

**UFRRJ**

**INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**TESE**

**Estratégias de Manejo do Cascalho Oriundo da  
Perfuração de Poços de Petróleo.**

**Jair do Nascimento Guedes**

**2014**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**ESTRATÉGIAS DE MANEJO DO CASCALHO ORIUNDO DA  
PERFURAÇÃO DE POÇOS DE PETRÓLEO.**

**JAIR DO NASCIMENTO GUEDES**

*Sob a Orientação do Professor*

**Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho**

*e Co-orientação do Professor*

**Everaldo Zonta**

Tese submetida como requisito parcial  
para obtenção do grau de **Doutor** no  
Curso de Pós-Graduação em  
Agronomia, Área de Concentração em  
Ciência do Solo.

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2014

363.728  
G924e  
T

Guedes, Jair do Nascimento, 1975-  
Estratégias de manejo do cascalho oriundo da perfuração de  
poços de petróleo / Jair do Nascimento Guedes. – 2014.  
136 f.: il.

Orientador: Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho.  
Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de  
Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do  
Solo, 2014.

Bibliografia: f. 111-119.

1. Resíduos industriais - Reaproveitamento – Teses. 2. Poços  
de petróleo - Perfuração - Teses. 3. Plantas e solo – Teses. 4.  
Plantas – Adubos e fertilizantes - Teses. I. Amaral Sobrinho,  
Nelson Moura Brasil do, 1956- II. Universidade Federal Rural  
do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia –  
Ciência do Solo. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta tese, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO**

**JAIR DO NASCIMENTO GUEDES**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 28/02/2014

---

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Dr. UFRRJ  
(Orientador)

---

Fabiana Soares dos Santos. Dra.UFF

---

Marcos Bacis Ceddia. Dr. UFRRJ

---

Ana Carolina Callegario Pereira. Dra.UniFOA

---

Nelson Mazur Dr. UFRRJ

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me fortalecer a cada dia, e por colocar em meu caminho pessoas maravilhosas.

A toda minha família, pela compreensão nos momentos de ausência e pelo carinho eterno.

À Claudia Ferreira, meu amor, pela compreensão, exemplo de perseverança e ousadia, por seu constante incentivo e motivação durante esta jornada e em minha vida pessoal.

Ao meu orientador Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho, pela paciência, dedicação e confiança no desenvolvimento das atividades.

Ao meu amigo Márcio Magalhães que muito me ajudou na conclusão deste projeto e profissionalismo.

Aos demais amigos do laboratório de Química e Poluição do Solo, que sem exceção contribuíram enormemente para a realização do projeto.

À todos os colegas do departamento de solos pela incansável força que tem me dado.

Ao Departamento de solos por ter sido incondicional na minha liberação para cursar tanto o mestrado como o doutorado.

À CAPES pela concessão da bolsa para realização de atividades de projeto em CUBA.

Ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia Ciência do Solo (CPGA-CS), pela sua excelência e disponibilidade de recursos financeiros para realização de diversas atividades envolvendo a pesquisa.

A PETROBRÁS/ANP e FAPUR pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do projeto.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pela oportunidade de estudo, crescimento pessoal e profissional e pela sua excelência na qualidade de ensino, pesquisa e extensão.

Enfim, a todos que, de uma forma ou de outra, estiveram presentes em minha vida e foram, com certeza, essenciais para a execução e conclusão desta tese.

## **BIOGRAFIA**

Jair do Nascimento Guedes, filho de José Magalhães Guedes e Maria Merseis Nascimento, cursou Ciências Agrícolas, Engenharia Agrônômica e Mestrado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Em março de 2010 ingressou no doutorado, também no Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo sob a orientação do Prof<sup>o</sup> Dr. Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Em janeiro de 2011 viajou para Cuba, através de Doutorado sanduiche, onde permaneceu por dois meses na Universidade Agrária de la Habana (UNAH) realizando as atividades do projeto de cooperação internacional CAPES-MES, intitulado “ Estimativas das concentrações naturais de metais pesados e proposição de valores de referências para algumas classes de solos da província de Havana – Cuba”. Atualmente é servidor público federal pela UFRRJ.

## RESUMO GERAL

GUEDES, Jair do Nascimento. **Estratégias de manejo do cascalho oriundo da perfuração de poços de petróleo.** 2014. 136f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

A indústria de perfuração e exploração de petróleo gera muitos resíduos que, quando dispostos de forma inadequada, podem ocasionar problemas ambientais. Dentre esses resíduos, o cascalho de perfuração merece destaque pela sua importância como potencial agente poluidor. A sua composição é função da rocha perfurada e do fluido utilizado. No entanto, na sua composição há também a presença de alguns nutrientes essenciais as plantas e, portanto para tornar possível o seu uso são necessários estudos para indicar os efeitos no sistema solo-planta. Desta forma, se faz necessária adotar ações para caracterizar os resíduos gerados, de modo a definir os sistemas de tratamento ou condicionamento mais adequados, bem como o seu reaproveitamento e até mesmo a reciclagem. A proposta desse estudo foi de avaliar a melhor estratégia a ser utilizada para tratamento e aplicação de cascalho oriundo da perfuração de poços de petróleo no solo. Para isso, o trabalho foi desenvolvido em quatro capítulos. O primeiro teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção de sódio e bário do resíduo através do processo de lavagem. Nesse estudo, foram testadas duas formas de tratamento do cascalho: ensaio dinâmico e o ensaio estático, verificando a eficiência de remoção dos elementos mais restritivos ao crescimento de plantas. O percentual de remoção de sódio foi superior a 70% no resíduo da centrífuga e inferior a 60% no resíduo secador para o ensaio dinâmico. Enquanto que, no ensaio estático, a remoção máxima de sódio foi de 60% e de bário 0,004%. No segundo capítulo, foi avaliada a capacidade de fitoextração de sódio e bário do resíduo, após lavagem, por plantas de cevada. Esse efeito foi avaliado através de ensaios em vasos, tendo como substrato três diferentes proporções de areia lavada e resíduo. Os resultados mostraram uma perda de massa significativa, na parte aérea, de 1,94g (controle) e 0,23g, na maior dose do resíduo. E nas raízes, houve redução drástica de 3,55g (controle) e 0,19g na maior dose do resíduo oriundo do equipamento secador. O terceiro capítulo teve como objetivo avaliar o efeito do potencial redox e da condutividade elétrica sobre o desenvolvimento de plantas de arroz e brachiaria. Neste estudo, primeiramente, foi realizado uma curva de salinização para estabelecer a dose máxima do resíduo, associada a condutividade elétrica. As plantas foram cultivadas sob duas condições de umidade: saturado e 70% da capacidade de campo (CC). Os resultados evidenciaram que a condição de extrema redução aumentou a solubilidade e promoveu aumento na absorção de sódio, bário, ferro e manganês, nas plantas de arroz e brachiaria, enquanto que, a produção de massa seca foi superior na condição de oxidação devido a baixa solubilização dos elementos. Os resultados também mostraram que as plantas de brachiaria acumularam 3 vezes mais sódio do que as de arroz. O objetivo do quarto capítulo foi avaliar o desempenho da cevada cultivada em sucessão a brachiaria desenvolvida nos substratos tratados com o resíduo de perfuração de poços de petróleo. Os resultados mostraram que o cultivo prévio com brachiaria reduziu significativamente os elementos mais restritivos como sódio, bário e condutividade elétrica. E a aplicação do resíduo favoreceu o acúmulo de bases trocáveis, como: cálcio, magnésio, potássio e micronutrientes ferro e manganês.

**Palavras chave:** Cascalho de perfuração. Potencial redox. Condutividade elétrica.

## GENERAL ABSTRACT

GUEDES, Jair do Nascimento. **Management strategies gravel coming from oil well drill.** 2014. 136f. Thesis (Doctor Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

The drilling and oil exploration industry is an activity that generates many residues that, when disposed of improperly, can cause environmental problems. Among these waste, drill cuttings worth mentioning because of its importance as a potential pollutant. Its composition is a function of rock drilled and used fluid. However, in its composition there is also the presence of some essential nutrients the plants and thus to enable its use studies are needed to indicate the effects on soil-plant system. Thus, it is necessary to take steps to characterize the wastes generated, so as to define the most appropriate treatment or conditioning systems, and its reuse and even recycling. The purpose of this study was to evaluate the best strategy to be used for treatment and application of gravel coming from the drilling of oil wells in the soil. For this, the study was conducted in four chapters. The first was to evaluate the sodium removal efficiency and barium residue through the washing process. In this study, we tested two forms of treatment gravel: dynamic and the static test, checking the removal efficiency of the most restrictive elements for the plant. The sodium removal rate was above 70% in the residue from the centrifuge and less than 60% at residue dryer for dynamic testing. While the static test, the maximum sodium removal was 60% and 0.004% barium. In the second part, the ability of sodium and barium phytoextraction of the residue was measured after washing for barley plants. This effect was evaluated by testing in pots, as substrate three different proportions of washed sand and residue. The results showed a significant mass loss, in the shoot of 1.94g (control) and 0.23g, at the highest dose of the residue. And the roots, there was a drastic reduction of 3.55g (control) and 0.19 g at the highest dose of the waste coming from the dryer equipment. The third chapter aimed to evaluate the effect of redox potential and electrical conductivity on the development of rice and brachiaria plants. In this study first was conducted salinization one curve to establish maximum dose of the residue linked to electrical conductivity. The plants were grown under two humidity conditions: saturated and 70% of field capacity (FC). The results showed that the condition of extreme reduction increased solubility and increased the absorption of sodium, barium, iron and manganese in rice plants and brachiaria, while the dry matter production was higher in the oxidation condition due to low solubilization of the elements. The results also showed that the plants accumulated brachiaria 3 times more sodium than the rice plants. The objective of the fourth chapter was to evaluate the performance of barley cultivated after brachiaria developed in soil treated with oil well drilling waste. The results showed that prior cultivation brachiaria significantly reduced tightening elements such as sodium, barium and electrical conductivity. And the application of residue favored the accumulation of exchangeable bases, such as calcium, magnesium, potassium and micronutrients iron and manganese.

**Key words:** Drill cuttings. Redox potential. Electrical conductivity.



## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Representação esquemática da lavagem de solo <i>ex-situ</i> (modificado de EPA 2001). .....	10
<b>Figura 2.</b> Sistema de recuperação do fluido de perfuração, utilizado pela Sonda BCH 05, no poço de prospecção - BA.....	15
<b>Figura 3.</b> Relação da composição de n-alcenos das diferentes amostras compostas coletadas no secador e na centrífuga do poço 7MGP-98D-BA.....	17
<b>Figura 4.</b> Preparo dos resíduos de perfuração de poços de petróleo (Poço 7-MGP98-D BA).19	
<b>Figura 5.</b> Esquema de agitação orbital e filtração lenta.....	19
<b>Figura 6.</b> Colunas com resíduos de perfuração de poços de petróleo, em PVC, utilizadas no ensaio de lixiviação .....	20
<b>Figura 7.</b> Leituras de pH e Eh nas colunas de lixiviação.....	20
<b>Figura 8.</b> Coleta do lixiviado em frascos de 500 ml e filtração lenta dos extratos que apresentavam partículas de resíduo em suspensão.....	21
<b>Figura 9.</b> Percentual de remoção de sódio em diferentes compostas de resíduos de poços de perfuração de petróleo – Bahia.....	23
<b>Figura 10.</b> Comportamento do potencial redox (Eh) e pH nos diferentes resíduos de perfuração de poços de petróleo-BA, sob condições de oxirredução.....	25
<b>Figura 11.</b> Monitoramento da vazão durante o procedimento de lavagem nos diferentes resíduos de perfuração de poços de petróleo-BA. ....	26
<b>Figura 12.</b> Condutividade elétrica em diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia .....	27
<b>Figura 13.</b> Concentração de sódio nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia.....	28
<b>Figura 14.</b> Percentual de sódio removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia .....	29
<b>Figura 15.</b> Concentração de potássio nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia.....	30
<b>Figura 16.</b> Percentual de potássio removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia.....	31
<b>Figura 17.</b> Concentração de cálcio nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia.....	32
<b>Figura 18.</b> Percentual de cálcio removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia .....	33
<b>Figura 19.</b> Concentração de bário nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia.....	34
<b>Figura 20.</b> Percentual de bário removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia.....	35
<b>Figura 21.</b> Desenvolvimento das plantas de cevada 40 dias após o plantio. ....	42
<b>Figura 22.</b> Respostas das plantas de cevada submetidas aos diferentes tratamentos e compostas de resíduo de poço de perfuração de petróleo, Poço7-MGP-98D-BA. ....	44
<b>Figura 23.</b> Comportamento da condutividade elétrica em função das crescentes doses do resíduo .....	57
<b>Figura 24.</b> Unidades experimentais durante a condução e antes da coleta aos 120 dias. ....	59
<b>Figura 25.</b> Adição de N em cobertura e monitoramento do desenvolvimento das plantas. ....	60
<b>Figura 26.</b> Sequência de coleta da brachiaria, separação raízes e parte aérea e armazenamento da solução da condição de saturação. ....	60

<b>Figura 27.</b> Valores de potencial de oxirredução (Eh) do substrato de plantio (planossolo+resíduo), para dois teores de umidade em função das semanas de incubação nos vasos.....	62
<b>Figura 28.</b> Variação da condutividade elétrica no substrato de plantio sob condição de oxirredução por um período de 60 dias. ....	64
<b>Figura 29.</b> Desenvolvimento das plantas de arroz em função das diferentes doses do resíduo proveniente da 2ª centrífuga 1 (Bahia) e teor de umidade.....	66
<b>Figura 30.</b> Desenvolvimento das plantas de brachiaria em função das diferentes doses do resíduo proveniente da 2ª centrífuga 1(Bahia) e teor de umidade.....	78
<b>Figura 31.</b> Condutividade elétrica no substrato de plantio depois do cultivo da brachiaria e condição de umidade. ....	95
<b>Figura 32.</b> Desenvolvimento das plantas de cevada em função das diferentes doses do resíduo, substrato pós plantio de brachiaria. ....	98

## INDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Resultado de análises dos teores pseudototais de metais pesados, sódio, cálcio e potássio nos resíduos de cascalho de perfuração – UNBA. Secador (Sec) e centrífuga 1(C1).....	18
<b>Tabela 2.</b> Comparação entre ensaio dinâmico versus ensaio estático (colunas de lixiviação), percentual de remoção em relação ao total.....	35
<b>Tabela 3.</b> Caracterização química dos resíduos pós-lavagem (teores trocáveis).....	41
<b>Tabela 4.</b> Quantidade de resíduo e areia lavada para gerar o substrato de plantio.....	42
<b>Tabela 5.</b> Componentes e suas respectivas concentrações para preparo de solução nutritiva – adaptado de Hoagland.....	42
<b>Tabela 6.</b> Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 3ª centrífuga e condição de umidade.....	45
<b>Tabela 7.</b> Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 3ª centrífuga e condição de umidade.....	46
<b>Tabela 8.</b> Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 3º secador e condição de umidade.....	46
<b>Tabela 9.</b> Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 3º secador e condição de umidade.....	47
<b>Tabela 10.</b> Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 4ª centrífuga e condição de umidade.....	47
<b>Tabela 11.</b> Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 4ª centrífuga e condição de umidade.....	48
<b>Tabela 12.</b> Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 4º secador e condição de umidade.....	49
<b>Tabela 13.</b> Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 4º secador e condição de umidade.....	50
<b>Tabela 14.</b> Atributos físicos do Planossolo Háplico estudado.....	56
<b>Tabela 15.</b> Caracterização química do Planossolo Háplico utilizado no estudo.....	56
<b>Tabela 16.</b> Resultado da caracterização química na amostra composta do resíduo gerado na 2ª centrífuga, durante a recuperação de fluido de perfuração.....	57
<b>Tabela 17.</b> Teores pseudototais de metais ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) e potencial hidrogeniônico no substrato após 60 dias de incubação.....	58
<b>Tabela 18.</b> Teores biodisponíveis de nutrientes ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) e valores de pH posterior a incubação de 60 dias no substrato de plantio das plantas de arroz e brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.....	63
<b>Tabela 19.</b> Produção de massa seca pelas plantas de arroz e quantidades de grãos nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.....	65
<b>Tabela 20.</b> Concentração de sódio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.....	67
<b>Tabela 21.</b> Acúmulo de sódio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.....	67
<b>Tabela 22.</b> Concentração de bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.....	68
<b>Tabela 23.</b> Acúmulo de bário (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.....	69

<b>Tabela 24.</b> Concentração de cálcio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	70
<b>Tabela 25.</b> Acúmulo de cálcio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	70
<b>Tabela 26.</b> Concentração de magnésio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	71
<b>Tabela 27.</b> Acúmulo de magnésio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	72
<b>Tabela 28.</b> Concentração de potássio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	73
<b>Tabela 29.</b> Acúmulo de potássio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	73
<b>Tabela 30.</b> Concentração de ferro ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	74
<b>Tabela 31.</b> Acúmulo de ferro (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	75
<b>Tabela 32.</b> Concentração de manganês ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	76
<b>Tabela 33.</b> Acúmulo de manganês (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	77
<b>Tabela 34.</b> Produção de massa seca pelas plantas de brachiaria nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	77
<b>Tabela 35.</b> Concentração de sódio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	79
<b>Tabela 36.</b> Acúmulo de sódio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	80
<b>Tabela 37.</b> Concentração de bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	80
<b>Tabela 38.</b> Acúmulo de bário (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	81
<b>Tabela 39.</b> Concentração de cálcio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	82
<b>Tabela 40.</b> Acúmulo de cálcio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	82
<b>Tabela 41.</b> Concentração de magnésio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	83
<b>Tabela 42.</b> Acúmulo de magnésio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	84
<b>Tabela 43.</b> Concentração de potássio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico. ....	85

<b>Tabela 44.</b> Acúmulo de potássio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	85
<b>Tabela 45.</b> Concentração de ferro (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	86
<b>Tabela 46.</b> Acúmulo de ferro (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	87
<b>Tabela 47.</b> Concentração de manganês (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	88
<b>Tabela 48.</b> Acúmulo de manganês (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	88
<b>Tabela 49.</b> Teores biodisponíveis de nutrientes (mg.kg <sup>-1</sup> ) e valores de pH no substrato de plantio da cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	96
<b>Tabela 50.</b> Comparação entre os elementos biodisponíveis mais restritivos (mg.kg <sup>-1</sup> ) e condutividade elétrica (dSm <sup>-1</sup> ) nos substratos de plantio da brachiaria em sucessão a cevada, nas diferentes doses do resíduo e condição de umidade em um Planossolo Háplico.	97
<b>Tabela 51.</b> Produção de massa seca pelas plantas de cevada nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um planossolo háplico.	98
<b>Tabela 52.</b> Concentração de sódio (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	99
<b>Tabela 53.</b> Acúmulo de sódio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	100
<b>Tabela 54.</b> Concentração de bário (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	101
<b>Tabela 55.</b> Acúmulo de bário (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	101
<b>Tabela 56.</b> Concentração de cálcio (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	102
<b>Tabela 57.</b> Acúmulo de cálcio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	103
<b>Tabela 58.</b> Concentração de magnésio (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	103
<b>Tabela 59.</b> Acúmulo de magnésio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	104
<b>Tabela 60.</b> Concentração de potássio (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.	105

<b>Tabela 61.</b> Acúmulo de potássio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico. ....	106
<b>Tabela 62.</b> Concentração de ferro (mg kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico. ....	106
<b>Tabela 63.</b> Acúmulo de ferro (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico. ....	107
<b>Tabela 64.</b> Concentração de manganês (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico. ....	108
<b>Tabela 65.</b> Acúmulo de manganês (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico. ....	108

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1	Resíduos Oriundos da Perfuração de Poços de Petróleo.....	2
2.2	Definição e Classificação Geral de Resíduos.....	2
2.3	Efeito da Salinidade e Movimento da Água no Solo sobre o Desenvolvimento das Plantas .....	3
2.4	Bário como Fonte de Contaminação no Solo e nas Plantas .....	5
2.5	Potencial Redox nos Solos .....	6
2.6	Estratégias de Remediação de Áreas Contaminadas.....	7
2.6.1	Fitorremediação .....	7
2.6.2	Lavagem do solo ex situ (“soil washing”).....	9
2.6.3	Lavagem do solo in situ (“soil flushing”).....	10
3	CAPÍTULO I PROPOSTA DE TRATAMENTO DO CASCALHO DE PERFURAÇÃO: ENSAIO DINÂMICO E ENSAIO ESTÁTICO.....	11
3.1	RESUMO .....	12
3.2	ABSTRACT .....	13
3.3	INTRODUÇÃO .....	14
3.4	MATERIAL E MÉTODOS .....	15
3.4.1	Caracterização do resíduo de perfuração de poços de petróleo.....	15
3.4.2	Caracterização de hidrocarbonetos totais de petróleo .....	16
3.4.3	Caracterização dos teores pseudototais de metais nos resíduos .....	17
3.4.4	Ensaio dinâmico - lavagem ex-situ de compostas de resíduos de poços de perfuração de petróleo .....	18
3.4.5	Ensaio estático – colunas de lixiviação com resíduos de poços de perfuração de petróleo.....	19
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	22
3.5.1	Ensaio dinâmico – lavagem ex-situ dos resíduos de poços de perfuração de petróleo.....	22
3.5.2	Potencial redox (Eh) e pH – ensaio estático .....	24
3.5.3	Vazão nas colunas de lixiviação – ensaio estático .....	25
3.5.4	Efeito da salinidade do resíduo na condutividade elétrica dos extratos obtidos após sequência de lavagem das colunas de lixiviação.....	26
3.5.5	Dinâmica do sódio, potássio, cálcio e bário nos resíduos de perfuração de petróleo após lavagem por ensaio em colunas de lixiviação .....	27
3.6	CONCLUSÕES.....	36
4	CAPÍTULO II CAPACIDADE FITOEXTRATORA DE SÓDIO E BÁRIO POR PLANTAS DE CEVADA ( <i>Hordeum vulgare</i> ) EM RESÍDUOS DE POÇOS DE PERFURAÇÃO DE PETRÓLEO APÓS TRATAMENTO.....	37
4.1	RESUMO .....	38
4.2	ABSTRACT.....	39
4.3	INTRODUÇÃO .....	40
4.4	MATERIAL E MÉTODOS .....	41
4.4.1	Ensaio com plantas de cevada .....	41
4.4.2	Condução experimental e desenvolvimento das plantas .....	42

4.4.3	Coleta das plantas .....	43
4.4.4	Análise química .....	43
4.4.5	Análise estatística .....	43
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	44
4.5.1	Comportamento das plantas de cevada cultivadas nas diferentes compostas de resíduos de poços de perfuração de petróleo .....	44
4.5.2	Produção de matéria seca, na parte aérea e raízes e absorção de sódio e bário por plantas de cevada nos diferentes resíduos de poços de perfuração de petróleo.....	45
4.6	CONCLUSÕES.....	51
5	CAPÍTULO III EFEITO DO POTENCIAL REDOX DO SOLO E DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NO DESENVOLVIMENTO DE PLANTAS DE ARROZ ( <i>Oriza sativa</i> ) E ( <i>Brachiaria humidicola</i> ) .....	52
5.1	RESUMO .....	53
5.2	ABSTRACT .....	54
5.3	INTRODUÇÃO .....	55
5.4	MATERIAL E MÉTODOS .....	56
5.4.1	Coleta do Solo .....	56
5.4.2	Caracterização do resíduo centrífuga .....	56
5.4.3	Curva de salinização.....	57
5.4.4	Teores de umidade no substrato .....	58
5.4.5	Instalação do experimento .....	58
5.4.6	Condução do experimento .....	58
5.4.7	Análise química .....	61
5.4.8	Análise estatística .....	61
5.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	62
5.5.1	Variação do potencial redox (Eh), características químicas e condutividade elétrica 62	
5.5.2	Ensaio em casa de vegetação (vasos), com arroz - <i>Oryza sativa</i> .....	64
5.5.3	Ensaio com brachiaria (vasos).....	77
5.6	CONCLUSÕES.....	89
6	CAPÍTULO IV.....	90
	DESENVOLVIMENTO DE CEVADA ( <i>Hordeum vulgare L.</i> ) EM SOLO PRECULTIVADO COM <i>Brachiaria humidicola</i> E TRATADO COM RESÍDUO DE PERFURAÇÃO DE POÇO DE PETRÓLEO .....	90
6.1	RESUMO .....	91
6.2	ABSTRACT .....	92
6.3	INTRODUÇÃO .....	93
6.4	MATERIAL E MÉTODOS .....	94
6.4.1	Análise química .....	94
6.4.2	Validação dos dados .....	94
6.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	95
6.5.1	Condutividade elétrica e características químicas do substrato depois do tratamento com brachiaria humidicola com sucessão a cevada.....	95
6.5.2	Ensaio com cevada (vasos).....	97
6.6	CONCLUSÕES.....	109
7	CONCLUSÕES GERAIS .....	110
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	111
9	ANEXOS .....	120



# 1 INTRODUÇÃO GERAL

O crescente aumento das atividades industriais e de mineração associado ao uso inadequado de fertilizantes e pesticidas no solo têm contribuído para a sua contaminação, assim como dos cursos de água e lençol freático por contaminantes orgânicos e inorgânicos. A indústria de petróleo, por exemplo, durante a perfuração de poços, exploração e beneficiamento tem provocado grandes impactos ambientais. Em suas diferentes operações, a indústria petrolífera produz efluentes líquidos, gasosos e resíduos sólidos que podem ser nocivos ao meio ambiente e à saúde pública. Dentre esses rejeitos, o cascalho de perfuração, gerado na perfuração de poços de petróleo, merece destaque em razão da sua importância como potencial agente poluidor, podendo ocasionar a contaminação do solo e águas subterrâneas em função do fluido utilizado (Magalhães et al., 2014; Freitas, 2013; Lima, 2012). Dentre os diferentes insumos utilizados no fluido de perfuração, a baritina e a solução saturada com NaCl são os principais componentes impregnados no cascalho. A baritina é sulfato de bário ( $BaSO_4$ ) natural, possuindo como principais características a alta densidade e baixa solubilidade em água.

No entanto, através da adesão a leis e regulamentos, elaborados por meio de consultas a todos os envolvidos, e tendo por objetivo os padrões internacionais, os efeitos nocivos devem ser reduzidos a níveis aceitáveis. Poluentes em potencial podem deixar de ser uma preocupação quando convenientemente tratados e adequadamente dispostos ou reciclados (Souza & Lima, 2002). Não obstante, o impacto ambiental da atividade é inevitável, haja vista que são gerados resíduos.

Atualmente, estudos têm sido desenvolvidos para avaliar a viabilidade de uso de resíduos na agricultura (Sampaio Júnior, 2012; Magalhães, 2011; Pires & Mattiazzo, 2008; Zonta et al., 2005). Para tornar possível o uso de resíduos, são necessários estudos agronômicos para indicar os efeitos positivos no sistema solo-planta, seja como material corretivo ou fonte de nutrientes (Prado & Natale, 2005). Além de estudos agronômicos temos que avaliar o comportamento do resíduo no solo ao longo do tempo, e verificar se há possibilidade de ocorrer contaminação do ambiente agrícola, pois poderiam ser fontes de metais pesados ou outros elementos tóxicos. Por isso, se faz necessária adotar ações para quantificar e caracterizar o cascalho de perfuração gerado, de modo a definir os sistemas de tratamento ou condicionamento mais adequados, bem como o seu reaproveitamento e até mesmo a reciclagem. Diversos trabalhos têm demonstrado o potencial para utilização de resíduos na agricultura, como corretivo da acidez, fonte de nutrientes e condicionador, causando melhorias nas propriedades físicas, químicas e físico-químicas dos solos (Cabral et al., 2008; Oliveira et al., 2008, Chiba et al., 2008a; Chiba et al., 2008b; Zonta et al., 2005; Simonete et al., 2003), representando benefício social, devido ao descarte menos impactante no ambiente, além de benéfico economicamente (Behling, 2005).

Vários trabalhos têm demonstrado que a maior restrição para a aplicação do cascalho de perfuração de poços de petróleo no solo é a alta concentração de sódio e do bário, principalmente, na condição de extrema redução (Lima et al., 2012; Magalhães et al., 2011).

Em função da necessidade de se verificar qual a melhor estratégia a ser utilizada para a recuperação e aplicação desse resíduo no solo, foi gerada essa proposta de trabalho de tese que apresentou os seguintes objetivos: avaliar a eficiência de remoção de sódio e bário no processo de lavagem; verificar a capacidade de fitoextração de sódio e bário do resíduo por plantas de cevada depois da lavagem; avaliar o efeito do potencial redox e da condutividade elétrica sobre o desenvolvimento de plantas de arroz e brachiaria; e verificar se a sucessão de cultivo minimiza os efeitos do sódio.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Resíduos Oriundos da Perfuração de Poços de Petróleo

As propriedades físicas do cascalho de perfuração são muito variáveis uma vez que são dependentes da geologia do local no qual se faz a perfuração e dos diferentes tipos de fluido utilizado durante a perfuração podendo conferir uma maior heterogeneidade. De acordo com Vaqueiro et. al., (2006) os cascalhos de perfuração oriundos do Recôncavo Baiano tem uma composição granulométrica de 45% de silte, 25% de argila, 20% de areia fina e 10% de areia média, conferindo-lhe um material com 39% de limite de liquidez e 12% de índice de plasticidade e uma composição mineralógica constituída basicamente de caulinita, ilita, quartzo e barita. Enquanto que, Chen et. al., (2007) ao avaliarem técnicas de tratamento de cascalho de perfuração produzido pela companhia chinesa de petróleo em campos de produção de Taiwan, verificaram que a composição mineralógica dos cascalhos de perfuração através da técnica de difração de raios x que a maioria dos minerais presentes eram barita e quartzo, seguidos de muscovita, calcita, caulinita e cloretos, e que a presença de barita e cloretos eram decorrentes do fluido de perfuração. Para Pozebon et al. (2005), a composição do resíduo gerado vai ser em função do material perfurado, da composição do fluido e do equipamento utilizado para recuperação de fluido. Geralmente, o fluido é o componente dos resíduos de perfuração que ocasiona mais periculosidade. Dentre os componentes mais utilizados nos fluidos de perfuração encontra-se a baritina ( $BaSO_4$ ), soda cáustica (NaOH), cloreto de sódio (NaCl) e outros componentes sintéticos (Caenn et al., 2011). No entanto, apesar da composição do fluido ser em função das características de cada perfuração, os cascalhos gerados, geralmente, possuem elevados teores de bário e sódio (Magalhães, 2011).

Sais solúveis, como cloreto de sódio e cloreto de potássio, fazem parte da composição básica dos fluidos de perfuração de poços de petróleo. E a disposição desses sais no solo, dissolvidos nos resíduos da perfuração, pode trazer conseqüências ao meio ambiente.

De acordo com Freitas (2013) e Magalhães (2011), a perfuração é realizada por uma broca rotativa fixada a extremidade de um tubo oco, sendo essa estrutura conhecida como coluna de perfuração. O fluido de perfuração é um fluido circulante usado para tornar viável uma operação de perfuração. Ele é bombeado para a parte de baixo do tubo de perfuração e sai por orifícios presentes na broca, retornando a superfície através do espaço entre a coluna de perfuração e a parede do poço. Com a rotação da broca no fundo do poço, ocorre o rompimento da rocha, que é retirada com a entrada do fluido, saindo um resíduo, constituído de fluido e rocha, na qual serão parcialmente separados através de peneiramento. Além disso, Magalhães (2011) relata que os cascalhos de perfuração são, em sua essência, rochas trituradas oriundas das formações geológicas onde se faz prospecção de poços de petróleo. De granulometria fina, o cascalho chega à superfície, impregnado de fluido de perfuração (mistura complexa de base aquosa ou orgânica, rica em sais de sódio e baritina). Dependendo do equipamento de recuperação de fluido, utilizado na sonda de perfuração, o teor deste fluido, no cascalho gerado fica em torno de 2 a 3% .

### 2.2 Definição e Classificação Geral de Resíduos

Não há uma definição única de resíduo a nível mundial, pois se verifica uma acentuada diferenciação nas diversas legislações. A procedência dos resíduos é muito variada, pois está associada a toda a atividade humana. De um modo geral podemos qualificar os resíduos quanto a sua procedência em domésticos, comerciais, industriais, hospitalares, agrícolas, de serviço e de varrição (Schalch, 1995). O cascalho de perfuração, por exemplo, é

um resíduo gerado a partir da prospecção de poços de petróleo e podem ser classificados como resíduos perigosos ou não perigosos classificados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Segundo ABNT (2004), resíduos sólidos são os que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial e agrícola. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição. Enquanto que, a Resolução CONAMA N°7, de 4 de maio de 1994, determina de forma abrangente o conteúdo do termo “resíduo”, incluindo no rol: As sucatas, os desperdícios, os rejeitos, as escórias, as sobras, as carcaças, os lixos, as aparas, os descartes, as cinzas, as borras, as lamas, os lodos, as limalhas, os cacos e os cavacos. Além disso, a resolução classificou os resíduos em perigosos, indesejáveis e outros, fixando regras específicas para cada uma das classes (Fiorillo, 2001).

Naumoff & Peres (2000) citam que os resíduos sólidos são originados das atividades dos diversos ramos da indústria, tais como: metalúrgica; química; petroquímica; papelaria; alimentícia etc., sendo bastante variados, podendo ser representados por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas, dentre outros. Os resíduos são descritos também como substâncias, produtos, ou objetos, que tornaram-se incapazes de utilização para os fins que foram produzidos, ou são restos de um processo de produção, transformação ou utilização e, em ambos os casos, pressupõem que o detentor tenha que se desfazer deles (Formosinho et al., 2000). De acordo com Magalhães (2011) e Freitas (2013), os resíduos de perfuração de poços de petróleo apresentam propriedades químicas que podem comprometer os solos e as águas subterrâneas se disposto inadequadamente.

Diante da sua periculosidade e segundo a Associação de Normas Técnicas (ABNT, 2004), os resíduos podem ser classificados em:

#### Resíduos Classe I – Perigosos

São aqueles que em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar risco à saúde pública ou efeitos adversos ao meio ambiente. E, quando submetidos a teste de lixiviação, conforme ABNT 10005/04, apresentam constituintes lixiviados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água.

#### Resíduos Classe II – Não perigosos

São aqueles que não se enquadram na Classe I – perigosos. Podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água. E, quando submetidos a teste de solubilização, conforme ABNT 10006/04 apresentam constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, definidos como Resíduos Classe II A – não inertes. No entanto, quando os resíduos não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas significativas a ponto de acarretar risco à saúde e ao meio ambiente, como por exemplo, restos de construção, vidros, certos plásticos e borrachas de difícil decomposição, e ao serem submetidos a teste de solubilização, de acordo com ABNT 10006/04, e não apresentarem constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, são classificados como Resíduos Classe II B – Inertes.

### **2.3 Efeito da Salinidade e Movimento da Água no Solo sobre o Desenvolvimento das Plantas**

De acordo com Meurer (2010), os solos afetados por sais podem ser classificados como salinos (apresentam altas concentrações de sais solúveis), sódicos (com altas concentrações de sódio trocável) e salino-sódicos (apresentam altas concentrações de sais e

sódio trocável). Para Santos (1995), os solos salinos apresentam como características físico-hídricas baixa permeabilidade, baixa condutividade hidráulica e instabilidade dos agregados.

Amirjani (2011), em seus estudos relatou que a salinidade dos solos constitui sérios problemas nas áreas irrigadas por interferirem drasticamente no desenvolvimento das culturas, reduzindo a capacidade produtiva das plantas e a qualidade dos produtos. Entretanto, a sodicidade é mais inconveniente que a salinidade, devido promover à dispersão das argilas provocada, principalmente, pelo excesso de sódio no complexo de troca, ou seja, as forças que ligam as partículas de argila em conjunto são interrompidas quando muitos íons de sódio se encontram entre eles. Quando esta separação ocorre, as partículas de argila expandem, causando inchamento e a dispersão de partículas, resultando no depauperamento físico e químico e na perda das funções agrícolas das terras antes produtivas. Portanto, como os resíduos de perfuração de petróleo possuem elevadas concentrações de sais, estes ao serem dispostos de forma inadequada no solo podem afetar negativamente as propriedades físicas do solo, fazendo com que partículas finas se dispersem desestruturando o solo. Rhoades et al., (2000) demonstraram que os principais efeitos negativos da salinização são a desestruturação, aumento da densidade aparente, redução da infiltração de água pelo excesso de íons sódicos. No entanto, a salinidade do solo em baixas concentrações pode ter um efeito positivo sobre a agregação e estabilização do solo, unindo em agregados. Este processo é conhecido como floculação e é benéfica em termos de arejamento do solo, a penetração das raízes e crescimento das raízes.

Como resultado, a salinidade não pode ser aumentada para manter a estrutura do solo, sem considerar os impactos potenciais sobre a saúde das plantas. Portanto, a proporção de salinidade (CE) para sodicidade (SAR) determina os efeitos de sais e sódio em solos. A salinidade do solo promove a floculação (Ribeiro et al., 2009) e sodicidade promove a dispersão de partículas (Fassbender & Bornemisza, 1987), sendo que esta dispersão pode ser explicada com base na interação dos cátions com a argila que possuem cargas negativas e são neutralizadas por atraírem os cátions presentes no sistema coloidal. A combinação de salinidade e sodicidade dos solos é medida pelo fator de expansão, que é a quantidade de um solo ser susceptível de inchar com diferentes combinações de salinidade e sodicidade. Essencialmente, o fator de expansão prevê se a dispersão induzida pelo sódio ou a floculação induzida pela salinidade irá afetar mais significativamente ou não as propriedades físicas do solo. Andrade Júnior et al., 2006 também explicam que o comportamento está relacionado ao fato de que quanto maior a salinidade da água, menor será o efeito dispersante do sódio, uma vez que os sais atuam no solo de maneira oposta ao sódio, ou seja, os sais presentes na solução do solo têm efeito floculante, aumentando a infiltração e reduzindo o risco de sodificação. Já outros autores como (Irvine & Reid, 2001; Raji, 2001; Rengasamy & Olsson, 1991), relatam que a grande proporção de sódio nos sítios de troca dos minerais de argila reduz a atração entre as partículas do solo ocasionando expansão e dispersão. Sendo que as partículas dispersas movem-se pelo solo ocupando os espaços porosos com conseqüente deterioração da estrutura do solo e das propriedades de infiltração de água e aeração, tornando um problema sério em solos alcalinos e afetando o crescimento vegetal.

Em relação ao movimento da água no solo, a condutividade hidráulica é uma das propriedades físicas do solo mais importantes na determinação quantitativa e qualitativa do movimento de água no solo e no dimensionamento de sistemas de drenagem (Demuelenaere, 2004). Também é um importante parâmetro no que se refere ao transporte de contaminantes, visto que esta representa a maior ou menor resistência que o meio oferece à percolação da água, e refere-se à taxa à qual a água flui através do solo. Por exemplo, solos com estrutura bem definida que contém um grande número de macroporos, fendas e fissuras permitem o fluxo de água relativamente rápido através do solo. Entretanto, a condutividade pode ser reduzida, pois a presença do sódio em altas concentrações induz a dispersão das argilas

provocando a perda da estrutura do solo. Essa dispersão faz com que as partículas de argila diminuam os espaços porosos do solo, resultando em redução da permeabilidade do solo e, conseqüente redução da taxa de infiltração. De acordo com Dias e Blanco, 2010 a redução da condutividade hidráulica do solo é afetada sob as condições salinas e o processo de umedecimento do solo e sua conseqüente expansão e dispersão, causando fechamento dos poros interagregados e reduzindo ainda mais a permeabilidade à água e ao ar. Quirk e Schofield (1995), também verificaram que a redução da condutividade hidráulica em condições sódicas tem sido atribuída principalmente pela expansão e dispersão da argilas dos solos, e mais recentemente pelo rápido grau de hidratação do agregado (Moutier et al., 2000; Levy et al., 2005), enquanto que Shainberg et al., 2001, observaram que a condutividade hidráulica de solos sódicos diminuiu substancialmente e de valores mais baixo, com maior hidratação do agregado. Em contrapartida, Bhardwaj et al., 2008 mostraram em seus estudos que os efeitos combinados de sodicidade e salinidade em vários índices relacionados ao solo a estabilidade estrutural é mais complexa. E que a salinidade do solo parece ter um maior impacto sobre a condutividade hidráulica e inchaço das argilas quando comparado com a sodicidade.

Com isso as implicações associadas com a diminuição da infiltração causa uma redução na disponibilidade de água para as plantas e aumento do escoamento superficial e erosão do solo. Os resíduos de perfuração de poços de petróleo, por exemplo, por constituírem elevadas concentrações de sais podem causar grandes impactos no solo, principalmente quando se trata da salinidade que limita a retirada de águas pelas plantas devido à redução do potencial osmótico e redução da permeabilidade. Além disso, a lixiviação desse sal pela chuva pode vir a transportá-lo até lençóis de água doce subterrâneos, alterando a qualidade dessas águas. Outro aspecto importante é quanto a textura, pois as argilas devido ao seu pequeno tamanho têm uma área de superfície específica muito maior quando comparada a partículas de tamanho maior. E isto significa que solos argilosos apresentam maiores riscos associados a dispersão das partículas e conseqüente desestruturação do solo do que os de textura arenosa.

#### **2.4 Bário como Fonte de Contaminação no Solo e nas Plantas**

A poluição do solo por metais tóxicos provocados por atividades antropogênicas tem levado a situações de risco ao ambiente envolvido, principalmente em razão do crescimento populacional e industrial. Recentes estudos realizados por Amaral Sobrinho et al.,(2009), também relatam que a exploração de minas e a aplicação no solo de pesticidas, fungicidas, fertilizantes e lodo de esgoto contendo metais são uma das principais fontes responsáveis pela contaminação ambiental. O bário, por exemplo, está presente no resíduo de cascalho de perfuração de poços de petróleo sob a forma de sulfato de bário, e de acordo com Mc Carthy et al., 2007 o elemento bário apresenta baixa solubilidade, com  $KPs = 1,0 \times 10^{-10}$ . Além disso, o bário é considerado como um elemento químico tóxico, macio, com elevado ponto de fusão pertencente ao grupo dos metais alcalinos terrosos. É encontrado no mineral barita (baritina), não sendo encontrado livre na natureza, devido a sua elevada reatividade. O bário também está presente em pequenas quantidades nas rochas ígneas, tais como feldspato e micas e também pode ser encontrado como componente natural de combustíveis fósseis, sendo que todos os compostos solúveis e bário são considerados tóxicos.

A maioria dos compostos de bário é produzida a partir do sulfato através da redução à sulfeto. O sulfato de bário ( $BaSO_4$ ), por exemplo, ocorre na natureza como o mineral baritina, considerado como um dos sais mais insolúveis conhecido e muito utilizado na indústria petrolífera, como componente do fluido de perfuração. O bário está incluído na lista de substâncias perigosas da Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2010),

sendo também regulamentado pela legislação ambiental de diversos países quanto aos valores orientadores de qualidade do solo e quando disponível em elevados teores no solo, pode causar toxidez a diversos organismos vivos.

A presença de bário em biosólidos aplicados ao solo foi estudada por Ippolito & Barbarick (2006) que destacaram a entrada deste elemento como poluente perigoso na lista do USEPA somente após 2002, o que, segundo Pichtel et al. (2000), poderia explicar o baixo número de publicações disponíveis relacionando o bário à contaminação de solos. Em outros trabalhos como os de Davidson et al. (2005) e colaboradores afirmaram que a tendência do bário é permanecer associado com o íon sulfato, o que limitaria sua solubilidade, fazendo com que este elemento seja mais associado à contaminação de sedimentos do que do meio ambiente aquático.

Em relação a contaminação de bário nas plantas, diversas espécies já foram estudadas por Pichtel et al. (2000), e verificaram que todas elas contêm pequena quantidade de bário, normalmente entre 4 e 50 mg Ba kg<sup>-1</sup>. Enquanto que, Chaudhry et al. (1977) em experimentos anteriores conduzidos em condições de campos avaliaram os efeitos do bário sobre o peso da parte aérea de cevada (*Hordeum vulgare* L.) e feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), em solo com textura franca. Os resultados mostraram efeitos negativos sobre o desenvolvimento dessas plantas, sendo o crescimento da cevada reduzido de 38% após 14 dias de plantio pela adição de 500 mg.kg<sup>-1</sup> de bário, sendo esta a menor concentração testada. No entanto, o feijão apresentou-se mais resistente, e o seu crescimento foi reduzido de 30% após o mesmo período com aplicação de 2000 de bário, mas não foi reduzido no nível mais baixo na aplicação de 1000 mg.kg<sup>-1</sup>.

## 2.5 Potencial Redox nos Solos

O potencial redox pode ser definido como a espontaneidade ou a tendência de uma espécie química adquirir elétrons e, desse modo, ser reduzido. Segundo Camargo et al. (1999), as principais alterações eletroquímicas como diminuição do potencial redox, aumento do pH, aumento da condutividade elétrica e de reações de troca iônica, ocorrem após a inundação do solo. Essas modificações do ambiente alagado influenciam no estado de oxidação de alguns elementos como ferro oxidado (Fe<sup>3+</sup>) reduzindo a (Fe<sup>2+</sup>), Manganês oxidado (Mn<sup>4+</sup>) reduzindo a forma mais solúvel (Mn<sup>2+</sup>) e Sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), como baritina, na forma de sulfato de bário reduzindo a sulfetos (Ulrich et al., 2003) e liberando o bário para a solução do solo (Cartthy et al., 2007; Phillips et al., 2001). Embora outros cátions como Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> não participem das reações de redução do solo, segundo Madruga (1999) eles podem ser deslocados dos sítios de troca para a solução do solo e com isso influenciar diretamente no desenvolvimento de plantas através do controle da disponibilidade e toxidez de nutrientes, regulando a absorção na rizosfera.

De acordo com Vepraskas & Faulkner (2001), as mudanças do potencial redox são o resultado de efeitos combinados de processos químicos, físicos e biológicos no solo. A respiração anaeróbia é uma reação biológica oxirredutora capaz de produzir energia. Nesse processo, Silva et al. (2008), relatam que a oxidação da matéria orgânica ocorre às custas da redução de compostos inorgânicos oxidados.

Não obstante, Meurer (2010), relata que as características de redução é evidenciada pela ação dos microrganismos anaeróbios que utilizam o nitrato, os óxidos manganês, óxidos férricos, sulfato e dióxido de carbono como receptores finais de elétrons no processo de respiração, reduzindo-os a nitrogênio molecular, compostos manganês e ferrosos, sulfeto e metano, respectivamente, alterando completamente a concentração do elemento no solo. Entretanto, Magalhães et al., (2012) verificaram que valores altos e positivos do potencial (Eh) indicam uma baixa atividade de elétrons e, portanto, condições oxidantes, enquanto que

valores baixos e negativos do potencial apresentam condições de extrema redução. Crecelius et al., (2007) também verificaram em seus trabalhos que quando o potencial redox atinge valores inferiores a -200 mV, as bactérias redutoras de sulfato já se desenvolvem, no entanto, é fundamental ambientes de extrema redução, para manutenção de alta população para favorecer maior redução do sulfato e o aumento da solubilidade do bário.

## **2.6 Estratégias de Remediação de Áreas Contaminadas**

O processo de remediação de solos contaminados se refere à redução dos teores de contaminantes a níveis seguros e compatíveis com a proteção à saúde humana, seja impedindo ou dificultando a disseminação de substâncias nocivas ao ambiente. Uma determinada área é considerada contaminada se, entre outros fatores, as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estão acima de um dado limite denominado valor de intervenção. Acima desse limite, há um risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área. Segundo Juliatti et al., 2002, a recuperação de áreas impactadas está entre as prioridades da sociedade, tendo assim uma grande demanda comercial e ambiental por técnicas que possam minimizar ou recuperar essas áreas, e que sejam de acordo com Concas et al., 2004; Santos et al., 2007 eficientes e duráveis na remediação de solos contaminados por substâncias orgânicas e/ou inorgânicas.

Portanto, a remediação de áreas contaminadas é uma exigência legal e um compromisso social que precisam ser executados, criando demandas tecnológicas, oportunidades de pesquisa científica e possibilidades de negócios. Pode ser conseguido por inúmeras tecnologias que envolvem processos químicos ou físicos que são, em geral, tecnicamente difíceis e de custos elevados. Dentre as inúmeras tecnologias para remediação de solos contaminados, destacam-se os dois grandes grupos: a biorremediação e a fitorremediação como opções para promover a destoxificação do local ou a remoção de elementos contaminantes do solo (Accioly e Siqueira, 2000). Além dessas, incluem tratamento químico, lavagem de solo, métodos eletrocinético e tratamentos térmicos (EPA, 1996; Bell e Donnelly, 2006; Dybowska et al, 2006.; Moutsatsou et al, 2006.; Bhandari et al, 2007).

### **2.6.1 Fitorremediação**

A fitorremediação é a tecnologia que faz uso de plantas e seus microrganismos associados, visando o tratamento in situ de solos contaminados. Portanto, o uso de plantas (direta ou indiretamente) para corrigir o solo ou água contaminados é conhecido como fitorremediação. É uma tecnologia emergente com muito potencial para a limpeza eficaz e barata de uma larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos. Segundo (Weis & Weis, 2004) em seus estudos verificaram que a utilização de plantas hiperacumuladoras têm a capacidade de estocar grandes quantidades de metais pesados sem um uso aparente em seu metabolismo. Esta tecnologia surgiu como uma forma mais rentável, não invasivo, e publicamente aceitável para resolver a remoção de contaminantes ambientais. No entanto, a utilização generalizada de fitorremediação pode ser limitada pela gama de habitats ou pequeno tamanho das plantas expressando potencial de remediação e habilidades insuficientes de plantas nativas para tolerar, desintoxicar e acumular contaminantes. Uma melhor compreensão e apreciação dos mecanismos potenciais para a remoção de contaminantes da zona das raízes e da interação entre plantas, microrganismos e contaminantes será útil no alargamento da aplicação da fitorremediação a outras áreas contaminadas.

Também verificou-se que apesar da fitorremediação apresentar uma ampla aceitação em solos contaminados por petróleo, há uma escassez de literatura sobre implementações bem sucedidas da tecnologia. De acordo com Alkorta e Garbisu (2001); Reichenauer e Germida

(2008), a fitorremediação contribuiu para o tratamento de sedimentos e solos contaminados. Hutchinson et al. (2001) investigaram o efeito de fertilizantes inorgânicos na fitorremediação de lodo de petróleo usando grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e alto festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.), resultando na degradação de hidrocarbonetos de petróleo em 62% e 68% após um ano por festuca e grama bermuda, respectivamente.

Pilon-Smits (2005), relatou que a fitorremediação pode ser dividida em 5 tipos principais, que são: a) rizofiltração, que é uma técnica de tratamento de água em que os contaminantes são removidos e retidos no tecido vegetal; b) fitoextração, em que os contaminantes são removidos do solo e retidos no tecido vegetal; c) fitotransformação, uma técnica que pode ser aplicada ao tratamento da água e do solo, na qual ocorre a degradação dos contaminantes através do metabolismo da planta; d) fitoestimulação, em que ocorre a estimulação da atividade dos microrganismos degradadores dos contaminantes pela rizosfera da planta; e e) fitoestabilização, quando as plantas são utilizadas para reduzir a migração dos contaminantes no solo.

#### **a) Fitoextração e fitoestimulação**

Na fitoextração, o contaminante é absorvido pelo sistema radicular da planta remediadora, podendo ser posteriormente fitocompartimentalizado, fitovolatilizado, fitoexsudado ou fitodegradado (Susarla et al., 2002). Diversos autores tem relatado que a capacidade das plantas em extrair os metais do solo e acumulá-los preferencialmente na parte aérea, é denominada fitoextração, na qual o contaminante é removido por meio do cultivo e colheita da parte aérea das plantas capazes de acumular metais. Assim, a avaliação da tolerância e a capacidade de extração de metais por diferentes espécies de plantas tenham sido intensificadas por diversos investigadores (Santos et al., 2010; Wang et al., 2009; Xia e Shen, 2007; Nascimento e Xing, 2006; Silva et al., 2006; Jiang et al., 2004;).

Já na fitoestimulação a planta remediadora libera no solo compostos que estimulam determinada microbiota a metabolizar o xenobiótico (rizodegradação) (Santos et al., 2007). Ambos os mecanismos podem ser influenciados pela densidade populacional das espécies remediadoras (Santos et al., 2006a), pois o aumento no volume de exploração do sistema radicular e da transpiração das plantas por área pode resultar em maior absorção dos xenobióticos, além de aumentar a população dos microrganismos rizodegradadores associados às suas raízes. Assim sendo, a vantagem é que grandes áreas podem ser tratadas com boa aceitação pela população e não envolve escavação, tratamento e eliminação. No entanto, o processo de longa duração, limitada a zona de ação das raízes, causa preocupação com a gestão da biomassa que contenha alto teor de metais.

#### **b) Fitoestabilização**

A fitoestabilização é o nome dado a um processo de fitorremediação (tecnologias que também usam plantas para limpar áreas contaminadas). As plantas utilizadas para cobrir a superfície do solo, normalmente possuem um vasto sistema radicular e têm o papel de reduzir a erosão, a lixiviação, e servem de barreira ao contato direto com o solo. A fitoestabilização utiliza uma estratégia protetora na zona radicular, pois não remove os contaminantes do solo, mas sim minimiza os efeitos tóxicos dos metais, impedindo a migração de metal e os imobiliza através dos sistemas radiculares e os estabiliza através de processos bioquímicos ocorrido nas raízes (Pivetz, 2001). Esta técnica tem sido usada em escala de campo para estabilizar, principalmente, As, Cd, Cu ou Pb auxiliando na estabilização dos contaminantes, sobretudo por retenção na superfície radicular e pela absorção e acúmulo no interior das raízes (Griffith et al., 1994).

Os trabalhos de fitoestabilização são combinados ao uso de plantas e amenizantes químicos, e de acordo com Magalhães et al., (2011) que avaliando espécies de *Eucalyptus*



*urophylla* e *Eucalyptus saligna* verificaram que ambas as espécies de eucalipto demonstraram potencial para serem utilizadas em programas de fitoestabilização. Resultados similares foram relatados por Santos (2005), ao avaliar a contenção química e fitorremediação de Zn e Cd, presentes em um resíduo classe I, gerado pela Companhia Mercantil e Industrial Ingá concluiu que a *Brachiaria decumbens* e *Brachiaria humidicola*, apresentaram grande potencial de uso em programas de fitoestabilização de áreas contaminadas por estes elementos. Também trabalhos desenvolvidos por Pereira et al., (2012) verificaram em algumas espécies arbóreas como *Mimosa caesalpineafolia* Benth., *Acacia angustissima* (Mill.) Ktze. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, o potencial fitoestabilizante de metais pesados presentes em substrato contaminado.

A vantagem da fitoestabilização é que é potencialmente aplicável para diferentes metais e grandes áreas podem ser tratadas. E também não há a necessidade de disposição da biomassa. Por outro lado, as aplicações são limitadas à zona de profundidade da raiz. Sendo necessária a sua manutenção por período indeterminado de tempo e a área deve ter controle de uso.

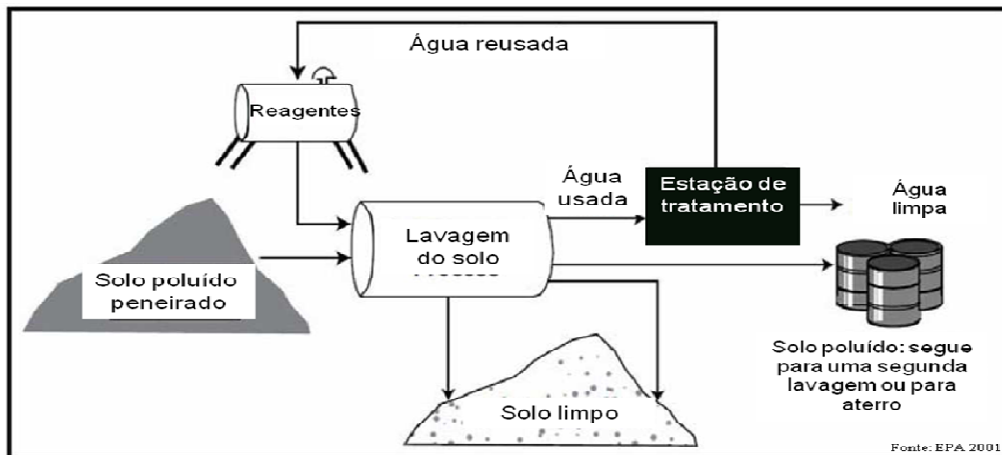
### **2.6.2 Lavagem do solo ex situ (“soil washing”)**

A lavagem de solo pode ser considerada como a técnica mais efetiva e menos nociva ao ambiente. É um processo no qual os solos contaminados são escavados, removidos do local original, tratados fisicamente na superfície e misturados com aditivos preparados para remover os contaminantes. No processo de lavagem do solo utiliza-se água ou solventes separando o contaminante da fração argila que por causa de sua superfície ativa, os contaminantes inorgânicos estão tipicamente associados a ela. Esta tecnologia pode ser usada isoladamente ou em associação com uma outra tecnologia de tratamento. Para a remoção do contaminante através da lavagem do solo pode-se utilizar soluções com sais neutros concentrados (Alam et al., 2007); soluções ácidas (Leist et al., 2000), e agentes que promovam a dessorção do contaminante (Fayiga & Ma, 2006). Este processo pode ser maximizado pela adição, na água utilizada para lavagem, de um agente de lixiviação de base, surfactante, ajuste de pH, ou agentes quelantes, o que favorece a remoção de compostos orgânicos e metais pesados.

O método de lavagem do solo utiliza principalmente a separação física, que é baseada em tecnologias de processamento de minerais tais como separação por tamanho, flotação, e separação magnética. Segundo Dermont et al., (2008), este procedimento foi utilizado para a remoção de chumbo de estandes de tiro.

Os processos de lavagem separam partículas de argila e silte da areia grossa e cascalho do solo e assim concentram os contaminantes em um menor volume, onde podem, ainda, ser tratados ou eliminados. A separação por diferença de densidade é eficaz para remover partículas de densidade específica alta, como metais pesados (chumbo e óxido de rádio). A vantagem é que o tempo de tratamento é relativamente curto, e há possibilidade de reuso do metal. No entanto, solos argilosos, conteúdo húmico e contaminantes orgânicos com grande viscosidade dificultam o processo. Portanto, a lavagem do solo é considerado como um processo mecânico que utiliza líquidos para remover os poluentes químicos dos solos. E ainda os sistemas de lavagem do solo pode incluir outros tipos de combinação dependendo das características da matriz do solo, especiação dos metais e do tipo de metal a ser tratado (Dermont et al., 2008).

## *Ex-situ*



**Figura 1.** Representação esquemática da lavagem de solo *ex-situ* (modificado de EPA 2001).

### **2.6.3 Lavagem do solo in situ (“soil flushing”)**

Segundo a Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR, 2008) a lavagem do solo in situ (soil flushing) é a extração dos contaminantes do solo com água ou outras soluções aquosas adequadas. O processo é realizado pela passagem do fluido através de unidade de tratamento local de extração. Os fluidos extraídos devem ser recuperados do aquífero e, quando possível, reciclados.

Utiliza-se a intensificação de solventes, ou seja, injeta-se uma mistura de solventes (por exemplo, a água, mais um solvente orgânico miscível, como o álcool) em qualquer zona vadosa, zona saturada, ou ambos, para extrair contaminantes orgânicos. A intensificação de solventes pode ser aplicada aos solos para dissolver, ou a fonte da contaminação ou da pluma de contaminantes que dela emana. A mistura solvente é normalmente injetada na área de maior contaminação, e os solventes com os contaminantes dissolvidos são extraídos e tratados.

### **3 CAPÍTULO I**

## **PROPOSTA DE TRATAMENTO DO CASCALHO DE PERFURAÇÃO: ENSAIO DINÂMICO E ENSAIO ESTÁTICO**

### 3.1 RESUMO

A exploração petrolífera vem sendo conduzida em condições cada vez mais restritivas do ponto de vista ambiental e não tem medido esforços para a prevenção dos danos ambientais em todas as suas operações. Como resultado da atividade de perfuração e exploração há o descarte de cascalho de poços de perfuração de petróleo. Esses resíduos quando dispostos em locais inadequados, sem receberem o devido tratamento, podem causar contaminação do solo e da água subterrânea. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi propor um tratamento do cascalho de perfuração de poços de petróleo usando um ensaio de caráter dinâmico (extratores: água e cloreto de magnésio) e outro estático, e assim avaliar o potencial de remoção dos elementos restritivos (bário e sódio) pelos tratamentos adotados. Para atender esse objetivo o estudo foi realizado com material coletado, por profundidade do poço e equipamento de recuperação de fluido, durante a perfuração do poço 7-MGP-98D-BA, localizado no município de Pojuca-BA. Os resíduos gerados foram caracterizados (NBR 10004, 2004), e classificados como Não Perigoso Não Inerte (Classe IIA), além da determinação dos teores totais de metais. Para avaliar o potencial de remoção de metais dos diferentes resíduos, foram realizados dois ensaios: um ensaio dinâmico e um ensaio estático. O ensaio dinâmico composto por diferentes proporções resíduo:solução e dois extratores (água e cloreto de magnésio). E, para a condução do ensaio estático, os resíduos foram colocados em colunas de lixiviação e mantidos em duas condições de umidade: 70% da capacidade de campo, e saturado com lâmina de 7 cm. Os resultados do ensaio dinâmico evidenciaram um percentual de remoção de sódio superior a 70% nos resíduos gerados pelo equipamento centrífuga e inferior a 60% nos resíduos oriundo do equipamento secador. No ensaio estático, nas colunas de lixiviação a condutividade elétrica diminuiu e foi estabilizada a partir de um volume 7,5 L de água destilada. E a condição de extrema redução promoveu uma maior remoção de bário para a solução. Na condição de umidade de 70% da capacidade de campo, o ensaio dinâmico foi mais eficiente na extração de sódio quando comparado ao ensaio estático.

**Palavras chave:** Sódio. Cloreto de magnésio. Água.

### 3.2 ABSTRACT

Oil exploration has been conducted in increasingly restrictive conditions from an environmental point of view and has gone to great lengths to prevent environmental damage in all its operations. As a result of drilling and exploration activity there is gravel disposal of oil drilling. Such waste when disposed in inappropriate places, without receiving proper treatment, can cause contamination of soil and groundwater. Thus, the aim of this study was to propose a treatment of oil well drill cuttings using a dynamic character test (extractors: water and magnesium chloride) and other static, and thus assess the potential removal of restrictive elements (barium and sodium) by standard treatment. To meet this objective the study was collected material, well depth and fluid recovery equipment during drilling of well 7-MGP-98D-BA, located in the municipality of Pojuca-BA. The waste generated were characterized (NBR 10004, 2004), and classified as Not Dangerous Not Inert (Class IIA), and the determination of total metals. To assess the potential for removing metals from various residues, two assays were performed: a dynamic and a static test. The dynamic test consisting of different proportions residue: solution and two extractors (water and magnesium chloride). And for driving the static test, the remains were placed in leaching columns and maintained in two humidity conditions: 70% of field capacity, and saturated with blade 7 cm. The results of the dynamic test showed a percentage removal of higher sodium to 70% in the waste generated by the centrifugal and less equipment to 60% in the waste coming from the dryer equipment. In the static test under the leaching column and the electrical conductivity was stabilized decreased from a volume of 7.5 L distilled water. And the condition of extreme promoted a greater reduction removing barium for the solution. Humidity condition of 70% field capacity, dynamic testing is more efficient in extracting sodium as compared to the static test.

**Key words:** Sodium. Magnesium chloride. Water.

### 3.3 INTRODUÇÃO

É consenso, a nível internacional, que o potencial de causar danos à saúde e ao meio ambiente dos resíduos provenientes das atividades industriais pode ser minimizado quando um gerenciamento adequado é adotado. Muitos dos resíduos associados com perfuração de poços de petróleo e outras atividades industriais apresentam um potencial de impacto ao solo e a água. Com isso, a exploração petrolífera vem sendo conduzida em condições cada vez mais restritivas do ponto de vista ambiental e não tem medido esforços para a prevenção dos danos ambientais em todas as suas operações. Entretanto, há muito de ser feito a respeito da redução dos impactos dos resíduos gerados pelas operações da indústria de petróleo. Como resultado da atividade de perfuração e exploração há a geração de um resíduo denominado cascalho de poços de perfuração de petróleo. A composição desse resíduo vai ser em função da rocha perfurada, do fluido utilizado e do equipamento de recuperação de fluido. Os fluidos de perfuração são misturas complexas de sólidos, líquidos, produtos químicos e, por vezes, até gases. Dentre os componentes mais utilizados nos fluidos de perfuração encontram-se a baritina, soda cáustica, cloreto de sódio, hidróxido de cálcio e outros componentes sintéticos (Caenn et al., 2011). Do ponto de vista químico, eles podem assumir aspectos de suspensão, dispersão coloidal ou emulsão, dependendo do estado físico dos componentes (Lima, 2001). Apesar da composição do fluido ser em função das características de cada perfuração, o resíduo gerado possui elevados teores de bário e sódio.

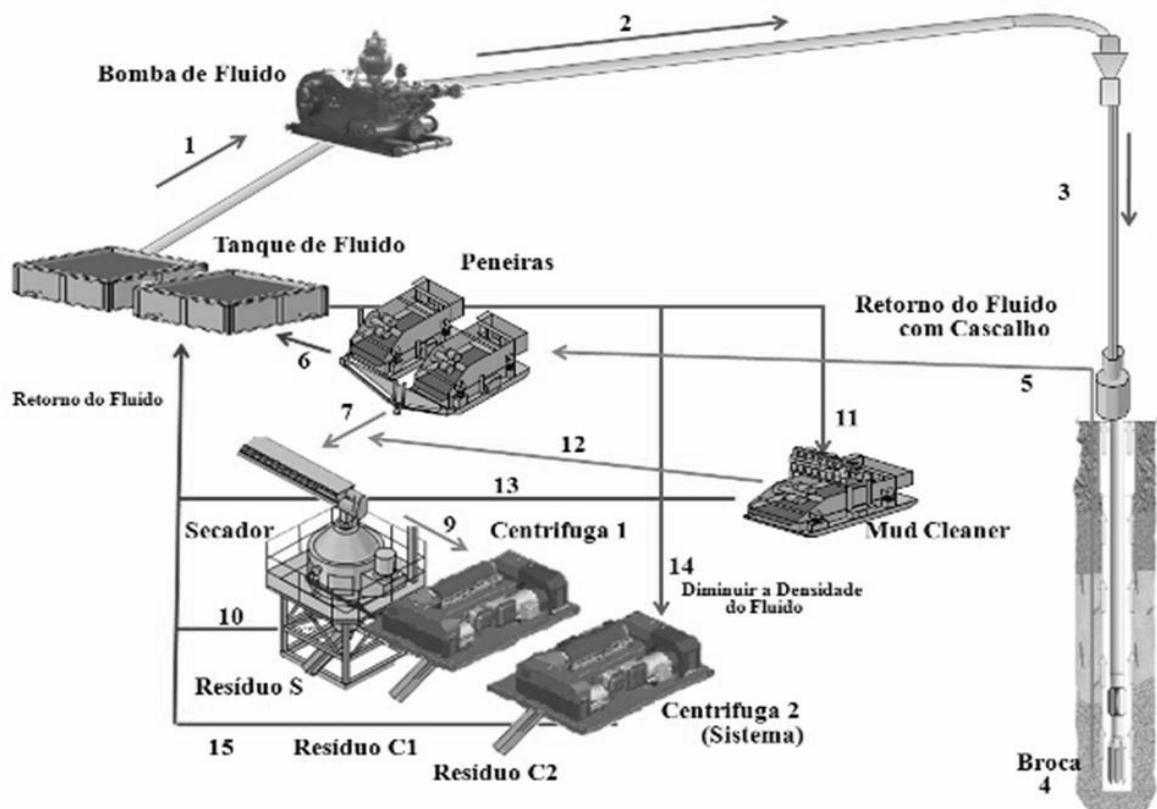
Diversos autores, como (Magalhães et al., 2014; Lima, 2013; Freitas, 2013 e Magalhães, 2011) avaliando o efeito do cascalho de perfuração no desenvolvimento de plantas observaram que dentre os elementos presentes no cascalho de perfuração o sódio foi o que representou maior limitação. Outros estudos foram realizados e verificaram que os riscos de contaminação do ambiente pode ser maior quando os resíduos de perfuração são dispostos em locais inadequados sem receberem o devido tratamento (Pastor & Hernández, 2012; Businelle et al., 2009; Ekpo et al., 2004; Odu & Chukwura, 1983; Miller & Pesaran, 1980).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar sistemas de tratamento do cascalho de perfuração de poços de petróleo que sejam eficientes na remoção de sódio e bário, usando um ensaio de caráter dinâmico e outro estático.

### 3.4 MATERIAL E MÉTODOS

A proposta de trabalho surgiu a partir da constatação de que o sódio é o elemento presente no cascalho que apresenta-se como mais limitante (Magalhães, 2011 e Freitas, 2013) e em função das suas características químicas (solubilidade), verificar se o mesmo poderia ser facilmente removido através da técnica da lavagem.

Com isso, foram escolhidos 6 resíduos (denominados como 3ª, 4ª e 7ª centrífuga, 3º, 4º e 5º secador) coletados na unidade exploradora da Petrobrás localizada no Estado da Bahia (UNBA), Poço 7-MGP98-D Bahia (BA) a fim de se obter maiores informações sobre o estudo de estratégias de remediação dos resíduos de perfuração de petróleo. Dessa forma, os resíduos de perfuração de petróleo foram amostrados nos equipamentos centrífuga e secador (Figura 2) que descreve um sistema fechado de recuperação do fluido utilizado para lubrificação da broca de perfuração. Os resíduos coletados foram secados ao ar, peneirados e formados suas compostas de acordo com a profundidade de perfuração, formação geológica, tipo e densidade do fluido, conforme preconizado por (Magalhães, 2011). Os ensaios posteriormente realizados foram para verificar qual a melhor estratégia de descontaminação que poderia ser adotada em grande escala.



**Figura 2.** Sistema de recuperação do fluido de perfuração, utilizado pela Sonda BCH 05, no poço de prospecção - BA.

Fonte: Relatório técnico, (2010)

#### 3.4.1 Caracterização do resíduo de perfuração de poços de petróleo

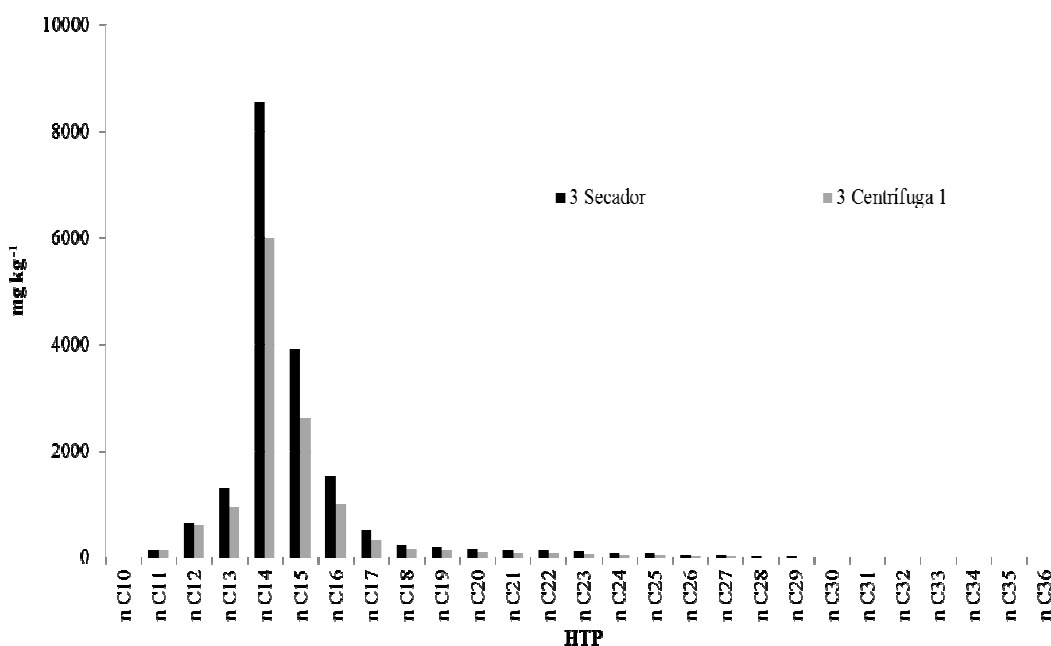
A caracterização do resíduo de perfuração de poços de petróleo oriundos do Poço 7-MGP 98-D BA – foi realizada a partir de amostras compostas, segundo a NBR 10004:2004, tendo como prescrições a NBR 10005:2004 que avalia os extratos lixiviados dos resíduos

sólidos e a NBR 10006:2004 dos extratos solubilizado de resíduos sólidos. Os resultados são apresentados nos Anexos 1 e 2.

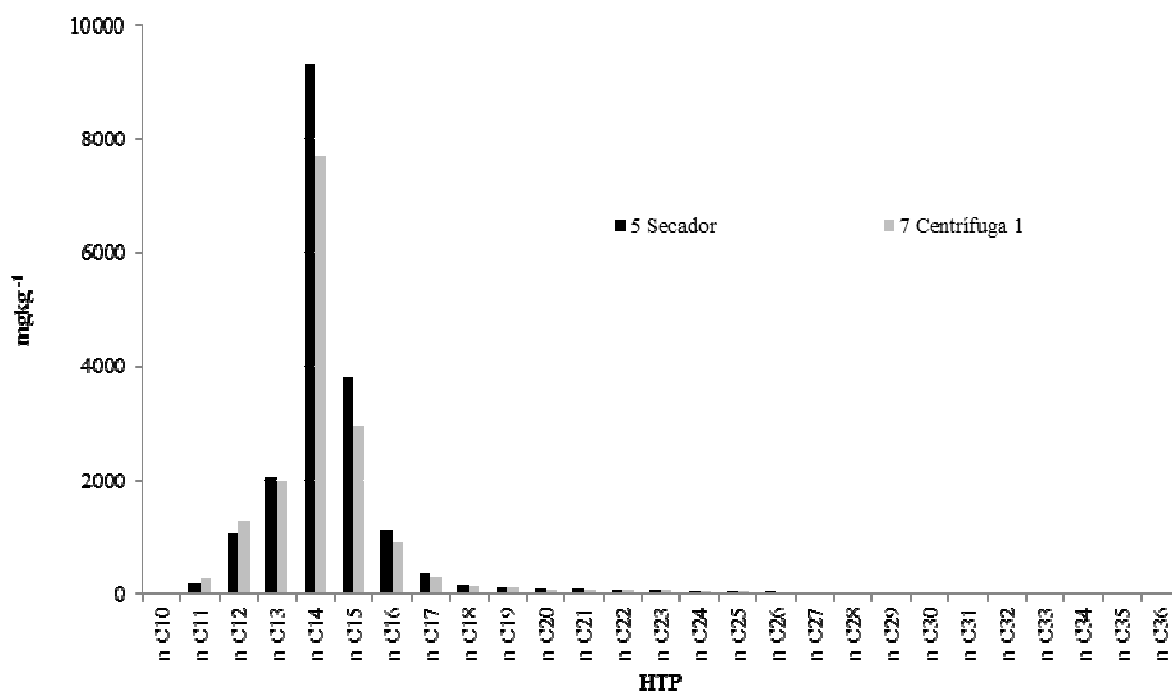
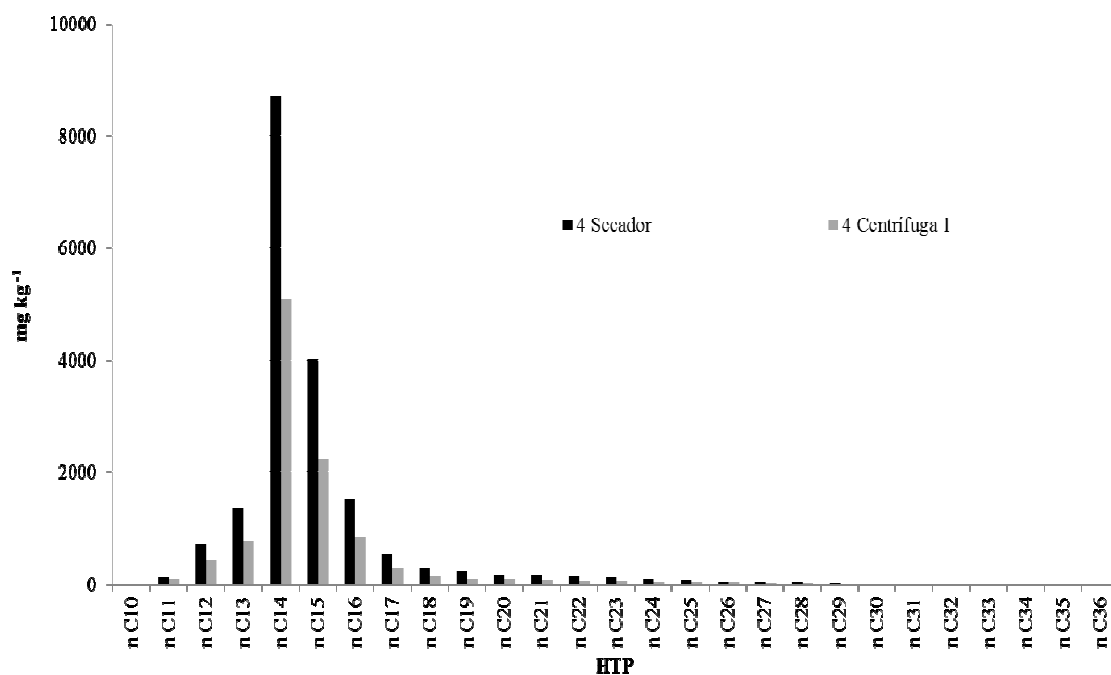
Os resíduos sólidos foram submetidos a teste de lixiviação conforme preconiza a NBR 10005:2004. Observa-se no Anexo 1 que tanto os compostos inorgânicos como os pesticidas e orgânicos não apresentaram valores acima do máximo permitido pela legislação, o que classifica o resíduo como não perigoso. No entanto, no ensaio de solubilização NBR 10006:2004, os resíduos são submetidos a um contato dinâmico e estático, com água deionizada à temperatura ambiente e posteriormente, seus constituintes solubilizados são analisados. Os resultados obtidos (Anexo 2), mostraram que os teores dos inorgânicos alumínio, ferro, fluoretos e principalmente, cloretos e sódio apresentaram acima dos valores máximos permitidos, praticamente em todas as amostras analisadas. Diante disso, os resíduos oriundos do poço 7-MGP98-D BA, e de acordo com o que preconiza a legislação (NBR 10004:2004), se estabelecem como resíduo sólido não perigoso não inerte, Classe IIA.

### 3.4.2 Caracterização de hidrocarbonetos totais de petróleo

A caracterização de hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP), para este estudo foi realizada nas amostras compostas de cascalho do 3º, 4º e 5º secador, 3ª, 4ª e 7ª centrífuga, conforme demonstra a Figura 3. A determinação dos hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP) seguiu a metodologia descrita pela USEPA 8015B e 8015C, e foram realizadas no laboratório da Analytical Solutions. Observou-se que as amostras oriundas do resíduo secador apresentaram concentrações mais elevadas de hidrocarbonetos quando comparadas as do resíduo da centrífuga. Os altos valores encontrados estão acima dos preconizados pela lista holandesa para os valores de intervenção, i.e, acima de 5000 mg.kg<sup>-1</sup>. O fato de os resíduos oriundos do equipamento secador apresentarem teores mais elevados pode estar associado ao fluido que é utilizado durante o procedimento de perfuração dos poços de petróleo. Este fluido quando chega a superfície parte é recuperado primeiramente pelo equipamento secador que apresenta maior constituinte de rocha e, provavelmente, maior interação fluido-rocha elevando dessa forma os teores de hidrocarbonetos totais de petróleo.







**Figura 3.** Relação da composição de n-alcenos das diferentes amostras compostas coletadas no secador e na centrífuga do poço 7MGP-98D-BA.  
 Fonte: Magalhães (2011)

### 3.4.3 Caracterização dos teores pseudototais de metais nos resíduos

Os resultados obtidos para as análises pseudototais de metais pesados e sódio para os 6 resíduos oriundos da perfuração de poço de petróleo, denominado Poço 7-MGP98-D BA são

apresentados na Tabela 1. Os teores totais de (alumínio, antimônio, arsênio, bário, boro, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, prata, selênio, vanádio e zinco) além de sódio, cálcio e potássio foram determinados de acordo com o descrito pela USEPA 6010 e USEPA 7000. Essas análises foram realizadas pelo laboratório *Analytical Solutions*.

**Tabela 1.** Resultado de análises dos teores pseudototais de metais pesados, sódio, cálcio e potássio nos resíduos de cascalho de perfuração – UNBA. Secador (Sec) e centrífuga 1(C1).

	3°Sec	3°C1	4°Sec	4°C1	5°Sec	7°C1
Metais	mg.kg <sup>-1</sup>					
Alumínio	23181,0	10920,1	23502,0	12733,6	19872,5	11613,6
Antimônio	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Arsênio	1,6	15,4	0,7	0,9	2,4	3,2
Bário	99358,7	317396,4	40174,2	259532,2	25637,4	120798,7
Boro	14,3	8,7	16,0	9,8	14,6	9,5
Cádmio	nd	nd	nd	0,1	nd	nd
Cálcio	7650	6870	5170	9630	3100	1379
Chumbo	7,8	14,7	7,5	11,7	6,5	12,9
Cobalto	12,8	6,2	13,6	8,0	12,7	9,1
Cobre	38,6	22,1	42,3	27,1	40,4	27,6
Cromo	32,7	19,3	32,7	23,5	29,6	31,6
Ferro	26416,1	15683,4	28102,5	19050,9	27759,1	18391,9
Manganês	426,7	253,4	412,4	292,6	359,2	283,0
Mercúrio	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Molibdênio	0,6	1,0	1,0	1,4	0,9	2,7
Níquel	22,3	12,5	24,0	14,8	23,6	16,0
Potássio	6107,4	3312,5	9488,9	4485,7	10696,6	4692,7
Prata	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Selênio	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sódio	23549,5	54688,6	16201,7	20481,4	10912,5	15034,1
Vanádio	35,6	19,0	36,4	22,6	31,5	20,5
Zinco	42,9	53,7	44,2	53,0	44,6	78,6

nd= não detectado

Sec= resíduo secador, C= resíduo centrífuga

Verificou-se, principalmente, elevados teores de sódio e bário que fazem parte da composição do fluido de perfuração e que são impregnados ao cascalho oriundo do equipamento centrífuga, bem como outros elementos como ferro e alumínio que fazem parte da composição da rocha perfurada.

### 3.4.4 Ensaio dinâmico - lavagem ex-situ de compostas de resíduos de poços de perfuração de petróleo

Para avaliar o potencial de extração de elementos sódio, potássio, cálcio e bário foi realizado um ensaio dinâmico com diferentes proporções resíduo/solução nos cascalho de perfuração de petróleo. Os resíduos utilizados nesse ensaio foram os obtidos no ensaio de caracterização, sendo as compostas do 3°, 4° e 5° secador, e da 3ª, 4ª e 7ª centrífuga. Essas compostas foram obtidas a partir de amostras simples e provenientes de diferentes equipamentos denominados de secador e centrífuga. As compostas foram formadas conforme descrito por Magalhães (2011), levando em consideração o tipo de equipamento, a formação geológica, fluido e profundidade de perfuração. Antes, as amostras foram secadas ao ar, destorroadas e em seguida formadas suas compostas, sendo posteriormente homogeneizadas, conforme ilustra a Figura 4. Os resíduos foram preparados e acondicionados em sacos plásticos para posterior análise.



**Figura 4.** Preparo dos resíduos de perfuração de poços de petróleo (Poço 7-MGP98-D BA).

Estes resíduos foram submetidos a dois extratores: água destilada e, cloreto de magnésio  $1 \text{ mol.L}^{-1}$  (maior força iônica). O objetivo deste ensaio foi verificar o potencial de remoção de cada extrator e qual a melhor relação resíduo/solução que poderia ser adotada. Dessa forma, foram pesadas 5g de cada resíduo, sendo peso constante e variando o volume da solução extratora, com as seguintes proporções: 1:4, 1:5 e 1:6. Em seguida, as amostras foram agitadas por 30 minutos com velocidade de rotação de 200 rpm, em mesa agitadora orbital e para separação das fases sólida e líquida, foi utilizada filtração lenta, conforme demonstrado na Figura 5.



**Figura 5.** Esquema de agitação orbital e filtração lenta.

Este ensaio foi composto por 6 resíduos x 2 fontes extratoras x 3 diferentes relações resíduo/solução x 3 repetições, totalizando 108 unidades experimentais.

### **3.4.5 Ensaio estático – colunas de lixiviação com resíduos de poços de perfuração de petróleo**

As unidades experimentais utilizadas foram colunas de lixiviação construídas a partir de tubos PVC, conforme ilustrado na Figura 6. Em cada coluna foi adicionado uma massa de 4 kg de cada resíduo de perfuração de poços de petróleo oriundos do Poço 7-MGP 98-D BA. Os resíduos selecionados foram: 3º e 4º secador, 3ª e 4ª centrífuga, em função de apresentarem elevados teores de sódio quando comparado aos demais resíduos utilizados conforme demonstra na Tabela 1. As colunas foram mantidas em dois teores de umidade, 70% da capacidade de campo e saturado com lâmina de 7 cm. A condição de saturação foi adotada para acompanhar as alterações na extração do bário presente no resíduo quando

submetido a condições de baixos valores de potencial redox (-200mV). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, composto por 4 resíduos, 2 condições de umidade e 3 repetições, totalizando 24 unidades experimentais.

Todas as unidades experimentais foram cobertas com papel alumínio, para minimizar as perdas de água por evaporação, principalmente, na condição de saturação onde foi mantida uma pequena lâmina de água, cerca de 7 cm na superfície do resíduo que foram mantidas diariamente.



**Figura 6.** Colunas com resíduos de perfuração de poços de petróleo, em PVC, utilizadas no ensaio de lixiviação

Nesta etapa, foram determinados nas colunas de lixiviação os valores de potencial hidrogeniônico (pH) e potencial redox (Eh) (Figura 7), com um intervalo de 3 horas após atingir às condições de umidade. Em seguida, as determinações ocorreram 3 vezes por semana durante 21 dias e, posteriormente este procedimento foi realizado, semanalmente, até a estabilização do (Eh), em valores em torno de -200 mV nas colunas saturadas. Este valor é considerado pela literatura como necessário para que ocorra a redução do sulfato para sulfeto e consequente liberação do bário para as formas mais lábeis (Creclius et al., 2007). O potencial hidrogeniônico foi monitorado sob as mesmas condições do potencial redox e de forma simultânea.



**Figura 7.** Leituras de pH e Eh nas colunas de lixiviação.

Após o período de incubação por um período monitorado de 360 dias, as colunas de lixiviação foram submetidas à lavagem do resíduo com água destilada (Figura 8). Em cada coluna foi adicionado volumes sucessivos (40) de 500 ml e coletados aproximadamente o mesmo volume até completar um total de 20 litros de água destilada que foi predeterminada pelo ensaio dinâmico. Neste ensaio, obteve-se melhor resposta de remoção quando se aplicou a relação resíduo/solução de 1:5 para a maioria dos resíduos estudados. Em seguida, a solução resultante do processo de lixiviação foi filtrada e determinados os valores de pH e as

concentrações dos elementos cálcio e bário em espectrofotômetro de absorção atômica, e os teores de sódio e potássio por fotometria de chama.



**Figura 8.** Coleta do lixiviado em frascos de 500 ml e filtração lenta dos extratos que apresentavam partículas de resíduo em suspensão.

## 3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

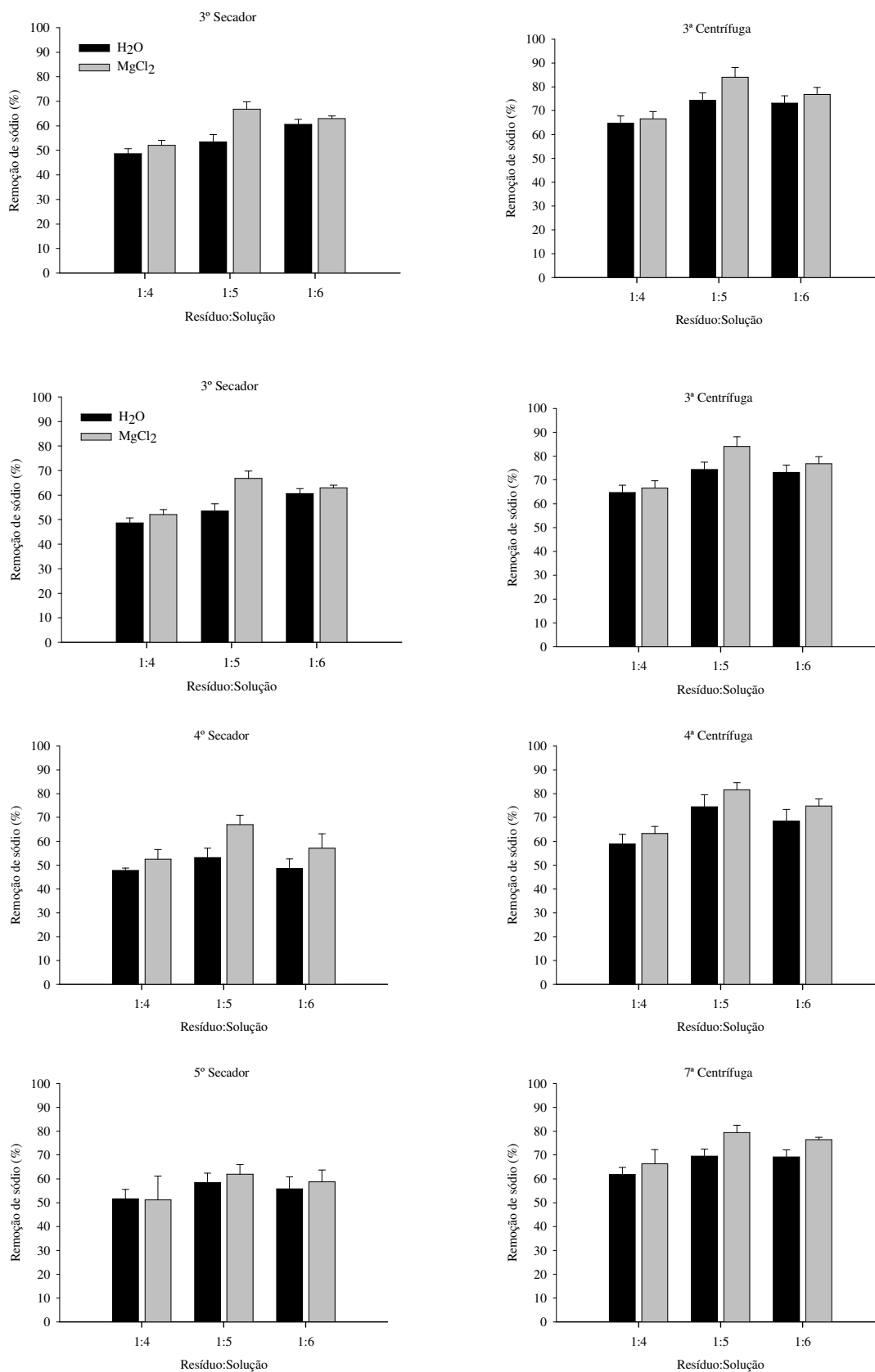
### 3.5.1 Ensaio dinâmico – lavagem ex-situ dos resíduos de poços de perfuração de petróleo

A denominação ensaio dinâmico foi utilizada porque a amostra de resíduo foi colocada em contato com solução extratora atuando sobre um movimento de rotação. Nesse processo de lavagem utilizou-se água e outro solvente com o intuito de separar o contaminante da fração argila que por causa de sua superfície ativa, os contaminantes inorgânicos estão tipicamente associados a ela.

Os resultados de extração de sódio estão apresentados na forma de percentual em relação ao total encontrado nos cascalhos estudados. Os resíduos selecionados apresentaram teores de sódio extraível elevados (acima de 50%), independente da origem do resíduo, se secador ou centrífuga e, do tipo de extrator água ou cloreto de magnésio (Figura 9). Verifica-se que, de um modo geral, a extração de sódio, por ambos os extratores, foi bem eficiente nos resíduos oriundos do equipamento centrífuga, na maioria dos casos foi superior a 60% do total de sódio.

Avaliando a eficiência dos extratores, o cloreto de magnésio teve maior remoção de sódio do que o extrator água, provavelmente, porque a força iônica do extrator cloreto de magnésio  $1\text{mol.L}^{-1}$  é maior do que o da água. Porém, os resultados apresentados demonstram que a remoção de sódio pelo cloreto de magnésio não foi suficientemente superior ao do extrator água para recomendar o uso no processo de lavagem dos resíduos estudados. Uma vez que o uso de cloreto de magnésio poderá contribuir no aumento de passivos ambientais que podem ser causados pelo uso do cloreto.

Com relação às diferentes proporções adotadas para extração, observou-se que praticamente, em todos os resíduos a extração nas proporções 1:5 e 1:6 foi maior do que 1:4 e muito próximo, ou seja, as diferenças entre as relações resíduo/solução 1:5 e 1:6 (Figura 9) não foram suficientes para determinar, de um modo geral, qual proporção foi mais eficiente na remoção do sódio dos resíduos. No entanto, para efeito de recomendação, verificou-se durante os testes práticos que a proporção 1:5 é a relação mais adequada para recomendar o uso em grande escala, devido ao menor consumo de solução e menor geração de resíduo final após o processo de lavagem quando comparado a proporção de 1:6. Outro fato também verificado e que a remoção foi mais pronunciada nos resíduos gerados na centrífuga quando comparada com o percentual de remoção dos resíduos gerados no secador (Figura 9). Esses resultados estão associados, possivelmente, aos valores mais elevados de hidrocarbonetos totais de petróleo (Figura 3) encontrados nas amostras de resíduos provenientes do equipamento secador (Freitas, 2013; Magalhães, 2011). Observa-se também que esta relação foi verificada de modo inverso, para o equipamento centrífuga, onde a extração de sódio foi maior para todos os resíduos estudados, enquanto que os valores de hidrocarbonetos apresentavam-se mais baixos e inferiores aos do equipamento secador, o que pode ter facilitado a remoção do sódio. Conforme apresentado na Figura 3 os HTP presentes nos resíduos têm, predominantemente, uma cadeia entre 14 e 15 carbonos, compatível com a N-Parafina. Nesse fluido, o surfactante presente tem a capacidade de “aprisionar” o sódio, dessa forma dificultando a sua extração. Assim, a maior percentagem de sódio removida nos equipamentos centrífuga, corroboram com a menor quantidade de hidrocarbonetos encontrados nesse equipamento.



**Figura 9.** Percentual de remoção de sódio em diferentes compostas de resíduos de poços de perfuração de petróleo – Bahia

Em relação ao potássio e ao bário verificou-se que a remoção foi extremamente inferior à remoção do sódio nos mesmos resíduos estudados. A remoção de potássio variou

entre 1,7 e 5,1% e para o bário a remoção foi inferior a 0,003%. Estes resultados corroboraram com os encontrados por Lima (2013), e, que verificaram também baixa remoção de potássio entre 0,9 – 1,2 % e para o bário valores inferiores a 0,0001% nos resíduos de perfuração de petróleo de Alagoas. A baixa remoção pode estar associada ao fato do potássio no resíduo, em sua maioria fazer parte dos minerais primários constituintes das rochas, e apresentando pouca influência do fluido que é adicionado no processo de perfuração. E, ao bário por estar na forma de baritina ( $BaSO_4$ ), que é de baixa solubilidade.

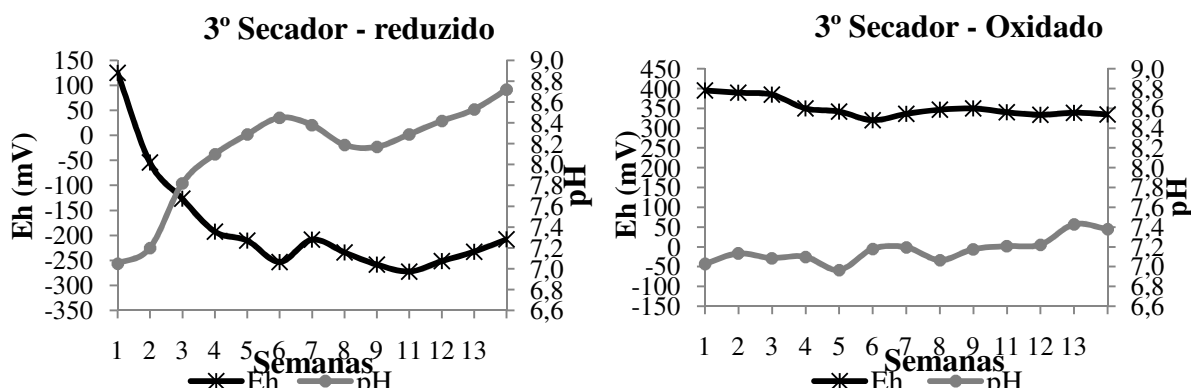
### 3.5.2 Potencial redox (Eh) e pH – ensaio estático

Os resíduos oriundos do 3º e 4º secador e da 3ª e 4ª centrífuga por apresentarem os teores mais elevados de sódio foram selecionados para o ensaio estático.

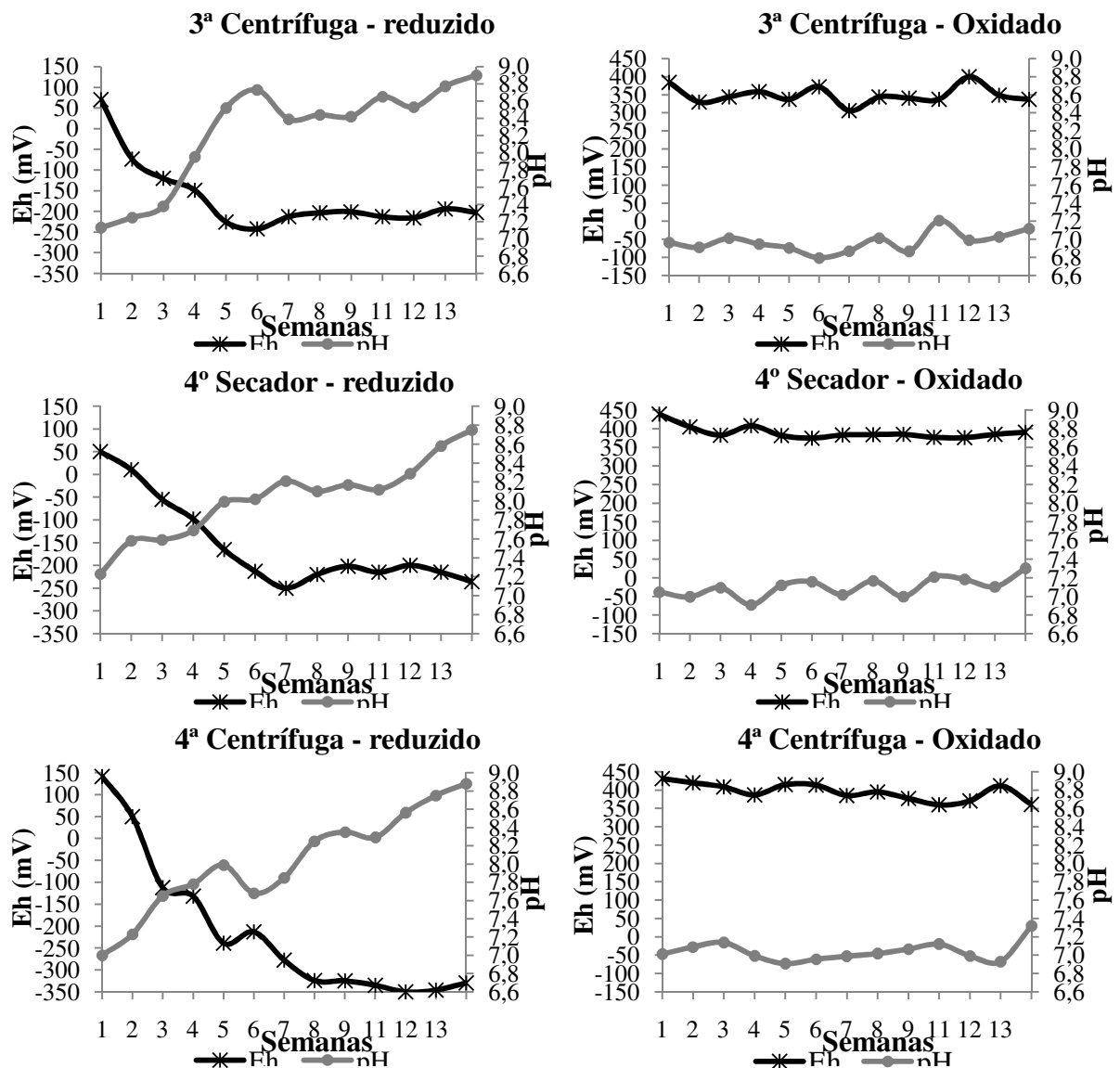
Observa-se, que há uma relação de variação do potencial redox e do pH nas colunas de lixiviação em todos os resíduos estudados (Figura 10), como previsto, houve comportamento diferenciado em função das diferentes umidades. Avaliando os resíduos na umidade à 70% da capacidade de campo, verifica-se que os valores de potencial redox, apresentaram variações entre 350 à 450 mV. Esses resultados são similares aos encontrados por Magalhães et al. (2011), e se encontram dentro da faixa encontrada em ambientes de oxidação, onde há predomínio de  $O_2$  e materiais na forma oxidada (Tian-Yen, 1985). Nos resíduos sob condição de redução, verifica-se que a variação ocorre de maneira inversa, ou seja, à medida que diminui o Eh aumenta o pH nestas condições. Observa-se que com o tempo de incubação houve uma queda e posterior estabilização nos valores de Eh abaixo de -200 mV, sendo considerado um ambiente muito reduzido. Resultados similares foram encontrados por Camargo et al. (2001) que verificou valores baixos ou negativos de potencial redox associados com espécies reduzidas. Bem como, outros autores relatam que a condição de saturação além de alterar o equilíbrio químico dos elementos, geram compostos na forma reduzida o que confere ao solo características de redução (Meurer, 2010).

Com isso, pode-se afirmar que o potencial redox é um parâmetro utilizado para avaliar a condição de redução de um ambiente, sendo que quanto mais negativo for o potencial redox, maior é a concentração de substâncias que sofreram redução devido ao tempo de alagamento e, conseqüente elevação do estado de redução, favorecendo importantes alterações químicas, físicas e biológicas.

Por outro lado, o aumento do pH é uma característica de ambientes saturados, conforme foi observado nos resultados apresentados na (Figura 10). Nota-se que com o tempo de alagamento o pH variou entre 7,0 e 8,9. Esse fato é devido às próprias características do resíduo por apresentar características alcalinas, como também da condição de saturação submetida, onde ocorre o consumo de prótons. Os resíduos oriundos de perfuração de poços de petróleo quando submetidos às condições de saturação apresentam o mesmo comportamento de diminuição do potencial redox e do aumento de pH independente da origem e composição do resíduo se oriundo do equipamento secador ou centrífuga.





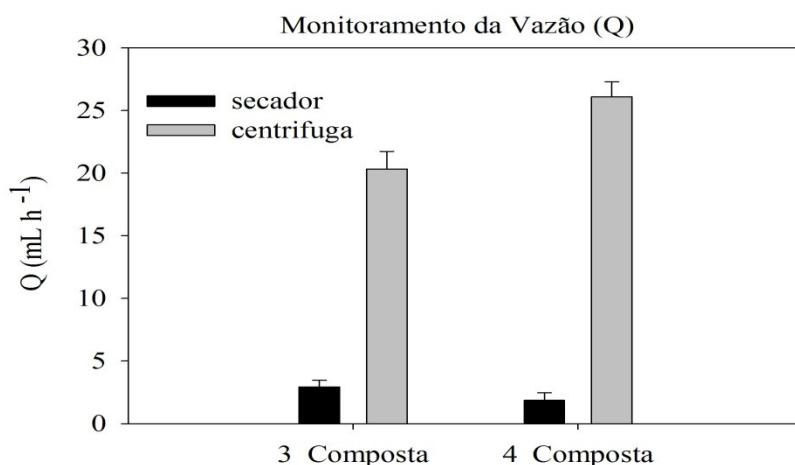


**Figura 10.** Comportamento do potencial redox (Eh) e pH nos diferentes resíduos de perfuração de poços de petróleo-BA, sob condições de oxirredução.

### 3.5.3 Vazão nas colunas de lixiviação – ensaio estático

Durante o processo de lixiviação foi realizado o monitoramento da vazão com o objetivo de se verificar a influência da composição do resíduo e da condição de umidade no tempo de infiltração da água pela colunas de lixiviação (Figura 8). Neste ensaio a vazão foi monitorada durante todo o procedimento de lavagem, onde observou-se que nas colunas com resíduos oriundos da centrífuga, a vazão foi muito superior as encontradas nas colunas com resíduo do secador (Figura 11). Isto é, os resíduos provenientes do secador apresentaram menor vazão, média de  $3,5 \text{ mL.h}^{-1}$  quando comparado com os resíduos oriundos das centrífugas, com valores médios em torno de  $25 \text{ mL.h}^{-1}$ . A menor vazão encontrada nas compostas do resíduo secador pode estar relacionada aos elevados teores de hidrocarbonetos totais de petróleo encontrados nas compostas oriundas desse equipamento (Figura 3). Essa maior quantidade de hidrocarbonetos totais de petróleo, possivelmente, favoreceu uma hidropelência e impediu a movimentação da água na coluna de lixiviação. De acordo com Vogelmann et al. 2013, as substâncias orgânicas responsáveis pela repelência podem recobrir total ou parcialmente as partículas, agregados e paredes dos poros, com consequências

negativas nos processos de infiltração e percolação da água. Com isso as implicações associadas com a diminuição da infiltração além de dificultar o movimento da água, causa uma redução na disponibilidade de água para o desenvolvimento das plantas.

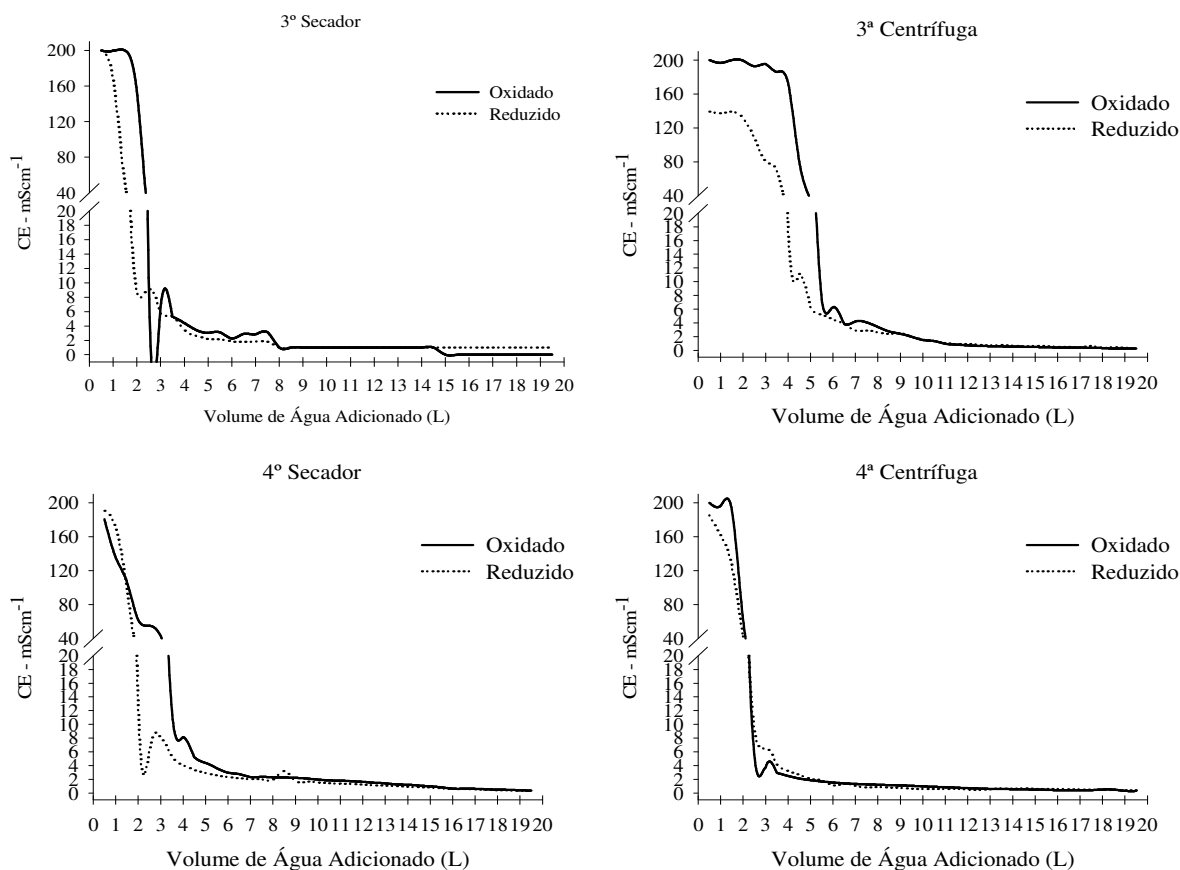


**Figura 11.** Monitoramento da vazão durante o procedimento de lavagem nos diferentes resíduos de perfuração de poços de petróleo-BA.

### 3.5.4 Efeito da salinidade do resíduo na condutividade elétrica dos extratos obtidos após sequência de lavagem das colunas de lixiviação

Nos extratos obtidos do processo de lavagem foi realizada a determinação da condutividade elétrica (Figura 12). Os resultados demonstram, claramente, que à medida que vai lavando o resíduo há uma redução acentuada da condutividade elétrica, sendo, portanto considerado como um ponto positivo do efeito da técnica aplicada.

Os resultados demonstraram que há uma queda acentuada e posterior estabilização na condutividade elétrica, na maioria dos resíduos, a partir da aplicação do volume de 2,5 L de água (Figura 12). Esse resultado demonstra que esse volume de água foi suficiente para que a lavagem fosse eficiente na remoção drástica de sais e consequente diminuição da condutividade elétrica. No entanto, os valores encontrados de condutividade elétrica nos extratos obtidos são superiores à classe de restrição de uso da água para irrigação. De acordo com Ayers & Westcot (1999), valores de condutividade elétrica acima de 3,0 mScm<sup>-1</sup> são consideradas classe de restrição severa para o uso agrícola, para a maioria das espécies, entre 0,7 e 3,0 mScm<sup>-1</sup> apresentam-se como restrições moderadas e abaixo de 0,7 não apresentam restrições. Portanto, ao avaliar os resultados encontrados (Figura 12), verifica-se que a eficiência de lavagem atingiu valores de condutividade elétrica menores que 2,0 mScm<sup>-1</sup> somente a partir da aplicação do volume de 7,5 L de água. No entanto, verifica-se que a condutividade elétrica somente foi estabilizada a partir do volume de 15 L de água adicionado nas colunas de lixiviação, i.e, os íons que se encontravam em solução, praticamente, foram todos removidos, independente da condição de umidade em que os resíduos foram submetidos durante o período de incubação e a origem do resíduo se secador ou centrífuga. Os resultados também corroboram com a elevada solubilidade dos sais salino-sódicos que foram encontrados no cascalho de perfuração e que são facilmente lixiviáveis.

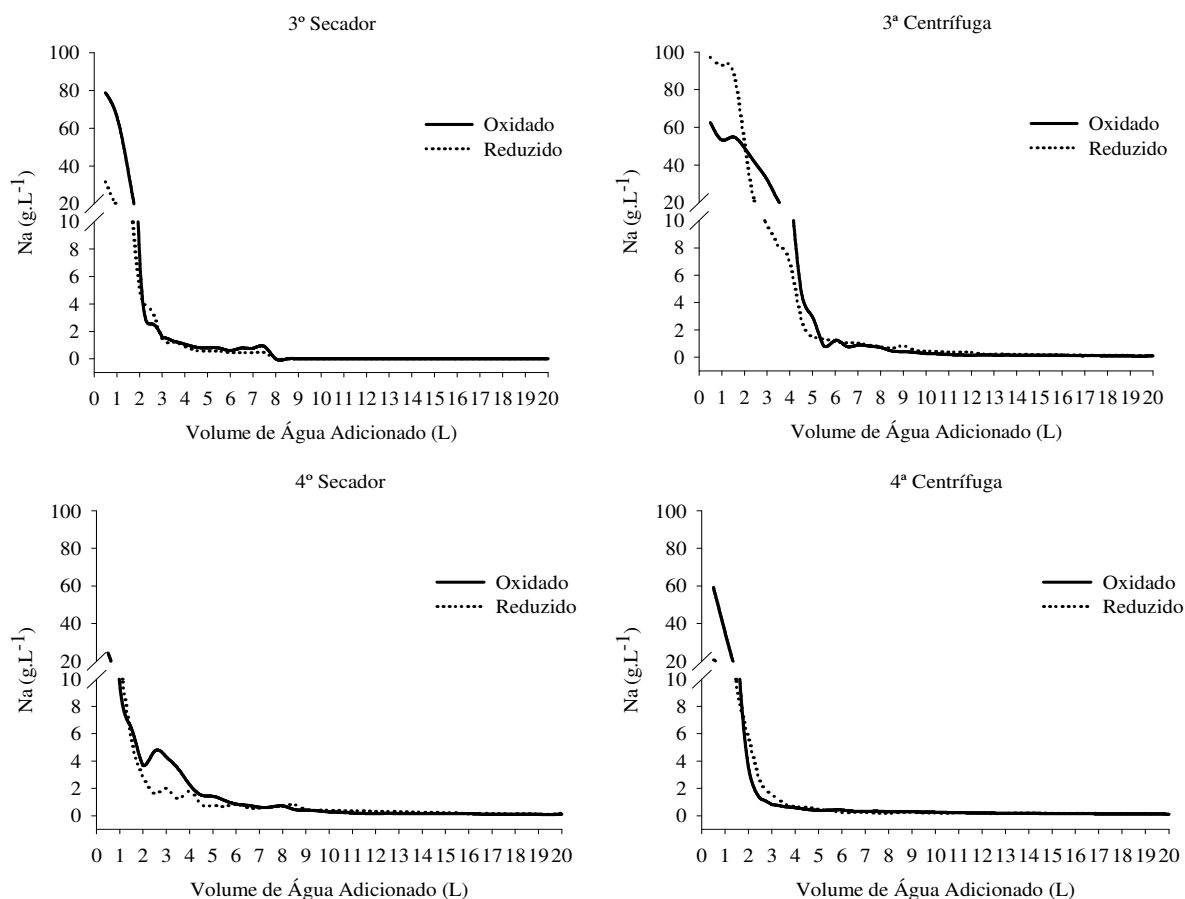


**Figura 12.** Condutividade elétrica em diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia

### 3.5.5 Dinâmica do sódio, potássio, cálcio e bário nos resíduos de perfuração de petróleo após lavagem por ensaio em colunas de lixiviação

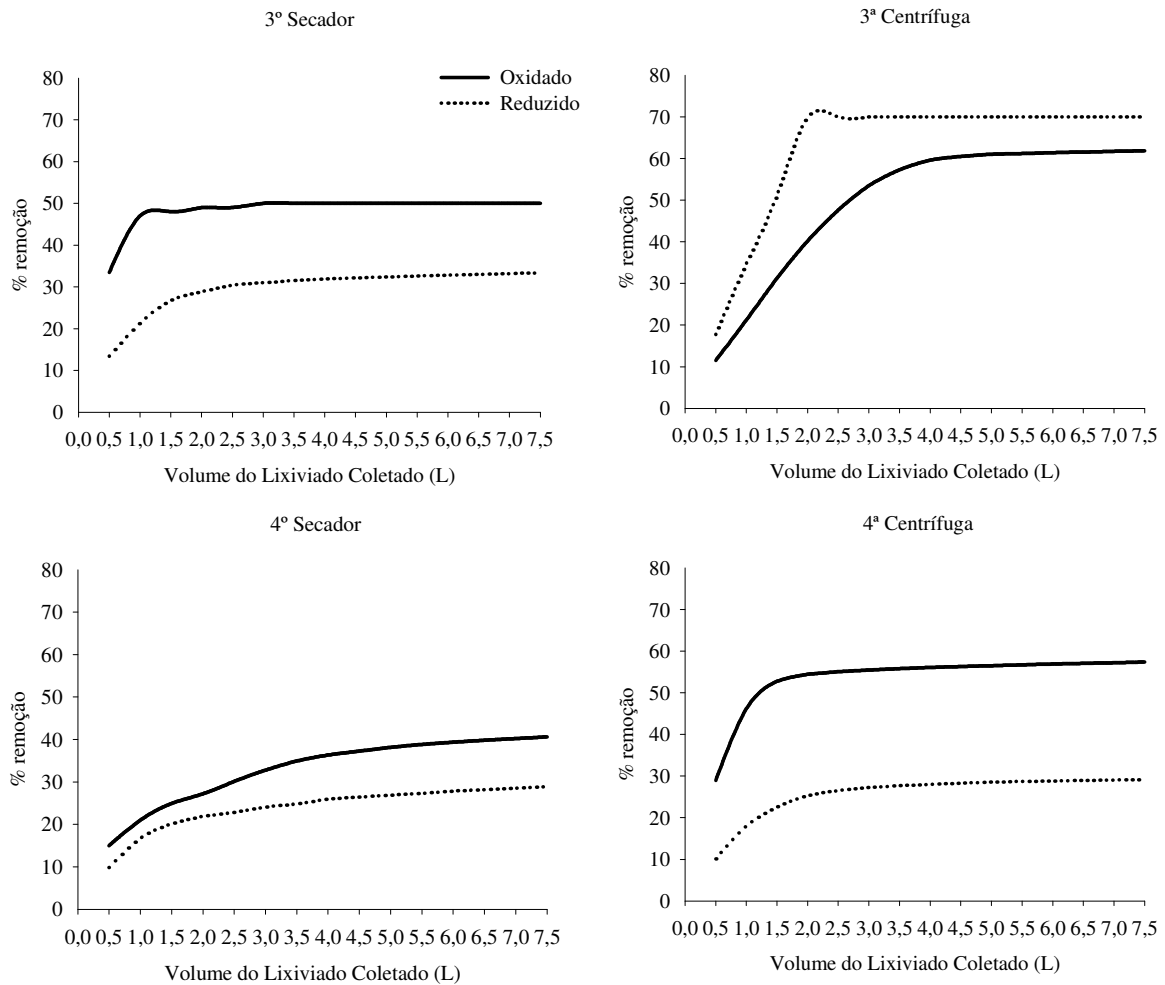
A Figura 13 apresenta a concentração de sódio nos extratos lixiviados das colunas com seus respectivos resíduos e condições de umidade. Os valores encontrados mostram, claramente, que houve uma redução significativa da concentração de sódio nos extratos independente da sua origem se secador ou centrífuga, corroborando com os resultados obtidos de condutividade elétrica. Observa-se que o comportamento do sódio corrobora com os citados em literatura como sendo um metal de elevada solubilidade e que à medida que vai lavando o resíduo, menores são as concentrações encontradas. A concentração de sódio nos extratos diminui substancialmente em todos os resíduos avaliados e a partir da adição de 4,5 litros de água, para todos os resíduos e condições de umidade, o sódio, praticamente, não foi mais removido, estabilizando-o. No entanto, vale ressaltar que a condição de oxidação, com exceção do resíduo da 3ª centrífuga, favoreceu maior remoção do sódio. Esse comportamento pode ser explicado pelo ambiente sob condição de oxidação favorecer a atividade biológica e consequente biodegradação da estrutura surfactante presente no fluido, que apresenta cadeia de carbono (14-20 carbonos), e consequente liberação do sódio presente para a solução.

Verifica-se que o procedimento de lavagem foi eficiente para a retirada do excesso de sódio presente nos resíduos, principalmente nos primeiros volumes coletados, entretanto não foi suficiente removê-lo, completamente. Fato que pode ser visualizado nas figuras apresentadas, que apesar da estabilização do sódio ocorrida, não significa que todo o sódio foi lixiviado. Foi observado que a redução na concentração do sódio solubilizado ocorreu, possivelmente, pelo aumento do volume de água aplicada no procedimento de lavagem.



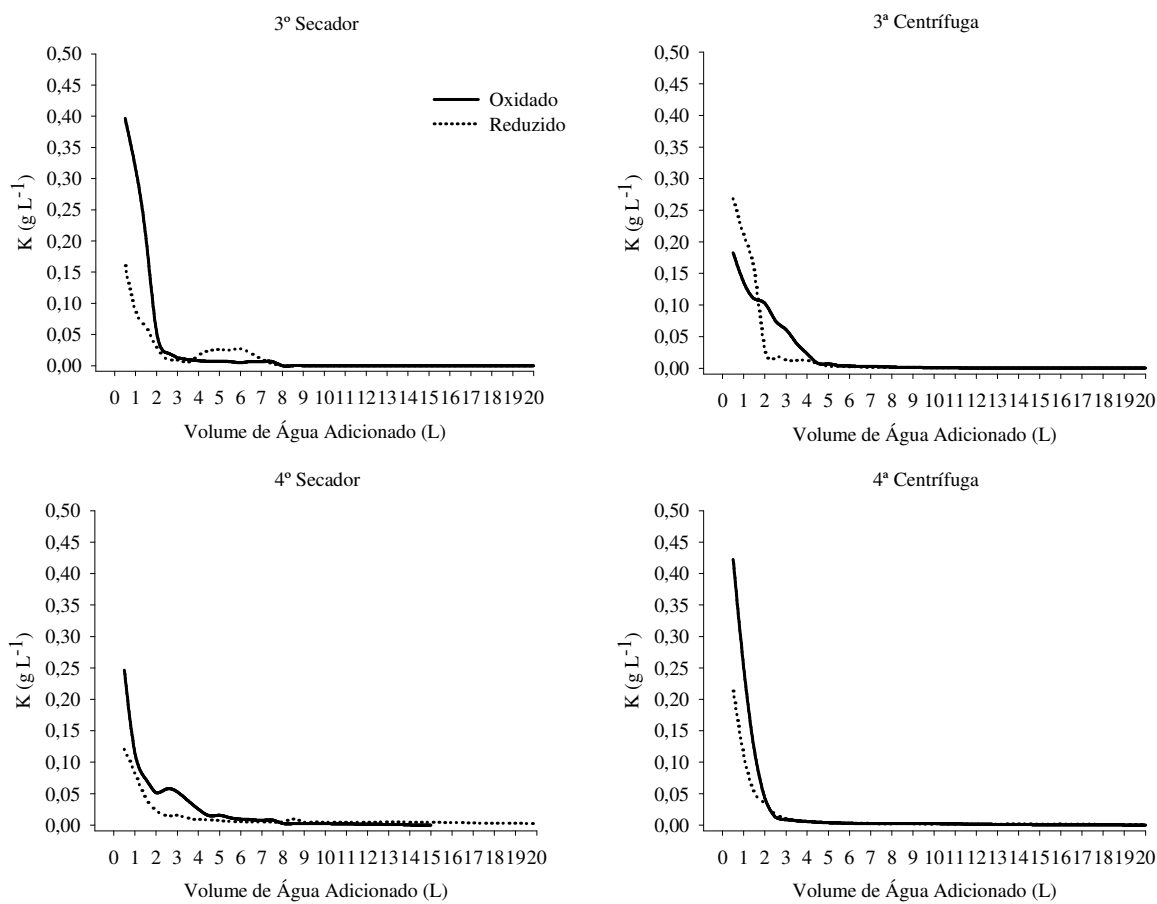
**Figura 13.** Concentração de sódio nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia

Ainda assim, observa-se que a percentagem de sódio removida em relação ao total de sódio das compostas foi, em média, de 50% para o resíduo secador na condição de oxidação e de aproximadamente 62 % para os resíduos da centrífuga (Figura 14). Em condição de redução, esse percentual foi bem menor quando comparado a condição de oxidação. Nessa condição, a remoção de sódio foi de, aproximadamente, 30% em relação ao total, com exceção do resíduo da 3ª centrífuga que apresentou 70% de remoção sob a condição de redução. No entanto, apesar dos resultados apresentarem a massa removida de sódio após o procedimento de lavagem do resíduo, verifica-se que cada resíduo possui sua particularidade, e uma maior remoção está associada às características do resíduo e da composição do fluido que é adicionado durante o procedimento de perfuração de poços de petróleo. As compostas obtidas do equipamento centrífuga, por exemplo, apresentam em sua composição maior influência do fluido e teores de sódio mais elevados quando comparado com as compostas do secador. Além do mais, análises dos resíduos mostraram que aqueles provenientes do equipamento secador apresentam teores de hidrocarbonetos totais de petróleo superiores a  $8000 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Figura 3), dificultando a extração do sódio.



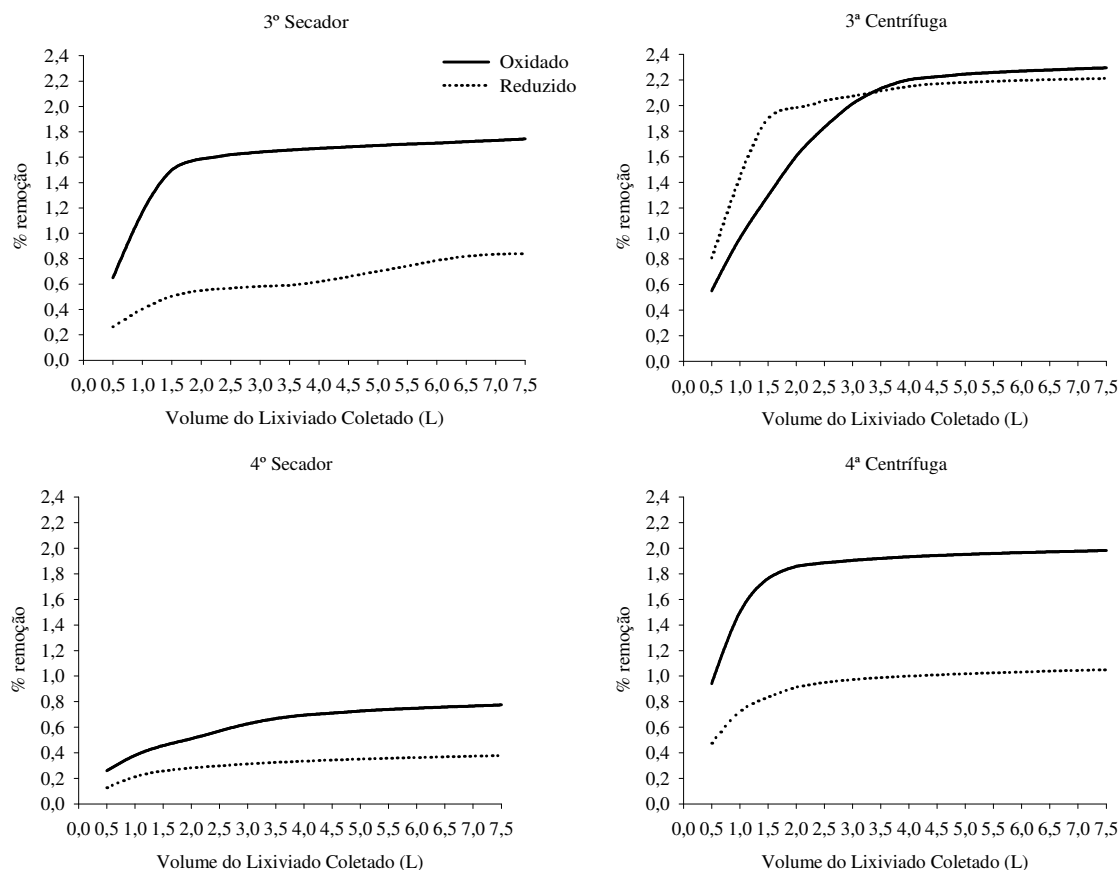
**Figura 14.** Percentual de sódio removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia

Em relação ao potássio, também se verificou uma redução na concentração à medida que se adicionava água nas colunas de lixiviação (Figura 15). Verifica-se uma variação da concentração de potássio nos efluentes coletados, sendo que a redução foi substancial e similar aos verificado para o sódio. No entanto, os valores de potássio encontrado em todos os resíduos são bem inferiores aos encontrados para sódio, não sendo superiores a  $0,45 \text{ g.L}^{-1}$  de potássio para a condição de oxidação e  $0,30 \text{ g.L}^{-1}$  nas compostas submetidas à condição de saturação. Por outro lado, também pode-se observar que as maiores concentrações foram encontradas nas compostas sob condição de oxidação, com exceção do resíduo da 3ª centrífuga, assim como encontrado para o sódio. Observa-se que a estabilização ocorreu com a adição de aproximadamente 3,5 litros de água para todas as compostas e condição de umidade.



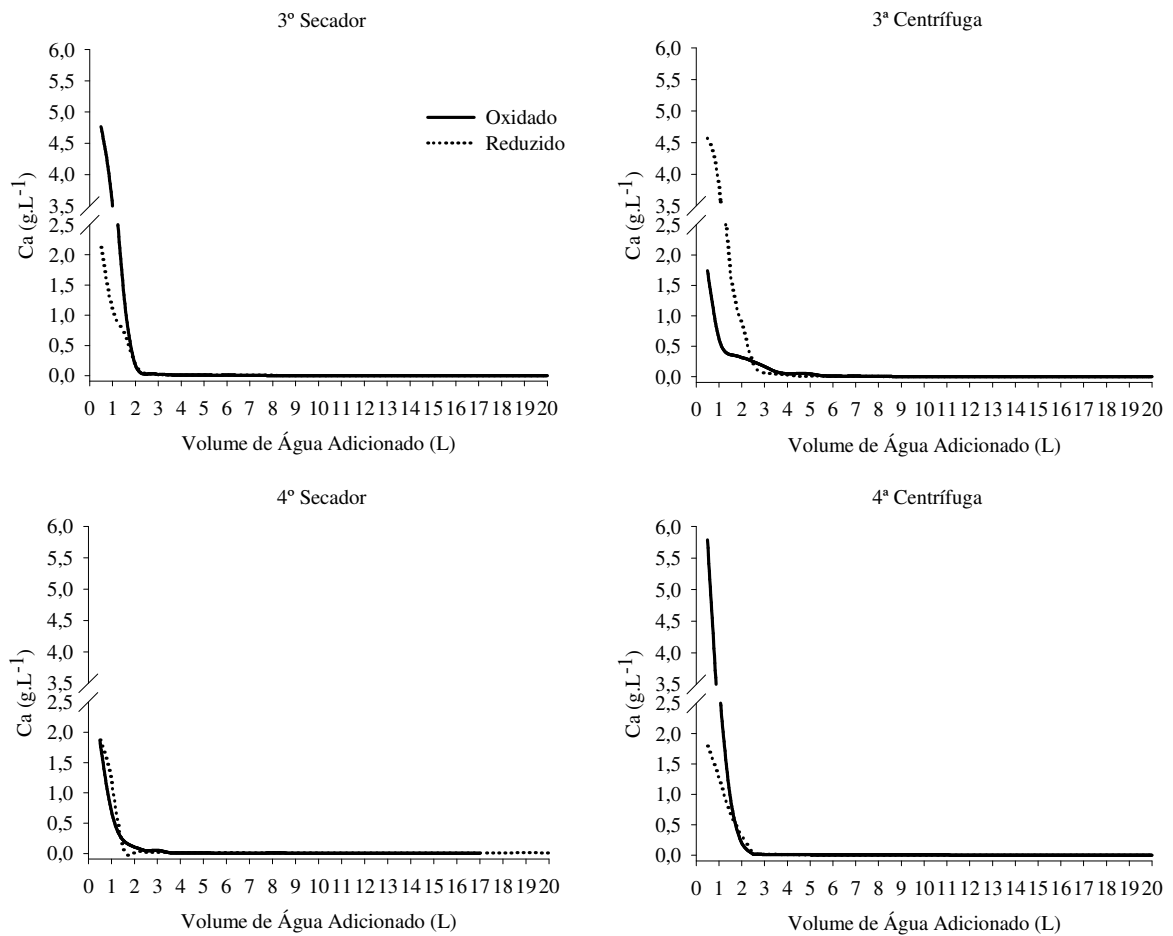
**Figura 15.** Concentração de potássio nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia

Ao avaliar o comportamento do potássio por um outro ângulo. Verifica-se que os resultados da massa de potássio removida da coluna de lixiviação em função do total de potássio encontrado nos resíduos são extremamente inferiores aos encontrados para sódio. Na Figura 16, observa-se que a massa de potássio removida foi mais pronunciada nos resíduos que foram submetidos à condição de oxidação do que na de redução, com exceção do resíduo da 3 centrifuga (3C) que não houve diferença entre as duas condições de umidade. Avaliando os gráficos verifica-se que a massa de potássio removida nos diferentes resíduos avaliados são extremamente baixo em relação ao total. Os baixos percentuais de remoção de potássio, possivelmente, estão associados as baixas concentrações de potássio solúvel encontradas também no ensaio dinâmico e a menor solubilidade do potássio quando comparado a solubilidade do sódio. A maior parte do potássio do resíduo encontra-se associado as estruturas cristalinas de silicatados dos minerais primários da rocha moída presente na composição do cascalho de perfuração. Resultados similares foram encontrados por Carvalho (2013), e Lima (2013), estudando resíduos de perfuração de petróleo oriundos de Alagoas. Os autores verificaram baixa remoção do potássio (1,2 % no secador e 0,9% na centrífuga), demonstrando que a forma presente desse metal nos resíduos apresentava baixa solubilidade em água. Esses resultados corroboram com os apresentados na (Figura 16) demonstrando que a forma do potássio presente nos resíduos apresentam baixa solubilidade em água e de difícil extração. Este fato é um ponto positivo do ponto de vista agrícola, pois os ensaios mostraram que as perdas de potássio por lixiviação certamente são mais baixas.



**Figura 16.** Percentual de potássio removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia

A Figura 17 apresenta a variação da concentração de cálcio nos efluentes coletados. Observa-se que houve uma diminuição substancial nas concentrações de cálcio, principalmente, para a condição de oxidação do resíduo do 3º secador e 4ª centrífuga. Verifica-se que o comportamento da 3ª centrífuga foi muito semelhante ao observado para sódio e potássio na condição de redução, onde foram encontradas concentrações superiores à condição de oxidação. A concentração de cálcio no primeiro volume de extrato coletado não ultrapassou valores de  $5 \text{ g.L}^{-1}$  para os resíduos da 3ª composta e  $6 \text{ g.L}^{-1}$  nos resíduos da 4ª composta. A baixa concentração de cálcio nos extratos lixiviados quando comparado às concentrações de sódio está diretamente correlacionada com os teores totais encontrados nos resíduos de perfuração de poços de petróleo. Estes resultados comprovam que o cálcio presente no cascalho de perfuração são oriundos dos minerais de rochas com pouca ou nenhuma influência do fluido utilizado durante o processo de perfuração.

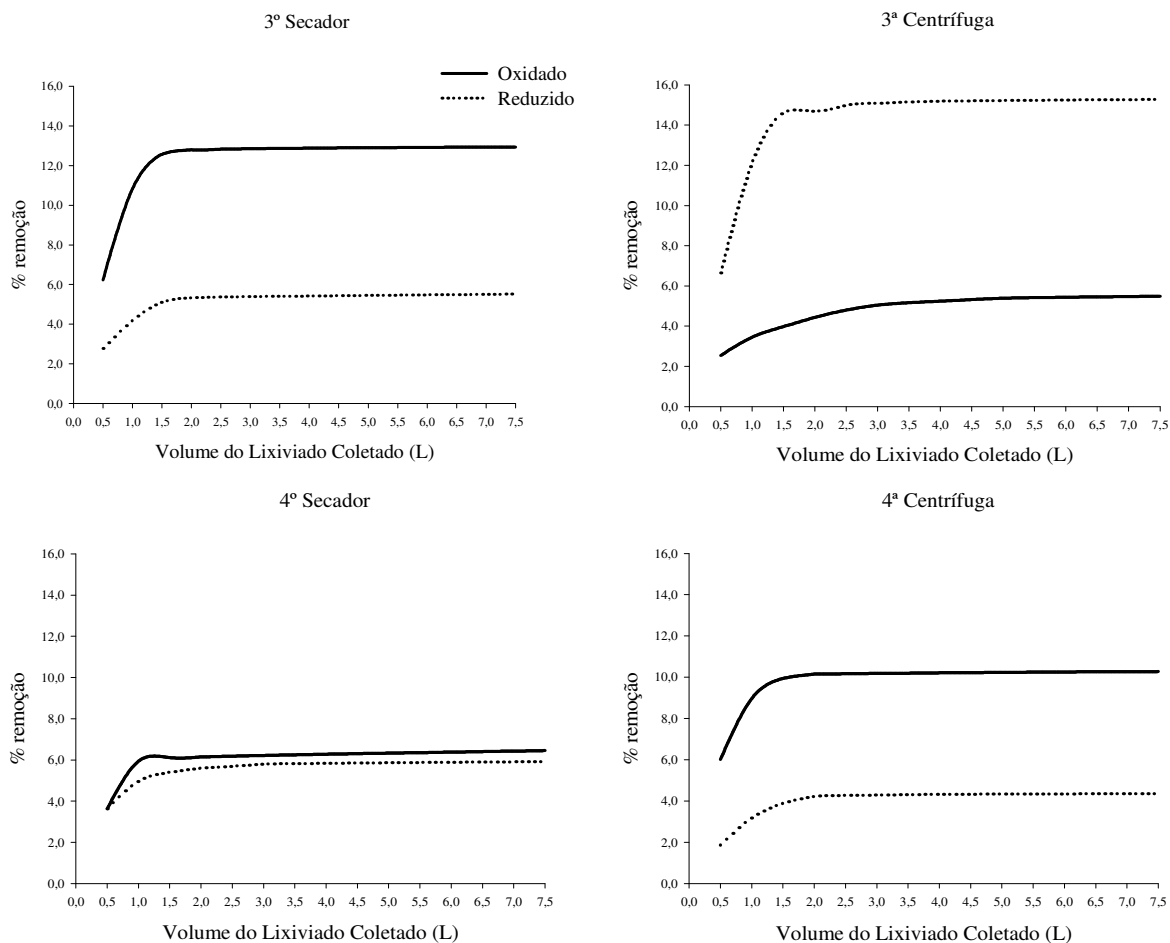


**Figura 17.** Concentração de cálcio nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia

As percentagens de cálcio removidas em relação ao total de cálcio presente nas compostas dos resíduos são apresentados na Figura 18. Verifica-se que a massa de cálcio removida foi maior na condição de oxidação para todos os resíduos, com exceção da 3ª centrífuga na condição de redução. Observa-se que a remoção de cálcio foi mais pronunciada no resíduo do 3º secador, 4ª centrífuga e 4º secador na condição de oxidação, apresentando uma estabilidade de remoção aproximadamente de 14%, 10% e 6%, respectivamente.

Também observou-se que a estabilidade de remoção de cálcio foi atingida quando as colunas de lixiviação receberam um volume suficiente de 3,5 L de água para todos os resíduos estudados. A remoção de cálcio também foi verificada por Carvalho (2013) e Lima (2013), e os percentuais de remoção foram similares para os resíduos oriundos do equipamento secador e centrífuga 6,1% e 6,8% respectivamente.





**Figura 18.** Percentual de cálcio removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo - Bahia

Em relação ao elemento bário apresentado na Figura 19, verifica-se uma variação muito baixa da concentração do bário nos efluentes coletados. Observa-se que a cada volume coletado independente da origem do resíduo se secador ou centrífuga a redução da concentração de bário é substancial com exceção do resíduo da 4ª centrífuga que apresentou teores de bário de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$  na condição de oxidação e redução, respectivamente.

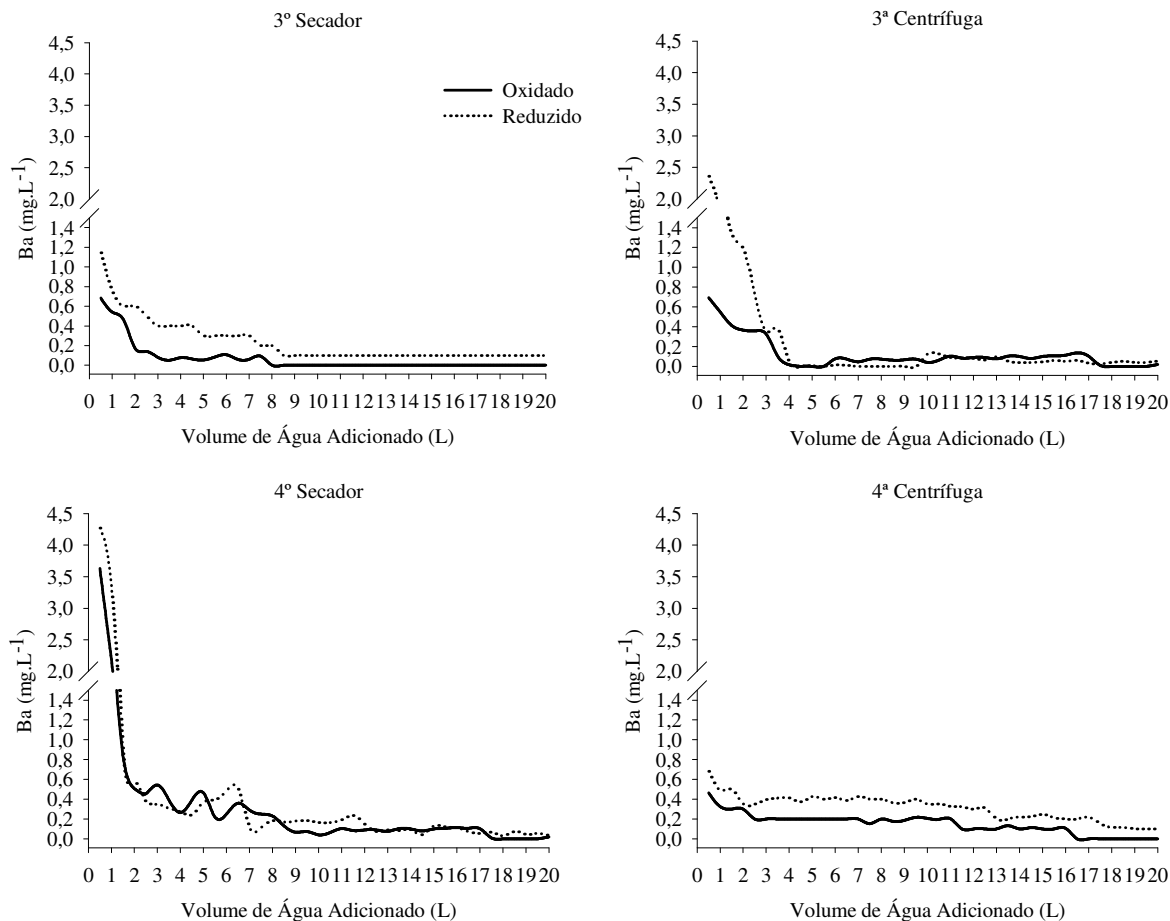
A condição de redução do solo promoveu as maiores concentrações de bário encontradas, principalmente, nos primeiros volumes coletados. A resolução 420 do CONAMA (2009) estabelece a concentração do elemento bário de  $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ , como valor de referência (VR) para potabilidade da água.

Utilizando esse valor como referência pode-se observar que os maiores valores apresentados foram nas condições de redução e nos resíduos da 3ª centrífuga e do 4º secador.

Esses resultados demonstram que a condição de baixo valor de potencial redox (Figura 10), menores que  $-200\text{mV}$ , promoveu condições para que as bactérias fizessem a redução do sulfato a sulfeto e aumentasse a solubilidade da baritina ( $\text{BaSO}_4$ ). Esses valores corroboram com os resultados obtidos para o elemento bário, visto que, a mesma condição promoveu o aumento dos valores de bário nos extratos lixiviados.

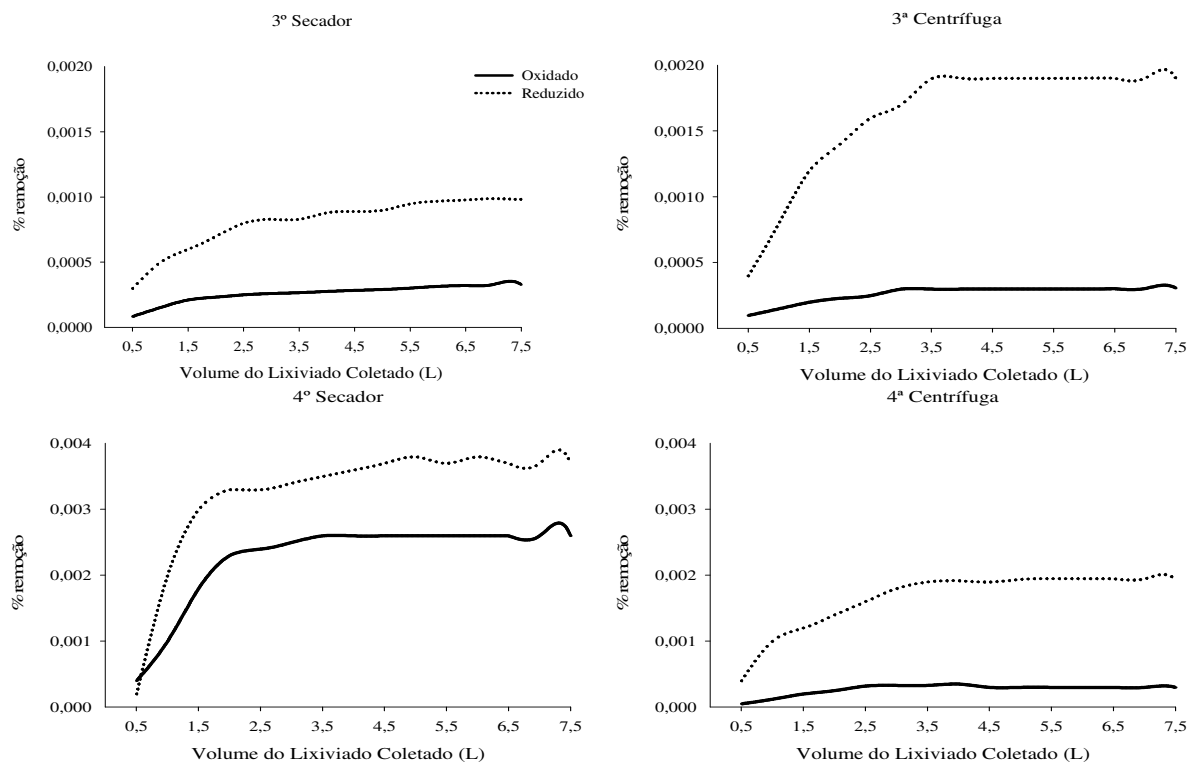
Diversos trabalhos evidenciam que em solos com valores muito baixo de Eh ( $-150 \text{ mV}$  a  $-250 \text{ mV}$ ) e na presença de  $\text{BaSO}_4$ , as bactérias reduzem sulfato a sulfetos (Magalhães et al., 2013, Magalhães et al., 2012a, Lima et al., 2012). Esse comportamento também foi verificado neste estudo, e mostram que na condição de extrema redução há uma maior liberação do bário

para a solução. No entanto, apesar da condição de redução favorecer maior solubilidade do bário, ainda assim, os resultados nos extratos lixiviados, mostram claramente, que a baixa solubilidade da baritina ( $\text{BaSO}_4$ ) diminui possíveis riscos de contaminação da água subterrânea e transferência para a cadeia alimentar (Lima et al., 2012; Sposito, 2008; Snyder et al., 2007).



**Figura 19.** Concentração de bário nos extratos lixiviados de diferentes compostas de resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia

Por outro lado, os percentuais de bário encontrados nos efluentes coletados foram baixíssimos em relação ao total de bário encontrado nas compostas, sendo inferiores a 0,004% (Tabela 2). A Figura 20 apresenta o percentual de bário removido à medida que foram coletados os efluentes. Observa-se que este percentual removido em relação ao total de bário no resíduo foi superior para todos os resíduos na condição de redução. Este comportamento corrobora com a dinâmica do bário em ambientes saturados, onde há um decréscimo substancial nas condições redox e consequente redução do sulfato a sulfeto e liberação do bário para a solução. Além do mais, foi observado que a remoção de bário foi superior na composta do 4º secador para as 2 condições de umidade (Figura 20), no entanto, sendo mais pronunciada na condição de redução, atingindo um valor de 0,004% do total de bário no resíduo.



**Figura 20.** Percentual de bário removido em relação ao total em resíduos de perfuração de poços de petróleo – Bahia

Os resultados comparativos do ensaio dinâmico e o ensaio em colunas de lixiviação (estático) são apresentados na

Tabela 2. Verifica-se que o percentual de remoção tanto do sódio como de potássio, no ensaio dinâmico, são superiores aos encontrados nos efluentes coletados das colunas de lixiviação, enquanto que, para a remoção do bário esse comportamento foi diferente e corrobora com a maior disponibilidade do bário sob condições redutoras. No entanto, a eficiência de remoção foi maior nas compostas oriundas do resíduo centrífuga para os dois ensaios realizados, com exceção do resíduo do 4 secador para o elemento bário. Diversos trabalhos também verificaram que a remoção desses elementos foram maiores nos resíduos do equipamento centrífuga (Lima, 2013; Freitas, 2013; Carvalho, 2013; Sampaio Júnior, 2012; Machado, 2012; Magalhães 2011). Estes resultados, possivelmente, estão associados aos menores teores de hidrocarbonetos totais de petróleo no resíduo centrífuga em relação aos do resíduo secador (Figura 3). Os resultados também mostram maior remoção no ensaio dinâmico para Na e K, devido a maior facilidade destes se deslocarem para a solução na agitação das compostas, o que não foi verificado para o bário.

**Tabela 2.** Comparação entre ensaio dinâmico versus ensaio estático (colunas de lixiviação), percentual de remoção em relação ao total.

Resíduos	Remoção de Na(%)		Remoção de Ba(%)		Remoção de K (%)	
	Dinâmico	Estático	Dinâmico	Estático	Dinâmico	Estático
3º Secador	53	50	0,0001	0,001	2,9	1,7
3ª Centrífuga	81	62	0,0003	0,002	5,1	2,3
4º Secador	53	41	0,003	0,004	1,7	0,8
4ª Centrífuga	74	57	0,0003	0,002	4,7	2,0

\*Médias de 3 repetições do extrator água, ensaio dinâmico e ensaio estático sob condição de redução)

### 3.6 CONCLUSÕES

- O percentual de remoção de sódio no ensaio dinâmico foi superior a 70% no resíduo centrífuga e inferior a 60% no resíduo secador;
- A proporção 1:5 foi a relação mais adequada quando comparada as demais proporções utilizadas no ensaio dinâmico;
- A condutividade elétrica monitorada no ensaio estático diminuiu e estabilizou a partir da adição de 7,5 L de água destilada;
- A condição de redução promoveu maior liberação do bário para a solução, ainda que muito sensível;
- A remoção dos elementos sódio e potássio foram superiores no ensaio dinâmico em relação ao estático;
- O pré-tratamento de lavagem não foi suficiente para retirar todo o excesso de sódio dos resíduos.

## **4 CAPÍTULO II**

### **CAPACIDADE FITOEXTRATORA DE SÓDIO E BÁRIO POR PLANTAS DE CEVADA (*Hordeum vulgare*) EM RESÍDUOS DE POÇOS DE PERFURAÇÃO DE PETRÓLEO APÓS TRATAMENTO**

## 4.1 RESUMO

Os problemas de excesso de sais em solos são conhecidos há muito tempo, mas sua magnitude e intensidade têm aumentado, resultando na expansão alarmante da área de solos degradados por salinidade e sodicidade. O cascalho de perfuração de poços de petróleo, disposto de maneira inadequada, pode contribuir para o aumento de áreas degradadas. Esses cascalhos são constituídos de rochas trituradas e misturadas com o fluido de perfuração que apresenta em sua composição solução saturada de cloreto de sódio e baritina ( $\text{BaSO}_4$ ), como principais componentes. Portanto, é fundamental direcionar estratégias que possam mitigar os efeitos nocivos do excesso de sais, incluindo seleção de plantas com capacidade fitoextratora. Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade fitoextratora de sódio e bário por plantas de cevada desenvolvidas em resíduos de perfuração de poços de petróleo, anteriormente lavados e mantidos sob duas condições de oxirredução. Para atender o objetivo, o ensaio com plantas de cevada foi instalado após a lavagem dos resíduos. Neste estudo, foram utilizados resíduos da 3ª e da 4ª composta, por apresentarem maiores concentrações de sódio. No substrato de plantio foram utilizadas 3 diluições do resíduo: 7,5% resíduo + 92,5% areia lavada; 15,0% resíduo + 85% areia lavada; 30,0% resíduo + 70,0% areia lavada. Verificou-se que a produção de matéria seca foi, significativamente, reduzida com o aumento da proporção do resíduo aplicada. A adição da dose do resíduo contribuiu para o aumento na absorção de sódio e bário nas plantas cultivadas em todos os resíduos avaliados.

**Palavras chave:** Salinidade. Fitoextratora. Cascalho de perfuração.

## 4.2 ABSTRACT

The problems of excess salts in soils are known long ago, but its magnitude and intensity have increased, resulting in the alarming increase in area soils degraded by salinity and sodicity. The drill cuttings from oil wells disposed of improperly, can contribute to the increase of degraded areas. These cuttings are made up of crushed rocks and mixed with drilling fluid which has in its composition and saturated sodium barite ( $\text{BaSO}_4$ ) chloride as main components. Therefore, it is vital to direct strategies that can mitigate the harmful effects of excess salts, including plant selection with fitoextratora capacity. Therefore, the aim of this study was to evaluate the ability fitoextratora sodium and barium by barley plants grown in waste drilling of oil wells, previously washed and maintained under two redox conditions. To meet the objective, the test with barley plants was installed after washing waste. In this study, residues of the 3<sup>rd</sup> and 4<sup>th</sup> composed, because they have higher sodium concentrations were used. In planting substrate 3 dilutions of the residue were used: 7.5 % + 92.5 % residue washed sand, 15.0 % + 85 % residue washed sand, 30.0 % + 70.0 % residue washed sand. It was found that the dry matter production was significantly reduced with increasing proportion of the residue applied. The addition of the dose of the residue contributed to the increase in the absorption of sodium and barium in plants grown in all waste reviews.

**Key words:** Salinity. Phytoextraction. Drill Cuttings.

### 4.3 INTRODUÇÃO

Em várias partes do mundo, inclusive no Brasil, solos contaminados por metais pesados precisam ser remediados, e programas para essa finalidade incluem estratégias de mitigação da fitotoxicidade e seleção de plantas tolerantes ao excesso de metais (Santos et al., 2010; Wang et al., 2009; Ribeiro Filho et al., 2001). Como opções para promover a destoxificação do local ou a remoção dos elementos contaminantes, vários estudos têm sido realizados demonstrando a eficiência da fitorremediação, sendo considerada como promissora técnica de reabilitação de áreas contaminadas (Pereira et al., 2012; Magalhães et al., 2011; Castaldi et al., 2005; Kamnev, 2003; Garbisu, 2002).

A indústria petrolífera, por exemplo, tem contribuído fortemente com a geração de resíduos devido aos seus produtos e subprodutos. Dentre os resíduos gerados em uma locação de perfuração de poços de petróleo, destaca-se o cascalho de perfuração devido ao grande volume gerado e o teor de elementos potencialmente tóxicos (Bauder et al., 2005).

O cascalho gerado durante a perfuração de poços de petróleo é constituído de rochas trituradas oriundas das formações geológicas misturadas com o fluido de perfuração e podem atuar como agentes poluidores do solo, devido à presença de diferentes substâncias em sua composição. Dentre os insumos utilizados no fluido de perfuração, a baritina e a solução saturada com NaCl são os principais componentes.

Os problemas de excesso de sais em solos são conhecidos há muito tempo, mas sua magnitude e intensidade têm aumentado, resultando na expansão alarmante da área de solos degradados por salinidade e sodicidade.

Dessa forma, a fitoextração de sais solúveis utilizando plantas é uma alternativa de baixo custo para recuperação de ambientes salinos, não-agressiva ao ambiente.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade fitoextratora de sódio e bário por plantas de cevada em resíduos de cascalho de poços de perfuração após remoção parcial de sódio por lavagem.



## 4.4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em casa de vegetação, localizada no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), no município de Seropédica – RJ, a partir do material coletado durante perfurações provenientes da unidade exploradora da Petrobrás UNBA, através da prospecção do Poço7-MGP-98D-BA. Para este estudo foi utilizado compostas do resíduo secador e centrífuga depois da lavagem no ensaio estático das colunas de lixiviação apresentadas no Capítulo I.

### 4.4.1 Ensaio com plantas de cevada

Verificou-se que cada composta gerada de 3 repetições das colunas de lixiviação, mesmo após lavagem, apresentaram teores de sódio ainda elevados, principalmente, para os resíduos do 3º secador e 4º secador, corroborando com a menor eficiência de remoção encontrada no ensaio estático apresentado no capítulo 1 (Tabela 2). Dessa forma, o objetivo desse ensaio foi verificar se a cevada (*Hordeum vulgare*) possui capacidade fitoextratora de sódio e bário nos resíduos de poços de perfuração de petróleo após tratamento de lavagem. Esta espécie foi escolhida por apresentar maior rusticidade às variações climáticas e pela capacidade tolerante à ambientes salinos.

Este ensaio foi instalado após a realização dos testes de lixiviação (lavagem dos resíduos). Após esta etapa, as três repetições de cada resíduo, foram retiradas das colunas, secas ao ar, destorroadas, peneiradas e homogeneizadas. A Tabela 3 apresenta a caracterização dos resíduos após o tratamento de lavagem.

**Tabela 3.** Caracterização química dos resíduos pós-lavagem (teores trocáveis)

Resíduos*	pH <sub>água</sub>	Cmolc.dm <sup>-3</sup>						mg.kg <sup>-1</sup>				
		Ca	Mg	Al	Na	P	K	Na	Fe	Cu	Mn	Zn
3 C OX	7,5**	2,5	2,0	0,0	1,960	23	67	451	272,3	2,3	111,5	14,1
3 C RED	8,9	2,5	1,8	0,0	3,331	9	126	766	160,3	0,7	108,3	7,4
3 SEC OX	7,7	3,3	2,2	0,0	9,352	1	135	2151	47,4	0,6	148,5	1,1
3 SEC RED	8,7	3,1	2,0	0,0	3,840	1	142	883	72,0	0,5	153,8	1,3
4 C OX	7,9	4,0	1,3	0,0	2,729	1	109	628	55,8	0,8	89,0	4,5
4 C RED	8,9	4,0	1,3	0,0	2,729	14	126	628	257,0	2,0	87,8	9,2
4 SEC OX	7,6	4,0	1,8	0,0	7,412	1	226	1705	111,7	0,6	113,6	1,2
4 SEC RED	8,8	6,5	2,4	0,0	3,598	1	229	828	57,0	0,7	127,6	1,0

\*Mistura dos resíduos de três colunas da 3ª e 4ª composta (Equipamentos centrífuga (C) e secador (Sec) oriundos de duas condições de umidade: 70% da capacidade de campo e saturado com lâmina).

\*\* Médias de 3 repetições.

No ensaio experimental os vasos receberam volume de substrato de 3 dm<sup>3</sup>. A cevada (*Hordeum vulgare*) foi utilizada para o plantio nos resíduos que foram submetidos a lavagem conforme resultados apresentados no Capítulo 1. Como o resíduo possui características físicas desfavoráveis para o bom desenvolvimento radicular das plantas, por apresentar uma baixa porosidade e permeabilidade, foram empregadas diferentes proporções de areia lavada ao resíduo. Foram utilizadas 3 proporções: 7,5% resíduo + 92,5% areia lavada; 15,0% resíduo + 85% areia lavada; 30,0% resíduo + 70,0% areia lavada, denominadas doravante como doses 1, 2 e 3 respectivamente (Tabela 4). O ensaio foi constituído de compostas de 4 diferentes resíduos, 3 doses do resíduo, 2 condições de umidade provenientes das colunas de lixiviação, 3 repetições e 3 controles, perfazendo um total de 75 unidades experimentais.

Cada unidade experimental apresentava um volume total de 3 kg de substrato (dose do resíduo + areia lavada). Sendo que as doses de resíduos e de areia lavada foram as seguintes:

**Tabela 4.** Quantidade de resíduo e areia lavada para gerar o substrato de plantio

	Dose 1	Dose 2	Dose 3
Resíduo (kg)	0,225 (7,5%)	0,450 (15%)	0,900 (30%)
Areia lavada (kg)	2,775 (92,5%)	2,550 (85%)	2,100 (70%)
Total do Substrato (kg)	3,00 (100%)	3,00 (100%)	3,00 (100%)

Após, os substratos foram completamente homogeneizados e colocados nos vasos onde receberam em cada vaso 10 sementes de cevada.

#### 4.4.2 Condução experimental e desenvolvimento das plantas

A semeadura da cevada foi direta e somente depois de 7 dias da emergência que as plântulas passaram a receber como fonte de água e nutrientes – solução nutritiva de Hoagland  $\frac{1}{2}$  força iônica. Abaixo segue a descrição para o preparo da solução no ensaio experimental.

**Tabela 5.** Componentes e suas respectivas concentrações para preparo de solução nutritiva – adaptado de Hoagland

Fonte	(g/100L)	Composição Micros, percentuais (%)	
Sulfato de Magnésio	12,2	Fe EDTA	7,26
Nitrato de Amônio	8,0	Cu EDTA	1,82
Sulfato de Potássio	8,7	Zn EDTA	0,73
Sulfato de Cálcio Anidro	13,6	Mn EDTA	1,82
Fosfato de Potássio Monobásico	3,42	B	1,82
Micros All Plant Conplant	1,25	Mo	0,36
		Ni	0,335

Após 20 dias da emergência das plantas de cevada, foi efetuado o desbaste deixando-se 4 plantas por vaso. Durante o desenvolvimento das plantas observou-se também, que a maioria das plantas apresentavam amarelecimento das folhas. Com isso, foram aplicadas duas doses de N na forma de uréia (50ml de solução por vaso), referente a  $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ , sendo que as plantas responderam de forma positiva quanto a deficiência de nitrogênio, Figura 21.



**Figura 21.** Desenvolvimento das plantas de cevada 40 dias após o plantio.

#### **4.4.3 Coleta das plantas**

As plantas de cevada foram colhidas 50 dias após o plantio, ou seja antes da conclusão do ciclo vegetativo da cultivar. A precocidade da colheita ocorreu pela grande perda de biomassa vegetal que estava ocorrendo com a cultivar, onde se observou severa senescência das folhas. Após a colheita, as plantas foram separadas em parte aérea e raízes, lavadas em água corrente e, posteriormente com água destilada. Em seguida, foram secadas em estufa de circulação de ar forçada com temperatura entre 60-65°C até atingirem peso constante.

Posteriormente, a massa seca da parte aérea e raízes foram pesadas e em seguida as mesmas foram trituradas e preparadas para abertura com solução nitroperclórica, conforme preconizado por Tedesco et al., (1995). Em seguida, foram filtradas e nos extratos obtidos foram determinados os teores de sódio e bário.

#### **4.4.4 Análise química**

As concentrações de sódio e bário foram determinados nos extratos obtidos por fotometria de chama, marca analyser 910 e por espectrofotômetro de absorção atômica, marca Varian-AA, modelo 55 B, respectivamente. O limite de detecção (LD) do método foi calculado pela média dos valores dos brancos mais três vezes o desvio-padrão do branco de todas as análises (10 repetições). Para validar a determinação das concentrações de sódio e bário nas plantas de cevada utilizou-se o material certificado de referência NIST SRM 1573a (Tomato Leaves, concentração de sódio de  $136 \pm 4,0 \text{ mg kg}^{-1}$  e bário de  $63 \pm 0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Todas as análises das amostras certificadas se apresentaram na faixa entre 93-95 % de recuperação, estando dentro dos intervalos admitidos pelo NIST como normais para as amostras de planta.

#### **4.4.5 Análise estatística**

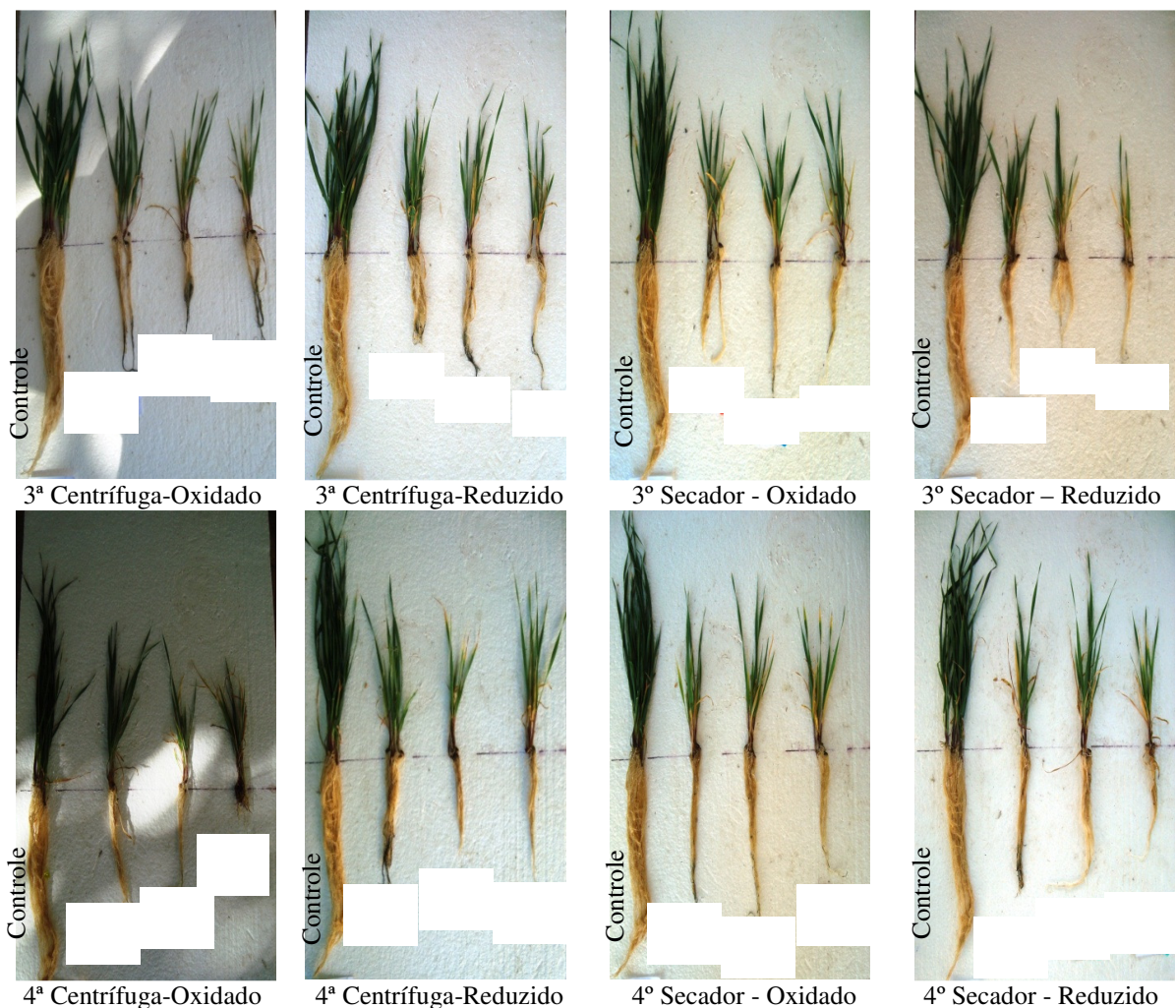
Os dados foram avaliados por análise de variância com aplicação do teste F ( $p < 0,05$ ), sendo os valores médios comparados pelo teste de médias Tukey ( $p < 0,05$ ). Todas as análises estatísticas foram feitas por meio dos Programas Estatísticos Sisvar e SAEG Versão 9.0 (Fundação Arthur Bernardes na UFV, Viçosa- MG).

## 4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.5.1 Comportamento das plantas de cevada cultivadas nas diferentes compostas de resíduos de poços de perfuração de petróleo

A Figura 22 mostra como foi a produção de biomassa das plantas de cevada (*Hordeum vulgare*), da parte aérea e do sistema radicular após 50 dias de cultivo. Observa-se que, sem exceção, todas as plantas controle apresentaram desenvolvimento satisfatório com grande ganho de massa, independente da condição de umidade que os resíduos foram submetidos.

No entanto, verificou-se que as plantas apresentaram perda de massa com o incremento da dose do resíduo quando comparado a testemunha.



**Figura 22.** Respostas das plantas de cevada submetidas aos diferentes tratamentos e compostas de resíduo de poço de perfuração de petróleo, Poço7-MGP-98D-BA.

Testemunha; D1= 7,5% resíduo+92,5%areia; D2= 15% resíduo+85%areia; e D3= 30% resíduo+70%areia.

A Figura 22 ilustra, claramente, o efeito negativo no desenvolvimento das plantas de cevada, mesmo após tratamento do resíduo (lavagem), e evidencia os efeitos prejudiciais do sódio. O sódio ainda presente promoveu a diminuição do potencial osmótico, reduzindo a capacidade de absorção de nutrientes, resultando em toxicidade nas raízes.

#### 4.5.2 Produção de matéria seca, na parte aérea e raízes e absorção de sódio e bário por plantas de cevada nos diferentes resíduos de poços de perfuração de petróleo

Os resultados de produção de matéria seca das plantas de cevada são apresentados na

Tabela 6.

**Tabela 6.** Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 3ª centrífuga e condição de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	1,94Aa	0,41Ba	0,28Ba	0,27Ba	26,05
	70% C.C	1,94Aa	0,34Ba	0,31Ba	0,20Ba	
Raiz	Saturado	3,55Aa	0,44Ba	0,29Ba	0,24Ba	44,16
	70% C.C	3,55Aa	0,55Ba	0,26Ba	0,24Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

Verifica-se que a produção de matéria seca tanto da parte aérea como de raízes foi, significativamente, reduzida com o aumento da dose do resíduo aplicada. Observou-se que o resíduo, mesmo depois da lavagem no ensaio de colunas de lixiviação, apresentava teores elevados de sódio, cerca de 40% do total de sódio no resíduo da 3ª centrífuga (Tabela 3). Apesar do percentual de remoção de sódio ser superior na condição de redução para este resíduo (Figura 14), observa-se que não houve diferença significativa na produção de massa seca para nenhuma condição de umidade das colunas. Apesar da lavagem do resíduo apresentar uma acentuada diminuição da condutividade elétrica, conforme observado no Capítulo 1 (Figura 12), permanece uma elevada concentração de sais solúveis que conferem um potencial osmótico mais negativo, aumentando a dificuldade das plantas obterem água e nutrientes para seu crescimento e restringindo a fertilidade do meio de cultivo.

Observa-se que o resíduo gerado na 3ª centrífuga mesmo depois da lavagem apresentou elevados teores de sódio (Tabela 3). Ao avaliar as concentrações de sódio e bário (Tabela 7) verificou-se que nas maiores doses do resíduo houve um aumento na concentração desse elemento quando comparado ao controle, tanto na parte aérea como nas raízes. Observa-se que a concentração do sódio na parte aérea foi superior na condição de redução para as maiores doses. Nas raízes não foram observadas diferenças estatísticas na absorção do sódio, com exceção da dose 2 que apresentou uma maior absorção na condição de oxidação. Em relação ao bário, verifica-se também que houve diferença significativa com o incremento das doses do resíduo e que a condição de extrema redução promoveu maior disponibilidade de bário nos resíduos (Capítulo I, Figura 19) e conseqüente maior concentração, tanto parte aérea como nas raízes.

**Tabela 7.** Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 3ª centrífuga e condição de umidade.

		Sódio				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	253Da	8280Ca	17035Ba	29164Aa	21,40
	70% C.C	253Ca	5237BCa	6939Bb	20990Ab	
Raiz	Saturado	157Ba	5620Aa	5711Ab	5602Aa	15,97
	70% C.C	157Ba	6144Aa	7589Aa	6859Aa	
		Bário				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	97Ca	375Ba	555Aa	682Aa	15,13
	70% C.C	97Ca	264Bb	454Ab	418Ab	
Raiz	Saturado	18Ca	2689Ba	4182Aa	2867ABa	28,25
	70% C.C	18Ca	2459ABa	3036Ab	1409Bb	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

Para a produção de matéria seca das plantas que receberam o resíduo do 3º secador (Tabela 8) observa-se um decréscimo de biomassa com o aumento das doses quando comparado ao tratamento testemunha. No entanto, a dose máxima não foi suficiente para diferenciar das menores doses avaliadas. Por outro lado, observa-se que a produção de massa seca nas raízes das plantas de cevada foi drasticamente reduzida com o incremento da dose, nas duas condições de umidade. Entretanto, verificou-se que para a condição de umidade não houve efeito significativo na produção de massa seca tanto na parte aérea com nas raízes.

**Tabela 8.** Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 3º secador e condição de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	1,94Aa	0,39Ba	0,25Ba	0,23Ba	24,09
	70% C.C	1,94Aa	0,28Ba	0,28Ba	0,25Ba	
Raiz	Saturado	3,55Aa	0,38Ba	0,18Ba	0,15Ba	41,31
	70% C.C	3,55Aa	0,66Ba	0,31Ba	0,21Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

A disponibilidade de sódio no substrato do resíduo do 3º Secador, antes do plantio da cevada está apresentada na Tabela 3. Verifica-se que a concentração de sódio, apesar do pré-tratamento de lavagem no Capítulo 1, apresentam superiores aos verificados nos demais resíduos. Esses resultados influenciaram na concentração de sódio nas plantas de cevada, tanto na parte aérea como nas raízes (Tabela 9).

Observa-se que a concentração aumentou com o incremento da dose do resíduo, em 175 vezes mais em relação a testemunha, na parte aérea e, 63 vezes mais em relação a testemunha, nas raízes. Também verificou-se que a maior dose diferiu significativamente das outras doses independente da condição de umidade para a parte aérea, enquanto que, nas

raízes, a condição prévia de redução diferenciou significativamente em relação à condição de oxidação. Em relação ao bário, verifica-se que não houve diferença estatística nas plantas de cevada cultivada no resíduo que foi submetido a condição de saturação no Capítulo 1, enquanto que, para a condição de oxidação as doses diferiram da testemunha. No entanto, nas raízes, a concentração de bário foi superior na condição de oxidação quando comparado aos encontrados na condição de saturação. Também observa-se que a concentração nas raízes foi superior a encontrada na parte aérea para as duas condições de umidade.

**Tabela 9.** Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 3º secador e condição de umidade.

		Sódio				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	253Ca	33077Ba	42535ABa	44359Aa	13,59
	70% C.C	253Ca	35588Ba	35717Ba	49491Aa	
Raiz	Saturado	157Ba	12214Aa	12128Aa	9937Aa	15,96
	70% C.C	157Ba	7158Ab	6531Ab	6029Ab	
		Bário				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	97Aa	144Ab	156Ab	123Ab	38,04
	70% C.C	97Ba	493Aa	377Aa	321Aa	
Raiz	Saturado	18Ba	812Ab	880Ab	982Aa	11,81
	70% C.C	18Ca	1544Aa	1696Aa	1003Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

Com relação a produção de matéria seca apresentada na (Tabela 10), verifica-se que o incremento da dose do resíduo da 4ª Centrífuga, provocou um efeito negativo na produção de biomassa, causando redução do desenvolvimento das plantas, principalmente, quando se compara as plantas controle. Observa-se que a perda de massa foi significativa variando na parte aérea entre 0,18 g (maior dose) e 1,94 g (controle) e nas raízes essa variação foi maior, de 0,15g (maior dose) à 3,55g (controle). Essa redução drástica na maior dose foi observada nas duas condições de umidade de incubação dos resíduos. Nota-se que a redução de massa seca da testemunha em relação a maior dose foi bem acentuada, cerca de 10 vezes na parte aérea e 23 vezes nas raízes. Estes resultados demonstram que a baixa produção de biomassa foi determinada pelas elevadas concentrações de sais de sódio no meio do cultivo que alteraram o comportamento da absorção de água e nutrientes essenciais para o bom desenvolvimento das plantas de cevada.

**Tabela 10.** Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 4ª centrífuga e condição de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	1,94Aa	0,32Ba	0,18Ba	0,30Ba	25,01
	70% C.C	1,94Aa	0,51Ba	0,14Ba	0,25Ba	
Raiz	Saturado	3,55Aa	0,35Ba	0,33Ba	0,28Ba	40,86
	70% C.C	3,55Aa	0,50Ba	0,18Ba	0,15Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

Os teores de sódio da 4ª centrífuga após o tratamento de lavagem e que foram submetidos sob duas condições de umidade no Capítulo 1, são apresentados na (Tabela 3). Verificou-se que não houve diferença na concentração de sódio entre as condições de umidade, entretanto, mesmo após o tratamento os valores de sódio são considerado elevados e refletiu significativamente na absorção de sódio pelas plantas de cevada.

Observa-se uma variação nas concentrações de sódio e bário na parte aérea e raízes das plantas cultivadas na composta do resíduo gerado da 4ª centrífuga (Tabela 11). Os resultados são similares aos encontrados nas compostas dos resíduos anteriores. Verifica-se que as concentrações de sódio são bastante elevadas e houve diferença significativa entre a maior dose do resíduo e os demais tratamentos, principalmente, em relação as plantas controle. Observa-se também que, a maior dose do resíduo promoveu um aumento de 70 vezes em relação ao controle, na parte aérea, e nos resíduos que foram saturados, enquanto que, nas raízes esse aumento foi de 34 vezes. A concentração de sódio encontrada é independente da condição de umidade que o resíduo foi incubado durante o ensaio de lixiviação (Capítulo 1), com exceção da dose 3 na parte aérea e dose 2 nas raízes que houve maior concentração do sódio nos resíduos sob condição de redução.

Em relação ao bário, observa-se que o incremento do resíduo promoveu um aumento significativo na concentração de bário, principalmente, na maior dose em relação a testemunha, tanto na parte aérea como nas raízes (Tabela 11). Também verifica-se que o incremento na parte aérea foi 15 vezes superior entre a maior dose e a testemunha, nas plantas que foram cultivadas no resíduo proveniente da condição de redução do Capítulo 1. Enquanto que, nas raízes, esse incremento foi de 287 vezes superior entre a maior dose e a testemunha.

**Tabela 11.** Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo da 4ª centrífuga e condição de umidade.

		Sódio				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	253Ca	6737Ba	11760Ba	17723Aa	27,48
	70% C.C	253Ca	4228Ba	10638Aa	12615Ab	
Raiz	Saturado	157Ba	3405Aa	3571Aa	5370Aa	34,40
	70% C.C	157Ca	3285ABa	2000Bb	4740Aa	
		Bário				
Parte Aérea	Saturado	97Ca	216BCa	385Ba	1470Aa	17,68
	70% C.C	97Ca	190Ca	433Ba	694Ab	
Raiz	Saturado	18Da	1999Ca	2906Ba	5168Aa	10,26
	70% C.C	18Ca	267Cb	3194Ba	4586Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

Os resultados encontrados da 4ª composta do resíduo secador em relação a produção de matéria seca são apresentados na Tabela 12. Verifica-se que a produção de massa seca na parte aérea e raízes foi superior no tratamento testemunha, diferindo significativamente das demais doses utilizadas. A Figura 22, ilustra a perda de biomassa ao visualizar as plantas controle das demais doses, independente da condição de umidade que o resíduo foi submetido no Capítulo 1 e pode estar associado com a baixa eficiência de remoção de sódio no ensaio com colunas de lixiviação (Tabela 2). Observa-se que a perda de massa foi significativa



variando na parte aérea entre 0,23 g (maior dose) e 1,94 g (controle) e nas raízes essa variação foi de 0,19g (maior dose) à 3,55g (controle). Essa redução drástica na maior dose foi observada nas duas condições de umidade de incubação dos resíduos. No entanto, não houve diferença estatística entre as doses aplicadas, entretanto, a menor dose do resíduo foi suficiente para diferir estatisticamente das plantas controle.

**Tabela 12.** Produção de matéria seca (g) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 4º secador e condição de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	1,94Aa	0,30Ba	0,33Ba	0,23Ba	24,90
	70% C.C	1,94Aa	0,25Ba	0,30Ba	0,24Ba	
Raiz	Saturado	3,55Aa	0,38Ba	0,33Ba	0,28Ba	40,07
	70% C.C	3,55Aa	0,41Ba	0,31Ba	0,19Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

As concentrações de sódio e bário são apresentados na Tabela 13. Observa-se que os teores de sódio na parte aérea foram mais elevados no resíduo que foi incubado na condição de oxidação, sendo bem superiores ao tratamento testemunha. Esses resultados confirmam com a maior disponibilidade de sódio encontrado no substrato de plantio (Tabela 3). Verifica-se que com o incremento da dose há um aumento na concentração de sódio sendo significativamente superior nas duas maiores doses em relação as demais tanto na parte aérea como nas raízes. No entanto, quando se avalia a condição de umidade que os resíduos foram incubados, os resultados mostram que a condição de oxidação favoreceu maior absorção do sódio na parte aérea, por apresentar maior disponibilidade de sódio (Tabela 3). Entretanto, ao avaliar a concentração de sódio nas raízes, verifica-se que a condição de saturação, favoreceu maior absorção do sódio nas doses 1 e 3 diferindo-o significativamente.

Em relação ao bário, observa-se que com incremento da dose do resíduo houve aumento significativo em relação a testemunha. A variação na parte aérea foi de 97 mg.kg<sup>-1</sup> – 334 mg.kg<sup>-1</sup> um incremento de 3 vezes em relação a menor concentração de bário. Entretanto, nas raízes, essa variação foi maior 18 mg.kg<sup>-1</sup> (controle) e 1354 mg.kg<sup>-1</sup> (maior dose), um aumento de 75 vezes em relação a testemunha. Também verificou que as plantas de cevada cultivada nos resíduos incubados na condição de extrema redução apresentaram maiores concentrações de bário tanto na parte aérea como nas raízes. Esses resultados confirmam com a maior disponibilidade de bário encontrada, nos extratos lixiviados, da condição de redução (Tabela 13).

**Tabela 13.** Concentração de sódio e bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes em diferentes doses do resíduo do 4º secador e condição de umidade.

		Sódio				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	253Ca	7280Bb	8349Bb	22619Ab	11,46
	70% C.C	253Ca	12244Ba	23368Aa	25550Aa	
Raiz	Saturado	157Ca	4383Ba	5790Aa	7055Aa	15,34
	70% C.C	157Ca	2588Bb	4995Aa	3897Ab	
		Bário				
	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Parte Aérea	Saturado	97Ca	303Aa	334Aa	198Ba	12,86
	70% C.C	97Ca	241Ab	124BCb	171Ba	
Raiz	Saturado	18Ba	1301Aa	1284Aa	1354Aa	13,54
	70% C.C	18Ca	564Bb	929Ab	795ABb	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha; Dose 1= 7,5% resíduo+92,5%areia; Dose 2=15% resíduo+85%areia; Dose 3= 30% resíduo+70%areia.

Para todos os resíduos avaliados verificou-se que a absorção de sódio e bário foram elevadas. A adição das doses dos resíduos contribuiu para o aumento na absorção de sódio e do bário quando comparado as plantas controle. A maior absorção de sódio esteve associado a redução na produção de massa seca, evidenciando que o incremento da dose do resíduo afetou substancialmente a produção de matéria seca das plantas de cevada em relação a testemunha. E que também as concentrações de sódio nas raízes e nas maiores doses do resíduo aumentaram significativamente em relação a testemunha. Os resultados ainda podem ser comprovados quando se visualiza o estado de desenvolvimento do sistema radicular das plantas de cevada cultivadas sob estas condições (Figura 22).

#### **4.6 CONCLUSÕES**

- As concentrações de sais de sódio influenciou negativamente no desenvolvimento normal das plantas de cevada;
- O aumento das doses de resíduo contribuiu para a redução da matéria seca nas raízes e parte aérea; e
- Os resíduos provenientes da condição de redução promoveu maior concentração de bário nas folhas e nas raízes.

## **5 CAPÍTULO III**

### **EFEITO DO POTENCIAL REDOX DO SOLO E DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NO DESENVOLVIMENTO DE PLANTAS DE ARROZ (*Oriza sativa*) E (*Brachiaria humidicola*)**

## 5.1 RESUMO

Com o objetivo de avaliar o efeito da condutividade elétrica e do potencial redox no desenvolvimento das plantas de arroz e brachiaria foi montado um experimento com cascalho de perfuração de poços de petróleo oriundo da 2ª centrífuga. Neste resíduo verificou-se após análises química elevadas concentrações de sódio, cálcio, magnésio, potássio e, principalmente bário, além de ferro e manganês. Diante disso, foi realizada uma curva de salinização, associada a condutividade elétrica, para definir a dose máxima a ser aplicada. O delineamento experimental utilizado para o ensaio foi 3 doses do resíduo, testemunha, 2 condições de umidade, 2 espécies (arroz - cultivar Bico Ganga) e (brachiaria humidicola – cultivar BRS Tupi), com três repetições. Os vasos receberam o volume de 5 dm<sup>3</sup> de substrato (planossolo+resíduo), com condutividade elétrica correspondentes à 0,14; 0,55; 1,20 e 2,80 dS.m<sup>-1</sup>, e doses do resíduo de: 0 Mg.ha<sup>-1</sup> (testemunha – dose 1), 9 Mg.ha<sup>-1</sup> (dose 2), 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> (dose 3) e 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup> (dose 4). Os substratos foram mantidos em duas condições de umidade: 70% da capacidade de campo e saturação, mantendo-se uma lâmina de água (5 cm) na superfície do solo. O potencial redox reduziu bruscamente na 2ª semana de incubação para a condição de saturação (Eh abaixo de -200 mV) e promoveu maior disponibilidade de sódio, potássio, ferro, manganês e bário que em condição de redução a sua disponibilidade é favorecida pelas bactérias redutoras de sulfato, enquanto que o cálcio e o magnésio apresentaram mais disponíveis nos substratos mantidos sob condição de oxidação. Os resultados evidenciaram maior produção de massa seca nas plantas cultivadas em solo oxidado, apesar de as plantas de arroz desenvolverem satisfatoriamente, mesmo em condições elevadas de condutividade elétrica de 2,8 dSm<sup>-1</sup>. Além disso, a condição de extrema redução promoveu aumento na absorção de sódio, bário, ferro e manganês, nas plantas de arroz e brachiaria. Entretanto, a acumulação de sódio pela braquiária nas maiores doses do resíduo foi cerca de 3 vezes o acumulado por plantas de arroz.

**Palavras chave:** Oxirredução. Cascalho de perfuração. Plantas de arroz e braquiária.

## 5.2 ABSTRACT

With the objective of evaluating the effect of electrical conductivity and redox potential in the development of rice plants and brachiaria. An experiment with gravel drilling for oil from the centrifugal 2<sup>nd</sup> was mounted. It was found that after chemical analysis the residue has high concentrations of sodium, calcium, magnesium, potassium, and mainly barium, in addition to iron and manganese. Therefore, a curve of salinization associated with electrical conductivity was performed to define the maximum dose to be applied. The experimental design used for the test was 3 doses of the residue, witness, 2 humidity conditions, 2 species (rice - farming Bico Ganga) and (brachiaria humidicola - BRS Tupi) with three replications. The pots received a volume of 5 dm<sup>3</sup> of substrate (Planosol + residue) with conductivity corresponding to 0.14; 0.55; 1.20 and 2.80 dS.m<sup>-1</sup> and the residual doses 0 Mg.ha<sup>-1</sup>(control-dose1), 9 Mg ha<sup>-1</sup> (dose 2), 23.8 Mg ha<sup>-1</sup> (dose 3) and 72.7 Mg ha<sup>-1</sup> (dose 4) . The two substrates were kept under humid conditions : 70% of field capacity and saturation, maintaining a water level (5 cm) in the soil surface. The redox potential decreased sharply in 2<sup>nd</sup> week of incubation to saturation condition (Eh below -200 mV) and promoted increased availability of sodium, barium, potassium, iron and manganese, while calcium and magnesium were more available on the substrates kept on condition of oxidation. The results showed higher dry matter production in plants grown in soil oxidized, although the rice plants develop satisfactorily, even in conditions of high electrical conductivity of 2.8 dSm<sup>-1</sup>. Moreover, the extreme reduction condition promoted an increase in the absorption of sodium, barium, iron and manganese in rice plants and brachiaria. However, the accumulation of sodium in the brachiaria higher doses of the residue was about 3 times accumulated by rice .

**Key words:** Oxirreduction. Drill Cuttings, Rice plants and brachiaria.

### 5.3 INTRODUÇÃO

Os produtos e subprodutos da indústria petrolífera ainda são considerados de grande importância para a economia mundial, no entanto, essa atividade gera uma gama de resíduos que se dispostos, sem controle, podem contaminar os solos e afetar a biota e águas subterrâneas (Pastor & Hernández, 2012; Businelle et al., 2009).

Os resíduos gerados na perfuração de poços de petróleo são constituídos da mistura de rocha triturada e de fluido de perfuração (Freitas, 2013 e Magalhães, 2011). Hidróxido de sódio, cloreto de sódio e sulfato de bário, na forma de baritina, fazem parte da composição básica dos fluidos de perfuração de poços de petróleo. Dessa forma, estes resíduos apresentam, geralmente, elevadas concentrações de sais e baritina, e quando dispostos de forma inadequada no solo podem afetar negativamente as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e restringir o crescimento de plantas (Magalhães et al., 2014; Lima et al., 2012).

Em estudos realizados por Magalhães et al., 2012; Lima et al., 2012; Magalhães et al., 2011; Crecelius et al., 2007 foram observados em solos saturados com valores de Eh entre -200 e -250 mV favoreceram a solubilização da baritina, acarretando no aumento do bário lixiviado e absorvido por plantas de arroz, entretanto este aumento na solubilidade do bário não afetou o crescimento de plantas. Por outro lado, estes pesquisadores também verificaram que a alta concentração do sódio nestes resíduos restringiu o crescimento de plantas.

Portanto, há que se destacar que os resíduos de perfuração de poços de petróleo por apresentarem elevadas concentrações de sais podem causar impactos no solo, principalmente quando se trata da salinidade que dificulta a absorção de água e nutrientes pelas plantas devido à redução do potencial osmótico (Amirjani, 2011; Garcia e Vaqueiro, 2001). Além disso, a lixiviação desse sal pela chuva pode vir a transportá-lo até a água subterrânea, alterando a qualidade dessas águas.

No entanto, o cascalho de perfuração apresenta na sua composição nutrientes (Freitas, 2013; Zonta, et. al., 2007) e também propriedades alcalinas e sua aplicação no solo poderá ser eficaz como corretivo da acidez do solo. Alguns trabalhos têm demonstrado que quando a aplicação desse resíduo no solo não resulta em uma condutividade elétrica restritiva ao crescimento de uma espécie vegetal (em geral superior  $2\text{dSm}^{-1}$ ), tem-se observado o favorecimento do crescimento de algumas plantas como: arroz, cevada, e girassol (Magalhães, 2011; Carvalho, 2013; Sampaio Junior, 2012). O desafio está no estabelecimento da dose máxima, associada a condutividade elétrica, que favoreça o crescimento de plantas e não traga prejuízos ao meio ambiente.

O objetivo deste trabalho é verificar o efeito da condutividade elétrica e do potencial redox no desenvolvimento das plantas de arroz e brachiaria.

## 5.4 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.4.1 Coleta do Solo

O solo utilizado no presente estudo foi coletado no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, no município de Seropédica, RJ. O solo coletado é classificado como Planossolo Háptico de textura arenosa (Tabela 14) e apresenta características que propicia a baixa retenção de cátions e alta taxa de infiltração de água no solo devido a sua alta permeabilidade.

Após a coleta, o solo foi seco ao ar, destorroado, peneirado em tamis de malha de 4,5 mm e homogeneizado. Parte do material coletado foi utilizado na caracterização e a outra para montagem do experimento.

As características físicas e químicas das amostras de terra do planossolo foram determinadas, conforme EMBRAPA (2009), e são apresentadas na Tabela 14 e Tabela 15. Também foi realizada a abertura com água régia (pseudototal), conforme preconizado por (ISO 11466, 1995) para quantificar as concentrações dos metais no solo em estudo.

**Tabela 14.** Atributos físicos do Planossolo Háptico estudado.

Prof <sup>(1)</sup> cm	Areia <sup>(2)</sup>		Silte	Argila	AN <sup>(3)</sup>	GF <sup>(4)</sup> %	Sil/Arg <sup>(5)</sup>
	AG	AF					
0-20	710	210	10	70	30	57	0,14

<sup>(1)</sup>Prof= profundidade; <sup>(2)</sup>AG= areia grossa; <sup>(2)</sup>AF= areia fina; <sup>(3)</sup>AN= argila naturalmente dispersa em água; <sup>(4)</sup>GF= grau de floculação; <sup>(5)</sup>Sil/Arg= relação silte/argila.

**Tabela 15.** Caracterização química do Planossolo Háptico utilizado no estudo.

pH	<sup>(1)</sup> C	Ca	Mg	Al	H+Al	Na	K	<sup>(2)</sup> SB	<sup>(3)</sup> T	<sup>(4)</sup> V	P	K
água 1:2,5	g.kg <sup>-1</sup>	cmolc dm <sup>-3</sup>								%	mg.kg <sup>-1</sup>	
5,8	7,0	0,8	0,8	0,0	2,0	0,031	0,15	1,73	3,73	46	49	57
Teores pseudotais (mg kg <sup>-1</sup> )												
		Na	Ba	Ca	Mg	K	Zn	Fe	Mn	Cu	Pb	Cd
		128	23	796	214	107	19	2553	85	4	8	nd

<sup>(1)</sup>C= carbono orgânico total. <sup>(2)</sup>SB= soma de bases trocáveis; <sup>(3)</sup>T= CTC a pH 7,0; <sup>(4)</sup>V= índice por saturação de bases; nd= não detectado.

\*médias de 3 repetições.

EMBRAPA, 2009 e ISO 11466, 1995.

### 5.4.2 Caracterização do resíduo centrífuga

A composta da 2ª centrífuga utilizada neste estudo foi gerada a partir de informações geológicas, tipo e densidade do fluido, e profundidade de coleta (Magalhães, 2011). Os resultados da caracterização química do resíduo são apresentados na Tabela 16, e verifica-se que o resíduo possui elevadas concentrações de sódio, cálcio, magnésio, potássio e, principalmente bário, além de ferro e manganês.



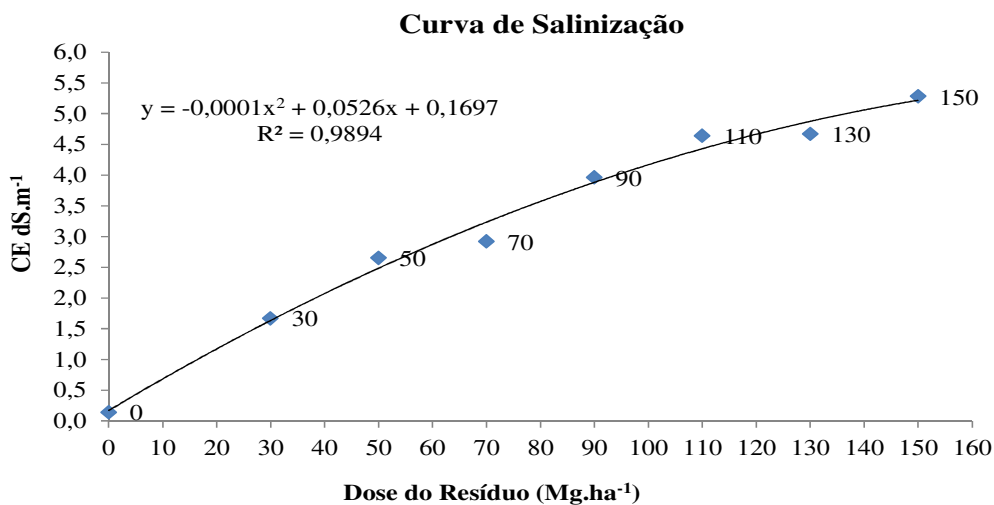
**Tabela 16.** Resultado da caracterização química na amostra composta do resíduo gerado na 2ª centrífuga, durante a recuperação de fluido de perfuração.

Na	Ba	Ca	Mg	K	Fe	Al	Zn	Mn	Mo	Ni	B	Co
-----g.kg <sup>-1</sup> -----							-----mg.kg <sup>-1</sup> -----					
12,1	236,6	8,4	9,8	3,9	18,3	13,3	52,7	341,3	1,5	13,2	11,0	7,5
							-----mg.kg <sup>-1</sup> -----					
							Cu	Pb	Cr	Cd	V	As
							26,6	18,0	23,0	0,1	22,6	0,9

\*médias de 3 repetições.

### 5.4.3 Curva de salinização

Com o objetivo de definir quais as doses do resíduo a serem adotadas nos ensaios com plantas foi construída uma curva de salinização. O ensaio de salinização foi realizado com um planossolo que recebeu diferentes doses do resíduo da 2ª centrífuga 1, oriundo do Poço 7-MGP 98-D BA. Inicialmente, foram definidas 7 doses do resíduo mais a testemunha, com 3 repetições. Em seguida, os resíduos foram misturados às amostras de solo (Planossolo Háplico) e incubados a 70% da capacidade de campo (condição de oxidação). A cada 2 dias foram realizadas medições da condutividade elétrica que foram obtidos de forma direta, usando um condutivímetro marca Hanna. O eletrodo foi colocado diretamente no solo e os valores de leitura foram obtidos após a estabilização. Os resultados da curva de salinização estão apresentados na Figura 23.



**Figura 23.** Comportamento da condutividade elétrica em função das crescentes doses do resíduo

A partir dos resultados obtidos e avaliados e de acordo com a literatura específica, foi definida uma condutividade elétrica máxima de 2,80 dS.m<sup>-1</sup> para a condição de oxidação. Dessa forma, as doses do resíduo a serem aplicadas no solo foram estabelecidas de acordo com a curva de salinização (condição de oxidação) para atingir os seguintes valores de condutividade elétrica: 0,14; 0,55; 1,20; 2,80 dS.m<sup>-1</sup>, que correspondem, respectivamente as doses: 0 Mg.ha<sup>-1</sup> (testemunha – dose 1), 9 Mg.ha<sup>-1</sup> (dose 2), 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> (dose 3) e 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup> (dose4).

#### 5.4.4 Teores de umidade no substrato

Os substratos (planossolo+doses do resíduo) foram mantidos em duas condições de umidade: 70% da capacidade de campo e saturação, mantendo-se uma lâmina de água (5 cm) na superfície do solo. Estas condições foram monitoradas durante todo o ciclo das culturas de arroz e brachiária.

#### 5.4.5 Instalação do experimento

O delineamento experimental utilizado para o ensaio foi 3 doses do resíduo, testemunha, 2 condições de umidade, 2 espécies (arroz - cultivar Bico Ganga) e (brachiaria humidicola – cultivar BRS Tupi), com três repetições. Foram preparadas 48 unidades experimentais (24 para o ensaio em vasos com arroz e 24 unidades para o ensaio com brachiaria). Os vasos receberam o volume de 5 dm<sup>3</sup> de substrato (planossolo+resíduo), que antes foi seco ao ar e peneirado em tamis de malha de 4,0 mm. As unidades receberam as doses do resíduo da 2ª centrifuga oriundo do Poço 7-MGP 98-D BA, com condutividade elétrica correspondentes à 0,14; 0,55; 1,20 e 2,80 dS.m<sup>-1</sup>. As doses do resíduo foram misturadas, manualmente com o solo em sacos plásticos e depois colocadas nos vasos. Após receberem as doses, foi aplicado volume de água necessário para atingir os teores de umidade propostos no trabalho. As unidades permaneceram por um período de 60 dias de incubação e foram mantidas cobertas para evitar a perda de água por evaporação. A Tabela 17 apresenta os teores pseudototais de metais e o potencial hidrogeniônico no substrato de plantio. Verifica-se aumento significativo de todas as doses em relação a testemunha. Os resultados evidenciam significativamente o aporte do resíduo.

**Tabela 17.** Teores pseudototais de metais (mg.kg<sup>-1</sup>) e potencial hidrogeniônico no substrato após 60 dias de incubação.

	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
<sup>1</sup> Sódio	118C	174BC	198B	355A	18,21
Bário	25D	360C	1105B	2444A	6,76
Cálcio	764D	1099C	1430B	2297A	11,41
Magnésio	201C	258C	376B	907A	14,88
Potássio	99C	106BC	123B	196A	9,80
Ferro	2651C	2753C	3271B	4480A	5,81
Manganês	82C	85C	95B	109A	5,88
pHágua (1:2,5)	5,88C	5,96C	6,13B	6,35A	1,43

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nas linhas não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo (CE= 0,14 dSm<sup>-1</sup>); Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> (CE= 0,55 dSm<sup>-1</sup>); Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> (CE= 1,20 dSm<sup>-1</sup>); Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup> (CE= 2,80 dSm<sup>-1</sup>); <sup>1</sup>ISO 11466 / Digestão Água Régia

#### 5.4.6 Condução do experimento

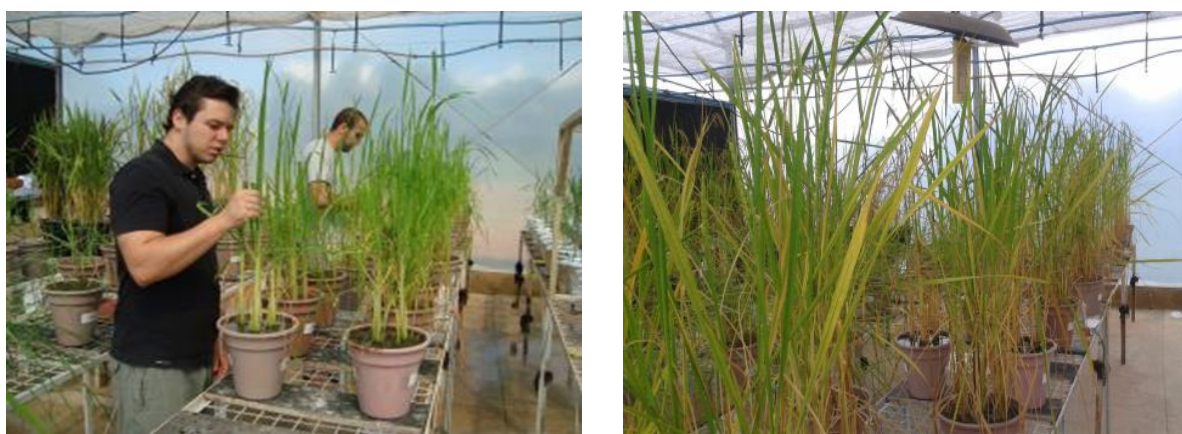
Após a instalação dos ensaios, foram determinados os valores de pH e Eh, 2 horas após a incubação, a cada 2 dias e depois da primeira semana a determinação foi realizada semanalmente, até a estabilização do potencial redox a valores em torno de -150 a -250 mV, para o solo saturado, necessário para que ocorra a redução do sulfato (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>).

O cultivo do arroz (*Oryza sativa*), cultivar Bico Ganga, e da brachiaria humidicola, cultivar BRS Tupi foi realizado após atingir os valores de Eh propostos no estudo. A

produção de mudas foi realizada a partir de germinação em vasos, em fitotron, método utilizado pelo Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas da UFRRJ para as mudas de arroz e brachiaria. Com a finalidade de minimizar um possível estresse, as mudas foram aclimatadas em casa de vegetação por dois dias antes do transplântio.

#### **a)- vasos com arroz**

O plantio foi realizado 10 dias após a germinação e as mudas foram selecionadas de forma homogênea sendo utilizada 4 mudas por unidade experimental até o fim do ciclo da cultura (Figura 24). As plantas foram cultivadas em casa de vegetação sendo realizado, diariamente, o monitoramento da condição de umidade. Aos 30 dias após germinação as unidades experimentais apresentaram sintomas de deficiência de nitrogênio e assim foi aplicado em cobertura o equivalente a  $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N usando como fonte sulfato de amônio. A aplicação foi realizada em cada unidade experimental também aos 60 e 90 dias de plantio.



**Figura 24.** Unidades experimentais durante a condução e antes da coleta aos 120 dias.

Aos 120 dias foi realizada a coleta e as plantas foram separadas em parte aérea, raízes e grãos, na sequência foram lavadas em água corrente para retirar o excesso de substrato presente nas raízes e em seguida lavadas com água destilada, secas em temperatura ambiente e levadas para secagem em estufa de circulação de ar forçada ( $60 - 65^{\circ}\text{C}$ ) até atingirem peso constante. Para verificar a produção de massa seca foi realizada a pesagem e em seguida o material foi moído em moinho tipo Willey com malha de 2 mm para realizar os procedimentos de abertura da amostra de material vegetal conforme proposto por TEDESCO, 1995. Posteriormente, nos extratos obtidos do processo de digestão as amostras foram avolumadas e filtradas em papel whatman nº42.

#### **b) vasos com brachiaria**

O plantio foi realizado 7 dias após a germinação e as mudas foram selecionadas observando o tamanho e vigor das plântulas. Em cada unidade experimental, foi colocada 4 mudas e estas permaneceram sob cultivo durante 90 dias (Figura 25). As unidades experimentais receberam 2 doses ( $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N usando como fonte sulfato de amônio) de nitrogênio em cobertura aos 30 e 60 dias depois do plantio.



**Figura 25.** Adição de N em cobertura e monitoramento do desenvolvimento das plantas.

A coleta ocorreu aos 90 dias após o plantio e foram separadas em parte aérea e raízes, em seguida, foram lavadas e colocadas para secagem em estufa de circulação de ar até peso constante. Posteriormente, o material vegetal seco foi pesado, moído e digerido com solução nitroperclórica 6:1, de acordo com Tedesco, 1995.



**Figura 26.** Sequência de coleta da brachiaria, separação raízes e parte aérea e armazenamento da solução da condição de saturação.

#### **5.4.7 Análise química**

Os teores dos elementos nos extratos obtidos foram quantificados em aparelho Espectrofotômetro de Absorção Atômica, marca Varian-AA, modelo 55 B. O limite de detecção (LD) do método foi calculado pela média dos valores dos brancos mais três vezes o desvio-padrão do branco de todas as análises (10 repetições). Para validação da determinação do teor pseudototal de sódio, bário, cálcio, magnésio, potássio, zinco, ferro e manganês no solo foi utilizado o material certificado de referência NIST SRM 2709a (San Joaquin Soil, concentração de bário de  $979 \pm 28 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ferro de  $3,36 \pm 0,07 \%$  e manganês de  $529 \pm 18 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Para sódio, bário, ferro e manganês nas plantas, utilizou-se o material certificado de referência NIST SRM 1573a (Tomato Leaves, concentração de sódio de  $136 \pm 4,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ; bário de  $63 \pm 0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ferro de  $368 \pm 7 \text{ mg kg}^{-1}$  e manganês de  $246 \pm 8 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Todas as análises das amostras certificadas se apresentaram na faixa entre 93-95 % de recuperação, estando dentro dos intervalos admitidos pelo NIST como normais para as amostras de solo e de planta.

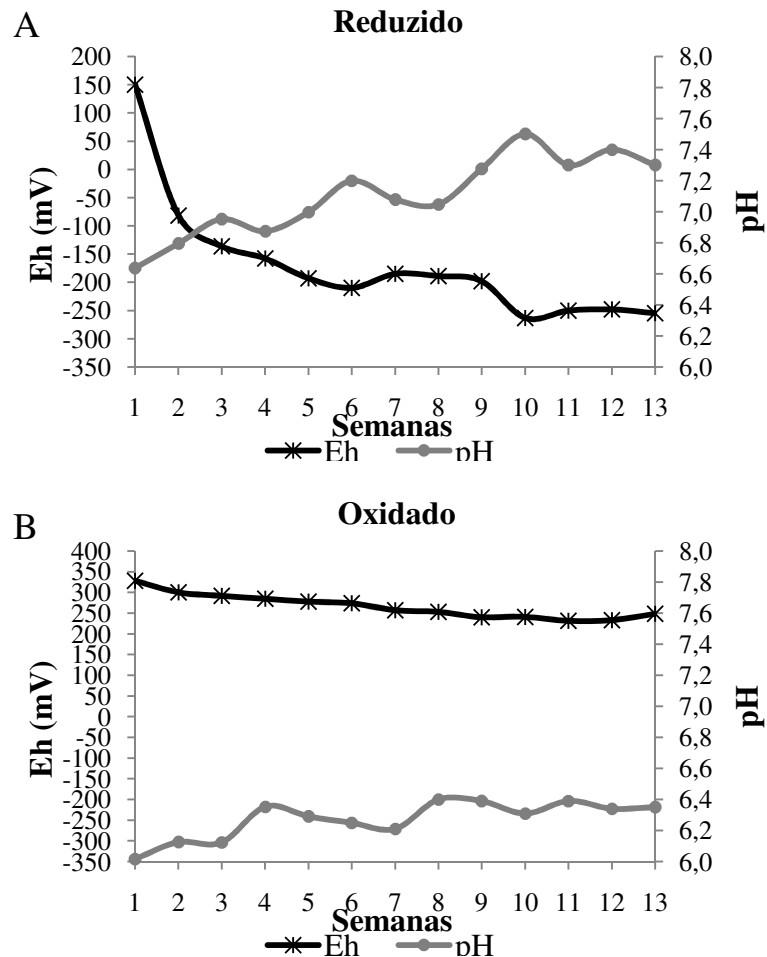
#### **5.4.8 Análise estatística**

Os dados foram avaliados por análise de variância com aplicação do teste F ( $p < 0,05$ ), sendo os valores médios comparados pelo teste de médias Tukey ( $p < 0,05$ ). Todas as análises estatísticas foram feitas por meio dos Programas Estatísticos Sisvar e SAEG Versão 9.0 (Fundação Arthur Bernardes na UFV, Viçosa- MG).

## 5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.5.1 Variação do potencial redox (Eh), características químicas e condutividade elétrica

A variação do potencial redox nos substratos para cultivo (planossolo+resíduo), nos diferentes teores de umidade e em função das semanas de alagamento é apresentada na Figura 27A e 27B. Observa-se que o potencial redox reduziu bruscamente na 2ª semana de incubação para a condição de saturação e que ao longo das semanas de incubação houve uma estabilização nos valores de Eh abaixo de -200 mV. Verifica-se também que houve um aumento de pH, variando de 6,6 à 7,5. Esses resultados de Eh e pH, também foram observados por Magalhães et al., 2014, ao trabalharem com solos sob duas condições de umidade. Entretanto, observa-se que na condição de oxidação o comportamento foi diferenciado, o que já era esperado para a esta condição pois há um predomínio de O<sub>2</sub> e consequente variação de Eh com valores positivos em torno de 300 e 350 mV durante todo o período de incubação.



**Figura 27.** Valores de potencial de oxirredução (Eh) do substrato de plantio (planossolo+resíduo), para dois teores de umidade em função das semanas de incubação nos vasos.

Os teores de nutrientes disponíveis são apresentados na Tabela 18. Observa-se que houve diferença significativa nos valores de pH, nas bases trocáveis, como: cálcio, magnésio,

potássio e sódio, maior disponibilidade de micronutrientes como: ferro e manganês e também disponibilidade de bário, principalmente, na condição de extrema redução. O incremento do resíduo e condição de umidade influenciaram na maior disponibilidade desses elementos.

A condição de redução apresentou maior disponibilidade de sódio, bário, potássio, ferro e manganês, enquanto que o cálcio e o magnésio apresentaram mais disponíveis nos substratos mantidos sob condição de oxidação.

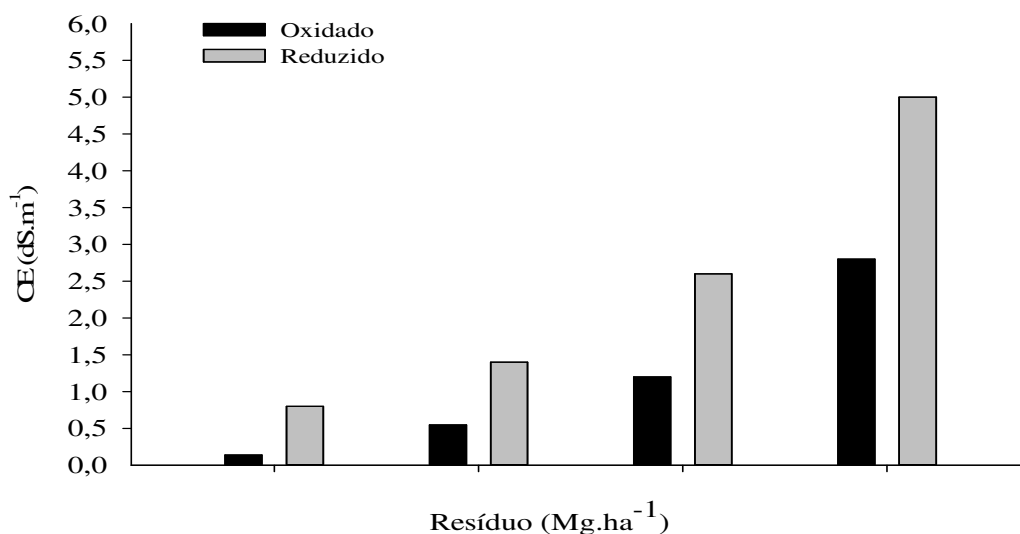
**Tabela 18.** Teores biodisponíveis de nutrientes ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) e valores de pH posterior a incubação de 60 dias no substrato de plantio das plantas de arroz e brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
<sup>1</sup> Sódio	Saturado	6,99Da	47,35Ca	109,18Ba	331,45Aa	7,68
	70% C.C	5,51Da	34,77Cb	81,24Bb	247,64Ab	
<sup>2</sup> Bário	Saturado	7,83Da	37,25Ca	51,83Ba	61,00Aa	10,04
	70% C.C	3,75Ba	32,88Aa	37,67Ab	39,50Ab	
<sup>2</sup> Cálcio	Saturado	243,63Db	411,68Cb	527,97Bb	826,93Ab	1,52
	70% C.C	304,87Da	473,65Ca	607,88Ba	967,97Aa	
<sup>2</sup> Magnésio	Saturado	89,39Ca	105,40Ca	154,92Bb	249,10Ab	10,21
	70% C.C	100,16Ca	111,68Ca	187,73Ba	357,98Aa	
<sup>1</sup> Potássio	Saturado	68,64Ba	70,21Ba	74,97Ba	87,37Aa	6,10
	70% C.C	51,48Bb	54,91Bb	60,45ABb	68,11Ab	
<sup>2</sup> Ferro	Saturado	94,78Ca	95,41Ca	130,17Ba	158,42Aa	5,43
	70% C.C	38,75Cb	48,39BCb	56,49Bb	106,77Ab	
<sup>2</sup> Manganês	Saturado	47,83Ca	52,79Ba	54,26Ba	59,68Aa	4,24
	70% C.C	29,01Db	35,89Cb	44,16Bb	50,60Ab	
pH <sub>água</sub> (1:2,5)	Saturado	5,99Ba	6,09Ba	6,32Aa	6,45Aa	1,33
	70% C.C	5,97Ca	6,10BCa	6,28Ba	6,48Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ . 1- Extraído com Mehlich -1 (EMBRAPA, 2009). 2- Extraído com Ácido Acético 0,11  $\text{molL}^{-1}$

A variação da condutividade elétrica é apresentada na Figura 28. Observa-se que houve aumento da condutividade com o incremento das doses do resíduo. Este fato está associado às características químicas dos resíduos por apresentarem em sua composição elevados teores de sais. É também importante ressaltar que na condição de saturação houve um aumento na condutividade elétrica quando comparada com a condição de oxidação. Esses resultados ratificam que as quantidades de resíduos adicionadas ao solo atingiram os valores de condutividade elétrica propostas nesse ensaio para a condição de oxidação (0,14; 0,55; 1,20; 2,80  $\text{dS.m}^{-1}$ ). Enquanto que na condição de extrema redução houve maior solubilização dos sais elevando a condutividade para (0,7; 1,4; 2,6; 5,0  $\text{dS.m}^{-1}$ ).

### Condutividade elétrica do substrato



**Figura 28.** Variação da condutividade elétrica no substrato de plantio sob condição de oxirredução por um período de 60 dias.

#### 5.5.2 Ensaio em casa de vegetação (vasos), com arroz - *Oryza sativa*

O desenvolvimento de plantas cultivadas pode ser avaliada pela sua produção de massa seca. A Tabela 19 e Figura 29, apresenta a produção de matéria seca total e nas diferentes partes das plantas de arroz cultivada em vaso com planossolo+dose de resíduo de perfuração de petróleo.

De uma maneira geral, a produção de matéria seca da parte aérea, raiz e massa seca total foi mais elevada na condição de oxidação do que na de redução. Para a condição de oxidação, verifica-se um ganho de matéria seca de parte aérea na dose 2 do resíduo quando comparada com a testemunha, entretanto, na dose 3 ocorreu uma redução de biomassa. Na condição de saturação, também observou-se ganho de matéria seca de parte aérea nas doses 1 e 2 e redução na dose 3 quando comparada com a testemunha. Para as raízes, na condição de saturação, não houve resposta significativa a aplicação das diferentes doses do resíduo. Entretanto, na condição de oxidação houve uma redução significativa de biomassa com a aplicação das diferentes doses do resíduo.

A maior condutividade elétrica observada nos substratos que receberam o resíduo na condição de saturação (Figura 29), possivelmente, influenciou negativamente na produção de massa seca total das plantas de arroz, principalmente na maior dose do resíduo, indicando que valores de condutividade elétrica superiores a 2,8 dSm<sup>-1</sup> para a cultura do arroz, possivelmente desfavoreceu o ótimo desenvolvimento dessas plantas. Entretanto, ao se observar os valores obtidos para a massa de grãos verifica-se que houve um pequeno incremento na massa com a aplicação na maior dose do resíduo, apesar de não diferir estatisticamente. Ao avaliar as quantidades de grãos produzidas o comportamento foi similar à produção de massa de grãos, sendo superior na maior dose e nas plantas cultivadas sob condição de oxidação.

Diante disso, os resultados demonstram que houve diferença significativa para a condição de umidade em parte aérea, raiz e total produzido, não havendo diferença para grãos.

É importante ressaltar que, para condição de saturação, houve uma resposta positiva e estatisticamente significativa nas duas primeiras doses do resíduo na produção de matéria seca



total. Esse incremento de matéria seca poderá está associado ao aumento nos valores de pH, cálcio, magnésio e potássio trocáveis observados quando da aplicação do resíduo (Tabela 18).

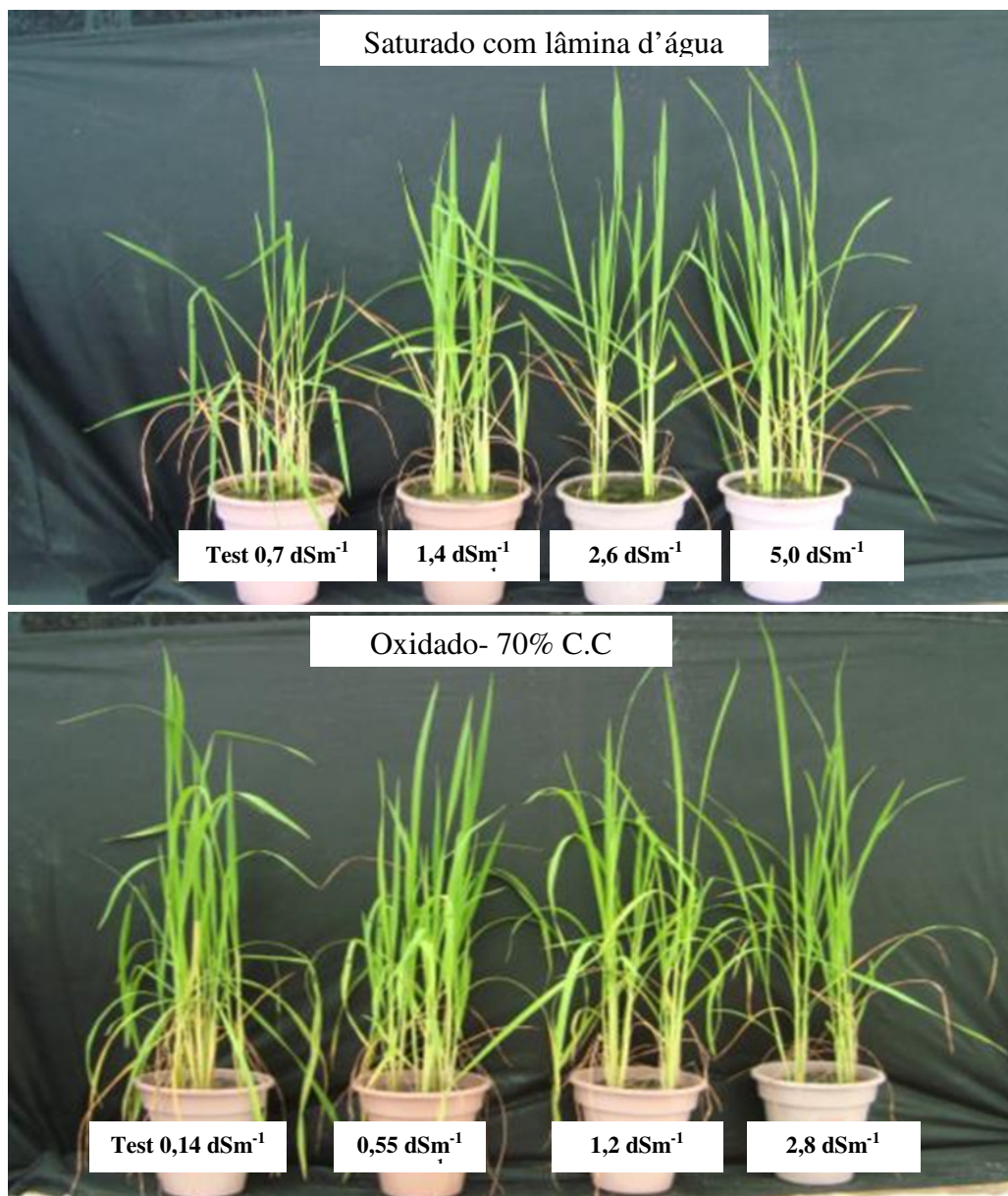
**Tabela 19.** Produção de massa seca pelas plantas de arroz e quantidades de grãos nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea (g)	Saturado	20,46Bb	22,57Ab	21,99ABb	17,09Cb	3,97
	70% C.C	25,04Ba	24,71Ba	27,18Aa	21,33Ca	
Raiz (g)	Saturado	8,52Ab	11,83Ab	11,75Ab	11,28Aa	15,15
	70% C.C	12,78Ba	21,36Aa	17,99Ba	6,41Cb	
Grãos (g)	Saturado	11,17Aa	11,64Aa	12,22Aa	12,45Aa	14,95
	70% C.C	10,59ABa	8,75Ba	12,05ABa	13,32Aa	
Total Planta (g)	Saturado	40,15Ab	46,04Ab	45,96Ab	40,80Aa	6,35
	70% C.C	48,41Aa	54,82Ba	57,21Ba	41,07Ca	
Grãos (unidades)	Saturado	324Aa	319Aa	317Aa	338Aa	15,29
	70% C.C	309ABa	244Ba	296ABa	371Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>.

Os resultados da concentração de sódio nas plantas de arroz são apresentados na Tabela 20. Verifica-se que na parte aérea das plantas cultivadas em ambiente de redução quando comparada com a condição de oxidação, ocorreram estatisticamente as maiores concentrações de sódio, sendo que essas concentrações aumentaram, significativamente com a dose do resíduo aplicada. Na maior dose, houve um aumento no teor de sódio de aproximadamente 10,7 vezes em relação ao tratamento testemunha, para a condição de redução e de 5,2 vezes superior para a condição de oxidação. As doses representaram aumento na concentração de sódio, entretanto as doses 1 e 2 não diferiram entre si na condição de oxidação.

A concentração de sódio nas raízes, nas duas condição de umidade, apresentou diferença significativa entre a testemunha e as doses do resíduo, sobressaindo a maior dose. Quando se compara entre as condições de umidade, verifica-se que as doses 2 e 3 diferiram dentro de condição de umidade, apresentando maiores concentrações de sódio também para a condição de redução. A maior dose aumentou 5,7 vezes a concentração de sódio na raiz em relação a testemunha, para a condição de redução, e de 9,3 vezes para a condição de oxidação. Para os grãos das plantas cultivadas em solo reduzido e oxidado, também houve diferença significativa entre as doses e a testemunha.



**Figura 29.** Desenvolvimento das plantas de arroz em função das diferentes doses do resíduo proveniente da 2ª centrífuga 1 (Bahia) e teor de umidade.

A aplicação do resíduo nessas condições promoveu incremento na concentração de sódio nos grãos de aproximadamente 2,8 vezes superior em relação a testemunha. A menor produção de matéria seca (Tabela 19) observada nas plantas de arroz crescidas em ambiente reduzido, possivelmente, está associada as maiores concentrações de sódio encontradas nas plantas nessa condição e no aumento de condutividade elétrica conforme discutido, anteriormente. Além disso, observa-se que as maiores concentrações de sódio disponíveis foram encontradas no substrato de plantio na condição de redução (Tabela 18), o que pode ter favorecido maior absorção pelas plantas de arroz.

**Tabela 20.** Concentração de sódio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	652Da	2493Ca	3518Ba	6981Aa	8,46
	70% C.C	535Ca	2243Ba	2242Bb	2785Ab	
Raiz	Saturado	642Da	2448Ca	4143Ba	5373Aa	14,61
	70% C.C	447Ca	2060Ba	2298Bb	4164Ab	
Grãos	Saturado	18Ca	26Ca	36Ba	51Aa	12,91
	70% C.C	16Ca	24BCa	31Ba	44Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ .

Em relação ao acúmulo de sódio pelas plantas de arroz cultivadas sob as mesmas condições anteriores, a Tabela 21 mostra que houve diferença significativa entre a testemunha e as doses, para a parte aérea, raiz e grãos, com exceção para a condição de oxidação nas raízes. Contudo, observa-se que a condição de redução nas doses 2 e 3 favoreceu um maior acúmulo de sódio quando comparado à condição de oxidação, em parte aérea e raízes, não diferindo, significativamente, para os grãos.

**Tabela 21.** Acúmulo de sódio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	13,3Da	56,3Ca	77,3Ba	119,1Aa	9,47
	70% C.C	15,0Ba	55,6Aa	57,6Ab	59,5Ab	
Raiz	Saturado	5,47Ca	29,2ABa	50,2Aa	53,2Aa	33,22
	70% C.C	5,72Ca	41,0Aa	33,9ABa	26,8ABb	
Grãos	Saturado	0,19Ca	0,30BCa	0,43Ba	0,64Aa	19,83
	70% C.C	0,17Ca	0,21BCa	0,37Ba	0,59Aa	
Total Planta	Saturado	52,67Da	85,80Ca	127,93Ba	172,94Aa	14,59
	70% C.C	48,31Ba	96,81Aa	91,87Ab	86,89Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ .

A Tabela 22, apresenta a variação na concentração de bário nas plantas de arroz em função da dose e condição de umidade. De uma maneira geral, as concentrações de bário na parte aérea, raízes e grãos foram, estatisticamente, mais elevadas na condição de redução do que na condição de oxidação.

Verifica-se que na parte aérea, na condição de saturação, um incremento significativo da concentração de bário com a dose do resíduo. A maior dose promoveu aumento de 2,7 vezes na concentração de bário em relação a testemunha. No entanto, sob condição de

oxidação não houve efeito de dose na concentração de bário. Entretanto, ao avaliar entre as condições de umidade, observa-se que a condição de redução favoreceu maior absorção de bário na parte aérea para todas as doses do resíduo, com exceção da testemunha. Essa maior absorção está associada à maior solubilidade do bário, oriundo da baritina, em ambientes de redução.

Nas raízes, o incremento da dose também favoreceu o aumento da absorção de bário, principalmente, na condição redutora, diferindo significativamente a maior dose em relação a testemunha. Em ambiente reduzido, na maior dose, houve um aumento da concentração de bário de aproximadamente 5 vezes, e em oxidação de 8 vezes em relação a testemunha. Em condição de oxidação as doses 1 e 2 não diferiram estatisticamente da testemunha.

Nos grãos, para as duas condições de umidade, houve efeito significativo das doses em relação a testemunha. A adição de doses de resíduo favoreceu uma maior concentração de bário nos grãos de arroz. No entanto, essa translocação para os grãos foi baixa quando comparado a absorção pelas raízes que foi de 77 vezes maior na máxima dose aplicada, quando comparada a testemunha. Entretanto, quando se compara entre as condições de umidade, observa-se que a condição de redução favoreceu maior absorção de bário para todas as doses, diferindo significativamente entre condição e doses avaliadas. Com isso, pode-se afirmar que a maior disponibilidade de bário no substrato reduzido (Tabela 18) refletiu na maior concentração desse elemento nas diferentes partes das plantas de arroz, com maior absorção pelas raízes. Diversos trabalhos também verificaram que a concentração de bário foi significativamente maior em ambientes de redução quando comparado aos de oxidação, como por exemplo, os verificados por Lima et al., (2012), trabalhando com baritina, Magalhães et al., (2011), usando sulfato de bário puro e Machado (2012), usando diferentes doses de resíduo de perfuração de petróleo.

**Tabela 22.** Concentração de bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	68Ca	147Ba	157ABa	186Aa	14,72
	70% C.C	61Aa	90Ab	93Ab	99Ab	
Raiz	Saturado	71Ca	208Ba	324Aa	346Aa	18,45
	70% C.C	32Ca	108BCb	151Bb	254Ab	
Grãos	Saturado	2,1Ba	3,9Aa	4,4Aa	4,5Aa	17,04
	70% C.C	0,5Bb	1,9Ab	2,6Ab	3,0Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ .

Na Tabela 23 são demonstrados as quantidades de bário acumuladas nas diferentes partes das plantas de arroz, cultivadas no Planossolo Háplico.

Avaliando os valores acumulados pelas plantas, observa-se que na parte aérea para a condição de oxidação não há diferença entre as doses de resíduo aplicado. Entretanto, na condição de redução as maiores doses diferiu estatisticamente da testemunha, apresentando maior acumulação de bário.

Para as raízes e grãos não houve diferença significativa entre as doses na condição de oxidação, no entanto, sob condição de redução essa diferença ocorreu apenas entre a testemunha e as doses 2 e 3. Ao avaliar o total acumulado pelas plantas observa-se que para a

condição de oxidação não há diferença entre as doses e a testemunha, enquanto que para a condição de redução, a maior dose diferenciou apenas da testemunha.

Observa-se que a condição de extrema redução promoveu maior acúmulo de bário, nas raízes, diferindo significativamente na maior dose, e para os grãos em todas as doses, com exceção da testemunha. Observa-se que para a maior dose, o aumento no acúmulo ocorrido nas plantas desenvolvidas no solo sob condição de extrema redução foi 100 vezes superior ao acumulado nos grãos de arroz.

**Tabela 23.** Acúmulo de bário (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háptico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	1,4Ba	3,0Aa	3,2Aa	2,7ABa	23,81
	70% C.C	1,5Aa	2,2Aa	2,4Aa	2,1Aa	
Raiz	Saturado	1,1Ba	1,9ABa	3,2Aa	3,3Aa	40,11
	70% C.C	0,9Aa	2,1Aa	2,4Aa	1,6Ab	
Grãos	Saturado	0,02Aa	0,04Aa	0,05Aa	0,06Aa	29,37
	70% C.C	0,01Ba	0,03ABb	0,03ABb	0,04Ab	
Total Planta	Saturado	2,52Ba	4,94ABa	6,45Aa	6,06Aa	24,21
	70% C.C	2,41Aa	4,33Aa	4,83Aa	3,74Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>.

A Tabela 24 mostra o efeito da aplicação do resíduo na absorção de cálcio pelas plantas de arroz. Observa-se que houve uma variação na concentração de cálcio na parte aérea com o incremento da dose do resíduo, no entanto, essa variação não foi suficiente para expressar uma diferença significativa na absorção de cálcio nas duas condições de umidade.

Em relação as raízes, o comportamento foi semelhante para a condição de redução não diferindo significativamente entre as doses. Entretanto, para a condição de oxidação só houve diferença estatística quando se compara maior dose em relação a testemunha, sendo que a menor dose do resíduo foi suficiente para aumentar a absorção de cálcio pelas raízes. A absorção de cálcio pelas raízes em ambiente de extrema redução foi significativamente superior em relação aos de oxidação para todos os tratamentos. Verifica-se que a concentração foi 4,4 vezes maior na testemunha e aproximadamente 2 vezes maior na dose máxima aplicada. Essa condição, possivelmente, favoreceu a solubilização do cálcio presente no resíduo aumentando a absorção de cálcio pelas raízes.

Em relação a absorção de cálcio pelos grãos, observa-se que a maior dose do resíduo influenciou negativamente na absorção de cálcio, indicando que plantas de arroz quando cultivadas nessas condições a absorção do cálcio é prejudicada. No entanto, verifica-se que a condição de umidade não foi suficiente para expressar estatisticamente uma diferença na absorção de cálcio por grãos de arroz.

**Tabela 24.** Concentração de cálcio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	2144Aa	2328Aa	2470Aa	2671Aa	9,85
	70% C.C	2579Aa	2740Aa	2872Aa	2980Aa	
Raiz	Saturado	1764Aa	1805Aa	1855Aa	1851Aa	14,52
	70% C.C	400Bb	625ABb	628ABb	955Ab	
Grãos	Saturado	241ABa	258Aa	217ABa	193Ba	9,06
	70% C.C	252Aa	273Aa	238ABa	199Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ .

Ao avaliar a acumulação de cálcio apresentados na Tabela 25, verifica-se que o maior acúmulo ocorre na parte aérea, apesar de não diferir estatisticamente entre as doses avaliadas. No entanto, observa-se que a condição de oxidação favoreceu maior acúmulo de cálcio, na parte aérea, diferindo significativamente para todos os tratamentos. Entretanto, nas raízes, a acumulação de cálcio ocorreu em ambiente de redução para todas as doses com exceção da testemunha. Em relação ao acúmulo de cálcio nos grãos, verifica-se que não houve diferença estatística em todos os tratamentos, nem a condição de umidade.

Em geral, o cálcio apresenta baixa mobilidade nas plantas, entretanto, os resultados do cálcio na planta, apresentou maior acúmulo nas folhas com aproximadamente 68,4 % na condição de extrema redução e 87,5% do total na condição de oxidação, e apenas 4% acumulado nos grãos para as duas condições e a maior dose do resíduo. Os resultados encontrados de maior acumulação de cálcio nas folhas e nas raízes de arroz, confirmam com os de Blankenau (2007), que descreve em seus ensaios que a translocação do cálcio é limitada, sendo pouco redistribuído para os grãos.

**Tabela 25.** Acúmulo de cálcio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	43,89Ab	52,53Ab	54,30Ab	45,84Ab	11,44
	70% C.C	64,60Aa	67,68Aa	73,86Aa	63,69Aa	
Raiz	Saturado	15,04Aa	21,24Aa	21,65Aa	18,71Aa	24,13
	70% C.C	11,87Aa	12,21Ab	8,98Ab	6,13Ab	
Grãos	Saturado	2,70Aa	3,00Aa	2,62Aa	2,41Aa	16,94
	70% C.C	2,66Aa	2,36Aa	2,89Aa	2,65Aa	
Total Planta	Saturado	61,63Ab	76,77Aa	78,57Aa	66,96Aa	11,43
	70% C.C	79,13Aa	82,25Aa	85,73Aa	72,47Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ .

A variação na concentração de magnésio nas plantas de arroz é apresentada na Tabela 26. Observa-se que a concentração de magnésio na parte aérea aumentou com o incremento da dose do resíduo, no entanto, apenas a dose 3 apresentou diferença estatística em relação a testemunha para a condição de saturação. Na parte aérea, nessa condição de umidade, o magnésio variou de 279 – 359 mg.kg<sup>-1</sup>, diferindo significativamente a dose 1 e a testemunha em relação a maior dose. Os resultados encontrados são bem inferiores aos preconizados por Vitti et al. (2006), estudando a deficiência de magnésio nas plantas verificaram que a necessidade de magnésio para um ótimo crescimento situa-se na faixa de 1500 – 3000 mg.kg<sup>-1</sup> da parte vegetativa da planta.

Em relação as raízes, verifica-se que não houve diferença estatística na absorção de magnésio, com exceção da maior dose em relação a testemunha para a condição de oxidação. No entanto, a concentração de magnésio nos grãos foi superior em relação a das raízes. Verifica-se que o incremento da dose favoreceu uma maior absorção diferindo estatisticamente a maior dose em relação a testemunha no ambiente de redução. Entretanto, ao avaliar entre as condições de umidade, observa-se que a absorção do magnésio foi mais eficiente na condição de oxidação para os grãos e parte aérea, diferindo significativamente em todas as doses. No entanto, para as raízes, não houve efeito significativo na absorção desse nutriente.

É importante ressaltar que as maiores concentrações de magnésio observadas na parte aérea, raízes e grãos estão associadas as maiores concentrações de magnésio trocável nos substratos que receberam as doses do resíduo de poços de perfuração (Tabela 18). Essas concentrações mais elevadas deste elemento, possivelmente, também contribuíram para a maior produção de matéria seca total observadas nas doses 1 e 2 do resíduo (Tabela 19).

**Tabela 26.** Concentração de magnésio (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	124Bb	145ABb	145ABb	163Ab	6,60
	70% C.C	279Ca	308BCa	328ABa	359Aa	
Raiz	Saturado	72Aa	76Aa	83Aa	88Aa	15,27
	70% C.C	54Ba	62ABa	69ABa	81Aa	
Grãos	Saturado	274Bb	293ABb	299ABb	323Aa	5,68
	70% C.C	314Aa	339Aa	343Aa	353Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Na Tabela 27 é apresentada a acumulação de magnésio nas diferentes partes das plantas de arroz. Ao avaliar os valores acumulados pelas plantas, observa-se que na parte aérea o acúmulo de magnésio foi superior na condição de oxidação, no entanto, o efeito significativo ocorreu apenas quando se compara a dose 2 em relação a testemunha. Contudo, ao comparar a acumulação de magnésio entre as condições de umidade, verifica-se que a condição de oxidação favoreceu e diferiu estatisticamente o acúmulo para todas as doses avaliadas.

Nas raízes não houve diferença significativa entre as doses na condição de redução, no entanto, sob condição de oxidação essa diferença ocorreu na testemunha e dose 1 em relação a maior dose do resíduo. Ao avaliar o total acumulado pelas plantas observa-se que para a

condição de redução não há diferença entre as doses e a testemunha, e que a condição de oxidação favoreceu uma maior acumulação de magnésio. Verifica-se também que aproximadamente 60% do magnésio foi acumulado na parte aérea, 4% nas raízes e 36% do magnésio acumulado nos grãos de arroz para a condição de oxidação que evidenciou melhores respostas.

**Tabela 27.** Acúmulo de magnésio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	2,52Ab	3,25Ab	3,19Ab	2,79Ab	7,40
	70% C.C	6,97Ba	7,61ABa	8,41Aa	7,66ABa	
Raiz	Saturado	0,61Ab	0,92Aa	0,97Aa	0,87Aa	29,91
	70% C.C	1,66Aa	1,21Aa	1,08ABa	0,51Ba	
Grãos	Saturado	3,06Aa	3,41Aa	3,64Aa	4,02Aa	14,20
	70% C.C	3,33Ba	2,97Ba	4,08ABa	4,69Aa	
Total Planta	Saturado	6,19Ab	7,58Ab	7,80Ab	7,68Ab	7,64
	70% C.C	11,96ABa	11,79Ba	13,57Aa	12,86ABa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A Tabela 28 apresenta a concentração de potássio nas plantas de arroz cultivada sob duas condições de umidade e diferentes doses de resíduo de perfuração de petróleo. De maneira geral, a absorção de potássio pelas plantas de arroz aumentou significativamente com a dose do resíduo para ambas as condições de umidade. Na parte aérea, houve efeito mais pronunciado para a condição de oxidação, com teores significativamente superiores para as três doses do resíduo. Observa-se que na condição de oxidação as folhas apresentaram maior concentração de potássio em relação a condição de saturação. Entretanto, para as raízes as maiores concentrações foram observadas na condição redutora.

Destaca-se o efeito da maior dose na concentração de potássio que variou de 2638 – 4888 mg.kg<sup>-1</sup> para a condição de redução e de 4097 – 6126 mg.kg<sup>-1</sup> na condição de oxidação. Também observa-se que, em ambiente de redução, a menor dose do resíduo foi suficiente para aumentar a absorção de potássio na parte aérea.

Não houve efeito de dose no grãos, e na raiz houve diferença significativa ao comparar a maior dose em relação a testemunha para a condição de oxidação.

As menores concentrações de potássio na parte aérea das plantas de arroz na condição de redução pode ter sido influenciada pelas concentrações mais elevadas de sódio observadas nessa condição de umidade (Tabela 20). Segundo vários autores, há uma competição entre sódio e potássio pela absorção pelas plantas (Lima, 2013; Carvalho, 2013). Além disso, os baixos teores de potássio absorvido pelas plantas de arroz pode está relacionado com a baixa disponibilidade de potássio encontrada no substrato de plantio (Tabela 18) e também porque o potássio encontra-se associado aos minerais primários do cascalho de perfuração. Dessa forma, a solubilidade do potássio é prejudicada, necessitando que os minerais primários sejam intemperizados e liberados para a solução do solo.



**Tabela 28.** Concentração de potássio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	2638Cb	3626Bb	4059Bb	4888Ab	4,19
	70% C.C	4097Ba	5132Ba	5507Ba	6126Aa	
Raiz	Saturado	1033Ba	1183ABa	1201ABa	1366Aa	11,82
	70% C.C	559Ab	653Ab	525Ab	657Ab	
Grãos	Saturado	2567Aa	2688Aa	2621Aa	2502Aa	6,97
	70% C.C	2714Aa	2812Aa	2673Aa	2219Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A acumulação de potássio está apresentada na Tabela 29. Verifica-se que o maior acúmulo ocorre na parte aérea, diferindo estatisticamente entre a maior dose do resíduo e a testemunha para as duas condições de umidade. Portanto, a condição de oxidação favoreceu maior acúmulo de potássio na parte aérea quando comparado à condição de redução, diferindo significativamente para todas as doses do resíduo.

Em relação as raízes, o incremento do resíduo não influenciou na acumulação de potássio, e portanto não apresentou efeito significativo para a condição de redução. No entanto, verificou-se que, para a condição de oxidação, o aumento das doses afetou negativamente na acumulação de potássio nas raízes. Nos grãos, observa-se que o acúmulo de potássio não diferiu significativamente entre as doses aplicadas. Os resultados demonstram que o maior percentual de acúmulo de potássio ocorreu na parte aérea, aproximadamente 78%, e menor acúmulo nas raízes, cerca de 3%, para a condição de oxidação e na maior dose. Estes resultados também corroboram com a alta mobilidade do potássio nas plantas.

**Tabela 29.** Acúmulo de potássio (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	54,07Bb	81,75Ab	89,20Ab	83,68Ab	9,55
	70% C.C	102,52Ba	117,42ABa	131,48Aa	126,47Aa	
Raiz	Saturado	8,74Ab	13,83Aa	14,15Aa	13,81Aa	20,73
	70% C.C	16,96Aa	12,78ABa	7,93BCb	4,21Cb	
Grãos	Saturado	28,61Aa	31,17Aa	31,89Aa	31,19Aa	12,26
	70% C.C	28,72Aa	23,79Ab	32,25Aa	29,53Aa	
Total Planta	Saturado	91,42Bb	126,75Ab	135,24Ab	128,68Ab	9,34
	70% C.C	148,20Aa	153,99Aa	171,66Aa	160,21Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A Tabela 30 apresenta o efeito das doses na absorção de ferro pelas plantas com a aplicação do resíduo. Para a parte aérea, não houve efeito de dose dentro de cada condição de umidade. No entanto, a condição de redução favoreceu uma maior absorção de ferro pelas plantas de arroz, diferindo estatisticamente para todas as doses do resíduo ao comparar com a absorção na condição de oxidação.

Na raiz não houve diferença significativa entre a testemunha e as doses, independente da condição de umidade submetida. Entretanto, a maior absorção de ferro ocorreu em ambiente de redução. A concentração de ferro nas raízes foi 5 vezes maior do que os encontrados nas folhas e na maior dose do resíduo aplicado. Resultados similares foram encontrados por Lima (2013) avaliando resíduos de perfuração em condições de umidade contrastantes, verificou que a absorção de ferro foi superior nas plantas submetidas sob condição de redução. Esses resultados confirmam com a maior disponibilidade de ferro no substrato de plantio sob condição de redução (Tabela 18), favorecendo maior absorção pelas plantas.

Na ausência de oxigênio alguns microorganismos adaptados utilizam o ferro (+3) como aceptor de elétron, reduzindo a ferro (+2) que é uma forma mais solúvel e disponível aumentando a absorção pelas raízes (Sposito, 2008; Carthy et al., 2007). A maior absorção de ferro pelas raízes também pode ser explicada pela baixa taxa de translocação para a parte aérea na maior dose e condição de redução, causando acumulação de ferro nas raízes.

Para grãos não houve diferença significativa entre a testemunha e as doses, e entre as condições de umidade. No entanto, como em ambiente reduzido houve maior absorção do ferro nas folhas, conseqüentemente disponibilidade nas folhas e sensível translocação para os grãos.

**Tabela 30.** Concentração de ferro ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	236Aa	252Aa	278Aa	285Aa	24,73
	70% C.C	58Ab	73Ab	79Ab	88Ab	
Raiz	Saturado	1119Aa	1286Aa	1301Aa	1370Aa	15,89
	70% C.C	98Ab	112Ab	119Ab	172Ab	
Grãos	Saturado	19Aa	22Aa	23Aa	24Aa	14,94
	70% C.C	17Aa	19Aa	21Aa	23Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

Em relação a acumulação de ferro, a Tabela 31 mostra a variação de ferro nos diferentes compartimentos das plantas de arroz.

Observa-se um elevado acúmulo de ferro nas raízes, na condição de saturação, e menores acúmulos na parte aérea e grãos. A maior acumulação nas raízes, possivelmente, ocorreu devido a baixa mobilidade do ferro e a absorção pela planta ser metabolicamente controlada (Dechen & Nachtigall, 2006). Nas plantas cultivadas sob condição de extrema redução e, na dose 2 do resíduo, observa-se que o acúmulo de 28% na parte aérea e 2% nos grãos. Resultados similares foram encontrados por Lima, 2013 ao avaliar plantas de arroz cultivada sob as mesmas condições.

**Tabela 31.** Acúmulo de ferro (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	4,84Aa	5,69Aa	6,14Aa	4,88Aa	23,21
	70% C.C	1,46Ab	1,80Ab	2,02Ab	1,88Ab	
Raiz	Saturado	9,55Ba	15,23Aa	15,42Aa	13,70ABa	31,24
	70% C.C	2,96Ab	2,12Ab	1,71Ab	1,10Ab	
Grãos	Saturado	0,21Aa	0,25Aa	0,27Aa	0,30Aa	17,07
	70% C.C	0,18Ba	0,17Bb	0,26ABa	0,31Aa	
Total Planta	Saturado	14,60Ba	21,17Aa	21,83Aa	18,88ABa	22,14
	70% C.C	4,59Ab	4,09Ab	3,99Ab	3,29Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Ao analisar o efeito da aplicação do resíduo nos teores de manganês na parte aérea (Tabela 32), percebe-se que houve diferença significativa entre a testemunha e a maior dose do resíduo em condição de redução. Entretanto, na condição de oxidação do solo, a testemunha e a dose 1 diferiram significativamente das demais doses que apresentaram efeito negativo com o incremento da dose do resíduo. A redução na concentração de manganês nas maiores doses, para ambas condições de umidade, pode ser decorrente do aumento de pH observados nessas doses (Tabela 18). A disponibilidade de manganês é reduzida com o aumento de pH. De acordo com Dechen & Nachtigall (2006), as concentrações de manganês nas plantas variam entre 5 – 1500 mg kg<sup>-1</sup> de matéria seca da planta. No entanto, concentrações entre 20 – 500 mg kg<sup>-1</sup> são consideradas adequadas para um crescimento e desenvolvimento normais das plantas. Outros autores, como (Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996 e Furlani, 2004), relatam que concentrações superiores a 700 mg kg<sup>-1</sup> são consideradas tóxicas. Portanto, ao avaliar os resultados de manganês pelas plantas de arroz, verificou-se que a absorção é superior as preconizadas por Dechen & Nachtigall (2006), acima de 1500 mg kg<sup>-1</sup> na testemunha, e os preconizados por (Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996 e Furlani, 2004), acima de 700 mg kg<sup>-1</sup> para todos os tratamentos.

O aumento da solubilidade de manganês em ambientes reduzidos, provavelmente, ocorreu devido à redução de compostos presentes no solo decorrente da microbiota existente na condição de saturação. De acordo com (Dechen & Nachtigall 2006), na ausência de oxigênio, determinados microorganismos são responsáveis pela redução dos óxidos de manganês (Mn<sup>+4</sup>), liberando o manganês na forma livre (Mn<sup>+2</sup>), sendo facilmente absorvível pelas plantas.

Em relação as raízes à condição de redução favoreceu maior absorção de manganês e diferenciou significativamente a primeira dose em relação a maior dose. Entretanto, as maiores concentrações de manganês nos grãos ocorreram nas plantas cultivadas sob condição de oxidação, diferindo estatisticamente em todas as doses entre as duas condições de umidade.

**Tabela 32.** Concentração de manganês ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	1782Aa	1456ABa	1451ABa	1234Ba	12,28
	70% C.C	1682Aa	1311Aa	774Bb	738Bb	
Raiz	Saturado	26Aa	23Aa	21ABa	17Ba	17,78
	70% C.C	8Ab	6Ab	4Ab	4Ab	
Grãos	Saturado	19Ab	21Ab	21Ab	20Ab	8,58
	70% C.C	42Aa	45Aa	46Aa	10Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1=  $9 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2=  $23,8 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3=  $72,7 \text{ Mg.ha}^{-1}$

Ao avaliar o total acumulado de manganês pelas plantas (Tabela 33), observa-se que para a condição de oxidação só há diferença entre a maior dose e a testemunha, enquanto que para a condição de solo reduzido, além da testemunha a maior dose diferenciou da dose 1. A acumulação de manganês na parte aérea em função das condições de oxirredução do solo, verifica-se que não há diferença entre essas condições, com exceção da dose 2 que foi superior na condição de redução. Entretanto, ao avaliar as raízes observa-se que não houve diferença significativa apenas na testemunha, a condição de extrema redução propiciou maior acúmulo de manganês nas raízes com o incremento das demais doses do resíduo. Observa-se que para a testemunha, o acúmulo ocorrido nas plantas desenvolvidas no solo sob condição de extrema redução foi inferior para a parte aérea, raiz, grãos e total acumulado.

Para os grãos não foram observadas diferenças significativas entre as médias acumuladas com o incremento da dose e condição de redução. No entanto, a condição de oxidação acumulou mais manganês, com exceção da maior dose do resíduo aplicado que não houve diferença significativa. Esses resultados corroboram com a dinâmica do manganês presente no solo e no resíduo quando submetido a extrema redução.

**Tabela 33.** Acúmulo de manganês (mg) na parte aérea, raízes e grãos das plantas de arroz, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	36,39Aa	32,90Aa	28,38ABa	21,18Ba	15,52
	70% C.C	42,07Aa	28,67Ba	19,66BCb	15,74Ca	
Raiz	Saturado	0,22Aa	0,27Aa	0,25Aa	0,17Aa	31,58
	70% C.C	0,24Aa	0,11Bb	0,06Bb	0,03Bb	
Grãos	Saturado	0,21Ab	0,25Ab	0,26Ab	0,25Aa	24,09
	70% C.C	0,45Aa	0,39Aa	0,55Aa	0,13Ba	
Total Planta	Saturado	36,82Aa	33,42Aa	28,89ABa	21,60Ba	15,26
	70% C.C	42,76Aa	29,17Ba	20,28BCb	15,90Ca	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

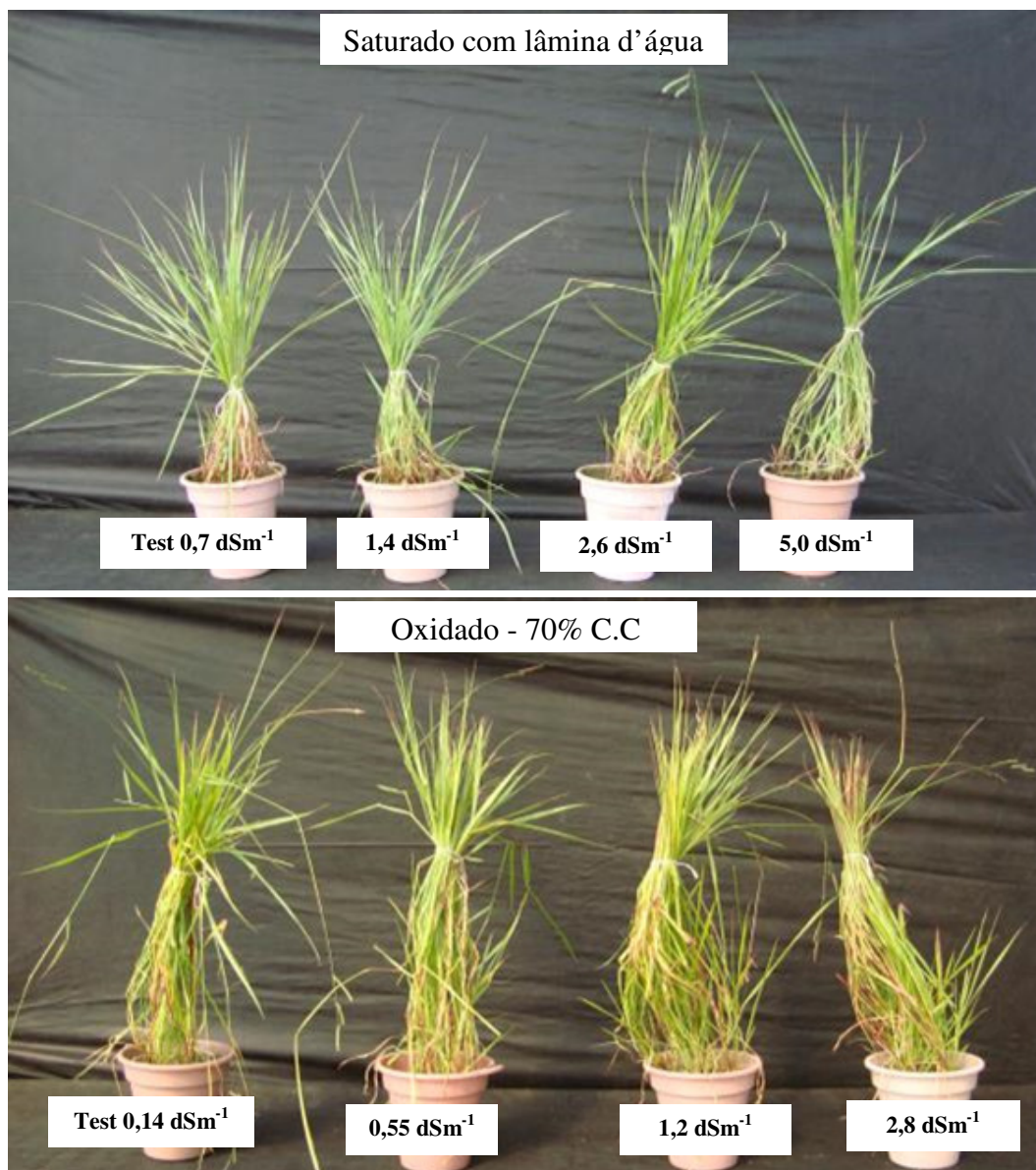
### 5.5.3 Ensaio com brachiaria (vasos)

Os resultados de desenvolvimento das plantas de *brachiaria humidicola* cultivar BRS Tupi demonstraram, de forma clara, que há comportamento diferenciado entre as doses do resíduo e teor de umidade. As plantas foram avaliadas através de análise de massa seca e são demonstrados na Tabela 34. A Figura 30 ilustra um ganho de biomassa superior das plantas cultivadas sob condição de oxidação. As diferentes doses do resíduo em relação a testemunha não diferiram significativamente para a produção de massa seca de raízes, parte aérea e massa seca total, com exceção da maior dose sob condição de oxidação para a parte aérea e total vegetativo. Entretanto, ao avaliar a produção de massa seca da parte aérea na condição de oxidação, verifica-se que houve diferença significativa para todas as doses ao comparar a produção de massa na condição de oxidação com a de extrema redução. Observa-se que o tratamento que recebeu a maior dose do resíduo apresentou menor produção de massa seca quando comparado com as demais doses do resíduo. A maior dose do resíduo, na condição de oxidação, influenciou negativamente na produção de biomassa das plantas de brachiaria. Estes resultados foram determinados, possivelmente, pela elevada condutividade elétrica observada nessa dose e condição de umidade. Conforme pode ser observado na Figura 28 o valor de condutividade elétrica, nesse tratamento, alcançou valores próximos a 2,8 dS m<sup>-1</sup>. Entretanto, na condição de redução até esse valor de condutividade elétrica não se observou redução da produção de biomassa das plantas de brachiaria.

**Tabela 34.** Produção de massa seca pelas plantas de brachiaria nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea (g)	Saturado	24,29Ab	24,32Ab	22,33Ab	17,86Ab	15,82
	70% C.C	44,87ABa	52,85ABa	55,46Aa	40,00Ba	
Raiz (g)	Saturado	5,30Ab	5,01Ab	7,04Ab	6,88Ab	25,74
	70% C.C	16,79Aa	22,07Aa	18,47Aa	15,83Aa	
Total Planta (g)	Saturado	29,60Ab	29,33Ab	29,37Ab	24,74Ab	16,59
	70% C.C	61,66Aa	74,92ABa	73,93ABa	55,83Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>



**Figura 30.** Desenvolvimento das plantas de brachiaria em função das diferentes doses do resíduo proveniente da 2ª centrífuga 1(Bahia) e teor de umidade.

A concentração de sódio nas diferentes partes das plantas de brachiaria variou, estatisticamente, em função da aplicação da dose do resíduo de perfuração de petróleo, e principalmente, em função dos teores de umidade do solo (Tabela 35). Verifica-se que as plantas cultivadas sob as duas condições de umidade apresentaram diferença significativa em relação a testemunha com o incremento da dose do resíduo, apresentando uma grande variação. As plantas cultivadas sob condição de extrema redução apresentaram, estatisticamente, uma maior concentração de sódio em relação às cultivadas sob ambiente oxidado. Observa-se que na menor dose do resíduo e na condição de extrema redução o teor de sódio foi cerca de 2,5 vezes superior ao absorvido na condição de oxidação.

De acordo com Korndörfer (2006), as concentrações de sódio em tecidos vegetais variam de 13 – 35100 mg.kg<sup>-1</sup> na matéria seca, e ainda relata que em algumas espécies de plantas o sódio é considerado elemento essencial, enquanto que para a maioria das espécies é tóxico em altas concentrações. A concentração mais alta de sódio encontrada na espécie de brachiaria estudada foi de 9774 mg.kg<sup>-1</sup>, na parte aérea, correspondendo a aproximadamente a 25% do encontrado nos vegetais segundo esse autor. Entretanto, outros autores como Rorison

(1991) e Henry & Grime (1993), verificaram que as concentrações de sódio que ocorrem naturalmente nos tecidos vegetais podem variar de 200-3000 mg.kg<sup>-1</sup>, sendo que valores acima dessas concentrações podem ocasionar em toxicidade para o metabolismo vegetal. Diante disso, verifica-se que os valores encontrados foram até 3 vezes superiores a concentração máxima de sódio nas plantas cultivadas sob condição de extrema redução, e verificou-se que a perda de massa foi significativa quando comparado as cultivadas em solos oxidados (Tabela 34).

Em relação a parte aérea, verifica-se que houve efeito significativo na absorção de sódio com concentração máxima de 9774 mg.kg<sup>-1</sup> na condição de redução e 4874 mg.kg<sup>-1</sup> na condição de oxidação, ou seja, na maior dose a condição de redução promoveu aumento de cerca de 2 vezes no valor de sódio na parte aérea, quando comparado com o solo sob condição de oxidação. Quando se compara a concentração máxima de sódio na maior dose em relação a testemunha, verifica-se que a concentração é, aproximadamente, 20 vezes superior sob as duas condições de umidade.

Ao avaliar as concentrações de sódio nas raízes das plantas, também verifica-se que a concentração ocorreu de forma diferenciada para ambas as condições de oxirredução do solo. Na condição de redução, a concentração de sódio variou de 321 – 5332 mg.kg<sup>-1</sup>, sendo que a concentração na maior dose do resíduo foi aproximadamente 16 vezes superior à testemunha nas duas condições de umidade. As concentrações elevadas de sódio associadas a altos valores de condutividade elétrica (Figura 28), possivelmente, foram as principais causas da redução de matéria seca observadas nas plantas de braquiaria crescidas na maior dose do resíduo para ambas as condições de umidade.

**Tabela 35.** Concentração de sódio (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de braquiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	496Ca	3653Ba	4999Ba	9774Aa	17,26
	70% C.C	256Ba	1499Bb	4283Aa	4874Ab	
Raiz	Saturado	321Da	2568Ca	4132Ba	5332Aa	14,35
	70% C.C	293Ca	1077Cb	2206Bb	4582Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

As quantidades acumuladas de sódio pelas plantas de braquiaria são apresentadas na Tabela 36. Observa-se comportamento variado em função do incremento de dose do resíduo. De um modo geral, o aumento das doses influenciaram positivamente na acumulação do elemento pelas plantas nas duas condições de umidade. Entretanto, na condição de redução as plantas apresentaram maior acumulação de sódio nas unidades que receberam as doses 2 e 3 de resíduo.

Em relação a parte aérea, observa-se que houve efeito significativo no aumento da acumulação de sódio com o incremento das doses de resíduo, variando entre 12 e 172,9 mg de sódio acumulado nas plantas cultivadas sob condição de extrema redução, explicando, dessa forma, a baixa produção de massa seca.

Para as raízes, o comportamento foi similar ao encontrado na parte aérea. Verificou-se que houve diferença significativa entre a testemunha e a maior dose do resíduo nas duas condições de umidade. Ao comparar as condições de umidade, apenas a maior dose foi diferente estatisticamente, apresentando um acúmulo de sódio de cerca de 2 vezes maior na condição de oxidação em relação a de redução.

Ao avaliar a mobilidade do sódio, verifica-se que a acumulação nas plantas de brachiaria foi superior na parte aérea em relação as raízes. Esse resultados demonstram que a translocação do sódio para a parte aérea foi 72% do total de sódio acumulado nas plantas de brachiaria para as duas condições de umidade. Diante disso, observa-se que as plantas de brachiaria não apresentaram limitações quanto a mobilização do sódio para a parte aérea, conforme também verificado em algumas espécies de plantas que apresentavam mecanismos de tolerância (Magalhães et al., 2011a; Santos et al., 2007).

**Tabela 36.** Acúmulo de sódio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	12,0Ca	85,3Ba	80,8Bb	172,9Aa	13,77
	70% C.C	11,3Da	79,5Ca	283,2Aa	194,6Ba	
Raiz	Saturado	2,2Ba	12,6ABa	28,0ABa	34,8Ab	41,73
	70% C.C	4,2Ca	23,7BCa	40,7Ba	73,0Aa	
Total Planta	Saturado	14,2Ca	97,9Ba	108,8Bb	207,7Ab	16,21
	70% C.C	15,5Da	103,2Ca	323,9Aa	267,6Ba	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A Tabela 37 apresenta os teores de bário nas plantas de brachiaria cultivadas nos tratamentos que receberam o resíduo de perfuração de petróleo sob duas condições de umidade. Não foram observadas diferenças significativas entre as condições de umidade, com exceção da maior dose tanto na parte aérea como para as raízes. Ao se comparar a maior dose com a testemunha, observa-se que a concentração de bário foi aproximadamente 45 vezes superior nas raízes e apenas 2 vezes superior na parte aérea, nas plantas cultivadas sob condição de redução. Para as plantas cultivadas sob condição de oxidação, ao se comparar a maior dose em relação a testemunha, verifica-se que não houve diferença significativa na absorção de bário na parte aérea, entretanto, nas raízes a concentração do bário foi 32 vezes superior. Apesar de apenas a maior dose apresentar diferença significativa entre as duas condições de umidade, os resultados demonstram que a maior disponibilidade de bário na condição de redução determinou a maior absorção pelas plantas.

**Tabela 37.** Concentração de bário (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	13Ca	16BCa	18Ba	25Aa	12,33
	70% C.C	13Ba	13Ba	20Aa	13Bb	
Raiz	Saturado	5Ca	42Ca	101Ba	229Aa	26,94
	70% C.C	5Ca	32BCa	80Ba	163Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>



Verifica-se que o incremento da dose do resíduo favoreceu uma maior acumulação total de bário para ambas as condições de umidade (Tabela 38). A menor produção de massa seca observada nas plantas cultivadas na condição de extrema redução refletiu na menor acumulação de bário nas plantas de brachiaria nessa condição de umidade.

Avaliando a quantidade acumulada na parte aérea observa-se que não houve diferença significativa entre as médias e a condição de umidade, com exceção da dose 2 do resíduo que favoreceu maior acumulação de bário nas plantas cultivadas sob condição de oxidação.

Para as raízes houve diferença significativa entre a testemunha e a maior dose aplicada na condição de extrema redução, enquanto que para a condição de oxidação essa diferença ocorreu nas duas maiores doses do resíduo. Observa-se também que o aumento na acumulação de bário na maior dose, para as duas condições de umidade, foi aproximadamente, 18 vezes o acumulado na testemunha. Esses resultados corroboram com os de Magalhães, 2011; ao estudar plantas de arroz sob condições redox, verificou uma maior acumulação de bário nas raízes e na condição de oxidação.

**Tabela 38.** Acúmulo de bário (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	0,26Aa	0,39Aa	0,39Ab	0,44Aa	32,66
	70% C.C	0,41Aa	0,61Aa	0,68Aa	0,52Aa	
Raiz	Saturado	0,08Ba	0,22Ba	0,75ABa	1,45Ab	53,70
	70% C.C	0,14Ca	0,71BCa	1,45Ba	2,61Aa	
Total Planta	Saturado	0,29Ba	0,61Ba	1,14ABb	1,89Aa	38,57
	70% C.C	0,49Ca	1,32BCa	2,13ABa	3,13Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A variação na concentração de cálcio pelas plantas de brachiaria são apresentados na Tabela 39. Verificou-se que as plantas cultivadas sob condição de extrema redução tiveram ainda que sensível, maior aporte de cálcio.

Na parte aérea, observa-se que houve uma variação na concentração de cálcio à medida que aumentava a dose do resíduo, no entanto, essa variação não foi suficiente para expressar diferenças significativas na absorção de cálcio nas duas condições de umidade.

Entretanto, nas raízes o comportamento foi diferenciado e para as duas condições de umidade, onde as duas maiores doses diferiram estatisticamente das demais. Ao se comparar entre as condições de umidade os resultados demonstram que apenas a maior dose na condição de extrema redução favoreceu uma maior absorção do cálcio. A concentração de cálcio nas raízes foi cerca de 2 vezes menor a observada na parte aérea. As raízes das plantas de brachiaria cultivadas sob as duas condições de umidade apresentaram um aumento da concentração de cálcio em até 5 vezes mais em relação a testemunha. Estes resultados mostram, claramente, que a maior disponibilidade do cálcio no substrato de cultivo, com incremento da dose de resíduo (Tabela 18) propiciou uma maior concentração de cálcio pelas plantas de brachiaria.

**Tabela 39.** Concentração de cálcio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	2973Aa	3165Aa	3325Aa	3985Aa	18,20
	70% C.C	2586Aa	2676Aa	2747Aa	3072Aa	
Raiz	Saturado	456Ca	682BCa	955Ba	1999Aa	16,86
	70% C.C	308Ca	453Ca	879Ba	1520Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

Acumulação de cálcio é apresentada na Tabela 39. Os resultados mostram uma variação no total acumulado por plantas de brachiaria de 60,55 – 168,96 mg. A condição de oxidação favoreceu o maior acúmulo de cálcio em relação a condição de extrema redução. Esses resultados foram favorecidos pela elevada produção total de massa nas plantas cultivadas em ambiente oxidado onde o desenvolvimento da espécie foi superior às cultivadas em solo de extrema redução. Resultados similares foram encontrados por Carvalho et al. (2007), que trabalhando com brachiaria plantaginea, verificou um acumulado 96 mg de cálcio.

Avaliando o acúmulo na parte aérea, observa-se que não houve diferença estatística entre as doses avaliadas. No entanto, a condição de oxidação favoreceu o maior acúmulo de cálcio em relação à condição de extrema redução, diferindo significativamente para todos os tratamentos. Os resultados também demonstram que a planta acumulou cerca de 5 vezes mais na parte aérea quando comparado ao acumulado nas raízes, indicando uma boa mobilidade de cálcio nessa espécie. Esses resultados, provavelmente, está associado a maior disponibilidade de cálcio no substrato de plantio (Tabela 18), principalmente, na condição de oxidação.

Nas raízes, em condição de redução, não houve diferença significativa com o incremento da dose, enquanto que no solo oxidado a acumulação de cálcio nas raízes diferiu significativamente nas duas maiores doses em relação a testemunha e a menor dose do resíduo. Os resultados demonstram que o acumulado de cálcio para a parte aérea foi de 83% nas plantas de brachiaria em relação ao total acumulado, para o solo na condição de oxidação e 54% na condição de extrema redução na maior dose do resíduo aplicado.

**Tabela 40.** Acúmulo de cálcio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	58,56Ab	74,50Ab	73,87Ab	70,89Ab	27,38
	70% C.C	114,63Aa	141,23Aa	152,66Aa	122,55Aa	
Raiz	Saturado	1,99Aa	3,37Aa	6,57Ab	13,63Ab	50,20
	70% C.C	5,08Ba	9,88Ba	16,30ABa	24,60Aa	
Total Planta	Saturado	60,55Ab	77,87Ab	80,44Ab	84,52Ab	26,09
	70% C.C	119,71Aa	151,11Aa	168,96Aa	147,15Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A concentração de magnésio nas plantas de brachiaria é apresentada na Tabela 41. Observa-se que a absorção de magnésio na parte aérea aumentou com o incremento da dose do resíduo, no entanto, apenas a dose 3 apresentou diferença estatística em relação a testemunha nas plantas cultivadas em ambiente de oxidação. A variação da concentração nas folhas de brachiaria foi de 2078 – 4144 mg.kg<sup>-1</sup>. Esses resultados são similares aos encontrados por Vitti et al. (2006), em seus estudos de deficiência de magnésio nas plantas verificaram que a necessidade de magnésio para um ótimo crescimento situa-se na faixa de 1500 – 3000 mg.kg<sup>-1</sup> na parte vegetativa da planta. Em outros estudos como os de Oliveira et al. (2007), estudando brachiaria brizantha, verificaram que as plantas desenvolveram satisfatoriamente e comprovaram que teores de magnésio entre 1500 – 4000 mg.kg<sup>-1</sup> são considerados adequados.

Em relação as raízes, os resultados mostram que houve diferença estatística na concentração de magnésio nas maiores doses em relação as demais para a condição de oxidação. Também verifica-se que as plantas cultivadas sob condição de oxidação promoveu maior concentração de magnésio nas raízes quando comparadas às cultivadas sob extrema redução. No entanto, na maior dose e na condição de solo oxidado, a concentração de magnésio pelas raízes foi cerca de 3 vezes menor em relação a concentração observada nas folhas. Os resultados encontrados pode está associado a maior disponibilidade de sódio na condição de saturação, que pode estar contribuindo para a redução da absorção de bases trocáveis e também a maior disponibilidade de magnésio na condição de oxidação, conforme demonstra a tabela de teores disponíveis (Tabela 18).

**Tabela 41.** Concentração de magnésio (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	2078Ab	2344Ab	2504Ab	2796Ab	12,52
	70% C.C	3104Ba	4060Aa	4375Aa	4144Aa	
Raiz	Saturado	734Ca	1034ABa	1200Ab	973Bb	8,10
	70% C.C	832Ca	1087Ba	1379Aa	1358Aa	
Total Planta	Saturado	2812Ab	3378Ab	3704Ab	3769Ab	9,75
	70% C.C	3936Ba	5147Aa	5754Aa	5502Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Na Tabela 42 é apresentada a acumulação de magnésio nas diferentes partes das plantas. Observa-se que na parte aérea o acúmulo de magnésio foi superior nas plantas cultivadas sob condição de oxidação, não diferindo significativamente entre as doses 1 e 2. Contudo, ao comparar a acumulação de magnésio entre as condições de umidade, verifica-se que a condição de oxidação favoreceu e diferiu estatisticamente no acúmulo para todas as doses avaliadas. A concentração de magnésio nas folhas variou entre 41,6 – 243,9 mg.kg<sup>-1</sup>. Os resultados de acúmulo de magnésio são similares aos encontrados por Oliveira et al. (2007), que verificaram em brachiaria brizantha que o ponto máximo de acumulação de magnésio foi de 142 mg. Os resultados obtidos para a parte aérea da brachiaria humidicola, na condição de oxidação, mostrou uma acumulação de magnésio de aproximadamente 9 vezes ao acumulado nas raízes, na dose 2 do resíduo.

Ao avaliar as raízes verifica-se que não houve diferença significativa entre as doses nas plantas cultivadas sob condição de extrema redução, no entanto, sob condição de oxidação essa diferença ocorreu nas doses 1 e 2 do resíduo em relação a testemunha. Entretanto, ao avaliar entre as condições de umidade observa-se que a condição de oxidação promoveu um maior acúmulo de magnésio quando comparado aos de redução. Por outro lado, ao avaliar o total acumulado pelas plantas observa-se que para a condição de redução não há diferença entre as doses e a testemunha, e que a condição de oxidação favoreceu uma maior acumulação de magnésio.

O uso de resíduo de poços de perfuração de petróleo, previamente tratado ou controlando a condutividade elétrica, pode ser utilizado como fonte de bases trocáveis, principalmente, o magnésio que apresentou uma disponibilidade 3 vezes superior com o incremento da maior dose em relação a testemunha (Tabela 18).

**Tabela 42.** Acúmulo de magnésio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	41,67Ab	56,52Ab	56,51Ab	50,05Ab	26,82
	70% C.C	139,02Ca	216,46ABa	243,90Aa	165,90BCa	
Raiz	Saturado	3,89Ab	5,12Ab	8,41Ab	6,62Ab	24,72
	70% C.C	14,00Ba	23,70Aa	25,50Aa	21,54ABa	
Total Planta	Saturado	45,56Ab	61,64Ab	64,92Ab	56,67Ab	25,45
	70% C.C	153,02Ca	240,16ABa	269,40Aa	187,44BCa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Em relação a concentração de potássio nas plantas de brachiaria os resultados são apresentados na Tabela 43.

Ao avaliar a parte aérea das plantas de brachiaria sob condição de extrema redução a maior dose do resíduo aplicado diferiu significativamente da testemunha, e para a condição de oxidação a maior dose diferiu das demais. Entretanto, ao comparar entre as condições de umidade, observa-se que a condição de redução promoveu uma maior absorção do potássio em todos os tratamentos utilizados. Observa-se que a concentração na maior dose foi cerca de 3,7 vezes superior a testemunha na condição de oxidação, indicando que o incremento da dose do resíduo favoreceu uma maior concentração de potássio pelas folhas de brachiaria.

Nas raízes, o comportamento foi similar aos encontrados na parte aérea, porém, com menor expressividade. A variação foi de 507 – 944 mg.kg<sup>-1</sup> para a condição de solo oxidado e 920 - 1326 mg.kg<sup>-1</sup> nas plantas cultivadas sob extrema redução.

Também observa-se que a menor dose do resíduo aplicada, nas duas condições de umidade, foi suficiente para aumentar a concentração de potássio nas raízes e parte aérea (Tabela 43). Essa maior absorção observada nas plantas de brachiaria pode ter sido influenciada pela maior disponibilidade de potássio verificada no substrato após período de incubação na condição de oxidação (Tabela 18).

**Tabela 43.** Concentração de potássio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	5481Ba	6431ABa	6523ABa	8556Aa	22,20
	70% C.C	1977Bb	2350Bb	3939Bb	7439Aa	
Raiz	Saturado	920Ba	1108ABa	1185ABa	1326Aa	12,59
	70% C.C	507Bb	677ABb	704ABb	944Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

Verifica-se que o maior acúmulo de potássio ocorreu na parte aérea, diferindo estatisticamente nas duas maiores doses do resíduo em relação a dose 1 e a testemunha nas plantas cultivadas sob condição de oxidação (Tabela 44). No entanto, observa-se que a condição de redução apesar de apresentar um crescente aumento na acumulação de potássio o efeito da dose não foi suficiente para expressar diferenças significativas entre os tratamentos.

Em relação as raízes, o incremento do resíduo não influenciou na acumulação de potássio, e portanto não apresentou efeito significativo para a condição de redução. No entanto, na condição de oxidação a menor dose do resíduo foi suficiente para diferir significativamente o acúmulo de potássio em relação a testemunha. Os resultados demonstram que o maior percentual de acúmulo de potássio ocorreu na parte aérea, aproximadamente 95%, para a condição de oxidação e na maior dose do resíduo. Em relação ao total acumulado pelas plantas de brachiaria humidicola, verifica-se que a variação na acumulação de potássio foi de 96,18 – 310,98  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Esses resultados são similares aos encontrados por Oliveira et al. (2007), que cultivando brachiaria brizantha verificaram que após 95 dias do plantio ocorreu um acúmulo de potássio de 217 mg.

Os resultados obtidos para o potássio de forma similar aos observados para cálcio e magnésio, demonstram o potencial do resíduo como fonte de bases trocáveis para as culturas de arroz (Tabela 25;Tabela 27;Tabela 29) e brachiaria humidicola avaliadas neste capítulo.

**Tabela 44.** Acúmulo de potássio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	110,45Aa	154,83Aa	141,20Ab	148,78Ab	23,10
	70% C.C	87,78Ba	123,73Ba	217,27Aa	296,21Aa	
Raiz	Saturado	4,83Aa	5,48Ab	8,00Ab	8,72Ab	27,91
	70% C.C	8,40Ba	14,95Aa	13,01ABa	14,77ABa	
Total Planta	Saturado	115,28Aa	160,31Aa	149,20Ab	157,50Ab	21,99
	70% C.C	96,18Ba	138,68Ba	230,28Aa	310,98Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A Tabela 45 apresenta o efeito das doses do resíduo na concentração de ferro pelas plantas de brachiaria sob duas condições de umidade. Observa-se que não houve efeito de dose na parte aérea das plantas. No entanto, a condição de extrema redução favoreceu a maior concentração de ferro pelas plantas, diferindo estatisticamente para todas as doses do resíduo quando comparado com a condição de oxidação.

Ao avaliar a variação da concentração de ferro pelas raízes, verifica-se que as duas maiores doses diferiram significativamente da testemunha, para a condição de redução, enquanto que essa diferença não foi observada para as plantas cultivadas em solo oxidado, embora, observa-se um incremento estatisticamente não significativo. Também ao comparar entre as condições de umidade, verifica-se que o ambiente de extrema redução promoveu maior disponibilidade de ferro e conseqüente maior absorção desse elemento quando comparado a condição de solo oxidado. Conforme (Tabela 18), observa-se aumento da disponibilidade de ferro na condição de redução e aplicação do resíduo. A concentração de ferro nas raízes foi 49 vezes maior do que os encontrados nas folhas, na maior dose do resíduo e na condição de extrema redução. Vários estudos tem relatado maior concentração de ferro nas raízes (Carvalho, 2013; Lima, 2013; Sampaio Junior, 2012 e Magalhães, 2011). Esses autores avaliando resíduos de perfuração submetidos a condição de oxirredução, verificaram que a absorção de ferro foi superior nas plantas de arroz cultivadas em ambiente de extrema redução. Em ambientes alagados o ferro na forma oxidada é reduzido às formas solúveis, aumentando a absorção pelas raízes. O uso de resíduo de poços de perfuração de petróleo, aumentou a disponibilidade de ferro na condição de extrema redução, no substrato de cultivo, principalmente, na maior dose aplicada (Tabela 18). As elevadas concentrações de ferro potencializou o desenvolvimento da cultura, podendo ser utilizado como fonte de micronutrientes.

**Tabela 45.** Concentração de ferro ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	76Aa	87Aa	92Aa	107Aa	20,99
	70% C.C	35Ab	40Ab	52Ab	69Ab	
Raiz	Saturado	4052Ba	4651ABa	4858Aa	5235Aa	11,74
	70% C.C	370Ab	450Ab	483Ab	509Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A variação no acúmulo de ferro, nos diferentes compartimentos das plantas de brachiaria cultivadas e sob duas condições de oxirredução, é apresentada na Tabela 46.

Observa-se um elevado acúmulo de ferro nas raízes em comparação ao acumulado na parte aérea, nas duas condições de umidade. No entanto, observa-se que não houve diferença estatística entre as doses em nenhum dos compartimentos da planta avaliados. Entretanto, quando se compara entre as condições de umidade, verifica-se que não houve efeito significativo na parte aérea, enquanto que na raiz foi encontrado maior acumulação de ferro nas duas maiores doses e na condição de extrema redução. Essa translocação para as folhas foi de aproximadamente 5% nas plantas cultivadas em ambiente de extrema redução e 25% nas cultivadas em solo oxidado na maior dose do resíduo aplicado.

A maior acumulação de ferro nas raízes se deve ao fato de que o ferro na forma oxidada ( $\text{Fe}^{3+}$ ) é reduzido e passa para a forma de ( $\text{Fe}^{2+}$ ), que tem maior solubilidade,

causando uma grande acumulação desse elemento nas raízes das plantas cultivada sob condição de extrema redução. Essa acumulação, possivelmente, ocorreu no espaço livre das raízes, podendo ter precipitado nessa região, formando um fenômeno denominado de capa férrica. Além disso, o resíduo de perfuração possui características alcalinas e o incremento do resíduo no substrato de plantio favoreceu um aumento de pH (Tabela 18) que pode contribuir na formação de precipitados de ferro.

**Tabela 46.** Acúmulo de ferro (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	1,50Aa	2,09Aa	2,05Aa	1,93Aa	34,77
	70% C.C	1,55Aa	2,14Aa	2,90Aa	2,74Aa	
Raiz	Saturado	22,48Aa	23,21Aa	34,38Aa	35,28Aa	60,88
	70% C.C	6,34Aa	10,04Aa	8,92Ab	8,11Ab	
Total Planta	Saturado	23,98Aa	25,30Aa	36,43Aa	37,21Aa	56,50
	70% C.C	7,89Aa	12,18Aa	11,82Ab	10,85Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

O incremento da concentração de manganês no solo, em função da aplicação do resíduo, refletiu na absorção e no acúmulo, na parte aérea e raízes de brachiaria humidicola BRS Tupi. A Tabela 47 apresenta os resultados dos teores de manganês. Verifica-se na parte aérea que não houve diferença significativa de dose, no entanto, ao comparar entre condições de umidade, observa-se que a condição de extrema redução promoveu maior concentração na testemunha e na menor dose do resíduo, não diferindo significativamente entre as demais doses.

Em relação as raízes, observa-se que o incremento das doses não foi suficiente para diferir significativamente na concentração de manganês nas plantas cultivadas sob condição de extrema redução. Entretanto, as plantas de brachiaria quando cultivadas em solo oxidado e nas duas maiores doses do resíduo houve uma redução significativa quando comparado com a testemunha. Entretanto, ao comparar entre as condições de umidade, observa-se que as raízes de brachiaria absorveram mais manganês quando as plantas foram cultivadas em ambiente de extrema redução, diferindo estatisticamente em todos os tratamentos.

Diversos autores, como Dechen & Nachtigall (2006), verificaram que as concentrações de manganês nas plantas podem variar de 5 à 1500 mg.kg<sup>-1</sup> de matéria seca. Enquanto que, Furlani (2004), considera que valores de manganês acima de 700 mg kg<sup>-1</sup> são considerados tóxicos. Os resultados encontrados na matéria seca das plantas de brachiaria encontram-se abaixo dos níveis tóxicos. Entretanto, as maiores concentrações foram observadas nas plantas cultivada sob condição de extrema redução. Este fato, pode estar associado com a redução dos óxidos de manganês (Mn<sup>4+</sup>), liberado pela atividade biológica para a forma mais solúvel (Mn<sup>2+</sup>) e livre na solução do solo (Ulrich et al., 2003). Observa-se também que o aumento da dose do resíduo no substrato de plantio, favoreceu o aumento de pH (Tabela 18). No entanto, esse aumento não foi suficiente para diminuir a disponibilidade do manganês no substrato de plantio.

**Tabela 47.** Concentração de manganês ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	265Aa	251Aa	198Aa	188Aa	18,63
	70% C.C	159Ab	169Ab	147Aa	142Aa	
Raiz	Saturado	178Aa	167Aa	142Aa	142Aa	13,50
	70% C.C	97Ab	85ABb	54Bb	53Bb	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

Ao se avaliar o total acumulado de manganês pelas plantas de brachiaria (Tabela 48), observa-se que para as duas condições de umidade não houve diferença significativa em todos os tratamentos. Verifica-se que não há diferença estatística entre as duas condições de umidade, com exceção da dose 2 que foi superior na condição de oxidação. A acumulação de manganês nas raízes apresentou o mesmo comportamento do encontrado nas folhas de brachiaria e apenas a dose 1 apresentou maior acúmulo na condição de oxidação quando comparado às de redução, diferindo-o significativamente.

A acumulação de manganês nas folhas variou entre 3,38 – 8,83 mg. Os resultados de acúmulo de manganês são similares aos encontrados por Puga et al. (2011), que verificaram em seus estudos o ponto máximo de acumulação de manganês ao avaliar a brachiaria brizantha foi de 4,3 – 5,7 mg. Nos estudos com brachiaria, observou-se que a parte aérea apresentou um maior aporte de acumulação de manganês de aproximadamente 6,8 vezes mais em relação às raízes, na maior dose e na condição de oxidação.

**Tabela 48.** Acúmulo de manganês (mg) na parte aérea e raízes das plantas de brachiaria, nas diferentes doses do resíduo sob duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea	Saturado	5,36Aa	6,11Aa	4,49Ab	3,38Aa	31,21
	70% C.C	7,06Aa	8,83Aa	8,12Aa	5,66Aa	
Raiz	Saturado	0,93Aa	0,83Ab	1,06Aa	0,99Aa	39,41
	70% C.C	1,63Aa	1,88Aa	1,00Aa	0,83Aa	
Total Planta	Saturado	6,29Aa	6,94Aa	5,55Aa	4,37Aa	30,09
	70% C.C	8,69Aa	10,71Aa	9,12Aa	6,49Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$



## 5.6 CONCLUSÕES

- A espécie de arroz, cultivar bico ganga cultivada em solo oxidado apresentou maior produção de massa seca;
- As plantas de arroz desenvolveram satisfatoriamente, mesmo em condições elevadas de condutividade elétrica ( $2,8 \text{ dS m}^{-1}$ );
- A condição de extrema redução promoveu aumento na absorção de sódio, bário, ferro e manganês, nas plantas de arroz e brachiaria;
- As plantas de brachiaria humicicola, cultivar BRS Tupi, apresentaram produção de massa seca mais elevada quando cultivadas em solo oxidado;
- A acumulação de sódio pela braquiária nas maiores doses do resíduo foi cerca de 3 vezes o acumulado por plantas de arroz;
- O resíduo de poços de perfuração de petróleo se controlado a condutividade elétrica pode ser utilizado como fonte de bases trocáveis e micronutrientes;
- A produção de biomassa nas plantas de brachiaria foi superior às de arroz e houve maior acúmulo de sódio na brachiaria, justificando o uso dessa espécie no experimento subsequente.

## **6 CAPÍTULO IV**

### **DESENVOLVIMENTO DE CEVADA (*Hordeum vulgare L.*) EM SOLO PRECULTIVADO COM *Brachiaria humidicola* E TRATADO COM RESÍDUO DE PERFURAÇÃO DE POÇO DE PETRÓLEO**

## 6.1 RESUMO

A gestão de cascalhos de perfuração de poços de petróleo tem passado por mudanças marcantes na otimização do uso desses resíduos. No entanto, a aplicação desses resíduos no solo pode resultar em efeitos negativos previsíveis, como por exemplo a salinização, tornando-o improdutivo para a agricultura. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho da cevada cultivada em sucessão a brachiaria desenvolvida em substrato tratado com resíduo. Neste ensaio, utilizou-se o substrato, anteriormente, plantado com brachiaria para atenuar os possíveis impactos ao crescimento da cultura que irá sucedê-la. A condução experimental foi casualizada: 3 doses do resíduo + testemunha, 2 condições de umidade (pré incubação), e 3 repetições, totalizando 24 unidades experimentais. As plantas foram cultivadas durante 90 dias. No substrato de plantio, os valores de condutividade elétrica e os teores de sódio e bário foram reduzidos a mais da metade quando comparados aos encontrados no substrato por ocasião do plantio da brachiaria. Os resultados mostram, claramente, que o cultivo prévio com *Brachiaria humidicola* reduziu a condutividade elétrica do substrato, favorecendo o crescimento das plantas de cevada. A aplicação do resíduo determinou ganho de biomassa nas plantas de cevada quando comparadas as plantas controle, além de favorecer o acúmulo dos macronutrientes cálcio, magnésio e potássio e dos micronutrientes ferro e manganês.

**Palavras chaves:** Salinização. Condutividade elétrica. Plantas de cevada.

## 6.2 ABSTRACT

The management of drill cuttings from oil wells has undergone striking changes to optimize the management of these wastes. However, the application of these residues can result in soil likely adverse effects, such as salinity, making non-productive for agriculture. The objective of this study was to evaluate the performance of barley cultivated after brachiaria developed in treated substrate residue. In this test, we used the substrate previously planted with brachiaria to mitigate potential impacts to the growth of the culture that will succeed it. The experiment was driving at random: 3 doses of residue + control, 2 humidity conditions (preincubation), and 3 repetitions, totaling 24 experimental units. Plants were grown for 90 days. In planting substrate, the values of electrical conductivity and soil sodium and barium were reduced by more than half when compared to those found in the substrate at planting of brachiaria. The results clearly show that the previous cultivation with brachiaria humicola reduced the electrical conductivity of the substrate, favoring the growth of barley plants. The application of the residue determined biomass gain in barley plants when compared to control plants, besides favoring the accumulation of macronutrients calcium, magnesium and potassium and micronutrients iron and manganese .

**Key words:** Salinity. Electrical conductivity. Barley plants.

### 6.3 INTRODUÇÃO

O cascalho de perfuração de poços de petróleo quando disposto no solo, sem estudos prévios, pode apresentar resultados negativos previsíveis, como a contaminação por bário e, principalmente, a salinização do solo, tornando-o improdutivo para a agricultura (Amirjani, 2011; Lima et al., 2012). De acordo com Magalhães (2011), e Freitas (2013), a disposição desse material está atrelada, principalmente, aos teores de sódio presentes. Entretanto, o cascalho de perfuração apresenta na sua composição macronutrientes, como cálcio, magnésio e potássio e também propriedades alcalinas, conforme verificado no Capítulo 3. Dessa forma, a sua aplicação no solo poderá contribuir para a redução da acidez do solo e no fornecimento de bases trocáveis. Os resultados obtidos para arroz, cevada, e girassol (Magalhães et al., 2011; Freitas, 2013; Carvalho, 2013; Sampaio Junior, 2012) e para as culturas de arroz e brachiaria (Capítulo 3) demonstraram que quando a aplicação desse resíduo no solo não resulta em uma condutividade elétrica restritiva ao crescimento de uma espécie vegetal a sua aplicação poderá favorecer o crescimento dessas culturas.

O desenvolvimento de estratégias de manejo desses resíduos representa um grande desafio para as indústrias desse setor que precisam gerir de forma responsável os passivos gerados durante as suas operações.

Para a atenuação dos possíveis impactos causados pela adição de sódio no solo por esse resíduo podemos vislumbrar a rotação de cultura, i.e, uma cultura seria cultivada com o objetivo de remover o excesso de sódio e, dessa forma, favorecer o crescimento da cultura que irá sucedê-la.

Diante do exposto, e considerando que os resíduos de perfuração de poços de petróleo apresentam o sódio como limitante ao desenvolvimento vegetal, avaliou-se neste capítulo o desempenho da cevada cultivada em sucessão a brachiaria desenvolvida nos substratos tratados com esses resíduos.

## 6.4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste ensaio, foi utilizado um substrato de um experimento já concluído. Imediatamente, após a coleta da *Brachiaria humidicola* - cultivar BRS Tupi, a cevada (*Hordeum vulgare L.*) foi cultivada em sucessão. Utilizou-se o substrato da *Brachiaria* ao invés do Arroz pelo fato dessa cultura, nas mesmas condições experimentais, ter acumulado cerca de 3 vezes mais sódio (Tabela 21 e Tabela 36). Foi mantido o mesmo delineamento experimental: 3 doses do resíduo + testemunha, 2 condições de umidade (pré incubação), e 3 repetições, totalizando 24 unidades experimentais.

Foram realizados a coleta e armazenamento do excesso de solução (Figura 26), nas unidades experimentais submetidas à condição redutora do experimento anterior. Esta solução foi utilizada na irrigação dos vasos, na primeira semana do ensaio com cevada, com a finalidade de restituir todos os íons dissolvidos nesta solução para os seus respectivos vasos.

O transplântio das mudas de cevada foi realizado após 7 dias da germinação. As mudas foram colocadas em cada unidade experimental proveniente do cultivo da *brachiaria*. Cada unidade experimental recebeu 3 plântulas e foram mantidas, durante todo o experimento, apenas sob condição de oxidação.

Aos 45 dias após o transplântio, as unidades receberam uma adubação com nitrogênio ( $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N usando como fonte sulfato de amônio), e aos 90 dias foi realizada a coleta. O material coletado foi separado em parte aérea e raízes. As raízes foram lavadas em água corrente até retirada do excesso de substrato aderido, e posteriormente lavadas com água destilada e secas em estufa de circulação de ar forçada ( $60 - 65^\circ\text{C}$ ) até peso constante.

Para verificar a produção de massa seca foi realizada a pesagem e em seguida o material foi moído em moinho tipo Willey com malha de 2 mm para realizar os procedimentos de abertura da amostra de material vegetal conforme proposto por TEDESCO, 1995. Posteriormente, nos extratos obtidos do processo de digestão as amostras foram avolumadas e filtradas.

### 6.4.1 Análise química

A concentração dos metais foi feita nos extratos, usando espectrofotômetro de absorção atômica, marca Varian-AA, modelo 55 B e fotometria de chama. O limite de detecção (LD) do método foi calculado pela média dos valores dos brancos mais três vezes o desvio-padrão do branco de todas as análises (10 repetições). Para validar a determinação do teor pseudototal de sódio, bário, cálcio, magnésio, potássio, zinco, ferro e manganês no solo foi usado material certificado de referência NIST SRM 2709a (San Joaquin Soil, concentração de bário de  $979 \pm 28 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ferro de  $3,36 \pm 0,07 \%$  e manganês de  $529 \pm 18 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Para sódio, bário, ferro e manganês nas plantas, utilizou-se o material certificado de referência NIST SRM 1573a (Tomato Leaves, concentração de sódio de  $136 \pm 4,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ; bário de  $63 \pm 0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ferro de  $368 \pm 7 \text{ mg kg}^{-1}$  e manganês de  $246 \pm 8 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Todas as análises das amostras certificadas se apresentaram na faixa entre 93-95 % de recuperação, estando dentro dos intervalos admitidos pelo NIST como normais para as amostras de solo e de planta.

### 6.4.2 Validação dos dados

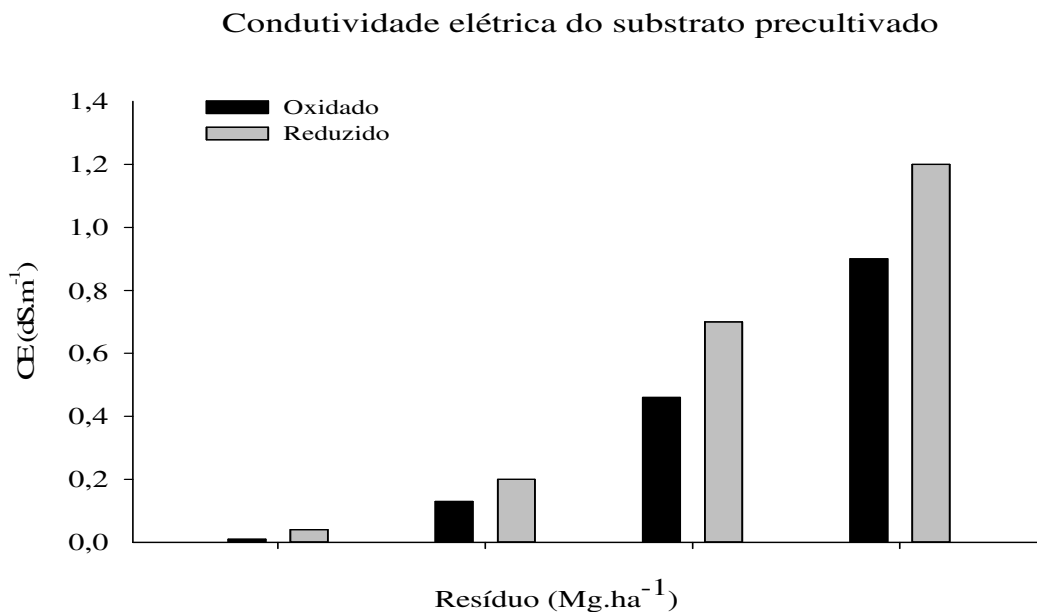
Os dados foram avaliados por análise de variância com aplicação do teste F ( $p < 0,05$ ), sendo os valores médios comparados pelo teste de médias Tukey ( $p < 0,05$ ). Todas as análises estatísticas foram feitas por meio dos Programas Estatísticos Sisvar e SAEG Versão 9.0 (Fundação Arthur Bernardes na UFV, Viçosa- MG).

## 6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.5.1 Condutividade elétrica e características químicas do substrato depois do tratamento com brachiaria humudicola com sucessão a cevada

A condutividade elétrica é uma medida usada para quantificar a presença de sais na solução do solo, sendo que quanto maior a presença de sais em solução maior é a condutividade elétrica.

A Figura 31 apresenta a variação da condutividade elétrica no substrato após o cultivo das plantas de brachiaria (Capítulo 3) que irá sucedê-la com plantas de cevada. Os valores de condutividade elétrica foram reduzidos a mais da metade quando comparados aos encontrados no substrato por ocasião do plantio da brachiaria (Figura 28), entretanto ainda houve aumento da condutividade com o incremento das doses do resíduo. No entanto, os baixos valores que foram encontrados indicam que o cultivo da brachiaria foi eficiente e favoreceu a essa redução. Diante disso, posteriormente, foi realizado o plantio da cevada nos substratos com condutividade elétrica de: 0,01; 0,13; 0,46; 0,90  $\text{dSm}^{-1}$  no substrato com 70 % da capacidade de campo e, nos substrato de prévia redução foram: 0,04; 0,20; 0,70; 1,20  $\text{dSm}^{-1}$ .



**Figura 31.** Condutividade elétrica no substrato de plantio depois do cultivo da brachiaria e condição de umidade.

Os teores de sódio, cálcio, magnésio e potássio trocáveis, bário, ferro e manganês disponíveis e os valores de pH após o cultivo da *Brachiaria humudicola*, em função da aplicação do resíduo, são apresentados na Tabela 49. Apesar do incremento das doses contribuir para um aumento nos teores desses elementos, verifica-se que o substrato, depois do cultivo da brachiaria, apresentou uma pequena redução nos teores de cálcio e magnésio, aproximadamente 50% de redução de ferro, manganês e bário. No entanto, os teores de sódio e potássio apresentaram acentuada redução, estatisticamente significativa, ao se comparar com os teores do substrato antes do plantio da cevada, diminuindo os valores de condutividade elétrica conforme observado na Figura 31. Estes resultados indicam que o cultivo anterior com a brachiaria promoveu uma elevada acumulação do sódio (Tabela 36),

principalmente, nas maiores doses do resíduo. O que conseqüentemente pode favorecer ao desenvolvimento subseqüente de plantas de cevada.

**Tabela 49.** Teores biodisponíveis de nutrientes ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) e valores de pH no substrato de plantio da cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
<sup>1</sup> Sódio	Saturado	0,80Ca	1,20Ca	3,63Ba	16,03Aa	17,96
	70% C.C	0,57Ca	1,10BCa	2,97Ba	12,20Ab	
<sup>2</sup> Bário	Saturado	1,50Ca	9,67BCa	22,50ABa	35,50Aa	36,45
	70% C.C	0,90Ca	7,83BCa	14,50Ba	31,80Aa	
<sup>2</sup> Cálcio	Saturado	197,57Db	317,48Cb	511,05Bb	721,68Ab	2,65
	70% C.C	241,15Da	414,50Ca	621,75Ba	831,12Aa	
<sup>2</sup> Magnésio	Saturado	72,79Bb	78,33Bb	93,48Bb	176,37Ab	7,71
	70% C.C	100,96Ca	131,35Ba	152,63Ba	201,94Aa	
<sup>1</sup> Potássio	Saturado	1,43Ca	1,77Ca	3,63Ba	5,47Aa	22,63
	70% C.C	1,13Aa	1,40Aa	1,70Ab	2,20Ab	
<sup>2</sup> Ferro	Saturado	44,05Ba	44,82Ba	55,20ABa	72,78Aa	31,92
	70% C.C	3,15Bb	3,63Bb	4,77ABb	27,92Ab	
<sup>2</sup> Manganês	Saturado	23,25Ca	26,32Ca	29,85Ba	34,78Aa	4,94
	70% C.C	18,05Cb	21,40Bb	31,83Aa	29,83Ab	
pH <sub>água</sub> (1:2,5)	Saturado	5,65Ca	5,88Ba	6,17Aa	6,33Aa	1,48
	70% C.C	5,35Cb	5,71Bb	6,00Ab	6,18Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ . 1- Extraído com Melich -1 (EMBRAPA, 2009). 2- Extraído com Ácido Acético 0,1  $\text{molL}^{-1}$

A Tabela 50 apresenta uma comparação entre os elementos biodisponíveis mais restritivos. Observa-se que os teores biodisponíveis de sódio reduziu drasticamente após o cultivo da brachiaria, diferindo-o significativamente em todas as doses. Verifica-se uma redução de aproximadamente 39 vezes na menor dose do resíduo e na condição de saturação. Esses resultados indicam que o cultivo prévio com a brachiaria removeu o excesso de sódio, favorecendo melhores condições para o crescimento da espécie de cevada. Em relação ao bário, observa-se que houve diferença significativa em todos os tratamentos. No entanto, a redução de bário foi bem inferior quando comparado com a redução do sódio, sendo que a maior redução de bário pelas plantas de brachiaria foi de 5 vezes na testemunha e condição de saturação. Para o potássio, verifica-se diferença significativa em todas as doses do resíduo. Os resultados mostram, claramente, redução drástica de 48 vezes na testemunha e na condição de redução.



**Tabela 50.** Comparação entre os elementos biodisponíveis mais restritivos ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) e condutividade elétrica ( $\text{dSm}^{-1}$ ) nos substratos de plantio da brachiaria em sucessão a cevada, nas diferentes doses do resíduo e condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha		Dose 1		Dose 2		Dose 3	
		Brach	Cev	Brach	Cev	Brach	Cev	Brach	Cev
<sup>1</sup> Na	Saturado	6,99A	0,80B	47,35A	1,20B	109,18A	3,65B	331,45A	16,03B
	70% C.C	5,51A	0,57B	34,77A	1,10B	81,24A	2,97B	247,64A	12,20B
<sup>2</sup> Ba	Saturado	7,83A	1,50B	37,25A	9,67B	51,83A	22,50B	61,00A	35,50B
	70% C.C	3,75A	0,90B	32,88A	7,83B	37,67A	14,50B	39,50A	31,80A
CE	Saturado	0,70A	0,04B	1,40A	0,20B	2,60A	0,70B	5,00A	1,20B
	70% C.C	0,14A	0,01B	0,55A	0,13B	1,20A	0,46B	2,80A	0,90B

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nas linhas não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$ . 1- Extraído com Melich -1 (EMBRAPA, 2009). 2- Extraído com Ácido Acético 0,11  $\text{molL}^{-1}$ . Brach=brachiaria; Cev=cevada; Na=sódio; Ba=bário; K=potássio; CE=condutividade elétrica.

### 6.5.2 Ensaio com cevada (vasos)

As plantas de cevada foram cultivadas no substrato após tratamento com as plantas de brachiaria. O desenvolvimento das plantas foi avaliado pela produção de massa seca. Verificou-se que a produção de massa variou nas diferentes partes das plantas, em função das diferentes doses do resíduo e as condições de umidade mantidas no ensaio anterior.

A Tabela 51 apresenta os resultados da produção de massa seca pelas plantas de cevada. A Figura 32 ilustra uma perda de biomassa das plantas cultivadas sob condição de prévia redução e na maior condutividade elétrica. Verifica-se que para a massa seca total a aplicação das três doses do resíduo determinou aumento, estatisticamente significativo, na produção de massa em relação a testemunha, para ambas as condições de umidade. Na condição de redução, a maior dose apresentou uma redução de produção em relação as doses 1 e 2. Entretanto, na condição de oxidação as doses 2 e 3 foram significativamente superiores a menor dose e a testemunha. De uma maneira geral, a produção de matéria seca total foi, estatisticamente, mais elevada nas plantas de cevada cultivadas nos substratos que receberam o resíduo e foram mantidas em condição redutora no ensaio anterior.

Em relação a parte aérea, também verifica-se aumento significativo na produção de massa seca nas três doses do resíduo em relação a testemunha. Entretanto, a primeira e segunda doses apresentaram maiores ganhos de matéria seca em relação a 3 dose. Observa-se que as plantas cultivadas no substrato proveniente da condição de saturação apresentaram maior produção de massa nas doses 1 e 2 do resíduo em relação às cultivadas no substrato proveniente da condição de oxidação.

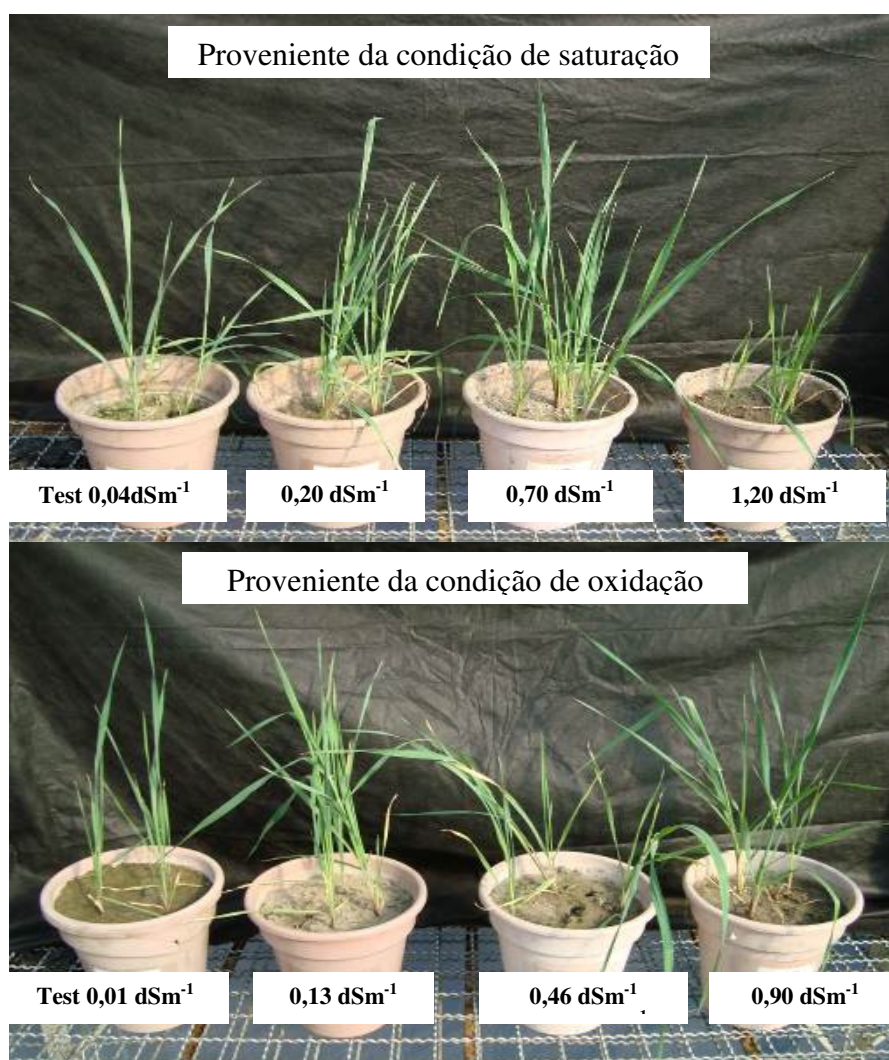
Nas raízes, não houve diferença significativa em nenhum dos tratamentos utilizados. No entanto, a produção de massa seca variou entre 1,99 – 3,32g.

Os resultados apresentados na (Tabela 51) demonstram, de forma inequívoca, que a aplicação do resíduo favoreceu a produção de matéria seca total das plantas de cevada, ratificando a importância de se utilizar estratégias que reduzam a condutividade elétrica para que se possa observar os efeitos positivos da aplicação do resíduo.

**Tabela 51.** Produção de massa seca pelas plantas de cevada nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um planossolo háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV(%)
Parte Aérea (g)	Saturado	2,35Ca	9,34Aa	11,91Aa	5,02Ba	19,97
	70% C.C	1,77Ca	3,14BCb	5,58ABb	6,42Aa	
Raiz (g)	Saturado	1,41Aa	2,86Aa	3,24Aa	1,95Aa	58,18
	70% C.C	1,19Aa	1,45Aa	2,39Aa	3,32Aa	
Total Planta (g)	Saturado	3,76Ba	12,20Aa	15,15Aa	9,74Ba	26,51
	70% C.C	2,96Ca	4,59BCb	7,97ABb	6,97Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>



**Figura 32.** Desenvolvimento das plantas de cevada em função das diferentes doses do resíduo, substrato pós plantio de brachiaria.

Verifica-se diferença significativa para todos os tratamentos na concentração de sódio nas plantas de cevada (cultivar cauê) em função da dose do resíduo (Tabela 52). A

concentração de sódio variou de 652 – 11957 mg.kg<sup>-1</sup> e houve efeito de dose e da umidade de pré-incubação. Na parte aérea, as plantas que foram cultivadas nos substratos provenientes da condição de oxidação apresentaram aumento significativo em relação às cultivadas na condição de extrema redução. Ainda em relação a parte aérea, verifica-se que houve efeito significativo entre os tratamentos na absorção de sódio pelas folhas da cevada. A concentração máxima ocorreu na maior dose do resíduo e nas plantas que foram cultivadas no substrato proveniente da condição de oxidação com valor médio de 11957 mg.kg<sup>-1</sup>, representando 7 vezes mais em relação a testemunha. E, nas plantas cultivadas no substrato proveniente da condição de extrema redução foi de 7823 mg.kg<sup>-1</sup>, o que representa um teor 12 vezes superior em relação as plantas testemunha.

Ao avaliar as raízes, também verifica-se que houve diferença significativa na concentração de sódio entre as doses e não houve diferença dentro da condição de umidade que o substrato foi anteriormente submetido, com exceção da dose intermediária que foi favorecida pela condição de oxidação. A concentração de sódio variou de 738 – 7936 mg.kg<sup>-1</sup>, sendo que a concentração na maior dose do resíduo foi aproximadamente 7,5 vezes superior à testemunha para as plantas cultivadas nos substratos oxidados e 9,5 vezes mais nas cultivadas na condição de redução.

Os resultados apresentados se encontram dentro do limite de sódio nos tecidos vegetais avaliados por Korndörfer (2006), de 13 – 35100 mg.kg<sup>-1</sup> na matéria seca, no entanto para outros autores, as concentrações encontradas são superiores às concentrações que ocorrem naturalmente nos tecidos vegetais e portanto podendo serem tóxicas e afetarem o metabolismo vegetal (Henry & Grime, 1993).

**Tabela 52.** Concentração de sódio (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	652Cb	1470Cb	4898Ba	7823Ab	10,42
	70% C.C	1748Da	3288Ca	5311Ba	11957Aa	
Raiz	Saturado	738Ca	1691BCa	2320Bb	7121Aa	19,34
	70% C.C	1047Ca	2092Ca	4296Ba	7936Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A acumulação total de sódio variou entre 2,71 – 102,78 mg (Tabela 53). O incremento na maior dose foi de, aproximadamente, 38 vezes superior em relação à testemunha para a condição de saturação. De um modo geral, o aumento das doses influenciaram positivamente na acumulação de sódio pelas plantas cultivadas nos substratos nas duas condições de umidade anterior. Entretanto, na condição de redução observa-se que as plantas apresentaram maiores quantidades de sódio acumuladas quando comparado às cultivadas em ambiente oxidado, diferindo-o significativamente.

Em relação a parte aérea, observa-se que houve efeito significativo no aumento da acumulação de sódio com o incremento das doses de resíduo, variando entre 1,14 e 76,79 mg de sódio nas plantas cultivadas sob condição de extrema redução, apresentando um incremento na maior dose de 67 vezes em relação a testemunha. Para a condição de oxidação, variou entre 2,74 – 57,06 mg, correspondente a 20 vezes o acúmulo de sódio ao ser comparado com a testemunha.

Para as raízes o comportamento foi equivalente aos encontrados na parte aérea. Verificou-se que houve diferença significativa entre a testemunha e a maior dose do resíduo nas duas condições de umidade. Ao se comparar entre as duas condições de umidade, apenas a maior dose foi diferente estatisticamente, apresentando um acúmulo de sódio de 2,2 vezes maior na condição de oxidação em relação a de extrema redução.

Os resultados também demonstram que o sódio apresentou elevada mobilidade na planta com maior acúmulo nas folhas em relação às raízes. Observa-se que a translocação para a parte aérea foi superior a 74 % em todos os tratamentos avaliados. Magalhães et al. (2011a) e Santos et al. (2007), também verificaram em espécies de gramíneas elevados índices de translocação.

**Tabela 53.** Acúmulo de sódio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	1,14Da	17,29Ca	39,33Ba	76,79Aa	17,07
	70% C.C	2,74Ca	11,65Ca	29,16Bb	57,06Ab	
Raiz	Saturado	1,57Ca	4,69BCa	10,06ABa	11,73Ab	34,91
	70% C.C	1,41Ca	3,26BCa	8,70Ba	25,99Aa	
Total Planta	Saturado	2,71Da	21,98Ca	49,39Ba	102,78Aa	17,05
	70% C.C	4,15Ca	14,91Ca	37,86Bb	68,79Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A variação na concentração de bário pelas plantas de cevada cultivadas em substrato provenientes de duas condições de umidade e posterior ao plantio de brachiaria humidicola é apresentado Tabela 54. Observa-se para as raízes que a maior dose diferiu significativamente das demais na condição de redução, do ensaio anterior, enquanto que na condição de oxidação essa diferença ocorreu das maiores doses em relação a menor dose e testemunha. Ao comparar a maior dose com a testemunha, observa-se que a absorção de bário pelas plantas de cevada foi superior a 4,5 vezes.

Em relação a parte aérea, verifica-se que não houve diferença estatística entre as doses do resíduo, no entanto, as plantas cultivadas na maior dose e no resíduo provenientes da condição de saturação a absorção do bário foi significativamente superior ao encontrado na condição de oxidação. Em contrapartida, a concentração de bário nas raízes, na condição de saturação, foi cerca de 66 vezes superior a concentração na parte aérea, e sob condição de oxidação 112 vezes superior. Esses resultados ratificam que o solo proveniente da condição de redução apesar de retornar a condição de oxidação durante o desenvolvimento das plantas de cevada ainda apresentaram maior disponibilidade de bário e portanto, maior absorção.

**Tabela 54.** Concentração de bário ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	4,8Aa	5,8Aa	4,8Aa	5,2Aa	20,34
	70% C.C	3,7Aa	4,2Aa	4,5Aa	2,7Ab	
Raiz	Saturado	71Ca	117Ca	252Ba	344Aa	10,75
	70% C.C	59Ba	86Ba	239Aa	305Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A acumulação de bário nas plantas de cevada é apresentada na Tabela 55. O incremento da dose do resíduo favoreceu uma maior acumulação total do bário com as doses, no entanto essa diferença não foi observada ao comparar entre as duas condições umidade.

Avaliando os valores acumulados na parte aérea observa-se que não houve diferença significativa entre as médias na condição de oxidação, enquanto que quando cultivadas no substrato proveniente da condição de redução as doses 1 e 2 foi significativamente superior em relação a maior dose e a testemunha. Além disso, observa-se que a maior acumulação de bário foi favorecida nas doses 1 e 2 ao comparar entre as condições de umidade.

Para as raízes houve diferença significativa entre a testemunha e as demais doses aplicada na condição de extrema redução, enquanto que para a condição de oxidação essa diferença ocorreu na maior dose do resíduo em relação a menor dose e a testemunha. Também verificou que 96% do sódio em relação ao total da plantas, ficou retido nas raízes da maior dose do resíduo e na condição de prévia redução.

**Tabela 55.** Acúmulo de bário (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	0,01Ba	0,05Aa	0,05Aa	0,03Ba	34,76
	70% C.C	0,01Aa	0,02Ab	0,03Ab	0,02Aa	
Raiz	Saturado	0,11Ba	0,49ABa	1,11Aa	0,68ABa	69,10
	70% C.C	0,07Ba	0,15Ba	0,55ABa	1,01Aa	
Total Planta	Saturado	0,12Ba	0,54AB	1,16Aa	0,71ABa	66,97
	70% C.C	0,08Ba	0,17Ba	0,58ABa	1,03Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

A variação na concentração de cálcio nas plantas de cevada é apresentada na Tabela 56. Na parte aérea, para ambas as condições de umidade, observa-se que houve uma pequena variação na concentração de cálcio à medida que aumentava a dose do resíduo, no entanto, não foi suficiente para expressar diferenças significativas. Entretanto, ao se comparar as duas condições de umidade, verifica-se aumento significativo na concentração de cálcio nas plantas cultivadas sob condição de oxidação.

Em relação as raízes, o comportamento foi diferenciado e foi observado que na condição de oxidação não houve diferença estatística entre as doses do resíduo. No entanto, na condição de redução a concentração de cálcio na maior dose do resíduo diferiu significativamente da menor e da testemunha. Ao comparar entre as condições de umidade os resultados demonstram que apenas a maior dose na condição de redução favoreceu uma maior absorção do cálcio. Além disso, observa-se que a absorção de cálcio pelas raízes foi 3,5 vezes menor em relação da parte aérea nas plantas cultivadas em substrato oxidado.

**Tabela 56.** Concentração de cálcio ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	2740Ab	3272Ab	3451Ab	3697Ab	13,52
	70% C.C	4478Aa	4769Aa	4731Aa	5484Aa	
Raiz	Saturado	1258Ba	1350Ba	1560ABa	1982Aa	13,95
	70% C.C	1004Aa	1319Aa	1410Aa	1450Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1=  $9 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2=  $23,8 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3=  $72,7 \text{ Mg.ha}^{-1}$

A acumulação de cálcio nas plantas de cevada é apresentada na Tabela 57. Avaliando o acúmulo na parte aérea, observa-se que as duas maiores doses diferiram significativamente da testemunha na condição de oxidação. E, para as plantas cultivadas nos resíduos provenientes da condição de redução a menor dose do resíduo foi suficiente para diferir das plantas testemunha. Os resultados também demonstram que a planta de cevada acumulou 7,5 vezes mais na parte aérea quando comparado ao acumulado nas raízes.

Nas raízes, tanto o incremento da dose como a condição de umidade não foram suficientes para diferirem significativamente na acumulação de cálcio. Diante disso, verifica-se que apesar do cálcio apresentar baixa mobilidade, os resultados demonstram que a translocação do cálcio para a parte aérea foi superior a 80%, independente da condição de umidade que os resíduos anteriormente foram submetidos.

Os resultados demonstram uma variação no total acumulado variando entre 6,19 – 41,95 mg e apenas a testemunha apresentou baixo acúmulo de cálcio ao comparar o incremento da dose do resíduo. A condição de umidade que os resíduos foram submetidos anteriormente, não foi suficiente para diferenciar significativamente. A acumulação total de cálcio na dose 2 do resíduo, na condição prévia de redução, foi cerca de 7 vezes ao acumulado nas plantas controle. Estes resultados mostram, claramente, que para todas as doses do resíduo e condições de umidade houve uma expressiva acumulação de cálcio, demonstrando, claramente, a contribuição da aplicação do resíduo no fornecimento desse macronutriente para as plantas de cevada, mesmo na condição de sucessão à braquiária.

**Tabela 57.** Acúmulo de cálcio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	4,54Ca	30,34ABa	36,46Aa	18,39BCa	32,27
	70% C.C	7,92Ba	18,16ABa	31,15Aa	30,22Aa	
Raiz	Saturado	1,65Aa	4,03Aa	5,49Aa	3,85Aa	64,30
	70% C.C	1,25Aa	1,99Aa	4,85Aa	3,39Aa	
Total Planta	Saturado	6,19Ba	34,37Aa	41,95Aa	22,24ABa	34,51
	70% C.C	9,17Ba	20,15ABa	36,00Aa	33,61Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A Tabela 58 apresenta a concentração de magnésio na parte aérea e raízes das plantas de cevada. Observa-se que a concentração de magnésio na parte aérea aumentou significativamente com a aplicação do resíduo, para ambas as condições prévias de umidade. Entretanto, para a condição de oxidação a concentração foi significativamente superior em relação a condição prévia de redução. A variação da concentração nas folhas de cevada foi de 1985 – 3435 mg.kg<sup>-1</sup>. Esses resultados são similares aos encontrados por Vitti et al. (2006), em seus estudos de deficiência de magnésio nas plantas verificaram que a necessidade de magnésio para um ótimo crescimento situa-se na faixa de 1500 – 3000 mg.kg<sup>-1</sup> na parte vegetativa da planta. Oliveira et al. (2007), estudando brachiaria brizantha, verificaram que as plantas apresentaram um bom desenvolvimento com teores de magnésio que variaram entre 1500 – 4000 mg.kg<sup>-1</sup>.

Em relação as raízes, os resultados mostram que houve diferença estatística na concentração de magnésio nas maiores doses em relação as demais para a condição de oxidação. Também verifica-se que as plantas cultivadas sob condição de oxidação promoveu maior concentração de magnésio nas raízes quando comparadas às cultivadas sob redução. No entanto, o teor de magnésio nas raízes foi cerca de 3 vezes menor do os observados nas folhas, na maior dose e na condição de solo oxidado.

**Tabela 58.** Concentração de magnésio (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	1985Bb	2379Ab	2470Ab	2176ABb	6,36
	70% C.C	2578Ba	2935Ba	3435Aa	2583Ba	
Raiz	Saturado	341Ba	502Ba	760Aa	964Aa	17,09
	70% C.C	205Ba	272Bb	736Aa	779Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup> ; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

A acumulação de magnésio nas diferentes partes das plantas de cevada é apresentada na Tabela 59. Ao avaliar as quantidades totais acumuladas de magnésio, observa-se que não

houve diferença estatística entre as condições de umidade, com exceção da menor dose na condição de redução. Contudo, verifica-se que houve incremento significativo entre todas as doses em relação a testemunha para ambas as condições prévias de umidade. Para a dose 2 e na condição de redução a cumulação de magnésio foi cerca de 8 vezes a observada na planta controle.

A acumulação de magnésio nas diferentes partes das plantas de cevada é apresentada na Tabela 59. Ao avaliar as quantidades totais acumuladas de magnésio, observa-se que não houve diferença estatística entre as condições de umidade, com exceção da menor dose na condição de redução. Contudo, verifica-se que houve incremento significativo entre todas as doses em relação a testemunha para ambas as condições prévias de umidade. Para a dose 2 e na condição de redução a cumulação de magnésio foi cerca de 8 vezes a observada na planta controle.

Também verificou-se que a parte aérea apresentou um maior aporte de acumulação de magnésio de aproximadamente 10 vezes mais em relação às raízes, na dose 2 do resíduo e na condição de redução. Estes resultados mostram, que mesmo em condição de sucessão a braquiária, as plantas de cevada crescidas em substrato tratado com o resíduo de perfuração de poço de petróleo obtiveram um acúmulo expressivo de magnésio quando comparadas as plantas controle, mostrando a contribuição efetiva do resíduo no fornecimento desse nutriente.

**Tabela 59.** Acúmulo de magnésio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	3,10Ba	22,29Aa	25,62Aa	10,87Ba	27,01
	70% C.C	4,59Ba	11,00ABb	19,11Aa	16,48Aa	
Raiz	Saturado	0,46Ba	1,52ABa	2,55Aa	1,91ABa	58,84
	70% C.C	0,26Ba	0,38Ba	2,56Aa	1,66ABa	
Total Planta	Saturado	3,56Ba	23,81Aa	28,17Aa	12,78Ba	28,94
	70% C.C	4,85Ba	11,38ABb	21,67Aa	18,14Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Em relação a concentração de potássio na parte aérea e raízes nas plantas de cevada, os resultados são apresentados na Tabela 60. Verifica-se que a concentração de potássio na parte aérea apresentou efeito de dose variando significativamente entre a maior dose e a testemunha, nas plantas cultivadas sob condição prévia de redução. Entretanto, não foi observado esse efeito em todos os tratamentos e na condição de solo oxidado. As plantas cultivadas no substrato oriundo da condição de prévia de redução apresentaram uma concentração de potássio superior as encontrados na condição de oxidação diferindo, significativamente. Observa-se que a concentração na maior dose do resíduo foi cerca de 1,7 vezes superior a testemunha na condição de extrema redução, indicando que o incremento da dose do resíduo favoreceu uma maior absorção de potássio pelas plantas de cevada.

Os resultados encontrados na parte aérea da cevada foram inferiores aos valores de potássio encontrados por Carvalho (2013), que ao avaliar o efeito da lavagem e não lavagem de resíduo centrífuga no cultivo da cevada encontrou teores de potássio de aproximadamente 2,8 vezes maior em relação a maior dose do resíduo proveniente da condição de saturação.



Nas raízes, o comportamento foi similar aos encontrados na parte aérea, porém, com menor expressividade. A variação ocorreu entre 992 – 1753 mg.kg<sup>-1</sup> nos resíduos oriundos da condição de extrema redução, e para a condição de solo oxidado a concentração variou entre 1011 - 1644 mg.kg<sup>-1</sup>, diferindo significativamente a maior dose em relação as demais. Além disso, observou-se que a condição de umidade que os resíduos foram anteriormente submetidos não foi suficiente para apresentar diferença estatística entre eles.

**Tabela 60.** Concentração de potássio (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	2950Ba	3361ABa	3965ABa	4999Aa	11,44
	70% C.C	2483Aa	2669Ab	2574Ab	2985Ab	
Raiz	Saturado	992Ba	1016Ba	1086Ba	1753Aa	12,04
	70% C.C	1011Ba	1248Ba	1025Ba	1644Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de Tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Ao avaliar a acumulação de potássio (Tabela 61), verifica-se maior acúmulo ocorre na parte aérea, diferindo estatisticamente a dose 2 do resíduo em relação as demais doses e a testemunha nas plantas cultivadas nos substratos oriundos da condição de extrema redução. Nas plantas cultivadas nos substratos sob condição de oxidação, as duas maiores doses diferiram significativamente da testemunha. No entanto, na condição de oxidação a dose 2 do resíduo diferiu significativamente da menor dose e da testemunha. Os resultados demonstram que o maior percentual de acúmulo de potássio ocorreu na parte aérea, aproximadamente 92%, e menor acúmulo nas raízes, cerca de 8%, para a condição de prévia redução e na dose 2 do resíduo. Em relação ao total acumulado, verifica-se que a variação na acumulação de potássio foi de 5,74 – 43,42 mg. Na condição de prévia redução, e para a dose 2 do resíduo a acumulação de potássio foi cerca de 8 vezes o acumulado nas plantas controle de cevada.

Como observado para cálcio e magnésio, também foi verificado aumento expressivo e significativo do potássio total acumulado nas plantas de cevada nas condições de cultivo sucessivo a braquiária, demonstrando, novamente, que quando a condição crítica de salinidade, decorrente da aplicação do resíduo, é controlada (Tabela 49), poderá ocorrer um efeito positivo da aplicação do resíduo pelo fornecimento, principalmente, de bases trocáveis.

A variação na concentração de ferro nas plantas de cevada cultivadas em sucessão a braquiária e em substrato tratado com resíduo da perfuração de poço de petróleo sob duas condições prévias de umidade é apresentada na Tabela 62. Ao avaliar a concentração de ferro na parte aérea, observa-se que não houve efeito de dose. No entanto, entre as condições de umidade, verifica-se que nas maiores doses do resíduo proveniente da condição prévia de saturação, a concentração de ferro foi significativamente superior à condição de oxidação.

Contudo, ao avaliar a variação da absorção de ferro pelas raízes, verifica-se que as doses do resíduo oriundo da condição de redução diferiram significativamente da testemunha, enquanto que as plantas cultivadas no resíduo proveniente da condição de oxidação, a maior dose do resíduo diferiu da menor dose e testemunha. Além disso, ao comparar entre as condições de umidade, observa-se que apesar do substrato na condição prévia de redução retornar à condição de oxidação, o ferro, anteriormente solubilizado, permaneceu no substrato

na forma (Fe<sup>2+</sup>) e promoveu maior concentração quando comparado a condição de solo oxidado, em todos os tratamentos.

**Tabela 61.** Acúmulo de potássio (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	4,32Ca	31,21Ba	39,84Aa	25,14Ba	18,93
	70% C.C	4,58Ba	10,08ABb	16,40Ab	15,88Ab	
Raiz	Saturado	1,60Aa	2,92Aa	3,58Aa	3,47Aa	54,71
	70% C.C	1,16Ba	1,68Ba	5,45Aa	2,53ABa	
Total Planta	Saturado	5,92Ca	34,13ABa	43,42Aa	28,61Ba	22,73
	70% C.C	5,74Ba	11,76ABb	21,85Ab	18,41Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Os resultados mostram que a concentração de ferro nas raízes foi 17 vezes maior do que nas folhas, na maior dose do resíduo e na condição prévia de redução. Vários estudos tem relatado maior absorção de ferro nas raízes (Carvalho, 2013; Lima, 2013; Sampaio Junior, 2012 e Magalhães, 2011). Esses autores avaliando resíduos de perfuração submetidos a condição de oxirredução, verificaram que a absorção de ferro foi pelo menos 2 vezes superior aos encontrados neste estudo e nas plantas cultivadas em ambiente de extrema redução.

**Tabela 62.** Concentração de ferro (mg kg<sup>-1</sup>) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	77Aa	82Aa	88Aa	79Aa	22,24
	70% C.C	62Aa	61Aa	47Ab	38Ab	
Raiz	Saturado	550Ba	1330Aa	1471Aa	1415Aa	10,40
	70% C.C	188Cb	692Bb	869ABb	1081Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Em relação a acumulação de ferro, a Tabela 63 mostra a variação nos diferentes compartimentos das plantas de cevada cultivadas em substrato provenientes da condição de oxirredução. Observa-se na parte aérea uma acumulação de ferro nas doses 1 e 2 do resíduo proveniente da condição prévia de redução. Esse acúmulo foi superior ao encontrado na condição de oxidação, diferindo-o significativamente. O mesmo comportamento foi observado nas raízes. No entanto, ao comparar o acúmulo de ferro nas raízes em relação ao observado na parte aérea, verifica-se um maior acúmulo nas raízes.

De acordo com Dechen & Nachtigall (2006), a acumulação desse elemento nas raízes, possivelmente, ocorre devido a baixa mobilidade do ferro para a parte aérea das plantas serem metabolicamente controlada.

Diante disso, e dos resultados encontrados verifica-se que a translocação de ferro para as folhas foi de aproximadamente 16% nas plantas cultivadas nos substratos que foram submetidos anteriormente na condição de a redução e 6% para as cultivadas em solo oxidado e na maior dose do resíduo aplicado.

**Tabela 63.** Acúmulo de ferro (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condição de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	0,13Ca	0,76ABa	0,97Aa	0,41BCa	56,20
	70% C.C	0,11Aa	0,21Ab	0,26Ab	0,24Aa	
Raiz	Saturado	0,65Ba	3,75Aa	4,81Aa	2,79ABa	54,90
	70% C.C	0,21Ba	1,00ABb	2,08ABb	3,58Aa	
Total Planta	Saturado	0,78Ba	4,51Aa	5,78Aa	3,20ABa	53,69
	70% C.C	0,32Ba	1,21ABb	2,34ABb	3,82Aa	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 23,8 Mg.ha<sup>-1</sup>; Dose 3= 72,7 Mg.ha<sup>-1</sup>

Os teores de manganês nas plantas de cevada são apresentados na Tabela 64. Verifica-se na parte aérea que houve diferença significativa entre as doses submetidas as duas condições prévias de umidade. O incremento da dose do resíduo promoveu aumento significativo da concentração de manganês. Ressalta-se que as plantas de cevada cultivadas nos substratos provenientes da condição de prévia redução, apresentaram uma maior absorção de manganês, anteriormente, reduzido para a forma de Mn<sup>2+</sup>, em todos os tratamentos.

Em relação as raízes, observa-se que a maior dose do resíduo diferiu estatisticamente da menor dose e testemunha nas plantas cultivadas em ambiente anteriormente reduzido. Na condição de oxidação as doses apresentaram efeito significativo quando comparadas a testemunha. Por outro lado, ao comparar entre as condições de umidade, observa-se que as raízes de cevada concentraram mais manganês quando as plantas foram cultivadas na condição prévia de redução, diferindo estatisticamente em todos os tratamentos. Além disso, observa-se que a concentração de manganês nas raízes foi 1,5 vezes maior do que nas folhas. Os resultados encontrados neste trabalho contrariam aos observados por Carvalho (2013), que avaliando o desenvolvimento de cevada em resíduos de perfuração de petróleo, verificou que a concentração de manganês na parte aérea foi superior aos encontrados nas raízes.

Diante disso, verifica-se que a variação da concentração de manganês nas folhas ocorreu entre 159 - 2648 mg.kg<sup>-1</sup> e nas raízes foi de 200 - 3982 mg.kg<sup>-1</sup>. As maiores concentrações encontradas estão em desacordo às preconizadas por Dechen & Nachtigall (2006), que relataram uma faixa de variação de 5 - 1500 mg.kg<sup>-1</sup>, enquanto que, Furlani (2004), considera que valores de manganês acima de 700 mg.kg<sup>-1</sup> são considerados tóxicos.

Ao avaliar o total acumulado de manganês pelas plantas de cevada (Tabela 65), observa-se que a acumulação foi de 0,50 - 29,20 mg, sendo que nas folhas essa variação foi de 0,28 - 19,25 mg e nas raízes entre 0,22 - 9,95 mg. O total de manganês acumulado na condição prévia de redução e na dose 2 do resíduo foi cerca de 30 vezes ao acumulado nas plantas controle.

Em relação a parte aérea, observa-se que as plantas cultivadas nos resíduos anteriormente mantidos sob condição de redução apresentaram maior acumulação de manganês quando comparado aos de oxidação, diferindo-os significativamente em todos os

tratamentos. No entanto, não houve efeito de dose, com exceção da testemunha e os demais tratamentos nas plantas cultivadas no substrato anteriormente saturado.

**Tabela 64.** Concentração de manganês ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	296Ca	1554Ba	1873Ba	2648Aa	28,17
	70% C.C	159Ba	816ABb	908Ab	648ABb	
Raiz	Saturado	560Ca	2600Ba	3219ABa	3982Aa	22,23
	70% C.C	200Ba	1531Ab	1455Ab	1358Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

Entretanto, ao avaliar a acumulação de manganês nas raízes, observa-se maior acúmulo favorecido pela condição de redução que, possivelmente, anteriormente solubilizou o manganês e promoveu maior acúmulo nas doses 2 e 3 do resíduo com efeito significativo.

Diante dos resultados, observa-se que a parte aérea apresentou um maior acúmulo de manganês, de aproximadamente 2 vezes maior do que às raízes, nas maiores doses do resíduo e na condição prévia de redução. Também observou-se que o índice de translocação para a parte aérea foi superior a 65% nas plantas cultivadas no substrato anteriormente submetido à condição de extrema redução.

Os resultados apresentados, anteriormente, demonstram que a aplicação do resíduo no solo poderá favorecer o crescimento de plantas de cevada pelo aporte dos macronutrientes como: cálcio, magnésio e potássio e os micronutrientes: ferro e manganês, desde que os efeitos da salinidade, provocados pelo sódio presente no resíduo, sejam controlados.

**Tabela 65.** Acúmulo de manganês (mg) na parte aérea e raízes das plantas de cevada, nas diferentes doses do resíduo provenientes de duas condições de umidade em um Planossolo Háplico.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV (%)
Parte Aérea	Saturado	0,45Ba	14,32Aa	19,25Aa	13,30Aa	36,88
	70% C.C	0,28Ab	3,28Ab	5,19Ab	4,19Ab	
Raiz	Saturado	0,59Ba	7,38Aa	9,95Aa	7,78Aa	56,09
	70% C.C	0,22Aa	2,02Ab	2,87Ab	4,51Aa	
Total Planta	Saturado	1,04Ba	21,70Aa	29,20Aa	21,08Aa	39,88
	70% C.C	0,50Aa	5,30Ab	8,06Ab	8,70Ab	

Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas) não diferem significativamente pelo teste de tukey à nível de 5%. Testemunha s/aplicação do resíduo; Dose 1= 9  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 2= 23,8  $\text{Mg.ha}^{-1}$ ; Dose 3= 72,7  $\text{Mg.ha}^{-1}$

## 6.6 CONCLUSÕES

- O cultivo prévio com *Brachiaria humidicola* reduziu a condutividade elétrica do substrato, favorecendo o crescimento das plantas de cevada;
- A aplicação do resíduo determinou ganho de biomassa nas plantas de cevada quando comparadas as plantas controle;
- A aplicação do resíduo favoreceu o acúmulo dos macronutrientes cálcio, magnésio e potássio e dos micronutrientes ferro e manganês nas plantas de cevada;
- As plantas de cevada nos substratos que receberam o resíduo acumularam mais sódio, potássio e bário quando provenientes da condição de prévia redução e de cálcio e magnésio na condição prévia de oxidação.

## 7 CONCLUSÕES GERAIS

- O sódio é o elemento presente nos resíduos que se demonstrou como fator mais limitante quando aplicado ao solo, no entanto, o procedimento de lavagem do resíduo promoveu redução do sódio solubilizado;
- O uso de resíduos de perfuração no solo promoveu aumento de pH, principalmente na condição de extrema redução.
- A condição de extrema redução aumentou a disponibilidade de micronutrientes, como ferro e manganês;
- O resíduo de perfuração de poços de petróleo se realizado um tratamento prévio e controlado sua condutividade elétrica, pode ser utilizado como fonte de bases trocáveis no desenvolvimento de plantas;
- A melhor estratégia de manejo se define com a utilização da lavagem do cascalho para retirar os excessos de sais e sucedidos com plantio de espécies mais tolerantes a condutividade elétrica elevada.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10005: Lixiviação de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 16 p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10006: Solubilidade de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 3p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-10004: Classificação de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 71p.
- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. *Tópicos em Ciência do Solo*, Viçosa, v.1, p.299-351, 2000.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY - ATSDR. 2010. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/cercla>>. Acesso em maio de 2012.
- ALAM, M.G.M.; TOKUMAGA, S.; STAGNITTI, F. Removal of arsenic from contaminated soils using different salt extractants. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. v.42, n.4, p.447-451, 2007.
- ALKORTA, I.; GARBISU, C. Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Biores. Technol.*, v. 79, p. 273-276, 2001.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B ; BARRA, C.M.; LÃ, R.O. Química dos metais pesados no solo. In: Vander de Freitas Melo, Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni (Editores). *Química e Mineralogia do Solo – Viçosa, MG: SBCS, 2009. p. 249-312.*
- AMIRJANI, M.R. Effect of salinity stress on growth, sugar content, pigments and enzyme activity of rice. *International Journal of Botany*, v. 7, n. 1, p. 73-81, 2011.
- ANDRADE JÚNIOR, A.S.; SILVA, E.F.F.; BASTOS, E.A.; MELO, F.B; LEAL, C.M. Uso e qualidade da água subterrânea para irrigação no Semi-Árido piauiense. *Revista Brasileira de Eng. Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.10, n.4, p.873-880, 2006.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. *Estudos FAO: Irrigação e drenagem*, 29. 174 p. Campina Grande: UFPB, 1999.
- BAUDER, T.A., BARBARICK, K.A., IPPOLITO, J.A., SHANAHAN, J.F., AYERS, P.D. Soil properties affecting wheat yields following drilling-fluid application. *Journal of Environmental Quality*. 34, 1687–1696, 2005.
- BEHLING, M. Avaliação do potencial agrícola e dos impactos provocados pela aplicação de resíduos industriais num Planossolo. 2005. 163p. Dissertação (Mestrado em Agronomia-Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- BELL, D.F., DONNELLY, L.J. *Mining and its impact on the environment*. Taylor & Francis, Abingdon, Oxon, UK. 2006
- BHANDARI, A., SURAMPALLI, R.Y., CHAMPAGNE, P., ONG, S.K., TYAGI, R.D., LO, I.M.C. *Remediation Technologies for Soils and Groundwater*. ASCE, Reston, Virginia. 2007.
- BHARDWAJ, A.K.; MANDAL, U.K.; BAR-TAI, A.; GILBOA, A.; LEVY, G.J. Replacing saline-sodic irrigation water with treated wastewater: effects on saturated hydraulic conductivity, slaking, and swelling. *Irrig. Sci.* 26:139–146, 2008.

BLANKENAU, K. In: Simpósio sobre informações recentes para otimização da produção agrícola. IPNI. Informações Agronômicas, número 117. Piracicaba, SP. 2007.

BUSINELLI, D., MASSACCESI, L., SAID-PULLICINO, D., GIGLIOTTI, G. Long-term distribution, mobility and plant availability of compost-derived heavy metals in a landfill covering soil. *Sci. Tot. Environ.* v.407, p.1426-1435. 2009.

CABRAL, F.; RIBEIRO, H.M.; HILÁRIO, L.; MACHADO, L.; VASCONCELOS, E. Use of pulp mill inorganic wastes as alternative liming materials. *Bioresource Technology* v. 99, p. 8294–8298, 2008.

CAENN, R., DARLEY, H.C.H., GRAY, G.R. *Composition and Properties of Drilling and Completion Fluids*. 6 th ed. Elsevier: Oxford, 2011, 701 p.

CAMARGO, F.A.O.; SANTOS, G.A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 171-180, 1999.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P; RAIJ, B. van; ABREU, C.A. *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p.89-124.

CARVALHO, M. M. Efeito da aplicação de cascalho de perfuração de poço de petróleo no desenvolvimento de cevada (*Hordeum vulgare* L.). 65f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

CARVALHO, L.B., BIANCO, S., PITELLI, R.A., BIANCO, M.S. Estudo comparativo do acúmulo de massa seca e macronutrientes por plantas de milho var. Br-106 e brachiaria plantagine. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 25, n. 2, p. 293-301, 2007.

CASTALDI, P.; SANTONA, L.; MELIS, P. Heavy metal immobilization y chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere* n.60. p. 365-371. 2005.

CHAUDHRY, F. M.; WALLACE, A.; MUELLER, R. T. Barium Toxicity in Plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* v. 8, p. 795-797. 1977.

CHEN, T.; KUNG U, N. C.; LIN, S. An Innovative Utilization of Drilling Wastes as Building Materials. SPE Publication 106913. SPE E&P Environmental and Safety Conference held in Galvesion, Texas. U.S.A., 5-7 March, 2007.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M.E.; OLIVEIRA, F.C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. I - Disponibilidade de nitrogênio no solo e componentes de produção. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32 p. 643-652, 2008a.

CONCAS, A.; PATERI, C.; CINCONTI, A.; CAO, G. Metal contamination from abandoned mining sites: experimental investigation on possible remediation techniques, *Land Contamination and Reclamation*, v. 12, n. 01, p. 9-20, 2004.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE-CONAMA. Resolução CONAMA Nº 7. “Adota definições e proíbe a importação de resíduos perigosos – Classe 1 – em todo o território nacional, sob qualquer forma e para qualquer fim, inclusive reciclagem”. Publicação DOU nº 106, de 07/06/1994, p. 8190-8191.

CRECELIUS, E.J.; TREFRY, J.; MCKINLEY, B.; LASORSA, D.; TROCINE, R. Study of barite solubility and the release of trace components to the marine environment. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA.



OC5 Study MMS 2007-061. 2007. 176 p.

DAVIDSON, C.M.; GIBSON, M.D.; HAMILTON, E.; MacGILLIVRAY, B.H.; REGLINSKI, J.; REZABAL, E. The long-term environmental behavior of strontium and barium released from former mine workings in the granites of the Sunart region of Scotland, UK. *Chemosphere*, v. 58, p. 793-798. 2005.

DECHEN, A.R.; NACHTIGALL, G.R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. Nutrição mineral de plantas. Viçosa: SBCS, 2006. p.327-354.

DEMUELENAERE, R. G. A., 2004. Caracterização de Propriedades de Transporte de Metais Pesados em Solos Residuais do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil, 120 p.

DERMONT, G.; BERGERON, M.; RICHER-LAFLÈCHE, M.; MERCIER, G.; BOUSSICAULT, B. “Metal Contaminated Soils: Remediation Practices and Treatment Technologies, Practice Periodical Of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management”, ASCE July 2008.

DIAS, N. S.; BLANCO, F. F. Efeitos dos sais no solo e na planta. Manejo da Salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados. Ed. Hans Raj Gheyi, Nildo da Silva Dias, Claudivan Feitosa Lacerda. p. 127-140. Fortaleza, INCT Sal, 2010.

DYBOWSKA, A.; FARAGO, M.; VALSANI-JONES, E.; THORNTON, I. Remediation strategies for historical mining and smelting sites. *Science Progress* 89, 71–138. 2006

EKPO, M.A & UZEGBU, M.L. 2004. The effect of the petroleum drilling mud additive (chromelignosulphonate) on the microbiology and survival of periwinkle (*Pachymelania* spp. and *Tympanotonus* sp.). *World Journal of Microbiology & Biotechnology* . 20, 559–562.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de análises químicas de solo, plantas e fertilizantes – editor técnico Fábio Cesar da Silva. - 2ª ed. rev. ampl. – Brasília/DF, 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. A Citizen’s guide to soil washing <http://www.epa.gov/tio/download/citizens/soilwashing.pdf>. 2001. Acesso em março de 2012.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA, 1996. Managing environmental problems at inactive and abandoned metal mine sites. E.P.A./ 625/R-95/007.

FAYIGA, A.O.; MA, L.Q. Using phosphate rock to immobilize metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Science of The Total Environment*, v.359, n.1 3, p.17-25. 2006.

FASSBENDER, H. W.; BORNEMISZA, E. Química dos suelos com ênfasis em suelos de América Latina, 2. ed., San José: IICA, 1987. 420p.

FIORILLO, C.A.P. Recursos hídricos. In: Curso de Direito Ambiental Brasileiro. 2ª ed. Ed. Saraiva. p.100-104. 2001.

FORMOSINHO, S.J.; PIO, C.A.; BARROS J.H.; CAVALHEIRO, J. R. Parecer relativo ao tratamento de resíduos industriais Perigosos. Comissão Científica Independente de Controle e Fiscalização Ambiental da Co-Incineração. Aveiro, Maio de 2000. 319 p.

FREITAS, F.C. Caracterização química de cascalhos de perfuração de poços de petróleo e seus efeitos em plantas e nas bases trocáveis do solo. 135f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

FRTR 2008 – “Federal Remediation Technologies Roundtable”, disponível no site: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-24.html>, [acesso em 14 julho 2012].

FURLANI, A.M.C. Nutrição mineral. In: KERBAUY, G. B. Fisiologia vegetal. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 2004. p. 40-75.

GARBISU, C.; HERNÁNDEZ-ALLICA, J.; BARRUTIA, O.; ALKORTA, I.; BECERRIL, J.M. Phytoremediation: A technology using green plants to remove contaminants from polluted areas. Review in Environmental Health, v. 17, n. 03, p. 173-188, 2002.

GARCIA, R.L.P.; VAQUEIRO, R.L.C. Viabilidade da aplicação das tecnologias landtreatment, dilution burial e roadspreading para disposição/remediação de cascalho de perfuração na UN-BA. Rio de Janeiro: Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo A. Miguez de Mello. Comunicação técnica CT BIO 88/2001.

GRIFFITH, J.J., DIAS, L.E.; JUCKSCH, I. Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil. In: Simpósio Sul Americano de Recuperação de áreas degradadas, 1.; Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas degradadas, 2., 1994, Foz do Iguaçu. Anais...Curitiba: FUPEF, 1994.p.31-43

HENRY, G.A.F.; GRIME, J.P. Methods in Comparative in Plant Ecology. A Laboratory Manual. Chapman & Hall, 1ª ed. London. 1993. 272 p.

HUTCHINSON, S.L., BANKS, M.K., and SCHWAB, A.P. Phytoremediation of aged petroleum sludge: effect of inorganic fertilizer. J. Environ. Qual. 30, p. 395–403, 2001.

IPPOLITO, A.J.; BARBARICK, A.K. Biosolids affect soil barium in a Dryland Wheat Agroecosystem . Journal of Environmental Quality, v. 35, p. 2333-2341. 2006.

IRVINE, S.A.; REID, D.J. Field prediction of sodicity in dryland agriculture in Central Queensland, Australia. Australian Journal of Soil Research, v.39, n.6, p.1349-1357, 2001.

ISO 11466 International Standard: Soil quality– Extraction of trace elements soluble in aqua regia, 1995. 24 p.

JIANG, L.Y.; YANG, X.E.; HE, Z.L. Growth response and phytoextraction of copper at different levels in soils by *Elsholtzia splendens*. Chemosphere, v.55, p.1179-1187, 2004.

JULIATTI, M.A.; PRADO, R.M.; BARRIQUELO, M.F.; LENZI, E. Cádmio em latossolo vermelho cultivado com milho em colunas: mobilidade e biodisponibilidade. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 26, n. 04, p. 1075-1081, 2002.

KAMNEV, A.A. Phytoremediation of heavy metals: an overview. Biotechnology, v. 08, n. 06, p. 269-317, 2003.

KORNDÖRFER, G.H. Elementos benéficos. In: FERNANDES, M. S. Nutrição mineral de plantas. Viçosa: SBCS, 2006. p.355-374..

LEIST, M.; CASEY, R.J.; CARIDI, D. The management of arsenic wastes: problems and prospects. Journal of Hazardous Materials, v.76, p.125-138, 2000.

LEVY, G.J.; GOLDSTEIN, D.; MAMEDOV, A.I. Saturated hydraulic conductivity of semi-arid soils: combined effects of salinity, sodicity and rate of wetting. Soil Sci Soc Am J 69:653–662, 2005.

LIMA, L.S. Influência do tratamento de lavagem de resíduos de perfuração de poços de petróleo no desenvolvimento de plantas de arroz (*Oryza sativa*). 110f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

- LIMA, E.S.A., AMARAL SOBRINHO, N.M.B., MAGALHÃES, M.O.L., GUEDES, J.N., ZONTA, E. Absorção de bário por plantas de arroz (*Oryza sativa* L.) e mobilidade em solo tratado com baritina sob diferentes condições de potencial redox. *Quim. Nova*. 35, 1746-1751. 2012.
- LIMA, Heitor R. P. Fundamentos de Perfuração. Apostila do curso de formação de engenheiros de petróleo da Petrobras, Centro de Desenvolvimento de Recursos Humanos Norte-Nordeste, Salvador: 2001, cap. I, II e 9, p. 1-14 e 159-166.
- MACHADO, H. M. Efeitos da Aplicação de Resíduos da Perfuração e Recuperação de Flúidos de Poços de Petróleo no Solo, no Desenvolvimento de Plantas de Arroz e no Comportamento de *Eisenia andrei*. 111f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.
- MCCARTHY, E.D.; DUNK W.A.E.; BOODHOO, K.V.K. Application of an intensified narrow channel reactor to the aqueous phase precipitation of barium sulphate, *J. Colloid Interf. Sci.* v. 305, p. 72–87. 2007.
- MADRUGA, E.F. Efeito da aplicação de resíduo vegetal e nitrato sobre a redução do solo. 1999. 47f. Dissertação (Mestrado em Solos) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal Pelotas, Pelotas, RS.
- MAGALHÃES, M.O.L. Dinâmica do bário em solos contaminados por resíduos oriundos da perfuração de poços de petróleo. 161f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.
- MAGALHÃES, M.O.L.; AMARAL SOBRINHO, N.M.; MAZUR, N. Uso de resíduos industriais na remediação de solo contaminado com cádmio e zinco. *Ciência Florestal*, v. 21, p. 253-261. 2011a.
- MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E.; LIMA, L. S.; PAIVA, F. S. D. Mobilidade de Bário em Solo Tratado com Sulfato de Bário Sob Condição de Oxidação e Redução. *Química Nova*, v. 34, p. 1544-1549. 2011.
- MAGALHÃES, M.O.L., AMARAL SOBRINHO, N.M.B., ZONTA, E. CARVALHO, M.M., TÓLON-BECERRA, A. Effect of variations in the redox potential of Gleysol on barium mobility and absorption in rice plants. *Chemosphere*. 89, 121–127. 2012
- MAGALHÃES, M.O.L.; PEREIRA, A.C.C.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; BECERRA, A.T.; MAZUR, N.; LASTRA, X. Use of in the phytostabilization of substrates from excavations of the ore courtyard at the port of Itaguai, Brazil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* , v. 22, p. 376-389, 2013.
- MAGALHÃES, M.O.L.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; ZONTA, E.; TÓLON-BECERRA, A.; BRAVO, X.B.L; COUTINHO, I.B. Reducing conditions on barium absorption in rice plants cultured in BaSO<sub>4</sub> – enriched soil. *Acta Scientiarum*, v. 36, n.1, p. 119-127. Maringá, 2014.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações: Piracicaba. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.
- MEURER, E.J. Fundamentos de Química do Solo. (4. ed.). Porto Alegre: EVANGRAF, v. 1. 264 p. 2010.

- MILLER, R.W. & PESARAN, P. 1980. Effects of drilling fluids on soils and plants: Complete drilling fluid mixtures. *J. Environ. Qual.* 9, 552–556.
- MOUTIER, M.; SHAINBERG, I.; LEVY, G. J. Hydraulic gradient and wetting rate effects on the hydraulic conductivity of two calcium vertisols. *Soil Sci Soc Am J* 64:1211–1219, 2000.
- MOUSATSOS, A., GREGOU, M., MATSAS, D., PROTONOTARIOS, V. Washing as a remediation technology applicable in soils heavily polluted by mining-metallurgical activities. *Chemosphere* 63, 1632–1640. 2006
- NASCIMENTO, C.W.A.; XING, B. Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola*, v.63, p.299-311, 2006.
- NAUMOFF, A.F.; PERES, C.S. Reciclagem de matéria orgânica. In: D'ALMEIDA, M.L. O.; VILHENA, A. *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000, 370 p.
- ODU, C.T.I. & CHUKWURAH, C. Preliminary investigation into the effects of drilling mud additives chrome lignosulphonate (Spersene) and chrome-lignite (XP-20) on symbiotic nitrogen fixation. Department of Agronomy, 1983. pp. 255–257.
- OLIVEIRA, P.P.A.; MARCHESIN, W.; LUZ, P.H.C.; HERLING, V.R. Guia de identificação de deficiências nutricionais em *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. Comunicado Técnico, ISSN 1981-206X, São Carlos, SP. 2007.
- OLIVEIRA, D.Q.L de.; CARVALHO, K.T.G.; BASTOS, A.R.R.; ALVES de OLIVEIRA, L.C.; MELO MARQUES, J.G.S.; NASCIMENTO, R.S.M.P. Utilização de resíduos da indústria de couro como fonte nitrogenada para o capim-elefante. *Rev. Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 417-424, 2008.
- PAIS, I. & JONES JR., J.B. *The handbook of trace elements*. Boca Raton: St. Lucie Press, 1998. 223p.
- PASTOR, J.; HERNÁNDEZ A. J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. *Journal of Environmental Management*, v. 95, p. S42 - S49, 2012.
- PEREIRA, A. C. C.; RODRIGUES, A.C.D.; SANTOS, F.S.; GUEDES, J.N.; AMARAL SOBRINHO, N.M. B. Concentração de metais pesados em espécies arbóreas utilizadas para revegetação de área contaminada. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 4, p. 641-647. 2012.
- PHILLIPS, E.J.P; LANDA, E.R; KRAEMER, T; ZIELINSKI, R. Sulfate-reducing bacteria release barium and radium from naturally occurring radioactive material in oil-field barite. *Geomicrobiol. J.* v. 18, p. 167-182. 2001
- PICHEL, J.; KUROIWA, K.; SAWYERR, H.T. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environmental Pollution*, v. 110, p. 171-178. 2000.
- PILON-SMITS, E. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, Palo Alto, v.56, p.15-39, 2005.
- PIRES, A.M.M.; MATTIAZZO, M.E. Avaliação da Viabilidade do Uso de Resíduos na Agricultura, Circular Técnica 19. EMBRAPA, Jaguariúna-SP. 2008.
- PIVETZ, B. E. “Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites.” *Ground Water Issue*, EPA/540/S-01/500, USEPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. 2001.
- POZEBON, D.; LIMA, E.C.; MAIA, S.M.; FACHEL, J.M.G. Heavy metals contribution of

- non-aqueous fluids used in offshore oil drilling. *Fuel*, v. 84, p. 53-61. 2005.
- PRADO, R.M. & NATALE, W. Development and nutritional status of passion fruit cuttings in response to application of textile sludge. *Pesq. agropec. bras*, v. 40, n. 6, p. 621-626. 2005.
- PUGA, A.P.; PRADO, R.M.; MELO, D.M.; GUIDO, I.M.; ORTEGA, K.; CARDOSO, S.S.; ALMEIDA, T.B. Efeitos da aplicação de manganês no crescimento, na nutrição e na produção de matéria seca de plantas de *Brachiaria brizantha* (cv. MG4) em condições de casa de vegetação. *Revista Ceres*, Viçosa, MG, v.58, n.6, p.811-816, 2011.
- QUIRK, J.P.; SCHOFIELD, R.K. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J Soil Sci* 6:163–178, 1995.
- RAIJ, B. VAN.; GHEYLI, H.R.; BATAGLIA, O.C. Determinação da condutividade elétrica e de cátions solúveis em extratos aquosos. In: Raji, B. van; Andrade, J. C.; Cantarella, H.; Quaggio, J. A. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agrônomo, p. 277-285, 2001.
- REICHENAUER, T.G. and GERMIDA, J.J. Phytoremediation of organic contaminants in soil and groundwater. *ChemSusChem* 1, p. 708–717, 2008.
- RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Sodicity and soil structure. *Australian Journal of Agriculture Research*, v. 29, p. 935-952, 1991.
- RHOADES, J.D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A.M. Uso de águas salinas para produção agrícola. *Campina Grande: UFPB*. 117 p. *Estudos FAO Irrigação e Drenagem*, 48. 2000
- RIBEIRO, M. R.; BARROS, M. F. C.; FREIRE, M. B. G. S. Química dos solos salinos e sódicos. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). *Química e mineralogia do solo. Parte II – Aplicações*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 449-484. 2009.
- RIBEIRO-FILHO, M.R.; SIQUEIRA, J.O.; CURTI, N.; SIMÃO, J.B.P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.25, n.2, p. 495-507, jun. 2001.
- SAMPAIO JÚNIOR, J. Efeitos da Aplicação de Resíduo de Perfuração de Poços de Petróleo no Desenvolvimento de Plantas e no Risco de Lixiviação de Metais. 71f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.
- SANTOS, R. V. Correção de um solo salino-sódico e absorção de nutrientes pelo feijoeiro *Vigna* (*Vigna unguiculata* L. Walp). 1995. (Tese de Doutorado) - ESALQ, Piracicaba/SP.
- SANTOS, F.S. Remediação da contaminação com metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos da produção de zinco. 2005. 111p. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo). Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.
- SANTOS, F.S.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, M. Mecanismos de tolerância de plantas a metais pesados. In: FERNANDES, M.S. *Nutrição mineral de plantas*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. C. XVI, p.420-432.
- SANTOS, F.S.; MAGALHÃES, M.O.L.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. *Scientia Agricola*. v.64, n.5, p.506-512, 2007.
- SANTOS, G.C.G.; RODELLA, A.A.; ABREU, C.A.; COSCIONE, A.R. Vegetable species

for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. *Scientia Agricola*, v.67, p.713-719, 2010.

SCHALCH, V. Atividades envolvidas no gerenciamento de resíduos sólidos. In: TAUK TORNISIELO, S. M. (Org.). *Análise ambiental: estratégias e ações*. Rio Claro: CEA/Unesp. p.231-37. 1995.

SHAINBERG, I.; LEVY, G.J.; GOLDSTEIN, D.; MAMEDOV, A.I.; LETEY, J. Prewetting rate and sodicity effect on the hydraulic conductivity of the soils. *Aust J Soil Res* 39:1279–1291, 2001.

SILVA, L.S.; SOUSA, R.O.; POCOJESKI, E. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. In: SANTOS, G, A.; SILVA, L.; CANELAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O.; (Eds) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Ed. metrópole, 2008. p. 526 – 543.

SILVA, S.; SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F. Fungos micorrízicos no crescimento e na extração de metais pesados pela braquiária em solo contaminado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, p.1749-1757, 2006.

SIMONETE, M.A.; KIELHL, J.C.; ANDRADE, C.A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:1187-1195, 2003.

SNYDER, G.T.; DICKENS, G.R.; CASTELLINI D.G. Labile barite contents and dissolved barium concentrations on Blake Ridge: New perspectives on barium cycling above gas hydrate systems. *Journal of Geochemical Exploration*. v, 95, p. 48-65. 2007.

SOUZA, P.J.B de. & LIMA, V.L. de. Avaliação das Técnicas de Disposição de Rejeitos da Perfuração Terrestre de Poços de Petróleo. Universidade Federal da Bahia Escola Politécnica Departamento de Hidráulica e Saneamento. Salvador, BA. 2002.

SPOSITO, G. *The Chemistry of Soils*. 2ª ed. New York, 2008, 330 p.

SUSARLA, S.; MEDINA, V.F. & McCUTCHEON, S.C. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Eng.*, 18:647-658, 2002.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. 188p. 1995.

TIAN-YEN, Y. Soil and plants. In: TIAN-YEN, Y. *Physical chemistry of paddy soils*. Berlin, 1985, p. 197-214.

ULRICH, G.A; BREIT, G.N; COZZARELLI, I.M; SUFLITA, J.M. Sources of sulfate supporting anaerobic metabolism in a contaminated aquifer. *Environ. Sci. Technol.* v.37, p. 1093-1099, 2003.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs)*. Office of Solid Waste and Emergency Response. p. 7- 63, 2005.

USEPA - Environmental Protection Agency. SW-846 – Test methods for evaluating solid wastes – USEPA 8015B, non-halogenated organic using GC/FID; SW-846 – Test methods for evaluating solid wastes – USEPA 8270, Semivolatile organic compounds by gas chromatography/Mass spectroscopy. On-line. Acesso em outubro 2011.

USEPA. Method 6010 – Inductively coupled plasma – Atomic emission spectrometry, Feb.

2007, rev.03, 72 p. Available at <[www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/6010c.pdf](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/6010c.pdf)> acesso em Fevereiro, 2013.

USEPA. Method 7000 – Flame Atomic Absorption Spectrometry, Feb. 2007, rev.02, 72 p. Available at <[www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/7000b.pdf](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/7000b.pdf)> acesso em Fevereiro, 2013.

VAQUEIRO, R.L.C., ARARUNA Jr. J.T. e PIRES, P.J.M. The Use of Drilling Cuttings as Building Materials in Baiano, Brazil. SPE Publication 98550. SPE International Conference on Health, Safety, and environment in Oil and Gas Exploration and Production held in Abu Dhabi, U.A.E, 2-4 April 2006.

VEPRASKAS, M.J. & FAULKNER, S.P. Redox chemistry of hydric soils. In: RICHARDSON, J.L. & VEPRASKAS, M.J. Wetland soils: Genesis, hydrology, landscapes, and classification. Boca Raton, CRC Press, p.85-105. 2001.

VITTI, G.C.; LIMA, E.; CICARONE, F. Cálcio, magnésio e enxofre. In: FERNANDES, M. S. Nutrição mineral de plantas. Viçosa: SBCS, 2006. p.299-325.

VOGELMANN, E. S.; REICHERT, J. M.; PREVEDELLO, J.; AWE, G. O. Hydro-physical processes and soil properties correlated with origin of soil hydrophobicity. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.43, n.9, p. 1582-1589. 2013.

WANG, Y.; ZHANG, L.; YAO, J.; HUANG, Y.; YAN, M. Accumulation and Resistance to Copper of Two Biotypes of *Cynodon dactylon*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.82, p.454-459, 2009.

WEIS, J.S.; WEIS, P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, Oxford, v.30, n.5, p.685-700, 2004.

XIA, Y.; SHIEN; G. Comparative Studies of Copper Tolerance and Uptake by Three Plant Species of the Genus *Elsholtzia*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.79, p.53-57, 2007.

ZONTA, E.; LIMA, E.; BALIEIRO, F.; CEDDIA, M.B.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; FREITAS, F.C.; VILLELA, A.L.O. Avaliação de sítios de disposição, no solo, de Resíduos da Exploração & Produção, Relatório Parcial. PETROBRAS-PDP/TEP nº 005, 2005.

ZONTA, E.; LIMA, E.; BALIEIRO, F.; CEDDIA, M.B.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; FREITAS, F.C.; VILLELA, A.L.O. Reavaliação para devolução das áreas de locação dos poços 1-RM-1-PR E 1-CS-1-PR, Relatório Parcial. PETROBRAS – E&P – EXP / SMS Nº 001, 2007.

## 9 ANEXOS

**Anexo 1.** Resultado de análise NBR 10005, nas amostras compostas de cascalho de perfuração. Secador (Sec.), centrífuga 1(C1) e centrífuga 2 (C2).

Lixiviado	Unid	VMP	3°Sec	3°C1	4°Sec	4°C1	5°Sec	7°C1	2°C2	
<b>Inorgânico</b>										
Arsênio	mg L <sup>-1</sup>	1,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Bário		70,0	1,41	1,6	1,3	1,0	1,315	1,914	1,587	
Cádmio		0,5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Chumbo		1,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Cromo		5,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Fluoreto		150,0	0,09	0,68	0,12	0,50	N.D.	0,52	0,86	
Mercúrio		0,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Prata		5,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Selênio		1,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
<b>Pesticidas</b>										
Aldrin	mg L <sup>-1</sup>	0,003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Diieldrin		0,003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Clordano (isômeros)		0,02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
DDT		0,2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
DDE		0,2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2,4-D		3,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Heptacloro		0,003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Metoxicloro		2,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Pentaclorofenol		0,9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Toxafeno		0,5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2,4,5-T		0,2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2,4,5-TP		1,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
<b>Outros Orgânicos</b>										
Benzeno		mg L <sup>-1</sup>	0,5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Clorobenzeno	100		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Clorofórmio	6,0		0,033	0,007	0,010	0,015	0,007	0,005	0,008	
Cresol total	200,0		0,004	0,003	0,005	0,007	0,005	0,008	0,024	
o-cresol	200,0		0,002	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,005	
m-cresol	200,0		0,002	0,001	0,002	0,004	0,002	0,005	0,012	
p-cresol	200,0		0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,006	
1,4-diclorobenzeno	7,5		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
1,2-dicloroetano	1,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
1,1-dicloroetileno	3,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Hexaclorobutadieno	0,5		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Hexacloroetano	3,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Metiletilcetona	200,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Nitrobenzeno	2,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Piridina	5,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Tetracloroeto de carbono	0,2		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Tetracloroetileno	4,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Tricloroetileno	7,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2,4,5-triclorofenol	400,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
2,4,6-triclorofenol	20,0		N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	

VMP: valor máximo permitido; ND: não detectado



**Anexo 2.** Resultado de análise NBR 10006, nas amostras compostas de cascalho de perfuração. Secador (Sec.), centrífuga 1(C1) e centrífuga 2 (C2).

Solubilizado	Unid	VMP	3°Sec	3°C1	4°Sec	4°C1	5°Sec	7°C1	2°C2
<b>Inorgânico</b>									
Arsênio		0,010	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Alumínio		0,20	<b>1,087</b>	<b>2,205</b>	<b>0,317</b>	<b>1,606</b>	<b>1,279</b>	<b>0,410</b>	<b>0,318</b>
Bário		0,7	0,482	0,453	0,452	0,222	0,256	0,124	0,259
Cádmio		0,005	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo		0,01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cianeto		0,07	0,018	0,017	0,019	0,011	0,050	0,014	N.D.
Cloreto		250,0	<b>5330,53</b>	<b>4795,61</b>	<b>2134,91</b>	<b>1316,29</b>	<b>1589,87</b>	119,07	77,46
Cobre		2,0	0,183	0,054	0,157	0,042	0,112	0,007	N.D.
Cromo total		0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Ferro	mg L <sup>-1</sup>	0,3	<b>0,323</b>	N.D.	N.D.	N.D.	<b>1,001</b>	N.D.	N.D.
Fluoreto		1,5	<b>4,945</b>	<b>4,336</b>	<b>2,054</b>	<b>1,750</b>	<b>2,054</b>	0,027	N.D.
Manganês		0,1	0,012	N.D.	N.D.	N.D.	0,027	N.D.	N.D.
Mercúrio		0,001	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Nitrato		10,0	4,52	1,51	3,01	3,51	17,07	N.D.	N.D.
Prata		0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Selênio		0,01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Sódio		200,0	<b>5212,05</b>	<b>5175,27</b>	<b>2282,7</b>	<b>1322,92</b>	<b>1697,79</b>	72,74	43,98
Sulfato		250,0	93,69	22,74	58,01	15,86	85,34	1,89	1,60
Surfactantes		0,5	N.D.	N.D.	<b>1,921</b>	N.D.	0,099	N.D.	N.D.
Zinco		5,0	0,021	0,018	0,020	0,018	0,019	0,013	0,021
<b>Orgânicos</b>									
Aldrin		0,00003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Dieldrin		0,00003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Clordano (isômeros)		0,0002	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DDT		0,002	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DDD		--	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DDE		--	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2,4-D		0,03	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Endrin	mg L <sup>-1</sup>	0,0006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Heptacloro		0,00003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Heptacloro epóxido		0,00003	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Lindano		0,002	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Fenóis totais		0,01	<b>0,0131</b>	<b>0,0500</b>	<b>0,0360</b>	<b>0,0374</b>	<b>0,0180</b>	0,0010	0,0004
Metoxicloro		0,02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pentaclorofenol		0,005	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Toxafeno		0,002	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2,4,5-T		0,030	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2,4,5-TP		0,001	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

VMP: valor máximo permitido; ND: não detectado.