

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Solos



Tese

**Dinâmica de acidificação e metais no solo e subsolo de solos construídos na
área de mineração de carvão de Candiota - RS**

Dioni Gleí Bonini Bitencourt

Pelotas, 2014

Dioni Glei Bonini Bitencourt

**Dinâmica de acidificação e metais no solo e subsolo de solos construídos na
área de mineração de carvão de Candiota - RS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientador: Eloy Antonio Pauletto

Co-Orientador (es): Luiz Fernando Spinelli Pinto

Pelotas, 2014

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

B624d Bitencourt, Dioni Gleí Bonini

Dinâmica de acidificação e metais no solo e subsolo de solos construídos na área de mineração de carvão de candiota - rs / Dioni Gleí Bonini Bitencourt ; Eloy Antônio Pauletto, Luiz Fernando Spinelli Pinto, orientadores. — Pelotas, 2014.

125 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2014.

1. Áreas degradadas por mineração. 2. Drenagem ácida. 3. Solução do solo. 4. Metais pesados. 5. Retenção de água. I. Pauletto, Eloy Antônio, orient. II. Pinto, Luiz Fernando Spinelli, orient. III. Título.

CDD : 631.41

DIONI GLEI BONINI BITENCOURT

Dinâmica de acidificação e metais no solo e subsolo de solos construídos na área de mineração de carvão de Candiota - RS

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutor em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 09/09/2014

Banca examinadora:

Prof. Dr. Eloy Antônio Pauletto (Orientador)
Doutor em Solos e nutrição de plantas pela Universidade ESALQ/USP

Prof. Dr. Luiz Fernando Spinelli Pinto
Doutor em Ciência do solo pela Universidade UFRGS

Prof. Dr. José Antônio Saldanha Louzada
Doutor em Irrigação e drenagem pela Universidade UFRGS

Prof. Dr. Adilson Luís Bamberg
Doutor em Agronomia pela Universidade UFPel

Prof. Dr. Maurício Silveira Quadro
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade UFRGS

Dedico este trabalho aos meus pais, José e a minha falecida mãe Leda pelo grande amor, compreensão e incansável apoio em todos os momentos.

Agradecimentos

À Deus, pelo divino dom da vida, saúde e esperança concedido a mim;

Ao professor Eloy Antônio Pauletto, pela orientação, ensinamentos transmitidos, dedicação, paciência e sincera amizade;

Ao professor Luiz Fernando Spinelli Pinto pela co-orientação, amizade, motivação e ensinamentos transmitidos;

À Universidade Federal de Pelotas, ao programa de Pós-graduação em Agronomia e ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia “Eliseu Maciel”, pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa.

Aos funcionários e estagiários do Departamento de Solos, principalmente a Rosane Guidotti e Paulo Antunes pelo auxílio em laboratório.

Aos colegas e amigos do Programa de Pós-graduação em Agronomia e Manejo e Conservação do Solo e da Água, pela amizade e apoio em todos os momentos.

Especialmente a minha falecida mãe Leda que mesmo estando com câncer nunca deixou de se preocupar comigo, me apoiando, incentivando nos momentos mais complicados que passei.

Aos parentes, amigos e a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste sonho, um sincero muito obrigado.

O conhecimento torna a alma jovem e diminui a amargura da velhice. Colhe, pois, a sabedoria. Armazena suavidade para o amanhã.

(Leonardo da Vinci)

Resumo

BITENCOURT, Dioni Glei Bonini. **Dinâmica de acidificação e de liberação de metais na solução do solo de perfis de solos construídos na área de mineração de carvão de Candiota, RS.** 2014. 114f. Tese - Programa de Pós - Graduação em Agronomia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

O carvão mineral e rochas associadas podem conter pirita, que ao entrar em contato com ar ou água sofre oxidação, produzindo ácido sulfúrico. Essa acidez acelera dissolução dos minerais do solo e aumenta a concentração de metais pesados na solução do solo, criando a drenagem ácida da mina que contamina as águas superficiais e subsuperficiais. Este estudo teve o objetivo de investigar o efeito da drenagem ácida nas propriedades químicas e na retenção da solução do solo construído numa área de mineração de carvão em Candiota, RS. Foram abertas trincheiras e coletadas amostras deformadas e indeformadas, em quatro profundidades (0-10; 40-50; 100-110; 190-200 cm), bem como instalados lisímetros de sucção e sensores de umidade, em perfis de solos construídos de diferentes idades e morfologia (sem terra vegetal: MII-T1 – 28 anos; com terra vegetal: MIV-T1 – 18 anos, MIV-T2 – 17 anos, MVII-T3 – 10 anos, MIV-T4 – 4 anos). Nas amostras deformadas foram realizadas análises físicas e químicas básicas (granulometria, pH (em água, em CaCl₂), índice SMP, cátions trocáveis, acidez potencial e carbono orgânico), metais extraídos pelo método US-EPA3050, o potencial de acidificação (PA) e de neutralização (PN) pelo método do peróxido de hidrogênio, bem como a mineralogia, analisada por difratometria de raios X na forma de pó na amostra total. Para a coleta de solução do solo a campo foram instalados lisímetros de sucção (ecoTech, Bonn, Germany) e o monitoramento da umidade do solo foi feito com sensores de umidade (Watermark). A obtenção da solução do solo em laboratório foi feita pelo método do extrato da pasta saturada. Os metais e os cátions básicos das soluções do solo obtidas pelos dois métodos foram analisadas por ICP-OES e o Si e o S determinados por espectroscopia UVvisível e os resultados comparados por testes não paramétricos e em diagramas de estabilidade mineral. Foram obtidas curvas de retenção de solução do solo por câmara de Richards e pelo WP-4 e calculada a capacidade de água disponível em função do potencial osmótico. Concluiu-se que (a) todas camadas de estéril dos solos construídos possuem potencial de acidificação e que as camadas de terra vegetal e argila (malhas IV e VII) apresentaram potencial líquido positivo (não geradoras de acidez), indicando estarem livres de contaminação por sulfetos; (b) ambos os métodos de extração de solução do solo se mostraram equivalentes em termos de concentração de íons extraídos, conforme teste não paramétrico de Mann-Whitney; porém os diagramas de estabilidade mineral mostraram comportamento discrepante em função da maior atividade do Al na solução extraída com a pasta saturada em laboratório, mais diluída; (c) a solução do solo, por ambos métodos, confirmam a formação de drenagem ácida em profundidade, mesmo nas áreas com cobertura de terra vegetal ou argila (malhas IV e VII), indicando que essas camadas não são suficientes para conter ou minimizar o processo de geração de drenagem ácida; (d) na solução do solo foram encontrados valores acima do permitido para consumo humano para vários elementos (S, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb, Se e As), como resultado do processo ativo de sulfurização, contrastando com a extração pelo método USEPA 3050, que indica somente valores acima para As e Se; (e) os estéreis de mineração dos solos construídos retêm solução do solo com maior energia em relação às

camadas superficiais (terra vegetal e argila) em função do caráter da porosidade dos estéreis, oriundo de processos litogênicos (diagênese), que aliada ao elevado potencial osmótico, reduz a quantidade de água disponível as plantas e (f) o monitoramento da variação da umidade do solo nos perfis dos solos construídos mostrou que as camadas de terra vegetal e de argila, em função da menor capacidade de retenção de água, mesmo quando saturadas, apresentaram menores níveis de umidade do solo ao longo do tempo do que as camadas mais profundas, compostas pelos estéreis de mineração.

Palavras-chave: áreas degradadas por mineração, drenagem ácida, solução do solo, metais pesados, retenção de água

Abstract

BITENCOURT, Dioni Glei Bonini. **Dynamic of acidification and release of metals in the soil solution of constructed soils in Candiota coal mine area, RS - Brazil.** 2014. 114f. Thesis - Post-Graduate Program in Agronomy. Federal University of Pelotas, Pelotas/RS, Brazil.

The coal and associated rocks may contain pyrite, which undergoes oxidation, when in contact with air or water producing sulfuric acid. This acidity accelerates the dissolution of minerals from the soil and increase the concentration of heavy metals in the soil solution, creating the acid mine drainage which contaminates surface and subsurface waters. This study aimed to investigate the effect of acid mine drainage on the chemical properties and retention of the soil solution in constructed soil in coal mining area in Candiota, RS. Pits were opened and disturbed and undisturbed samples were collected at four depths (0-10, 40-50, 100-110, 190-200 cm) and suction lysimeters and humidity sensors were installed in soil constructed soil profiles of different ages and morphology (without topsoil: MII-T1 - 28 years; with topsoil: MIV-T1 - 18 years, MIV-T2 - 17 years, MVII-T3 - 10 years, MIV-T4 - 4 years). In the disturbed samples basic physical and chemical analysis were performed (particle size, pH (in water, CaCl₂), SMP index, exchangeable cations, potential acidity and organic carbon), as well as metals extracted by the US-EPA3050 method, acidification (AP) and neutralization potential (PN) by the hydrogen peroxide method, and mineralogy, analyzed by X-ray diffraction in powder (total sample). In the field, suction lysimeters (Ecotech, Bonn, Germany), to collect soil solution, and moisture sensors (Watermark), to monitor the moisture, were installed. Soil solution were also extracted in the laboratory, by the saturated paste extract method. Metals and basic cations in soil solutions obtained by the two methods were analyzed by ICP-OES and Si and S determined by UV-visible spectroscopy and the results compared by nonparametric tests and mineral stability diagrams. Soil solution retention curves were determined with Richards chambers and by WP-4, and the available water capacity taking into account the osmotic potential. It was concluded that (a) all layers of mine overburden materials showed acidification potential while top soil and clay layers (MIV and MVII) had a positive net potential (non-acid generation), indicating the they were free from sulfides contamination; (b) both methods of extraction of soil solution showed to be equivalent in terms of concentration of extracted ions as analyzed by non-parametric Mann-Whitney test; but the mineral stability diagrams showed different behavior due to the higher activity of Al in solution extracted with saturated paste in the laboratory, more diluted; (c) the soil solution, by both methods, confirm the formation of acid drainage in depth, even areas covered by topsoil or clay layers (MIV MVII), indicating that these layers are not sufficient to contain or minimize the generation of acid mine drainage; (d) in soil solution values above the allowed for human consumption for various elements (S, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni, Pb, Se and As) as a result of the active process of desulfurization were found, contrasting with the metals extracted by the USEPA 3050 method, that indicates that values above the allowed only to As and Se; (e) the overburden materials retain soil solution with higher energy than the topsoil and clay layers due to the character of their porosity, originated by lithogenic processes (diagenesis), which allied to the high osmotic potential, reduces the amount of plant available water and (f) the monitoring of the soil moisture in the constructed soil profiles showed that the topsoil and clay layers, due to the lower water holding capacity, even when saturated,

showed lower levels of soil moisture over time than the deeper layers, composed by mine overburden.

Key-words: mining degraded areas, acid mine drainage, soil solution, heavy metals, water retention.

Lista de Figuras

Figura 1	Coluna geológica estratigráfica da formação Rio Bonito em Candiota-RS.....	22
Figura 2	Sequência do processo de mineração de carvão da mina de Candiota, RS com posterior recuperação da área minerada.....	23
Figura 3	Drenagem ácida no Arroio Carvoeira e na malha II em Candiota-RS	24
Figura 4	Zona vadosa e zona de saturação	32
Figura 5	Localização da Mineradora de Carvão situada no município de Candiota no estado do Rio Grande do Sul	41
Figura 6	Área de Mineração da Companhia Rio-grandense de Mineração em Candiota-RS com a localização das trincheiras na área minerada	42
Figura 7	Etapas do trabalho a campo executado na mina de carvão em Candiota RS	44
Figura 8	Difratograma do solo superficial (terra vegetal) do perfil do solo construído da MVII-T3.....	60
Figura 9	Difratogramas dos perfis dos solos construídos da MII-T1 (40-60cm), MIV-T1 (190-200cm), MIV-T2 (190-200cm), MVII-T3 (60-70cm) e MIV-T4 (190-200cm).....	61
Figura 10	Potencial líquido obtido nas malhas quando relacionados ao longo do perfil em análises.....	64

Figura 11	Relação entre o Potencial Líquido (PL) e o pH nos solos das malhas IV/VII.....	65
Figura 12	Relação entre pH e metais nas Malha I, II, IV e VII.....	69
Figura 13	Box plots para as concentrações padronizadas dos metais pesados dos métodos de extração de solução do solo	76
Figura 14	Diagrama de estabilidade para alguns minerais no sistema $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$ a 25°C e 1atm.	77
Figura 15	Comparação de íons livres de Al mais íons aluminato com as curvas de solubilidade da caulinita e gibbsita no sistema $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}$ a 25°C e 1atm.	78
Figura 16	Diagrama de estabilidade para a basalunita, aluminita potássica, alunita, caulinita e gibbsita no sistema $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ a 25°C e 1atm.	80
Figura 17	Curvas de retenção da solução do solo para a faixa completa de umidade do solo para MIIT1	81
Figura 18	Curvas de retenção da solução do solo para a faixa completa de umidade do solo para MVIIT3	82
Figura 19	Curvas de retenção da solução do solo para a faixa completa de umidade do solo para MVT4	83
Figura 20	Curvas de retenção da água no solo para algumas trincheiras até o ponto de murcha permanente	87
Figura 21	Capacidade de água disponível as plantas considerando ou não o efeito osmótico para os estéreis de mineração e a sua variação por simulação para as camadas de terra vegetal e argila das trincheiras estudadas em Candiota-RS	90
Figura 22	Variação temporal do conteúdo de água nos perfis de solos construídos	92
Figura 23	Posição do perfil construído da malha II T1 em um patamar na paisagem	93

Lista de Tabelas

Tabela 1	Dados da fração total, granulometria da terra fina e da densidade das partículas, obtidos das amostras de solo das malhas I, II e IV/VII	55
Tabela 2	Caracterização química dos perfis de solo das Malhas I e II em diferentes localizações e profundidades	57
Tabela 3	Caracterização química dos perfis de solo das Malhas IV e VII em diferentes localizações e profundidades	58
Tabela 4	Valores de pH em água; potencial de neutralização (PN), de acidificação (PA) e potencial líquido (PL) da terra fina e fragmentos de carvão das malhas em estudo nas diferentes localizações e profundidades	63
Tabela 5	Análises químicas do extrato saturado	66
Tabela 6	Análises químicas da solução do solo coletada pelos lisímetros de sucção (dados médios)	71
Tabela 7	Elementos químicos potencialmente disponíveis obtidos da terra fina das amostras de solo, em diferentes localizações e profundidades da mina de carvão de Candiota-RS conforme metodologia US-EPA 3050	73
Tabela 8	Porcentagens de areia, silte, argila e umidade volumétrica no ponto de murcha permanente obtidos experimentalmente e calculados para as trincheiras avaliadas	84
Tabela 9	Porcentagem de macroporos, microporos, porosidade total e densidade do solo para as trincheiras	88

Sumário

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Mineração e meio ambiente	17
2.2	Mineração a céu aberto e solos construídos	19
2.2.1	Solos impactados pela mineração	20
2.2.2	Mineração de carvão em Candiota-RS	21
2.3	Drenagem ácida de mina	23
2.4	Solução do solo	25
2.4.1	Composição da solução do solo	25
2.4.2	Métodos de extração de solução do solo	26
2.4.2.1	Métodos de laboratório	27
2.4.2.2	Métodos de campo	29
2.5	Movimento da solução do solo	31
2.6	Retenção e disponibilidade da solução do solo	35
2.6.1	Modelos de retenção de solução do solo	39
3	MATERIAIS E MÉTODOS	41
3.1	Descrição do local	41
3.2	Coleta das amostras	43
3.3	Preparação das amostras	45
3.4	Extração de solução do solo	45
3.4.1	Método de laboratório	45
3.4.2	Método de campo	46
3.5	Determinação da umidade do solo	47
3.6	Análises físicas	47

3.6.1	Curva de retenção de solução do solo	48
3.6.2	Determinação da capacidade de água disponível considerando o efeito osmótico	49
3.7	Análises químicas	50
3.7.1	Análises básicas do solo	50
3.7.2	Potencial de acidificação e de neutralização	50
3.7.3	Análise química de metais	51
3.7.4	Solução do extrato da pasta saturada e do lisímetro de sucção	51
3.7.5	Determinação do potencial osmótico	52
3.7.6	Diagramas de estabilidade	52
3.8	Análises mineralógicas	53
3.9	Análise estatística	53
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1	Caracterização básica dos solos construídos	54
4.1.1	Caracterização física	54
4.1.2	Caracterização química	56
4.1.3	Mineralogia	59
4.1.4	Potencial de acidificação e de neutralização	62
4.2	Composição da solução do solo	65
4.2.1	Extrato da pasta saturada	65
4.2.2	Solução extraída com lisímetro de sucção	70
4.2.3	Equilíbrio com a fase sólida	75
4.3	Relação solução do solo e sistema poroso dos solos construídos	80
4.3.1	Curvas de retenção da solução do solo	80
4.3.2	Avaliação do sistema poroso	85
4.3.3	Efeito do potencial osmótico na capacidade de água disponível as plantas	88
4.4	Variação temporal do conteúdo de água nos perfis de solos construídos	91
5	CONCLUSÕES	95
6	REFERÊNCIAS	97
7	ANEXOS	110
8	APÊNDICES	117

1. INTRODUÇÃO

O carvão mineral é uma importante fonte alternativa de energia. O estado do Rio Grande do Sul, possui as maiores jazidas do Brasil, sendo estas localizadas principalmente no município de Candiota-RS. Porém, a atividade de remoção do carvão traz problemas ambientais de grandes proporções, pois sua extração a céu aberto provoca uma ampla modificação estrutural do ambiente. A etapa inicial consiste da retirada dos horizontes do solo, saprólito e das camadas geológicas sobrejacentes ou intercaladas à camada de carvão, denominadas de estéreis (arenitos, siltitos, argilitos e folhelhos carbonosos), sendo este material depositado na cava aberta anteriormente, de forma a reconstituir topograficamente a área. Horizontes superficiais do solo são recolocados sobre a camada de estéreis, práticas agronômicas são realizadas (preparo de solo e correção de fertilidade) e gramíneas exóticas são semeadas para revegetar a paisagem.

O elevado grau de compactação e a diluição da concentração de matéria orgânica das camadas superficiais do solo das áreas em processo de recuperação restringem o desenvolvimento da vegetação e diminuem a taxa de infiltração de água, favorecendo a perda de solo por erosão e a exposição das camadas de estéril, contaminando as águas de mananciais. O carvão e as camadas que o recobrem podem conter minerais sulfetados, como a pirita (FeS_2), que ao entrarem em contato com a água e ar sofrem oxidação, produzindo ácido sulfúrico e consequentemente pHs muito baixos. Essa condição provoca dissolução de minerais aluminossilicatados e eleva a concentração de metais pesados na solução do solo, constituindo assim o processo da drenagem ácida, fenômeno esse considerado o principal problema ambiental nas áreas mineradas de carvão. Por outro lado, ainda que toda a operação de recolocação dos horizontes superficiais e a

revegetação sejam bem sucedidas, o processo pode se desenvolver em subsuperfície, contaminando as águas subterrâneas.

Em geral, a contaminação hídrica é caracterizada e monitorada nas águas das drenagens superficiais e nas águas subsuperficiais por meio de poços de observação (água gravitacional, zona saturada). Poucos estudos, no entanto, são conduzidos na caracterização in situ da água na zona vadosa (subsaturada). Esta zona é importante pelo fato de representar um meio condutor, onde líquidos e gases movimentam-se, interagindo com a fase sólida do solo, ocorrendo assim uma série de interações químicas, interligando a água que infiltra na superfície do solo com a água subterrânea. Seu adequado estudo, porém, requer conhecimento da dinâmica de um sistema muito complexo, bem como o uso de técnicas específicas, não utilizadas rotineiramente em programas de monitoramento de qualidade de água.

As hipóteses deste trabalho são: As reações de acidificação que levam a formação de drenagem ácida da mina ocorrem nas camadas de estéril independentemente da presença de coberturas de camadas de terra vegetal e/ou argila sobrejacentes e que a zona vadosa controla o equilíbrio químico dos solutos dissolvidos na solução do solo.

Este trabalho teve por objetivo caracterizar no campo e em laboratório a geração de drenagem ácida e liberação de metais pesados na solução do solo da zona vadosa em condições não saturadas e a influência dessa nas propriedades químicas e na retenção de água do solo na área de mineração de carvão de Candiota-RS.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mineração e meio ambiente

A história do Brasil tem íntima relação com a busca e o aproveitamento dos seus recursos minerais, que sempre contribuíram com importantes insumos para a economia, fazendo parte da ocupação territorial e da história nacional (FARIAS, 2002).

A mineração é um dos setores básicos da economia do país, contribuindo de forma decisiva para o bem estar e a melhoria da qualidade de vida das presentes e futuras gerações, sendo fundamental para o desenvolvimento de uma sociedade mais justa, desde que seja operada com responsabilidade social, estando sempre presentes os preceitos do desenvolvimento sustentável (FARIAS, 2002).

O homem sempre fez uso intensivo dos bens naturais. No entanto, suas atitudes abusivas, não respeitando os limites da natureza, causaram, e ainda causam, impactos significativos ao meio ambiente. Uma delas, muito comum no passado, foi o descaso e o abandono das áreas após a mineração.

Pode-se considerar que o início da consciência sobre a proteção do meio ambiente surgiu no começo dos anos setenta. Naquela época aflorou com nitidez, nos países tecnologicamente mais avançados, a percepção de que o bem-estar social, fruto do desenvolvimento econômico, estava relacionado, em geral, a impactos não desejados sobre os vários ecossistemas, com destaque para a indústria de mineração, o que demonstrava a necessidade de sérias avaliações de suas relações ambientais (BRUM, 2000).

Como resultado da intervenção humana, a vegetação original é parcial ou totalmente alterada e os solos naturais intensamente modificados do ponto de vista físico, químico e biológico pelas operações de remoção, transporte e deposição, com frequente mistura de outros materiais. Para atingir uma restauração com sucesso, retornando à área um ecossistema saudável, o solo tem que ser

remediado e a vegetação reestabelecida (BRADSHAW, 1997). Atualmente, em muitos países existe legislação específica requerendo que as áreas mineradas retornem à condição natural, mesmo aquelas que foram degradadas no passado, em época anterior à legislação. No entanto, por razões variadas, os recursos para tal são em geral limitados, fazendo com que a restauração tenha de ser atingida com o mínimo de investimento financeiro e, conseqüentemente, tão eficiente quanto possível (BRADSHAW, 1997).

Todos esses efeitos provenientes da degradação física e química ao meio ambiente têm afetado seriamente o solo e a água desde o início das atividades de mineração na região sul do Brasil, que data da segunda metade do século XIX, quando foi iniciada por trabalhadores ingleses (GOMES et al., 1998). Até próximo do fim do século XX, essa ainda era conduzida sem qualquer plano de recuperação ambiental, que só veio a ser previsto quando o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), responsável pela execução da Política Nacional do Meio Ambiente, criou a resolução Conama nº 1 em 23 de janeiro de 1986. Essa estabelece a necessidade do licenciamento das atividades modificadoras do meio ambiente, gerando responsabilidades por parte das empresas com o meio ambiente, conforme consta no artigo nº 9 desta resolução (CONAMA, 1986). Ainda assim, é perfeitamente possível que possam existir problemas ambientais nas áreas mineradas de carvão, tanto as que foram mineradas no período anterior à legislação quanto as que foram recuperadas ou reabilitadas posteriormente conforme às exigências.

A qualidade química das águas superficiais é regulamentada pela resolução CONAMA Nº 357 de março de 2005 em que considera o enquadramento dos corpos de água baseado nos níveis de qualidade para atender as necessidades da comunidade, considerando a saúde e o bem estar humano de modo que o equilíbrio ecológico aquático não seja afetado pela deterioração da qualidade das águas superficiais, além de estabelecer condições e padrões de lançamento de efluentes. Nesta resolução as águas superficiais são divididas em três classes: águas doces (salinidade $\leq 0,5\text{‰}$), águas salobras ($> 0,5\text{‰}$ e $< 30\text{‰}$) e águas salinas ($\geq 30\text{‰}$). Esta resolução posteriormente foi parcialmente alterada e complementada pela resolução Nº 430 de 13 e maio de 2011 que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores.

A resolução CONAMA Nº 396 de 3 de abril de 2008 dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento, prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas (águas que ocorrem naturalmente ou artificialmente no subsolo). Ela classifica as águas subterrâneas em seis classes: I) Classe especial: águas de aquíferos que destina-se à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuem diretamente para os trechos de corpos de água superficial, II) Classe 1: águas de aquíferos sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que não exigem tratamento para quaisquer usos preponderantes devido às suas características hidrogeoquímicas naturais, III) Classe 2: águas sem alteração de sua qualidade, e que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, IV) Classe 3: águas com alteração de sua qualidade, para as quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante V) Classe 4: águas com alteração de sua qualidade e que somente possam ser utilizadas, sem tratamento, para o uso preponderante menos restritivo e VI) Classe 5: águas que possam estar com alteração de sua qualidade, destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso.

2.2 Mineração a céu aberto e solos construídos

A mineração a céu aberto é uma das formas mais bruscas de alteração e degradação em um habitat natural ocasionado pelos seres humanos (FISCHER e FISCHER, 2006). Através dela é eliminada a vegetação, o solo e o subsolo são removidos por escavação, proporcionando mudanças permanentes na topografia e nas estruturas geológicas e também no regime hidrológico superficial e subsuperficial (SHRESTHA e LAL, 2011). A extensão do impacto ao meio ambiente causado pela mineração a céu aberto depende da tecnologia usada para a atividade de extração de carvão, da composição física e química dos minerais presentes no solo e do método de recuperação adotado (SHRESTHA e LAL, 2006).

2.2.1 Solos impactados pela mineração

Como resultado dessas operações de mineração a céu aberto e a consequente recuperação dos solos degradados são formados os solos construídos, isto é, solos criados por materiais e procedimentos determinados pela ação humana, sendo considerados antropogênicos e na condição ambiente podem sofrer evolução pedogênica (KÄMPF et al., 1997).

Nessa condição, os perfis do solo original são alterados a uma profundidade de no mínimo 1m e são parcialmente ou completamente substituídos por outros materiais oriundos de profundidades maiores que 1m; estes novos materiais são frequentemente menos intemperizáveis que o material original do solo (SENCINDIVER e AMMONS, 2000). O tipo de material de origem e a taxa de intemperização são muito importantes no desenvolvimento e diferenciação das propriedades desses solos construídos.

Os solos construídos em áreas mineradas são em geral altamente compactados em função do intenso tráfego de máquinas pesadas durante o processo de recuperação da área minerada. São caracterizados por possuírem alta densidade do solo e elevada porcentagem de fragmentos rochosos. A densidade do solo elevada e a diminuição do espaço poroso resultam em uma aeração pobre, restrição à exploração radicular, redução da água disponível, limitação dos principais nutrientes (SEYBOLT et al., 2004) e baixa taxa de infiltração de água (GUEBERT e GARDNER, 2001).

Algumas propriedades químicas do solo original também são alteradas em decorrência da formação dos solos construídos. Mudanças no pH e condutividade elétrica (CE) são inevitáveis, resultando geralmente em um decréscimo do pH e no acréscimo da CE (GANJEGUNTE et al., 2009). Solos construídos mais jovens apresentam uma perda drástica de carbono orgânico (> 70%) e nitrogênio (< 65%) em relação ao solo original (GANJEGUNTE et al., 2009).

Em função da ausência de critérios apropriados para a classificação dos solos construídos em área de mineração de carvão na Classificação Brasileira de Solos, Kämpf et al., (1997) propôs o enquadramento desses solos como Antrossolos Tiomórficos devido as características de construção antrópica e à processos incipientes de tiomorfismo.

2.2.2. Mineração de carvão em Candiota-RS

Segundo a Companhia Riograndense de Mineração (CRM), as reservas brasileiras de carvão mineral totalizam 32,329 bilhões de toneladas, na proporção de 4,5 toneladas de carvão mineral para uma tonelada equivalente de petróleo (tep), sendo distribuídas entre o Rio Grande do Sul (89,25%), Santa Catarina (10,41%) e Paraná (0,32%).

A mina de Candiota, RS é a maior reserva carbonífera nacional e tem sido operada pela CRM, empresa de economia mista controlada pelo Governo do RS (CRM, 2014). A produção de carvão em Candiota no ano de 2012 foi de 2.802.703,56 toneladas (CRM, 2013). Devido ao seu alto teor de cinzas e baixo poder calorífico, o carvão mineral extraído da mina é consumido quase que exclusivamente na geração de energia termoelétrica, abastecendo a Usina Termoelétrica Presidente Médici, com capacidade máxima de geração de 976MW, nas Fases A, B e C (CRM, 2014).

A Formação Rio Bonito apresenta espessura considerável, podendo atingir 100m em Candiota-RS. As camadas de carvão posicionam-se normalmente no terço médio desta unidade litoestratigráfica. São conhecidos 23 leitos de carvão, dos quais somente as camadas Candiota Inferior (CI) e Superior (CS) (Figura 1), mais importantes em espessura e distribuição, tem sido mineradas. A camada explorada tem espessura média que varia de 2,20 a 6,17m, sendo constituída por dois bancos de carvão, intercalados com siltitos e argilitos de coloração cinza-escura, cuja espessura varia em torno de 70cm (ABOARRAGE e LOPES, 1986). As litologias se repetem na estratigrafia, e sempre aparecem argilitos confinando os bancos de carvão da Formação Rio Bonito, o que garantiu o ambiente impermeável e redutor propício e necessário para a gênese do carvão (Figura 1).

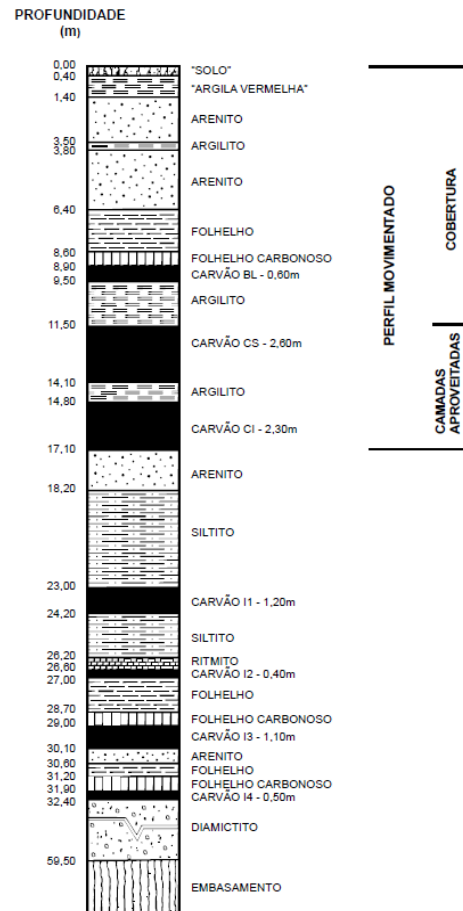


Figura 1 - Coluna geológica estratigráfica da formação Rio Bonito em Candiota-RS (adaptada de ADE, 1993).

O processo de extração de carvão em Candiota é realizado na forma de lavra a céu aberto em faixas. A retirada das camadas sobrejacentes ao carvão é realizada por uma máquina de grande porte (Dragline), que provoca a mistura dos materiais nas pilhas de estéreis, como mostra a Figura 2.

Após a queima para a geração de energia na usina termoeletrica, as cinzas do carvão retornam à cava de mineração e, sobre estas, são depositados os rejeitos da cava seguinte (ZANELLA 1988). Nessas condições pode ocorrer a acidificação e a mobilização dos metais pesados presentes nas cinzas e liberação para as águas de drenagem e, conseqüentemente, o comprometimento dos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subsuperficiais, próximos à área de mineração.

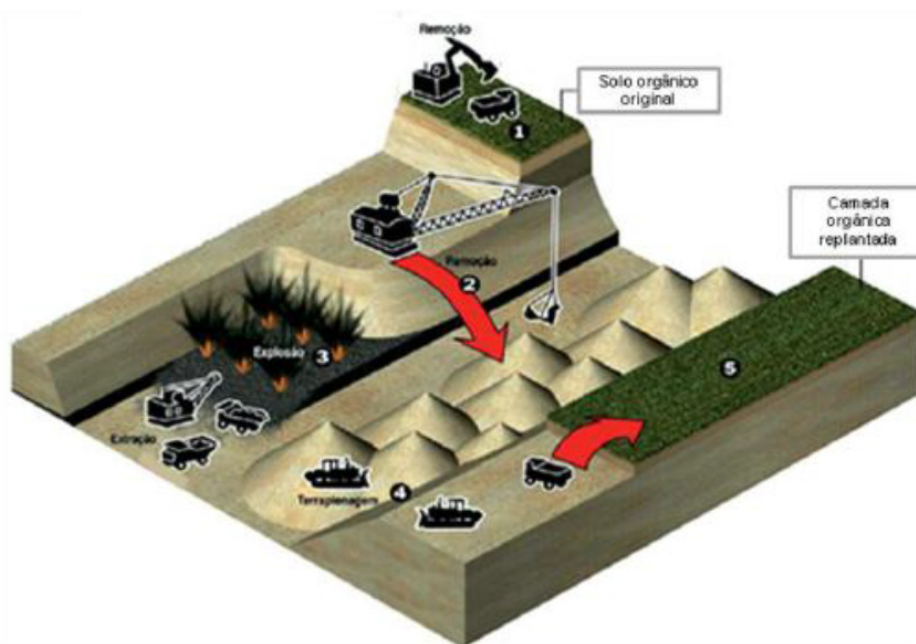


Figura 2 - Sequência do processo de mineração de carvão da mina de Candiota, RS, com posterior recuperação da área minerada. Adaptado de Conselho em Revista (2009).

2.3. Drenagem ácida de mina

No caso da mineração de carvão, além da degradação física, importantes alterações químicas do solo e da água afetam o ambiente pela geração de drenagem ácida de mina (DAM) (Figura 3). Isto ocorre quando os minerais que contém enxofre como a pirita (FeS_2) reagem com água e oxigênio, na presença de bactérias como o *Thiobacillus Ferrooxidans*, produzindo ácido sulfúrico e hidróxido de ferro ou sulfato de ferro (TIWARY, 2001). Como consequência dos baixos valores de pH, chegando a valores inferiores a 3,0 (PINTO e KÄMPF, 2002), ocorre a concentração de metais como Al, Fe, Mn, Cu, Ni e Zn em níveis tóxicos nas águas de drenagem. As reações aceleram também as perdas de Ca e Mg por lixiviação na forma de sais de sulfato, além de provocar deficiências de P, Mo e B, o que acaba afetando o processo de revegetação das áreas reabilitadas. Estas reações químicas podem ocorrer também nas pilhas de rejeitos de beneficiamento, onde inevitavelmente concentra a pirita em fragmentos de rochas e carvão. Assim, as características comuns da drenagem ácida incluem, além do baixo pH, alta concentração de sulfato, que pode levar a precipitação de sais, e de metais, tipicamente ferro, alumínio e manganês (TIWARY et al, 1997).

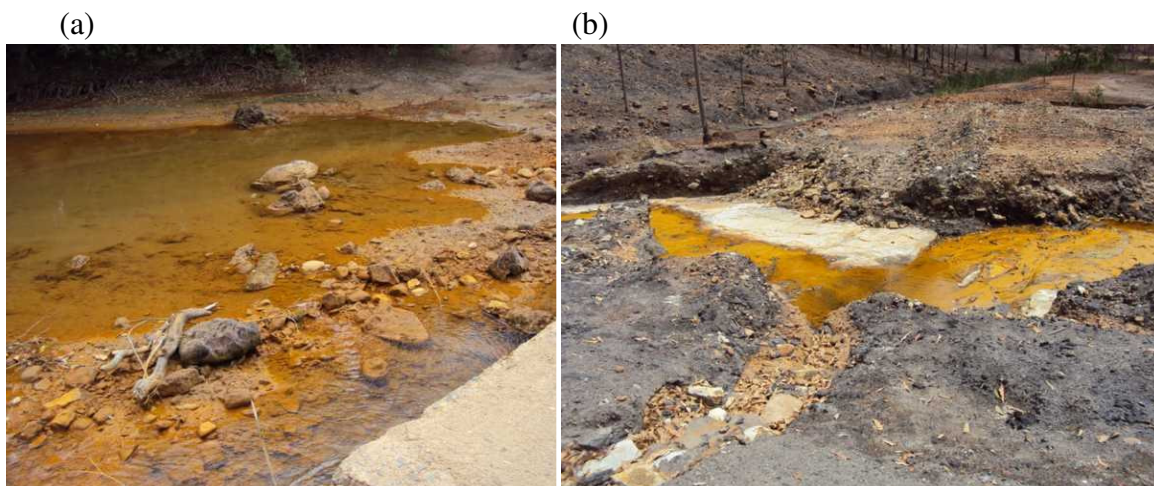


Figura 3 - Drenagem ácida no Arroio Carvoeira (a) e na malha II (b) (Candiota-RS).

Em águas doces geralmente a concentração de alumínio dissolvido é considerada baixa (10^{-5} a 10^{-8} moles de Al) sendo que normalmente o pH destas águas encontra-se próximo da neutralidade. Essas baixas concentrações são reconhecidamente controladas por aluminossilicatos da fração argila do solo e seu substrato (regolito), como a caulinita e a gibbsita, no caso de regiões de ocorrência de chuvas intensas, onde a lixiviação de grandes quantidades de sílica favorece a formação destes minerais. Porém, em águas ácidas geradas pela oxidação da pirita (DAM), que possuem como ânion dominante o sulfato, a geoquímica aquosa do alumínio fica alterada, com o sulfato passando a interferir no controle da atividade do alumínio na solução do solo, já não sendo essa diretamente relacionada a caulinita e a gibbsita (NORDSTROM, 1982).

A estabilidade relativa dos minerais em função da química da solução do solo pode ser avaliada com a construção de diagramas de estabilidade (ESSINGTON, 2003). O diagrama de estabilidade é uma ferramenta muito útil em estudos que envolvem o equilíbrio dos possíveis minerais presentes na matriz do solo com os íons dissolvidos na sua solução, tendo sido utilizado por vários pesquisadores na área de solos em questões ligadas a gênese do solo (KITTRICK, 1969; LINDSAY, 1979 e KARATHANASIS et al., 1983), bem como em estudos da solubilidade do alumínio em águas ácidas ricas em sulfato (NORDSTROM, 1982; JONES et al., 2011).

A drenagem ácida causa vários efeitos adversos no meio ambiente. Um destes efeitos é na biota aquática, onde um baixo pH pode prejudicar os organismos aquáticos. Outro efeito é o aumento da concentração de metais pesados causando

efeitos tóxicos tanto na vida aquática como na vida selvagem e vegetação do entorno (TIWARY, 2001).

A drenagem ácida é controlada por: i) fatores primários (tipo de sulfeto, água, oxigênio, bactéria e calor gerado), que estão relacionados à produção de acidez; ii) por fatores secundários, que controlam os produtos da reação de oxidação e reações com outros minerais que consomem acidez (neutralização); iii) por fatores terciários, que se referem aos aspectos físicos do meio que influenciam a reação de oxidação, migração e consumo de ácido, como por exemplo: a natureza física dos materiais, tempo e hidrologia da área (EPA, 1994). A toxidez por metais pesados em corpos de água doce, por sua vez, não depende somente da concentração destes metais pesados, mas também da dureza da água, ocorrência de outros metais não tóxicos e da adsorção e complexação de certos agentes (TIWARY, 2001).

2.4 Solução do solo

A fase líquida do solo, ou água do solo, é mais apropriadamente denominada como solução do solo, existindo nela uma série de solutos dissolvidos em equilíbrio com as fases sólida e gasosa, com essa mediando muitas das reações que controlam a retenção de substâncias pelos sólidos do solo, tais como precipitação-dissolução, adsorção-dessorção e troca iônica (ESSINGTON, 2003).

2.4.1 Composição da solução do solo

Na maioria dos solos o cátion trocável dominante é o cálcio (Ca^{+2}), por isso tende a se apresentar em maiores concentrações na solução do solo. Nas camadas superficiais do solo, ricas em matéria orgânica, o nitrato é o ânion dominante que completa o balanço de carga, com os ânions cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{-2}) e carbonato (CO_3^{-2}) podendo ter maior importância na composição da solução do solo, conforme o caso. Os demais cátions normalmente encontrados são: magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^{+1}), potássio (K^{+1}), amônio (NH_4^+) e alumínio (Al^{+3}) sendo o bicarbonato um ânion de ocorrência comum (WOLT, 1994). Em caso de solos salinos, onde normalmente são estudados os efeitos do potencial osmótico, o cátion dominante é o Na^+ e o ânion o Cl^- ; ao passo que em solos derivados de calcário é o Ca^{+2} e o carbonato (WOLT, 1994). Porém, no caso dos solos construídos após mineração de carvão

com processo ativo de sulfurização e em condição de acidificação, se pode esperar o alumínio como um cátion de maior importância em relação ao cálcio na solução do solo, com o sulfato sendo o principal ânion em qualquer faixa de pH.

2.4.2 Métodos de extração de solução do solo

Como os solutos que estão dissolvidos na água do solo podem contribuir para um potencial osmótico significativo e assim influenciar a absorção de solução de solo pelas plantas, é necessário utilizar métodos de extração de solução que sejam adequados, isto é, que melhor representem a solução do solo *in situ*. No caso das áreas mineradas de carvão, onde são reportadas altas condutividades elétricas associadas ao processo de sulfurização, esse efeito pode estar ocorrendo. No entanto, cada método de obtenção da solução do solo tem suas próprias características, o que acaba influenciando no grau com que representam a verdadeira solução do solo. Em geral, a composição da solução do solo é afetada pelo conteúdo de umidade, pré-tratamento da amostra e duração da extração (WOLT, 1994).

Idealmente a extração de solução do solo deve ser feita em conteúdos de umidade próximos à capacidade de campo (solo insaturado) para que o efeito de uma diluição excessiva não altere as concentrações dos solutos. No entanto, devido à dificuldade de extrair solução da matriz do solo a níveis baixos de umidade, principalmente em solos de textura argilosa, a extração de solução do solo é em geral realizada em níveis um pouco superiores de umidade, constituindo assim uma limitação prática de alguns métodos de extração. Para métodos de laboratório, a oscilação do conteúdo de umidade desde a coleta da amostra de solo até o momento do deslocamento da sua solução pode afetar a composição desta solução, isto é, tempo e temperatura de armazenamento da amostra. Recomenda-se que a extração da solução do solo seja realizada logo após a amostragem de solo, muito embora que até mesmo a duração do deslocamento da solução possa influenciar na sua composição em função da porção de solução que é coletada (WOLT, 1994).

2.4.2.1 Métodos de laboratório

Os métodos de laboratório destinados à extração de solução do solo comumente usados são: centrifugação (baixa, alta pressão e com líquido imiscível), deslocamento de coluna (tradicional, a vácuo e com seringa de pressão), extração de membrana de pressão e extrato saturado.

O método de centrifugação de baixa pressão ($< 500\text{kPa}$) possui a vantagem de ser um equipamento de fácil operação e deslocamento de solução, semelhante ao método de centrifugação de alta pressão sendo que este último é considerado um equipamento mais robusto para suportar forças centrífugas maiores. A centrifugação com líquido imiscível usa a técnica de centrifugação de alta pressão juntamente com um líquido denso e não miscível com a solução do solo com a finalidade ajudar no deslocamento da mesma. Recomenda-se o uso do líquido imiscível benzoilacetato etílico em função das suas propriedades mais favoráveis para ser usado no deslocamento da solução do solo que são: densidade igual a $1,12\text{ Mg.m}^{-3}$, baixa toxicidade, insolubilidade em água, baixa volatilidade e um risco ambiental limitado. Porém, pode haver a possibilidade de contaminação da solução do solo com traços do líquido imiscível, o que inviabiliza a análise de elementos traços orgânicos na solução do solo quando esta análise for de interesse (WOLT, 1994).

O método do deslocamento de coluna tradicional consiste no preenchimento de um cilindro de vidro com solo úmido e a adição de um líquido com a finalidade de deslocar a solução do solo para a parte inferior da coluna. Como a formação da coluna de solo é feita manualmente este método é dependente da habilidade e experiência do operador, a extração de solução do solo ocorre depois de 2 a 4 horas após o início do deslocamento de líquido e produz um volume de 5 a 50mL. Em função da dependência de um operador treinado para realizar a análise e do relativo baixo volume de solução do solo extraída, este método não é muito utilizado mesmo que se bem executado produza resultados considerados como sendo os mais confiáveis dos métodos de laboratório (WOLT, 1994). O método de deslocamento de coluna a vácuo é semelhante ao deslocamento de coluna tradicional sendo que as diferenças observadas são: menor exigência em relação a experiência do operador, pequeno tamanho de amostras ($< 100\text{g}$), redução do tempo de obtenção de solução do solo.

A seringa de pressão é um método que foi inicialmente projetado para fazer coleta de solução de solo imediatamente após o início do deslocamento da mesma, (aproximadamente 15 minutos), porém, este método é mais adequado para solos orgânicos do que para solos minerais com baixos teores de umidade (WOLT, 1994).

O método da extração com membrana de pressão é uma técnica que usa a pressurização sobre uma coluna de solo úmido apoiado sobre uma membrana de filtração que pode ser de cerâmica, celulose ou fibra de vidro. Este procedimento para extração de solução de solo necessita de uma grande quantidade de massa de solo (3,6kg) e ainda produz pouco volume de solução de solo, além de necessitar de tempo maior para completar a análise. Este método é utilizado com pouca frequência por ser pouco produtivo.

O método do extrato da pasta saturada de solo tem sido frequentemente considerado como sendo um bom representante da solução do solo em estudos envolvidos no equilíbrio químico dos solos (HECK e MERMUT, 1992). Por esta razão representa a solução padrão universal para avaliar a salinidade do solo (RHOADES et al., 1999). Este método é usado também para outros propósitos devido a vantagens que oferece em termos de simplicidade e do grande volume de extração (KOHUT e DUDAS, 1994). O extrato de saturação é obtido da pasta saturada do solo, cuja preparação consome tempo e é laboriosa, caracterizando-se por ser uma análise manual e não automatizada. Deve-se atingir a umidade referente à saturação da pasta de solo, o que é feito empiricamente pela análise visual da pasta de solo umedecida. Alternativamente existe uma metodologia que usa uma proporção solo-água de 1:5 para se obter o extrato do solo, que se caracteriza por ser mais simples, mais rápida e de menor custo do que a metodologia do extrato da pasta de saturação. Ela dissolve uma maior quantidade de solutos, especialmente aqueles moderadamente solúveis, sendo o método preferido pela Austrália e a China (HE et al., 2012). Neste, porém, o conteúdo de água é de 15 a 50 vezes maior que a umidade do solo no campo enquanto que para o extrato da pasta saturada a umidade é somente de 1,5 a 5 vezes os níveis de umidade no campo, tornando este último método mais representativo da solução do solo (VISCONTI e PAZ, 2012).

2.4.2.2 Métodos de campo

Para todos os métodos de amostragem de solução do solo a campo é empregado à denominação “lisimetria”, cuja origem vem do grego e significa medir o que está solto ou livre; isto é, refere-se a todos os métodos projetados para amostrar solventes e/ou solutos que estão presentes ao longo do perfil do solo (WOLT, 1994). Há quatro tipos de lisímetros: Monólito, Preenchido, Tensão e o Ebermayer.

A solução do solo coletada nestes lisímetros é composta de uma parcela que se move nos poros intra-agregados, cuja velocidade é baixa e de outra parcela que se desloca de forma contínua via fluxo preferencial, ou seja, da solução do solo que se move nos poros inter-agregados ou em sistemas porosos de maiores dimensões (canais deixados pelas raízes mortas das plantas e bioporos) que se caracteriza por velocidades de movimento superiores. As diferentes parcelas da solução do solo que são coletadas pelos lisímetros instalados a campo dependem da estrutura do solo, das condições de umidade antes e durante a amostragem e das características de projeto e operação do lisímetro. Isto afeta a composição da solução do solo das amostras coletadas a campo, além disso, as variações na taxa de amostragem e na zona de influência são resultados dos diferentes métodos lisimétricos, materiais empregados na sua construção e nos próprios métodos de instalação e operação a campo.

O amostrador tipo monólito pode ser agrupado em lisímetros de bloco e coluna, sendo que ambos equipamentos utilizam amostras de solo de estrutura não deformadas (monólitos), diferindo principalmente no tamanho e portabilidade. O lisímetro monólito do tipo bloco é construído no local (a campo), pois utiliza um pedon de solo que é devidamente preparado, isto é, sendo realizado o isolamento do mesmo com um tipo de invólucro e posteriormente é inserida uma placa metálica perfurada na parte inferior do pedon para possibilitar a coleta de solução do solo, enquanto que o do tipo coluna, devido a sua facilidade de construção, pode ser transportado de qualquer local até o campo; constitui-se de um cilindro que é inserido verticalmente no perfil do solo através de pressão hidráulica ou adição progressiva de peso, posteriormente a coluna de solo pode ser recuperada por escavação ou extração. Uma das maiores limitações dos lisímetros do tipo monólito é que em função da obtenção de solução do solo sem a aplicação de tensão (drenagem livre por gravidade) é necessária à formação de uma zona saturada na

parte inferior da coluna de solo ou pedon, isto acaba interferindo na composição da solução do solo devido ao efeito causado pela diluição.

O tipo preenchido foi um dos primeiros lisímetros a ser utilizado a campo, este se caracteriza pela introdução de solo perturbado (peneirado e acomodado manualmente) em um dispositivo onde o movimento de água e solutos pode ser investigado (WOLT, 1994). Atualmente é mais utilizado em laboratório do que a campo, em função da uniformidade relativa do sistema poroso e da falta de estrutura natural do solo, o que impede a descrição precisa do transporte de solutos e consequente análise da composição química da solução do solo, pois em geral observa-se maiores velocidades da água e umidade do solo nestas colunas, o que difere significativamente de uma condição real. Este método é usado para estudos de fluxo saturado para obter parâmetros que descrevem o transporte como: fatores de retardação, coeficientes de dispersão, e condutividades hidráulicas, dando uma noção qualitativa da mobilidade relativa de solutos.

Os lisímetros ebermayer são equipamentos que oferecem medidas confiáveis sobre transporte de soluto a campo porque durante a sua instalação não há o isolamento das paredes da coluna de solo, não impedindo desta forma o fluxo vertical e lateral. A sua instalação envolve apenas a escavação de uma trincheira adjacente à área de amostragem e uma escavação lateral abaixo da trincheira na profundidade desejada, o lisímetro é instalado em contato com a base exposta da trincheira.

O lisímetro de tensão (vácuo ou sucção) é reconhecido como um método direto e simples para a coleta de solução do solo na zona vadosa, isto é, na zona insaturada do solo (WEIHERMÜLLER et al., 2005). Este possui a vantagem de produzir um distúrbio físico do solo desprezível ao redor da cápsula porosa, afetando pouco o processo de percolação natural, além de possibilitar a coleta de solução do solo em várias profundidades ao longo do tempo, o que permite uma avaliação temporal e espacial do fluxo de solução do solo, com uma simples instalação e baixo investimento (WEIHERMÜLLER, 2005). Este equipamento é constituído de uma cápsula porosa anexada na extremidade de um tubo onde internamente existem dois tubos menores conectados à cápsula, os quais servem para controle de vácuo e coleta da solução do solo. Finalizado o procedimento de instalação deste equipamento a campo, a cápsula porosa, que é o elemento principal, deve estar em contato direto com o sistema capilar do solo. Após, aplica-

se um determinado valor de sucção (pressão negativa) no elemento poroso, cria-se uma força motriz, que após algum tempo é capaz de fazer com que a solução do solo se desloque para dentro da cápsula porosa (WEIHERMÜLLER, 2005). Existem cápsulas porosas que são fabricadas com diversos materiais com a finalidade de minimizar o efeito de sorção e contaminação da própria cápsula com metais e outros elementos. Por exemplo, quando se deseja avaliar a presença de metais pesados na solução de solo, as cápsulas de cerâmica e as metálicas não são adequadas, em função da sorção destes metais traço pelo óxido cerâmico e metal, respectivamente, o que subestimaria a concentração destes elementos na solução do solo, no caso da cerâmica. No caso da cápsula de metal, em função de já conter metais pesados na sua composição (cromo e vanádio) superestimaria os metais pesados, sendo então mais adequadas as cápsulas porosas feitas de polímeros orgânicos, isto é, polietileno ou nylon (WEIHERMÜLLER et al., 2007).

2.5 Movimento da solução do solo

A zona não saturada do solo, ou zona vadosa (Figura 4) como também é denominada na geologia e hidrologia, é delimitada pela superfície do solo até o nível do lençol freático, incluindo uma franja capilar parcialmente saturada logo acima do lençol freático (CHESWORTH, 2008). Ela participa de muitos processos na área de hidrologia como por exemplo: infiltração, evaporação, recarga da água subterrânea, armazenamento de água no solo e erosão do solo (NIELSEN et al., 1986). O movimento da solução do solo nesta zona insaturada ocorre em função de uma força motriz que surge quando há diferença de potencial total da solução do solo (ϕ_t) ao longo de uma distância qualquer considerada entre dois pontos referenciais e tem o mesmo módulo, direção e sentido exatamente oposto ao vetor gradiente do potencial total da solução do solo (LIBARDI, 2012).

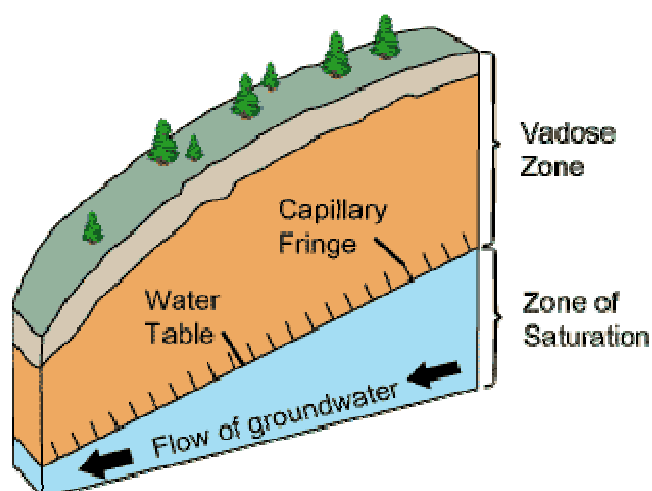


Figura 4 - Zona vadosa e zona de saturação

O potencial total da solução do solo no solo pode ser definido como a soma algébrica individual da contribuição de vários potenciais: potencial de pressão (ϕ_p), gravitacional (ϕ_g) e o potencial osmótico (ϕ_o); na condição insaturada do solo o ϕ_p é denominado de potencial mátrico (ϕ_m). Estes potenciais individuais são considerados como os principais no estudo do movimento da solução do solo, sendo ainda possível teoricamente considerar a adição de mais potenciais para melhor caracterizar o potencial total da solução do solo (HILLEL, 2004).

Sensores de matriz granular, como os sensores tipo watermark, fornecem medidas indiretas da tensão da água no solo. Baseiam-se na leitura da resistência elétrica entre dois eletrodos imersos em uma matriz granular consistente, esta resistência então é relacionada à tensão da água no solo através de uma calibração padrão (IRROMETER, CA). Normalmente não necessitam de calibração específica, sendo assim utilizados para a maioria dos tipos de solos, sua resposta é bastante rápida na faixa de 10 a 80KPa, embora tensiômetros possam responder mais rapidamente na faixa de potencial de 0 a 50KPa (SHOCK e WANG, 2011). Sua calibração é menos exata de 0 a 10KPa do que de 10 a 80KPa e de uma maneira geral sua exatidão pode ser inferior a dos tensiômetros (SHOCK e WANG, 2011).

Perea et al. (2013) avaliou a performance de sensores de matriz granular e tensiômetros para solos de diferentes texturas em duas profundidades (15 e 30cm), concluíram que os sensores instalados a 30cm apresentaram melhor desempenho em relação aos mais superficiais e atribuiu este fato a menor intensidade dos ciclos de umedecimento e secagem que influenciariam as leituras dos mesmos, recomendando assim seu uso para profundidades superiores a 30cm.

Uma grande preocupação da comunidade científica nos últimos tempos é com a poluição da água subterrânea (RIBEIRO et al., 2007, AKANKPO e IGBOEKWE, 2011, PATIL et al., 2013). Acreditava-se que os resíduos sólidos e líquidos armazenados no solo ficariam ao longo do tempo estáticos, mas evidências de vazamentos desses depósitos mudaram essa suposição (FAYBISHENKO, 2000). De fato, pode ocorrer a migração de fertilizantes e pesticidas de uso agrícola e doméstico, solventes e substâncias tóxicas de uso industrial e de incontáveis outras substâncias químicas inorgânicas e orgânicas, lixiviando a camada superficial do solo e percolando pela zona insaturada, chegando até o lençol freático, levando a poluição das águas subterrâneas. Dessa forma, a zona insaturada do solo adquire extrema importância, pois conecta as águas superficiais com as águas subterrâneas (NIELSEN et al., 1986), de modo que os processos que nela ocorrem sejam determinantes para o grau de poluição da água subterrânea.

Para quantificar o fluxo de solução do solo na zona vadosa, em um meio poroso e rígido, existe a já bem conhecida equação de Richards (RICHARDS, 1931). Esta equação é definida como segue abaixo:

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right] - \frac{\partial K(h)}{\partial z} + \emptyset \quad (1)$$

Onde: $C(h) = \partial \theta / \partial h$ é denominada de capacidade de solução do solo ou declividade da curva de retenção de solução do solo, K é a condutividade hidráulica, t é o tempo, h é o potencial mátrico e \emptyset representa fontes ou sumidouros de solução do solo no sistema; por exemplo, a solução do solo que é extraída pelas raízes das plantas. Nielsen et al. (1986), analisando criteriosamente a base teórica desta equação, chamaram a atenção de que várias hipóteses podem ser consideradas inválidas para algumas situações de campo. Estes autores afirmam que esta equação ignora a matriz do solo e as compressibilidades do fluido, assumindo ainda que a densidade do fluido é independente da concentração dos solutos dissolvidos e que as variações espaciais dessa densidade são desconsideradas. Também foi percebido que ela considera haver pouca ou nenhuma influência da fase gasosa do solo nos processos de fluxo insaturado. Esta equação assume ainda que a lei de Darcy, que foi originalmente desenvolvida para quantificação do fluxo saturado, pode ser estendida para as condições insaturadas. Além disso, acredita-se que a lei de Darcy é inválida para altas taxas de fluxo, quando o mesmo deixa de ser

considerado laminar e passa a ser turbulento devido à ação de forças de inércia derivadas das mudanças frequentes da direção do fluxo e da aceleração dos fluídos passando através das curvaturas dos canais no meio poroso, o que corresponderia a um moderado número de Reynolds (HUANG et al., 2013). Porém, mesmo que na maioria dos casos o fluxo insaturado na zona vadosa seja do tipo laminar ele pode ser também do tipo turbulento quando da ocorrência de grandes macroporos contínuos, por exemplo: canais no solo formados por velhas raízes de plantas, rachaduras em solos devido às argilas expansivas e nos próprios solos agregados.

As propriedades hidráulicas são influenciadas em grande escala, especialmente quando se trata de solos com textura fina, além dos efeitos da temperatura como também pela concentração total e composição iônica da solução do solo (NIELSEN et al. 1986). Um exemplo de cátion muito comum nas águas é o sódio, sendo o elemento que mais provavelmente afete as propriedades hidráulicas dos solos naturais. Este cátion aumenta a espessura da dupla camada difusa do solo causando a expansão entre as lamelas individuais de argila; além disso, ele tende a enfraquecer as ligações entre estas aumentando as forças repulsivas, o que leva a uma desconexão entre estas lamelas. Isso proporciona o transporte de partículas muito pequenas (colóides) e sedimentação ao longo dos poros do solo, resultando no entupimento dos mesmos, afetando assim a distribuição do tamanho do número de poros do solo de tal modo que os macroporos são reduzidos e o número de microporos é aumentado. O resultado final é a redução da condutividade hidráulica do solo em qualquer faixa de umidade e o aumento da quantidade de água do solo retida a maiores tensões (FRENKEL et al., 1978).

Os solutos dissolvidos na água que circulam pelo sistema poroso do solo estabelecem um potencial osmótico. Esse potencial frequentemente pode ser desprezado em relação ao mátrico em função da baixa concentração da solução (HILLEL, 2004) e, no caso do movimento de solução do solo, pela presença de poros maiores que promovem o transporte dos solutos por fluxo de massa, isto é, sem restrição (ROSSI et al., 2007). No entanto, os gradientes de pressão osmótica podem induzir um fluxo de água do solo significativo sob condições de altas concentrações de soluto e baixa umidade do solo (KELLY e SELKER, 2001). Isto tem sido comprovado experimentalmente (NASSAR e HORTON, 1989, NASSAR et al., 1992), mas para que o transporte de água seja influenciado pelo potencial

osmótico é necessária à existência de uma membrana semipermeável de modo que a mesma seja permeável a água e impermeável aos solutos.

Na área de fisiologia de plantas é comum o reconhecimento da presença desta membrana semipermeável nas próprias células da planta onde, em função do gradiente (força de sucção) a solução do solo se movimenta no sistema solo-planta (RAY, 1960). O movimento da água do solo somente devido ao gradiente de pressão osmótica também é possível, pois os ânions dissolvidos na água do solo são repelidos pelas partículas carregadas negativamente do solo, criando-se desta forma a membrana semipermeável. Assim como, no transporte de água na fase de vapor em solo não saturado, o movimento se dá quando a interface gás-líquido atua como tal membrana sendo permeável ao vapor de água, excluindo os íons (KELLY e SELKER, 2001). Ainda quando os diâmetros dos poros do solo são maiores que a molécula de água, ao mesmo tempo sendo menores que a molécula do soluto hidratado, o solo se comportará como uma membrana semipermeável, absorvendo grande quantidade de água a uma determinada tensão, caracterizando um comportamento típico de solos de textura muito argilosa (MIYAZAKI, 2006).

2.6 Retenção e disponibilidade da solução do solo

Os estudos da retenção e da disponibilidade da solução do solo são importantes propriedades usadas para muitas aplicações nas áreas de física do solo e hidrologia (GUBIANI et al., 2013). Um exemplo muito comum na área agronômica é o cálculo da quantidade de água disponível para as plantas, que é tradicionalmente realizado através da diferença entre a quantidade de solução do solo retida na capacidade de campo (0,033MPa) daquela que é retida a tensão de 1,50MPa, denominado de ponto de murcha permanente (CANCELA et al., 2006).

A capacidade de campo é definida como a quantidade de solução do solo retida depois que o excesso de solução do solo gravitacional foi drenado e após a diminuição significativa da taxa do movimento da solução do solo na direção vertical ao longo do perfil do solo, ocorrendo normalmente entre 2 a 3 dias em um solo permeável de estrutura e textura uniforme (VEIHMEYER e HENDRICKSON, 1931). Porém esta definição atualmente permanece ambígua e sujeita a críticas pela comunidade científica (RICHARDS, 1960; ROMANO e SANTINI, 2002) em função de que a dinâmica da solução do solo não é bem entendida na condição de

capacidade de campo (ASSOULINE e DANI, 2014). Os critérios usados para afirmar que a redistribuição da solução do solo ao longo do seu perfil tornou-se insignificante ou até mesmo que tenha cessado são subjetivos e dependem muito da frequência e precisão com que a umidade do solo é medida (REICHARDT, 1975). De acordo com esta definição, para a capacidade de campo, os solos que mais se adaptariam seriam os de textura grossa, onde a condutividade hidráulica decresceria rapidamente com a diminuição da umidade do solo ocorrendo o mesmo com o fluxo; sendo que para solos de textura média a fina o processo de redistribuição pode persistir por vários dias ou meses, caracterizando-se então como um processo contínuo (REICHARDT, 1975).

Várias definições e critérios têm sido então propostos para a capacidade de campo, desde critérios estáticos, isto é, atribuição de um valor fixo de potencial mátrico ($\psi_{m_{cc}}$) ou umidade do solo (θ_{cc}) a critérios dinâmicos que consideram o tempo decorrido de uma chuva ou irrigação (t_{cc}) para atingir um fluxo de drenagem interna negligenciável (q_{cc}). Porém, a determinação da capacidade de campo realizada à campo, mesmo sendo mais adequada do que os métodos reproduzidos em laboratório também possui desvantagens. Uma delas é a presença de camada de solo limitante ao fluxo de solução do solo, que retarda o movimento nas camadas superiores afetando o seu tempo de percolação (REICHARDT, 1975). Além disso, é difícil definir a taxa de drenagem padrão em que se pode considerar um fluxo negligenciável de maneira universal (CASSEL e NIELSEN, 1986). Nachabe (1998) afirma que a capacidade de campo pode ser definida com segurança quando o fluxo atinge um valor de 0,05mm/d, o que representaria duas ordens de magnitude inferiores à evapotranspiração potencial média; enquanto Meyer e Gee (1999) assumiram que o fluxo negligenciável pode variar entre 10^{-7} mm/s ($\sim 0,01$ mm/d) a 10^{-5} mm/s ($\sim 1,0$ mm/d) a campo.

Independente da falta de consenso sobre a definição de capacidade de campo um valor tradicionalmente utilizado de potencial mátrico para essa condição é $\psi_{m_{cc}} = -1/3$ bar (0,033MPa) incluindo algumas variações $\psi_{m_{cc}} = -1/5$ bar, $-1/10$ bar, $-1/20$ bar (ASSOULINE e DANI, 2014).

Para quantificar a água disponível às culturas é necessário obter-se a relação entre a umidade do solo e o potencial mátrico, conhecida como curva de retenção de solução do solo, sendo esta dependente da estrutura do solo, distribuição do tamanho das partículas, além de variar no espaço e no tempo (HILLEL, 2004). A

curva de retenção de solução do solo pode ser utilizada para estimar a distribuição do tamanho de poros para um determinado solo, relacionando-se a quantidade de água drenada a uma dada tensão com a equação de capilaridade que leva em consideração o raio do poro (HILLEL, 1998).

A quantidade de solução do solo retida a baixos valores de sucção mátrica (0 a 1bar) depende muito mais do efeito capilar e da distribuição do tamanho dos poros do que da estrutura do solo, ao passo que nas altas sucções a retenção de solução do solo está cada vez mais dependente do fenômeno de adsorção, isto é, está relacionada com a granulometria e área superficial das partículas do solo (HILLEL, 1998). Como a compactação do solo afeta a estrutura pois aumenta a sua densidade, reduz a porosidade total e o volume dos grandes poros interagregados, espera-se que ela afete a parte da curva de retenção de solução do solo referente às baixas sucções. Na outra extremidade desta curva (maiores sucções mátricas), onde a retenção de solução do solo é atribuída aos microporos de raio muito pequeno, não haveria alterações. Desse modo, a curva de retenção de solução do solo obtida para duas situações distintas, ou seja, solo compactado e não compactado (mesmo solo), deve se tornar convergente na faixa das altas sucções mátricas.

Em solos e estéreis com quantidade elevada de argila, em condição de compactação, característica comum nos solos construídos na mineração de carvão em Candiota-RS (CASTRO, 2012; SILVA, 2012), se deve esperar uma considerável retenção de solução do solo. Por outro lado, a presença de alta concentração de solutos na água do solo principalmente sulfato, alumínio e silício decorrente do processo de sulfurização (oxidação dos sulfetos), deve aumentar a energia necessária para remover a solução retida no solo devido ao potencial osmótico, que se soma ao potencial matricial nessas condições.

Dada à alta relevância da concentração dos solutos dissolvidos na solução do solo e consequente estabelecimento de um potencial osmótico que influencia na retenção de solução do solo, a quantificação deste potencial é muito importante para caracterizar corretamente o potencial da água em um sistema. Um meio para contabilizar o efeito deste componente do potencial total da solução do solo é o uso de um equipamento denominado WP4C (versão mais atual) o qual tem sido bastante usado na área de ciência do solo (BITTELLI e FLURY, 2009, SOLONE et al., 2012, GUBIANI, 2013, SHELLE et al., 2013), pois ele mede a soma do potencial

osmótico mais o mátrico. O potencial osmótico da solução do solo pode ser estimado da condutividade elétrica do extrato da pasta saturada de uma amostra de solo (RAWLINS e CAMPBELL, 1986). Uma vez que se conhece o potencial osmótico, o potencial mátrico é determinado pela diferença do potencial total com o potencial osmótico.

O princípio de funcionamento do WP4C baseia-se no equilíbrio da água na fase líquida de uma amostra de solo com a água na fase de vapor no espaço aéreo acima da amostra de solo em uma câmara selada (SCANLON et al., 2002). No interior desta câmara a temperatura do ponto de orvalho do ar úmido é medida em um espelho resfriado por meio de um sensor térmico e a temperatura da amostra por um termômetro infravermelho. As duas informações são usadas para calcular a umidade relativa (p/p_0) e a partir deste valor o potencial da solução do solo é calculado com a equação de Kelvin (CAMPBELL et al., 2007) conforme descrito abaixo:

$$\psi = \frac{RT}{M} \times \ln \frac{p}{p_0} \quad (2)$$

ψ = Potencial total da solução do solo ($\psi_{os} + \psi_m$)

R = Constante dos gases (8,31 J/mol.K⁻¹)

T = Temperatura da amostra em Kelvin

M = Massa molecular da água (18,01528 g/mol)

p = pressão de vapor do ar

p_0 = pressão de vapor na saturação

Este equipamento apresenta uma exatidão de $\pm 0,05\text{MPa}$ ($\pm 5\text{mca}$) de 0 a -5MPa (0 a $\sim 500\text{mca}$) e 1% de -5 a -300MPa (500 a $\sim 30,000\text{mca}$), isto é, um erro de $\pm 5\text{mca}$ para um potencial de -10mca representa 50% o que é inaceitável. Esta desvantagem do método baseado no equilíbrio da fase de vapor, nos valores mais altos de potencial de água (próximo a saturação), é devido à forma exponencial da equação de Kelvin. Por exemplo, a 20°C uma mudança na umidade relativa de 0,995 para 0,999 corresponde a uma alteração do potencial da água de -70mca para -10mca (SOLONE et al., 2012). Tornando evidente a sua utilização com adequada exatidão para a faixa dos potenciais de água menores (solo mais seco), Gubiani et al. (2013) recomenda o uso do WP4C para leitura dos potenciais de água menores que -0,70MPa (-70mca, valor máximo).

2.6.1 Modelos de retenção de solução do solo

A descrição com exatidão da curva de retenção de solução do solo é importante para o entendimento dos processos que ocorrem na zona vadosa, tal como o fluxo da solução do solo, fluxo de vapor e transporte de contaminantes (LU et al., 2008). A curva de retenção de solução do solo é usada para prever outras propriedades hidráulicas do solo como a condutividade hidráulica relativa e a difusividade do solo (KUANG e JIAO, 2014). Portanto ela é considerada uma das propriedades hidráulicas mais fundamentais do solo (ASSOULINE et al., 1998).

A faixa de potencial mátrico mais comumente utilizada na determinação experimental de uma curva de solução do solo varia de $\psi_m = 0$ (saturação) a 1,5MPa (ponto de murcha permanente) e o modelo teórico de retenção de solução do solo mais popular no meio científico aplicado a esta faixa de potencial mátrico é o de van Genuchten (1980). Este modelo possui a vantagem de possibilitar a obtenção da função condutividade hidráulica relativa, embora recentes estudos indiquem a tendência da subestimação do valor da condutividade hidráulica derivado desta última função em solos de textura fina (KUANG e JIAO, 2014). Porém, esse modelo é satisfatório geralmente em conteúdos de umidade do solo médio a alto e possuem baixo desempenho nos menores níveis de umidade (ROSSI e NIMMO 1994, KHLOSI et al., 2006).

Em solos argilosos, uma quantidade de água substancial é retida a tensões superiores a 1,5MPa, em função do predomínio do fenômeno da adsorção de água na superfície das partículas de argila em relação aos efeitos de capilaridade na retenção de solução do solo (ROSS et al., 1991), nessa faixa de umidade do solo abaixo do valor residual (θ_r) a curva de retenção de solução do solo é igualmente importante e tem sua aplicação reconhecida na deflação das partículas do solo pelo vento (CORNELIS et al., 2004), atividade microbiológica e mineralização do nitrogênio nos solos (DE NEVE e HOFMAN, 2002), oxidação do metano nos solos (DE VISSCHER e VAN CLEEMPUT, 2003) e na ciência dos colóides (BLUNT, 2001). Portanto, atualmente é cada vez mais necessário determinar a curva de retenção de solução do solo em uma faixa mais ampla de potenciais mátricos.

Existem vários modelos teóricos que são capazes de modelar a retenção de solução do solo desde a saturação até a condição de umidade nula (solo seco em estufa). Alguns modelos foram construídos através da combinação de funções

matemáticas de retenção de solução do solo pré-existent (FAYER e SIMMONS, 1995, WEBB, 2000, KHLOSI et al., 2006) e outros foram desenvolvidos a partir de sua própria base teórica (ROSSI e NIMMO, 1994, FREDLUND e XING 1994, GROENEVELT e GRANT, 2004).

Para que uma equação de retenção de solução do solo seja válida para interpolação matemática esta deve ser efetivamente ancorada em dois pontos (umidade alta e baixa) e os seus parâmetros de ajuste devem fornecer os pontos de inflexão corretos (GROENEVELT e GRANT, 2004). A maioria das equações atualmente disponíveis são ancoradas somente na umidade de saturação (θ_s), não havendo a fixação adicional da equação numa umidade menor criando-se assim “o problema do conteúdo de umidade residual”, isto é, mesmo que seja obtido um excelente ajuste dos dados experimentais ao modelo teórico o valor da umidade residual (θ_r) pode ser bem alto, positivo ou negativo, não possuindo desta forma significado físico (GROENEVELT e GRANT, 2004).

A equação de Groenevelt e Grant (2004) tem como características alta flexibilidade e facilidade para a realização de múltiplas diferenciações e integrações, capaz de ser ancorada em até quatro pontos experimentais e consequentemente não sofre do problema denominado “conteúdo de água residual” (GRANT et al., 2010).

Kholosi et al., (2008) avaliou a performance de oito modelos de retenção de solução do solo desde a saturação até a umidade nula (solo seco em estufa), comparou os modelos quanto à exatidão, linearidade e potencial de predição, usou amostras com diferentes texturas, densidade do solo e conteúdo de matéria orgânica e concluiu que um dos modelos que apresentou melhor desempenho foi o de Groenevelt e Grant (2004).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Descrição do local

O trabalho foi realizado na área de mineração de carvão da Companhia Rio-grandense de Mineração (CRM) no município de Candiota-RS, próximo à cidade de Bagé (Figura 5), distante 336km de Porto Alegre-RS e 180km da cidade de Pelotas-RS. As camadas de carvão fazem parte da formação Rio Bonito (IBGE, 1986).

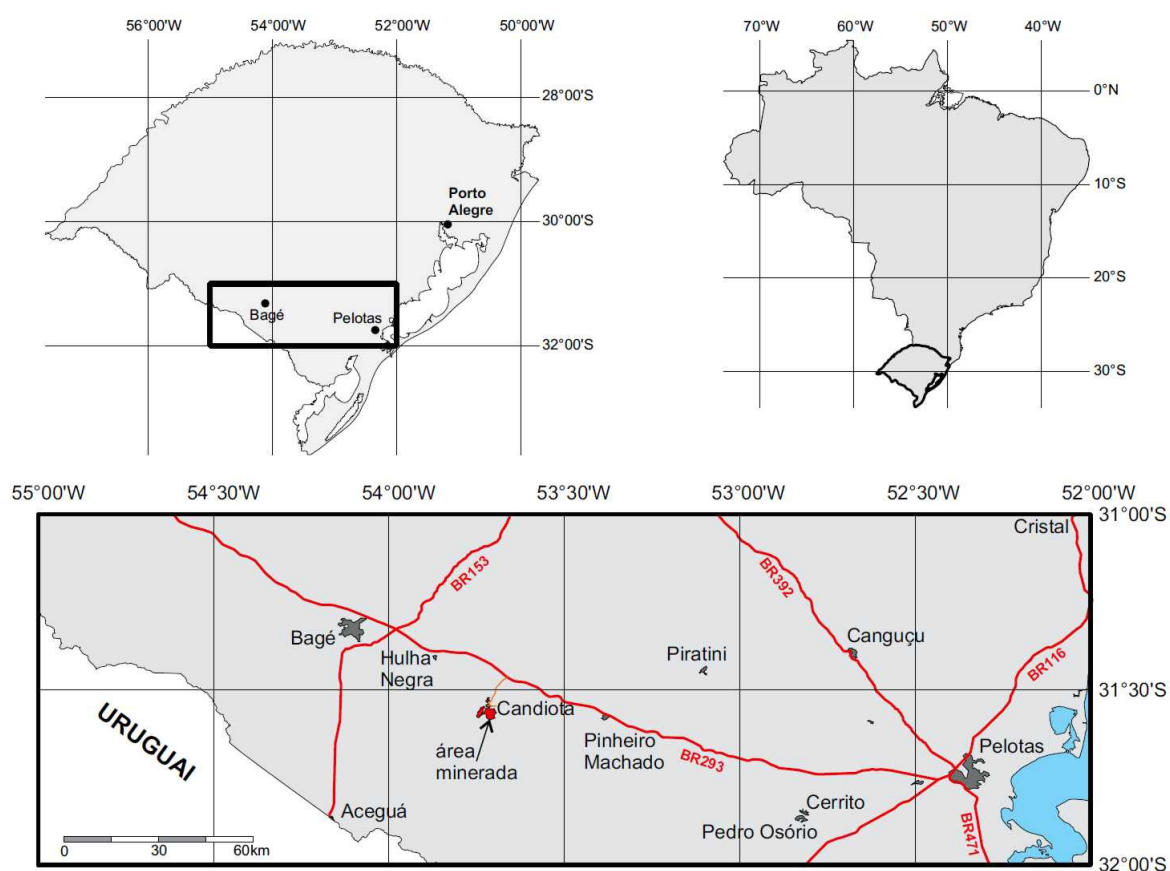


Figura 5 – Localização da Mineradora de Carvão situada no município de Candiota, situada a 60km do município de Bagé, no estado do Rio Grande do Sul.

Foram selecionadas três áreas mineradas em diferentes épocas: malha I, malha II e malhas IV/VII, na mina de carvão de Candiota-RS e realizou-se a abertura das seguintes trincheiras: trincheiras 1, 2 e 3 na Malha I; trincheiras 1, 2 e 3 na Malha II; trincheiras 1, 2 e 4 na Malha IV e trincheira 3 na Malha VII (Figura 6).

As malhas I e II são locais que foram minerados nas décadas de 1960 e 1970 (há mais de 40 anos) e 1980-90 (entre 20 e 30 anos atrás), respectivamente, sem plano de recuperação ambiental durante a lavra, deixando somente as pilhas de estéreis. Já nas malhas IV/VII, mineradas a partir da década de 1990 até o presente (aproximadamente 20 anos), houve a construção da área com a colocação de terra vegetal (horizontes A e B do solo) e em alguns locais com adição de uma camada de argila entre a camada de estéril e a terra vegetal.



Fonte: Adaptado de <http://maps.google.com.br>

Figura 6 – Área de Mineração da Companhia Rio-grandense de Mineração (CRM) em Candiota-RS com a localização das trincheiras na área minerada.

3.2. Coleta das amostras

Para cada uma destas áreas foram selecionados pontos locais representativos foram feitas coletas de amostras deformadas e indeformadas (cilindros metálicos) em trincheiras. Na malha I e malha II foram escolhidos três locais em cada; e na malha IV/VII quatro locais, sendo três na malha IV e um na malha VII (Figura 6).

Nestas áreas foram abertas trincheiras de 1,5 x 1,5 x 2,0m, com auxílio de retroescavadeira, de forma a expor uma área ampla que permitisse a coleta de uma amostra que abrangesse toda a gama de materiais ali existentes e para que fosse possível realizar posteriormente a instalação dos lisímetros de sucção (Figuras 7A, B, C e D). As amostras de solo deformadas foram coletadas com auxílio de um martelo pedológico, retirando-as de todas as paredes expostas da trincheira, a fim de obter-se amostras homogêneas e representativas da área em torno desta, caracterizando uma amostragem composta. A coleta foi feita em quatro profundidades nas trincheiras das malhas I e II: 0-10; 40-50; 100-110; 190-200cm, com variações nas malhas IV e VII, pois as profundidades das camadas a serem coletas dependiam da morfologia do perfil (espessura da camada de terra vegetal e presença e espessura da camada de argila). Nas amostras de solo indeformadas foram usados cilindros metálicos com 4,68cm de diâmetro e 5,00cm de altura.

As malhas I e II (formadas somente por pilhas de estéreis) foram identificadas como: MI-T1, MI-T2, MI-T3 (mineradas em 1967), MII-T1 (1983), MII-T2 (1986), MII-T3 (1992) e as malhas IV e VII como sendo: trincheira 1 (MIV-T1 – de 1993) com colocação de terra vegetal; trincheira 2 (MIVT2 – 1994) com colocação de terra vegetal mais camada de argila; trincheira 3 (MVII-T3 - 2001), com colocação de terra vegetal e adição de calcário e trincheira 4 (MIV-T4 - 2007) com colocação de terra vegetal mais camada de argila.



Figura 7 - A = Abertura das trincheiras com retroescavadeira, B = Coleta das amostras deformadas ao longo das paredes da trincheira, C = Lisímetros de sucção instalados na parede do perfil do solo construído, D= Sensores de umidade do solo instalados na parede do perfil do solo construído, E = Cobertura da trincheira.

3.3. Preparação das amostras

As amostras deformadas coletadas nas trincheiras das Malhas I (MI) e II (MII) e IV/VII (MIV/VII), na ordem de 10-13kg, foram trazidas para os laboratórios do departamento de solos da Universidade Federal de Pelotas (UFPeI), onde foram homogeneizadas e quarteadas, de forma a obter uma quantidade menor (aproximadamente 1kg), que foram trituradas, moídas e passadas em peneira de malha de 2mm para posteriores análises. As amostras indeformadas, coletadas em anéis metálicos e envoltos com papel alumínio, foram preparadas no laboratório de física do solo da UFPeI para realizar as análises físicas. Foram retirados os excessos de solo nas extremidades dos anéis metálicos com uma faca, de modo que as superfícies de solo ficassem niveladas com a borda do anel, mas sem a obstrução dos seus poros. Em uma das extremidades dos anéis foi colocado um tecido de nylon preso com uma presilha de borracha para evitar perda de solo e garantir um bom contato solo-placa porosa. Estas amostras foram acondicionadas dentro de formas metálicas para posterior processo de saturação por capilaridade das mesmas.

3.4. Extração de solução do solo

3.4.1 Método de laboratório

A extração da solução do solo foi realizada pelo método do extrato da pasta saturada descrito em Embrapa (2011) usando as amostras deformadas. Para cada amostra pesou-se aproximadamente 110g de TFSA e colocou-se em um béquer de plástico com volume de 400mL em seguida adicionou-se toda a água contida em uma proveta de 50mL na amostra de solo (volume de água indicado para solo argiloso). Com o auxílio de uma espátula de metal iniciou-se a mistura do solo e água, amassando a amostra de solo para que a mesma absorve-se água, cuidadosamente foi adicionando-se água pouco a pouco até que a massa de solo apresenta-se um aspecto brilhante ou espelhante e que a pasta saturada resultante pudesse deslizar suavemente pela espátula metálica. Após foi deixada repousar por 4 horas com o objetivo de dissolver os sais presentes na amostra. Observou-se se a amostra, após tempo de repouso, apresentava excesso ou falta de água, no primeiro

caso foi adicionado mais 50g de TFSA e repetiu-se a operação de saturação da pasta e no segundo caso adicionou-se água até completar a saturação. Em seguida transferiu-se a pasta saturada para um funil de Buckner contendo um papel filtro e adaptado a um kitasato de 500mL onde foi aplicada uma sucção para a coleta de solução do solo.

3.4.2. Método de campo

Para a coleta de solução do solo a campo foram selecionados uma trincheira da malha II (MII-T1) e as trincheiras das malhas IV e VII (MIV-T1, MIV-T2, MIV-T4 e MVII-T3); não foram instalados lisímetros de sucção nas trincheiras restantes das malhas II e I em função da maior semelhança entre os perfis dos solos construídos para estas malhas, o que se refletiria nas amostras coletas não acrescentando informação relevante, além da proximidade da área experimental com a área urbana no caso da malha I, o que poderia ocorrer interferência humana no experimento e também devido ao alto custo de aquisição deste equipamentos extratores de solução do solo.

Antes da instalação dos lisímetros as cápsulas porosas foram lavadas com uma solução de 0,1 molar de HCl (1 litro) e depois lavadas novamente com água deionizada, com o objetivo de remover os contaminantes oriundos do processo de fabricação (ecoTech, Bonn, Germany).

Foram instalados três lisímetros de sucção por trincheira nas seguintes profundidades: MII-T1, L1= 60cm, L2= 113cm, L3= 185cm; MIV-T1, L1= 60cm, L2= 107cm, L3= 188cm; MIV-T2, L1= 85cm, L2= 107cm, L3= 189cm; MIV-T4, L1= 84cm, L2= 122cm, L3= 192cm, MVII-T3, L1= 60cm, L2= 108cm, L3= 181cm. Os lisímetros foram instalados perpendiculares ($\alpha = 90^\circ$) à parede das trincheiras e a técnica de instalação foi baseada no manual das cápsulas de sucção (ecoTech, Bonn, Germany). Foram usadas cápsulas porosas destinadas para uso com solutos de alto coeficiente de sorção, construídas com membrana de nylon contendo uma subestrutura recoberta com um “escudo”, para conferir maior contato com as partículas do solo, ambos fabricados com polietileno.

Após a instalação dos lisímetros nas trincheiras foi aplicado uma sucção de 0,05 MPa com uma bomba de vácuo manual, que se manteve por no mínimo uma semana. Depois dos eventos de chuvas significativas e posterior ao umedecimento

do perfil dos solos construídos foi possível realizar as primeiras coletas, sendo que estas coletas iniciais de solução do solo foram desprezadas em função de uma provável contaminação oriunda do processo de instalação dos lisímetros de sucção, posteriormente foram coletadas e armazenadas sob refrigeração as soluções do solo sequenciais.

3.5 Determinação da umidade do solo

Foram instalados sensores granulares tipo watermark nas trincheiras em que receberam camada de terra vegetal e/ou argila acima do estéril (MIV-T1, MIV-T2, MIV-T4 e MVII-T3) e na área constituída apenas com o estéril de mineração, isto é, MII T1 (Figura 7 D). Antes da sua instalação a campo estes equipamentos foram submetidos a ciclos de umedecimento (30 minutos) e secagem (12 horas) com o objetivo de melhorar a resposta do sensor nas primeiras leituras sendo que estes foram instalados sempre úmidos (Watermark, Califórnia, USA).

Foram instalados 4 sensores por trincheira nas seguintes profundidades: MII-T1, W1= 25cm, W2= 65cm, W3= 160cm, W4 = 220cm; MIV-T1, W1= 32cm, W2= 100cm, W3= 177cm, W4 = 213cm; MIV-T2, W1= 35cm, W2= 71cm, W3= 140cm, W4 = 210cm; MIV-T4, W1= 41cm, W2= 109cm, W3= 160cm, W4 = 200cm; MVII-T3, W1= 27cm, W2= 90cm, W3= 152cm e W4 = 209cm. A instalação destes equipamentos foi feita de maneira semelhante a técnica de instalação dos lisímetros de sucção. Foi usada a calibração padrão definida pelo fabricante destes sensores de umidade do solo.

Como estes sensores de umidade do solo registram o potencial da água do solo na faixa de 0 a 199 centibares (cbar), as leituras subsequentes foram transformadas para centímetros de coluna de água (cmca) e posteriormente obtido o valor da umidade do solo ($\text{cm}^{-3}.\text{cm}^{-3}$) com a ajuda das curvas de retenção da água no solo para cada trincheira na sua respectiva profundidade (Figura 18).

3.6. Análises físicas

Silva (2012) realizou a análise granulométrica e densidade de partículas nas amostras de solo deformadas conforme Embrapa (2011). Foi utilizado o método da pipeta, com o uso de hidróxido de sódio (NaOH 1N) como dispersante e com

agitação lenta por 16 horas. As frações silte+argila e argila foram determinadas por sedimentação e a fração de areia foi retida em peneira de malha de 0,053mm. A densidade das partículas foi determinada pela relação massa/volume através do método do picnômetro.

3.6.1. Curva de retenção de solução do solo

Foram construídas curvas de retenção de solução do solo considerando o intervalo completo de umidade do solo, isto é, desde a saturação até a umidade nula (solo seco em estufa) sendo que os pontos experimentais da curva de retenção de solução do solo foram obtidos através da combinação dos seguintes métodos: mesa de tensão ($\psi_m = -10, -60$ e -102cmca), câmara de pressão de Richards ($\psi_m = -340, -1020$ e -15300cmca) e WP4C para os menores potenciais até a umidade nula ($\psi_m = 10^{6,9}\text{cmca}$), procedimento considerado adequado na determinação da curva de retenção em uma ampla faixa de sucção do solo (SCHELLE et al., 2013). Os dados experimentais foram ajustados ao modelo teórico de Groenevelt e Grant (2004) utilizando o algoritmo modificado de Levenberg-Marquardt que minimiza a soma de quadrados não lineares, implementado no pacote minpack.lm (TIMUR et al., 2013) do software R.

Também foram construídas curvas de retenção de solução do solo desde a saturação até o ponto de murcha permanente ($\psi_m = -15300\text{cmca}$) usando o modelo de van Genuchten (1980) para previsão dos valores de umidade do solo para este intervalo adotado. Utilizou-se o software SWRC (Soil Water Retention Curve, versão Beta 3.0) para obter os parâmetros da equação de van Genuchten. Na estimativa dos parâmetros iniciais deste modelo (α e n) foi usado o método iterativo de Newton-Raphson, $m = 1 - 1/n$, $\theta_{\text{máx}}$ e $\theta_{\text{mín}}$ como sendo o maior e o menor valor do conjunto de dados, respectivamente. A qualidade do ajuste de todas as curvas foi avaliada com base no critério de informação de Akaike (AIC) e pela soma de quadrados dos desvios.

A umidade do solo no ponto de murcha permanente ($\psi_m = -15300\text{cmca}$) foi determinada experimentalmente nas câmaras de pressão de Richards bem como estimada através da textura das camadas de solo construído de algumas trincheiras conforme Saxton et al., (1986) para simples comparação entre os teores de umidade.

3.6.2. Determinação da capacidade de água disponível considerando o efeito osmótico

A Capacidade de Água Disponível (CAD) foi determinada conforme Bamberg (2010). Esta metodologia leva em consideração além dos parâmetros da curva de retenção de solução do solo ajustada pelo modelo teórico de Groenevelt e Grant (2004) o potencial osmótico obtido do extrato da pasta saturada de solo. Desta forma, a capacidade de água integral (Integral Water Capacity) é definida pela equação abaixo Groenevelt et al. (2004).

$$IWC(hos) = \int_0^{\infty} C_{om}(hm, hos) dhm \quad (C_{om})$$

Esta equação baseia-se na integração da capacidade de água diferencial e leva em consideração o efeito do potencial osmótico na disponibilidade de água às plantas conforme mostrado na função abaixo.

$$C_{om}(hm, hos) = \left[\left[n k_0 k_1 \times hm^{-(n+1)} \times \exp\left(\frac{-k_0}{hm^n}\right) \right]^{-1} + hos \theta_s \left\{ \theta_{150} + k_1 \times \left[\exp\left(\frac{-k_0}{150^n}\right) - \exp\left(\frac{-k_0}{hm^n}\right) \right] \right\}^{-2} \right]^{-1}$$

Onde:

n , k_0 e k_1 = parâmetros do modelo teórico da curva de retenção da água no solo Groenevelt e Grant (2004).

hm = potencial mátrico do solo

hos = potencial osmótico do extrato da pasta saturada

θ_s = Umidade volumétrica na saturação

θ_{150} = Umidade volumétrica no ponto de murcha permanente

O cálculo da capacidade de água integral (IWC) foi realizado com o auxílio do software R.

3.7. Análises químicas

3.7.1 Análises básicas do solo

Em laboratório, as amostras de solo coletas das malhas em cada profundidade foram analisadas quimicamente conforme Embrapa (2011) por Silva (2012). O pH foi determinado em água e em CaCl_2 0,01M por determinação potenciométrica através de uma suspensão solo-líquido. Os cátions trocáveis Ca, Mg e Al foram extraídos com KCl 1M; K e Na trocáveis e P disponível foram extraídos com solução Mehlich 1 (HCl 0,05M + H_2SO_4 0,0125M) e a acidez potencial com acetato de cálcio 0,5M a pH7. Cálcio e magnésio foram determinados por espectroscopia de absorção atômica; potássio e sódio por espectrofotometria de chama; alumínio e acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) por titulação com NaOH 0,0125N, onde H extraível foi calculado por diferença. O teor de carbono orgânico do solo foi determinado através do método de combustão de Walkley-Black modificado, descrito por Tedesco et al. (1995), porém sem o uso de calor externo.

3.7.2 Potencial de acidificação e de neutralização

Silva (2012) analisou o potencial de acidificação devido à pirita (PA) e potencial de neutralização devido aos carbonatos (PN), conforme método de O'Shay et al. (1990) modificado por Pinto (1997), que utiliza a oxidação com peróxido de hidrogênio. As modificações feitas visaram por um lado uma dissolução mais eficiente dos carbonatos e por outro a adaptação do método para a obtenção do potencial de acidificação a partir da mesma porção da amostra utilizada para a determinação do potencial de neutralização.

O método utilizado mede o enxofre derivado da pirita através da oxidação com peróxido de hidrogênio 30% a partir de uma alíquota de 1g de amostra livre de carbonatos, titulando-se a acidez produzida com NaOH 0,01M até pH7 para a determinação do potencial de acidificação.

Para a remoção dos carbonatos, em uma amostra de 5,000g, foi adicionado 25mL de HCl 0,5N e aquecimento em banho-maria, de modo a efetivar a dissolução dos carbonatos. Para remover a acidez residual foi feita uma lavagem com 25mL de cloreto de cálcio (CaCl_2 1M) seguida de centrifugação (por duas vezes). Na solução

obtida, em função da normalidade mais baixa, foi medido o equivalente em carbonatos de cálcio (CaCO_3), de modo a estimar o potencial de neutralização.

Para a predição da geração de acidez foi utilizado o potencial líquido de neutralização (PL), obtido através da diferença entre os valores de PN e PA ($\text{PL} = \text{PN} - \text{PA}$). Amostras com $\text{PL} \leq 0$ serão geradoras de ácido (EPA, 1994).

As unidades usadas para expressar o PN, PA e PL são expressas em Kg de $\text{CaCO}_3 \cdot \text{ton}^{-1}$ de material (solo), conforme as fórmulas abaixo:

$$\text{PN (kg CaCO}_3 \cdot \text{ton}^{-1}) = \frac{(\text{mL prova em branco} - \text{mL amostra}) \times \text{N base} \times 50}{\text{g amostra}}$$

$$\text{PA (kg CaCO}_3 \cdot \text{ton}^{-1}) = \frac{\text{mL gasto amostra} \times \text{N base} \times 50}{\text{g amostra}}$$

3.7.3. Análise química de metais

Silva (2012) realizou a extração dos metais “potencialmente disponíveis” nas amostras de solo deformadas conforme o método US-EPA 3050 (EUA-EPA, 1996), através de digestão com HNO_3 1:1 com adição de peróxido de hidrogênio. No extrato resultante, Fe, Al, Mn, Ba, Cu, Zn, N, Cr, Co, Pb, Cd, Mo, As e Se, além de Ca, Mg, Na e K foram analisados com espectrômetro de emissão ótica de indução acoplada em plasma (ICP-OES).

3.7.4. Solução do extrato da pasta saturada e do lisímetro de sucção

As análises químicas realizadas no extrato obtido da pasta saturada de solo foram: condutividade elétrica (CE), pH; os cátions cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e os metais Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Ni e Co foram determinados por espectroscopia de absorção atômica; potássio (K) e sódio (Na) por espectrofotometria de chama e o alumínio por colorimetria conforme descrito em Camargo et al., (2009). Para a solução do solo coletada pelos lisímetros de sucção foram analisados os seguintes parâmetros: condutividade elétrica (CE), pH, K, Ca, Mg, Zn, Fe, Mn, Na, Cd, Cr, Ni, Pb, Al, Co, As, Se, Ba e Mo. Os cátions básicos e os metais foram determinados com ICP-OES (espectroscopia de emissão ótica com plasma acoplado

indutivamente). Para ambos os métodos determinou-se o sulfato (SO_4^{2-}) por turbidimetria com BaCl_2 -gelatina, sem fazer digestão da solução (modificado de TEDESCO et al., 1995) e silício por espectroscopia UV-Visível (HALLMARK et al., 1982).

3.7.5. Determinação do potencial osmótico

O potencial osmótico da solução do solo, obtido pelo método do extrato da pasta saturada, foi estimado pela seguinte equação (RICHARDS, 1954):

$$\psi_{os} = -0,0036 \times EC \quad , \text{ onde:}$$

ψ_{os} = Potencial osmótico (MPa)

EC = Condutividade elétrica (dS/m)

A componente do potencial osmótico pertencente a curva de retenção de água no solo determinado pelo WP4C foi calculada pela equação (RAWLINS e CAMPBELL, 1986):

$$\psi = \psi_{os} \times \left(\frac{\theta_s}{\theta} \right) \quad , \text{ onde:}$$

ψ = Componente do potencial osmótico da curva de retenção de água no solo

ψ_{os} = Potencial osmótico estimado a partir da condutividade elétrica (MPa)

θ_s = Umidade volumétrica na saturação

θ = Umidade volumétrica

3.7.6. Diagramas de estabilidade

Foram construídos diagramas de estabilidade baseados nos minerais de ocorrência mais comum nos solos e inseridos nestes pontos que foram obtidos a partir do cálculo geoquímico usando os dados do extrato da pasta saturada e dos lisímetros. O software usado para a especiação da solução do solo foi Visual Minteq 3,0 (GUSTAFSSON, 2010).

3.8 Análises mineralógicas

A análise mineralógica foi realizada na fração total na forma de pó, no Laboratório de mineralogia do Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. O equipamento utilizado foi um difratômetro de raios X modelo Bruker D2 Phaser. Empregou-se radiação de Cu-K α e filtro de Ni, detector LynxEye® e o slit primário com abertura de 0,3mm. A faixa de varredura foi de 4 a 70°2 θ . Os difratogramas foram gerados com programa próprio do equipamento e a interpretação dos mesmos foi efetuada com base no espaçamento interplanar (d) por meio das chaves de Brindley & Brown (1980).

3.9 Análise estatística

Foi realizada a padronização das propriedades químicas da solução do solo, isto é, os dados foram transformados para atingir média zero e desvio padrão unitário para assim colocá-los em uma mesma escala, possibilitando a comparação entre a concentração média desses elementos considerando os dois métodos de extração de solução do solo através dos gráficos de caixa (boxplots). Para comparação das médias foi executado o teste não paramétrico de Mann-Whitney a 5% de significância ($\alpha = 0,05$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização básica dos solos construídos

4.1.1 Caracterização física

A análise granulométrica e a proporção de fragmentos de carvão, calhaus juntamente com cascalhos de arenitos e siltitos duros são apresentados na tabela 1. As propriedades físicas e químicas são influenciadas pela geometria das partículas minerais, por exemplo, a sorção que ocorre na parte mineral do material do solo está associada principalmente com a fração argila, considerada como sendo a fração reativa do solo. Ela é composta por uma mistura de filossilicatos com menores quantidades de quartzo, feldspato, óxidos, hidróxidos e outros. Os filossilicatos têm capacidade de adsorver cátions, colaborando assim para evitar a lixiviação das bases essenciais à nutrição das plantas e a estruturação do solo (KABATA e PENDIAS, 2001).

A tabela 1 indica que as camadas de estéril de todas as malhas apresentam quantidades elevadas de silte + argila, resultado que é coerente com a composição da coluna geológica do local, onde as camadas sobrejacentes ao carvão são formadas principalmente por siltitos, argilitos e folhelhos carbonosos (Figura 1). Nas camadas compostas por “terra vegetal” predomina a fração areia (em média 40%). Isto pode ser atribuído à origem do solo a partir do qual se obteve a terra vegetal, que, via de regra, desenvolveu-se a partir de arenito. Porém a “terra vegetal” do perfil MVIIT3 apresentou menores teores de areia e mais elevados de argila por ser composto predominantemente pelo horizonte B do solo original (Argissolo), conforme já observado por Franco (2006) e Gonçalves (2008).

Tabela 1 – Dados da fração total (carvão; cascalhos e terra fina), da granulometria da terra fina e da densidade das partículas, obtidos das amostras de solo das malhas I, II e IV/VII. (extraído de Silva, 2012).

Perfil / Idade	Prof.	Fragmentos de carvão	Calhaus e Cascalhos	Terra Fina	Areia	Silte	Argila	Dp
	cm	g kg ⁻¹						kg dm ⁻³
MI-T1 (44 anos)	0-10	0,00	21,52	978,48	86,50	405,10	508,40	2,51
	40-50	38,22	140,19	821,59	187,00	357,60	455,40	2,46
	100-110	11,52	65,24	923,23	150,50	362,70	486,80	2,53
	190-200	81,90	80,25	837,86	233,00	306,60	460,40	2,52
MI-T2 (44 anos)	0-10	0,00	100,13	899,87	246,00	290,50	463,50	2,51
	40-50	6,45	103,82	889,73	192,50	326,20	481,30	2,48
	100-110	0,00	150,35	849,65	234,00	343,00	423,00	2,51
	190-200	0,00	174,05	825,95	222,50	347,10	430,40	2,57
MI-T3 (44 anos)	0-10	0,00	105,83	894,17	260,50	307,90	431,60	2,62
	40-50	0,00	135,25	864,75	218,00	308,40	473,60	2,52
	100-110	0,00	6,47	993,53	305,50	276,80	417,70	2,57
	190-200	7,62	184,90	807,48	243,50	373,90	382,60	2,48
MII-T1 (28 anos)	0-10	0,00	336,27	663,73	326,00	310,60	363,40	2,42
	40-50	5,19	262,07	732,74	317,50	261,00	421,50	2,46
	100-110	3,29	699,22	297,49	263,50	314,70	421,80	2,41
	190-200	10,97	169,49	819,55	289,00	258,30	452,70	2,43
MIIT2 (25 anos)	0-10	32,20	102,67	865,13	233,50	309,20	457,30	2,52
	40-50	12,36	232,78	754,86	323,50	233,40	443,10	2,48
	100-110	12,30	533,10	454,60	306,50	320,70	372,80	2,41
	190-200	79,35	44,02	876,63	149,00	405,20	445,80	2,44
MIIT3 (19 anos)	0-10	4,88	57,65	937,47	193,00	411,20	395,80	2,29
	40-50	39,31	128,57	832,13	190,00	401,90	408,10	2,26
	100-110	51,42	328,81	619,77	306,00	260,50	433,50	2,31
	190-200	11,27	111,01	877,72	374,00	233,80	392,20	2,54
MIV-T1 (18 anos)	0-10	0,00	53,15	946,85	411,20	228,50	360,20	2,48
	60-70	18,92	5,93	975,16	140,40	408,50	451,10	2,46
	100-110	19,80	27,56	952,64	167,90	396,10	436,10	2,23
	190-200	47,21	24,92	927,87	144,40	483,40	372,20	2,39
MIV-T2 (17 anos)	0-10	0,00	2,74	997,26	465,80	204,70	329,50	2,49
	60-70	0,00	43,23	956,77	443,00	171,90	385,10	2,55
	100-110	57,02	45,63	897,35	233,00	329,50	437,50	2,47
	190-200	17,50	60,26	922,24	246,90	352,00	401,10	2,27
MVII-T3 (10 anos)	0-10	0,00	1,30	998,70	325,00	227,00	448,00	2,54
	60-70	15,45	38,55	946,00	258,30	333,70	408,00	2,60
	100-110	36,23	59,38	904,39	189,30	402,70	408,00	2,39
	190-200	30,94	20,85	948,21	190,00	426,00	384,00	2,35
MIV-T4 (4 anos)	0-10	0,00	4,96	995,04	422,30	273,70	304,00	2,72
	70-80	0,00	10,41	989,59	362,30	405,70	232,00	2,61
	110-120	39,42	2,65	957,93	104,30	455,70	440,00	2,45
	190-200	20,24	0,00	979,76	126,70	609,30	264,00	2,37

MIT1 = malha I, trincheira 1; MIT2 = malha I, trincheira 2; MIT3 = malha I, trincheira 3; MIIT1 = malha II, trincheira 1; MIIT2 = malha II, trincheira 2; MIIT3 = malha II, trincheira 3; MIVT1 = malha IV, trincheira 1; MIVT2 = malha IV, trincheira 2; MVII-T3 = malha VII, trincheira 3; MIVT4 = malha IV, trincheira 4.

Dp = Densidade de partículas.

Sombreado de cinza claro indica as camadas de terra vegetal (horizonte A e B).

Sombreado de cinza escuro indica as camadas de argila.

A densidade de partículas (Tabela 1) é em geral inferior a 2,65g cm⁻³ (valor médio de referência dos silicatos mais comuns), encontrando-se os menores valores nas camadas de estéreis, que se apresentam contaminadas com o carvão BL, retiradas junto com a camada de cobertura (Figura 1). Os relativamente altos teores

de carbono orgânico nas camadas de estéril, sempre acima de 20g kg^{-1} (Tabela 2 e 3), indicam que praticamente todas as camadas estão contaminadas por este carvão. No caso, o material orgânico, de densidade menor do que os silicatos, faz com que a densidade das partículas possa atingir valores inferiores a $2,50\text{g cm}^{-3}$, menor densidade dos silicatos, observada nas esmectitas (KLEIN & DUTROW, 2012).

4.1.2 Caracterização química

As tabelas 2 e 3 mostram a composição química do complexo trocável dos solos construídos, em que se observa a predominância dos cátions trocáveis Ca, Mg e Al, tanto nos estéreis de mineração como na terra vegetal ou argila, com valores inferiores nestas últimas.

Em geral, a capacidade de troca de cátions dos materiais do estéril é de duas a três vezes mais elevada do que das camadas de argila e de terra vegetal. Essa pode ser resultado de uma atividade maior da argila nos estéreis e/ou da presença de sais solúveis produzidos pelo processo de sulfurização. Observa-se também que em média a soma de bases foi maior para as malhas IV e VII e menor para as Malhas I e II obedecendo a seguinte ordem decrescente (Malhas IV e VII > Malha II > Malha I) o mesmo ocorreu com a saturação por bases, porém com um comportamento inverso em relação os teores e saturação por alumínio (Tabela 2 e 3). As diferentes idades de mineração desses solos construídos podem explicar estas características, isto é, as malhas I e II que são as mais antigas e possivelmente por não possuírem terra vegetal e camada de argila ficaram submetidas a uma maior lixiviação dos cátions básicos (Ca, Mg, Na e K) em função da percolação da água ao longo do tempo e a acumulação de cátions ácidos (Al e H) o que resultou no deslocamento do equilíbrio ácido/base para a faixa mais ácida.

Tabela 2 – Caracterização química dos perfis de solo das Malhas I e II em diferentes localizações e profundidades. (extraído de Silva, 2012).

Perfil / Idade	Prof.	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	índice SMP	Ca	Mg	K	Na	Soma de Bases	Al	H	CTC potencial	CTC efetiva	Sat. de Bases	Sat. por Al	H+Al	Carbono Orgânico
	cm				----- cmol _c .kg ⁻¹ -----									----- % -----		cmol _c .kg ⁻¹	g.kg ⁻¹
MI-T1 (44 anos)	0-10	2,36	2,65	3,34	1,27	0,90	0,02	0,03	2,22	25,90	9,33	37,45	28,12	5,94	92,09	35,23	40,61
	40-50	2,41	2,61	3,50	1,43	0,67	0,01	0,12	2,24	21,33	7,92	31,49	23,57	7,11	90,50	29,25	41,39
	100-110	2,63	2,85	3,79	1,99	0,64	0,04	0,17	2,84	13,44	6,85	23,13	16,28	12,30	82,53	20,28	37,65
	190-200	2,59	2,84	3,82	1,86	0,73	0,00	0,08	2,68	16,54	6,48	25,70	19,22	10,41	86,07	23,02	30,60
MI-T2 (44 anos)	0-10	2,51	2,81	3,48	1,56	2,53	0,03	0,02	4,15	19,39	5,65	29,19	23,54	14,22	82,37	25,04	20,14
	40-50	2,48	2,76	3,59	4,19	4,31	0,03	0,07	8,59	18,44	4,27	31,31	27,03	27,44	68,23	22,72	26,88
	100-110	2,75	2,95	3,97	3,53	4,20	0,06	0,20	7,97	12,53	3,09	23,60	20,51	33,80	61,11	15,62	27,87
	190-200	2,94	3,21	4,17	4,19	2,63	0,35	0,30	7,47	8,76	2,95	19,18	16,23	38,95	53,96	11,71	23,88
MI-T3 (44 anos)	0-10	2,86	3,08	3,93	0,52	0,19	0,34	0,03	1,07	11,16	5,68	17,92	12,23	5,99	91,22	16,84	25,80
	40-50	2,98	3,13	3,85	1,12	0,17	0,16	0,02	1,47	10,00	9,09	20,56	11,46	7,13	87,21	19,09	32,56
	100-110	3,14	3,25	4,03	0,28	0,11	0,30	0,02	0,71	9,21	7,64	17,56	9,92	4,07	92,80	16,85	31,33
	190-200	3,18	3,22	3,92	0,26	0,11	0,31	0,02	0,70	9,86	7,50	18,05	10,56	3,89	93,35	17,35	32,18
MII-T1 (28 anos)	0-10	2,28	2,58	3,13	3,90	0,50	0,00	0,01	4,41	17,28	8,20	29,90	21,69	14,75	79,67	25,49	51,09
	40-50	2,23	2,52	2,78	6,39	0,72	0,00	0,02	7,13	24,38	6,01	37,52	31,52	19,01	77,37	30,39	34,03
	100-110	2,53	2,80	3,71	7,02	1,00	0,04	0,02	8,08	20,70	2,40	31,18	28,78	25,91	71,93	23,10	33,13
	190-200	2,42	2,69	3,69	1,56	1,37	0,13	0,04	3,09	19,60	2,21	24,90	22,69	12,42	86,37	21,81	37,63
MII-T2 (25 anos)	0-10	3,00	3,14	3,87	1,56	0,31	0,29	0,03	2,19	11,03	6,33	19,55	13,22	11,20	83,44	17,36	40,70
	40-50	2,66	2,94	3,83	5,78	0,47	0,18	0,05	6,48	10,96	5,66	23,11	17,44	28,06	62,82	16,62	34,05
	100-110	2,88	3,14	3,96	7,77	1,12	0,33	0,06	9,27	9,95	4,65	23,86	19,22	38,85	51,76	14,59	34,16
	190-200	2,67	2,97	3,92	9,73	3,87	0,32	0,14	14,07	12,11	5,47	31,64	26,18	44,46	46,26	17,58	49,33
MII-T3 (19 anos)	0-10	3,11	3,22	3,86	2,34	0,29	0,32	0,03	2,99	10,39	8,82	22,20	13,38	13,45	77,67	19,22	44,62
	40-50	2,68	2,93	3,70	4,88	0,43	0,23	0,03	5,58	11,92	12,50	30,00	17,50	18,59	68,13	24,42	58,79
	100-110	2,82	3,07	3,86	6,76	0,53	0,24	0,10	7,64	9,88	9,64	27,17	17,52	28,12	56,40	19,53	45,44
	190-200	3,19	3,38	4,15	7,56	0,84	0,42	0,15	8,96	9,05	3,33	21,35	18,02	41,99	50,25	12,39	28,82

Tabela 3 – Caracterização química dos perfis de solo das Malhas IV e VII em diferentes localizações e profundidades. (extraído de Silva, 2012).

Perfil / Idade	Prof.	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	índice SMP	Ca	Mg	K	Na	Soma de Bases	Al	H	CTC potencial	CTC efetiva	Sat. de Bases	Sat. por Al	H+Al	Carbono Orgânico
	cm				----- cmolc. Kg ⁻¹ -----									---- % ----		cmolc.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹
MIV-T1 (18 anos)	0-10	4,72	3,95	4,92	2,39	1,05	0,32	0,01	3,77	3,78	4,77	12,32	7,56	30,61	50,07	8,55	22,28
	60-70	2,88	2,87	3,70	4,74	1,78	0,29	0,02	6,84	10,78	5,18	22,80	17,62	29,99	61,19	15,96	24,39
	100-110	3,18	3,16	4,51	8,92	4,38	0,50	0,08	13,88	6,98	3,73	24,59	20,87	56,45	33,47	10,71	29,15
	190-200	4,12	3,76	5,84	12,37	5,93	0,71	0,19	19,20	2,91	2,22	24,33	22,10	78,91	13,15	5,13	29,42
MIV-T2 (17 anos)	0-10	5,07	4,26	5,62	2,43	1,30	0,65	0,02	4,40	1,66	5,02	11,09	6,06	39,72	27,37	6,68	16,90
	60-70	3,75	3,51	4,32	0,85	0,52	0,12	0,01	1,50	6,29	4,68	12,47	7,79	12,01	80,76	10,97	11,12
	100-110	2,78	2,83	3,76	5,25	2,02	0,24	0,11	7,61	10,11	11,76	29,48	17,72	25,83	57,03	21,86	39,69
	190-200	3,15	3,17	4,64	7,39	3,52	0,39	0,30	11,60	5,35	7,55	24,50	16,95	47,35	31,57	12,90	42,89
MVII-T3 (10 anos)	0-10	7,09	6,55	6,95	6,02	3,68	0,41	0,01	10,12	0,14	2,28	12,55	10,26	80,70	1,36	2,42	7,79
	60-70	3,40	3,44	4,54	6,56	3,82	0,33	0,10	10,80	4,39	7,70	22,88	15,18	47,18	28,89	12,09	34,49
	100-110	4,02	3,93	5,76	9,43	6,45	0,46	0,19	16,53	2,19	5,70	24,41	18,72	67,71	11,68	7,88	37,33
	190-200	3,88	3,78	5,71	8,53	5,99	0,44	0,20	15,16	2,21	5,48	22,86	17,38	66,33	12,74	7,70	36,92
MIV-T4 (4 anos)	0-10	5,12	4,67	6,07	3,50	1,85	0,19	0,04	5,58	0,31	4,28	10,18	5,89	54,83	5,32	4,60	8,08
	70-80	5,45	4,41	6,28	4,99	3,15	0,11	0,14	8,39	1,30	2,20	11,89	9,69	70,56	13,40	3,50	1,10
	110-120	2,37	2,53	3,13	11,45	5,55	0,15	0,28	17,44	18,43	7,77	43,63	35,86	39,97	51,38	26,19	45,06
	190-200	4,48	4,49	5,75	14,40	11,91	0,52	1,15	27,98	1,64	5,68	35,30	29,63	79,27	5,54	7,32	23,64

MIVT1 = malha IV, trincheira 1; MIVT2 = malha IV, trincheira 2; MIVT3 = malha VII, trincheira 3; MIVT4 = malha IV, trincheira 4.

sombreado de cinza identifica as camadas onde houve a colocação de terra vegetal.

sombreado de cinza escuro indica as camadas de argila.

O pH em água e CaCl_2 do estéril dos solos construídos das malhas IV e VII apresentaram valores maiores do que nas malhas I e II, atingindo valores de pH= 4,5, o que pode ser atribuído a uma menor lixiviação de bases em relação as malhas I e II. As malhas mais antigas concentram mais cátions H^+ e Al^{3+} ao longo do perfil desses solos construídos devido ao maior tempo de exposição dessas camadas ao oxigênio resultando em uma maior oxidação de sulfetos, principalmente a pirita. Estas reações químicas de oxidação de natureza ácida liberam íons de hidrogênio que atacam os minerais aluminossilicatos liberando o alumínio para o meio, o que acaba aumentando a acidez potencial. Devido a acidificação e a maior lixiviação das bases o pH tende a ser menor nas porções superiores dos perfis das malhas I e II. A diferença dos valores da acidez potencial entre as malhas IV/ VII e malhas I e II pode ser atribuída às camadas superficiais de terra vegetal e/ou argila que funcionariam com uma barreira evitando o contato do oxigênio com o estéril de mineração

4.1.3 Mineralogia

As figuras 8 e 9 mostram os difratogramas da terra vegetal do perfil da MVII-T3 e do estéril nos perfis da MII-T1, MIV-T1, MIV-T2, MVII-T3 e MIV-T4, em diferentes profundidades, respectivamente.

No material da terra vegetal do perfil da MVII-T3 (Figura 8), é observada uma mineralogia a base de quartzo e caulinita, indicadas pelos picos principais a 0,425nm e 0,334nm (quartzo), e 0,7216nm e 0,444nm (caulinita), com uma menor quantidade de feldspato potássico (0,325nm), anatásio (0,353nm) e hematita (0,270nm), com vários outros picos secundários, característicos principalmente do quartzo, que tem seus reflexos favorecidos quando a amostra é passada na forma de pó.

Nas amostras de estéril (Figura 9), a mineralogia principal continua a base de quartzo e caulinita, esse última com picos mais agudos do que na terra vegetal (Figura 8), indicativa de uma caulinita mais bem cristalizada (litogênica). Observa-se também a presença constante de micas (picos a 0,998nm e 0,498nm), além do feldspato (0,325nm), compondo a mineralogia básica dos estéreis.

MVII-topsoil

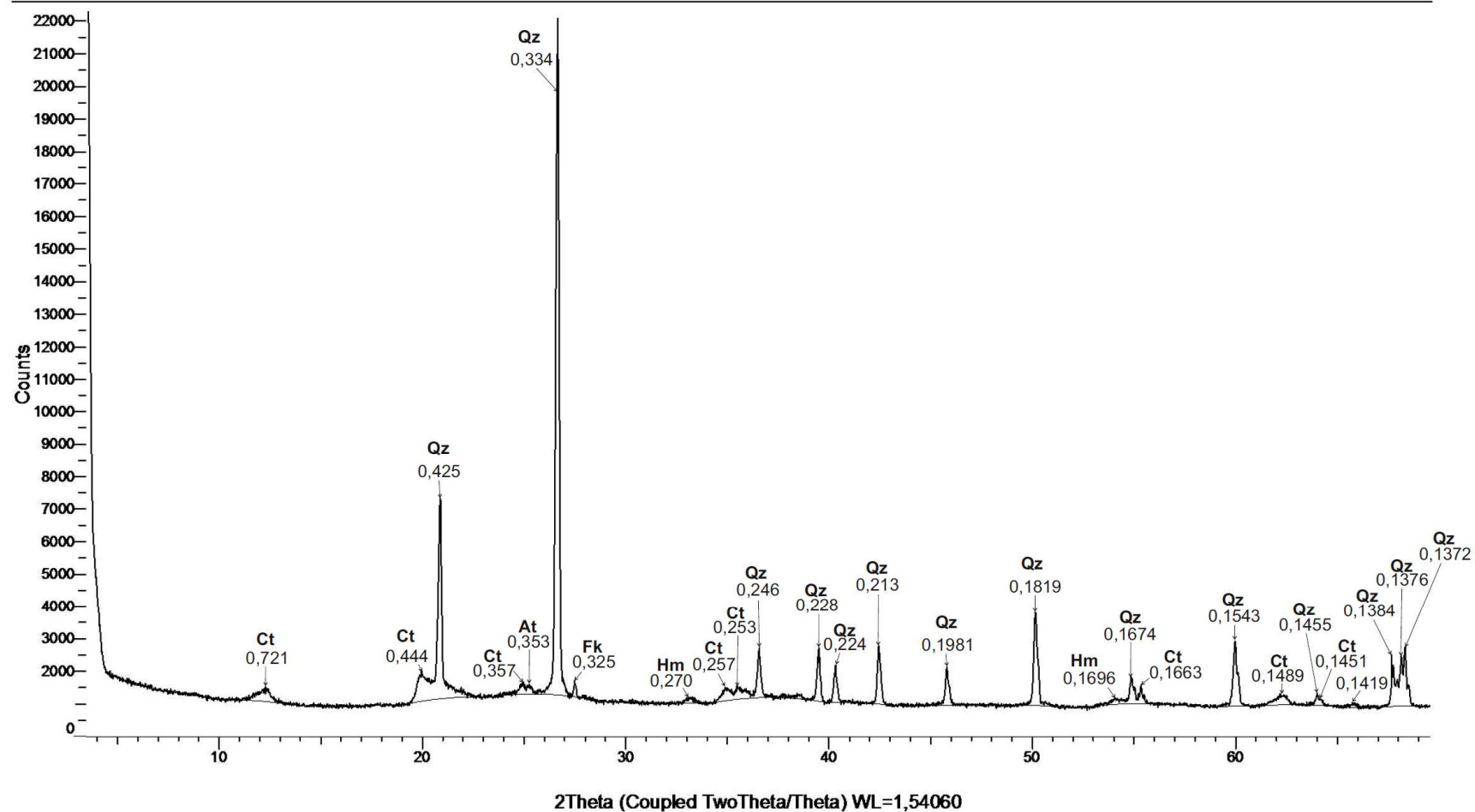


Figura 8 - Difratoograma do solo superficial (terra vegetal) do perfil do solo construído da MVII-T3. Espaços "d" em nm; Ct = caulinita, Es = esmectita, Qz = quartzo, Fk = feldspato potássico, At = anatásio, Hm = hematita.

SC malhas

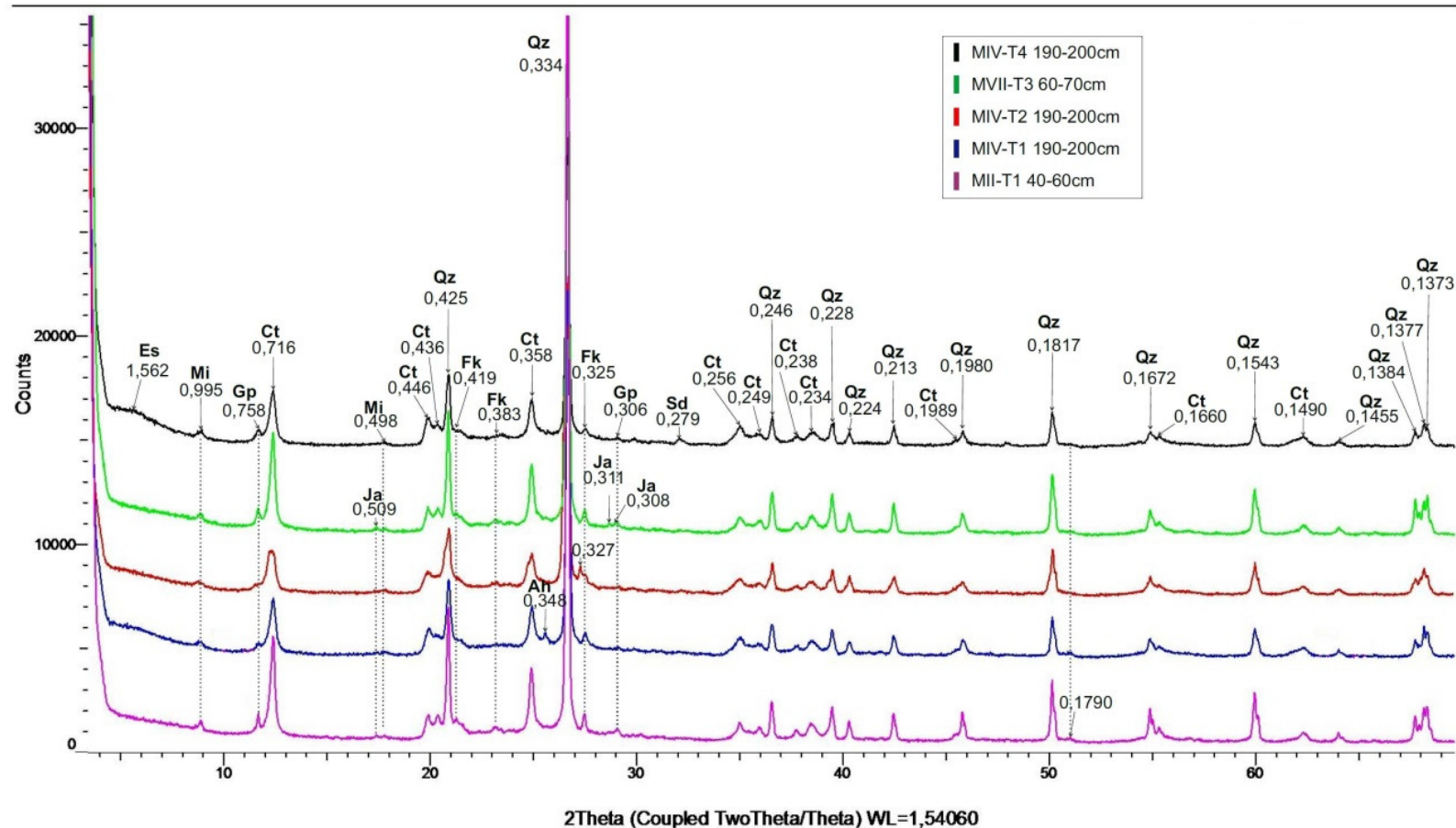


Figura 9 - Difratomogramas dos perfis dos solos construídos da MII-T1 (40-60cm), MIV-T1 (190-200cm), MIV-T2 (190-200cm), MVII-T3 (60-70cm) e MIV-T4 (190-200cm). Espaços "d" em nm; Es = esmectita, Mi = mica, Ct = caulinita, Qz = quartzo, Fk = feldspato potássico, Gp = gipsita, Ja = jarosita, Ah = anidrita, Sd = siderita.

Nos estéreis, além dos minerais descritos, também é constante a ocorrência de gipsita (picos a 0,758nm e 0,498nm), com a presença eventual de esmectita (1,562nm) (malha IV-T4), siderita (0,279nm) (malha IV-T4), jarosita (0,509nm, 0,311nm e 0,308nm) (malha VII-T3) e anidrita (0,348nm) (malha IV-T1). Estes minerais, no caso da esmectita e da siderita no perfil da malha IV-T4, provavelmente são oriundos de um material da coluna geológica mais rica em bases, em acordo com a composição química do complexo trocável (Tabela 3). Já os outros minerais devem ter sido formados pelo processo de sulfurização, uma vez que são sulfatos, de Ca (gipsita e anidrita) e de Fe e K (jarosita).

4.1.4 Potencial de acidificação e de neutralização

As quantidades de sulfetos presentes nos solos, estimadas pelo potencial de acidificação (PA), e de carbonatos e/ou bases, estimadas pelo potencial de neutralização (PN), são apresentadas na tabela 4.

Observa-se que, em média, os solos da malha II apresentaram maiores valores de potencial de acidificação do que os solos da malha I, sendo que o potencial de neutralização é nulo nestes solos. Admitindo que o material geológico seja semelhante em relação à presença de pirita, esta diferença pode ser atribuída às idades de mineração das malhas onde na malha I, que é a mais antiga, o sulfeto teria reagido por mais tempo, liberando uma maior acidez para o meio, lixiviando as bases.

Ao contrário, o material do estéril das malhas VII e IV, mais jovem, mostra em média valores de PA inferiores (de 5 a 10kg CaCO_3 Mg solo⁻¹) quando comparado com os das malhas I e II. Este resultado pode indicar uma diferença do material geológico, com os materiais portadores de sulfeto contendo teores mais baixos de pirita ou devido a uma menor contaminação do estéril por diferenças no método de mineração. O surgimento do potencial de neutralização nas camadas de estéril dos perfis das malhas IV/VII (até 6,3kg CaCO_3 Mg solo⁻¹, Tabela 4) diminuiu o potencial líquido de acidificação, porém como este é sempre negativo, a tendência é de acidificar o meio.

Tabela 4 – Valores de pH em água; potencial de neutralização (PN), de acidificação (PA) e potencial líquido (PL) da terra fina e fragmentos de carvão das malhas em estudo nas diferentes localizações e profundidades. (extraído de Silva, 2012).

Perfil / Idade	Prof.	pH H2O	Terra Fina			Fragmentos de carvão		
			PN	PA	PL	PN	PA	PL
----- kg CaCO ₃ .ton ⁻¹ solo -----								
MI-T1 (44 anos)	0-10	2,36	0,00	11,54	-11,54	---	---	---
	40-50	2,41	0,00	12,35	-12,35	0,00	38,99	-38,99
	100-110	2,63	0,00	10,05	-10,05	0,00	71,38	-71,38
	190-200	2,59	0,00	12,19	-12,19	1,44	227,90	-226,46
MI-T2 (44 anos)	0-10	2,51	0,00	10,70	-10,70	---	---	---
	40-50	2,48	0,00	10,27	-10,27	0,00	36,45	-36,45
	100-110	2,75	0,00	32,48	-32,48	---	---	---
	190-200	2,94	0,00	9,05	-9,05	---	---	---
MI-T3 (44 anos)	0-10	2,86	0,00	5,59	-5,59	---	---	---
	40-50	2,98	0,00	5,38	-5,38	---	---	---
	100-110	3,14	0,00	9,00	-9,00	---	---	---
	190-200	3,18	0,00	6,57	-6,57	1,93	35,43	-33,50
MII-T1 (28 anos)	0-10	2,28	0,00	13,12	-13,12	---	---	---
	40-50	2,23	0,00	20,70	-20,70	0,00	58,04	-58,04
	100-110	2,53	0,00	19,78	-19,78	0,89	293,36	-292,47
	190-200	2,42	0,00	26,91	-26,91	0,00	94,91	-94,91
MIIT2 (25 anos)	0-10	3,00	0,00	10,28	-10,28	0,00	25,67	-25,67
	40-50	2,66	0,00	10,13	-10,13	0,00	124,79	-124,79
	100-110	2,88	0,00	8,63	-8,63	0,00	52,63	-52,63
	190-200	2,67	0,00	28,69	-28,69	0,00	491,52	-491,52
MIIT3 (19 anos)	0-10	3,11	0,00	8,94	-8,94	0,90	69,74	-68,84
	40-50	2,68	0,00	10,98	-10,98	0,90	52,92	-52,03
	100-110	2,82	0,00	8,22	-8,22	0,00	23,58	-23,58
	190-200	3,19	0,00	8,74	-8,74	1,46	84,59	-83,13
MIV-T1 (18 anos)	0-10	4,72	1,03	0,62	0,42	---	---	---
	60-70	2,88	0,00	6,23	-6,23	0,00	334,17	-334,17
	100-110	3,18	4,72	6,57	-1,84	9,48	44,43	-34,95
	190-200	4,12	6,33	7,22	-0,90	11,66	98,54	-86,88
MIV-T2 (17 anos)	0-10	5,07	2,57	0,31	2,27	---	---	---
	60-70	3,75	0,00	0,62	-0,62	---	---	---
	100-110	2,78	1,06	10,37	-9,32	9,50	26,66	-17,16
	190-200	3,15	0,00	7,80	-7,80	10,51	62,30	-51,79
MVII-T3 (10 anos)	0-10	7,09	7,27	0,93	6,34	---	---	---
	60-70	3,40	2,09	5,29	-3,20	0,00	282,05	-282,05
	100-110	4,02	6,30	5,94	0,36	7,22	205,31	-198,09
	190-200	3,88	4,71	9,97	-5,26	0,00	369,87	-369,87
MIV-T4 (4 anos)	0-10	5,12	7,77	0,62	7,15	---	---	---
	70-80	5,45	5,75	0,62	5,12	---	---	---
	110-120	2,37	0,00	8,63	-8,63	0,38	51,34	-50,96
	190-200	4,48	1,06	5,06	-4,00	11,71	64,34	-52,63

MIT1 = malha I, trincheira 1; MIT2 = malha I, trincheira 2; MIT3 = malha I, trincheira 3; MIIT1 = malha II, trincheira 1; MIIT2 = malha II, trincheira 2; MIIT3 = malha II, trincheira 3; MIVT1 = malha IV, trincheira 1; MIVT2 = malha IV, trincheira 2; MVII-T3 = malha VII, trincheira 3; MIVT4 = malha IV, trincheira 4.

sombreado de cinza identifica as camadas onde houve a colocação de terra vegetal.

sombreado de cinza escuro indica as camadas de argila.

Também foram analisados os potenciais nos fragmentos de carvões (Tabela 4). Quanto ao PN, pode-se observar que na grande maioria das amostras de carvão o potencial de neutralização foi nulo ou apresentou valores próximos a zero nos solos das malhas I e II, já nos carvões dos solos das Malhas IV e VII se observou um PN mais significativo, o que pode ser atribuído ao menor tempo de exposição desses nos solos construídos. Em relação aos teores de PA, estes exibiram valores expressivos, devido à presença dos nódulos de pirita nestes fragmentos. Este fato indica que um grande potencial de acidificação a longo prazo nas camadas de estéril devido a presença desses fragmentos de carvão.

Na figura 10 observa-se que na camada superficial (0-10cm) todas as trincheiras das malhas IV/VII obtiveram valores positivos, isto é, não geradoras de acidez, devido a não contaminação com carvão das camadas de terra vegetal, bem como devido à incorporação de calcário nos solos mais recentes. Porém, nas camadas de 40-50cm (MI e MII) e 60-70/80cm (MIV/VII), os resultados não geradores de acidez, ou com pouca geração, somente foram constatados nas trincheiras 2 e 4 (MIV/T2 e MIV/T4), onde houve a colocação de camada de argila. A partir das camadas inferiores, ou seja, camadas de estéreis, o PL indicou a grande potencialidade de geração de ácido para qualquer uma das quatro malhas.

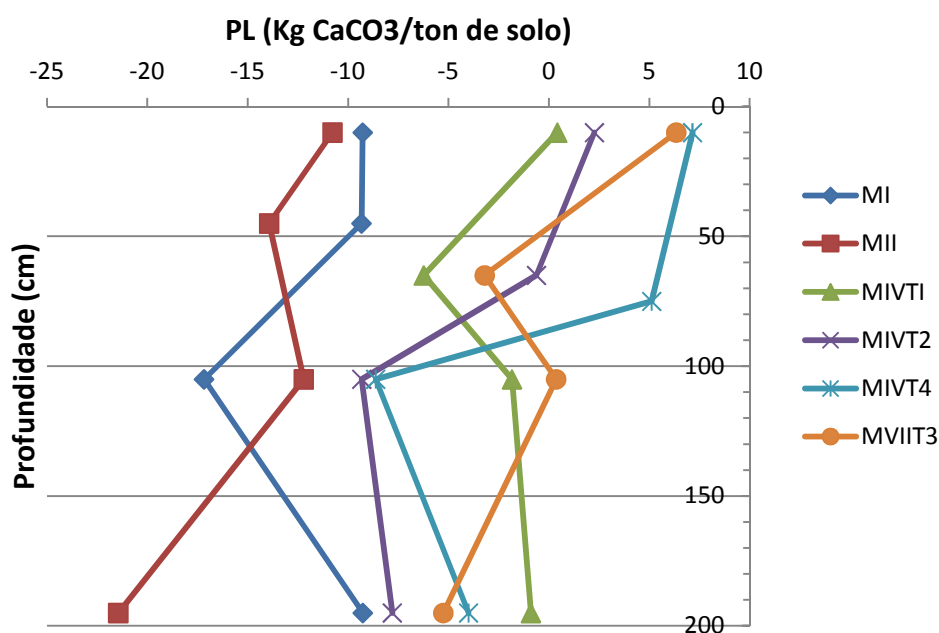


Figura 10 – Potencial líquido de acidificação obtido nas malhas quando relacionados ao longo do perfil em análises.

A influência do potencial de neutralização (PN), que afeta o potencial líquido (PL), nos materiais de estéril contaminados com pirita sobre o pH pode ser observada na figura 11. Observa-se a tendência de ocorrência dos pHs mais baixos onde o PL foi mais negativo, isto é, a maior presença de materiais geradores de PN foi responsável pelo tamponamento do pH na faixa de 3 até acima de 4. Além disso, foi observada a ocorrência de PL positivo para todas as camadas de “terra vegetal” e uma de argila e também de um PL levemente negativo para uma das camadas de argila (MIV-T2), indicando uma possível contaminação dessa.

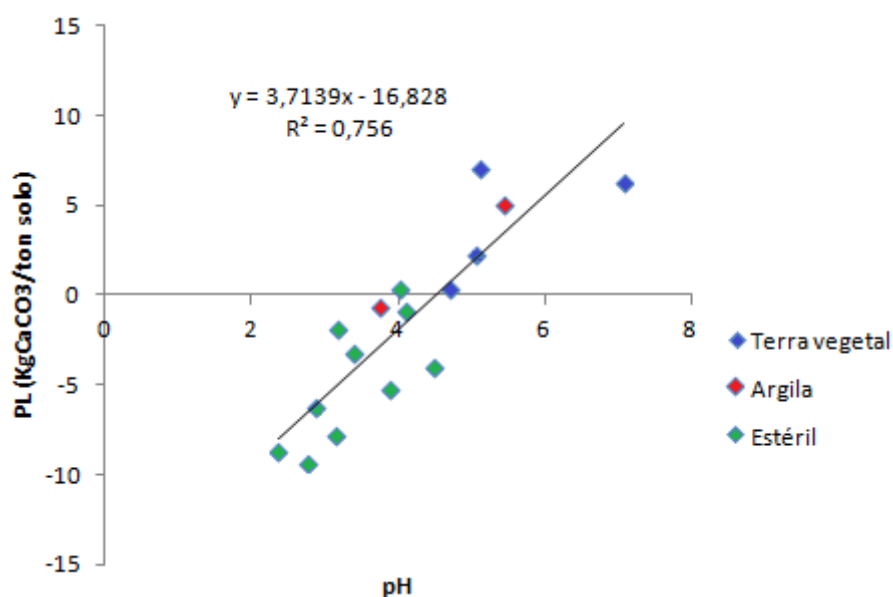


Figura 11 – Relação entre o Potencial Líquido (PL) e o pH nos solos das malhas IV/VII.

4.2. Composição da solução do solo

4.2.1 Extrato da pasta saturada

O resultado das análises químicas realizadas com base no extrato saturado do solo pertencente às malhas que não foram recuperadas com terra vegetal (MI e MII) e das malhas onde houve a reconstrução dos solos pós-mineração (MIV e MVII) encontra-se na tabela 5.

Tabela 5 – Análises químicas do extrato saturado.

Perfil	CE	pH	Ca	Mg	Na	K	Sulfato	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Ni	Co
	dS/m		----- mg/dm ³ -----												
MI T1 0-10	11,44	2,52	9,37	147,07	177	62	6189,65	1478,98	80,68	3,61	9,91	0,52	0,23	4,49	5,43
MI T1 40-50	11,58	2,47	15,67	102,89	149	23	6348,29	1395,22	552,27	2,81	12,43	0,98	0,32	4,24	4,97
MI T1 100-110	7,42	2,71	43,37	86,46	291	21	3355,28	803,98	95,06	2,90	10,32	0,47	0,26	4,28	5,13
MI T1 190-200	7,55	2,69	45,51	81,61	174	13	3075,10	814,73	113,07	3,27	18,59	0,61	0,38	5,11	5,77
MI T2 0-10	10,05	2,83	16,32	531,21	108	15	5531,56	1204,28	118,57	4,34	7,50	0,45	0,20	8,45	8,14
MI T2 40-50	11,40	2,75	20,99	810,63	110	15	5684,05	1196,34	264,09	7,44	11,84	1,13	0,26	12,75	15,46
MI T2 100-110	10,23	2,73	42,42	798,05	168	19	4363,86	782,58	350,33	6,16	10,35	1,34	0,29	11,90	13,78
MI T2 190-200	6,92	3,04	345,82	450,09	444	90	2559,85	327,22	135,23	5,32	11,94	2,15	0,46	7,58	6,84
MI T3 0-10	2,88	3,05	47,12	22,00	111	103	995,31	246,89	13,23	3,02	2,03	0,09	0,06	0,39	2,02
MI T3 40-50	1,75	3,19	63,28	2,10	104	104	372,26	76,57	118,57	1,41	1,28	0,04	0,09	0,27	0,64
MI T3 100-110	1,23	3,36	18,48	7,58	98	111	175,92	58,76	2,53	0,90	1,03	0,05	0,06	0,19	1,38
MI T3 190-200	1,14	3,39	15,46	6,33	97	173	160,13	53,66	3,35	0,61	0,77	0,03	0,06	0,19	0,41
MII T1 0-10	9,41	2,42	86,34	17,64	101	140	3717,98	909,32	140,70	6,88	5,79	0,76	0,46	4,47	5,74
MII T1 40-50	13,45	2,31	337,14	68,11	93	63	7414,84	1525,68	388,34	11,65	9,60	2,33	0,87	7,56	8,67
MII T1 100-110	4,15	2,56	261,88	127,08	130	222	1318,34	144,82	7,91	14,22	2,20	0,16	0,09	2,88	2,73
MII T1 190-200	10,75	2,47	109,70	542,61	131	87	5437,00	1117,75	517,41	20,73	6,96	2,13	0,52	15,67	17,30
MII T2 0-10	1,74	3,18	55,37	88,69	82	18	482,44	95,70	378,40	2,42	1,88	0,05	0,06	0,54	0,84
MII T2 40-50	4,08	2,85	19,35	167,49	80	14	1379,99	219,07	449,99	5,65	3,27	0,17	0,09	1,72	2,93
MII T2 100-110	4,27	3,05	29,58	195,19	73	20	1599,68	209,08	412,50	15,76	2,77	0,15	0,09	3,13	3,11
MII T2 190-200	8,40	2,66	22,08	274,83	75	12	3525,63	402,94	777,26	70,79	7,54	0,48	0,17	9,71	7,45
MII T3 0-10	1,64	3,34	110,74	23,38	98	145	411,71	37,25	8,52	1,51	1,77	0,04	0,03	0,44	0,66
MII T3 40-50	3,52	2,97	291,36	64,52	116	120	1133,25	139,01	11,38	2,66	4,29	0,09	0,06	1,18	1,94
MII T3 100-110	4,45	3,00	312,97	62,16	105	145	1668,39	209,08	8,76	3,34	6,07	0,10	0,09	2,36	2,73
MII T3 190-200	3,70	3,36	43,98	81,61	117	321	1327,62	139,84	4,41	3,61	5,00	0,09	0,06	2,90	2,93

Tabela 5 – Análises químicas do extrato saturado (continuação)

Perfil	CE	pH	Ca	Mg	Na	K	Sulfato	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Ni	Co
	dS/m		mg/dm ³												
MIV T1 0-10	0,19	6,05	9,25	3,26	63	52	8,16	1,81	0,17	0,50	0,05	0,01	0,03	0,04	0,03
MIV T1 60-70	4,16	2,78	324,23	92,03	108	300	1254,74	124,34	153,85	7,81	2,41	0,55	0,15	1,66	1,35
MIV T1 100-110	4,71	3,27	581,89	285,52	173	558	1621,74	50,93	32,81	40,11	2,82	0,40	0,06	4,68	1,94
MIV T1 190-200	4,72	3,45	676,09	275,20	300	684	1676,20	23,73	17,15	29,17	1,57	0,28	0,06	4,31	2,17
MIV T2 0-10	0,23	6,69	12,45	7,14	94	151	15,27	1,44	0,82	0,78	0,02	0,00	0,03	0,04	0,03
MIV T2 60-70	0,60	3,82	35,17	22,91	92	51	120,48	7,89	3,68	2,11	0,26	0,03	0,03	0,14	0,23
MIV T2 100-110	5,80	2,87	48,54	212,41	252	291	1754,59	159,13	54,39	35,24	3,95	0,38	0,12	3,87	3,85
MIV T2 190-200	5,48	3,14	507,57	298,65	465	456	1692,10	65,37	24,01	49,49	2,97	0,23	0,09	4,16	4,57
MVII T3 0-10	0,23	7,31	23,28	10,74	70	44	18,92	0,13	0,10	0,07	0,02	0,00	0,03	0,02	< 0,03
MVII T3 60-70	3,66	3,71	459,63	233,11	196	339	955,26	26,49	2,08	16,82	1,46	0,05	0,06	1,72	1,17
MVII T3 100-110	4,71	3,68	544,13	321,33	312	498	1447,38	23,04	5,74	16,10	2,20	0,13	0,06	3,15	2,14
MVII T3 190-200	5,21	3,44	510,96	352,67	330	477	1507,78	25,11	7,42	17,57	2,56	0,19	0,09	3,87	2,86
MIV T4 0-10	0,30	6,65	16,53	8,60	87	38	8,83	0,01	0,09	0,73	0,01	0,00	< 0,03	0,04	< 0,03
MIV T4 70-80	0,07	6,77	2,50	1,47	62	9	1,70	0,01	0,52	0,01	<0,01	0,00	< 0,03	< 0,02	< 0,03
MIV T4 110-120	9,76	2,67	103,68	771,81	441	113	3677,46	439,33	55,37	46,78	9,12	0,35	0,12	8,34	6,89
MIV T4 190-200	5,52	4,87	316,19	633,39	1164	450	1807,07	6,04	1,42	11,10	0,51	0,01	0,06	0,74	0,38

Áreas sombreadas de cor cinza claro representam camadas de terra vegetal e áreas de cor cinza escuro a camada de argila

MIT1 = malha I, trincheira 1; MIT2 = malha I, trincheira 2; MIT3 = malha I, trincheira 3; MIIT1 = malha II, trincheira 1; MIIT2 = malha II, trincheira 2; MIIT3 = malha II, trincheira 3; MIVT1 = malha IV, trincheira 1; MIVT2 = malha IV, trincheira 2; MVIIT3 = malha VII, trincheira 3; MIVT4 = malha IV, trincheira 4.

Nesta tabela pode ser observado que os solos pertencentes às malhas I e II possuem valores de pH muito baixos (inferior a 3,0 na maioria dos casos), em todas as profundidades avaliadas, com valores elevados de sulfato, alumínio, ferro e outros metais, caracterizando uma condição de acidificação da solução destes solos e consequente aumento na concentração de metais pesados, resultado típico da ocorrência de um processo de drenagem ácida da mina (TIWARY et al., 1997). Em relação aos solos construídos pertencentes às malhas IV e VII, observamos que para as camadas mais superficiais (terra vegetal e ou argila) a situação exibida anteriormente nas malhas I e II não se repete. A solução do solo exibiu pH próximo da neutralidade e baixa condutividade elétrica (CE), com exceção da camada de argila (MIV-T2) na profundidade de 60 a 70cm, sendo as concentrações de sulfato, alumínio, ferro e outros metais muito mais baixas do que nas camadas de estéreis.

Nas camadas inferiores, compostas por estéreis, observa-se valores de pH baixo e condutividades elétricas elevadas, sendo o pH médio um pouco mais elevado (faixa média 3-3,5) do que os estéreis das malhas I e II, com teores de bases maiores e menores concentrações de metais pesados (Tabela 5), porém ainda típicos de drenagem ácida.

A figura 12 mostra a relação entre o pH, metais pesados e alumínio nas malhas I, II, IV e VII. Nestas se observa que, para todos os metais, em todas as malhas, existe um aumento da concentração destes com a diminuição do pH, fato este que é amplamente reconhecido na literatura, resultado do aumento da solubilidade dos minerais e da dessorção dos metais da fase sólida (BRADL, 2005). Podemos observar também que, nas malhas I e II, nas faixas de pH exibidas (entre 2,4 e 3,4), o ferro foi o metal pesado que exibiu maior abundância na solução do extrato saturado do solo, ao passo que nas malhas IV e VII, para faixas de pH acima de 3,0, o manganês foi mais abundante. O ferro apresentou uma maior correlação com o pH nas malhas IV e VII ($r^2 = 0,89$) do que na malha I ($r^2 = 0,62$) e malha II ($r^2 = 0,22$) (Figura 12).

A ordem de abundância observada dos metais pesados foi: (a) na malha I - para pH inferior a 3: $\text{Cr} < \text{Cu} < \text{Mn} < \text{Ni} = \text{Co} < \text{Zn} < \text{Fe}$ e para pH superior a 3: $\text{Cu} < \text{Cr} < \text{Ni} < \text{Co} < \text{Zn} < \text{Mn} < \text{Fe}$; (b) para a malha II - pH inferior a 3: $\text{Cr} < \text{Cu} < \text{Ni} = \text{Co} = \text{Zn} < \text{Mn} < \text{Fe}$, pH superior a 3: $\text{Cr} = \text{Cu} < \text{Ni} = \text{Co} < \text{Zn} < \text{Mn} < \text{Fe}$; e (c) para as malhas IV e VII - pH inferior a 3,5: $\text{Cr} < \text{Cu} < \text{Ni} = \text{Co} = \text{Zn} < \text{Mn} < \text{Fe}$, pH (3,5 a 4,0):

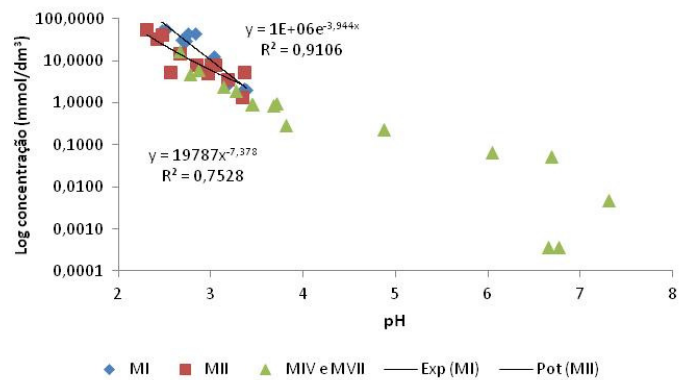
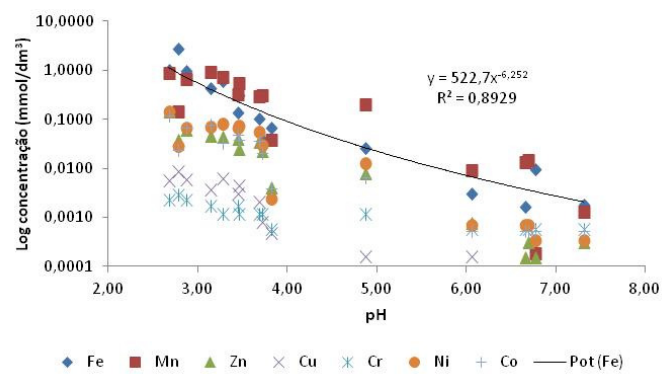
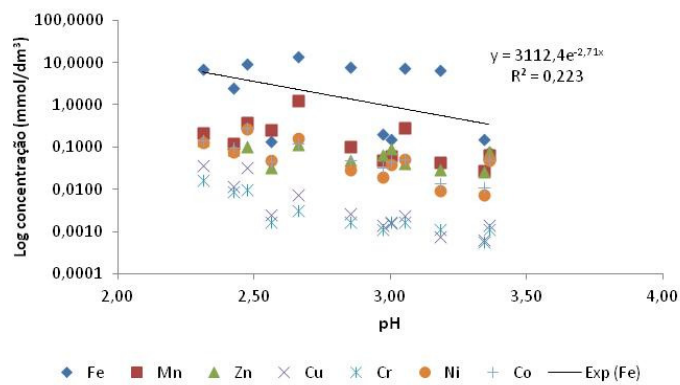
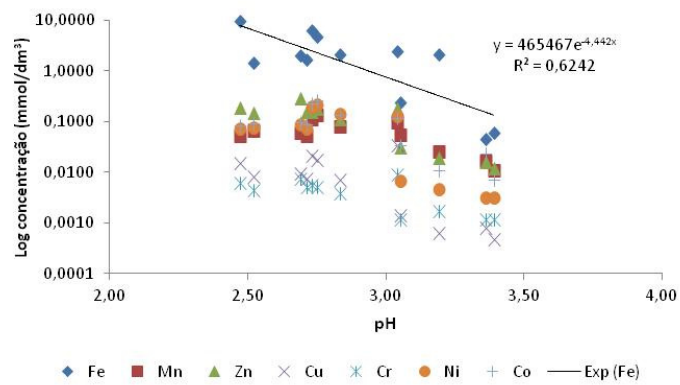


Figura 12 – A= Relação entre pH e metais na Malha I, B= Relação entre pH e metais na Malha II, C= Relação entre pH e metais na Malha IV e VII, D= Relação entre pH e Alumínio nas malhas I,II,IV e VII.

Cr=Cu<Ni=Co=Zn<Fe<Mn, pH (5,0 a 6,0): Cu<Cr<Ni=Co=Zn<Fe<Mn e para pH (6,5 a 7,5): Zn<Ni=Co=Cr<Fe<Mn.

Em geral, nota-se nestas sequências que Cu e Cr apresentam-se em concentrações inferiores do que o Ni, Co e Zn e estes menores do que Mn e Fe, sendo que o Mn apresenta um comportamento mais variável, abaixo do Ni, Co e Zn na malha I em pH < 3, acima ou da mesma ordem que estes na malha I em pH > 3 e na malha II, e da mesma ordem que o Fe nas malhas IV e VII.

Esse comportamento do Mn não surpreende no sentido de que é reconhecido como sendo um elemento cuja biogeoquímica nos solos é muito complexa: ele existe em vários estados de oxidação, pode coprecipitar com óxidos de Fe e seus óxidos exibem comportamento anfotérico, podendo interagir tanto com cátions como com ânions (BRADL, 2005).

Outro metal que apresentou uma mudança relativa no comportamento foi o Zn, passando de concentrações intermediárias em pHs ácidos para concentrações mais baixas em pHs elevados (figura 12 C).

As concentrações de alumínio no extrato da pasta saturada também apresentaram uma forte correlação com o pH na malha I ($r^2 = 0,91$) e malha II ($r^2 = 0,75$), em níveis em geral semelhantes ao do ferro nas malhas IV e VII, com concentrações acima de 10mmol/dm^3 em pHs abaixo de 2,8, da ordem de 1 a 10mmol/dm^3 na faixa de pH de 3,5 a 2,8, de 0,1 a 1mmol/dm^3 na faixa de pH 3,5 a 6,0 e abaixo de $0,1\text{mmol/dm}^3$ para pHs acima de 6,0 (figura 12 D).

4.2.2 Solução extraída com lisímetro de sucção

A tabela 6 mostra o resultado das análises químicas da solução do solo coletadas pelos lisímetros de sucção instalados na área composta pelo estéril de mineração e nas áreas onde houve a recuperação em função via adição de terra vegetal e/ou argila na superfície de exposição com a atmosfera.

Pode-se observar que o cálcio foi o cátion que exibiu as maiores concentrações, variando de $16,08$ a $938,27\text{mg dm}^{-3}$, abaixo dele estão as bases Mg, Na e K, com concentrações inferiores. Já em relação aos metais pesados, o cádmio e o molibdênio apresentaram as menores concentrações em todos os locais de coleta de solução do solo (Tabela 6).

Tabela 6 – Análises químicas da solução do solo coletada pelos lisímetros de sucção (dados médios).

Amostra	pH	CE	Si	SO ₄	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Mn	Na	Cd	Cr	Ni	Pb	Al	Co	As	Se	Ba	Mo
MIITIL1	2,47	2,16	0,10	751,92	0,33	42,33	3,53	0,14	0,30	31,33	0,34	0,90	0,010	0,010	0,120	<0,02	48,67	0,11	<0,02	<0,03	0,02	1,140
MIIT1L3	2,35	6,43	0,37	5250,45	8,40	452	18	0,57	1,70	247,00	1,70	4,10	0,030	0,490	1,100	<0,02	926,00	0,98	0,04	<0,03	<0,01	<0,003
MIVT1L1	4,69	0,45	0,69	291,92	2,26	29,56	11,87	<0,004	0,17	5,06	1,04	5,27	<0,004	<0,004	0,038	<0,02	3,39	0,04	<0,02	<0,03	0,10	<0,003
MIVT1L2	2,97	7,67	4,83	5395,41	32,12	526,67	229,12	0,242	13,18	630,74	29,82	41,91	0,026	0,058	3,282	0,12	410,19	4,19	0,06	<0,03	<0,01	<0,003
MIVT1L3	3,22	4,23	1,43	2823,46	46,95	1024,65	310,62	0,006	2,22	135,30	36,88	46,58	<0,002	0,016	1,686	0,03	11,70	2,54	0,04	<0,03	0,02	<0,003
MIVT2L1	5,22	0,32	0,71	235,80	4,30	30,41	11,60	0,016	0,22	0,19	1,14	9,27	<0,002	<0,004	0,035	<0,02	0,99	0,04	<0,02	<0,03	0,12	<0,003
MIVT2L2	3,30	5,74	1,66	3779,83	79,79	985,78	409,83	0,299	8,35	13,64	101,25	293,34	0,084	0,029	3,143	0,06	63,68	3,60	0,06	0,04	0,23	<0,003
MIVT2L3	3,41	4,96	0,61	2804,69	85,99	938,27	269,19	0,062	2,52	135,41	44,52	268,84	0,003	0,013	0,866	<0,02	2,14	1,56	<0,02	<0,03	0,09	<0,003
MVIIT3L1	4,54	2,38	1,97	1241,98	13,40	304,88	140,26	0,052	1,50	4,89	9,71	89,26	0,011	0,014	0,713	0,08	29,89	0,80	<0,02	<0,03	0,06	<0,003
MVIIT3L3	3,74	1,93	1,28	1014,58	20,66	217,24	99,82	0,006	0,83	19,22	7,99	12,84	0,006	0,005	0,482	<0,02	5,86	0,52	<0,02	<0,03	0,03	<0,003
MIVT4L1	7,50	0,16	0,93	38,42	1,61	12,72	5,08	0,024	0,13	0,84	0,37	28,62	<0,002	<0,004	0,011	<0,02	0,18	0,02	<0,02	<0,03	0,12	<0,003
MIVT4L2	8,08	5,91	0,21	3068,31	63,55	602,97	312,44	<0,004	<0,02	0,15	6,62	385,83	<0,002	0,016	0,075	<0,02	0,10	0,06	<0,02	<0,03	0,03	<0,003
MIVT4L3	3,48	7,71	1,67	4820,40	74,49	769,97	389,54	0,221	24,18	83,01	39,06	536,67	0,023	0,037	4,138	0,15	165,09	5,80	0,16	<0,03	0,14	0,004
VMP(1)	5,0 a 9,0							1,0	5,0	15,0	1,0		0,2	0,1	2,0	0,5			0,5	0,30	5,0	

MIVT1L1= Malha 4 trincheira 1 lisímetro 1, MIVT1L2= Malha 4 trincheira 1 lisímetro 2, MIVT1L3= Malha 4 trincheira 1 lisímetro 3, MIVT2L1= Malha 4 trincheira 2 lisímetro 1, MIVT2L2= Malha 4 trincheira 2 lisímetro 2, MIVT2L3= Malha 4 trincheira 2 lisímetro 3, MIVT4L1= Malha 4 trincheira 4 lisímetro 1, MIVT4L2= Malha 4 trincheira 4 lisímetro 2, MIVT4L3= Malha 4 trincheira 4 lisímetro 3, MVIIT3L1= Malha 7 trincheira 3 lisímetro 1, MVIIT3L3= Malha 7 trincheira 3 lisímetro 3, CE = condutividade elétrica (dS/m). A unidade das bases e metais é: mg/dm³. (1) valor máximo permitido para os efluentes lançados por uma fonte poluidora (CONAMA, 2011).

A tabela 6 mostra também que o perfil MIVT1-L2 mostrou um dos maiores níveis de alumínio e ferro na solução do solo juntamente com as maiores concentrações da maioria dos metais pesados, exibindo ainda o valor mais elevado de condutividade elétrica (7,05dS/m) e um dos valores de pH mais baixo (2,93). Isto é uma indicação clara da ocorrência de drenagem ácida no material do estéril de mineração desta área, significando que somente a cobertura de solo (terra vegetal) não é suficiente para conter ou minimizar o processo de intemperização química do solo construído em função da geração ácida em profundidade. Na camada onde o pH da solução extraída com o lisímetro mostrou-se mais elevado (MIVT4L2), a condutividade elétrica (CE) também se mostra elevada, como resultado do processo de sulfurização.

A malha II que é constituída apenas do estéril de mineração, apresentou os menores valores de pH ($< 2,50$) juntamente com teores elevados de sulfato, alumínio, ferro e metais pesados, principalmente em MIIT1L3, o que caracterizou a formação de drenagem ácida da mina em profundidade ao longo deste perfil de solo construído (Tabela 6). Quando analisamos a qualidade química da solução do solo em relação à presença de metais pesados, comparando com os padrões de lançamento de efluentes, observa-se que o cobre, cádmio, chumbo, arsênio, selênio, e bário estão abaixo dos valores máximos permitidos em corpos de água receptores (CONAMA, 2011) em todos os locais de coleta de solução do solo (Tabela 6). O ferro exibiu valores acima do limite permitido para MIIT1L1, MIIT1L3, MIVTIL2, MIVTIL3, MIVT2L3, MVIIT3L3 e MIVT4L3 e um comportamento semelhante foi observado para o alumínio nesses mesmos locais, apesar de não haver valores orientadores para este elemento em CONAMA, 2011 (Tabela 6). O manganês foi o metal que exibiu concentrações acima do valor máximo permitido para quase todos os locais de coleta de solução do solo (Tabela 6). Cabendo ainda ressaltar que o níquel e o cobalto apresentaram valores acima da referência para água doce, 0,025 e 0,05mg dm⁻³, respectivamente, conforme Conama (2005), em praticamente todos os perfis.

A tabela 7 exhibe os elementos químicos potencialmente disponíveis extraídos da terra fina oriunda das amostras de solo coletadas nas trincheiras da mina de carvão em Candiota-RS, analisados conforme a metodologia US-EPA 3050.

Tabela 7 - Elementos químicos potencialmente disponíveis obtidos da terra fina das amostras de solo, em diferentes localizações e profundidades da mina de carvão de Candiota-RS conforme metodologia US-EPA 3050. (extraído de Silva, 2012)

Perfil/ Idade	prof.	Ca	Mg	K	Na	Ba	Mn	Fe	Al	Cu	Zn	Ni	Cr	Co	Pb	Cd	Mo	As	Se
	cm	mg/kg																	
MI-T1 (44 anos)	0-10	518	223	840	<20	58	8	8671	3214	17	20	7	18	7	26	<1	5	4	16
	40-50	385	183	541	<20	63	9	12949	3208	16	18	6	12	5	23	<1	5	7	6
	100-110	479	192	656	<20	66	8	6988	2832	15	22	8	9	7	23	<1	5	5	20
	190-200	518	208	551	<20	53	11	7961	2699	17	28	8	10	7	20	<1	33	6	9
MI-T2 (44 anos)	0-10	438	463	594	<20	56	16	16355	4291	14	63	11	11	10	22	<1	2	16	4
	40-50	1485	733	620	<20	63	13	9750	3001	15	32	15	8	14	24	<1	10	3	13
	100-110	1030	711	593	<20	57	13	11712	3525	13	34	15	8	13	18	<1	3	21	17
	190-200	752	485	527	<20	60	10	7250	2539	11	22	11	8	9	20	<1	3	5	11
MI-T3 (44 anos)	0-10	195	130	585	<20	55	28	14039	3299	55	11	3	12	4	23	<1	<1	3	13
	40-50	265	132	578	<20	46	10	11173	2738	10	11	3	10	3	18	<1	5	11	<3
	100-110	207	157	601	<20	45	11	13700	3645	11	10	3	9	5	22	<1	2	16	9
	190-200	183	129	599	<20	51	10	10375	2618	8	9	3	9	2	18	<1	4	19	<3
MII-T1 (28 anos)	0-10	769	181	521	<20	124	12	6848	2108	9	9	6	9	6	17	<1	5	8	17
	40-50	1388	258	590	<20	89	15	5481	2721	14	11	10	8	8	18	<1	4	15	3
	100-110	1304	232	606	<20	71	18	5648	2612	8	12	11	6	9	18	<1	4	2	22
	190-200	338	267	525	<20	94	24	4705	2408	8	16	15	7	14	13	<1	2	12	9
MIIT2 (25 anos)	0-10	375	160	644	<20	73	15	7480	2680	9	23	5	7	5	15	<1	4	22	4
	40-50	864	147	567	<20	69	34	11225	2206	10	17	6	7	6	18	<1	2	<2	13
	100-110	1986	286	646	<20	96	33	10287	2782	11	22	10	8	9	21	<1	3	11	16
	190-200	1838	648	771	<20	237	90	7139	2945	12	22	16	7	12	16	<1	2	5	14
MIIT3 (19 anos)	0-10	415	101	630	<20	57	15	8637	2489	22	37	6	7	5	24	<1	3	<2	<3
	40-50	926	125	547	<20	77	12	7455	2254	21	38	7	7	7	21	<1	<1	<2	<3
	100-110	1205	172	568	<20	56	12	6674	2958	21	39	9	8	6	18	<1	1	3	<3
	190-200	1233	156	396	<20	48	14	5628	2560	22	40	10	6	8	14	<1	1	8	<3
MIV-T1 (18 anos)	0-10	371	299	384	<20	88	112	14224	12080	18	19	4	19	4	18	<1	1	5	<3
	60-70	957	337	818	<20	64	38	8065	3436	19	24	9	11	6	24	<1	1	5	<3
	100-110	1818	745	749	<20	63	184	7595	2505	24	33	18	5	8	21	<1	<1	14	<3
	190-200	2216	948	792	<20	58	266	8130	1983	16	213	22	6	10	21	<1	2	30	<3
MIV-T2 (17 anos)	0-10	423	331	458	<20	51	166	14244	10935	14	21	4	24	4	18	<1	0	<2	<3
	60-70	127	147	206	<20	66	54	16341	9336	17	16	4	40	3	19	<1	2	16	<3
	100-110	1237	371	610	<20	82	67	8465	3042	39	36	11	8	8	23	<1	1	6	<3
	190-200	1508	590	584	<20	45	103	7225	2831	18	37	14	9	9	16	<1	2	18	<3
MVII-T3 (10 anos)	0-10	1535	860	399	<20	74	104	18474	13338	14	13	3	21	4	21	<1	2	<2	<3
	60-70	1295	623	625	<20	52	58	8371	4064	16	32	11	7	8	20	<1	1	18	<3
	100-110	1731	823	722	<20	80	58	6867	3797	18	42	17	8	12	22	<1	1	9	<3
	190-200	1623	789	571	<20	52	55	5951	1969	18	37	16	6	12	22	<1	1	30	<3
MIV-T4 (4 anos)	0-10	1120	630	335	<20	90	226	16140	9843	28	16	4	15	6	16	<1	2	<2	<3
	70-80	943	775	460	<20	60	54	22372	9867	13	22	4	14	7	16	<1	1	<2	<3
	110-120	2169	694	730	<20	45	93	8626	2721	18	61	15	7	12	21	<1	3	12	<3
	190-200	2934	2650	913	<20	34	241	16527	1922	18	37	20	5	11	22	<1	<1	<2	<3
V.P.						150,0				60,0	300,0	30,0	75,0	25,0	72,0	1,3	30,0	15,0	5,0

MIT1 = malha I, trincheira 1; MIT2 = malha I, trincheira 2; MIT3 = malha I, trincheira 3; MIIT1 = malha II, trincheira 1; MIIT2 = malha II, trincheira 2; MIIT3 = malha II, trincheira 3; MIVT1 = malha IV, trincheira 1; MIVT2 = malha IV, trincheira 2; MVII-T3 = malha VII, trincheira 3; MIVT4 = malha IV, trincheira 4. sombreado de cinza identifica as camadas onde houve a colocação de terra vegetal. sombreado de cinza escuro indica as camadas de argila. V.P. = Valor de prevenção em mg kg⁻¹ (CONAMA, 2009).

Observa-se na tabela 7 que os metais potencialmente disponíveis em todas as profundidades analisadas nas trincheiras, isto é, independente de se tratar de terra vegetal, argila ou estéril de mineração, foram o ferro e o alumínio, sendo o ferro como o elemento principal; depois do alumínio seguiu-se o bário, manganês, cobre, zinco e chumbo. Em relação às bases, cálcio e potássio apresentaram as maiores concentrações em todas as profundidades, porém com o magnésio sendo predominante sobre o potássio nos estéreis de mineração das malhas que possuem terra vegetal e/ou argila. Os metais sódio e o cádmio ficaram abaixo do limite de detecção em todas as malhas e profundidades ao passo que o selênio ficou abaixo em todas as profundidades das malhas IV e VII (Tabela 7). Esta baixa liberação de sódio e cádmio pode ser atribuída à característica do método de obtenção dos elementos potencialmente disponíveis, já que este não é uma técnica de digestão total, mas uma digestão muito forte que em teoria dissolveria quase todos os elementos com capacidade de se tornar “ambientalmente disponíveis” menos aqueles que estão ligados na estrutura dos silicatos, pelo fato de não ser usualmente móveis no ambiente.

No caso de elementos considerados acima dos valores de prevenção conforme a resolução 420 do Conama (2009), os extratos apontaram somente o As e Se, com todos os outros metais relacionados na resolução (não cita dados para Al, Fe e Mn) abaixo dos valores de prevenção. Estes dados contrastam com os obtidos pelos lisímetros, onde alguns dados de Zn, Ni e um de Cr mostraram-se acima dos valores permitidos para o lançamento de efluentes (Tabela 6). Esta discrepância pode estar relacionada ao processo de acidificação, que aumenta exponencialmente a solubilidade da grande maioria dos metais nos pHs ácidos.

A figura 13 compara a composição da solução extraída pelo extrato da pasta saturada com a solução extraída pelos lisímetros de sucção através de gráficos boxplots das concentrações padronizadas para os cátions analisados pelos dois métodos bem como o resultado do teste não paramétrico de Mann-Whitney.

Podemos observar que não houve diferença significativa em relação à concentração de qualquer cátion na solução do solo obtido tanto pelo método do lisímetro de sucção como pelo extrato da pasta saturada, concordando com os resultados encontrados por Ludwig et al., (1999) e Schlotter et al., (2012).

Porém os gráficos boxplot indicam que existem diferentes dispersões entre os métodos de coleta de solução do solo em relação a determinados cátions para todos os elementos químicos avaliados. Em relação ao extrato da pasta saturada, a maior dispersão ocorreu nitidamente para sulfato e alumínio, enquanto que para o método do lisímetro de sucção a dispersão ocorreu acentuadamente para Zn e Al (Figura 13). Valores atípicos (outliers) foram encontrados por ambos os métodos de extração de solução do solo em relação aos cátions: Fe, Al, Zn, Cu, Cr e Ni o que mostra uma boa correspondência entre estes métodos em relação à sensibilidade aos efeitos da drenagem ácida da mina.

4.2.3 Equilíbrio com a fase sólida

As figuras 14 e 15 mostram diagramas de estabilidade para os silicatos mais comuns encontrados nos solos construídos (Figuras 8 e 9) e a figura 16 mostra outros minerais de interesse (sulfatos de alumínio), juntamente com valores pontuais das atividades iônicas do alumínio e sílica calculadas de soluções de solo extraída em laboratório (pasta saturada) e coletadas a campo com os lisímetros de sucção nas áreas mineradas de carvão em Candiota-RS.

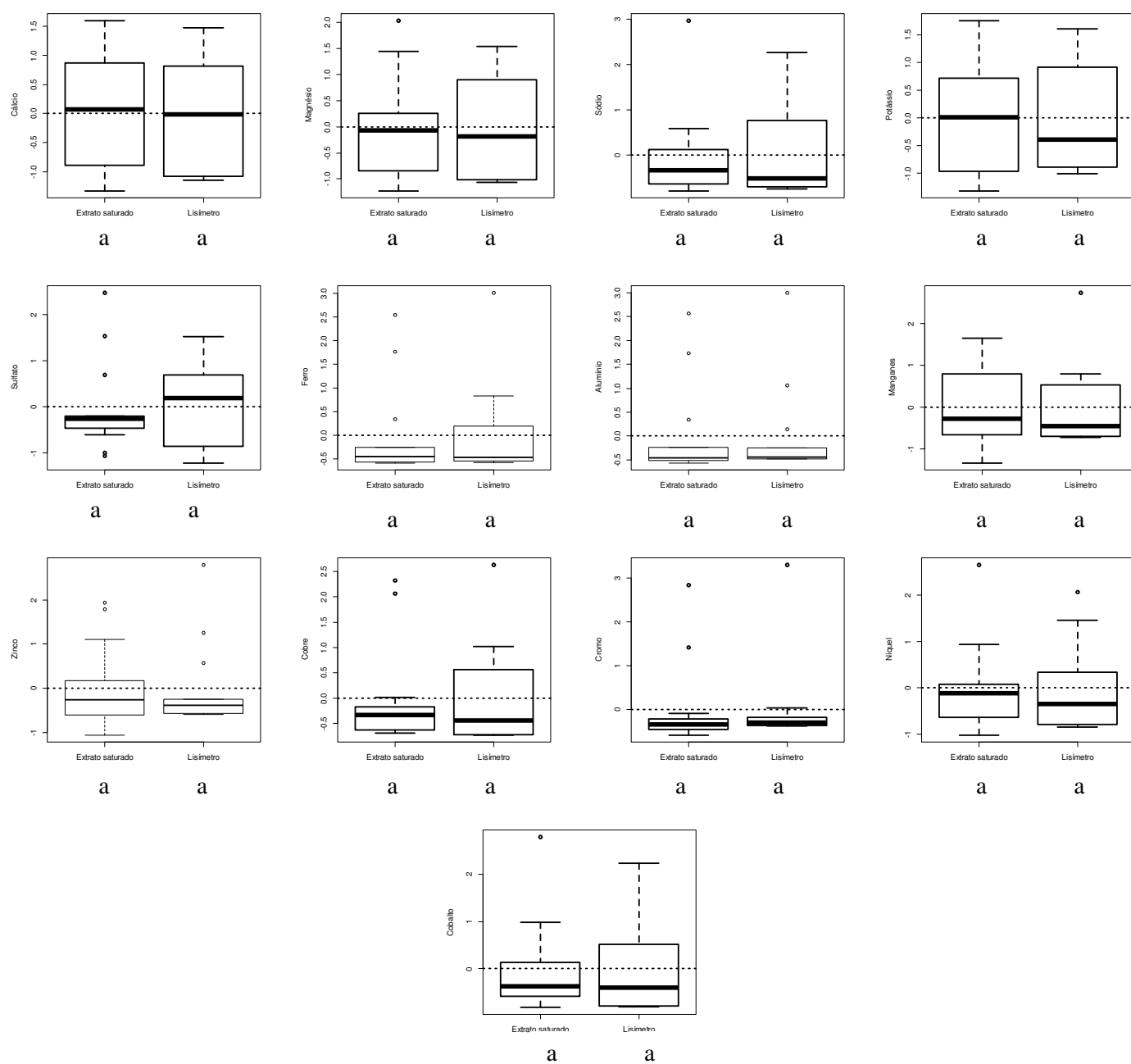


Figura 13 - Boxplots das concentrações padronizadas de Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Co, e o resultado do teste não paramétrico de Mann-Whitney para os dois métodos de extração de solução do solo, diferentes caracteres indicam diferenças significativas a $\alpha = 0,05$.

Verifica-se nas figuras 14 a 16 que em relação aos diagramas de estabilidade há uma nítida discrepância entre os pontos obtidos pelos dois métodos, ao contrário do indicado pela comparação das concentrações padronizadas nos gráficos boxplot (Figura 13). Na figura 14, os pontos referentes às soluções dos estéreis extraídas em laboratório pelo método da pasta saturada se concentram abaixo da linha de estabilidade da caulinita, entre as linhas de solubilidade do SiO_2 do quartzo e SiO_2 do solo, ao passo que as das soluções extraídas com os lisímetros se encontram mais dispersas, com vários pontos à esquerda da linha de solubilidade do SiO_2 do quartzo. Portanto, principalmente em relação ao silício, os dados dos diagramas de estabilidade indicam que as soluções extraídas a campo com o lisímetro estão supersaturadas em relação ao quartzo. No caso da linha de estabilidade da caulinita, tanto por parte das amostras do lisímetro como da pasta saturada, há pontos tanto na linha como acima ou abaixo, indicando que este mineral não está controlando a solubilidade deste elemento para uma boa parte das soluções de solo extraídas.

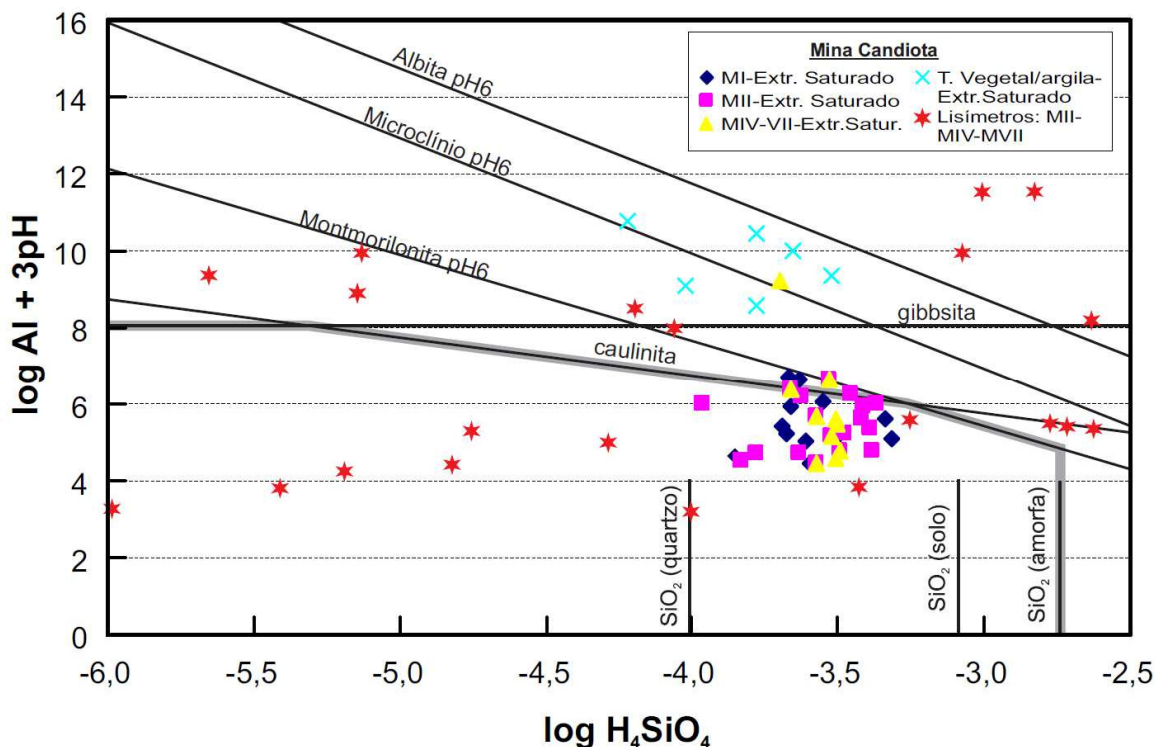


Figura 14 - Diagrama de estabilidade para alguns minerais no sistema $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$ a 25°C e 1atm.

Quando se considera um diagrama de estabilidade tendo como variável dependente somente a atividade do alumínio e variável independente a atividade do hidrogênio (Figura 15), podemos observar que praticamente todos os pontos com $\text{pH} < 4$ estão abaixo da linha de estabilidade tanto da caulinita como da gibbsita e ainda com declividade diferente em relação a linha de estabilidade desses minerais, concordando com os resultados obtidos por Nordstrom (1982) e, dessa forma, explicando aquela parte dos dados que não se ajustavam a linha de solubilidade da caulinita no diagrama $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$ (Figura 14).

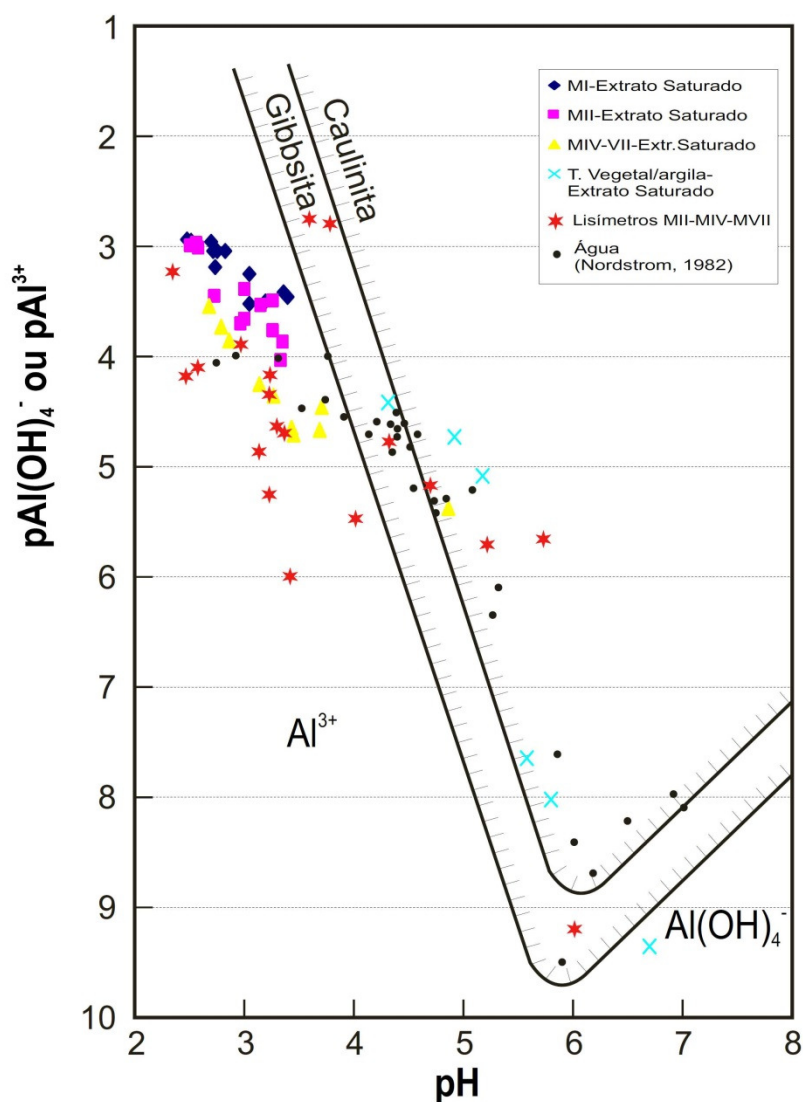


Figura 15 - Comparação de íons livres de Al mais íons aluminato com as curvas de solubilidade da caulinita e gibbsita no sistema $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}$ a 25 °C e 1 atm (adaptado de Nordstrom, 1982).

No diagrama de estabilidade da figura 15 observamos um escalonamento dos pontos, separando nitidamente as atividades iônicas das soluções do solo nas seguintes classes em ordem crescente de atividade para o alumínio: lisímetros < extrato saturado (MIV e MVII) < extrato saturado (MII) < extrato saturado (MI). A diferença entre os resultados obtidos pelos dois métodos pode ter sido influenciado pelos diferentes níveis de umidade do solo presentes durante a obtenção de solução de solo. Uma condição de umidade superior (maior diluição) afetaria a atividade iônica do alumínio, com uma menor interação do alumínio com outros íons na solução do solo, com essa se aproximando de uma solução muito diluída, considerada como uma solução ideal (coeficiente de atividade = 1), onde a atividade iônica do elemento é igual a sua concentração na solução do solo. No caso, as diferenças foram maiores onde os pHs são mais baixos e as concentrações de Al mais altas (MII).

A figura 16 mostra o diagrama de estabilidade criado por Van Breemen (1973), onde Nordstron (1982) adicionou a linha de estabilidade da alunita com base em dados de Adams e Rawajfih (1977). Os pontos referentes às soluções de solo obtidas pelos dois métodos usados (extrato da pasta saturada e lisímetro de sucção) são plotados neste diagrama. Observa-se que houve uma boa concordância dos pontos da solução do extrato saturado com as águas subterrâneas (Tailândia e Sarawak) e ácidas (Kentucky e Pensilvânia) sobre a linha de estabilidade da jurbanita (AlOHSO_4).

De acordo com Jones et al. (2011), a solubilidade do Al em uma solução de solo ácida abaixo de um pH = 4,5 não poderia ser controlada pela jurbanita nem outro mineral com estequiometria semelhante. O autor sugere então, em razão da ocorrência rara desse mineral nessas condições ambientais, que a disponibilidade de alumínio na solução de solo ácida possa ser controlada pela lenta dissolução de minerais cristalinos (argilas), correspondendo aproximadamente a frações iguais de caulinita e montmorilonita. Por outro lado, quando se considera a solução extraída pelo lisímetro, muitos pontos se alinham com as linhas da alunita. Assim, os diagramas de estabilidade confirmam o controle exercido pelos sulfatos em relação às concentrações de Al na solução do solo na zona não saturada nos valores de baixo pH, com controle aparente pela alunita, discordando do indicado pela solução extraída da pasta saturada e das águas subterrâneas e superficiais, que indicam a jurbanita.

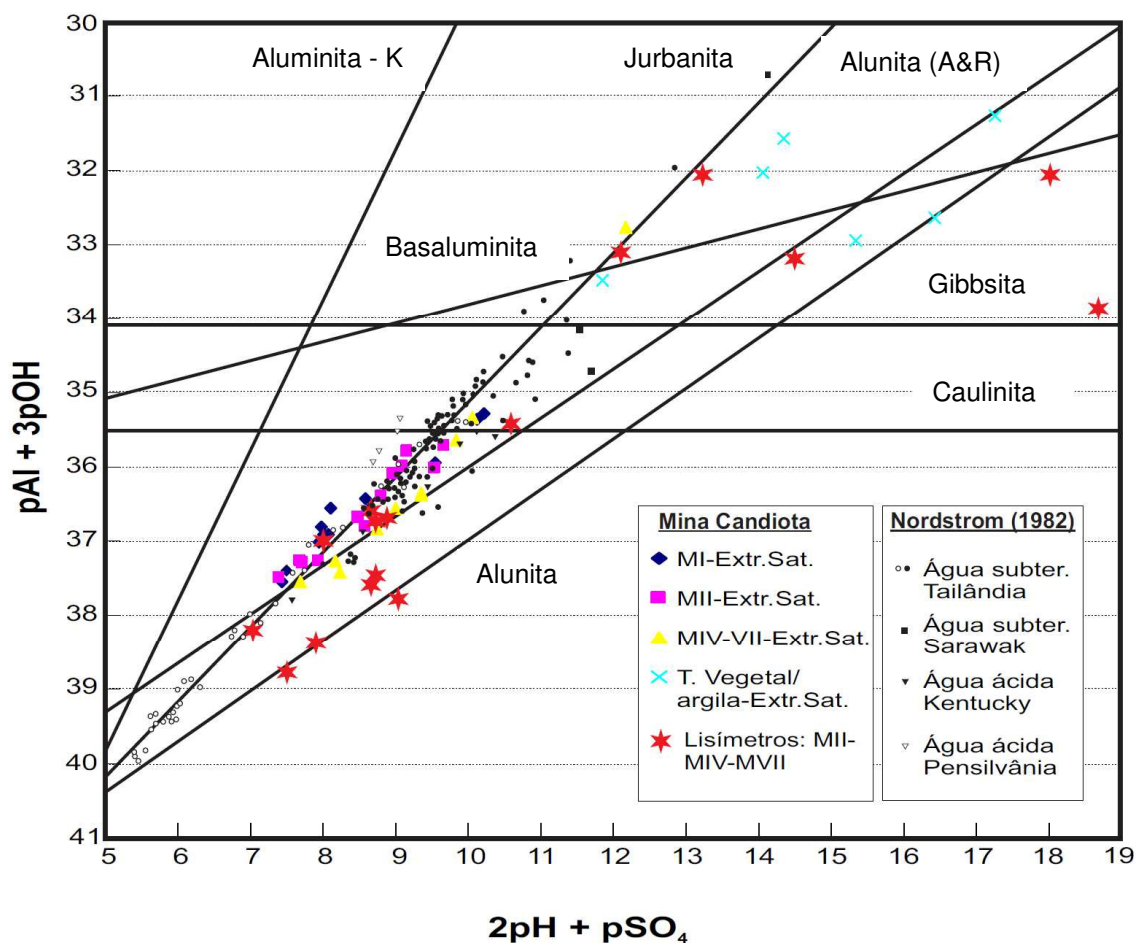


Figura 16 - Diagrama de estabilidade para a basalunita, aluminita potássica, alunita, caulinita e gibbsita no sistema $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ a 25°C e 1atm.

4.3 Relação solução do solo e sistema poroso dos solos construídos

4.3.1 Curvas de retenção da solução do solo

Os valores experimentais do conteúdo de água retida nas diferentes tensões pelos métodos da mesa de tensão, câmaras de pressão de Richards e WP4C (DECAGON, inc. 2013) constam nos apêndices (APENDICE C). Os valores do conteúdo de água no solo retidos em diferentes tensões obtidos experimentalmente e ajustados a um modelo teórico de retenção de solução do solo para a faixa completa de umidade são mostradas nas figuras 17 a 19.

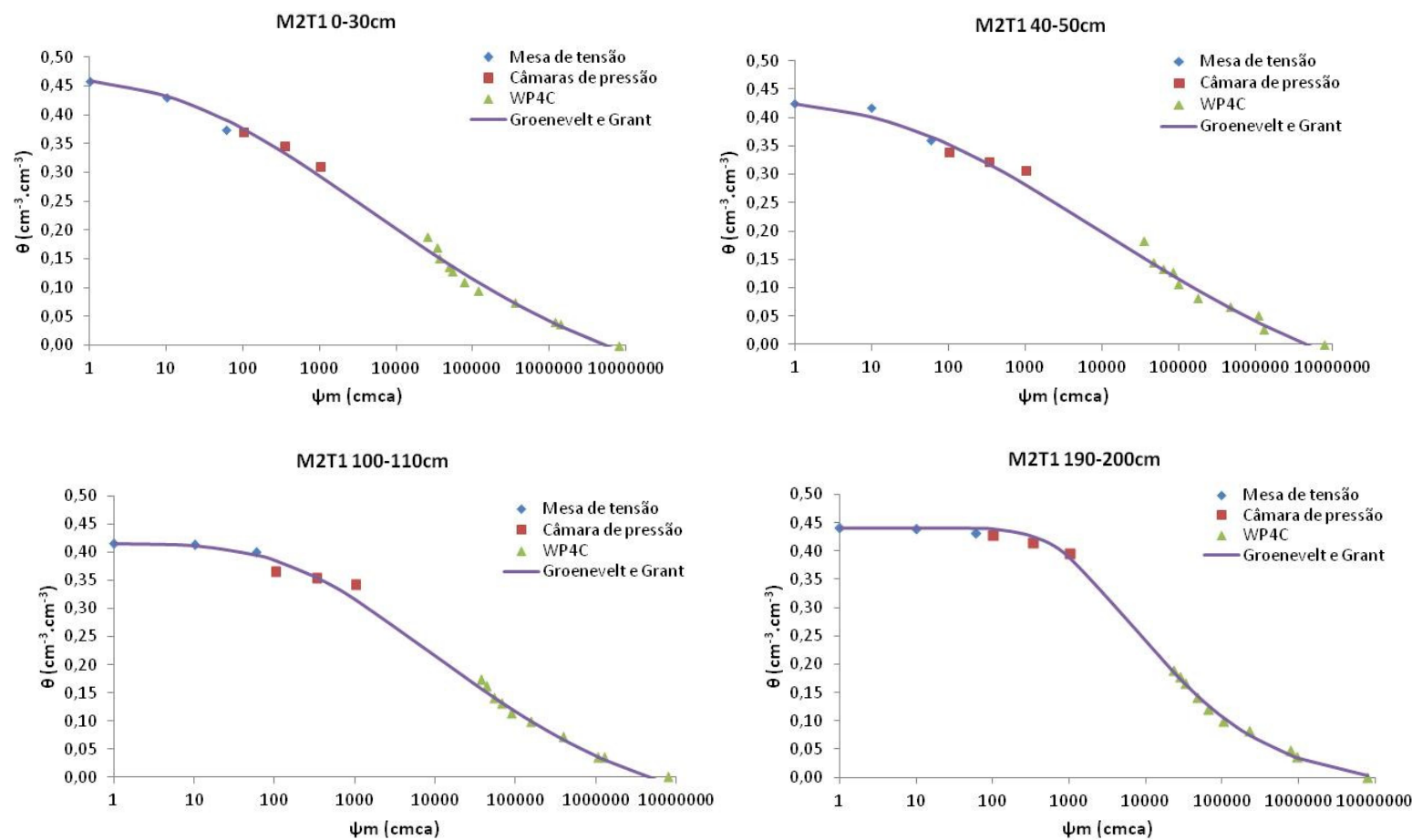


Figura 17 - Valores do conteúdo de água do solo retida em diferentes tensões obtidos experimentalmente e ajustados a um modelo teórico de retenção de solução do solo para a faixa completa de umidade de uma área contendo somente estéril de mineração: M2T1 (Malha 2 Trincheira 1).

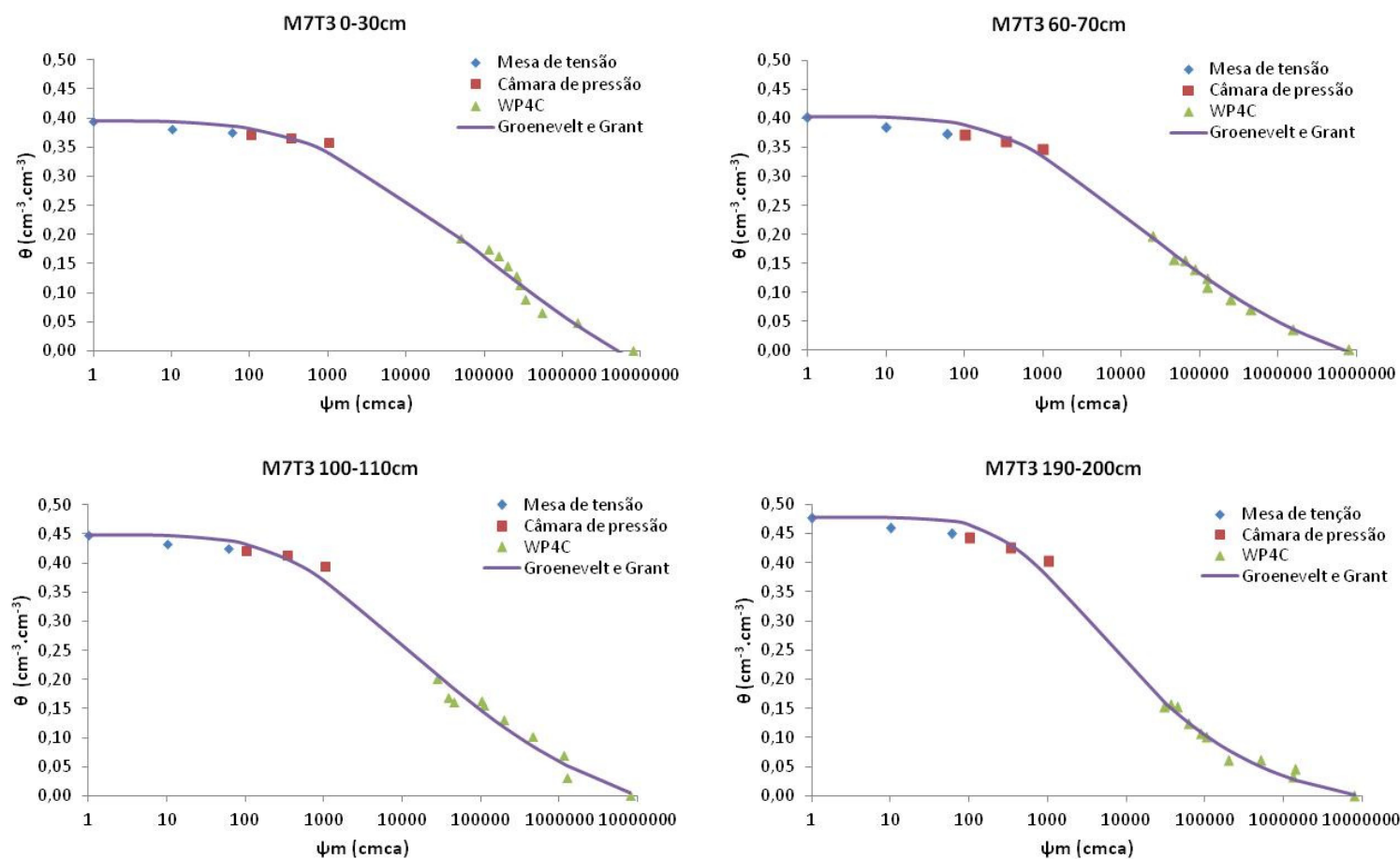


Figura 18 - Valores do conteúdo de água do solo retida em diferentes tensões obtidos experimentalmente e ajustados a um modelo teórico de retenção de solução do solo para a faixa completa de umidade de uma área contendo terra vegetal e o estéril de mineração: MVIIT3 (Malha 7 Trincheira 3).

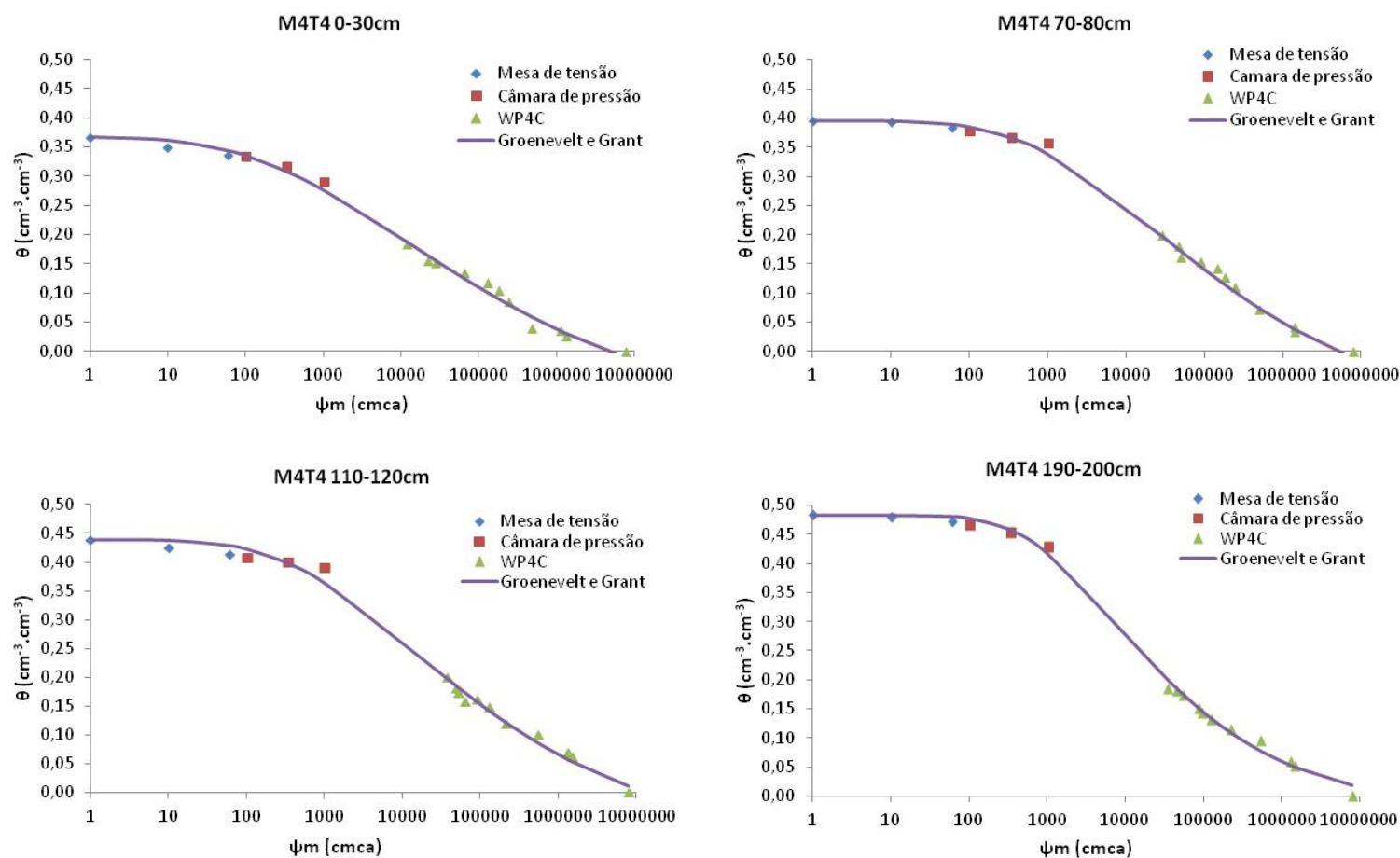


Figura 19 - Valores do conteúdo de água do solo retida em diferentes tensões obtidos experimentalmente e ajustados a um modelo teórico de retenção de solução do solo para a faixa completa de umidade de uma área contendo terra vegetal, argila e o estéril de mineração: MIVT4 (Malha 4 Trincheira 4).

O decaimento da umidade do solo desde a saturação até a condição de umidade nula (solo seco em estufa), representado pelos pontos experimentais, apresenta uma descontinuidade em uma zona próxima da tensão do ponto de murcha permanente (15300cmca) para todas as curvas de retenção de água no solo. Esta descontinuidade na retenção de água para solos construídos após mineração de carvão separou as duas metodologias para determinação do potencial da água no solo, aquela baseada no equilíbrio de tensão (câmaras de pressão de Richards) e a outra baseada no ponto de orvalho (WP4C).

São relatados problemas na determinação do potencial da água no solo no ponto de murcha permanente utilizando as câmaras de pressão de Richards, tais como, o tempo inadequado de equilíbrio, perda do contato hidráulico da amostra de solo com a placa porosa, reduzida condutividade hidráulica e entupimento dos poros da placa porosa quando se trata de solos com textura argilosa (GEE et al., 2002, CRESSWELL et al., 2008, BITTELLI e FLURY, 2009, SOLONE et al., 2012, SHELLE et al., 2013). A tabela 8, que mostra a estimativa do PMP (Ponto de Murcha Permanente) em função da granulometria, sempre com estimativas de umidade mais baixas, indica problemas nesse sentido.

Tabela 8 - Porcentagens de areia, silte, argila e umidade volumétrica no ponto de murcha permanente obtidos experimentalmente e calculados para as trincheiras avaliadas.

Perfil	Profundidade	Areia	Silte	Argila	θ (PMP)c	θ (PMP)e
	cm	%				
M2T1	0-30	32,6	31,1	36,3	0,20	0,28
	40-50 cm	31,8	26,0	42,2	0,24	0,26
	100-110 cm	26,4	31,4	42,2	0,24	0,30
	190-200 cm	28,9	25,8	45,3	0,25	0,35
MVIIT3	0-30 cm	32,5	22,7	44,8	0,25	0,34
	60-70 cm	25,8	33,4	40,8	0,23	0,34
	100-110 cm	18,9	40,3	40,8	0,23	0,35
	190-200 cm	19,0	42,6	38,4	0,21	0,36
MIVT4	0-30 cm	42,2	27,4	30,4	0,17	0,28
	70-80 cm	36,2	40,6	23,2	0,14	0,32
	110-120 cm	10,4	45,6	44,0	0,25	0,35
	190-200 cm	12,7	60,9	26,4	0,15	0,38

θ (PMP)c = umidade volumétrica no ponto de murcha permanente calculada com base na textura do solo ($\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$) (Saxton et al., 1986), θ (PMP)e = umidade volumétrica no ponto de murcha permanente determinada experimentalmente ($\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$).

A causa para o valor elevado do conteúdo de água no solo na tensão de 15300cmca (θ (PMP)e = valor obtido nas câmaras de pressão de Richards) para as trincheiras em todas as profundidades (Tabela 8) pode estar associada à

complexidade do sistema poroso dos materiais dos estéreis componentes dos solos construídos, que deriva de processos litogênicos das rochas sedimentares ligados à diagênese (compactação, cimentação e recristalização), dificultando assim o fluxo da solução no solo, isto é, neste caso requerendo um valor adicional de pressão aplicada na amostra indeformada para extrair mais solução e assim atingir um nível de umidade em equilíbrio mais próximo do valor calculado pela granulometria do solo. Para uma avaliação com maior exatidão do potencial da água no solo na faixa de tensão utilizada nas câmaras de pressão, poderiam ser utilizadas amostras deformadas, conforme sugere Saxton et al, 1986.

4.3.2 Avaliação do sistema poroso

A figura 20 mostra as curvas de retenção da solução obtidas experimentalmente através das câmaras de pressão de Richards em amostras de solo coletadas ao longo de perfis nas malhas M2 T1, MIV (T1, T2 e T4) e MVII T3 ajustadas ao modelo teórico de van Genuchten (1980). Na tabela 9 são apresentados os valores da macro e microporosidade, porosidade total e densidade das amostras usadas para a obtenção das curvas de retenção da solução do solo.

Observa-se que, de uma forma geral, nas malhas onde houve a recuperação ambiental dos solos pós-mineração de carvão (MIV T1, T2, T4 e MVII T3) as camadas mais superficiais, isto é, terra vegetal e argila apresentaram os menores teores de água em equilíbrio com os potenciais mátricos avaliados nas câmaras de pressão de Richards em relação aos estéreis de mineração o que é bem evidente na malha 4 trincheira 4, obedecendo a seguinte sequência crescente de umidade do solo: terra vegetal (30cm), argila (70cm) e estéreis (figura 20 D). Os estéreis de mineração, todavia, apresentam uma maior energia de retenção da solução do solo em relação às camadas de solos mais superficiais visto que a microporosidade é maior nestas camadas (Tabela 9), mesmo com os valores de densidade do solo inferiores em relação à terra vegetal e a argila, o que indica um estado de compactação menos significativo em relação às camadas subjacentes superiores.

Esta maior energia de retenção da solução do solo pode estar relacionada à natureza dos materiais geológicos (siltitos, arenitos, folhelhos carbonosos) e ao processo de mistura dessas rochas sedimentares durante a operação de reconstrução destes solos no ambiente, criando um arranjo poroso mais

complexo em relação a um solo agrícola, fazendo com que a solução do solo que chega até essas camadas, em função da lenta infiltração, fique aprisionada de tal maneira que necessitará de uma maior quantidade de energia para sua remoção. O estéril da malha 7 trincheira 3 possui, além de uma maior energia de retenção, maior quantidade de solução do solo retida como indica suas curvas de retenção de solução do solo com maior declividade em relação as curvas das camadas superficiais (Figura 20 E). Comportamento semelhante observa-se na curva de retenção para o estéril na profundidade de 190cm da malha 4 trincheira 4 (Figura 20 D).

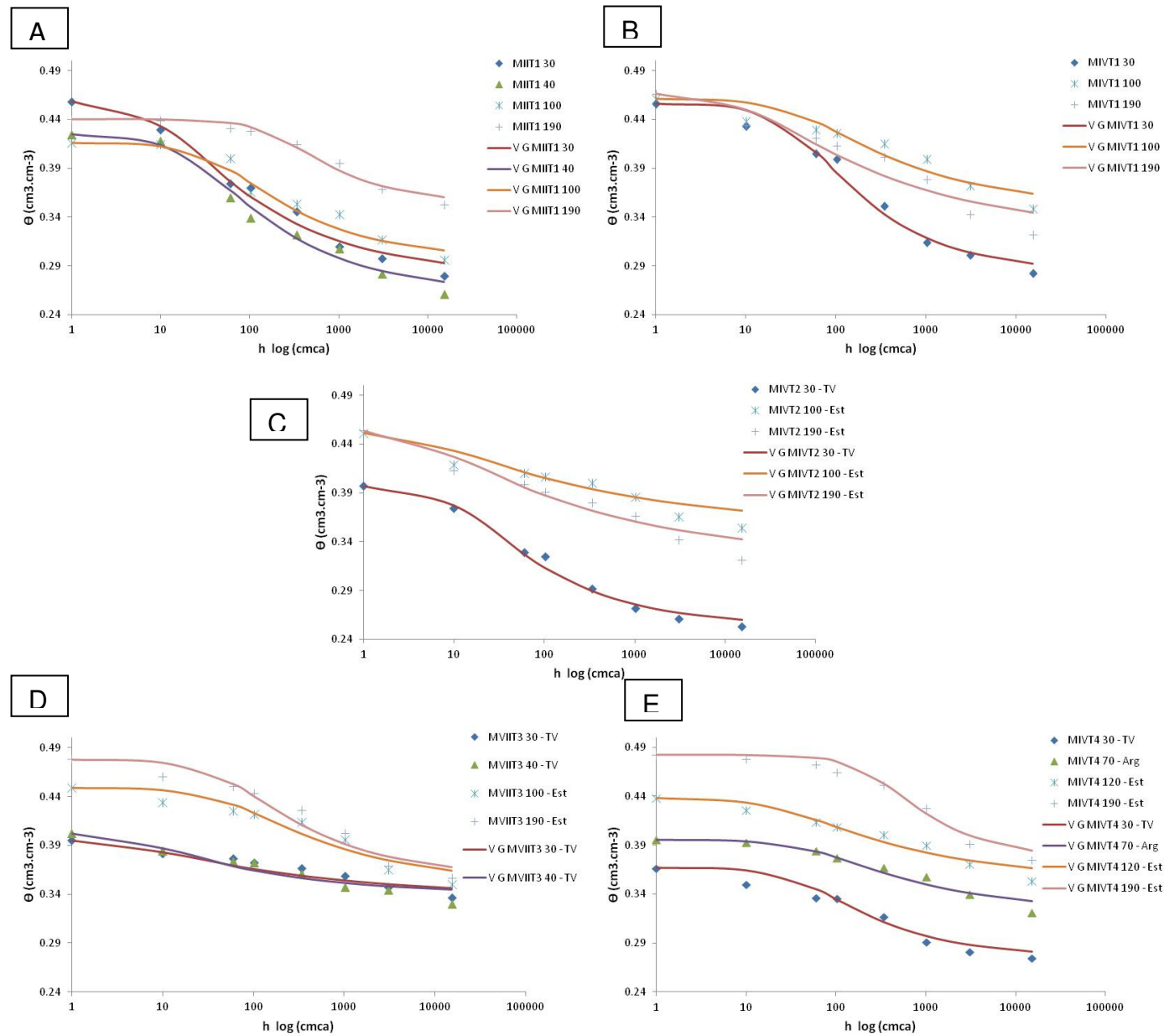


Figura 20 - Curvas de retenção de água no solo para um local sem plano de recuperação ambiental: A= MIIT1 e para outros solos construídos que possuem terra vegetal e/ou argila: B= MIVT1, C= MIVT2, D= MVIIT3 e E= MIVT4 usando a função de retenção de água de van Genuchten (1980). TV = Terra vegetal, Arg = Argila, Est = Estéril de mineração.

Tabela 9 - Porcentagem de macroporos, microporos, porosidade total e densidade do solo das trincheiras estudadas.

Trincheira	Ds	Macro	Micro	Pt
	g/cm3	%	%	%
MIVT1 30	1,42	3,79	38,78	42,57
MIVT1 100	1,57	3,16	42,94	46,11
MIVT1 190	1,36	4,56	42,06	46,62
MIVT2 30	1,71	3,75	32,16	35,91
MIVT2 100	1,38	4,08	41,04	45,12
MIVT2 190	1,28	5,55	39,83	45,38
MIVT4 30	1,73	3,01	33,66	36,67
MIVT4 70	1,73	1,98	38,37	40,34
MIVT4 120	1,35	2,48	41,33	43,82
MIVT4 190	1,48	1,00	47,21	48,22
M2T1 30	1,43	8,37	37,46	45,83
M2T1 40	1,51	6,43	36,02	42,46
M2T1 100	1,51	1,60	40,01	41,61
M2T1 190	1,48	1,45	42,09	43,54
MVIIT3 30	1,67	1,88	37,64	39,52
MVIIT3 40	1,66	2,86	37,38	40,24
MVIIT3 100	1,50	2,39	42,52	44,91
MVIIT3 190	1,34	2,74	45,04	47,78

Ds = Densidade do solo, Macro = Macroporos, Micro = Microporos, Pt = Porosidade total

4.3.3 Efeito do potencial osmótico na capacidade de água disponível as plantas

A figura 21 A-E mostra a capacidade de água disponível para as plantas (CAD) referente aos estéreis de mineração das trincheiras estudadas na mina de carvão de Candiota-RS considerando o efeito osmótico (IWC – capacidade integral de água) e desconsiderando-o (CC – capacidade de campo).

Pode-se observar que o efeito do potencial osmótico na solução do solo foi o responsável pela redução da CAD para todas as camadas de estéreis de mineração das trincheiras e que em alguns casos, principalmente na MII, esta redução chegou a representar mais de 50% da CC (Figura 21 A a E). Isto indica uma restrição hídrica de natureza química, isto é, a presença de sais que incrementam em módulo o potencial osmótico da solução do solo, o que acaba afetando o desenvolvimento das culturas nessas camadas.

A figura 21-F apresenta a variação da CAD para as camadas de terra vegetal e/ou argila. Neste caso, a situação anterior não se confirma em função dos menores valores de condutividade elétrica do extrato saturado para essas camadas ($< 1\text{dS/m}$) e ,consequentemente, do menor potencial osmótico da solução do solo. Se considerarmos um processo de simulação baseado na equação da capacidade de água integral para essas camadas, de modo que o valor da CAD seja influenciado por valores crescentes de potencial osmótico na solução do solo, pode se observar que quando este potencial atinge um valor de 10mca ($\text{EC} \sim 2,78\text{dS/m}$) haveria uma redução aproximadamente de 50% na CAD e assim, novamente, limitando o suprimento de água às plantas (Figura 21-F).

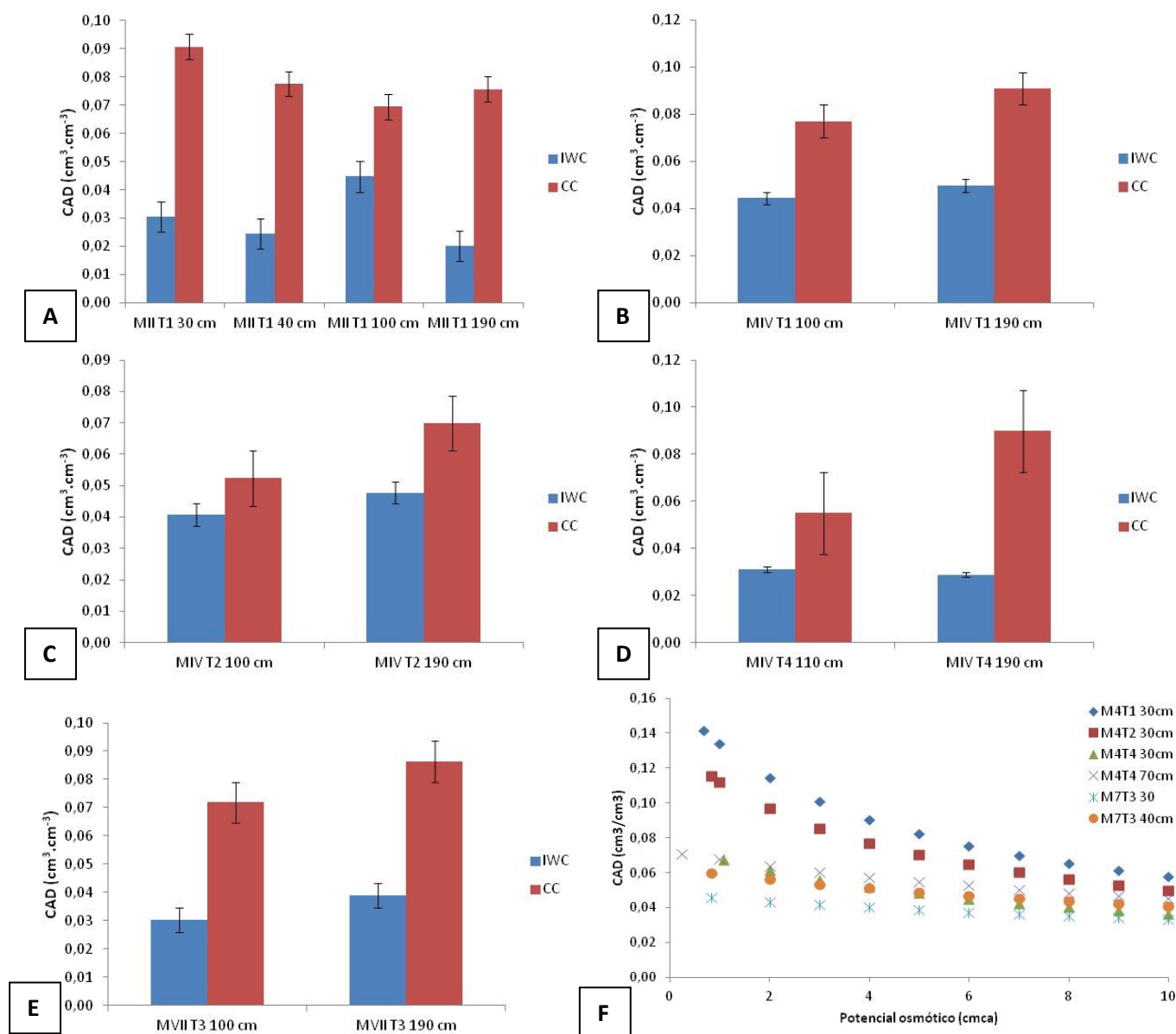


Figura 21 - Capacidade de água disponível às plantas considerando ou não o efeito osmótico para os estêreis de mineração e a sua variação por simulação para as camadas de terra vegetal e argila das trincheiras estudadas em Candiota-RS.

4.4 Variação temporal do conteúdo de água nos perfis de solos construídos

A figura 22 mostra a variação do conteúdo de água no solo em profundidade nos perfis dos solos construídos estimado pela leitura de sensores de umidade do solo ao longo do tempo nas malhas avaliadas.

Pode-se observar que, em geral, como esperado, as camadas superficiais dos solos construídos das malhas IV e VII, isto é, até 40cm de profundidade, constituídas de terra vegetal ou argila, apresentaram os menores conteúdos de água ao longo do tempo de monitoramento nas trincheiras estudadas; a variação da umidade do solo neste caso foi mais sensível aos meses mais secos e aos períodos chuvosos do ano. Esta oscilação da umidade do solo flutuou em média a um valor próximo da umidade de saturação do solo para MVII T3, MIV T4 e num patamar menor de umidade para MIV T1, MIV T2 (Figura 22 e Figura 20).

As camadas mais profundas, superiores a 150cm de profundidade, compostas do estéril de mineração mostraram os maiores níveis de umidade do solo com a menor oscilação destes valores para todos os perfis de solos construídos estudados e o valor médio da retenção de água no solo para estas camadas foi próximo ou igual ao valor da água retida no solo na saturação durante o período observado (Figura 22 e Figura 20).

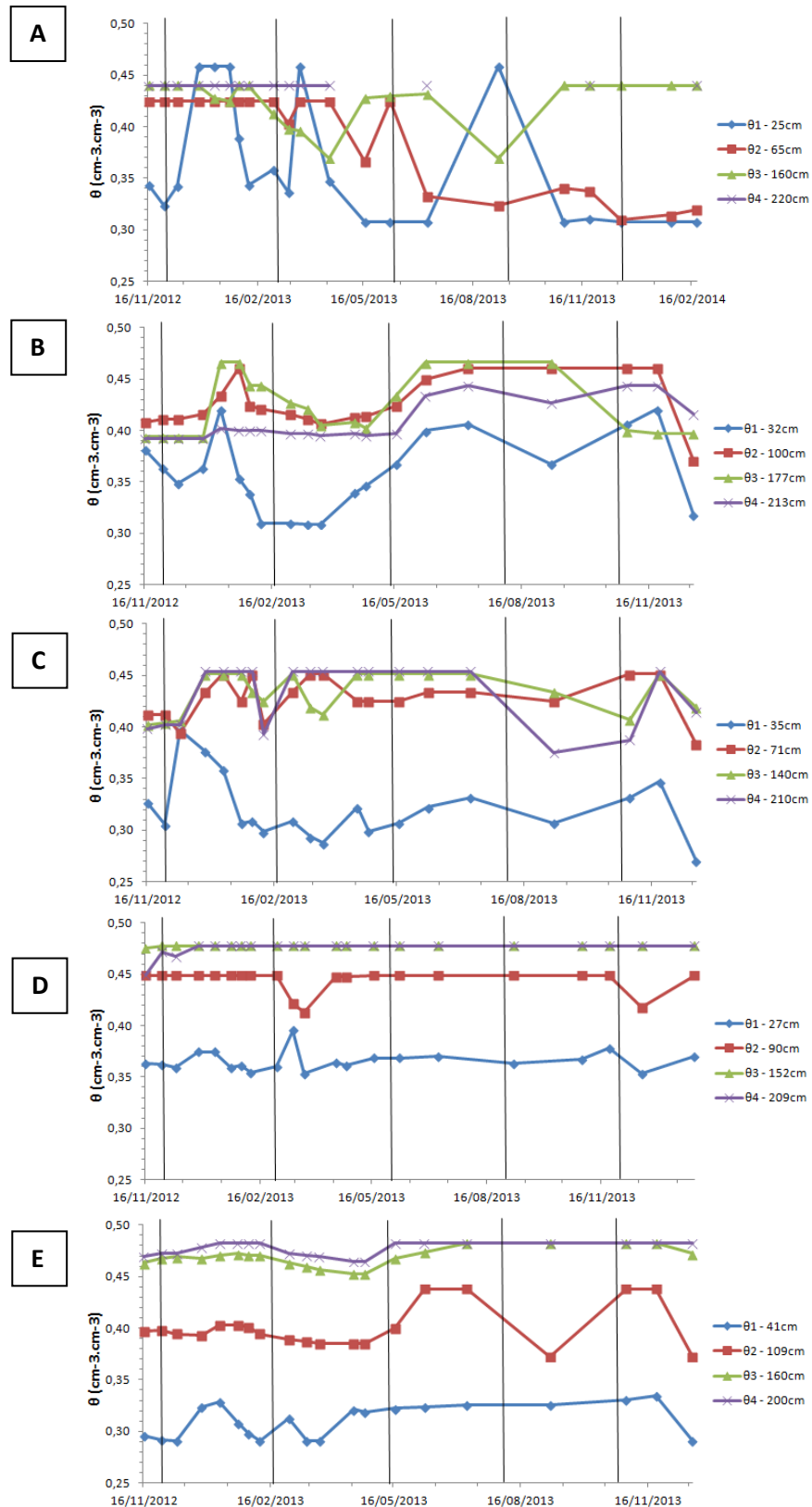


Figura 22 – Variação do conteúdo de água ao longo do tempo. A= MII T1, B= MIV T1, C= MIV T2, D= MVII T3, E= MIV T4.

Em relação à camada mais superficial do solo construído da malha II, onde são observados níveis de umidade por vezes maior do que os das camadas mais profundas. A explicação se deve à posição deste na paisagem (Figura 23), localizada em um corte que forma um patamar no terço superior da encosta, que ao receber a água de escoamento superficial, chegava a ficar saturada ao ponto de formar uma lâmina de água sobre o solo.



Figura 23 - Posição do perfil do solo construído da malha II T1 em um patamar na paisagem.

Não foi possível coletar solução do solo em todas as profundidades para todas as trincheiras, porém das amostras coletadas observou-se um maior volume coletado de solução do solo nas camadas mais profundas dos perfis de solos nas malhas MIV T4, MIV T2 e MIV T1 (Apêndice B). Isto ocorreu em função da umidade do solo estar quase sempre bem próxima da umidade de saturação, conforme indica as suas respectivas curvas de retenção de água no solo (Figura 20).

Estes valores relativamente altos do conteúdo de água retida, observados durante o período estudado, podem ser explicados pela ocorrência dos maiores volumes de precipitações pluviais ocorridas do final de 2012 até fevereiro de 2014 (Anexo D).

O valor da precipitação média mensal apresentou-se elevação neste período, iniciou com 111mm entre dezembro de 2012 a março de 2013 e aumentou para 240mm mensais entre setembro de 2013 a fevereiro de 2014, resultando em um total de 2489mm em 15 meses, ou seja, aproximadamente 2000mm anuais, o que é bem superior à média histórica da região que varia entre 1300 e 1400mm, conforme IBGE (1986).

5. CONCLUSÕES

As camadas mais profundas dos solos construídos, compostas pelo estéril de mineração de carvão, em todas as malhas estudadas, apresentaram um predomínio de textura fina, com fragmentos de carvão disseminados ao longo dessas camadas.

A capacidade de troca de cátions do estéril é de duas a três vezes mais elevada do que das camadas de argila e de terra vegetal, com grande predomínio de cátions ácidos nas malhas I e II (V% entre 4 e 42%) e maior presença de cátions básicos nas malhas IV e VII (V% entre 26 e 79%), como resultado do processo de intemperismo de minerais primários e disponibilização de bases acelerado pelo processo de sulfurização/acidificação.

A análise mineralógica por difratometria de raios X na forma de pó da amostra total apresentou uma mineralogia dos estéreis a base de quartzo, caulinita, feldspato potássico e micas, apresentando também, a ocorrência de gipsita, anidrita e jarosita, como resultado do processo de sulfurização. Uma das camadas caracterizadas (Malha IV-T4) apresentou também esmectita e siderita, mostrando ser proveniente de uma estrato geológico mais rico em bases.

O potencial de acidificação da malha II foi superior ao da malha I em função da diferença de idade desses solos construídos; não ocorrendo o mesmo para os estéreis das malhas IV e VII, que foi inferior ao das malhas I e II, apesar da mesma tendência de geração de acidez. Por outro lado, as camadas de terra vegetal e argila (malhas IV e VII) apresentaram potencial líquido positivo (não geradoras de acidez), indicando estarem livres de contaminação por sulfetos.

Ambos os métodos de extração de solução do solo, isto é, extrato da pasta saturada (laboratório) e lisímetro de sucção (campo), se mostraram similares em termos de concentração de íons extraídos, apesar da análise em diagramas de estabilidade mineral mostrar comportamento discrepante, em função da atividade maior do Al na solução extraída com a pasta saturada em laboratório, mais diluída.

Mesmo discrepantes, as soluções extraídas por ambos os métodos e analisadas em diagramas de estabilidade mineral confirmam resultados da literatura, os quais indicam o controle da solubilidade do Al nas soluções ácidas por sulfatos de Al e não por silicatos ou por hidróxidos de Al (gibbsita).

A avaliação da solução do solo confirma a formação de drenagem ácida em profundidade, mesmo nas áreas com cobertura de terra vegetal ou argila (malhas IV e VII), neste caso com menor intensidade, indicando que essas camadas superficiais não são suficientes para conter ou minimizar o processo de degradação química dos solos construídos.

Quanto à qualidade química da solução do solo, são encontrados valores acima do permitido para lançamento de efluentes para Mn e Fe em praticamente todos os perfis, com Zn, Ni e Cr acima nas camadas mais profundas de alguns perfis, contrastando com a extração pelo método USEPA 3050, que indica somente valores acima para As e Se.

Os estéreis de mineração presentes nos solos construídos retêm solução do solo com maior energia em relação às camadas superficiais (terra vegetal e argila) em função da complexidade do seu sistema poroso, advindo de processos litogênicos que atuam na formação das rochas sedimentares (diagênese). Esta maior energia de retenção da solução do solo, aliada ao elevado potencial osmótico, reduz a quantidade de água disponível as plantas, principalmente na malha II, onde não há terra vegetal recobrendo os solos construídos.

O monitoramento da variação da umidade do solo nos perfis dos solos construídos mostrou que, em função da menor capacidade de retenção de água, as camadas superficiais dos solos construídos das malhas IV e VII, apresentaram menores níveis de umidade do solo ao longo do tempo do que as camadas mais profundas, compostas pelos estéreis de mineração.

Os valores frequentemente próximos da condição de saturação observados durante o período estudado, permitiram a coleta de volumes apreciáveis de solução pelos lisímetros de sucção, principalmente nas camadas mais profundas (de 100 a 250mm), podem ser explicados pela ocorrência de maiores volumes das precipitações pluviais ocorridas do final de 2012 até fevereiro de 2014 em relação a média histórica de região.

5. REFERÊNCIAS

ABOARRAGE, A.M. & LOPES, R.C. **Projeto a Borda Leste da bacia do Paraná: integração geológica e avaliação econômica**. Relatório Final. Porto Alegre, DNPM/CPRM, 1986. 15 p.

ADAMS, F.; RAWAJFIH, Z. Basaluminite and alumnite: a possible cause of sulfate retention by acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.41, p. 686-692, 1977.

ADE, Marcos Vinícius Berão. **Caracterização dos sistemas deposicionais e das camadas de carvão no pacote sedimentar da malha IV, jazida de Candiota-RS**. 1993. 121 f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Faculdade de Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1993.

ASSOULINE, S.; TESSIER, D.; BRUAND, A. A conceptual model of the soil water retention curve. **Water Resources Research**, v. 34, p. 223–231, 1998.

ASSOULINE, S.; DANI, OR. The concept of field capacity revisited – defining intrinsic static and dynamic criteria for soil internal drainage dynamics. **Water Resources Research**. ‘Accepted Article’, doi: 10.1002/2014WR015475.

AKANKPO, A. O.; IGBOEKW, M. U. Monitoring Groundwater Contamination Using Surface Electrical Resistivity and Geochemical Methods. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 3, n. 5, p. 318-324, 2011.

BANBERG, Adilson Luís. **Atributos Físicos, Hídricos e Químicos do Solo em Sistemas de Produção de Morango em Turuçu-RS**. 2010. 100f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas-RS, 2010.

BANDL, Heike. **Heavy Metals in the Environment**. Germany: Elsevier, 2005. 269 p.

BITTELLI, M.; FLURY, M. Errors in water retention curves determined with pressure plates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 1453–1460, 2009.

BLUNT, M.J. Flow in porous media: Pore-network models and multiphase flow. **Current Opinion in Colloid and Interface Science**, v. 6, p. 197–207, 2001.

BÓRQUEZ-LÓPEZ, R. A.; VALDEZ-TORRES, L.C.; YÉPEZ-GONZÁLEZ, E.; GARATUZA-PAYÁN, J. Calibración del sensor de matriz granular (SMG) para determinar La retención de agua en el suelo para la programación de riego em tomate en el Valle del Yaqui. **Revista Latinoamericana de Recursos Naturales**, v. 9, p. 11-16, 2013.

BRADSHAW, A.D. Restoration of mined lands using natural processes. **Ecological Engineering**, v. 8, p. 255–269, 1997.

BRADSHAW, Anthony David. The biology of land restoration. In: JAIN, S.K., BOTSFORD, L.W. **Applied Population Biology**. Dordrecht: Kluwer, 1992. p. 25–44.

BREEMEN VAN, N. Dissolved Aluminum in Acid Sulfate Soils and in Acid Mine Waters. **Soil Science Society of America Journal**. v.37, p. 694-697.

BRINDLEY, G.W.; BROWN, G. **Crystal structures of clay minerals and their X ray identification**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. 495 p.

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. Hydraulic Properties of Porous Media. **Hydrology Paper No 3**, Colorado State University, Fort Collins, CO, 1964.

BRUM, Irineu Antônio Schadach. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração**. 2000. 22 f. Monografia (Especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais na Indústria) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Bahia, 2000.

CAMARGO, Antonio; MONIZ, Antonio Carlos; JORJE, José Antonio; VALADARES, José Maria Aires da Silva. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto agrônomo de Campinas**. São Paulo: Instituto Agrônomo, 2009. 77 p.

CAMPBELL, Gaylon S.; SMITH, David M.; TEARE Brody L. Application of a dew point method to obtain the soil water characteristic. In: SCHANZ, T. **Experimental unsaturated soil mechanics**. New York: Springer-Verlag, 2007. p. 71–77.

CANCELA J. J.; DAFONTE J.; MARTÍNEZ E. M.; CUESTA T. S.; NEIRA X. X. Assessment of a water activity meter for rapid measurements of soil water potential. **Biosystems Engineering**, v. 94, p. 285–295, 2006.

CASSEL, Keith D.; NIELSEN, Donald R. Field capacity and available water capacity. In: KLUTE, Arnold. **Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods**. Madison, WI: Soil Science Society of America Journal, 1986. p. 901–926.

CASTRO, Rafaela Costa. **Avaliação temporal de atributos físicos de um solo construído em área de mineração de carvão recuperado com gramíneas perenes**. 2012. 99 f. Dissertação (Mestrado em Solos) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2012.

CHESWORTH, Ward. **Encyclopedia of Soil Science**: Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht: Springer, 2008. 902 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho

Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. . Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

CORNELIS, W.M.; GABRIELS D.; HARTMANN R. A conceptual model to predict the deflation threshold shear velocity as affected by near-surface soil water: I. Theory. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1154–1161, 2004.

CRESSWELL, H.P.; GREEN, T.W.; MCKENZIE, N.J. The adequacy of pressure plate apparatus for determining soil water retention. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 41–49, 2008.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE MINERAÇÃO. Balanço da CRM relativo ao ano 2012. Disponível em:
<http://www.crm.rs.gov.br/ajax/download.php?qArquivo=20131014161648balanco_crm_2012___final.pdf>. Acesso em: 08 de jan. 2013.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE MINERAÇÃO. Mina de Carvão de Candiota RS. Disponível em: < <http://www.crm.rs.gov.br/conteudo/858/?Mina-de-Candiota#.U9Y4RWOQBTs>> Acesso em: 13 de Fev. 2014.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE MINERAÇÃO. Jazida de Candiota RS. Disponível em: < http://www2.crm.rs.gov.br/hypervisual/carvao/carvao_candiota.php?secao=carvao> Acesso em: 13 de Fev. 2014.

CONSELHO EM REVISTA. Porto Alegre: Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Rio Grande do Sul, 2009.

DECAGON Devices. **Operator's manual WP4C Dew Point PotentialMeter**. Pullman, WA: Decagon, 2013. 53 p.

DE NEVE, S.; HOFMAN G. Quantifying soil water effects on nitrogen mineralization from soil organic matter and from fresh crop residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 379–386, 2002.

DE VISSCHER, A.; VAN CLEEMPOT O. Simulation model for gas diffusion and methane oxidation in landfill cover soils. **Waste Management**, v. 23, p. 581– 591, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2011. 230 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Acid mine drainage prediction. **Technical Document EPA 530-R, NTIS PB94**, Washington, DC. 1994. Disponível em: < <http://www.epa.gov> > Acesso em: 13 dez. 2013.

ESSINGTON, Michael E. **Soil and Water Chemistry: an integrative approach**. 1.ed. Boca Raton: CRC Press, 2003. 534 p.

FARIAS, C.E.G. **Mineração e Meio Ambiente no Brasil**. Relatório preparado para o CGEE. PNUD – contrato 2002/001604. Outubro, 2002.

FAYBISHENKO, Boris. Vadose zone characterization and monitoring – Current technologies, applications and future developments. In: BRIAN, B.; RONALD, Faltz W. **Vadose zone science and technology solutions**. Ohio: Batalle Press, 2000. p. 133-395.

FAYER, M.J.; SIMMONS C.S. Modified soil water retention functions for all matric suctions. **Water Resources Research**, v. 31, p. 1233–1238, 1995.

FISCHER, A.; FISCHER, H. Restoration of forests. In: VAN ANDEL, J., ARONSON, J. **Restoration Ecology**. Malden, MA: Blackwell, 2006. p. 340.

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 of America Journal**, v. 42, p. 32–39, 1978.

FREDLUND, D.G.; XING A. Equations for the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 31, p. 521–532, 1994.

GANJEGUNTE, G.K.; WICK, A.F.; STAHL, P.D.; VANCE, G.F. Accumulation and composition of total organic carbon in reclaimed coal mine lands. **Land Degradation & Development**, v. 20, p. 156–175, 2009.

GEE, G.W.; WARD, A.L.; ZHANG, Z.F.; CAMPBELL, G.S.; MATHISON, J. The influence of hydraulic nonequilibrium on pressure plate data. **Vadose Zone Journal**, v. 1, p. 172–178, 2002.

GOMES, A.P.; FERREIRA, J.A.F.; ALBUQUERQUE, L.F.; SÜFFERT, T. Carvão Fóssil. **Estudos Avançados**, v. 33, p. 89–106, 1998.

GRANT C.D.; GROENEVELT P.H.; ROBINSON N.I. Application of the Groenevelt–Grant soil water retention model to predict the hydraulic conductivity. **Australian Journal of Soil Research**, v. 48, p. 447–458, 2010.

GROENEVELT, P.H.; GRANT, C.D. A new model for the soil–water retention curve that solves the problem of residual water contents. **European Journal of Soil Science**, v. 55, p. 479–485, 2004.

GROENEVELT, P.H.; GRANT, C.D.; MURRAY, R.S. On water availability in salinity soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 42, p. 833–840, 2004.

GUBIANI, P.I.; REICHERT J.M.; CAMPBELL, C.; REINERT, D. J.; GLAIN, N. S. Assessing Errors and Accuracy in Dew-Point Potentiometer and Pressure Plate Extractor Measurements. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 1, p. 19–24, 2013.

GUEBERT, M.D., GARDNER, T.W. Macropore flow on a reclaimed surface mine: infiltration and hillslope hydrology. **Geomorphology**, v. 39, p. 151–169, 2001.
GUSTAFSSON, Jon. P. Visual MINTEQ. Department of Land and Water Resources Engineering. Stoholm, Sweden, 2010. Disponível em: <
<http://www2.lwr.kth.se/English/Oursoftware/vminteq/download.html>> Acesso em: 05 jan. 2013.

HALLMARK, C. Tom.; WILDING, Larry P.; SMECK, Neil E. Silicon. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. **Methods of Soil Analysis, part 2, Chemical and Microbiological Properties**. Madison, Wis.: American Society of Agronomy, 1982. p. 263–265.

HE, Y.; DESUTTER, T.; PRUNTY, L.; HOPKINS, D.; JIA, X.; WYSOCKI, D.A. Evaluation of 1:5 soil to water extract electrical conductivity methods. **Geoderma**. v. 185, p. 12–17, 2012.

HECK, R. J.; MERMUT, A. R. The chemistry of saturation extracts of solonetzic and associated soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 72, p. 43–56, 1992.

HILLEL, Daniel. **Environmental soil physics**. San Diego CA: Academic Press, 1998. 771 p.

HILLEL, Daniel. **Introduction to Environmental Soil Physics**. Amsterdam: Elsevier Academic Press, 2004. 494 p.

HUANG, K.; WAN, J.; CHEN, C.; HE, L.; MEI, W.; ZHANG, M. Experimental investigation on water flow in cubic arrays of spheres. **Journal of Hydrology**, v. 492, p. 61–68. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, IBGE, 1986. 796p. (Levantamento de Recursos Naturais, 33)

JONES, A. M.; COLLINS, R.N.; WAITE, T.D. Mineral species control of aluminum solubility in sulfate-rich acidic waters. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 75, p. 965–977, 2011.

KABATA-PENDIAS, Alina; PENDIAS, Henryk. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2001. 403 p.

KÄMPF, N.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E. Propriedades, pedogênese e classificação de solos construídos em áreas de mineração na Bacia Carbonífera do Baixo Jacuí. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 79-88, 1997.

KARATHANASIS, A.D.; ADAMS, F.; HAJEK, B.F. Stability relationships in kaolinite, gibbsite and Al-hydroxyinterlayered vermiculite soil systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, p. 1247-1251, 1983.

KELLY, S. F.; SELKER, J. S. Osmotically driven water vapor transport in unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p. 1634–1641, 2001.

KITTRICK, J.A. Soil mineral in the Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O system and a theory of their formation. **Clays and Clay Minerals**, v. 17, p. 157-167, 1969.

KOHUT C.K.; DUDAS M.J. Comparison of immiscibly displaced soil solutions and saturated paste extracts from saline soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 74, p. 409–419, 1994.

KUANG, X.; JIAO, J. J. A new equation for the soil water retention curve. **European Journal of Soil Science**, p. 1-10, 2014.

KHLOSI, M.; CORNELIS W.M.; GABRIELS D.; SIN G. Simple modification to describe the soil water retention curve between saturation and oven dryness. **Water Resources Research**, v. 42, p. 1-5, 2006.

KHLOSI, M.; CORNELIS, W.M.; DOUAIK, A.; VAN GENUCHTEN, M.TH.; GABRIELS D. Performance evaluation of models that describe the soil water retention curve between saturation and oven dryness. **Vadose Zone Journal**, v. 7, p. 87–96, 2008.

LIBARDI, Paulo Leonel. **Dinâmica da água no solo**. 2.ed. Piracicaba: ESALQ, 2012, 350 p.

LINDSAY Willard L. **Chemical Equilibria in Soils**. New York: John Wiley and Sons, 1979. 449 p.

LU, S.; REN, T.; GONG, Y.; HORTON, R. Evaluation of three models that describe soil water retention curves from saturation to oven dryness. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 1542–1546, 2008.

LUDWIG, B.; MEIWES, K. J.; KHANNA, P.; GEHLEN, R.; FORTMANN, H.; HILDEBRAND, E. E. Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition – experimental and model results. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 162, p. 343–351, 1999.

MEYER, P.D.; GEE, G. Flux-based estimation of field capacity. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 125, p. 595–599, 1999.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº518 de 25 de março de 2005. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acesso em: Junho 2013.

MIYAZAKI, Tsuyoshi. **Water flow in soils**. 2.ed. London: Taylor and Francis, 2006, 418 p.

NACHABE, M. H. Refining the definition of field capacity in the literature. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 124, p. 230–232, 1998.

NASSAR, I.N.; HORTON, R. Water transport in unsaturated salty soil: I. Experimental results. **Soil Science Society of America Journal**. v. 53, p. 1323–1329, 1989.

NASSAR, I. N.; HORTON, R.; GLOBUS, A.M. Simultaneous transfer of heat, water, and solute in porous media: 1 Experiment and analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 1357–1365, 1992.

NIELSEN, D.R.; VAN GENUCHTEN, M.TH.; BIGGAR, J.W. Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. **Water Resources Research**, v. 22, p. 89–108, 1986.

NORDSTROM, D.K. The effect of sulfate on aluminum concentrations in natural waters: some stability relations in the system Al_2O_3 – SO_2 – H_2O at 298 K. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 46, p. 681-692, 1982.

O'SHAY, T.; HOSSNER, L.R.; DIXON, J.B. A modified hydrogen peroxide oxidation method for determination of potential acidity in pyritic overburden. **Journal of Environmental Quality**, v. 19, p. 778-782, 1990.

PATIL, C.; NARAYANAKAR, S.; VIRUPAKSHI, A. Assessment of Groundwater Quality Around Solid Waste Landfill Area - A Case Study. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, v. 2, p. 3131-3136, 2013.

PEREA, H.; ENCISO, J.; JIFON, J; NELSON, S.; FERNANDEZ, C. On-Farm Performance of Tensiometer and Granular Matrix Soil Moisture Sensors in Irrigated Light, Medium, and Heavy Textured Soils. *Subtropical Plant Science*. v. 65, p. 1-7, 2013.

PINTO, Luiz Fernando Spinelli. **Potencial de acidificação e de neutralização dos materiais geológicos para a composição de solo construído em área de mineração de carvão**. 1997. 186 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 1997.

PINTO, Luiz Fernando Spinelli; KÄMPF, Nestor. Contaminação dos solos construídos. In:_____. **Meio ambiente e carvão. Impactos da exploração e utilização**. Porto Alegre: FINEP\CAPES\PADCT\GTM\PUCRS\UFSC\FEPAM, 2002, p. 69-92.

RAWLINS, Stephen L.; CAMPBELL Gaylon S. Water potential: Thermocouple psychrometry. In: CAMPBELL Gaylon S.; JACKSON Ray D.; MORTLAND M.; NIELSEN Donald R.; CHAIR Klute A. **Methods of Soil Analysis, part 1, Physical and Mineralogical Methods**. Madison, Wis.: Soil Science Society of America Journal, 1986. p. 597–617.

RAY, P.M. On the theory of osmotic water movement. **Plant Physiology**, v. 35, p. 783–795, 1960.

RHOADES James D.; CHANDUVI Fernando; LESCH Scott. **Soil salinity assessment: Methods and interpretation of electrical conductivity measurements**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1999.

RIBEIRO, M.L.; LOURENCETTI, C.; PEREIRA, S.Y.; MARCHI, M.R.R. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 688-694, 2007.

RICHARDS, L. A. Capillary conduction of liquids through porous medius. **Physics**, v. 1, p. 318–333, 1931.

RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. **Soil Science**, v. 78, p. 7-33, 1954.

RICHARDS, Lorenzo Adolph. Advances in soil physics. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 7., 1960, Madison, Wisconsin, USA. **Transactions**, v. 1, 1960. p. 67-79.

REICHARDT, Klaus. **Processos de transferência no sistema solo- planta-atmosfera**. Piracicaba, CNEN: Fundação Cargill, 1975. 268 p.

ROMANO, Nunzio; SANTINI Alessandro. Water retention and storage: Field. In: DANE Jacob H.; TOPP G. Clark. **Methods of soil analysis. Part 4**. Madison, WI: Soil Science Society of America, 2002. p. 721–738.

ROSSI, P.; MIRANDA, J.H.; DUARTE, S.N. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, p. 675- 682, 2007.

ROSS, P.J.; WILLIAMS J.; BRISTOW K.L. Equation for extending water retention curves to dryness. **Soil Science Society of America Journal**, v. 55, p. 923–927, 1991.

ROSSI, C.; NIMMO J.R. Modeling of soil water retention from saturation to oven dryness. **Water Resources Research**, v. 30, p. 701–708, 1994.

SAXTON, K.E.; RAWLS W.J.; ROMBERGER J.S.; PAPENDICK R.I. Estimating generalized soil water characteristics from texture. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 1031-1036, 1986.

SCANLON, Bridget R.; ANDRASKI Brian J.; BILSKIE Jim. Miscellaneous methods for measuring matric or water potential. In: DANE Jacob H.; TOPP G. Clark. **Methods of soil analysis. Part 4**. Madison, WI: Soil Science Society of America, 2002. p. 642–670.

SCHELLE H.; HEISE L.; JANICKE, K.; DURNER, W. Water retention characteristics of soils over the whole moisture range: a comparison of laboratory methods. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p.1-8, 2013.

SCHLOTTER, D.; SCHACK K.H.; HILDEBRAND, E. E.; WILPERT, K. Equivalence or complementarity of soil solution extraction methods. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, p. 236-244, 2012.

SENCINDIVER, John, C.; AMMONS, J. Tom. Minesoil genesis and classification. In: BARNHISEL, Richard, I.; DARMODY, Robert G.; Daniels, W. Lee. **Reclamation of Drastically Disturbed Lands**. Madison: Soil Science Society of America, 2000. p. 595-613.

SEYBOLD, Cathy A.; GROSSMAN, Robert B.; SINCLAIR, H. Raymond; MCWILLIAMS, Kendall M.; STRUBEN, Gary R.; WADE, Steve L. Evaluating soil quality on reclaimed coal mine soils in Indiana. In: Proceedings of the National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation and The 25th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force, 2004, Lexington, KY. American Society of Mining and Reclamation, 2004. p. 1644–1663.

SHOCK, C.C.; WANG, F.X. Soil water tension, a powerful measurement for productivity and stewardship. **HortScience**, v. 46, p. 178–185, 2011.

SHRESTHA, R.K.; LAL, R. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. **Environment International**, v. 32, p. 781–796, 2006.

SHRESTHA, R.K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v. 161, p. 168–176. 2011.

SILVA, Mariana Tavares. **Potencial de acidificação e contaminação por metais em solos construídos na área de mineração de carvão em Candiota-RS**. 2012. 58 f. Dissertação (Mestrado em Solos) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2012.

SOLONE, R.; BITTELLI, M.; TOMEI, F.; MORARI, F. Errors in water retention curves determined with pressure plates: effects on the soil water balance. **Journal of Hydrology**, v. 470, p. 65–74, 2012.

TEDESCO, Marino J.; BASSANI, Carlos A.; BOHNEN, Humberto; VOLKWEISS, Sérgio J. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p.

TIMUR V. E.; KATHARINE M. M.; ANDREJ N. S.; BEN B. minpack.lm: R interface to the Levenberg-Marquardt nonlinear least-squares algorithm found in MINPACK, plus support for bounds. R package version 1.1-8, 2013.

TIWARY, R. K.; DHAR, B. B., JAMAL, A. Acid Mine Drainage Occurrences and Its Control in Indian Coal Mines. In: PROCEEDINGS OF THE 27TH INTERNATIONAL CONFERENCE OF SAFETY IN MINES RESEARCH INSTITUTE, 1997, New Delhi, India, February, p. 1253–1259.

TIWARY R.K. Environmental Impact of coal mining on water regime and its management. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 132, p. 185-199, 2001.

US-EPA. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste. **Acid mine drainage prediction**. Washington, DC. 1996. (Technical Document EPA 530-R, NTIS PB94). Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: Fevereiro 2012.

VAN GENUCHTEN MT. A Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 892-898, 1980.

VISCONTI, F.; PAZ, J.M. Prediction of the soil saturated paste extract salinity from extractable ions, cation exchange capacity, and anion exclusion. **Soil Research**, v. 50, p. 536–550, 2012.

VEIHMEYER, F.J.; HENDRICKSON A.H. The moisture equivalent as a measure of the field capacity of soils. **Soil Science**, v. 32, p. 181–194, 1931.

WEBB, S.W. A simple extension of two-phase characteristic curves to include the dry region. **Water Resources Research**, v. 36, p. 1425–1430, 2000.

WEIHERMULLER, Lutz. **Comparison of different soil water extraction systems for the prognoses of solute transport at the field scale using numerical simulations, field, and lysimeter experiments**. 2005, 147 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) Universidade de Rheinischen Friedrich-Wilhelms, Alemanha, 2005.

WEIHERMÜLLER, L.; KASTEEL, R.; VANDERBORGHT, J.; VEREECKEN, H. Soil water extraction with a suction cup: results of numerical simulations. **Vadose Zone Journal**, v. 4, p. 899–907, 2005.

WEIHERMÜLLER, L.; SIEMENS, J.; DEURER, M.; KNOBLAUCH, S.; RUPP, H.; GÖTTLEIN, A.; PÜTZ, T. In situ soil water extraction: a review. **Journal of Environmental Quality**. v. 36, p. 1735–1748, 2007.

WOLT, Jeffrey D. **Soil Solution Chemistry**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 345 p.

ZANELLA, Renato. **Investigação dos problemas ambientais relacionados com a exploração intensiva e queima de carvão termoelétrico em Candiota RS**. 1988. 98 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Faculdade de Química, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1988.

Anexos

Anexo A. Potencial mátrico (cmca) e valores de retenção de água no solo para a faixa completa de umidade do solo para as trincheiras obtidas na mesa de tensão, câmaras de pressão e WP4C.

Potencial mátrico (cmca)																		Parâmetros				Estatísticas	
Trincheira		0	10	60	102	340	1020	25057	34130	36140	48034	53682	77092	117309	355328	1153647	1364689	10 ^{6,9}	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M2T1 30	θ obs.	0,46	0,43	0,37	0,37	0,35	0,31	0,19	0,17	0,15	0,14	0,13	0,11	0,09	0,07	0,04	0,04	0,00	0,615	3804	0,178	0,00216	-96,37
	θ calc.	0,46	0,43	0,39	0,37	0,33	0,29	0,17	0,15	0,15	0,14	0,14	0,12	0,11	0,07	0,04	0,03	-0,01	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	34695	47700	62783	83523	97817	175677	466442	1088013	1284199	10 ^{6,9}	-	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M2T1 40	θ obs.	0,42	0,42	0,36	0,34	0,32	0,31	0,18	0,15	0,13	0,13	0,11	0,08	0,07	0,05	0,03	0,00	-	0,626	8847	0,161	0,00298	-86,28
	θ calc.	0,42	0,40	0,37	0,35	0,32	0,28	0,15	0,14	0,13	0,12	0,12	0,10	0,06	0,04	0,03	-0,02	-	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	36771	43634	53074	66108	87901	151916	391364	1058735	1261629	10 ^{6,9}	-	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M2T1 100	θ obs.	0,42	0,41	0,40	0,37	0,35	0,34	0,17	0,16	0,14	0,13	0,11	0,10	0,07	0,04	0,04	0,00	-	0,522	8459	0,237	0,00174	-93,69
	θ calc.	0,42	0,41	0,40	0,39	0,35	0,32	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,10	0,07	0,04	0,03	-0,01	-	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	23231	28151	33336	47884	66366	103307	226763	795509	964945	10 ^{6,9}	-	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M2T1 190	θ obs.	0,44	0,44	0,43	0,43	0,41	0,39	0,19	0,18	0,17	0,14	0,12	0,10	0,08	0,05	0,04	0,00	-	0,460	6576	0,413	0,00061	-109,41
	θ calc.	0,44	0,44	0,44	0,44	0,42	0,39	0,19	0,17	0,16	0,14	0,13	0,11	0,08	0,04	0,04	0,00	-	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	50339	114196	151453	199682	252672	278540	332200	535058	1560639	10 ^{6,9}	-	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M7 T3 30	θ obs.	0,40	0,38	0,38	0,37	0,37	0,36	0,19	0,18	0,16	0,15	0,13	0,11	0,09	0,07	0,05	0,00	-	0,620	8698	0,198	0,00303	-83,69
	θ calc.	0,40	0,39	0,39	0,38	0,36	0,34	0,19	0,16	0,14	0,13	0,12	0,12	0,11	0,09	0,04	-0,02	-	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	25348	47454	65867	86864	123924	125705	249917	449205	1559465	10 ^{6,9}	-	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M7 T3 70	θ obs.	0,40	0,38	0,37	0,37	0,36	0,35	0,20	0,16	0,15	0,14	0,11	0,12	0,09	0,07	0,03	0,00		0,494	14068	0,256	0,00162	-96,44
	θ calc.	0,40	0,40	0,39	0,39	0,37	0,33	0,19	0,16	0,15	0,14	0,12	0,12	0,10	0,07	0,04	0,00	-	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	27431	38602	45820	103050	109619	197067	464903	1122052	1277579	10 ^{6,9}	-	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M7 T3 110	θ obs.	0,45	0,43	0,43	0,42	0,41	0,40	0,20	0,17	0,16	0,16	0,15	0,13	0,10	0,07	0,03	0,00	-	0,530	11478	0,266	0,00367	-80,08
	θ calc.	0,45	0,45	0,44	0,43	0,41	0,37	0,21	0,19	0,18	0,15	0,14	0,12	0,08	0,06	0,05	0,01	-	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	30428	36712	44981	61402	88611	102381	198913	515714	1296922	1405774	10 ^{6,9}	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M7 T3 200	θ obs.	0,48	0,46	0,45	0,44	0,43	0,40	0,15	0,16	0,15	0,12	0,11	0,10	0,06	0,06	0,03	0,05	0,00	0,507	3720	0,360	0,00301	-89,67
	θ calc.	0,48	0,48	0,47	0,46	0,43	0,37	0,16	0,15	0,14	0,13	0,11	0,10	0,08	0,05	0,03	0,03	0,00	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	11829	22434	27736	66893	132359	180592	240857	485079	1142388	1321450	10 ^{6,9}	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC
M4 T4 30	θ obs.	0,37	0,35	0,34	0,34	0,32	0,29	0,18	0,16	0,15	0,13	0,12	0,10	0,09	0,04	0,04	0,03	0,00	0,490	11799	0,209	0,00177	-100,27
	θ calc.	0,37	0,36	0,34	0,33	0,31	0,27	0,19	0,16	0,15	0,12	0,10	0,09	0,08	0,06	0,03	0,03	-0,01					
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	28623	46362	50437	88471	146489	180339	247836	507732	1423240	1438774	10 ^{6,9}	k1	k0	n	$\sum (y_i - y_j)^2$	AIC

M4T4 80	θ obs.	0,40	0,39	0,38	0,38	0,37	0,36	0,20	0,18	0,16	0,15	0,14	0,13	0,11	0,07	0,03	0,04	0,00	0,517	24882	0,245	0,00123	-107,46
	θ calc.	0,40	0,40	0,39	0,38	0,37	0,34	0,20	0,18	0,17	0,15	0,13	0,12	0,10	0,07	0,04	0,04	-0,01	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	37855	48975	52268	64379	90875	129850	212719	557265	1346970	1510086	10 ^{6,9}	k1	k0	n	$\sum(y_i - y_j)^2$	AIC
M4T4 120	θ obs.	0,44	0,43	0,41	0,41	0,40	0,39	0,20	0,18	0,17	0,16	0,16	0,15	0,12	0,10	0,07	0,06	0,00	0,521	13670	0,253	0,00231	-94,75
	θ calc.	0,44	0,44	0,43	0,42	0,40	0,36	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,14	0,12	0,09	0,06	0,05	0,01	-	-	-		
Potencial mátrico		0	10	60	102	340	1020	34282	45038	53955	86080	94701	121773	222970	538669	1278351	1489439	10 ^{6,9}	k1	k0	n	$\sum(y_i - y_j)^2$	AIC
M4T4 200	θ obs.	0,48	0,48	0,47	0,46	0,45	0,43	0,18	0,18	0,17	0,15	0,14	0,13	0,11	0,10	0,06	0,05	0,00	0,504	7548	0,354	0,00151	-103,75
	θ calc.	0,48	0,48	0,48	0,48	0,46	0,42	0,20	0,19	0,18	0,15	0,15	0,14	0,11	0,08	0,05	0,05	0,02	-	-	-		

M2T1 0-30 = Malha 2 trincheira 1 0-30cm, M2T1 40-50 = Malha 2 trincheira 1 40-50cm, M2T1 100-110 = Malha 2 trincheira 1 100-110cm, M2T1 190-200 = Malha 2 trincheira 1 190-200cm, M7T3 0-30 = Malha 7 trincheira 3 0-30cm, M7T3 60-70 = Malha 7 trincheira 3 60-70cm, M7T3 100-110 = Malha 7 trincheira 3 100-110cm, M7T3 190-200 = Malha 7 trincheira 3 190-200cm, M4T4 0-30 = Malha 4 trincheira 4 0-30cm, M4T4 70-80 = Malha 4 trincheira 4 70-80cm, M4T4 110-120 = Malha 4 trincheira 4 110-120cm, M4T4 190-200 = Malha 4 trincheira 4 190-200cm. θ obs. = umidade volumétrica observada das câmaras de pressão de Richards, θ calc. = umidade volumétrica calculada da função de Groenevelt e Grant (2004). $\sum(y_i - y_j)^2$ = Soma de quadrados dos desvios, AIC = Critério de informação de Akaike. Unidade do potencial mátrico: centímetros de coluna de água, unidade da umidade volumétrica: cm⁻³.cm⁻³.

Anexo B. continuação

Potencial mátrico (cmca)									Parâmetros da equação de van Genuchten (1980)				SQE			
Trincheira		0	10	60	102	340	1020	3060	15300	α	m	n	Θ_r	Θ_s	$\sum(y_i-x_i)^2$	AIC
M4T4 190	θ obs.	0,482	0,478	0,472	0,465	0,451	0,391	0,391	0,375	0,0041	0,4589	1,8481	0,37	0,48	0,000475	-13,22
	θ calc.	0,482	0,482	0,479	0,474	0,441	0,406	0,387	0,378							
M7T3 30	θ obs.	0,395	0,382	0,376	0,372	0,366	0,347	0,347	0,337	0,1573	0,2078	1,2623	0,34	0,40	0,000273	-13,22
	θ calc.	0,395	0,384	0,369	0,365	0,357	0,352	0,348	0,344							
M7 T3 40	θ obs.	0,402	0,385	0,374	0,372	0,361	0,347	0,344	0,340	0,1779	0,2427	1,3206	0,34	0,40	0,000166	-13,22
	θ calc.	0,402	0,387	0,369	0,364	0,357	0,352	0,348	0,345							
M7T3 100	θ obs.	0,449	0,434	0,425	0,422	0,414	0,365	0,365	0,350	0,0147	0,3146	1,4590	0,35	0,45	0,000786	-13,22
	θ calc.	0,449	0,447	0,432	0,422	0,396	0,378	0,367	0,358							
M7T3 190	θ obs.	0,478	0,460	0,450	0,443	0,426	0,368	0,368	0,356	0,0147	0,3601	1,5627	0,36	0,48	0,000992	-13,22
	θ calc.	0,478	0,476	0,454	0,439	0,404	0,383	0,371	0,362							

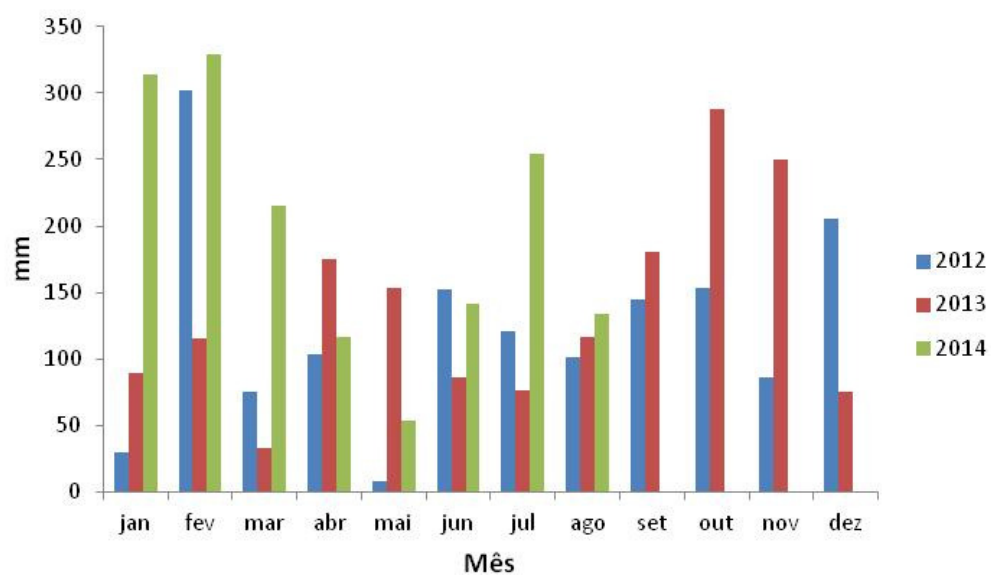
M2T1 0-30 = Malha 2 trincheira 1 0-30cm, M2T1 40-50 = Malha 2 trincheira 1 40-50cm, M2T1 100-110 = Malha 2 trincheira 1 100-110cm, M2T1 190-200 = Malha 2 trincheira 1 190-200cm, M7T3 0-30 = Malha 7 trincheira 3 0-30cm, M7T3 60-70 = Malha 7 trincheira 3 60-70cm, M7T3 100-110 = Malha 7 trincheira 3 100-110cm, M7T3 190-200 = Malha 7 trincheira 3 190-200cm, M4T4 0-30 = Malha 4 trincheira 4 0-30cm, M4T4 70-80 = Malha 4 trincheira 4 70-80cm, M4T4 110-120 = Malha 4 trincheira 4 110-120cm, M4T4 190-200 = Malha 4 trincheira 4 190-200cm. θ obs. = umidade volumétrica observada, θ calc. = umidade volumétrica calculada da função de van Genuchten (1980). SQE = soma dos quadrados dos desvios ($\sum(y_i - \hat{y}_i)^2$), AIC = Critério de informação de Akaike. Unidade do potencial mátrico: centímetros de coluna de água, unidade da umidade volumétrica: $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$.

Anexo C. Valores dos parâmetros k_1 , k_0 , n , potencial osmótico e da umidade volumétrica na saturação e no ponto de murcha permanente para a função capacidade de água integral das trincheiras estudadas em Candiota-RS.

	M2T1 30	M2T1 40	M2T1 100	M2T1 190	M4T1 30	M4T1 100	M4T1 190	M4T2 30	M4T2 100	M4T2 190	M4T4 30	M4T4 70	M4T4 120	M4T4 190	M7T3 30	M7T3 40	M7T3 100	M7T3 190
k_1	0,204	0,194	0,144	0,121	0,190	1,800	0,785	0,159	3,899	2,094	0,089	0,174	0,607	0,118	0,128	0,130	0,275	0,148
k_0	4,280	5,219	7,623	17,785	10,025	5,326	4,164	5,469	5,382	4,436	9,900	6,151	4,735	29,596	3,302	3,063	4,971	7,988
n	0,360	0,377	0,379	0,422	0,466	0,067	0,094	0,439	0,040	0,050	0,486	0,209	0,093	0,531	0,142	0,171	0,163	0,349
θ_s	0,46	0,42	0,42	0,44	0,46	0,46	0,47	0,40	0,45	0,45	0,37	0,40	0,44	0,48	0,40	0,40	0,45	0,48
θ_{pm}	0,28	0,26	0,30	0,35	0,28	0,35	0,32	0,25	0,35	0,32	0,27	0,32	0,35	0,37	0,34	0,33	0,35	0,36
h_o	33,88	48,42	14,94	38,70	0,68	16,96	16,99	0,83	20,88	19,73	1,08	0,25	35,14	19,87	0,83	0,83	16,96	18,76

k_1 , k_0 , n = parâmetros da equação da curva de retenção de água no solo de Groenevelt e Grant (2004), θ_s = umidade volumétrica na saturação, θ_{pm} = umidade volumétrica no ponto de murcha permanente, h_o = potencial osmótico. M2T1 0-30 = Malha 2 trincheira 1 0-30cm, M2T1 40-50 = Malha 2 trincheira 1 40-50cm, M2T1 100-110 = Malha 2 trincheira 1 100-110cm, M2T1 190-200 = Malha 2 trincheira 1 190-200cm, M7T3 0-30 = Malha 7 trincheira 3 0-30cm, M7T3 60-70 = Malha 7 trincheira 3 60-70cm, M7T3 100-110 = Malha 7 trincheira 3 100-110cm, M7T3 190-200 = Malha 7 trincheira 3 190-200cm, M4T4 0-30 = Malha 4 trincheira 4 0-30cm, M4T4 70-80 = Malha 4 trincheira 4 70-80cm, M4T4 110-120 = Malha 4 trincheira 4 110-120cm, M4T4 190-200 = Malha 4 trincheira 4 190-200cm. Unidade da umidade volumétrica: $\text{cm}^{-3}.\text{cm}^{-3}$, Unidade do potencial osmótico: metros de coluna de água. Os parâmetros k_1 , k_0 , n são adimensionais.

Anexo D. Dados de precipitação pluvial de Candiota-RS, ocorridos no período de janeiro de 2012 a agosto de 2014 (estação localizada na mina de Candiota)



Apêndices

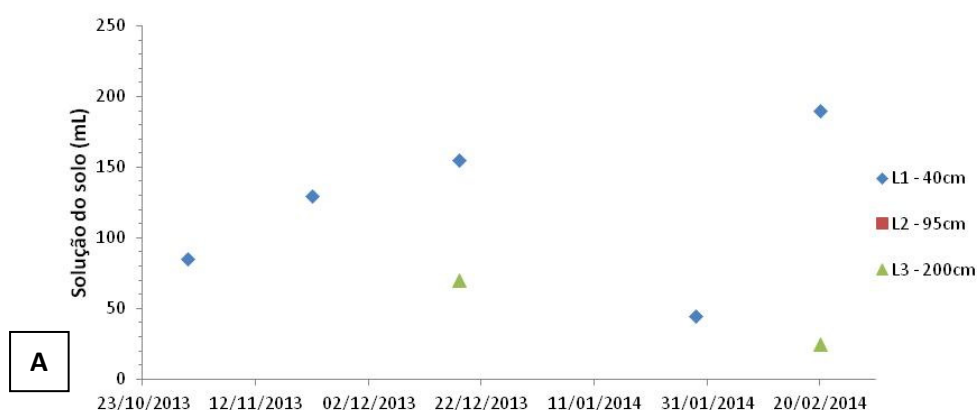
APÊNDICE A – Coletas de solução do solo nas trincheiras pelos lisímetros de sucção e leituras do potencial da água no solo obtidas pelos sensores de umidade ao longo do tempo.

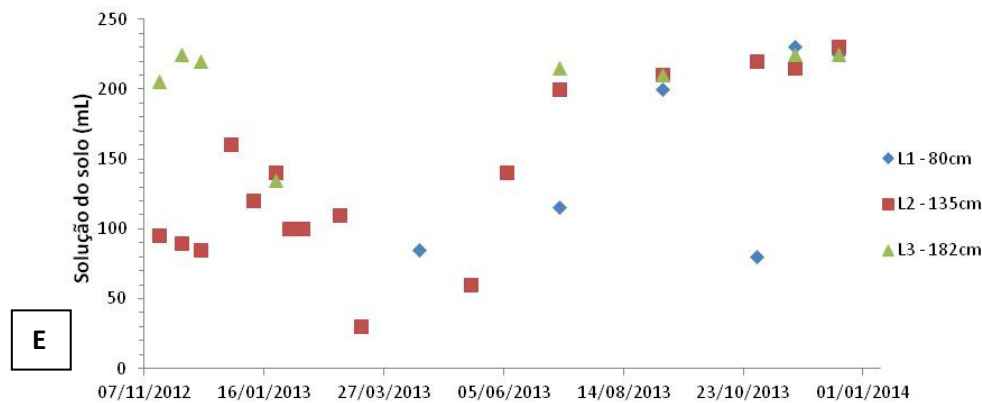
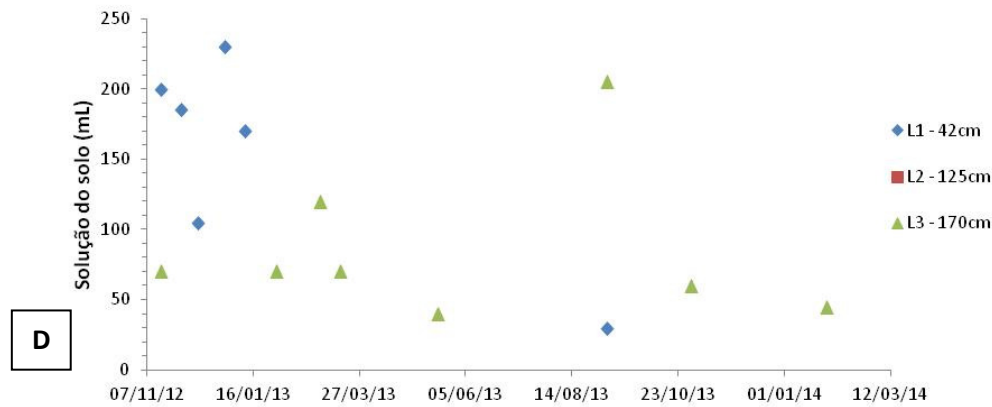
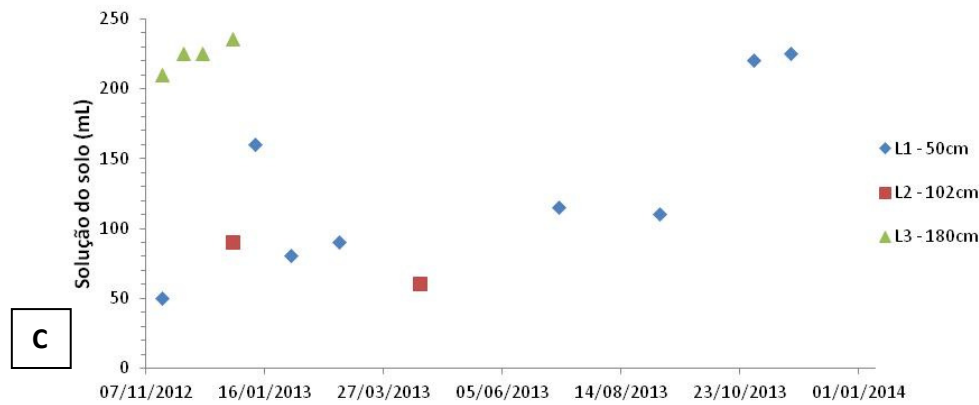
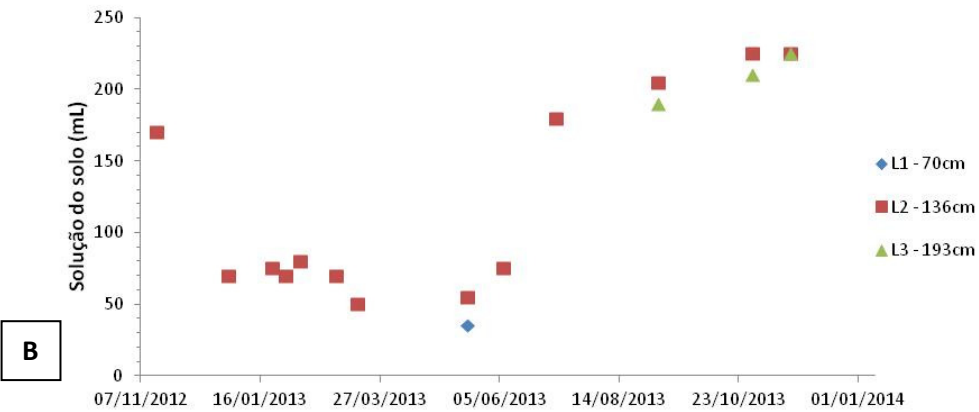
Data	Trincheira	Lisímetros de sucção			Sensores de umidade do solo			
		L1	L2	L3	W1	W2	W3	W4
		Volume coletado (mL)			Potencial da água (Kpa)			
16/11/2012	MII T1				20	0	0	2
	MIV T1		170		11	21	14	15
	MIV T2	50		210	6	5	11	5
	MVII T3	200		70	12	0	1	7
	MIV T4		95	205	112	19	17	13
29/11/2012	MII T1				56	0	0	0
	MIV T1				18	18	14	15
	MIV T2			225	14	5	9	4
	MVII T3	185			15	0	0	2
	MIV T4		90	225	170	18	14	11
10/12/2012	MII T1				21	0	0	0
	MIV T1				28	18	14	15
	MIV T2			225	0	23	8	4
	MVII T3	105			25	0	0	3
	MIV T4		85	220	199	23	13	11
28/12/2012	MII T1				0	0	0	0
	MIV T1		70		18	15	14	15
	MIV T2		90	235	1	1	0	0
	MVII T3	230			3	0	0	0
	MIV T4		160		17	26	14	6
10/01/2013	MII T1				0	0	13	0
	MIV T1				4	7	0	10
	MIV T2	160			2	0	0	0
	MVII T3	170			3	0	0	0
	MIV T4		120		13	13	12	0
23/01/2013	MII T1				0	0	15	0
	MIV T1		75		24	0	0	11
	MIV T2				13	2	0	0
	MVII T3				25	0	0	0
	MIV T4		140	135	40	13	11	0
31/01/2013	MII T1				4	0	0	0
	MIV T1		70		40	11	2	11
	MIV T2	80			12	0	1	0
	MVII T3			70	17	0	0	0
	MIV T4		100		91	15	12	0
08/02/2013	MII T1				20	0	0	0
	MIV T1		80		188	12	2	11
	MIV T2				20	10	2	7
	MVII T3				63	0	0	0
	MIV T4		100		199	23	12	1

01/03/2013	MII T1				11	0	26	0
	MIV T1		70		182	15	4	12
	MIV T2	90			12	1	0	0
	MVII T3			120	19	0	0	0
	MIV T4		110		30	34	17	11
14/03/2013	MII T1				27	2	45	0
	MIV T1		50		199	18	5	12
	MIV T2				26	0	3	0
	MVII T3			70	0	10	0	0
	MIV T4		30		199	41	19	12
23/03/2013	MII T1				0	0	48	0
	MIV T1				199	22	9	13
	MIV T2				38	0	5	0
	MVII T3				73	15	0	0
	MIV T4				199	49	21	13
17/04/2013	MII T1				17	0	199	0
	MIV T1				39	17	8	12
	MIV T2		60		7	2	0	0
	MVII T3				11	1	0	0
	MIV T4	85			19	50	24	16
25/04/2013	MII T1				-	-	-	-
	MIV T1				30	16	10	13
	MIV T2				19	2	0	0
	MVII T3				18	1	0	0
	MIV T4				22	47	24	16
17/05/2013	MII T1				199	6	13	-
	MIV T1	35	55		16	11	3	12
	MIV T2				13	2	0	0
	MVII T3			40	6	0	0	0
	MIV T4		60		18	16	14	0
07/06/2013	MII T1				199	0	11	-
	MIV T1		75		7	3	0	3
	MIV T2				7	1	0	0
	MVII T3				6	0	0	0
	MIV T4		140		17	0	10	0
08/07/2013	MII T1				199	15	10	0
	MIV T1		180		6	0	0	2
	MIV T2	115			5	1	0	0
	MVII T3				5	0	0	0
	MIV T4	115	200	215	15	0	0	1
06/09/2013	MII T1				0	20	199	-
	MIV T1		205	190	16	0	0	4
	MIV T2	110			13	2	1	25
	MVII T3	30		205	12	0	0	0
	MIV T4	200	210	210	15	199	0	0
31/10/2013	MII T1	85			199	12	0	-
	MIV T1		225	210	6	0	11	2

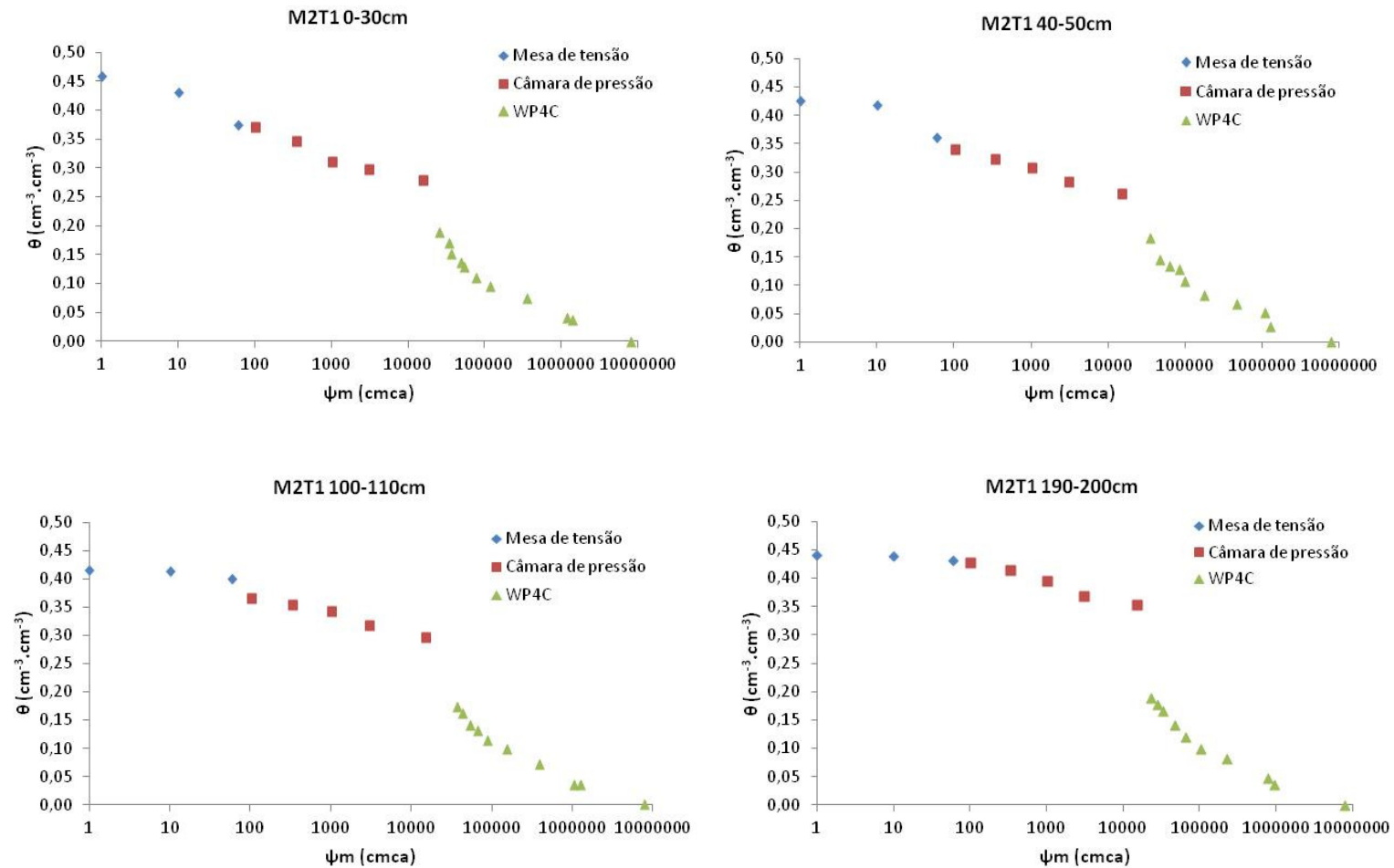
	MIV T2	220			5	0	7	10
	MVII T3			60	7	0	0	0
	MIV T4	80	220		12	0	0	0
22/11/2013	MII T1	130			148	13	0	-
	MIV T1		225	225	4	0	12	2
	MIV T2	225			3	0	0	0
	MVII T3				2	0	0	0
	MIV T4	230	215	225	10	0	0	0
18/12/2013	MII T1	155		70	199	33	0	-
	MIV T1				109	199	12	6
	MIV T2				199	80	3	2
	MVII T3				80	12	0	0
	MIV T4	225	230	225	199	199	11	0
29/01/2014	MII T1	45			199	28	0	-
	MIV T1							
	MIV T2							
	MVII T3			45	5	0	0	0
	MIV T4							
20/02/2014	MII T1	190		25	199	23	0	-
	MIV T1							-
	MIV T2							-
	MVII T3							-
	MIV T4							-

APÊNDICE B – Coleta de solução do solo pelos lisímetros de sucção ao longo do tempo nas trincheiras. A= MII T1, B= MIV T1, C= MIV T2, D= MVII T3, E= MIV T4.

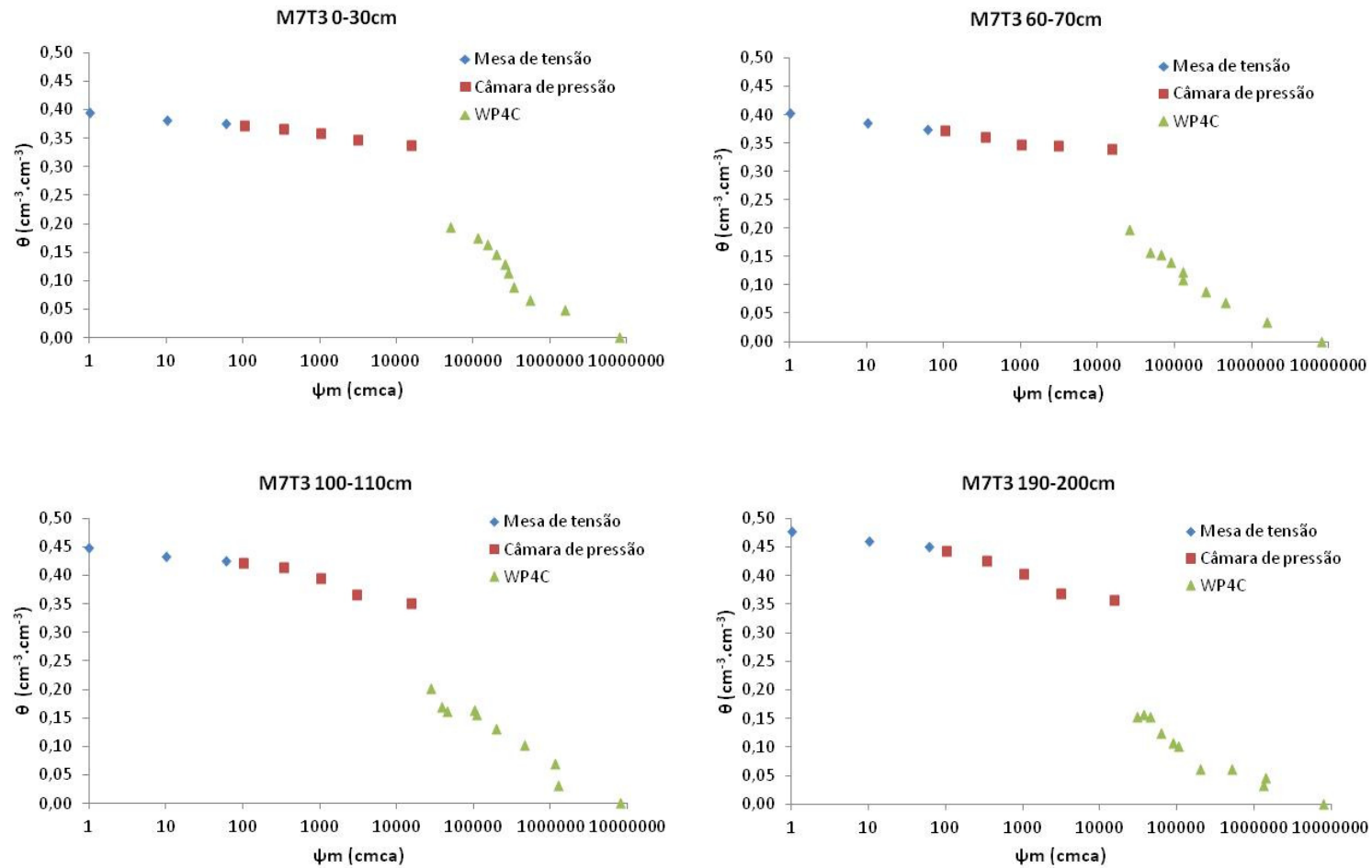




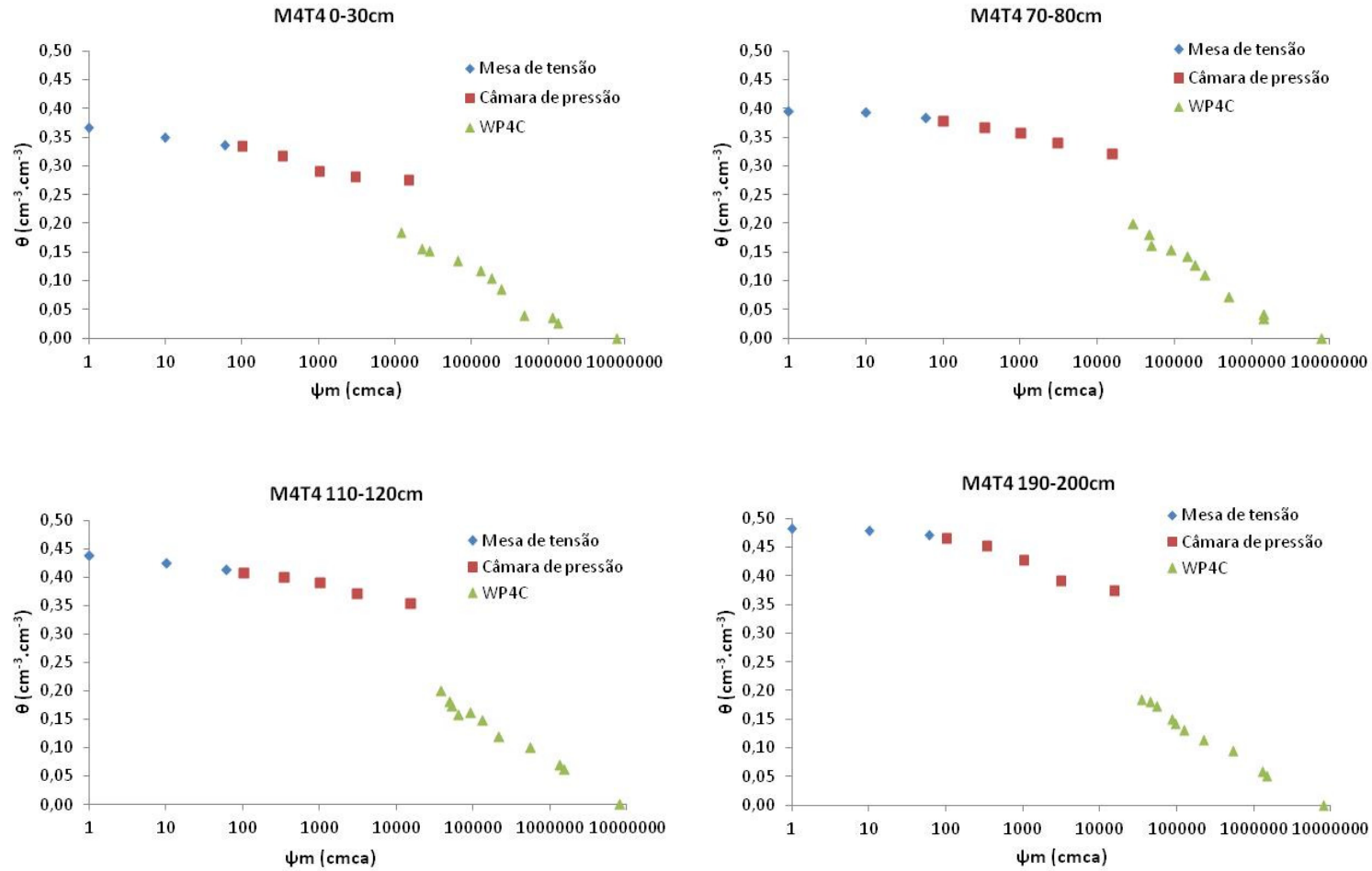
APÊNDICE C – Conteúdo de água retida nas diferentes tensões pelos métodos da mesa de tensão, câmaras de pressão de Richards e WP4C para três trincheiras em Candiota RS.



APÊNDICE C – Conteúdo de água retida nas diferentes tensões pelos métodos da mesa de tensão, câmaras de pressão de Richards e WP4C para três trincheiras em Candiota RS.



APÊNDICE C – Conteúdo de água retida nas diferentes tensões pelos métodos da mesa de tensão, câmaras de pressão de Richards e WP4C para três trincheiras em Candiota RS.



APÊNDICE D – Morfologia das trincherias de Candiota-RS

Trincheira	Terra vegetal	Argila	Estéril de mineração
MIIT1	-	-	Todo perfil de solo
MIVT2	0 a 35/45cm	35/45 a 65/82cm	65/82 a 225+
MVIIT3	0 a 36/56cm	-	36/56 a 222+
MIVT4	0 a 55cm	50/60 a 100/110cm	100/110 a 220+