

# INFLUÊNCIA DA UTILIZAÇÃO DO RESÍDUO FINO DE BENEFICIAMENTO DE ROCHAS ORNAMENTAIS SILICÁTICAS NA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA

Ana Paula Almeida BERTOSSI <sup>1</sup>, Mirna Aparecida NEVES <sup>1</sup>,  
Marcos de Souza Neves CARDOSO <sup>2</sup>, Ana Candida de Almeida PRADO <sup>3</sup>,  
Carlos Alexandre DAMASCENO (*in memoriam*) <sup>1</sup>, José Carlos POLIDORO <sup>4</sup>

- (1) Universidade Federal do Espírito Santo / UFES – Alto Universitário s/n. CEP 29500-000. Alegre, ES.  
Endereços eletrônicos: anapaulabertossi@yahoo.com.br; mirna@cca.ufes.br
- (2) Serviço de Abastecimento de Água e Esgotos / SAAE. Rua Olívio Correa Pedrosa s/n. Alegre, ES.  
Endereço eletrônico: marcos.snc@gmail.com
- (3) Universidade Federal do Ceará / UFC. Rua Raimundo Rocha, s/n. – Bairro Cidade Universitária.  
CEP 63010-970. Juazeiro do Norte, CE. Endereço eletrônico: acaprado@gmail.com
- (4) Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária / EMBRAPA. Rua Jardim Botânico, n. 1024 – Jardim Botânico.  
CEP 22460-000. Rio de Janeiro, RJ. Endereço eletrônico: polidoro@cnpq.embrapa.br

Introdução  
Material e Método  
Resultados e Discussão  
    Características do Resíduo  
    Influência do Resíduo na Condutividade Hidráulica do Solo  
    Influência do Resíduo na Qualidade da Água  
Conclusões  
Agradecimentos  
Referências Bibliográficas

**RESUMO** – A possibilidade de utilização de pó de rocha no enriquecimento mineral e correção de acidez de solos já foi relatada em vários trabalhos prévios. O resíduo fino proveniente do beneficiamento de rochas ornamentais pode ser utilizado neste processo, já que possui elementos essenciais ao crescimento vegetal. Porém, sua fina granulação pode causar impermeabilização do solo e deteriorar a qualidade da água, devendo-se atentar para a possível presença de elementos em teores que podem causar toxidez às plantas. Neste trabalho, foram realizados testes com permeâmetro de carga constante para percolação de água que, após os ensaios, foi analisada para quantificação de parâmetros físicos e químicos. A condutividade hidráulica das misturas de solo e resíduo, comparadas com o solo puro mostrou pequena redução na velocidade de percolação da água. As análises da água percolada mostraram aumento da condutividade elétrica; do pH; dos teores de Ca, Mg, K, Na e Mn e diminuição do teor de Cu com o aumento da dose de resíduo. Não houve alteração da situação de conformidade da água percolada em relação à portaria ANVISA 518/2004, com exceção do Fe e Mn, que ficaram acima dos níveis permitidos. Em relação à resolução CONAMA 396/2008, não houve alteração da situação de conformidade dos parâmetros analisados.  
**Palavras-chave:** rochas ornamentais, uso de resíduos, rochagem.

**ABSTRACT** – *A.P.A. Bertossi, M.A. Neves, M. de S.N. Cardoso, A.C. de A. Prado, C.A. Damasceno, J.C. Polidoro – Influence of fine waste from sawing of silicatic dimension stones on soil and water quality.* Some researchers report possibilities of using rock powder on mineral enrichment of soil and to correct soil acidity. The fine waste arising from cutting of dimension stones can be used at those processes, due its appropriated mineral composition for vegetal growing. Nevertheless, fine grained texture could induce waterproofing of soil and deteriorate groundwater quality, if used in a wrong way. Furthermore, it is necessary to investigate chemical composition of wastes in order to verify the concentration of elements that could bring toxicity to plants and groundwater. Tests using a constant head permeameter interconnected to columns filled with mixtures of soil and silicate dimension stones waste were conducted aiming to analyze the influence of waste on soil hydraulic conductivity and percolated water quality. Hydraulic conductivity measured on mixtures of soil and waste was decreased in relation to pure soil. The mix of increasing quantities of waste on soil induced rising on electric conductivity, pH, and Ca, Mg, K, Na and Mn concentration, besides decreasing on Cu concentration of percolated water. Water quality became inconsonant with rules of ANVISA 518/2004, in relation to Fe and Mn concentration. Regarding to CONAMA 396/2008, all measured water quality parameters were under allowable limits.

**Keywords:** dimension stones, use of waste, stonemeal.

## INTRODUÇÃO

O Espírito Santo é responsável pela produção de 56% dos granitos e 75% dos mármore brasileiros, colocando o setor como um dos pilares da economia capixaba e uma importante fonte de empregos (SINDIROCHAS, 2004; ABIROCHAS, 2007). A importância da indústria de rochas ornamentais para o

desenvolvimento regional é inquestionável, mas as atividades de extração e beneficiamento destes materiais podem causar sérios danos ambientais.

Durante a serragem de blocos rochosos em placas ou chapas semi-acabadas, são utilizados teares por onde circula uma polpa composta por granalha de aço, cal e água. Parte dessa polpa é reutilizada, mas acaba sendo descartada após o desgaste. O resíduo gerado, também designado “lama abrasiva”, é comumente lançado em lagoas de decantação sem os cuidados necessários para assegurar a minimização de impactos ambientais. Alguns pesquisadores estimam a produção de 60 mil toneladas por mês de resíduos de rochas ornamentais no Espírito Santo (Calmon & Silva, 2006), enquanto outros calculam valores da ordem de 3 mil toneladas por dia (Prezotti, 2003).

Estudos voltados para o reaproveitamento destes resíduos demonstram que é possível sua utilização como matéria-prima na construção civil (Pontes & Stellin Júnior, 2001; Menezes et al., 2002) e na indústria cerâmica (Menezes et al., 2002; Mothé Filho et al., 2005). Outra possibilidade é o uso na agricultura, em um processo conhecido como “rochagem”, ou seja, agregação de pó de rocha ao solo para induzir enriquecimento mineral e corrigir acidez (Leonardos et al., 1976; Theodoro, 2000; Theodoro & Leonardos, 2006; Fyfe et al., 2006).

Porém, considera-se importante atentar para os possíveis impactos que estes resíduos podem causar na qualidade do solo e da água subterrânea. O processo de serragem causa intensa cominuição do material rochoso, gerando um resíduo de fina granulacão. Isso

pode ser visto como um fator positivo para seu uso agrícola, por aumentar o poder reativo e a velocidade de solubilização dos elementos, mas, por outro lado, pode causar diminuição da condutividade hidráulica do solo. A velocidade com que a água penetra no solo é medida pela condutividade hidráulica saturada (Mesquita & Moraes, 2004), que representa a facilidade com que um solo transmite água. Este parâmetro é determinado pela geometria e continuidade dos poros preenchidos por água; pela forma, quantidade, distribuição e continuidade dos poros, além de depender da estrutura do solo. A perda de substâncias químicas por lixiviação é relacionada a este fluxo, o qual influencia todo o processo de utilização dos recursos solo e água. A qualidade da água também pode ser direta ou indiretamente afetada, tendo em vista que a presença de elementos de alta mobilidade pode interferir na qualidade natural dos aquíferos.

Desta forma, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar como a agregação de resíduos finos provenientes do beneficiamento de rochas ornamentais silicáticas interfere na condutividade hidráulica do solo e na qualidade da água de percolação. A importância de se verificar possíveis impactos dos resíduos no meio ambiente está na possibilidade de utilização desses materiais em outros processos produtivos, o que colaboraria com a diminuição das grandes quantidades que são atualmente depositadas em aterros ou sítios clandestinos. Porém, é necessário que tal uso seja feito de forma segura, para que fique garantida a minimização dos impactos no meio ambiente.

## MATERIAL E MÉTODO

O resíduo utilizado no experimento foi cedido por uma serraria de Cachoeiro de Itapemirim e o solo foi coletado no município de Alegre, ambos localizados no sul do estado do Espírito Santo. Estes materiais foram analisados no laboratório da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Solos do Rio de Janeiro. A determinação dos parâmetros químicos do resíduo e do solo seguiu a metodologia da EMBRAPA (1997), que pode ser resumida da seguinte forma: pH em água (relação 1:2,5); K, Na, Fe, Mn, Cu e Zn trocáveis por fotometria de chama, após extração com extrator Mehlich1; Ca e Mg trocáveis por extração com cloreto de potássio 1 mol.L<sup>-1</sup> e determinação por titulometria. A composição granulométrica dos materiais foi determinada pelo método de dispersão com NaOH.

O solo utilizado é representativo da região sul do Estado do Espírito Santo, onde predominam terrenos de topografia acidentada geralmente ocupados por pastagens. Trata-se de um Latossolo Vermelho-

Amarelo distrófico, com textura média, muito intemperizado, com predomínio de argilas de baixa atividade e teor de matéria orgânica baixo a médio (Brasil, 1971). Prezotti et al. (2007), propõe os níveis que devem ser adotados para interpretação de fertilidade do solo no estado do Espírito Santo. De acordo com tal proposição e observando-se os dados obtidos na análise do solo utilizado no experimento, pode-se caracterizá-lo como muito ácido; com teores de K, Ca, Mg, Cu e Zn baixos; teor de Fe alto e teor médio de Mn (Tabela 1).

A análise granulométrica (Tabela 2) mostra que o solo é areno-argiloso, com 65,3% de grãos tamanho areia (54,6% de areia grossa e 10,7% de areia fina); 6,7% de silte e 28,0% de argila.

No Laboratório de Hidrogeologia do CCA-UFES, as amostras de solo e de resíduos foram secas ao ar, destorroadas, pesadas e homogeneizadas para composição das misturas de solo e resíduo. Como ainda não existem recomendações oficiais quanto às quantidades de materiais silicáticos a serem utilizadas no processo

de rochagem, optou-se por agregar altas porcentagens de resíduos ao solo para observar os impactos que poderiam ser provocados no ambiente, seja por uso descontrolado, acúmulo ao longo dos anos, lançamentos clandestinos ou na construção de aterros. Desta forma, o experimento foi montado em um delineamento inteiramente casualizado, com três tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos foram de 0% de resíduo (testemunha), 20% e 40% de resíduo aplicado a um volume fixo de solo.

A condutividade hidráulica saturada foi determinada utilizando um permeâmetro de carga constante e fluxo estacionário (Youngs, 1991; Ferreira, 2002; Cunha, 2006). O permeâmetro foi montado em um apoio de madeira com espaço para três tubos de PVC (Figura 1). Na porção inferior dos tubos, foram

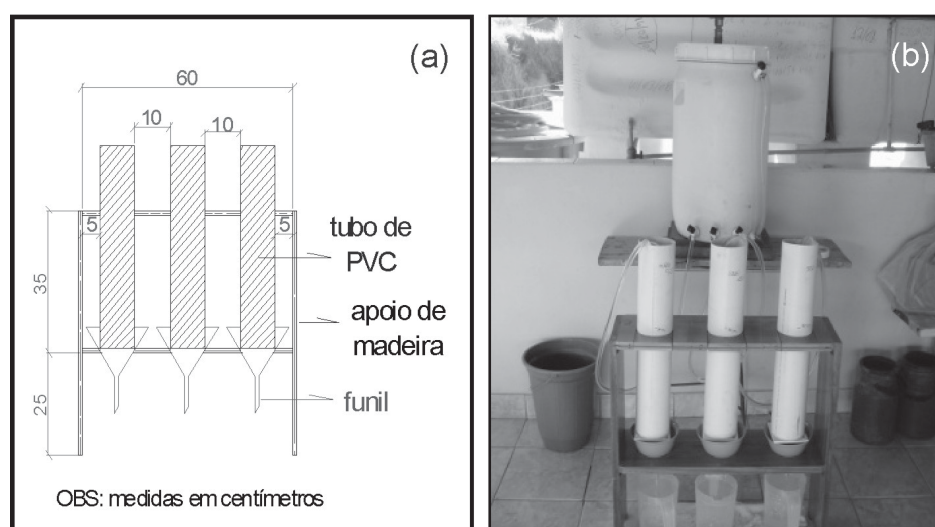
acoplados ralos recobertos por manta de lã de vidro para reter a amostra e deixar passar apenas a água de percolação. As paredes dos tubos foram revestidas com fina camada de areia grossa (aderida às paredes com cola à prova d'água), evitando a formação de caminhos preferenciais para o fluxo. Uma quantidade predeterminada de amostra foi depositada lentamente nos tubos e compactada, exercendo-se um número definido de impactos por um peso conhecido, até preenchê-los na altura desejada. Este procedimento foi feito cuidadosamente em todos os tubos para evitar a formação de estratos ou camadas e para tornar o material o mais homogêneo possível, já que a estrutura exerce forte influência sobre a condutividade. Com o propósito de aproximar a densidade da amostra no tubo à densidade real do solo, foram utilizadas 2640 g de

**TABELA 1.** Atributos químicos do solo utilizado no experimento.

pH <sub>H2O</sub>	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Cu	Zn
	----- cmol dm <sup>-3</sup> -----			----- mg dm <sup>-3</sup> -----				
4,7	0,3	0,1	0,0	19,0	73	6,0	0,3	0,4

**TABELA 2.** Granulometria do solo utilizado no experimento.

Granulação (partícula)	Tamanho (mm)	Quantidade	
		(g.Kg <sup>-1</sup> )	(%)
areia grossa	2 - 0,2	546	54,6
areia fina	0,2 - 0,05	107	10,7
silte	0,05 - 0,002	67	6,7
argila	< 0,002	280	28,0



**FIGURA 1.** Equipamento utilizado no experimento: (a) esquema de montagem do permeâmetro e (b) permeâmetro acoplado ao tubo de Mariotte.

mistura distribuídas em um volume de 2149 cm<sup>3</sup>, obtendo-se a densidade de 1,2 g.cm<sup>-3</sup> - os tubos foram preenchidos com as misturas até a altura de 30 cm (L). Na parte superior (sobre a amostra) também foi colocada manta de lã de vidro para evitar a formação de depressões causadas pelo fluxo da água.

Antes da realização do teste foi feita a saturação do material para eliminar a presença de ar no interior dos poros. A saturação foi alcançada colocando-se a coluna dentro de um recipiente contendo água, por aproximadamente 48 horas. Concluída a saturação, os tubos foram colocados no suporte de madeira e o frasco de Mariotte foi elevado a uma determinada altura, de forma que a espessura da lâmina de água (l) sobre a amostra permanecesse entre 10 e 15 cm. Foi mantido um fluxo estacionário de água (Q) sobre a coluna. O tempo de percolação de determinado volume de água foi cronometrado, enquanto o efluente era canalizado por funis e coletado em jarras dispostas sob os tubos. A temperatura da água utilizada no experimento foi monitorada, devido a sua influência sobre a viscosidade.

A condutividade hidráulica (K<sub>0</sub>) foi calculada utilizando-se a Lei de Darcy (Custódio & Llamas, 1996), conforme a equação (1).

$$K_0 = \frac{Q}{(A \cdot i)} \quad (1)$$

onde: Q é o volume coletado ao longo do tempo; A é a área da seção transversal do tubo e i é o gradiente hidráulico, calculado pela equação (2).

$$i = - \frac{(l+L)}{L} \quad (2)$$

onde: l é a espessura da lâmina de água e L é a altura da amostra colocada no tubo de PVC. K<sub>0</sub> foi corrigida para a temperatura de 20° C, utilizando a equação (3).

$$K_0^{20} = \frac{(K_0 \cdot \eta_0)}{\eta_0^{20}} \quad (3)$$

onde: η<sub>0</sub> é a viscosidade da água na temperatura de medida e η<sub>0</sub><sup>20</sup> é a viscosidade da água a 20° C.

A água percolada pelos tubos foi coletada e foram medidos o volume, o pH e a condutividade elétrica (CE) do líquido. As amostras foram armazenadas à temperatura de 4°C para análise química por espectrometria de absorção atômica e determinação das concentrações de Ca, Mg, Na, K, Zn, Fe, Mn e Cu.

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e aplicado o teste de Tukey para os valores significativos em nível de 5% de probabilidade. A análise estatística foi realizada no programa computacional ASSISTAT 7.5 beta (Silva, 2010).

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) ou *Sodium Adsorption Ratio* (SAR) foi calculada por meio da equação (4) e os resultados, associados aos valores de CE, foram enquadrados na classificação proposta por University of California (1974).

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{(Ca+Mg)}{2}}} \quad (4)$$

onde: Na, Ca e Mg correspondem à concentração destes elementos na água.

Os resultados foram comparados com dados da literatura e com os limites máximos permitidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (Brasil, 2008), que estabelece padrões de qualidade da água subterrânea, e pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA (Brasil, 2004), que dita os padrões de potabilidade.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente são apresentadas as características do resíduo utilizado no experimento e, posteriormente, são analisadas suas influências na condutividade hidráulica do solo e na qualidade da água de percolação.

### CARACTERÍSTICAS DO RESÍDUO

Na indústria de rochas ornamentais, costuma-se separar os materiais em dois grandes grupos: os “mármore” e os “granitos”. As rochas referidas como “granitos” englobam uma ampla gama de litotipos de composição silicática, cujos resíduos são misturados após o processo de serragem e destinados aos aterros ou lagoas de decantação.

O resíduo estudado neste trabalho é proveniente de rocha silicática e os resultados de sua análise são apresentados na Tabela 3. O pH elevado e o alto teor de Fe ocorrem devido à cal e à granalha presentes na polpa de serragem, assim como parte dos teores de Ca e Mg. Os demais parâmetros estão relacionados aos diversos litotipos que serviram de fonte para o resíduo. A Tabela 4 mostra os resultados da análise granulométrica do resíduo utilizado. Predomina a fração silte, que abrange 57,8% dos grãos; seguida pela fração areia, com 32,2% (14,7% de areia grossa e 17,5% de areia fina) e 10% de argila.

O pH elevado tem sido apontado como uma das



**TABELA 3.** Características do resíduo silicático (RS) utilizado no experimento.

pH <sub>H2O</sub>	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Cu	Zn
	----- cmol dm <sup>-3</sup> -----			----- mg dm <sup>-3</sup> -----				
9,0	2,8	0,4	439,0	449,0	3172,0	83,0	3,3	4,8

principais características negativas dos resíduos de rochas ornamentais por representar riscos ao meio ambiente. De fato, segundo a norma de classificação de resíduos sólidos NBR-10004 da ABNT (ABNT, 2004), resíduos que apresentarem pH menor do que 2,0 ou maior do que 12,5 devem ser classificados como perigosos devido a sua corrosividade. Freitas et al. (2009) mediram pH entre 12 e 13 no resíduo coletado durante o processo de serragem, mas afirmaram que a tendência é que haja decaimento destes valores ao longo do tempo. O pH medido no resíduo aqui estudado (pH 9,0 - Tabela 3) não permite classificá-lo como corrosivo, cabendo destacar que o mesmo foi coletado em leito de secagem alguns meses após sua geração.

Já os teores de Cu, Fe, Mn e Na (Tabela 3) estão em desacordo com a referida norma, que fixa, respectivamente, os valores máximos de 2 mg.L<sup>-1</sup>; 0,3 mg.L<sup>-1</sup>; 0,1 mg.L<sup>-1</sup> e 200 mg.L<sup>-1</sup> para aqueles elementos. O teor de Zn ficou abaixo do máximo permitido (5 mg.L<sup>-1</sup>), embora esteja muito próximo deste valor. Esses dados permitem enquadrá-lo na Classe II-A, Não-Perigoso e Não-Inerte, podendo ter como propriedades a biodegradabilidade, a combustibilidade ou a solubilidade em água.

Considerando-se a possibilidade de utilização deste resíduo no processo de rochagem, o fato de ocorrer solubilidade dos elementos em água pode ser visto como um ponto positivo, pois indica que haverá disponibilização de minerais no solo. É necessário, porém, atentar para os valores que podem ser considerados perigosos.

Segundo Sousa et al. (2004), o Fe em excesso no solo pode representar risco de toxidez às plantas. Vários autores citados por Silva (2005) colocam os teores críticos de Fe no solo variando entre 30 e 500 mg.dm<sup>-3</sup>; Fageria et al. (1981) afirmam que a toxicidade ocorre em concentrações acima de 80 mg.dm<sup>-3</sup> e Prezotti et al. (2007) consideram altos os teores de Fe acima de 45 mg.dm<sup>-3</sup>. Raymundo (2008), em seu experimento de correção de acidez de solo utilizando resíduo de serragem de mármore, encontrou teores de Fe mais elevados no solo corrigido com resíduo de tear de lâmina de aço, comparativamente ao resíduo de tear diamantado; mas em ambos os casos os teores ficaram abaixo dos níveis considerados tóxicos pelos autores supracitados. De fato, o Fe, assim como outros micronutrientes, é solubilizado em meios ácidos tornando-se disponível às plantas, mas tende a precipitar com

o aumento do pH deixando de representar riscos de toxidez.

O Mn em excesso também pode causar efeitos tóxicos às plantas (Coelho & Verlengia, 1973). De acordo com Prezotti et al. (2007), 12 mg.dm<sup>-3</sup> de Mn no solo já pode ser considerado um valor alto, sendo necessário, portanto, atentar para os teores deste elemento no resíduo caso venha a ser incorporado ao solo. Da mesma forma, são preocupantes os teores de Zn e Cu, pois valores no solo acima de 2,2 e 1,8 mg.dm<sup>-3</sup>, respectivamente, são considerados altos.

A aplicação de Na em excesso no solo pode ocasionar problemas de salinidade e toxidez, elevando a pressão osmótica da solução do meio, causando murchamento e morte de plantas (Prezotti et al., 2007) principalmente em regiões áridas e semiáridas onde a má drenagem favorece sua acumulação (Tisdale & Nelson, 1975). Porém, a alta mobilidade deste elemento faz com que ele seja rapidamente lixiviado em regiões de clima úmido, podendo tornar-se problema na água de percolação (Ayers & Westcot, 1994), tema que será discutido adiante.

Os elementos Ca, Mg e K não são citados na NBR nº 10004 (ABNT, 2004) como parâmetros de classificação de resíduos. Ao contrário, eles se destacam como nutrientes essenciais ao bom desenvolvimento dos vegetais.

Os teores de Ca e Mg medidos no resíduo são considerados médios e baixos, respectivamente, e se assemelham aos encontrados em adubos alternativos como a palha de café e de arroz, o esterco bovino e o lodo de esgoto, que vêm sendo amplamente utilizados na agricultura (Prezotti et al., 2007). Além disso, cabe citar que Bertossi et al. (2011) encontrara teores da mesma ordem de grandeza em resíduo de beneficiamento de mármore (2,4 e 1,4 cmol.dm<sup>-3</sup> para Ca e Mg, respectivamente) e, em experimento de correção de acidez de solo não observou alterações que pudessem ser consideradas prejudiciais ao bom desenvolvimento das plantas.

O K não representa riscos, já que é absorvido em grandes quantidades pelas plantas e o excesso é perdido por lixiviação. Os teores medidos no resíduo são considerados altos quando encontrados em solos e semelhantes aos fertilizantes alternativos como o esterco bovino, o capim seco e o composto de lixo urbano (Prezotti et al., 2007).

O uso do K na agricultura ilustra a importância da prática da rochagem, por ser ele um nutriente amplamente utilizado na adubação dos latossolos brasileiros e cuja demanda vem aumentando consideravelmente nos últimos anos (Lopes & Guilherme, 2000). No Brasil, apenas uma mina de potássio localizada no estado de Sergipe responde por 12 % de todo o K consumido no país, ficando o restante dependente de importação (Nascimento & Lapido Loureiro, 2004).

Mas o K consumido na agricultura, geralmente fornecido sob a forma de cloreto de potássio, é altamente solúvel em água, pairando a dúvida quanto à possibilidade de se utilizar o K presente nos silica-

tos das rochas ornamentais. Neste sentido, alguns estudos foram conduzidos, tentando propiciar ou acelerar a disponibilização do K presente em rochas ígneas e metamórficas (Valarelli & Guardani, 1981; Valarelli et al., 1993; Varadachari, 1997; Melamed & Gaspar, 2005).

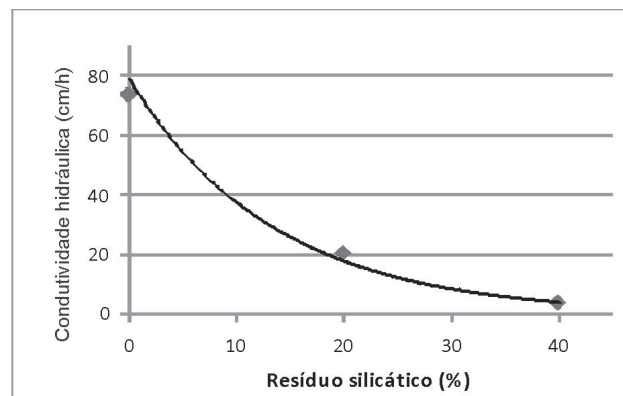
O trabalho aqui apresentado utilizou resíduos oriundos do beneficiamento destes tipos rochosos cuja análise mostrou a existência de K trocável. Tal fato pode ter sido propiciado pela fina granulação do material, acarretada pela serragem da rocha (Tabela 4), e/ou pelo pH elevado, característico da polpa de serragem (Tabela 3).

**TABELA 4.** Granulometria do resíduo silicático (RS) utilizado no experimento.

Partícula	Tamanho mm	Quantidade	
		g.Kg <sup>-1</sup>	%
areia grossa	2 - 0,2	147	14,7
areia fina	0,2 - 0,05	175	17,5
silte	0,05 - 0,002	578	57,8
argila	< 0,002	100	10,0

### INFLUÊNCIA DO RESÍDUO NA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO SOLO

Os valores de condutividade hidráulica obtidos nas misturas de solo e resíduo silicático (RS), comparados com a testemunha (solo sem adição de resíduo), mostram que houve redução na velocidade de percolação da água com agregação de resíduos ao solo (Tabela 5). Aplicando-se 20% de resíduo no solo, o valor da condutividade é classificado como Rápido e para a quantidade de 40% de resíduo, a condutividade passa a ser Moderada (Figura 2).



**FIGURA 2.** Variação da condutividade hidráulica em função da dose de resíduo silicático (RS).

**TABELA 5.** Valores de condutividade hidráulica obtidos em cada tratamento classificados segundo Ferreira (2002) (RS = resíduo silicático).

Tratamento	Condutividade cm.h <sup>-1</sup>	Classe
Solo	73,97 ± 6,36	Muito rápida
Solo + RS 20%	20,46 ± 8,77	Rápida
Solo + RS 40%	3,76 ± 1,38	Moderada

A análise granulométrica do resíduo mostra predominância da fração silte (57,8%), com 10% de argila (Tabela 4), o que pode explicar a diminuição da condutividade hidráulica do solo originalmente arenoso-argiloso. Contudo, é importante observar que 40 % de resíduo aplicado no solo é um valor elevado do ponto de vista do uso do resíduo em rochagem e, mesmo assim, a condutividade hidráulica permanece como Moderada e não chega ao nível Baixo.

Apesar de nesse estudo o resíduo não apresentar restrição ao uso, cuidados devem ser tomados quanto à composição química e física do resíduo utilizado.

## INFLUÊNCIA DO RESÍDUO NA QUALIDADE DA ÁGUA

Na análise da água de percolação, os parâmetros CE, pH, Ca, Mg, K, Na, Mn e Cu, sofreram alteração significativa com a agregação das diferentes doses de resíduo ao solo (nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey); por outro lado, os teores de Fe e Zn não apresentaram diferença significativa (Tabela 6).

Os parâmetros que tiveram alteração significativa são apresentados nos gráficos da Figura 3. O aumento da dose de resíduo silicático levou ao aumento da CE, pH, Ca, Mg, K, Na e Mn, e à redução dos teores de Cu.

O pH da água percolada no solo agregado ao resíduo subiu de forma considerável, refletindo a acidez do solo (pH de 4,7) quando testado puro e sua correção pela adição de resíduo, que apresenta pH elevado (9,0). Ayers & Westcot (1994) consideram que valores de pH entre 6,5 e 8,4 são os mais apropriados para o crescimento vegetal, portanto, este parâmetro não chega a representar valores perigosos mesmo na maior dose aplicada.

Já a CE, que reflete o grau de salinidade da água, sobe a níveis considerados restritivos ao bom desenvolvimento das plantas. Conforme os limites sugeridos pelo Comitê de Consultores da Universidade da Califórnia (University of California, 1974), enquanto a água percolada pelo solo puro não apresenta risco de salinização, a água percolada pelo solo com 20% de resíduo apresenta restrição baixa a moderada e, no caso da mistura de 40% de resíduo, a restrição passa a ser severa. Segundo Bernardo et al. (2006), águas com CE entre 0,75 e 2,25 dS.m<sup>-1</sup> são classificadas como de alta salinidade e não podem ser empregadas em solos com deficiência de drenagem e, se a drenagem for adequada, ainda são necessárias práticas especiais para o controle da salinidade. Já valores acima de 2,25 dS.m<sup>-1</sup> não são apropriados para irrigação sob condições normais.

Solos e águas contendo altos níveis de Mg, onde a razão Ca/Mg é menor do que 1, podem apresentar

problemas de infiltração (Ayers & Westcot, 1994). Além disso, os efeitos potenciais do Na podem ser ligeiramente incrementados e pode ocorrer deficiência de Ca nas plantas, retardando seu crescimento. Assim, a razão Ca/Mg acima de 1 é recomendável, pois o Ca pode reduzir efeitos tóxicos do Na e do Mg. No caso estudado, embora os níveis de Mg medidos na água sejam crescentes com a adição de resíduos ao solo, a razão Ca/Mg permanece sempre maior do que 1, indicando não haver riscos relativos ao Mg.

A qualidade da água disponibilizada às plantas por meio da irrigação deve levar em consideração a *Sodium Adsorption Ratio* (SAR) ou Razão de Adsorção de Sódio (RAS), que analisa os teores de Na, Ca e Mg, conjuntamente (University of California, 1974). O valor da RAS indica a restrição com relação à toxicidade do Na e, associado à CE, aponta o grau de restrição com relação a possíveis problemas de infiltração (Tabela 7). Considera-se que a água de percolação pode ser analisada com base neste critério, uma vez que o uso do resíduo em rotação oferecerá riscos ou benefícios às culturas de acordo com as características físico-químicas da água que percolará no subsolo.

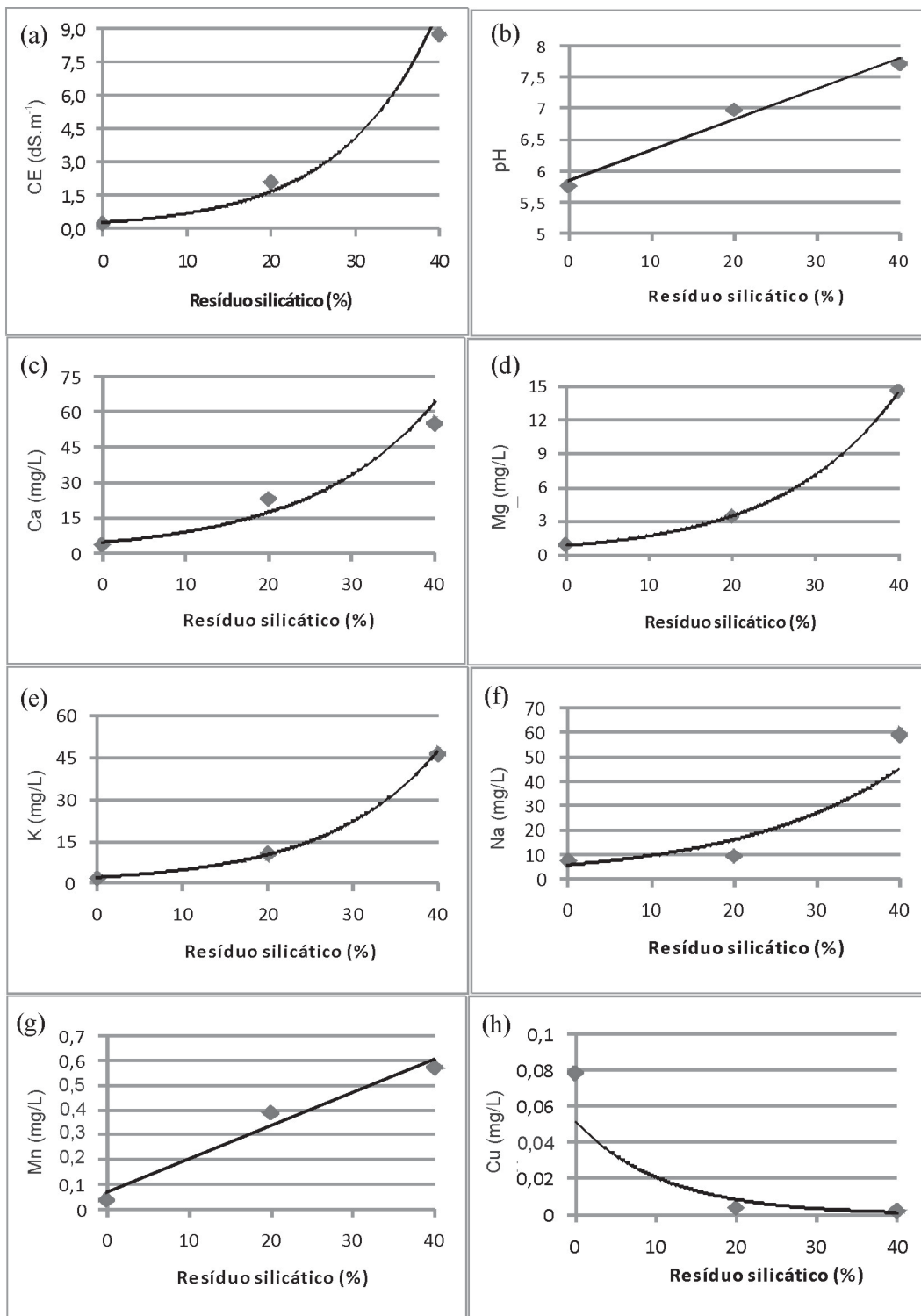
Os valores calculados para os parâmetros RAS e CE dos tratamentos utilizados no experimento estão expressos na Tabela 8 e, ao compará-los com os valores da Tabela 7, é possível qualificá-los quanto à restrição ao uso em: Moderada no solo puro e Nenhuma para o solo agregado a 20 e 40% de resíduo. Considerando-se a RAS isoladamente, pode-se dizer que as águas analisadas não oferecem riscos de toxicidade em relação ao excesso de Na, já que todas se apresentam dentro do mesmo limite de classificação estabelecido na Tabela 7. A diferença quanto à restrição ao uso se deve principalmente à CE, pois é este o parâmetro que provoca a mudança no grau de restrição da água com a adição de resíduo ao solo.

Segundo Ayers & Westcot (1994), a elevada concentração de Na em relação ao Ca e Mg acarreta

**TABELA 6.** Parâmetros analisados na água percolada pelo solo puro e pelas misturas de solo e resíduo em diferentes porcentagens (CE = condutividade elétrica).

Tratamento	CE (dS.m <sup>-1</sup> )	pH	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
Solo Puro	0,249 <sup>A</sup>	5,8 <sup>A</sup>	4,00 <sup>A</sup>	0,83 <sup>A</sup>	2,12 <sup>A</sup>	7,52 <sup>A</sup>	0,54 <sup>A</sup>	0,039 <sup>A</sup>	0,27 <sup>A</sup>	0,18 <sup>A</sup>
Solo + RS 20%	2,115 <sup>B</sup>	7,0 <sup>B</sup>	23,51 <sup>B</sup>	3,39 <sup>A</sup>	10,93 <sup>A</sup>	9,52 <sup>A</sup>	3,86 <sup>A</sup>	0,39 <sup>AB</sup>	0,004 <sup>B</sup>	0,19 <sup>A</sup>
Solo + RS 40 %	8,803 <sup>C</sup>	7,8 <sup>B</sup>	45,50 <sup>C</sup>	14,56 <sup>B</sup>	52,70 <sup>B</sup>	70,37 <sup>B</sup>	1,41 <sup>A</sup>	0,58 <sup>B</sup>	0,002 <sup>B</sup>	0,19 <sup>A</sup>

Obs: Letras iguais na coluna não diferem no teste de Tukey em nível de 5% de significância.



**FIGURA 3.** Variação dos parâmetros analisados na água percolada em função da dose de resíduo silicático aplicada (CE = condutividade elétrica).



**TABELA 7.** Diretrizes para interpretação da qualidade da água para irrigação com base no RAS (razão de adsorção de sódio) e na condutividade elétrica (CE) (University of California, 1974).

Intervalos de RAS e CE (dS.m <sup>-1</sup> )			Grau de Restrição ao Uso		
			Nenhuma	Moderada	Severa
RAS = 0 a 3	e	CE	>0,7	0,7 a 0,2	<0,2
RAS = 3 a 6	e	CE	>1,2	1,2 a 0,3	<0,3
RAS = 6 a 12	e	CE	>1,9	1,9 a 0,5	<0,5
RAS = 12 a 20	e	CE	>2,9	2,9 a 1,3	<1,3
RAS = 20 a 40	e	CE	>5,0	5,0 a 2,9	<2,9

**TABELA 8.** Qualificação da água percolada nos tratamentos testados segundo a University of California (1974) (RAS = razão de adsorção de sódio e CE = condutividade elétrica).

Tratamento	RAS	CE (dS.m <sup>-1</sup> )	Restrição ao Uso
Solo Puro	0,89	0,249	Moderada
Solo + 20 % de resíduo	0,48	2,115	Nenhuma
Solo + 40 % de resíduo	2,29	8,803	Nenhuma

problemas de desestruturação do solo, dificultando o processo de infiltração da água devido à obstrução de poros. A capacidade de infiltração da água no solo cresce com o aumento da salinidade (CE) e decresce com o aumento da razão de adsorção de sódio (RAS). Como apresentado na Tabela 8, tanto a RAS quanto a CE subiram com a adição da maior dose de resíduo ao solo; a primeira contribuindo com a capacidade de infiltração e a segunda limitando-a, o que pode explicar a manutenção da condutividade hidráulica do solo que, permanece como Moderada, segundo a classificação de Ferreira (2002) (Tabela 5).

O elevado teor de Fe no resíduo não interfere nos teores deste elemento na água de percolação, visto que não há diferença significativa entre os tratamentos. Isto pode ser explicado pela baixa mobilidade do elemento e pelo fato de que a correção do pH tende a tornar indisponível o Fe e outros micronutrientes como o Mn e o Cu. De fato, os teores de Cu diminuem de forma significativa com o aumento da dose de resíduo (Figura 3). Já o teor de Mn na água aumenta com a aplicação de resíduo no solo; tal comportamento pode

indicar que o excesso deste elemento no resíduo, faz com que ele seja lixiviado mesmo com a correção do pH do solo.

De acordo com a resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008), legislação específica para os limites de contaminantes em água subterrânea, os teores de Na, Fe, Mn, Cu e Zn analisados na água de percolação encontram-se abaixo do limite máximo permitido em todas as amostras analisadas. Os outros parâmetros estudados não constam na citada Resolução.

Adotando-se como referência a portaria de potabilidade de água ANVISA nº 518/2004 (BRASIL, 2004), observa-se que tanto a água percolada pelo solo puro quanto a água percolada pelas misturas de solo e resíduo apresentam não conformidade em relação ao Fe (Tabela 6). No caso do Mn, a água percolada nas duas misturas de solo com resíduo apresenta valores superiores ao máximo permitido pela legislação, o que não ocorreu com o solo puro. Os demais parâmetros analisados ficaram sempre abaixo dos valores permitidos pela portaria.

## CONCLUSÕES

O resíduo utilizado neste trabalho tem granulação silto-arenosa e pode ser classificado, de acordo com a NBR nº10004 (ABNT, 2004), como Não-Perigoso e Não-Inerte no que se refere ao pH e aos teores de Na, Fe, Mn e Cu solubilizáveis. O pH, embora esteja em nível alto, não é considerado corrosivo, mas deve-

se atentar para os teores de Fe, Mn, Cu e Zn que podem apresentar risco de toxidez às plantas.

A aplicação do resíduo no solo causou diminuição da condutividade hidráulica, que passou de Muito Rápida para Rápida, com a aplicação de 20%, e para Moderada, com a aplicação de 40 % de resíduo.

Destaca-se que foram utilizadas porcentagens elevadas na tentativa de simular uma superdosagem no processo de rochagem e/ou um efeito cumulativo no ambiente.

O resíduo forneceu Ca, Mg, K, Na e Mn, aumentou a CE e o pH e diminuiu o teor de Cu na água percolada. Os teores de Fe e Zn não apresentaram diferença significativa. O pH da água de percolação permaneceu dentro dos valores considerados normais, mas a CE subiu para níveis que podem representar riscos de salinização do solo. O estudo da RAS (que leva em consideração os teores de Na, Ca e Mg) associada à CE não apresentou risco de toxicidade por excesso de Na, nem restrição com relação a possíveis problemas de infiltração.

Mesmo com a agregação de 40% de resíduo ao solo, todos os parâmetros analisados ficaram abaixo

dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 396/2008. Com relação à portaria ANVISA 518/2004, o Fe e o Mn medidos na água percolada ficaram acima dos valores máximos permitidos. É importante salientar que os teores de Fe da água percolada no solo com resíduo estão em níveis tão altos quanto os teores da água percolada no solo puro.

Devido à identificação de K trocável no resíduo estudado e a verificação de aumento das concentrações deste elemento na água de percolação, considera-se que o material apresenta potencial de ser utilizado como fonte de K no processo de rochagem. É necessário, contudo, que mais estudos sejam realizados visando à definição das quantidades de resíduo necessárias para o enriquecimento do solo sem oferecer riscos de contaminação com outros elementos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (processo 481013/2008-3) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo - FAPES (processo 42402794/08) pelo financiamento dos projetos desenvolvidos paralelamente a esta pesquisa; à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da UFES pela concessão de uma bolsa de estudos; ao Laboratório de Nutrição de Plantas do CCA/UFES e à Embrapa Solos pela realização das análises físico-químicas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABIROCHAS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE ROCHAS ORNAMENTAIS. **Notícias sobre Exportações**: balanço das exportações e importações brasileiras de rochas ornamentais em 2007. Disponível em <[http://www.ivolution.com.br/news/upload\\_pdf/6023/Retrospectiva\\_2007.pdf](http://www.ivolution.com.br/news/upload_pdf/6023/Retrospectiva_2007.pdf)>. Acessado em: 29jul2008.
2. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos Sólidos: classificação 10004**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.
3. AYERS, R.S. & WESTCOT, D.W. **Water Quality for Agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1994. (Serie: FAO Irrigation and Drainage Papers - 29) Disponível em <<http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.htm#TOC>>. Acessado em: 1mar2011.
4. BERNARDO, S.; SOARES, A.A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de Irrigação**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 625 p., 2006.
5. BERTOSSI, A.P.A.; CARDOSO, M.S.N.; PRADO, A.C.A.; POLIDORO, J.C.; GARCIA, G.O.; NEVES, M.A. Influência de resíduo de serragem de mármore na condutividade hidráulica do solo e na qualidade da água. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 34, n. 1, 2011. No prelo.
6. BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisa Pedológica. **Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Espírito Santo**: Escala 1:400.000. 1 Mapa, 1971.
7. BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria nº 518** de 25 de março de 2004. Disponível em <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acessado em: 29ago2009.
8. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº396** de 03 abr. 2008. Diário Oficial da União nº 066, 07 abr. 2008, seção 1, pág. 64-68. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>>. Acessado em: 30set2009.
9. CALMON, J.L. & SILVA, S.A.C. Mármore e Granito no Espírito Santo: problemas ambientais e soluções. In: DOMINGUES, A.F.; BOSON, P.H.G.; ALÍPAZ, S. (Orgs.), **A gestão de Recursos Hídricos e a Mineração**. Brasília: Agência Nacional de Águas – ANA, Instituto Brasileiro de Mineração - IBRAM, 2006. p. 199-231. Disponível em <[http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/CatalogoPublicacoes\\_2006.asp](http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/CatalogoPublicacoes_2006.asp)>. Acessado em: 20abr2007.
10. COELHO, F.S. & VERLENGIA, F. **Fertilidade do solo**. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 384 p., 1973.
11. CUNHA, L.P. **Avaliação do Regime Estacionário em experimentos de fluxo de água em colunas de solo saturado**. Piracicaba, 2006. 74 p. Dissertação (de Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Disponível em <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11131/tde-07042006-162730/>. Acesso em: 28jun2010.
12. CUSTODIO, E. & LLAMAS, M. **Hidrología Subterránea**. 2ª. ed. Barcelona: Omega, 2 v., 1996.
13. EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 212 p., 1997.
14. FAGERIA, N.K.; BARBOSA FILHO, M.P.; GHEYI, H.R. Avaliação de cultivares de arroz para tolerância à salinidade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 16, n. 5, p. 677-681, 1981.

15. FERREIRA, P.A. Drenagem de terras agrícolas. **Apostila**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 211 p., 2002.
16. FREITAS, J.J.G.; RAYMUNDO, V.; JESUS, H.C. A Importância do Monitoramento do pH em Resíduos Industriais de Beneficiamento de Minerais Não-Metálicos. **Cerâmica Industrial**, v. 14, n. 2, p. 1-6, 2009.
17. FYFE, W.S.; LEONARDOS, O.H.; THEODORO, S.H. Sustainable farming with native rocks: the transition without revolution. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 78, n. 4, p. 715-720, 2006.
18. LEONARDOS, O. H.; KRONBERG, B.I.; FYFE, W.S. Rochagem: método de aumento de fertilidade em solos lixiviados e arenosos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 19, 1976, Ouro Preto. **Anais...** Ouro Preto: SBG, 1976, v. 1, p. 137-145.
19. LOPES, A.S. & GUILHERME, L.R.G. **Uso Eficiente de Fertilizantes e Corretivos Agrícolas: aspectos agrônômicos**. 3ª ed. São Paulo: ANDA, 72 p., 2000. (Boletim Técnico, 4).
20. MELAMED, R. & GASPAR, J.C. Eficiência de pó de rocha na bio-disponibilidade de potássio em sistemas de produção agrícola sustentáveis. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 21, 2005, Natal. **Anais...** Rio de Janeiro: CETEM, 2005, v. 2, p. 546-552.
21. MENEZES, R.R.; FERREIRA, H.S.; NEVES, G. DE A.; FERREIRA, H.C. Uso de rejeitos de granitos como matérias-primas cerâmicas. **Cerâmica**, v. 48, n. 306, p. 92-101, 2002.
22. MESQUITA, M.G.B.F. & MORAES, S.O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. Santa Maria: **Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 963-969, 2004.
23. MOTHÉ FILHO, H.F.; POLIVANOV, H.; MOTHÉ, C.G. Reciclagem dos resíduos sólidos de rochas ornamentais. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 28/2, p. 139-151, 2005. Anual. Disponível em <[http://www.anuario.igeo.ufrj.br/anuario\\_2005/Anuario\\_2005\\_139\\_151.pdf](http://www.anuario.igeo.ufrj.br/anuario_2005/Anuario_2005_139_151.pdf)>. Acessado em: 20fev2007.
24. NASCIMENTO, M. & LAPIDO-LOUREIRO, F.E. **Fertilizantes e Sustentabilidade: o potássio na agricultura brasileira, fontes e rotas alternativas**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, Série Estudos e Documentos, 61, 66 p., 2004.
25. PONTES, I.F. & STELLIN JÚNIOR, A. Utilização de finos de serrarias do Espírito Santo nas indústrias de construção civil. In: IBERMAC MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO, 1, 2001, Madrid. Primeras Jornadas Iberoamericanas sobre "Caracterización y Normalización de Materiales de Construcción". **Memorias...** Madrid: Sem Editora, 2001, p. 1-10.
26. PREZOTTI, J.C.S. Resultados de monitoramentos de estações de tratamento de efluentes líquidos de indústrias de beneficiamento de mármore e granito, implantadas no município de Cachoeiro de Itapemirim. In: SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 5, 2003, Vitória. **Anais...** Vitória: ABES, 2003, p. 1-8.
27. PREZOTTI, L.C; GOMES, J.A; DADALTO, G.G; OLIVEIRA, J.A. DE. **Manual de Recomendação de Calagem e Adubação para o Estado do Espírito Santo – 5ª aproximação**. SEEA/INCAPER/CEDAGRO, Vitória, 305 p., 2007.
28. RAYMUNDO, V. **Uso de Resíduos de Serragem de Mármore do Estado do Espírito Santo como Corretivo da Acidez de Solos**. Alegre, 2008. 72 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo.
29. SILVA, L.S. DA. Calagem em solos de várzea e a disponibilidade de nutrientes na solução do solo após o alagamento. **Ciência Rural**, v. 35, n. 5, p. 1054-1061, 2005.
30. SILVA, F. DE A.S. **ASSISTAT** Versão 7.5 beta. DEAG/CTRN/UFMG: Campina Grande. Disponível em: <<http://www.assistat.com>>. Acessado em: 8nov2010.
31. SINDIROCHAS – SINDICATO DAS INDÚSTRIAS DE ROCHAS ORNAMENTAIS, CAL E CALCÁRIOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. Setor de rochas do Espírito Santo lidera exportação brasileira. **Sindirochas Informativo**, v. 1, n. 8, 2004.
32. SOUSA, R.O.; CAMARGO, F.A. DE O.; VAHL, L.C. Solos Alagados (Reações redox). In: MEURER, E.J. (Ed.), **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Gênesis, 290 p., 2004.
33. THEODORO, S.H. **Fertilização da terra pela terra: uma alternativa para a sustentabilidade do pequeno produtor rural**. Brasília, 2000. 225 f. Tese (Doutorado) – CDS, Universidade de Brasília. Disponível em <<http://www.unbceds.pro.br/publicacoes/SuziHuff.pdf>>. Acessado em: 28jun2010.
34. THEODORO, S.H. & LEONARDOS, O.H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 78, n. 4, p. 721-730, 2006.
35. TISDALE, S. & NELSON, W. **Soil Fertility and Fertilizers**. 3ª ed. New York: Macmillan Publishing, 694 p., 1975.
36. UNIVERSITY OF CALIFORNIA. **Guideline for Interpretation of Water Quality for Agriculture**. Davis: Committee of consultants, 13 p. 1974. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/003/t0234e/t0234e00.htm>>. Acessado em: 29br2011.
37. VALARELLI, J.V. & GUARDANI, R. Estudos experimentais para utilização das rochas potássicas de Poços de Caldas como fertilizantes. **Fertilizantes**, v. 3, n. 3, p. 4-7, 1981.
38. VALARELLI, J.V.; NOVAIS, R.F.; VAZ DE MELO, M.T.; LEAL, E.D. Ardósias verdetes de Cedro do Abaeté na produção de termofosfato potássico fundido e sua eficiência agrônômica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 65, p. 343-375, 1993.
39. VARADACHARI, C. Potash fertilizer from biotite. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 36, n. 11, p. 4768-4773, 1997.
40. YOUNGS, E.G. Hydraulic Conductivity of Saturated Soils. In: SMITH, K.A.; MULLINS, C.E. (Eds.), **Soil Analysis: physical methods**. New York: M. Dekker, p. 161-207, 1991.

*Manuscrito Recebido em: 8 de abril de 2011  
Revisado e Aceito em: 13 de setembro de 2011*