,03
Chuva	0	0,04

3.3.1. Determinação das condutividades hidráulica em meio saturado (K_0) e elétrica (CE).

Nos ensaios realizados em permeômetros, dados de volume percolado e tempo foram coletados, calculando-se K_e , empregando-se:

$$K_e = \frac{V \times L}{A \times t \times (l + L)} \quad (5)$$

em que K_e é a condutividade hidráulica em meio saturado (cm s⁻¹) a uma temperatura qualquer; V é o volume do efluente coletado na proveta (mL); L é a espessura da amostra de solo (cm); A é a área transversal da coluna de solo (cm²); t é o tempo (s); e l é a espessura da lâmina de solução acima da superfície do solo (cm).

O valor de K_e , determinado para as condições ambientais, foi recalculado para a temperatura de referência de 20 °C. Com a temperatura da solução de cada coluna de solo medida, aplicou-se a equação:

$$K_0 = K_e \left(\frac{\eta_e}{\eta_{20}} \right) \quad (6)$$

em que K_0 é a condutividade hidráulica a temperatura-padrão de 20 °C (cm s⁻¹); K_e é a condutividade hidráulica experimental (cm s⁻¹), η_e é a viscosidade dinâmica da água a temperatura ambiente (centipoise); e η_{20} é a viscosidade dinâmica da água a 20 °C (centipoise). A viscosidade da água foi obtida em tabelas (Ruiz, 2004).

Os valores de CE da água e das soluções de saturação e percolação foram determinadas com o auxílio de um condutivímetro.

3.4 – Determinação da RAS e da Argila Dispersa

A RAS foi determinada com base em cálculos executados utilizando-se a Equação 2, dosando-se o cálcio e o magnésio por absorção atômica e o sódio por fotometria de chama (Apha, 1995).

Na determinação da argila dispersa, amostras foram retiradas das colunas dos permeômetros, colocadas para secar ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, analisando-se a argila dispersa em água (X_{ADA}), em kg kg^{-1} , conforme Donagemma et al. (2003), sendo o valor obtido utilizando-se a equação:

$$X_{ADA} = M_{ADA} \frac{V_T}{V_C} \frac{f}{M_{TFSA}} \quad (7)$$

em que,

M_{ADA} – massa do solo (g);

V_T – volume total da dispersão (mL);

V_C – volume coletado (mL);

M_{TFSA} – massa da terra fina seca ao ar (g);

f – fator de correção (M_{TFSA}/M_{TFSE});

M_{TFSE} – massa da terra fina seca em estufa (g).

O grau de floculação (GF) que representa a proporção de argila naturalmente floculada em relação à argila total (Embrapa, 1997), foi obtido por:

$$GF = \frac{X_{\text{Árg}} - X_{ADA}}{X_{\text{Árg}}} \cdot 100 \quad (8)$$

3.5. Obtenção dos gráficos

De posse dos dados de ADA, RAS e CE, foram gerados os gráficos tendo ADA como variável dependente, para cada classe de solo estudado, sendo também usados para obtenção de equações de estimativa do risco de dispersão da argila do solo (qualificado como baixo, médio ou alto) em função da RAS e da CE da água aplicada. Além disso, foi construído um diagrama, no

qual foram feitas, por análises estatísticas, divisões de forma a se qualificar os riscos de dispersão (baixo, médio e alto) da argila em cada solo estudado.

Foi considerado risco baixo de redução na permeabilidade do solo quando K_0 , depois de estabilizada, reduziu menos de 10%; médio, quando a redução ficou entre 10 e 30 %; e alto, quando a redução foi maior que 30%, ou quando na análise de ADA verificou-se dispersão menor que 10%, entre 10 e 50% e maior que 50%, respectivamente.

3.6. Análise estatística dos dados

O experimento foi conduzido em esquema fatorial 6 x 5 x 3 (6 CE, 5 RAS e 3 solos) no Delineamento Inteiramente Casualizado (D.I.C.), com 3 repetições.

Os dados foram submetidos a análise de variância e regressão. Para o fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey e adotando-se o nível de 5% de probabilidade. Para o fator quantitativo, os modelos foram escolhidos baseados na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste “t” à 5% de probabilidade, no coeficiente de determinação (R^2) e no fenômeno físico-químico.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Argila Dispersa em Água (ADA)

No Quadro 10 apresentam-se os valores médios de ADA obtidos para cada classe de solo e tratamento.

Avaliando-se os solos submetidos à percolação com água destilada (ADA-A) e água de chuva (ADA-C), considerando-se, principalmente, no caso da aplicação da água de chuva como condição natural de dispersão no meio, o LVA é um solo que praticamente não apresenta argila dispersa. Os solos LV e PV, diferentemente, apresentam valores relevantes de ADA-A e de ADA-C.

Segundo Ayers & Westcot (1991) e Bagarello et al. (2005) águas de salinidade inferior a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ e particularmente abaixo de $200 \mu\text{S cm}^{-1}$, como as águas de chuva, tendem a lixiviar os sais solúveis, incluindo os de cálcio, reduzindo sua influência positiva sobre a estabilidade dos agregados e a estrutura do solo. As partículas finas de um solo assim disperso podem obstruir o espaço poroso, reduzindo, acentuadamente, a condutividade hidráulica do meio.

A menor dispersividade do LVA, quando nele foi aplicada água destilada ou água de chuva, pode estar relacionada, pelo menos em parte, ao tipo de cátion presente em grande concentração no complexo de troca deste solo. O LVA foi, dentre os solos estudados, o que apresentou maior saturação do complexo de troca com alumínio (56,5%) (Quadro 4). O alumínio, por ser um cátion trivalente, possibilita maior redução na espessura da dupla camada difusa dos colóides do solo, concorrendo para a manutenção dessas partículas mais próximas umas das outras e, por consequência menor dispersão em meio líquido.

Comparando-se os valores de ADA, obtidos com a aplicação das outras soluções salino-sódicas (ADA-S) com os obtidos com a percolação de água destilada (ADA-A) e a de chuva (ADA-C), verifica-se que o valor de ADA-S praticamente não variou, indicando influência praticamente nula da condição salina e, ou, sódica da solução na dispersão da argila no LVA. Acredita-se que, embora a aplicação de soluções com diferentes concentrações de Na e Ca tenha proporcionado o deslocamento de parte do alumínio do complexo de troca do LVA, essas mudanças não foram suficientes para provocar

Quadro 10. Argila dispersa em água (%) em amostras de solo retiradas das colunas após percolação com água destilada, água de chuva e diferentes soluções salino-sódicas, com diferentes valores de condutividade elétrica (CE) e Relação de Adsorção de Sódio (RAS)

RAS	LVA	LV	PV	LVA	LV	PV
(mmol_c L⁻¹)^{1/2}	Água destilada			Água da chuva		
	1,0	20,0	38,0	1,0	22,7	36,3
	CE = 200 μS cm⁻¹			CE = 2.000 μS cm⁻¹		
0	1,0	16,5	32,5	1,0	1,0	30,7
5	1,0	22,0	40,0	1,0	1,0	38,0
10	1,0	26,0	34,7	1,0	1,0	40,5
20	1,0	22,3	32,0	1,0	3,3	42,0
40	1,0	20,3	30,3	1,0	13,0	26,0
	CE = 500 μS cm⁻¹			CE = 4.000 μS cm⁻¹		
0	1,0	1,0	35,0	1,0	1,0	21,7
5	1,0	13,0	40,0	1,0	1,0	23,7
10	1,0	23,0	42,7	1,0	1,0	24,0
20	1,0	23,0	37,3	1,0	2,3	24,7
40	1,0	24,7	41,7	1,0	3,3	26,3
	CE = 1.000 μS cm⁻¹			CE = 8.000 μS cm⁻¹		
0	1,0	2,0	39,7	1,0	2,0	1,7
5	1,0	4,0	40,0	1,0	1,3	3,3
10	1,0	12,0	39,7	1,0	2,0	10,0
20	1,0	17,0	36,7	1,0	1,7	22,5
40	1,0	20,7	39,0	1,0	1,0	25,0

dispersão da argila do solo. Os resultados obtidos são indicativos que dificilmente ocorrerá dispersão química dessa classe de solo, em vista da forte agregação formada, possibilitando-se menores riscos de alteração na permeabilidade desses solos pela aplicação de águas sódicas.

No caso do LV, é verificada tendência de redução nos valores de ADA-S quando a solução percolada apresentava valores de CE maiores que $200 \mu\text{S cm}^{-1}$ e valores de RAS baixos. Para manutenção de condições de baixa ADA-S, os valores da RAS puderam até aumentar, desde que a CE da solução também aumentasse. Valores de ADA-S tornaram-se muito baixos, sob quaisquer condições de RAS, quando a solução apresentava CE superior a $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

O PV, ao contrário, foi o solo que se mostrou mais dispersível. Os valores de ADA-S obtidos neste solo podem ser considerados altos mesmo quando se aplicou água com salinidade relativamente alta e RAS baixa. Condições de menor dispersividade da argila do solo ocorreram apenas quando foram utilizadas soluções de percolação com CE maior que $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, tendo sido obtida redução significativa nos valores de ADA-S com a aplicação de solução de percolação de 4.000 e $8.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Água de percolação com CE $8.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e RAS de 0 a $5 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$ proporcionaram valores de ADA-S semelhantes aos obtidos nos outros dois solos avaliados, sabidamente mais intemperizados e, por esta razão, possuidores de estrutura mais desenvolvida e argila menos dispersível.

Vários autores (Frenkel et al. 1978; Rengasamy, 1983; Scheaffer, 1994; Rodrigues Netto, 1996; Freire, 2001; Corrêa et al., 2003; entre outros), em diferentes épocas, relatam a influência da mineralogia do solo nos fenômenos de dispersão e floculação das argilas, mostrando sua alta significância sobre este fenômeno. Rodrigues Netto (1996) avaliando 22 diferentes classes de solo, verificou que a mineralogia do solo teve relação com a magnitude do fenômeno de dispersão.

No presente estudo, o LVA, predominantemente caulinítico, mostrou-se menos dispersível que o LV, hematítico e o PV gibbsítico, entretanto, outras variáveis que não as mineralógicas deverão ser consideradas, incluindo-se entre elas a textura e, principalmente, o grau de desenvolvimento da estrutura do solo. Os resultados obtidos contrariaram, de certa forma, as expectativas de baixa dispersão da argila em solos gibbsíticos, uma vez que, conforme Ferreira et al. (1999), a gibbsita é considerada o mineral com maior responsabilidade

na estabilidade dos agregados em Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo.

Oliveira et al. (2004) estudaram quatro oxissolos brasileiros e encontraram que a maioria dos oxissolos gibbsíticos apresentou maior estabilidade dos agregados, quando comparados com os oxissolos caulíníficos (Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo rico em ferro). Considerando que o solo estudado (PV) é um argissolo, acredita-se que a principal razão para os resultados obtidos esteja associada à gênese do solo, sabidamente mais jovem que os latossolos. A estrutura do solo, para um mesmo material de origem, deve ser tanto mais estável quanto maior for o tempo de formação do solo. No caso dos argissolos, a estrutura em blocos, geralmente mais frágil em termos mecânicos, e a característica cerosidade, comuns nesta classe de solo, predispõem-no a liberar mais argila para a solução, em ensaios de argila dispersa. Além disso, contendo maior teor de areia e silte (Quadro 3) está mais susceptível à dispersão, conforme reportado por Mbagwu et al. (1993).

Outro resultado que, de certa forma, também contrariou o que está apresentado na literatura foi o fato do solo caulínífico (LVA), apresentar menor ADA-A, ADA-C e ADA-S que o solo hematítico (LV). Oxissolos caulíníficos têm, geralmente, menor proporção de agregados estáveis em água que oxissolos com predominância de oxihidróxidos de Fe e Al (Ferreira et al., 1999; Schaefer, 2001). Segundo Rodrigues Netto (1996) apesar de os fenômenos físico-químicos de diminuição de cargas positivas e aumento de cargas negativas do solo favorecerem a repulsão entre partículas, constituindo as causas do fenômeno de dispersão, para que o mesmo se manifeste, é necessário que a estabilidade dos agregados seja baixa o suficiente para permitir a dispersão, característica comum nos solos mais caulíníficos. O mesmo autor, estudando material de solo coletado no horizontes B de 22 solos brasileiros com ampla variabilidade mineralógica, concluiu que os solos caulíníficos e com menores teores de ferro mostraram-se mais susceptíveis à dispersão da argila.

Avaliando-se, entretanto, os valores de pH e PCZ dos solos (Quadro 4), verifica-se que o solo que apresenta maior equilíbrio de cargas de sinal diferente é o LVA, seguido do LV e o de menor equilíbrio o PV. Quando o pH do solo está próximo ao do PCZ, as cargas positivas e negativas igualam-se, tornando-se muito fracas as forças de repulsão eletrostática, principalmente

quando a concentração de cátions trivalentes trocáveis ou de eletrólitos é alta, o que tende a proporcionar diminuição do potencial elétrico, por permanecerem muitos íons na camada de Stern (Gillman , 1974, citado por GJORUP, 1992). Como o solo que possui pH mais próximo do PCZ é um solo eletricamente mais equilibrado e, com isso, apresentando menores forças de repulsão entre partículas coloidais, o LVA, por este critério, deveria mesmo apresentar menor argila dispersa, vindo, em seqüência, o LV e o PV. Ao menos aparentemente, o fator balanço de cargas elétricas no solo foi mais importante na dispersão da argila do que a mineralogia.

Feita a análise de variância dos dados (Quadro 11), verificou-se que todos os fatores (RAS, CE e CLASSE DE SOLO) e suas interações foram significativas, em um nível de 0,1 % de probabilidade na variável dependente ADA.

Quadro 11. Análise de variância dos fatores Relação de Adsorção de Sódio (RAS), Condutividade Elétrica (CE) e classe de solo (SOLO) e suas interações na variável dependente argila dispersa em água em amostras de solo submetidas à percolação de soluções salino-sódicas (ADA-S)

	GL	QM	Teste F
Intercepto	1	11472,59 *	3951,020
RAS	4	382,26 *	131,645
CE	5	1285,53 *	442,719
SOLOS	2	2055,65 *	707,940
RAS×CE	20	84,35 *	29,048
RAS×SOLOS	8	95,56 *	32,911
CE×SOLOS	10	321,38 *	110,680
RAS×CE×SOLOS	40	21,09 *	7,262
Erro	180	2,90 **	
Total	269		

GL - graus de liberdade, SQ - soma de quadrado e QM - quadrado médio.

* Significativo a 1%, pelo teste t.

** Valores não significativos em um nível de 0,1% de probabilidade, pelo teste F.

Com base nos resultados apresentados no Quadro 11, pode-se verificar que tanto a RAS como a CE, a classe de solo e todas as interações entre essas variáveis foram de alta significância na dispersão da argila nos solos estudados, confirmando que ela depende da qualidade da água e da mineralogia e, ou, condição estrutural do solo.

Na aplicação de águas residuárias, de diferentes fontes e características bem variadas, em solos agrícolas, têm sido estudados os efeitos sobre as

propriedades físicas e químicas do solo. Há relatos que demonstram que as aplicações controladas dessas águas têm trazido benefícios ao solo, mas, também há relatos de malefícios que foram causados, como a dispersão das argilas do solo, indicando a importância da qualidade da água utilizada, no controle da qualidade dos solos. Para Ayers & Westcot (1991) tanto a RAS como a CE da água aplicada têm forte influência na dispersão da argila do solo e, por isso, devem ser analisadas conjuntamente para que se possa tirar conclusões sobre o risco de diminuição da permeabilidade do solo. Freire (2001) trabalhando com nove solos do Estado de Pernambuco verificou que, de forma geral, a ADA aumentou com o incremento da RAS da solução de trabalho, sem apresentar diferenças marcantes com relação à CE.

Nas figuras 3 e 4 estão apresentados cortes nas superfícies de resposta dos valores de ADA-S em função das variáveis independentes RAS, CE e a interação RAS-CE, ajustadas para os solos LV e PV. O não ajuste de equação para o solo LVA deve-se ao fato de que, neste solo, a ADA-S foi pouco influenciada pela RAS e CE da água adicionada, tendo sido obtido uma ADA-S média de 1% para qualquer condição química da água adicionada.

A ADA-S nos solos LV e PV foi influenciada pelos fatores RAS e CE da água adicionada a eles, bem como a interação entre as duas variáveis independentes. Estes fatores foram significativos em nível de 0,1 e 0,5% de probabilidade; respectivamente, pelo teste t.

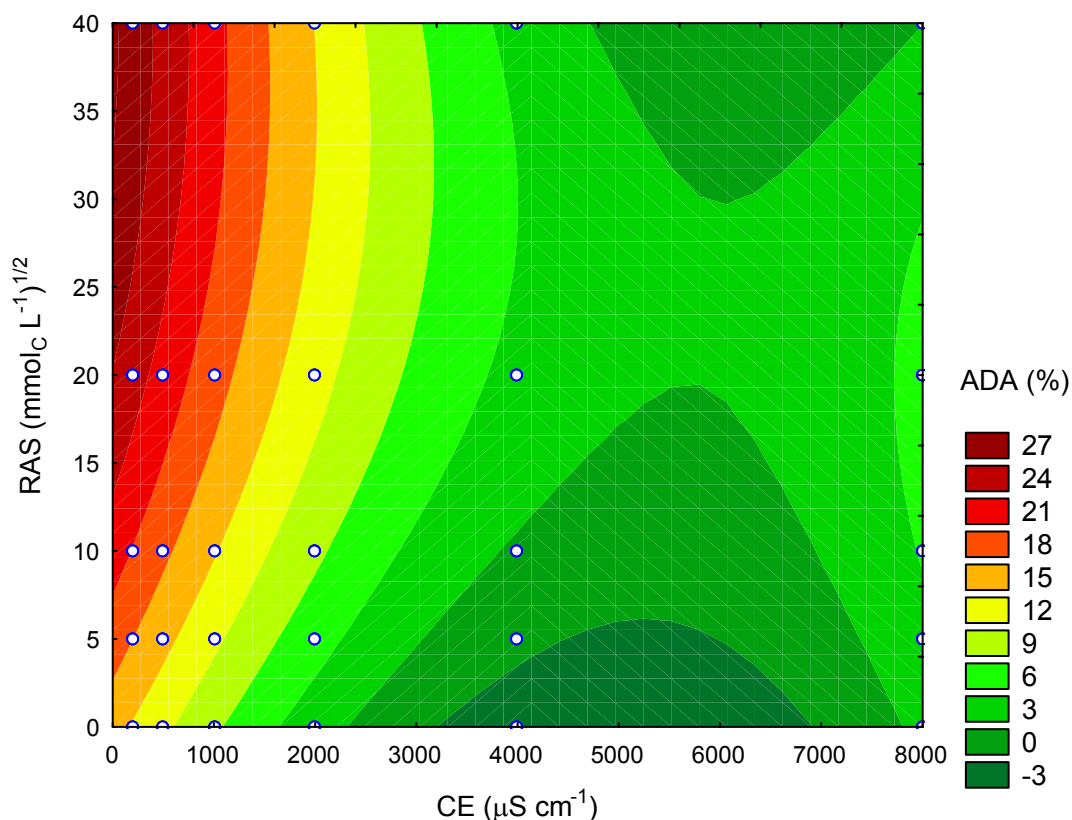


Figura 3: ADA-S em função da RAS e da CE da solução de saturação e de percolação no solo LV (hematítico), segundo a equação ajustada:

$$ADA-S = 13,18 + 0,71 RAS - 7,4 \times 10^{-3} CE - 8,7 \times 10^{-3} RAS^2 + 0,73 \times 10^{-6} CE^2 - 0,48 \times 10^{-4} RAS CE$$

$$R^2 = 0,79$$

Todos os parâmetros foram significativos a 1% pelo teste T.

Em relação à condição natural (ADA-A de 20,0% ADA-C de 22,7%) do solo LV, observou-se diminuição da ADA-S quando se aumentou os valores de CE e diminuiu os de RAS, podendo-se dizer que ocorreu floculação do solo. Segundo Rodrigues Netto (1996) espera-se que solos mais ricos em óxidos e hidróxidos e, portanto, com maior quantidade de cargas superficiais positivas, estabeleçam interações fortes com a caulinita, por meio da neutralização de cargas, possibilitando a formação de agregados mais estáveis. Atuando de forma inversa, a matéria orgânica, encontrada em maior quantidade no LV, pode atuar favorecendo a dispersão da argila do solo, já que aumenta a densidade de cargas negativas no solo, o que pode provocar dispersão da argila do solo.

Verifica-se, analisando a Figura 3, que se a CE da água for alta (superior a $1.500 \mu S \text{ cm}^{-1}$) a dispersão da argila do solo pode ser considerada baixa (menor que 15%), independente do valor da RAS. Por outro lado, a dispersão

passa a ser muito alta (superior a 25%) quando o valor da RAS for maior que $18 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$.

Águas residuárias aplicadas no solo têm geralmente CE maior que $1.500 \mu\text{S cm}^{-1}$, como é o caso da água residuária da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro, de criatórios de animais, vinhaça, etc (Matos, 2003). Com base nos resultados obtidos neste trabalho, pode-se inferir que a aplicação dessas águas como fertirrigação, em cultivos agrícolas, não deve trazer problemas de dispersão da argila no LV.

Camargo et al. (1988) verificaram redução nos teores de argila dispersa em solos que receberam vinhaça, comentando que o aumento da concentração salina no solo promovida pela vinhaça reduziu a espessura da dupla camada difusa, com conseqüente aproximação das partículas do solo. A maior atividade microbiológica em solos que receberam vinhaça pode também, tal como verificado por Lopes et al. (1986), ter influência na redução da dispersão de argila, devido à produção de mucilagem, que favorece a agregação do solo.

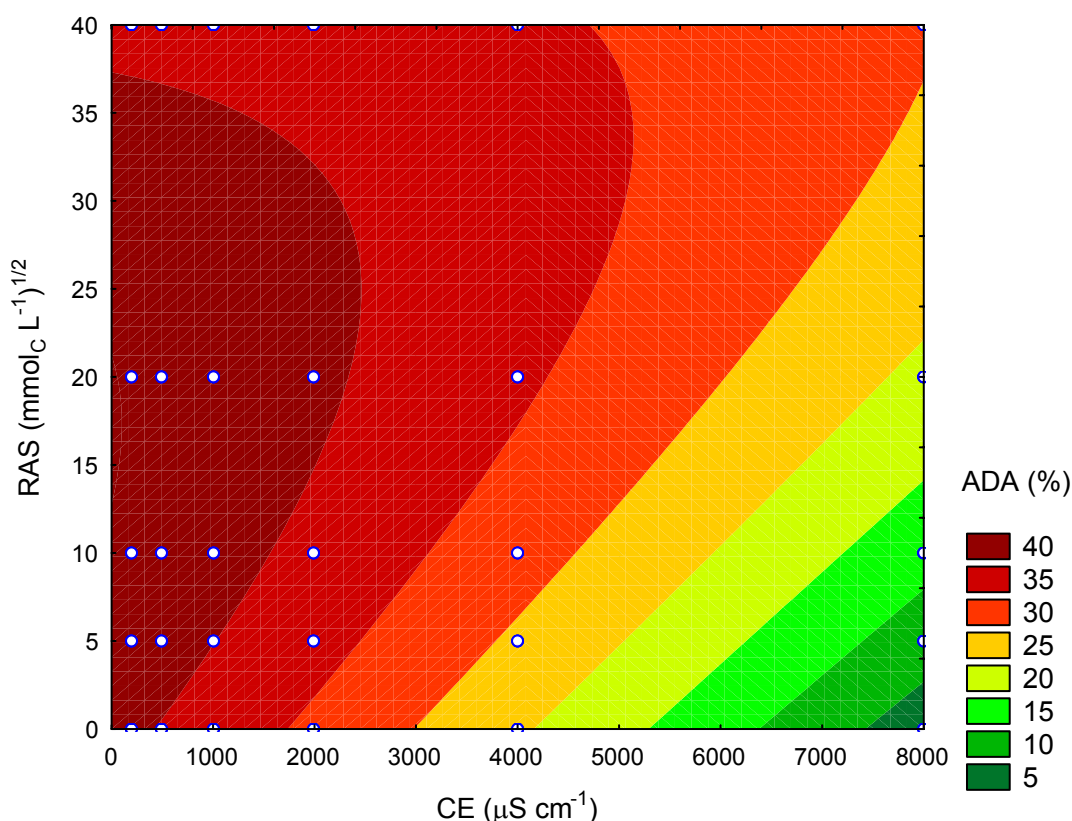


Figura 4: ADA-S em função da RAS e da CE da solução de saturação e de percolação no solo PV (gibbsítico), segundo a equação ajustada:

$$ADA-S = 37,16 + 0,43 RAS - 4,3 \times 10^{-3} CE - 0,01267 RAS^2 + 0,8 \times 10^{-4} RAS CE$$

$$R^2 = 0,72$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5% pelo teste T.

De forma muito diferente do que foi observado em relação ao solo LV e, principalmente, ao LVA, o PV mostrou-se altamente sensível à qualidade da água, no que se refere à dispersão da argila. Nestes solos, para que a dispersão fique dentro do mesmo nível considerado baixo, utilizado na discussão dos resultados obtidos para o LV, que foi de 15%, a água deveria apresentar CE maior que $6.000 \mu S cm^{-1}$, ainda assim, a RAS deverá ser inferior a $10 (mmol_c L^{-1})^{1/2}$.

No solo PV, observou-se aumento crescente nos valores de ADA-S, quando foi mantida constante a CE e aumentado o valor da RAS, exceto no último tratamento, no qual os valores não seguiram esta tendência. Os maiores valores de ADA-S foram encontrados em amostras de solo que foram submetidas à percolação de soluções com CE baixa e RAS alta, sendo o maior

valor encontrado para RAS de $10 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ e CE de $200 \mu\text{S cm}^{-1}$. Já os menores valores foram obtidos quando a solução de percolação apresentou CE alta e RAS baixa ou quando se têm altos valores para ambas as variáveis. Mantendo-se constante o valor da RAS e elevando-se a CE da solução de percolação, observou-se diminuição na dispersão da argila do PV.

Águas com baixos valores de CE e RAS, quando aplicadas ao PV, foram, da mesma forma, deletérias à estrutura do solo. O que se faz supor que água de chuva e de irrigação possam causar problemas físicos a esta classe de solo, ao menos até a profundidade do perfil em que seja proporcionado desequilíbrio eletrolítico capaz de causar distúrbios físico-químicos detectáveis como dispersão da argila do solo.

Rodrigues Netto (1996) encontrou resultados de dispersividade de solo muito diferente dos encontrados neste trabalho. Esse autor verificou que a mineralogia mais gibbsítica do solo mostrou-se relacionada com maiores valores de grau de flocculação e concluiu que, aparentemente, a presença de gibbsita inibiu a dispersão da argila do solo.

Dentre outros fatores que podem ter contribuído para que ocorresse maior dispersão de argila no solo PV estudado neste trabalho estão: menor teor de Al^{+3} , maior concentração de Mg trocável, maior CTC e maior diferença entre PCZ e pH. Com base nos resultados obtidos neste trabalho, ficou claro que o solo PV tem uma estrutura muito instável e deverá ser manejado de forma muito cuidadosa, tendo em vista à facilidade que apresentou de entrar em colapso físico, advindo da dispersão da argila e alteração da sua estrutura.

A dispersão de cinco solos de regiões áridas foi estudada por Yousaf et al. (1987a), utilizando-se de concentrações eletrolíticas de 0, 1, 4, 10, 30, 50 e $100 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ e RAS de 0, 5, 10, 20 e $40 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$. A quantidade de argila dispersa, em todas as amostras de solo aumentou com a elevação da RAS e com o decréscimo da concentração de Ca^{2+} ou Mg^{2+} . Esses autores verificaram que o valor da RAS teve efeito dominante sobre a quantidade de argila dispersa, sendo, em geral, maior com o aumento da concentração Mg^{2+} . Para Corrêa et al. (2003), além do sódio, que promove elevada percentagem de argila dispersa em água, o magnésio aparece como cátion de grande importância nesse fenômeno. Nos solos estudados pelo autor, mesmo sendo o teor de sódio bem menor que o de cálcio, a argila dispersa mostrou-se bastante elevada, condizente com os altos valores de magnésio neles contidos. Zhang

& Norton (2002) encontraram que a concentração crítica de floculação dos solos que eles estudaram foi maior com Mg^{+2} do que com Ca^{+2} , indicando que o Mg^{+2} proporcionou maior dispersão que o Ca.

Em comparação com os outros solos estudados, o PV estudado neste trabalho foi o que continha maior teor de magnésio (Quadro 4), o que pode ter contribuído na dispersão da argila. Acredita-se que, a maior concentração das bases Ca e Mg no PV possam, também, ter contribuído para que esse solo apresentasse maior percentual de argila dispersa em água. Quando em solução, o Mg adquire forma iônica Mg^{+2} ficando com a mesma densidade de cargas que o Na^{+} , pois ambos ficam com dez elétrons em sua estrutura eletrônica; talvez isso possa explicar o comportamento dispersivo do Mg^{+2} .

Gjorup et al. (1990) concluíram que os solos com pequena diferença de seus valores de pH, em relação ao PCZ estimado ($2pH_{KCl} - pH_{H_2O}$) na ausência de carbonato de cálcio, apresentaram maiores teores de argila dispersa em água, quando se realizou a calagem. Os solos que apresentavam um alto distanciamento do pH em relação ao PCZ, apresentavam alto teor de argila dispersa.

Dentro da proposta de se classificar o risco de dispersão da argila do solo como baixo (até 10% de aumento no valor da ADA-S em relação ao valor de ADA-C), médio (de 10 a 50 % de aumento no valor da ADA-S em relação ao valor de ADA-C) e alto (> 50% de aumento no valor da ADA-S em relação ao valor de ADA-C), nenhum dos três solos estudados apresentou alto risco de dispersão. Para o solo LV prevaleceu o baixo risco de dispersão em todos os tratamentos. O solo PV apresentou risco baixo e médio de dispersão até CE de $2.000 \mu S cm^{-1}$ e para $CE \geq 4.000 \mu S cm^{-1}$ o risco foi baixo, para qualquer valor de RAS na solução de percolação.

A variável que tem sido mais utilizada na estimativa da tendência de dispersividade e instabilidade de agregados é a porcentagem de sódio trocável (PST). Para valores de PST altos, a CE mínima para que seja preservada a estrutura dos agregados deve, também, ser elevada; caso contrário podem ocorrer reduções na permeabilidade e capacidade de drenagem do solo, deficiência de aeração, encrostamento superficial e processos de contração e expansão sob ciclos de umedecimento e secagem (Mcbride, 1994).

A proporção de sódio no complexo de troca catiônica do solo pode ser expressa pela relação de sódio trocável (RST) (equações apresentadas no

Quadro 5) e pela PST (eq. 4). O uso de soluções de diferentes valores de RAS proporcionou alterações na RST (Quadro 5 e Figuras 4A, 5A 6A) e na PST (Quadro 6). Todos os solos apresentaram elevação da RST e da PST com a percolação de soluções de RAS crescente, proporcionando considerável saturação do complexo de troca catiônico do solo com o sódio aplicado na forma solúvel. Porém, tal fato não parece ter influenciado as características físico-químicas do meio, a ponto de proporcionar alto risco de dispersão aos solos estudados, já que neles foram encontrados altos valores de condutividade hidráulica (assunto que será tratado no próximo item). Uma explicação para este fato pode estar associada ao pouco tempo de contato entre a solução de percolação e os cátions adsorvidos no complexo de troca do solo, impossibilitando que o equilíbrio de cargas fosse atingido e que o sódio atuasse com mais eficácia para provocar a dispersão da argila do solo.

A prática da irrigação ou fertirrigação pode alterar as relações entre os diversos cátions presentes no solo. Quando a água contém sódio em elevadas proporções pode acarretar na sodificação e degradação da estrutura do solo.

Richards (1954) obteve uma relação linear entre RST e a RAS da solução do solo válida para alguns solos dos Estados Unidos. Esta relação tem sido usada indiscriminadamente, mesmo para solos com características diversas dos que foram utilizados pelo autor (Freire, 2001). A equação proposta por Richards difere muito da obtida para solos mais intemperizados, tal como os estudados neste trabalho (Quadro 13).

Quadro 13. Equações propostas por diferentes autores para estimar a RST em função da RAS.

$RST = - 0,0126 + 0,0147 RAS$	Estados Unidos	RICHARDS (1954)
$RST = - 0,2853 + 0,09681 RAS$	LVA – Viçosa - Brasil	Neste trabalho
$RST = - 0,35266 + 0,1156 RAS$	LV – Belo Horizonte – Brasil	Neste trabalho
$RST = 0,04624 + 0,01813 RAS$	PV – Barroso - Brasil	Neste trabalho
$RST = - 0,0135 + 0,0212 RAS$	Paraíba - Brasil	PEREIRA (1982)

Curtin et al. (1994) e Freire (2001) chamaram a atenção para o perigo da generalização de equações desenvolvidas para solos de outras partes do mundo, para estimar, no equilíbrio, o sódio solúvel e o sódio trocável.

Freire et al. (2003a) trabalhou com nove classes de solos diferentes, classificando-os em dois grupos de acordo com sua mineralogia. No primeiro grupo os solos apresentavam esmectita e no segundo os solos eram,

predominantemente, caulíníficos. Para a autora, a esmectita demonstrou ter maior afinidade no processo de saturação por sódio, com pouca interferência da CE da água utilizada. Dessa forma, a autora levantou a hipótese de que solos dominados por caulinita suportariam águas de RAS mais elevada, desde que a CE fosse baixa, antes de ser deflagrado o processo de sodificação. Esta hipótese parece ter sido confirmada com os resultados obtidos por este trabalho, uma vez que, em qualquer situação, o solo LVA não sofreu dispersão.

O grau de floculação (GF) representa a proporção de argila naturalmente floculada em relação à argila total, foi calculado (eq. 8) considerando a CE e a RAS da solução de percolação. O GF para o solo LVA foi igual a 98,7% em todos os tratamentos. Os valores de GF nos solos LV e PV estão apresentados no Quadro 14.

O GF é inversamente proporcional ao valor da ADA. De forma geral, observou-se que este comportamento ficou evidente. O LV apresentou maior GF das argilas com altos valores de CE e baixos valores de RAS, tendo altos valores de GF nos tratamentos onde se utilizou águas com CE elevada. No PV, na medida em que se aumentou a CE, observou-se que o GF tendeu a aumentar, exceto na passagem da CE de 200 para 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, onde se percebeu diminuição no valor de GF, havendo menor floculação com valores de CE entre 500 e 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Quadro 14. Grau de flocculação da argila (%) nas amostras de solo, considerando a condutividade elétrica (CE) e a Relação de Adsorção de Sódio (RAS) da solução de percolação

RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	LV	PV	LV	PV
	Água destilada (branco)		Água da chuva	
	56,52	13,63	50,65	17,50
	CE = 200 μS cm ⁻¹		CE = 2.000 μS cm ⁻¹	
0	64,13	26,13	97,82	30,22
5	52,17	9,09	97,82	13,63
10	43,48	21,13	97,82	7,95
20	51,52	27,27	92,83	4,54
40	55,87	31,13	71,74	40,91
	CE = 500 μS cm ⁻¹		CE = 4.000 μS cm ⁻¹	
0	97,82	20,45	97,82	50,68
5	71,74	9,09	97,82	46,14
10	50,00	2,95	97,82	45,45
20	50,00	15,23	95,00	43,86
40	46,30	5,23	92,83	40,23
	CE = 1.000 μS cm ⁻¹		CE = 8.000 μS cm ⁻¹	
0	95,65	9,77	95,65	96,13
5	91,30	9,09	97,17	92,50
10	73,91	9,77	95,65	77,27
20	63,04	16,59	96,30	48,86
40	55,00	11,36	97,82	43,18

4.2. Condutividade hidráulica em meio saturado (K₀)

No Quadro 15 estão apresentados os valores médios de K₀ para cada classe de solo e em cada tratamento aplicado.

Avaliando-se os resultados apresentados no Quadro 15, verifica-se que, em condições naturais, consideradas quando da percolação de água de chuva nas colunas de solo, o solo PV apresentou maior valor de K₀, seguido do solo LVA. O menor valor de K₀ foi obtido no solo LV.

Os valores de K₀ dos solos foram bem diferentes quando se utilizou água destilada, água de chuva ou soluções sódicas em percolação. Observou-se que os valores de K₀ foram bem menores quando se utilizou água de chuva do que quando se utilizou água destilada, o que, de certa forma, causou

Quadro 15. Condutividade hidráulica (cm h^{-1}) em meio saturado das amostras de solo, considerando a condutividade elétrica (CE) e a Relação de Adsorção do Sódio (RAS) da solução de percolação

RAS ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$) ^{1/2}	LVA	LV	PV	LVA	LV	PV
	Água destilada (branco CE = $25 \mu\text{S cm}^{-1}$)			Água da chuva (CE = $40 \mu\text{S cm}^{-1}$)		
	59,5	33,6	90,9	23,8	8,9	51,4
	CE = $200 \mu\text{S cm}^{-1}$			CE = $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$		
0	45,5	43,0	103,3	56,7	55,8	102,6
5	55,5	27,5	138,4	36,2	55,4	131,4
10	60,4	30,1	131,1	48,0	37,1	78,9
20	52,9	26,0	95,1	43,6	53,6	99,0
40	64,5	28,8	131,7	43,2	55,7	87,4
	CE = $500 \mu\text{S cm}^{-1}$			CE = $4.000 \mu\text{S cm}^{-1}$		
0	25,4	56,6	95,9	47,4	73,7	104,4
5	33,5	53,1	102,8	50,9	39,6	117,2
10	48,8	21,9	110,5	73,5	67,2	138,1
20	49,5	19,7	96,1	90,9	43,0	126,7
40	44,0	19,4	88,6	45,9	73,9	136,3
	CE = $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$			CE = $8.000 \mu\text{S cm}^{-1}$		
0	14,2	28,4	40,6	43,0	46,5	221,0
5	22,9	25,8	51,5	49,3	38,8	71,9
10	6,7	21,3	39,2	38,9	79,8	88,0
20	16,1	20,4	45,2	37,6	32,3	76,0
40	9,2	13,5	53,5	35,9	35,7	79,2

surpresa, tendo em vista que a CE da água de chuva é ligeiramente maior que a água destilada e, nos dois casos, o valor da RAS era insignificante.

Nessas condições, esperava-se que a K_0 fosse maior quando a água de percolação fosse a água de chuva. Porém, esses resultados corroboram com os encontrados por McNeal & Coleman (1966), Minhas & Sharma (1986), citados por Freire (2003a). Eles verificaram que a percolação de água de chuva diminuiu K_0 de solos salino-sódicos, por proporcionar a lixiviação de sais solúveis e, com isso, provocar a dispersão da argila no meio. Por outro lado, Nascentes (2006) concluiu que K_0 obtida com a percolação de água destilada, devido à maior dispersão do solo, foi menor que com água de chuva.

A solução de percolação, no geral, proporcionou aumento nos valores de K_0 . Os valores obtidos nos três solos podem ser considerados altos, ficando, na maioria das vezes, superiores a 25 cm h^{-1} , condição que, segundo Ferreira et al. (1999), a caracteriza como muito rápida.

Os valores de K_0 para o solo PV permitem classificá-la como muito rápida. No solo LV, K_0 classifica-se, predominantemente, também como muito rápida, exceto para os tratamentos com CE de 500 e $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e RAS de 10, 20 e $30 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$. No solo LVA, também predominou a classificação de muito rápida, exceto para CE de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, condição que proporcionou a obtenção de classificação moderadamente rápida.

O tratamento em que a água de percolação apresentava CE de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ foi o que proporcionou maior redução nos valores de K_0 , nos três solos estudados, entretanto atribui-se à casualidade esses resultados, tendo em vista que fogem completamente da tendência de aumento de K_0 com o aumento da CE da solução percolante.

O PV, sob quaisquer condições físico-químicas impostas, foi o solo que apresentou maiores valores de K_0 . Acredita-se que, em contraposição à maior jovialidade desta classe de solo, o que é indicativo de apresentar estrutura menos desenvolvida, a mineralogia predominantemente gibbsítica deste solo favorece o arredondamento dos agregados, o que possibilita a formação de maior macroporosidade, característica diretamente associada à condutividade hidráulica, em escoamento em meio saturado. No entanto, acredita-se que a maior condutividade hidráulica do PV em relação aos outros solos esteja associada a sua textura mais arenosa (27%) que a dos outros solos, conforme

consta no Quadro 3. Partículas grosseiras tendem a conferir maior macroporosidade ao meio, independente da estrutura que o solo apresente.

Verificou-se que os fatores CE, SOLO e suas interações foram estatisticamente significativos em nível de 5% de probabilidade na variável dependente K_0 . Já a variável independente RAS e a interação SOLO x RAS não foram significativas (Quadro 16).

Quadro 16. Análise de variância para avaliação da significância dos fatores relação de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE) e classe de solo (SOLO), e suas interações, na variável dependente condutividade hidráulica em meio saturado (K_0)

Fonte de variação	GL	QM	Teste F
Intercepto	1	1031995	2418,847 *
RAS	4	342	0,801 **
CE	5	13677	32,057 *
SOLO	2	102095	239,297 *
RAS×CE	20	1465	3,433 *
RAS×SOLOS	8	223	0,524 **
CE×SOLOS	10	1936	4,538 *
RAS×CE×SOLOS	40	1428	3,347 *
Erro	180	427	
Total	269		

GL - graus de liberdade, SQ - soma de quadrado e QM - quadrado médio.

* Significativo a 1% pelo teste t.

** Os efeitos não foram significativos, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste F.

Com base nos resultados apresentados acima, a CE e a classe de solo, quando avaliadas individualmente, e as interações RAS x CE, CE x SOLO e RAS x CE x SOLO, influenciaram o valor de K_0 dos solos. Embora a interação RAS x CE tenha sido significativa, torna-se importante ressaltar que a RAS, quando avaliada individualmente, não foi fonte de variação importante nos valores de K_0 dos solos. Esses resultados, de certa forma, contrariam o que está estabelecido na literatura em relação aos efeitos da qualidade da água na permeabilidade dos solos (Ayers & Westcot, 1991), nos quais a RAS é considerada variável da mesma importância que a CE no que se refere aos efeitos na permeabilidade dos solos. Há de se ressaltar que a maior parte das informações disponíveis na literatura foram obtidas a partir da avaliação de

solos de regiões de clima temperado e semi-árido, de mineralogia e, portanto, de comportamento físico-químico muito diferente ao dos solos estudados.

Considerando que a influência da RAS nos valores de K_0 no LVA não foi estatisticamente significativa, a curva característica da variação de K_0 foi plotada somente em função da CE, fixando-se os valores de RAS (Figura 5). Dessa forma, verificou-se que a K_0 não sofreu grandes variações, ficando seus valores compreendidos entre 35 e 62 cm h^{-1} , aproximadamente. Tal comportamento está coerente com os valores de ADA-S encontrados, que também não sofreram grandes variações em seus valores.

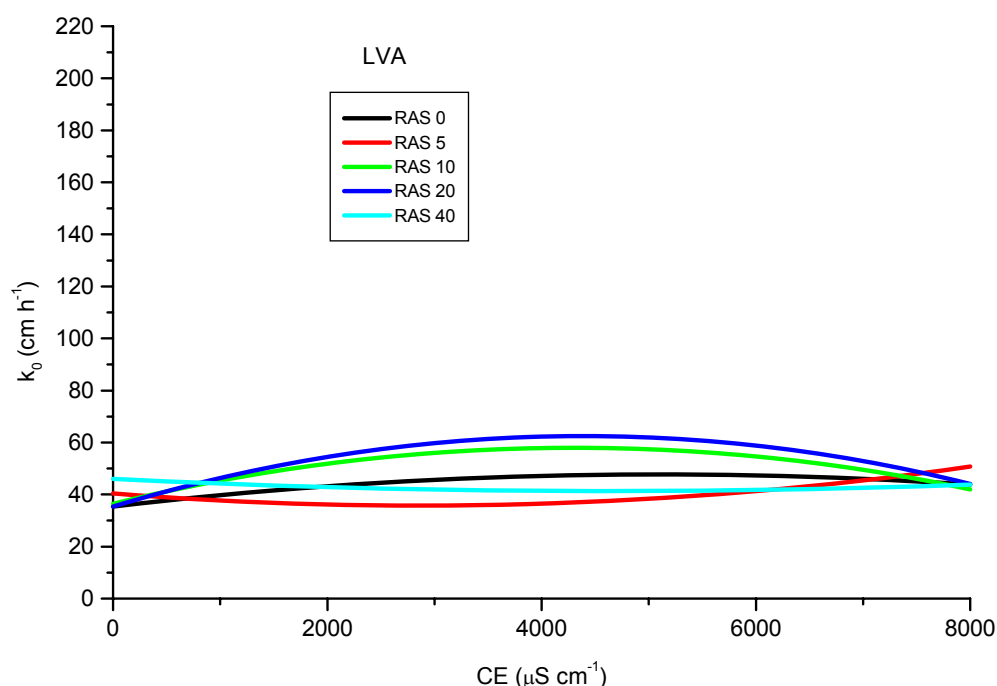


Figura 5. Condutividade hidráulica do solo em meio saturado (K_0), no solo LVA, em função da condutividade elétrica (CE) da solução de percolação

Pode-se concluir, de modo geral que a aplicação de águas salinas trouxe impactos positivos na permeabilidade no LVA.

Os valores de K_0 foram relacionados com a RAS e a CE de cada tratamento imposto, ajustando-se superfícies de resposta para os solos LV e PV. Nas Figuras 6 e 7 estão apresentados cortes nas superfícies de resposta correspondentes aos solos LV e PV, apresentando a distribuição das faixas de mesmo valor de K_0 em função da RAS e, ou, da CE.

Os resultados obtidos de pequena influência da RAS nos valores de K_0

dos solos estão coerentes com o que foi observado em relação à ADA-S.

Aparentemente, o PV foi, entre os solos estudados, aquele em que a K_0 foi mais influenciada pela RAS. Considerando que este solo foi o que apresentou maior valor de Soma de Bases (Quadro 4), o observado contraria, de certa forma, resultados apresentados na literatura. Shainberg et al. (1981), estudando três solos da Califórnia: Typic Haploxerafls, Mollic Haploxerafls e Typic Torrifuvents, observaram que os dois últimos apresentaram quantidades significativas de minerais intemperizáveis e tiveram suas características, como dispersão de argila e condutividade hidráulica, menos afetadas pelo sódio trocável. Para esses autores, tal comportamento era decorrente da manutenção da concentração eletrolítica pelo intemperismo dos minerais, considerada suficiente para manter a estruturação do solo.

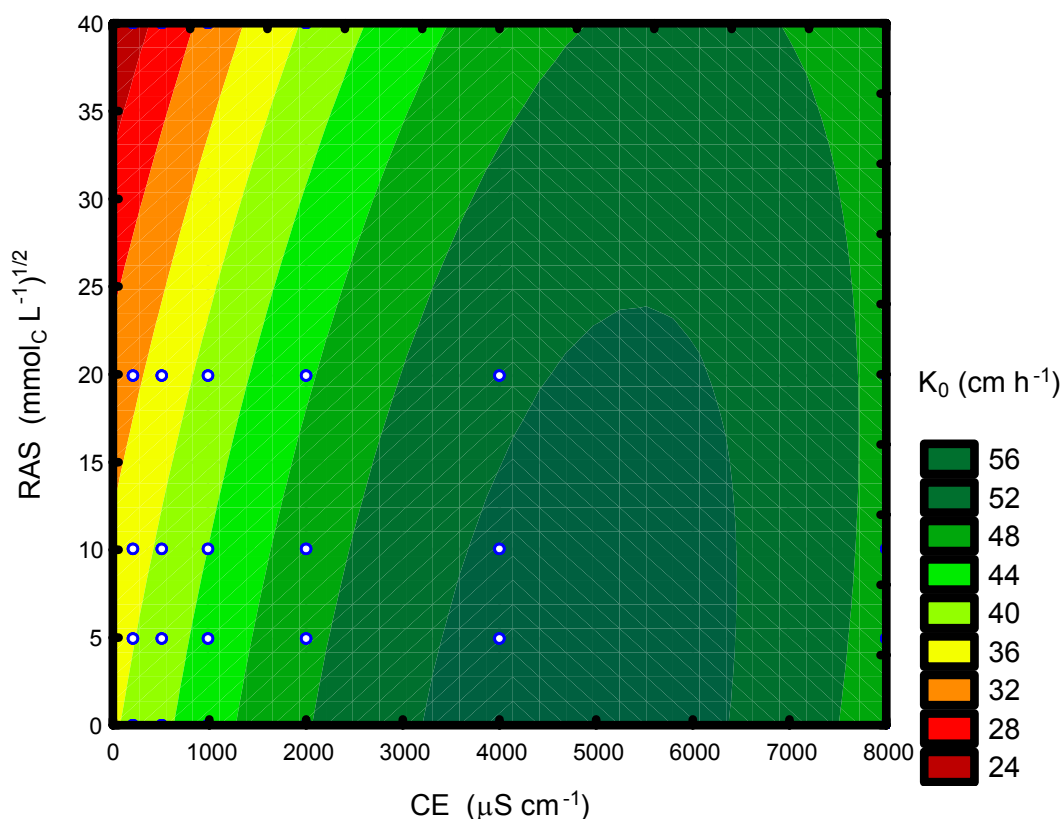


Figura 6. Condutividade hidráulica no solo LV, em meio saturado, (K_0) em função da Relação da Adsorção de Sódio (RAS) e da condutividade hidráulica (CE) da solução de percolação, segundo a equação ajustada:

$$K_0 = 42,94 - 0,83 \text{ RAS} + 5,65 \times 10^{-4} \text{ RAS CE} - 4,42 \times 10^{-9} \text{ RAS}^2 \text{ CE}^2 \quad R^2 = 0,28$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5% pelo teste t.

No solo LV, da mesma forma como foi observado no LVA, a aplicação de soluções salinas ou sódicas não trouxe prejuízos notáveis a sua permeabilidade.

Neste solo, houve diminuição no valor de K_0 com o aumento da RAS, em condições de baixa CE. O menor valor encontrado de K_0 foi obtido quando a solução de percolação apresentou RAS de $40 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ e CE de $1.000 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$. Resultados semelhantes foram encontrados por outros pesquisadores, que também encontraram reduções no valor de K_0 quando usaram soluções de baixa concentração salina e altos valores de RAS (Freire, 2003b; Costa et al., 1991; Minhas & Sharma, 1986; Gupta et al. 1984; Frenkel, 1978). Entretanto, à medida que foi aumentado o valor da RAS e da CE, simultaneamente, na solução de percolação, observou-se aumento em K_0 .

Óxidos de ferro apresentam baixa capacidade de adsorção de água, sendo, por essa razão, pouco expansíveis (Nunes, 2003). A pequena expansividade do LV, rico em oxihidróxidos de ferro, traduzida pela pequena alteração no seu espaço macroporoso, quando saturado com água, tem reflexos claros no comportamento pouco sensível deste solo no que se refere à alteração na permeabilidade com a qualidade da água percolada. Da mesma forma como ocorreu no LVA, soluções salinas e mesmo as sódicas provocaram floculação da argila, já que proporcionaram aumento no valor de K_0 .

Suspeita-se que a fraca salinidade da solução naturalmente em equilíbrio nesses solos possa também ter contribuído para o aumento no valor de K_0 com o aumento na força iônica da solução do solo.

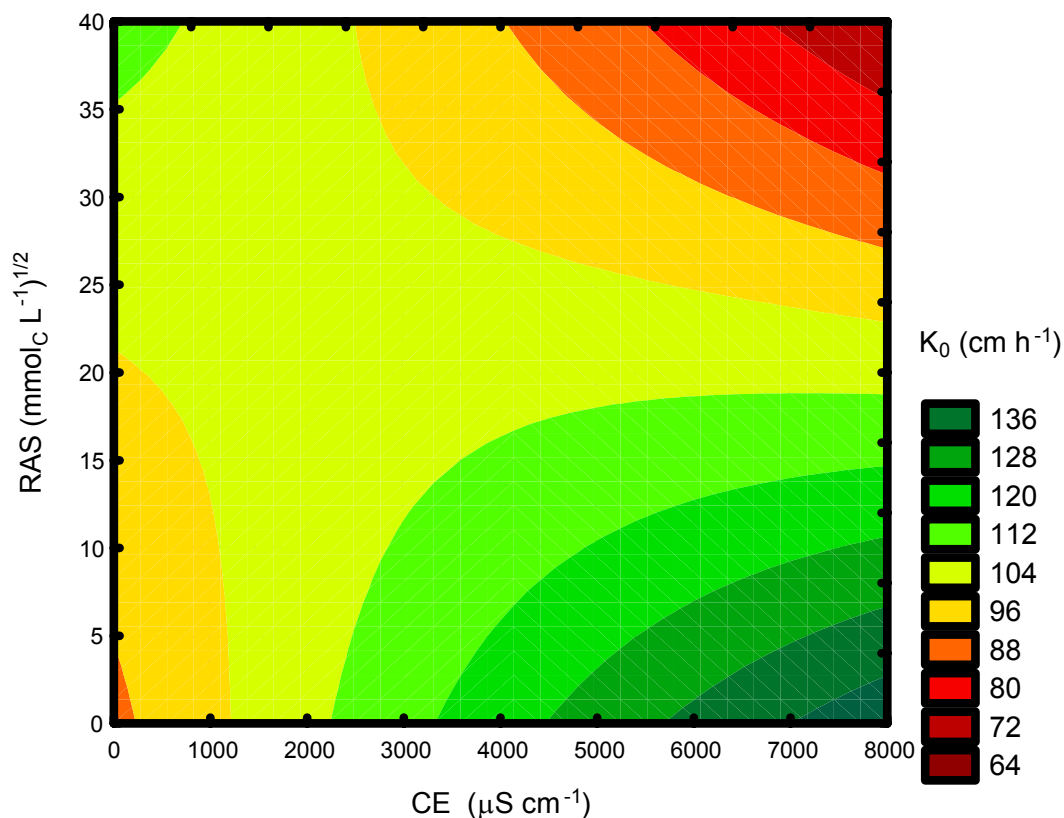


Figura 7. Condutividade hidráulica no solo PV, em meio saturado, (K_0) em função da Relação da Adsorção de Sódio (RAS) e da condutividade hidráulica (CE) da solução de percolação, segundo a equação ajustada:

$$K_0 = 122,47 - 0,06 CE - 1,95 \times 10^{-5} CE^2 - 1,32 \times 10^9 CE^3 + 5,4 \times 10^{-7} RAS CE^2$$

$$R^2 = 0,38$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5% pelo teste t.

O PV foi, entre os solos estudados, o mais responsivo à alteração na concentração eletrolítica na solução de percolação.

Os pontos mais críticos de valor de K_0 no solo PV foram obtidos quando a RAS e a CE na solução de percolação eram extremamente altas (CE maior que $7.000 \mu\text{S m}^{-1}$ e RAS maior que $36 (\text{mmolc L}^{-1})^{1/2}$). Suspeita-se que a maior viscosidade da solução de percolação e a precipitação de sais, obstruindo parte da macroporosidade do solo, sejam as principais razões para a redução nos valores de K_0 neste solo.

Quando se tem valores baixos de RAS e altos de CE observaram-se condições de condutividade hidráulica elevada. O menor grau de intemperização do solo, traduzido por sua maior fragilidade estrutural e maior

saturação por bases (Quadro 4), podem ser os fatores de maior importância para explicar esse comportamento. Estrutura em blocos é sabidamente mais frágil que a estrutura granular, se consideradas outras condições constantes.

Para Klute e Dirksen (1986) a composição da solução de solos argilosos pode afetar, significativamente, a condutividade hidráulica, devido a interações entre a solução e a matriz do solo. Como a saturação do complexo de troca do solo por bases pode ser tomada como indicativo da força iônica da solução do solo, uma vez que se encontra em equilíbrio, o valor de saturação de 25,3%, encontrado no PV pode ser considerado muito mais alto que os 3,8% e 5,0% encontrados no LVA e LV, respectivamente. Neste experimento, verificou-se que quanto maior a força iônica da solução maior a influência de alterações que a qualidade da água pode trazer à permeabilidade do solo. Solos que apresentem solução do solo com força iônica relativamente baixa não deverão sofrer alterações significativas nos valores de K_0 , tal como os que tinham solução do solo com maior força iônica.

Yousaf et al. (1987b) pesquisando o grau de dispersão de argila de solos de regiões áridas e comparando os resultados com as respectivas condutividades hidráulicas, quando esses solos foram tratados com soluções de diferentes concentrações eletrolíticas e RAS, concluíram que a condutividade hidráulica do solo decresceu com o aumento da dispersão de argila. Isso ocorreu quando a concentração eletrolítica dos solos decresceu e a RAS aumentou dentro de uma faixa de variação freqüentemente encontrada nos solos sódicos irrigados.

A saturação do meio com água destilada ou água de chuva, possivelmente de menor força iônica do que a que continha a solução do solo, pode ser fator condicionador de dispersão da argila, enquanto que nos outros solos, de baixa força iônica no solo, mais próxima à da água destilada e água de chuva, as alterações devem ocorrer com menor contundência. Aliás, o que se observou nos solos LVA e LV foi tendência no aumento de K_0 com a aplicação de soluções salinas ou sódicas no solo, o que corrobora esta hipótese.

Alperovitch et al. (1981) estudaram seis solos de diferentes regiões climáticas de Israel e observaram que a substituição das soluções salinas de $0,05 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$, com RAS 10 e 20 ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)^{1/2} pelas soluções salinas de $0,01 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$, proporcionaram apenas ligeiras alterações nas condutividades

hidráulicas dos solos. Usando água destilada, observou-se redução nas condutividades hidráulicas de todos os solos, sendo maior para a RAS 20 ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2}. O solo que continha caulinita e vermiculita como minerais de argila predominantes foi completamente selado devido à expansão e à dispersão de argila.

4.3 - Análise qualitativa dos dados de K_0

Para realizar uma análise qualitativa dos dados, foi preciso fazer uma relativização dos valores de K_0 obtidos, tendo em vista que os solos nas suas condições naturais já apresentavam valores diferentes dessa propriedade físico-hídrica do solo. Assim, para se definir condições de baixo, médio e alto risco de alteração físico-química do solo que propiciasse alterações em K_0 , considerou-se risco baixo com a percolação de soluções quando a redução na condutividade hidráulica do solo, em meio saturado, depois de estabilizado o escoamento, reduziu menos de 10%; risco médio quando a redução esteve entre 10 e 30 % e risco alto quando a redução foi maior que 30%. Dentro desta proposta, tomou-se como referencial os valores de K_0 da água de chuva, por se tratar de uma condição mais natural. Os valores de K_0 da água de chuva foram considerados iguais a 100%, calculando-se a porcentagem de redução ou acréscimo no valor de K_0 para cada tratamento aplicado nos três solos em questão. Ajustaram-se superfícies de resposta para cada solo (figuras 8 e 9).

Dessa forma, observou-se que só houve alto risco de redução na permeabilidade do solo LVA no tratamento onde se utilizou solução de percolação com CE de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, exceto para RAS de 5 ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2}. Nos demais tratamentos, foram obtidos baixos riscos de redução na permeabilidade do LVA.

No caso dos solos LV e PV, todos os tratamentos apresentaram baixos riscos de redução na permeabilidade do solo.

Para algumas classes de solo, situações de RAS elevada e CE baixa são sabidamente dispersantes e provocam redução da K_0 considerada natural do solo. Resultados encontrados neste trabalho mostram que, de forma geral, houve aumento no valor de K_0 de todos os solos quando da aplicação de águas salinas e sódicas, se comparadas com os valores de K_0 da água de chuva, considerada como condição natural.

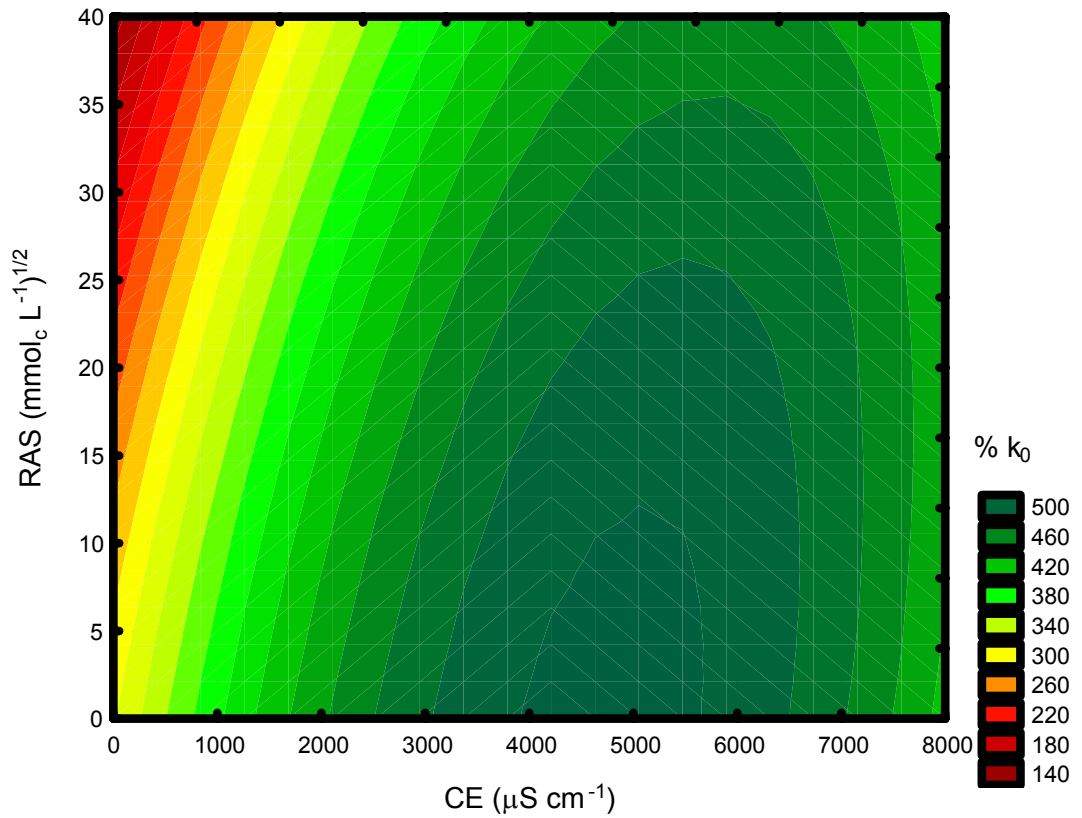


Figura 8: Alteração percentual no valor da condutividade hidráulica em meio saturado (K_0) no LV, tomando-se o valor obtido com a percolação de água da chuva como referencial, segundo a equação ajustada:

$$K_0 = 382,47 - 9,38 \text{ RAS} + 6,34 \times 10^{-3} \text{ RAS CE} - 4,96 \times 10^{-8} \text{ RAS}^2 \text{ CE}^2 \quad R^2 = 0,28$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5%, pelo teste t.

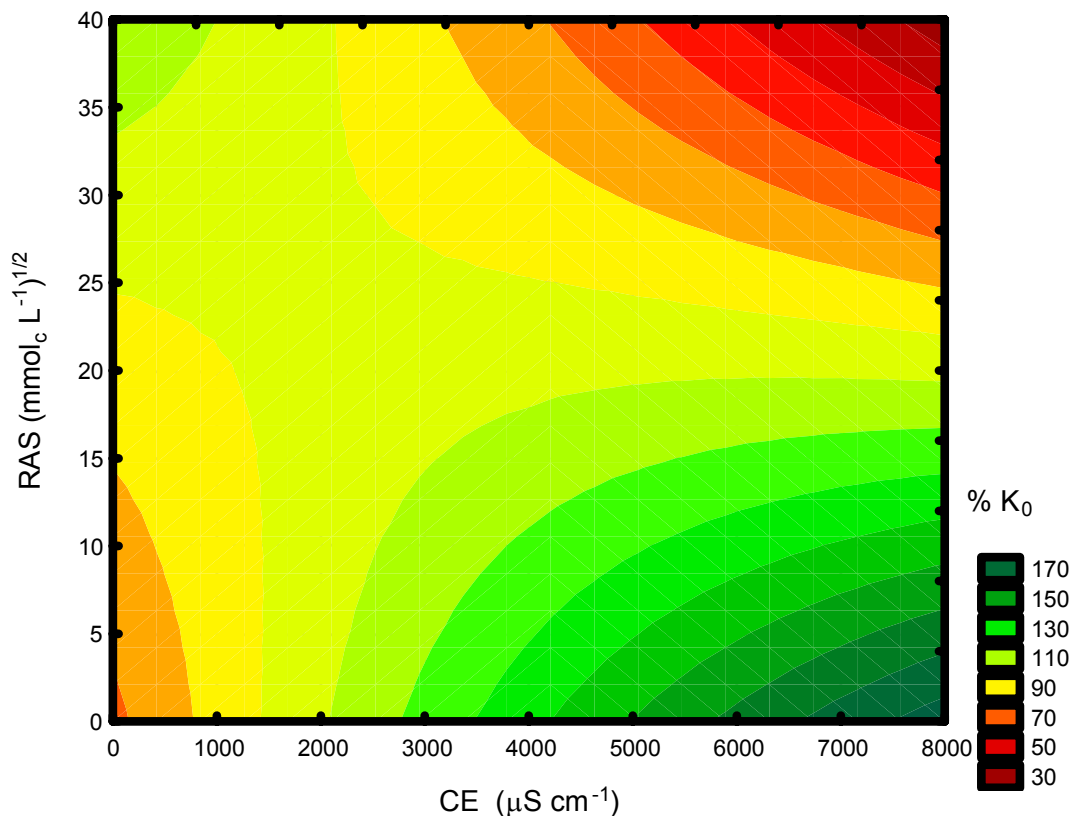


Figura 9: Alteração percentual no valor da condutividade hidráulica em meio saturado (K_0) no PV, tomando-se o valor obtido com a percolação de água da chuva como referencial, segundo a equação ajustada:

$$K_0 = 138,28 - 0,12 CE + 3,79 \times 10^{-5} CE^2 + 1,05 \times 10^{-6} CE^2 RAS - 3,57 \times 10^{-9} CE^3$$

$$R^2 = 0,37$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5%, pelo teste t.

Tomando como referencial os valores de K_0 da água destilada, procedeu-se da mesma forma, como nos valores de K_0 da água de chuva. Ajustaram-se superfícies de resposta para os solos LV e PV (figuras 10 e 11). Observou-se um comportamento semelhante ao observado quando se usou a água de chuva como referencial, porém, houve maior variabilidade entre os tratamentos impostos e maior coeficiente de variação dos dados. A semelhança observada corrobora com a caracterização apresentada no quadro 9 e com os resultados de ADA (quadro 10).

A CE foi a única variável cuja influência foi significativa, em nível de 5% de probabilidade, na variação da K_0 , no LVA.

No solo LVA, a maioria dos tratamentos proporcionou risco médio a alto de redução na condutividade hidráulica no solo, sendo o tratamento com CE

de $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ o único que apresentou risco alto para todos os valores de RAS na solução de percolação. Para valores de CE menores que $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ observou-se, no geral, uma redução média nos valores de K_0 . Em estudos realizados por BAGARELLO et al (2005) a água deionizada, quando usada como solução de percolação, provocou redução na condutividade hidráulica de solos arenosos e argilosos que foram saturados com solução de RAS igual a 0, 10, 20 e 30 $(\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2}$.

Para valores de CE maiores que $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, observou-se, no geral, redução variando de média a alta nos valores de K_0 obtidos no solo LVA.

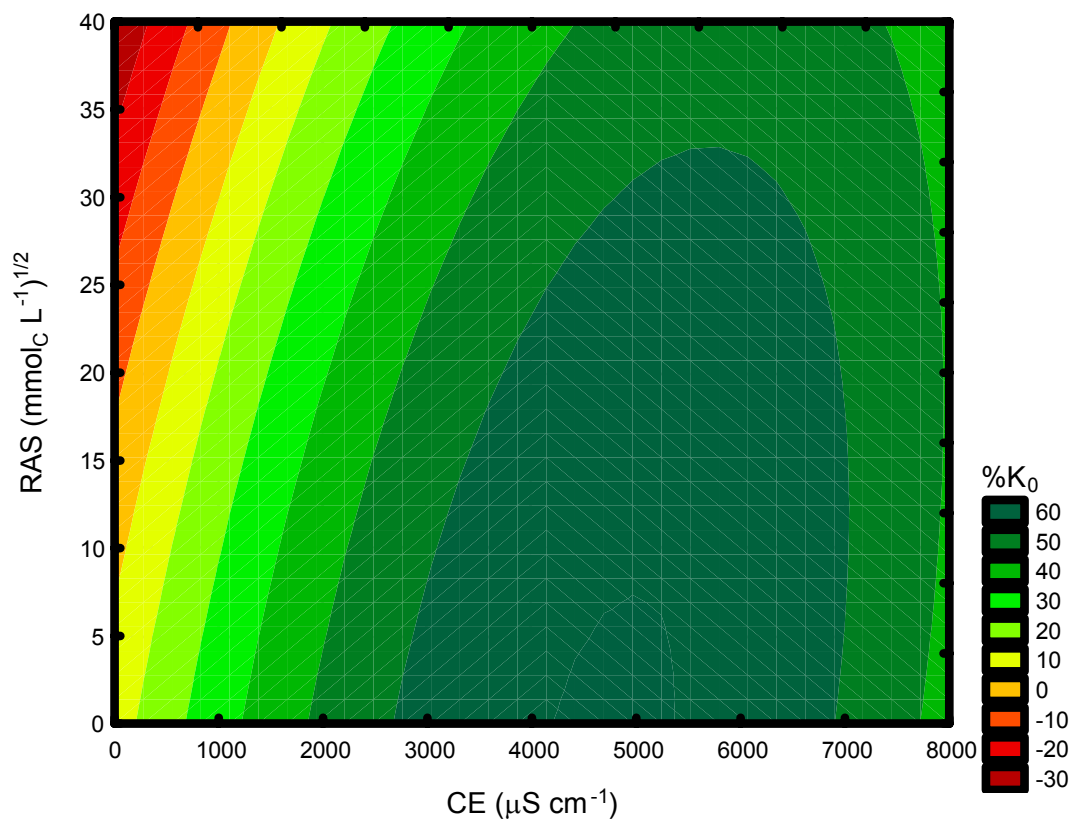


Figura 10: Alteração percentual no valor da condutividade hidráulica em meio saturado (K_0) no LV, tomando-se o valor obtido com a percolação de água destilada como referencial, segundo a equação ajustada:

$$K_0 = 27,80 - 2,48 \text{ RAS} + 1,68 \times 10^{-3} \text{ RAS CE} - 1,31 \times 10^{-8} \text{ RAS}^2 \text{ CE}^2 \quad R^2 = 0,28$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5%, pelo teste t.

Observou-se, no solo LV, baixo risco de redução na sua permeabilidade em todos os tratamentos que se usou solução de percolação com CE maior ou igual a $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Já para os tratamentos em que se usou solução de

percolação com CE menor ou igual a $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ a redução variou de média a alta.

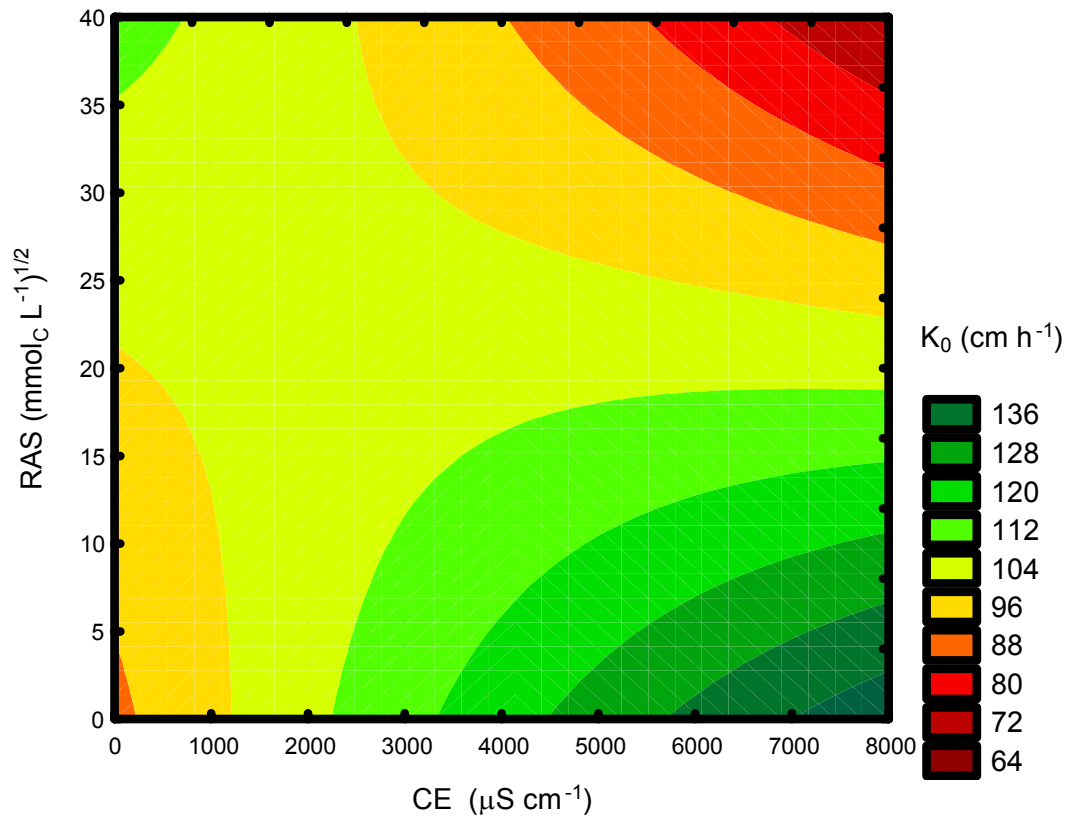


Figura 11: Alteração percentual no valor da condutividade hidráulica em meio saturado (K_0) no PV, tomando-se o valor obtido com a percolação de água destilada como referencial, segundo a equação ajustada:

$$K_0 = 34,73 - 0,07CE + 2,14 \times 10^{-5} CE^2 - 5,94 \times 10^{-7} RAS CE^2 - 1,45 \times 10^{-9} CE^3 \quad R^2 = 0,37$$

Todos os parâmetros foram significativos a 5%, pelo teste t.

No solo PV, houve predominância de baixa redução dos valores de K_0 , exceto para o tratamento em que a solução de percolação apresentava CE de $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, condição em que a redução foi alta, quando comparado o valor de K_0 obtido com o obtido quando a solução de percolação foi a água destilada.

4.4 - Condutividade Hidráulica Relativa (K_{0R})

Para facilitar a visualização das modificações em K_0 , em decorrência dos tratamentos impostos, calculou-se a condutividade hidráulica relativa (K_{0R}) (Quadro 19). A K_{0R} tem sido amplamente aplicada na tentativa de melhor caracterizar solos sódicos (Rowell et al., 1969; Cass e Sumner, 1982a,b; Irurtia e Peinemann, 1986; Yousaf et al., 1987a; Melo et al., 1988).

Para ajuste do K_{0R} , atribui-se 100% ao máximo valor de K_0 médio de cada solo [$K_{0R} = (K_0 \text{ atual}/K_0 \text{ máxima}) \times 100$] (Quadro 19). Assim sendo, os valores máximos, correspondentes a 100% foram de 90,9 cm h^{-1} no solo LVA; 79,8 cm h^{-1} no LV e de 221,0 cm h^{-1} no PV.

Os valores de K_0 máximos foram obtidos, no caso dos três solos estudados, quando houve percolação das soluções de maiores CE. Novamente, a RAS não se mostrou ser uma variável de grande associação com os valores de K_0 máximos.

Nos três solos estudados, os menores valores de K_{0R} foram obtidos quando a solução de percolação apresentava CE de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, da mesma forma como discutido anteriormente, não foi encontrada explicação do porque desse comportamento dos solos.

Em comparação a K_{0R} obtida para água da chuva, considerada como condição natural dos solos, somente no tratamento com CE = 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, o LVA e o PV apresentaram alguns valores menores. Nos demais tratamentos, todos os valores foram superiores ao encontrado para água de chuva. Para o LV, todos os valores foram superiores ao da água de chuva (Quadro 19).

Mesmo em situações reconhecidamente dispersantes que provocariam redução na condutividade hidráulica, não foi observado redução nos valores de K_{0R} . Estes resultados comprovam que a condutividade hidráulica dos solos estudados não sofreu variações negativas com a aplicação de águas salinas e sódicas.

Dessa forma, os solos aqui estudados não teriam problemas em sua condutividade hidráulica se fossem usadas, de forma controlada, águas residuárias com elevados valores de CE. Águas residuárias aplicadas no solo como fertirrigação, em cultivos agrícolas, têm geralmente, CE maior que 1.500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Matos, 2003). Estudos realizados por Freire (2001) mostraram que

Quadro 19. Condutividade hidráulica relativa (%) em meio saturado nas amostras de solo, considerando a condutividade elétrica (CE) e a Relação de Adsorção de Solo (RAS) na solução de percolação

RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	LVA	LV	PV	LVA	LV	PV
	Água destilada (branco CE = 25 μS cm ⁻¹)			Água da chuva (CE = 40 μS cm ⁻¹)		
	65,4	42,1	41,1	26,2	11,2	23,3
	CE = 200 μS cm ⁻¹			CE = 2.000 μS cm ⁻¹		
0	50,1	53,9	46,7	62,4	69,9	46,4
5	61,1	34,5	62,6	39,8	69,4	59,4
10	66,4	37,7	59,3	52,8	46,5	35,7
20	58,2	32,6	43,0	48,0	67,2	44,8
40	70,9	39,1	59,5	47,5	69,8	39,5
	CE = 500 μS cm ⁻¹			CE = 4.000 μS cm ⁻¹		
0	27,9	70,3	43,4	52,1	92,4	47,2
5	36,8	66,5	46,5	56,0	49,6	53,0
10	53,7	27,4	50,0	80,8	84,2	62,5
20	54,4	24,7	43,5	100,0	53,9	57,3
40	48,4	24,3	40,1	50,5	92,6	61,7
	CE = 1.000 μS cm ⁻¹			CE = 8.000 μS cm ⁻¹		
0	15,6	35,6	18,4	47,3	58,3	100,0
5	25,2	32,3	23,3	54,2	48,6	32,5
10	7,4	26,7	17,7	42,8	100	39,8
20	17,7	25,6	20,4	41,4	40,5	34,4
40	10,1	16,9	24,2	39,5	44,7	35,8

$$K_{0R} = (K_{0 \text{ atual}} / K_{0 \text{ máxima}}) \times 100$$

soluções mais concentradas ($CE = 1.500 \mu S \text{ cm}^{-1}$), possibilitaram a manutenção de maiores valores de K_{0R} .

Diferentemente dos resultados encontrados neste trabalho, Freire (2001) observou redução na K_{0R} com a elevação da RAS e com a diminuição na concentração salina das soluções percolantes em algumas classes de solos do Estado de Pernambuco. Segundo a autora, relatos semelhantes foram encontrados por outros autores (Frenkel, 1978, Minhas & Sharma, 1986; Yousaf et al. 1987b; Churchman et al., 1995; Mace & Amrhein, 2001).

5 – CONCLUSÕES

- O comportamento dos solos foi diferenciado em relação à dispersividade da argila e alterações no valor de K_0 , o que esteve associado a sua mineralogia, mas, também, ao grau de intemperização do solo.
- O aumento da RAS (relação de adsorção de sódio) e da condutividade elétrica (CE) nas soluções de percolação elevou a relação de sódio trocável (RST) e a porcentagem de sódio trocável (PST) dos solos estudados;
- No geral, todas as soluções de percolação, notadamente as de maiores CE, independente do valor da RAS, proporcionaram diminuição na argila dispersa (ADA-S) dos solos LV e PV;
- O solo LVA não apresentou características dispersantes relacionadas a nenhum tipo de tratamento imposto, podendo-se afirmar que a estrutura do solo não foi afetada pela qualidade da solução nele percolada. No solo LV, dispersão de argila em magnitude, semelhante à que foi obtida em condições naturais (percolação de água destilada ou água de chuva), somente ocorreu quando a solução de percolação tinha baixos valores de CE. No solo PV, como os níveis de dispersão já eram naturalmente altos, a solução de percolação não proporcionou aumentos significativos nos valores de ADA-S.
- De forma geral, a variável independente RAS não teve significância na variação dos valores de K_0 , sendo a CE a variável de maior influência nas alterações físico-químicas que ocorreram nos solos estudados.
- A aplicação de águas salinas e sódicas (mesmo quando a RAS foi alta e a CE foi baixa) trouxe impactos positivos na permeabilidade de todos os solos.

• 6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEONI, L. R. F. & CAMARGO, O. A. de. Atributos físicos de latossolos ácricos do norte paulista. *Sci. Agr.*, Piracicaba, SP, 51 (2): 321 – 326, 1994.
- ALMEIDA NETO, O. B. Caracterização físico-química, determinação de metais e especiação de crômio, ferro, nitrito e nitrato para avaliação da contaminação de rios receptores de esgotos domésticos e industriais. Viçosa – MG: UFV, 2003. 120 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica).
- ALPEROVITCH, N.; SHAINBERG, I. & KEREN, R. Specific effect of magnesium on the hydraulic conductivity of sodic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 32: 543 – 554, 1981.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – Standard methods for the examination of water and wastewater – 19^a ed. New York, APHA, AWWA, WPCR, 1995.
- AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.
- AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de GHEYI, H.R; MEDEIROS, J.F.; DAMASCENO, F.A.V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem 29 Revisado 1)
- BAGARELLO, V.; IOVINO, M.; PALAZZOLO, E.; PANNO, M. & REYNOLDS, W.D. Field and laboratory approaches for determination sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. *Geoderma*, 2005.
- BARTOLI, F.; PHILIPPY, R. & BURTIN, G. Poorly ordered hydrous Fe oxides, colloidal dispersion and soil aggregation. II. Modification of silty soil aggregation with Fe (III) polycations and modelhumic macromolecules. *J. Soil Sci.*, 43:59-75, 1992a.
- BARTOLI, F.; PHILIPPY, R.; PORTAL, J.M. & GERARD, B. Poorly ordered hydrous Fe oxides, colloidal dispersion and soil aggregation. I. Effect of humic macromolecules on surface and colloidal properties of Fe (III) polycations. *J. Soil Sci.*, 43:47-58, 1992b.
- BAVER, L.D. *Soil physics*. 2.ed. New York, John Wiley & Sons, 1952. 398 p.
- BAVER, L.D.; GARDNER, W.H. & GARDNER, W. R. *Soil physics*. 4^a ed. New York: J. Wiley, 1972. 498 p.
- BAVER, L.D.; GARDNER, W.H. & GARDNER, W. R. *Física de suelos*. México,

- Centro Regional de Ayuda Técnica, agência para el Desarrollo Internacional. 529p. 1973.
- BELL, L. C. & GILLMAN, G. P. surface charge characteristics and soil solution composition of highly weathered soils. In: ANDREW, C. S.; KAMPRATH, E. J. (Ed.) Mineral nutrition of legumes in tropical and subtropical soils. Melbourne: CSIRO. P. 37 – 57, 1978.
- BENITES, V. M. & MENDONÇA, E. S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.22, n.2, p.215-221, 1998.
- BERNARDO, S. Manual de irrigação. 6 ed. Viçosa: UFV, 463 p., 1995.
- BOIX-FAYOS, C.; CALVO-CASES, A.; IMESON, A.C. & SORIANO-SOTO, M.D. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. Catena, 44:47-67, 2001.
- BOUWER, H. & IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. J. Irrig. Drain. Div., v. 113, n. 4, p. 516 – 535, 1987.
- BRADY, N. C. Natureza e propriedade dos solos. 5. ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 467 p. 1979.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A. & VALADARES, J.M.A.S. Métodos de análise química e física de solos do Instituto Agrônomo. Campinas, Instituto Agrônomo, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106)
- CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. & GERALDI, R. N. Características químicas e físicas de solo que recebeu vinhaça por longo tempo. Campinas, Instituto Agrônomo, 1983. 30p. (Boletim técnico, 76).
- CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S.; BERTON, R. S. & TEÓFILO SOBRINHO, J. Características físicas de solo que recebeu vinhaça. Boletim Científico do Instituto Agrônomo, Campinas, v.14, n.1, 12p. 1988.
- CANTARELLA, H. & ANDRADE, J. C. O sistema internacional de unidades e a ciência do solo. Boletim Informativo, v. 17, n.3, p. 91 - 102, 1992.
- CASS, A. & SUMMER, M. E. Soil pore structural stability and irrigation water quality: I. Empirical sodium stability model. Soil Sci. Soc. Am. J., 46: 503 – 506, 1982a.
- CASS, A. & SUMMER, M. E. Soil pore structural stability and irrigation water

- quality: II. Sodium stability data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 507 – 512, 1982b.
- CECCONI, S.; SALAZRAND, A. & MARTELLI, M. The effect of different cations on the structural stability of some soils. *Agrochemica*, 7:185-204, 1963.
- CHIANG, S.C.; RADCLIFFE, D.E.; MILLER, W.P. & NEWMAN, K.D. Hydraulic conductivity of three southeastern soils as affected by sodium, electrolyte concentration, and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1293 – 1299, 1987.
- CHURCHMAN, G. J.; SKJEMSTAD, J. O. & OADES, J. M. Effects of clay minerals and organic matter on sodicity. In: NAIDU, R.; SUMNER, M. E.; RENGASAMY, P. (ED.). *Australian Sodic soils – Distribution Properties and Management*. Melbourne, CSIRO, p. 107 – 119. 1995.
- CORRÊA M. M.; KER J. C.; MENDONÇA E. S.; RUIZ H. A. & BASTOS R. S.; Atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos da região das Várzeas de Sousa (PB). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, nº 2, Viçosa – MG, 2003.
- COSTA, J. L.; PRUNTY, L.; MONTGOMERY, B. R.; RICHARDSON, J. L. & ALESSI, R. S. Water quality effects on soils and alfalfa: II. Soil physical and chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 203 – 209, 1991.
- CURTIN, D.; STEPPUHN, H. & SELLES, F. Clay dispersion in relation to sodicity, electrolyte concentration, and mechanical effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 955 – 962, 1994.
- DONOGEMA, G. K.; RUIZ, H. A.; FONTES, M. P. F.; KER, J. C. & SCHAEFER, C. E. G. R. Dispersão de latossolos em resposta à utilização de pré-tratamentos na análise textural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. 27, p.765 – 772, 2003.
- DUFRANC, G; DECHEN, S. C. F; FREITAS, S. S. & CAMARGO, O. A. Atributos Físicos, Químicos e Biológicos Relacionados com a Estabilidade de Agregados de Dois Latossolos em Plantio Direto no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*,, 28: 505-517, 2004.
- DUTARTRE, Ph.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; PORTAL, J.M. & ANGERS, A. Influence of content and nature of organic matter on the structure of some sandy soils from West Africa. In: BRUSSAARD, L. & KOOISTRA, M.J., eds. *Soil structure/soil biota interrelationships*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers, 1993. p.459-478.

- EDWARDS, A P. & BREMER, J.M. Microaggregates in soil. J. Soil Sci., 18:64-73, 1967.
- ELLIES SCH, A.; GREZ, R. & RAMIREES, C. G. La conductividad hidraulica en fase saturada como herramienta para el diagnostico de la estructura del solo. Agro Sur, v. 25, n. 1, p. 51 – 56, 1997.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.
- FACCIN, O.P. Influência das características químicas, físicas e mineralógicas sobre a estabilidade de agregados de diferentes grupamentos de solos. Lavras: UFLA, 1995. 67p.
- FERREIRA, M.M., FERNANDES, B. & CURI, N., Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos da Região Sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Ciência do Solo 23, 515-524, 1999.
- FERREIRA P. A. Qualidade de água e manejo água-plantas em solos salinos. Brasília, DF: ABEAS, Viçosa, MG: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1997. 141 p. (ABEAS. Curso de engenharia e manejo de irrigação. Módulo 10).
- FERREIRA, P. A. Curso de pós-graduação em Engenharia Agrícola. Material didático da disciplina ENG 744 – Manejo de água-plantas em solos salinos. Viçosa, 2003, 110 p.
- FERREIRA P. A. Drenagem de terras agrícolas. Viçosa, Apostila UFV/DEA, 1999. 187 p.
- FREIRE, M.B.G.S. Saturação por sódio e qualidade da água de irrigação na degradação de propriedades físicas de solos no Estado de Pernambuco. Viçosa: UFV, 2001. 66 p. (Tese de Doutorado).
- FREIRE, M.B.G.S.; RUIZ, H.A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A., ALVAREZ V. H. & FREIRE F. J. Estimativa do risco de sodificação de solos de Pernambuco pelo uso de águas salinas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, n.2, p.227-232, 2003a. Campina Grande, PB.
- FREIRE, M.B.G.S. RUIZ, H.A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A., ALVAREZ V. H. & FREIRE F. J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, n.1, p.45-52, 2003b. Campina Grande, PB.

- FRENKEL, H.; GOERTZEN, J. O. & RHOADES, J. D. Effects of clay type and content, exchangeable sodium percentage, and electrolyte concentration on clay dispersion and soil hydraulic conductivity. *Soil Science Society America Journal*, Madison, v.42, n.1, p.32 - 39, 1978.
- FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A. & SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. *Scientia agrícola*, v. 58, n. 3, p. 627 – 646, 2001.
- FONTES, M. P. F.; GJORUP, G.B. & ALVARENGA, R. C. Calcium salts and mechanical stress effects on water-dispersible clay of oxisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Madison, v. 59, p. 224 – 227, 1995.
- GARCIA, G. O. Alterações químicas, físicas e mobilidade de íons no solo decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro conilon. Viçosa: UFV, 2003. 100 p.
- GAVANDE, S. A. Física de suelos: principios y aplicaciones. México: Limusa, 1976. 351p.
- GILLMAN, G. P. The influence of net charge on water dispersible clay and sorbed sulphate. *Aust. J. Soil Res.*, 12: 173 – 176, 1974.
- GJORUP, G.B. Influência da carga permanente de pH e do alumínio trocável no teor de argila dispersa em água. Viçosa: UFV, 1992. 41 p. (Dissertação de mestrado).
- GJORUP, G. B., JUCKSCH, I.; COSTA, L. M. & FONTES, L. E. F. Modificações do pH e dispersão de argila em amostras de diferentes solos álicos. In: Congresso Brasileiro e Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo, Resumos, 8, Londrina – PR, 1990.
- GHIBERTO, P.J.; PILATTI, M.A.; IMHOFF, S. & ORELLANA, J.A. de. Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodic-bicarbonated waters in Santa Fe (Argentina). *Agricultural water management*, v. 88, p. 192 – 200, 2007.
- GOLDBERG, S. Interaction of aluminum and iron oxides and clay minerals and their effect on soil physical properties a review. *Communications in Soil science and Plant Analysis*, New York, v. 20, p. 1181 – 1207, 1989.
- GREENBERG, A. E., CLESCERI, L. S. & EATON, A. D. (Eds.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18. ed. v. 1. Washington: American Public Health Association, 1992. Paginação irregular.
- GUPTA, R. K.; BHUMBLA, D. K. & ABROL, I. P. Effect of sodicity, pH, organic

- matter, and calcium carbonate on the dispersion behavior of soils. *Soil Sci.*, 137: 245 – 251, 1984.
- HILLEL, D. Solo e água – fenômenos e princípios físicos. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1970. 231p.
- HUSSAIN, G & AL-SAATI, A.J. Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia. *Desalination* 123, p. 241 – 251. 1999.
- IRURTIA, B. & PEINEMANN, N. Efecto de la relación de adsorción de sodio y la concentración de sales sobre la conductividad hidráulica de diferentes suelos. *Ci. Suelo*, 2: 165-177, 1986.
- JANCZUK, B.; BIALOPIOTROWICZ, A.; ZDZIENNICKA, M.; HAJNOS, M. & JÓZEFACIUK, G. The influence of soil clay constituents on surface free energy of clay fractions. *J. Soil Sci.*, 43:27-35, 1992.
- JENSEN, E. M. Design and operation of farm irrigation systems. St. Joseph, Madison, ASAE, 829 p. 1983.
- JUCKSCH, I. Calagem e dispersão de argila em amostras de um Latossolo Vermelho-Escuro. Viçosa, UFV, 1987. 37 p. (Dissertação de Mestrado).
- JUCKSCH, I.; COSTA, L. M. da.; MOURA FILHO, W; RIBEIRO, A. C. & SOPRANO, E. efeito da calagem na dispersão de um Latossolo Vermelho-Escuro. *Revista Ceres*, Viçosa, v. 33, n. 189, p. 456 - 460, 1986.
- KEMPER, W. D. & CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. *Methods of soil analysis; physical and mineralogical properties including statistics of measurement and sampling: Part 1*. Madison: American Society of agronomy, 1965. p. 499 – 510. (Agronomy, 9).
- KIRKHAM, D. & POWERS, W. L. *Advanced soil physics*. New York, Wiley-Interscience, 534p. 1972.
- KLAGES, M. G. Effect of clay type and exchangeable cations on aggregation and permeability of solonetz soils. *Soil Sci.*, 102(1): 46 – 52, 1966.
- KLUTE, A. & DIRKSEN, C. H. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: KLUTE, A. *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. 2. ed. Madison: American Society of agronomy, cap. 28, p. 687 – 732. 1986
- LAL, R. & STEWART, B. A. *Soil processes and water quality*. Boca Raton: Flórida: Lewis Publishers, 1994. 398 p.
- LEVY, G.J. & TORRENTO, J.R. Clay dispersion and macroaggregate stability

- as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil Sci.*, 160:352-358, 1995.
- LEVY, G.J; VAN DER WATT, H. V. H. & PLESSIS, H. M. Effect of sodium-magnesium and sodium-calcium systems on soil hydraulic conductivity and infiltration. *Soil Sci.*, 146(5): 303 – 310, 1988.
- LIMA, D. M. Influência da mineralogia e da concentração de eletrólitos na dispersão da fração argila de latossolos. Lavras, MG: Escola Superior de Agricultura de Lavras, 1992. 59 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas).
- LOPES, A.S. Solos sob “cerrado” características, propriedades e manejo. 2ª ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1984. 162 p.
- LOPES, E. S.; PERON, S. C.; PORTUGAL, E. P.; CAMARGO, O. A. & FREITAS, S. S. Atividade respiratória de solo tratado com vinhaça e herbicida. *Bragantia*, Campinas, v.45, n.2, p.205-210, 1986.
- MACE, J. E. & AMRHEIN, C. Leaching and reclamation of a soil irrigated with moderate SAR waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 199 – 204, 2001.
- MACÊDO, J.A.B. Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas. 2ª ed. Belo Horizonte, MG. 2003, 450 p.
- MAIA, C. E., MORAIS, E. R. C. de & OLIVEIRA, M. de (1998). Classificação da água utilizando quatro metodologias de cálculo para a Razão de Adsorção de Sódio - II. Região do Baixo Açu, Rio Grande do Norte. *Caatinga*, Mossoró, 11(1/2):47-52
- MATOS, A.T., Disposição de águas residuárias no solo. Caderno Didático nº , Viçosa - MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, 2003.
- MATOS, A.T. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa – MG. Viçosa: UFV, 1995. 110 p. (Tese de Doutorado)
- MATOS, A.T. Poluição ambiental e seus efeitos. Brasília: ABEAS; Viçosa: DEA/UFV, 2001. 121 p. (ABEAS: Curso de uso racional dos Recursos Naturais e seus reflexos no Meio Ambiente. Módulo 6).
- MATOS, A.T., Qualidade do solo e da água. Caderno Didático nº 33, Viçosa - MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, 2004.

- MBAGWU, J.S.C.; PICCOLO, A. & MBILA, M.O. Water-stability of aggregates of some tropical soils treated with humic substances. *Pedologie*, 43:269-284, 1993.
- McBRIDE, M.B. *Environmental chemistry of soils*. Oxford: OxfordUniversity Press, 1994. 406p.
- McINTYRE, D. S. The effect of free ferric oxide on the structure of some Terra Rossa and rendizine soils. *Journal soil Science*, London, v. 7, p. 302 – 306, 1966.
- MELO, F. B.; COELHO, M. A. & FERREYRA, H. F. F. Efeitos do gesso e da concentração salinada água na condutividade hidráulica do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 12: 89 – 92, 1988.
- MELO, R. F. de; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; RUIZ, H. A. & OLIVEIRA, L. B. de.. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, v.10, n.2, p.456–465, 2006
- MESQUITA, M.G.B.F. *Caracterização estatística da condutividade hidráulica saturada do solo*. Piracicaba, ESALQ, 2001. 110 p. (Tese de Doutorado).
- MINHAS, P. S. & SHARMA, D. R. Hydraulic conductivity and clay dispersion as affected by application sequence of saline and simulated rain water. *Irr. Sci.*, 63: 159 – 167, 1986.
- MITCHELL, J. K. *Fundamentals of soil behavior*. Berkeley, University of California, John Wiley. 422 p. 1976.
- MOURA, R.F. *Efeitos das lâminas de lixiviação de recuperação do solo e da salinidade da água de irrigação sobre os componentes de produção e coeficiente de cultivo da beterraba*. Viçosa, MG: UFV, 2000. 119p. (Tese de Doutorado).
- NASCENTES, R. *Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado*. Viçosa: UFV, 2006. 153 p. (Tese de Doutorado).
- NUNES, W. A. G. A. *Efeitos da irrigação com água de poços tubulares e do Rio Gorutuba sobre propriedades de solos da região de Janaúba – MG*. Viçosa: UFV, 2003.
- OLIVEIRA, T.S.; COSTA, L.M. & SCHAEFER. C.E. Water-dispersible clay after wetting and drying cycles in four brazilian oxisols. *Soil e Tillage Research*, 2004.

- OSTER, J. D. & RHOADES, J. D. Various index for evaluating the effective salinity and sodicity of irrigation waters. *In*: PROC. INTERNAT. SALINITY CONFERENCE, Lubbock, Texas, August 16-20, 1976, p. 1-14. 1977.
- PESCOD, M. B. Wastewater treatment and use in agriculture. Rome: FAO, 1992. 125p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 47).
- PALIWAL, K.V. & GANDHI, A.P. Effect of salinity, SAR, Ca:Mg ratio in irrigation water, and soil texture on the predictability of exchangeable sodium percentage. *Soil Science*, Baltimore, v.122, p.85-90, 1976.
- QUIRK, J. P. & SHOFIELD, R. K. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J. Soil Sci.*, 6 (2): 163 – 178, 1955.
- RAIJ, B. van & PEECH, M. Electrochemical properties of some oxisols and Alfisols of the tropics. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 36: 587 – 593, 1972.
- RAVINA, I. The mechanical and physical behavior of Ca-clay soil and K-clay soil. *In*: HADAS, A., ed. *Physical aspects of soil water and salts in ecosystems*. Berlin, Springer-Verlag, 1973. p. 131-140. (Ecological Studies, 4)
- REICHERT, J. M. & CABEDA, M. S. V. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do RS. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 16, n. 3, p. 389 – 396, 1992.
- RENGASAMY, P., GREENE, R.S.B. & FORD, G.W. Influence of magnesium on aggregate stability in sodic Red-Brown earths. *Aust. J. Soil. Res*, 24:229-237, 1986.
- RENGASAMY, P. & OLSSON, A. Sodicity and soil structure. *Aust. J. Soil Res.*, 29:935-952, 1991.
- RENGASAMY, P. Clay dispersion in relation to changes in the electrolyte composition of dialysed red-brown earths. *Journal of Soil Science*, v.34, n.3, p.723-732, 1983.
- RENGASAMY, P.; GREENE, R.S.B.; FORD, G.W. & MEHANNI, A.H. Identification of dispersive behaviour and the management of red-brown earths. *Aust. J. Soil Res.*, 22: 413-431, 1984.
- RICHARDS, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Washington: United States Salinity Laboratory. (USDA: Agriculture Handbook, 60).
- RODRIGUES NETTO, A. Influência da mineralogia da fração argila sobre

- propriedades físico-químicas de solos brasileiros. Viçosa: UFV, 1996. 144p. Dissertação (mestrado).
- ROWELL, D. L.; PAYNE, D. & AHMAD, N. The effect of the concentration and movement of solutions on the swelling, dispersion, and movement of clay in saline and alkali soils. *J. Soil Sci.*, 20: 176 – 188, 1969.
- RUIZ, H. A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (Silte + Argila). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, n.2, p. 297 – 300, 2005.
- RUIZ, H. A. Material didático da disciplina SOL 640 - Física do Solo. Métodos de análises físicas do solo. Viçosa, MG: UFV. 22 p. 2004.
- RUSSEL, E.W. Soil conditions and plant growth. 10.ed. London: Longman, 1973.
- SCALLOPI, E. D., & BRITO, R. A. L. Qualidade da água e do solo para irrigação. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, 139:80-94. 1986.
- SCHAEFER, C.E.G.R. Soils and Paleosols from northeastern Roraima, Amazonia: geomorphology, genesis and landscape evolution. Reading, University of Reading, 1994. 353p. (Tese de Doutorado)
- SCHAEFER, C.E.R. The microstructure of brazilian oxisols as long-term biotic constructs. *Aust. J. Soil Res.* 39, 909-926, 2001.
- SCHWERTMANN, U. Some properties of soil and synthetic iron oxides. In: STUCKI, J. W.; GOODMAN, B. A. ; SCHWERTMANN, U. Iron in soils and clay minerals. Dordrecht: Reidel, p. 203 – 250, 1988.
- SHAINBERG, I.; RHOADES, J.D.; SUAREZ, D.L. & PRATHER, R.J. Effect of mineral weathering on clay dispersion and hydraulic conductivity of sodic soils. *Soil Sci. Am. J.*, 45:287-291, 1981.
- SHANMUGANATHAN, R.P. & OADES, J.M. Modification of soil physical properties by manipulating the net surface charge on colloids through addition of Fe (III) polycations. *J. Soil Sci.*, 33:451-465, 1982.
- SPARKS, D. L. Environmental soil chemistry. New York: Academic Press, 1995. 267p.
- SPOSITO, G. The chemistry of soils. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.
- SPOSITO, G. & MATTIGOD, S. V. On the chemical foundation of the Sodium Adsorption Ratio. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, 41:323-329, 1977.

- SILVA, A. J. N. Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob diferentes sistemas de manejo com cana-de-açúcar. Porto Alegre: UFRS, 2003. 120p. Tese Doutorado
- SILVA, A. J. N.; CABEDA M. S. V.; CARVALHO F. G. & LIMA, J. F. W. F.; Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo sob diferentes sistemas de uso e manejo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, nº 1, p.76–83, 2006. Campina Grande, PB.
- UEHARA, G. Mineralo-chemical properties of Oxisols. In: International soil classification workshop. Malaysia, 1978. bangkok; thailand; Soil survey division, Land development Department, 1979. Part I, p. 45 – 60.
- UEHARA, G.; GILLMAN, G. The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays. Boulder: Westview Press, 1981. 170p.
- UCHA, J. M. & RIBEIRO, L. P. Comportamento de um solo do cerrado baiano sob uso agrícola em regime de sequeiro e irrigado. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 25, 1995, Goiânia. Resumos... Goiânia: SBCS, 1995. p. 423.
- VAN RAIJ, B. Propriedades eletroquímicas de solos. In: Simpósio Avançado de Química e Fertilidade do Solo, Piracicaba, Fundação Cargil, 1986. p. 9 – 41.
- VELOSO, M. E. C. Efeito de diferentes qualidades de água sobre algumas propriedades físico-químicas de um Brunizem Avermelhado. Viçosa, UFV: 1991. Dissertação (mestrado).
- VITORINO, A.C.T. Relação da mineralogia e química do solo com a dispersão da argila e estabilidade de agregados do tamanho de silte. Lavras: UFLA, 2001. 79 p (Tese de Doutorado).
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: SEGRAC, 1996. 243p.
- YADAV, J. S. P. & GIRDHAR, I. K. The effects of different magnesium: calcium ratios and sodium adsorption ratios values of leaching water on the properties of calcareous versus noncalcareous soils. Soil Sci., 131(3): 193 – 198, 1981.
- YOUNGS, E. G. Developments in the physics of infiltration. Soil science Society of America Journal, v. 59, p. 307 – 313, 1995.
- YOUSAF, M.; ALI, O. M. & RHOADES, J.D. Clay dispersion and hydraulic

- conductivity of some salt-affected and land soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 905 - 907, 1987a.
- YOUSAF, M. & RHOADES, J.D. Dispersion of clay from some salt affected, arid land soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51:920-924, 1987b.
- WISCHMEIER, W. R., JOHNSON, C. B. & CROSS, B. W. A soil erodibility monograph for farmland and construction sites. *Journal Soil and Water conservation*, Baltimore, v. 26, n. 5, p. 189 – 193, 1961.
- WISCHMEIER, W. R. & MANNERING, J. V. Relation of soil properties to its erodibility. *Soil Science Society of America proceedings*, Madison, v. 33, n. 1, p. 131 – 137, 1969.
- ZHANG, X. G. & NORTON, L. D. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. *Journal of Hydrology*, 260: 164 – 205, 2002.

ANEXO

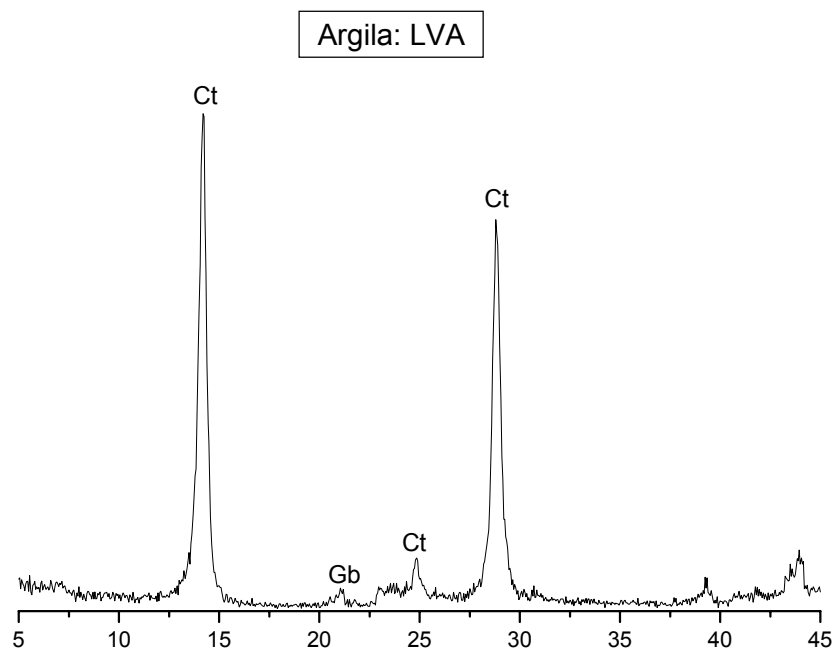
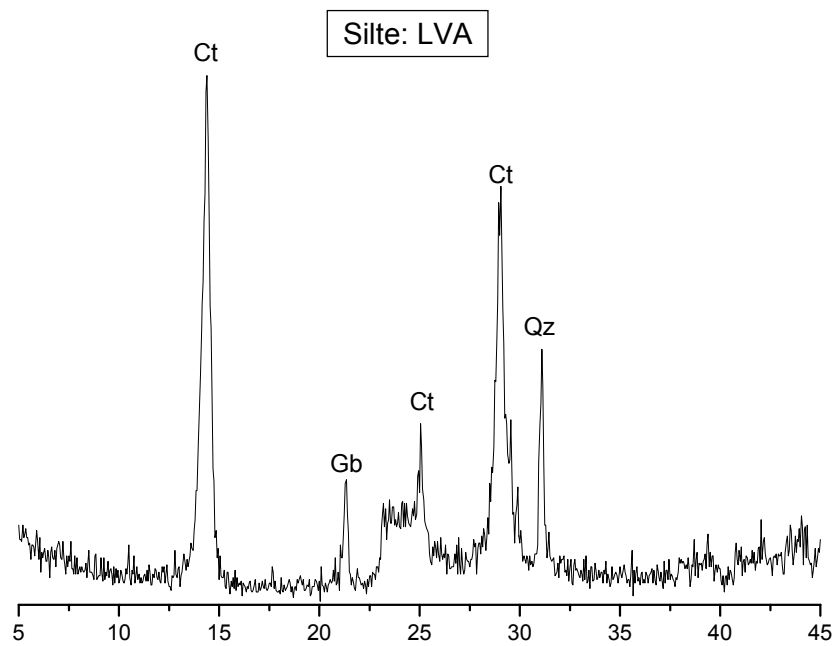


Figura 1A. Difratoigramas de raio-x das frações silte e argila obtidos em amostra de um Latossolo Vermelho-amarelo, coletado em Viçosa – MG. Sendo: Gb = gibbsita, Hm = hematita, Go = goethita, Ct = caulinite e Qz =quartzo.

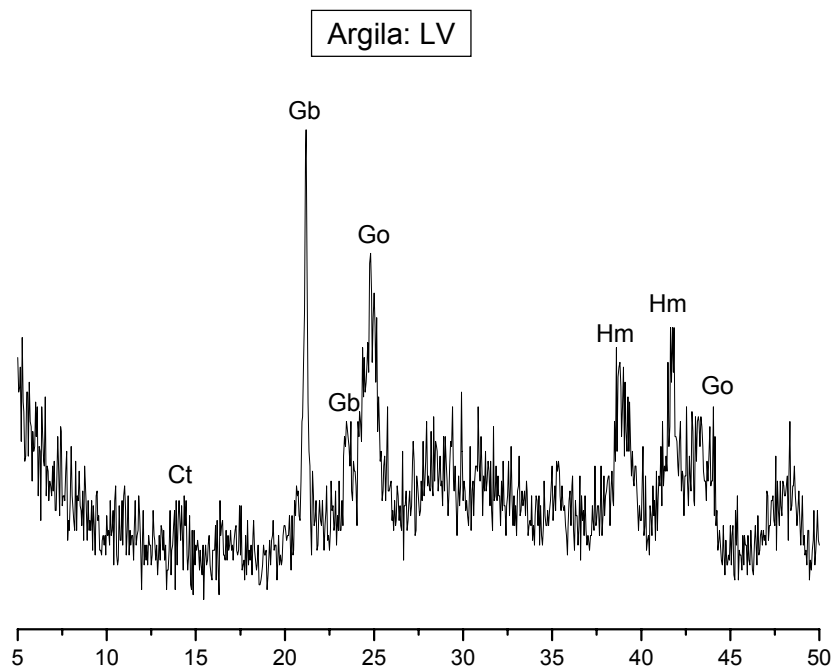
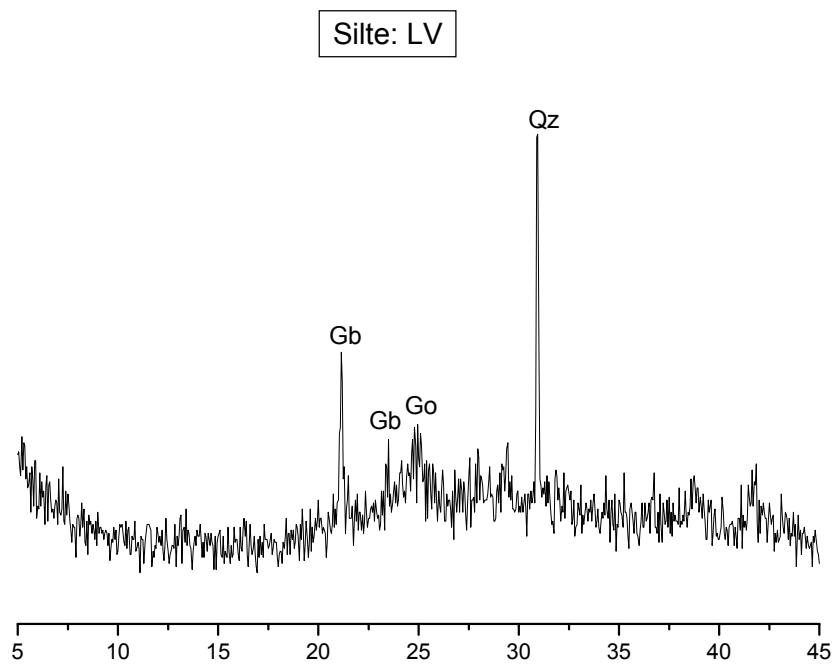


Figura 2A: Difratoigramas de Raio-x das frações silte e argila obtidos em amostra de um Latossolo Vermelho, coletado em Belo Horizonte – MG. Sendo: Gb = gibbsita, Hm = hematita, Go = goethita e Ct = caulinita.

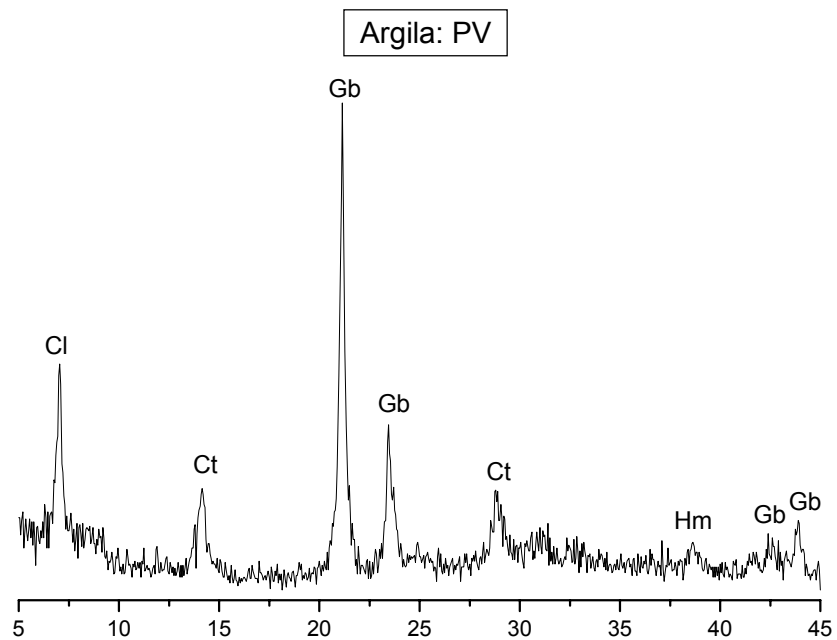
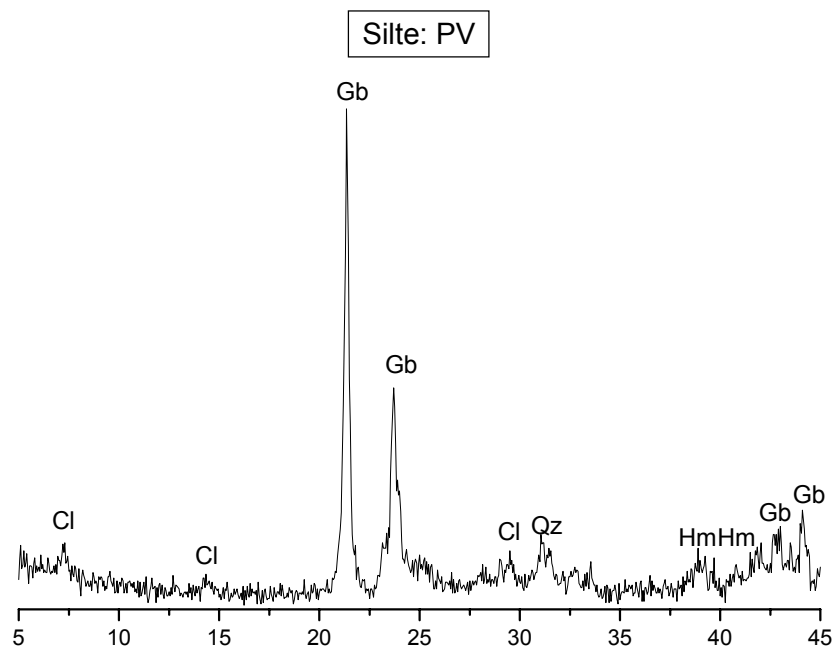


Figura 3A: Difractogramas de Raio-x das frações silte e argila obtidos em amostra de um Argisolo Vermelho, coletado em Barroso – MG. Sendo: Gb = gibbsita, Hm = hematita, Go = goethita, Ct = caulinite, Qz =quartzo e Cl = clorita.

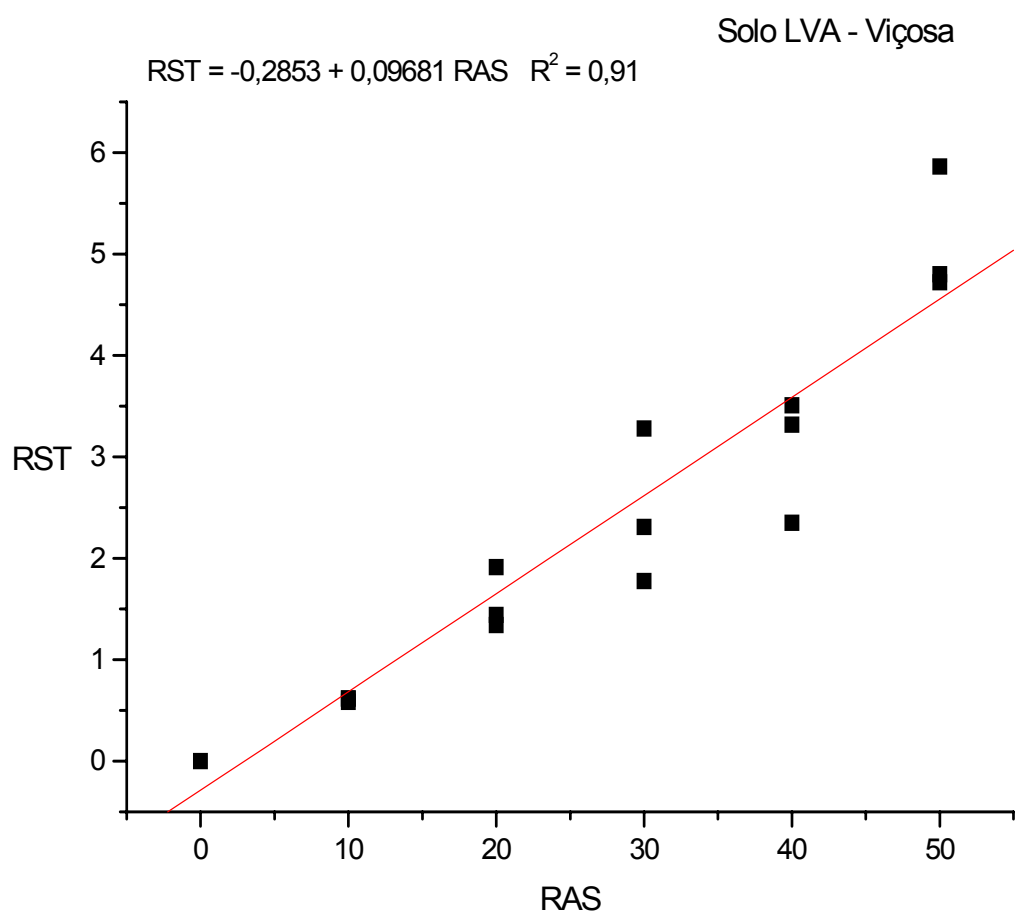


Figura 4A. Relação entre RAS e RST, no equilíbrio, para o solo LVA, coletado em Viçosa-MG.

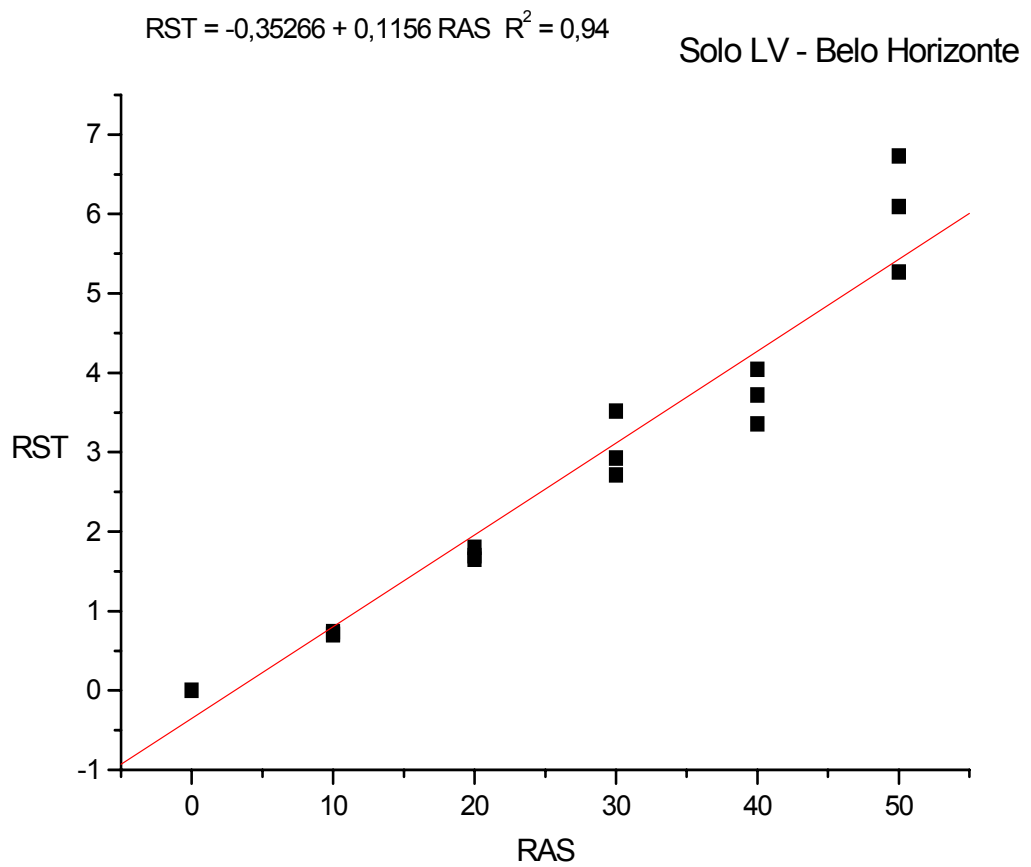


Figura 5A. Relação entre RAS e RST, no equilíbrio, para o solo LV, coletado em Belo Horizonte-MG.

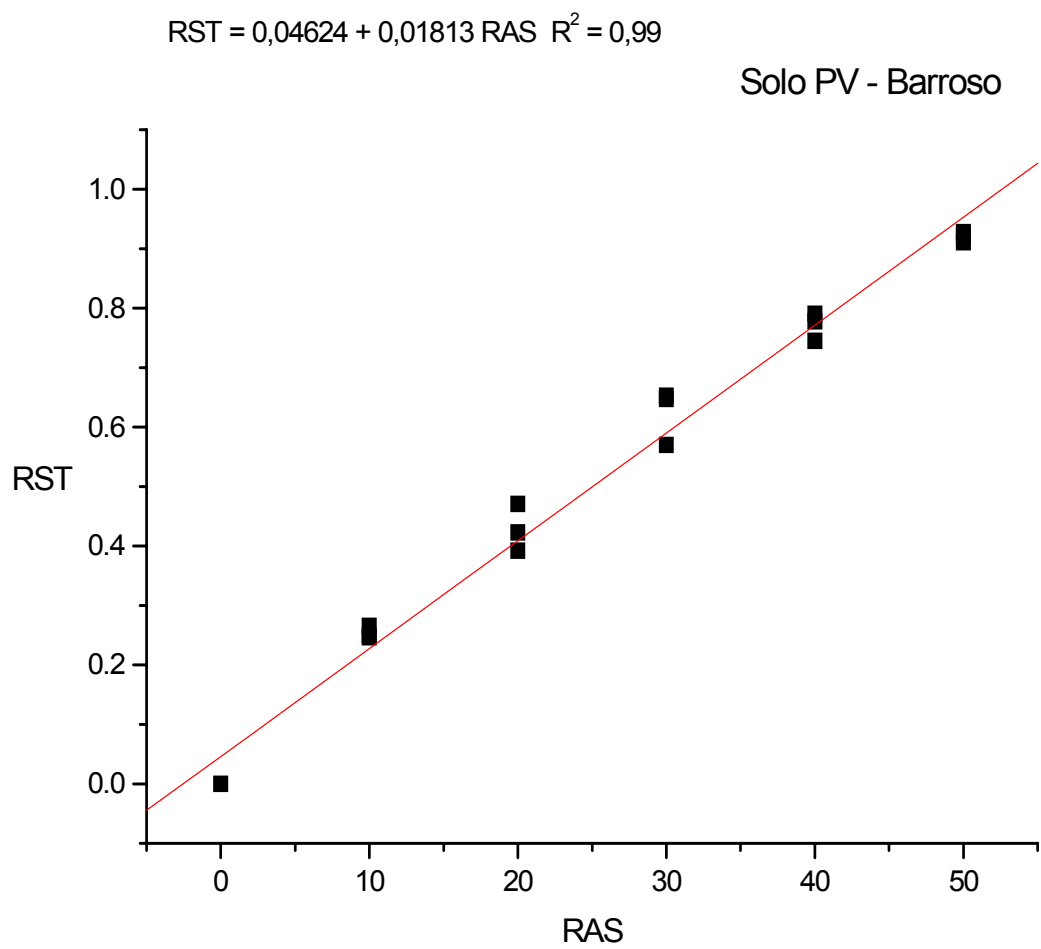


Figura 6A. Relação entre RAS e RST, no equilíbrio, para o solo PV, coletado em Barroso-MG.