



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMIÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

**CULTIVO DA MAMONA UTILIZANDO PERCOLADO DE ATERRO
SANITÁRIO COMO FONTE HÍDRICA E NUTRICIONAL**

Jerônimo Andrade Filho

**MOSSORÓ – RN
ABRIL DE 2016**

JERÔNIMO ANDRADE FILHO

**CULTIVO DA MAMONA UTILIZANDO PERCOLADO DE ATERRO
SANITÁRIO COMO FONTE HÍDRICA E NUTRICIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semiárido, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e Água”.

Orientador: Prof. Dr Nildo da Silva Dias

**Co-orientador: Prof. Dr Rafael Oliveira
Batista**

MOSSORÓ – RN

ABRIL DE 2016

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semiárido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

A553c Andrade Filho, Jerônimo.

Cultivo da mamona utilizando percolado de aterro sanitário como fonte hídrica e nutricional/ Jerônimo Andrade Filho. - 2016.
112 f.: il.

Orientador: Nildo da Silva Dias. Coorientador: Rafael Oliveira Batista.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semiárido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2016.

I. Resíduo Líquido. 2. Reuso. 3. Sustentabilidade. 4. Biodiesel. I. Silva Dias, Nildo da, orient. II. Oliveira Batista, Rafael, co-orient. III. Título.

JERÔNIMO ANDRADE FILHO

**CULTIVO DA MAMONA UTILIZANDO PERCOLADO DE ATERRO
SANITÁRIO COMO FONTE HÍDRICA E NUTRICIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semiárido, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e Água”.

APROVADA EM: 14/04/2016

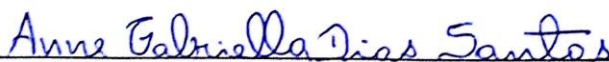
BANCA EXAMINADORA



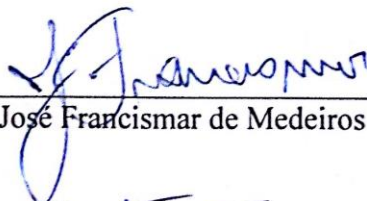
Prof Dr Nildo da Silva Dias – Presidente



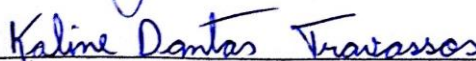
Prof Dr Vinícius Patrício da Silva Caldeira – Membro externo à instituição



Profª Drª Anne Gabriella Dias Santos – Membro externo à instituição



Prof Dr José Francismar de Medeiros – Membro



Prof Drª Kaline Dantas Travassos – Membro

Aos meus pais, Jerônimo Andrade e Hélia Rodrigues, que com seu carinho e orientações contribuíram de forma decisiva para esta vitória e que agora podem realizar o sonho de ter um filho doutor.

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus pela concessão da realização deste trabalho através de bênçãos diárias de saúde, força e esperança.

A minha querida família pelo amor dedicado, sempre dispostos a incentivar e apoiar nos momentos de dificuldades.

A minha esposa e companheira Elisa Maia Dias por toda compreensão e carinho com os quais este trabalho não seria possível.

A UFERSA e ao programa de pós-graduação em Manejo de Solo e Água pela oportunidade de ampliar meus conhecimentos e com isso crescer profissionalmente.

Ao IFRN pela liberação concedida, o que demonstra valorização e incentivo sistemático desta instituição na capacitação dos seus docentes e técnicos administrativos.

Aos docentes do programa de pós-graduação em Manejo de Solo e Água pelos conhecimentos construídos e dedicação aplicada.

Ao professor Doutor Nildo da Silva Dias pelo incentivo, compreensão e apoio sempre oferecidos nos momentos mais difíceis.

Ao professor Doutor Rafael Oliveira Batista pelo auxílio imensurável nas horas de maior necessidade, sempre disposto a resolver questões de qualquer ordem.

Aos laboratórios LACAM e LAMO da UERN pela parceria desenvolvida para realização de análises essenciais a construção deste trabalho.

A professora Doutora Anne Gabriella Dias Santos pelo auxílio, orientação e compreensão, ofertados sempre de forma respeitosa e fraterna.

Ao professor Doutor Vinícius Patrício da Silva Caldeira pelas valiosas orientações durante o processo de realização das análises de laboratório, bem como pelas sugestões feitas a este trabalho as quais concorreram para o seu aperfeiçoamento.

Ao professor Doutor Francisco Souto de Souza Júnior pelas importantíssimas contribuições feitas a este trabalho.

Ao professor Doutor José Amilton Santos Júnior pela fundamental e valorosa colaboração na realização deste trabalho.

Aos técnicos de laboratório e servidores da Ufersa e, especialmente os lotados no LASAP pelo auxílio na realização das análises e demais atividades relacionadas à esta pesquisa.

A empresa SANEPAV gerenciadora do aterro sanitário de Mossoró, em especial ao senhor Jaciel Barros, pela importantíssima parceria desenvolvida através do fornecimento sistemático do percolado utilizado durante o experimento.

A todos os colegas do programa de pós-graduação em Manejo de Solo e Água por todo o companheirismo, traduzido em palavras de incentivo e divisão de experiências.

Aos bolsistas de iniciação científica do programa de pós-graduação em Manejo de Solo e Água pelo importante auxílio na realização de coletas de dados e análises.

A todos, aqui não citados, que direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho tornando-o um sonho concreto e real.

A todos MUITO OBRIGADO!

“A vida é feita de momentos, momentos pelos quais temos que passar, sendo bons ou não, para o nosso aprendizado. Nada é por acaso. Precisamos fazer a nossa parte, desempenhar o nosso papel no palco da vida, lembrando de que a vida nem sempre segue o nosso querer, mas ela é perfeita naquilo que tem que ser”.

Francisco Cândido Xavier

RESUMO

Andrade Filho, Jerônimo. **Cultivo da mamona utilizando percolado de aterro sanitário como fonte hídrica e nutricional.** Mossoró - RN, Universidade Federal Rural do Semiárido, abril de 2016. 112 p. TESE. Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água. Orientador: Professor Dr Nildo da Silva Dias

O rápido crescimento populacional associado ao aumento do consumo per capita de bens, produtos e alimentos têm provocado o incremento na produção de resíduos sólidos urbanos e, conseqüentemente na produção de percolado. Por isso, técnicas de tratamento ou aproveitamento deste resíduo líquido devem ser aperfeiçoadas no sentido de minimizar seus impactos ambientais. Este trabalho foi desenvolvido no campus da Universidade Federal Rural do Semiárido em Mossoró - RN com o objetivo de avaliar os efeitos da aplicação de diluições de percolado de aterros sanitários, como fonte hídrica e nutricional, no cultivo da Mamona (*Ricinus communis L*) cv. Energia. O delineamento experimental adotado foi o de blocos casualizados em que foi testada a aplicação, via irrigação, de diluições de percolado [T₁ = água de abastecimento + adubação mineral do solo, T₂ = 20% de percolado, T₃ = 40% de percolado, T₄ = 60% de percolado e T₅ = 80% de percolado] com cinco tratamentos e quatro repetições em um Argissolo vermelho-amarelo Eutrófico. Em cada parcela foram coletadas amostras de solo em três profundidades (0,00 a 0,05, 0,05 a 0,15 e 0,15 a 0,30 m) com as quais foram determinadas as características químicas do solo. Amostras de plantas foram coletadas para avaliação das características de crescimento aos 30, 60, 90 e 120 dias após o semeio, produção de biomassa da parte aérea ao final do ciclo, rendimento da cultura aos 90 e 120 dias após o semeio, além de teor e caracterização do óleo da semente aos 120 dias após o semeio. A aplicação das diluições de percolado no solo influenciou significativamente as características pH, Ca, Cu, Fe, Ni, Cd e Pb. Os tratamentos irrigados com diluições de percolado não apresentaram valores de porcentagem de sódio trocável que indicassem sodificação do solo, tão pouco valores de metais pesados que indicassem contaminação. As variáveis de crescimento altura de planta, diâmetro de caule e número de folhas foram influenciadas de forma significativa pelas diluições, apresentando melhor desempenho o tratamento 4. Os valores de biomassa da planta não foram influenciados pelas diluições de percolado. O rendimento da cultura foi influenciado significativamente pelas diluições de percolado, sendo que, entre os tratamentos que receberam diluições, o que apresentou melhor desempenho quanto a esta variável foi o tratamento 2. Quanto ao teor de óleo os tratamentos que apresentaram os melhores resultados foram os tratamentos 1 e 4, com os valores 17,01 e 13,85%, respectivamente. As características dos óleos dos dois tratamentos analisados apresentam valores de densidade relativa, índice de acidez, índice de saponificação e ácidos graxos livres apropriados para produção de biodiesel. O cultivo da mamoneira fertirrigada com percolado de aterro sanitário mostrou-se viável sob o ponto de vista de rendimento e crescimento, bem como da produção de óleo como matéria prima para fabricação de biodiesel.

Palavras chave: Resíduo líquido, Reuso, Sustentabilidade, Biodiesel

ABSTRACT

Andrade Filho, Jerônimo. **Castor Bean cultivation using landfill percolated as water and nutritional source.** Mossoró – RN, Universidade Federal Rural do Semiárido, April 2016, 112 p. Thesis. Graduate Program in Soil and Water Management. Advisor: D. Sc. Nildo da Silva Dias

The rapid population growth associated with the increase of per capita consumption of goods, products and food have caused the increase in the production of urban solid waste and consequently the production of percolate. Therefore, treatment techniques or use of this liquid waste must be improved in order to minimize its environmental impact. This work was carried out on the premises of the Universidade Federal Rural do Semiárido campus of the in the city of Mossoro, RN in order to evaluate the effects of application of landfill leachate in the cultivation of Castor Bean (*Ricinus communis L. cv. Energy*). The experimental design adopted was randomized blocks in which we tested the application through irrigation of dilution percolate [T1 - water supply + mineral soil fertilization, T2 - 20% of percolate, T3 - 40% of percolate, T4 - 60% of percolated and T5 - 80% of percolated] with five treatments and four replications in a red-yellow eutrophic clay soil. In each portion, soil samples were collected at three depths (0.00 to 0.05, 0.05 to 0.15 and 0.15 at 0.30 m) with which was determined the chemical characteristics of the soil. Plant samples were collected to evaluate the growth characteristics at 30, 60, 90 and 120 DAS (Days After Sow), biomass production of the airy part at the end of the cycle, crop yield at 90 and 120 DAS, as well as content and characterization of seed oil at 120 DAS. The application of percolated dilutions in the soil significantly influenced the pH, Ca, Cu, Fe, Ni, Cd and Pb characteristics. The irrigated treatments with percolated dilutions showed no exchangeable sodium percentage values that indicate soil salinization, neither values of heavy metals that indicated contamination. Growth variables as plant height, stem diameter, number of leaves were influenced significantly by dilution, and the treatment T4 showed the best result. The plant biomass values were not affected by percolated dilutions. The crop yield was significantly influenced by dilution of percolated, and among the treatments that received dilutions, the one which performed better according to this variable was the treatment T2. In terms of oil content, the treatments that showed the best results were treatment T1 and treatment T4, with the values of 17.01 and 13.85%, respectively. The characteristics of oils of these two analyzed treatments present relative density, acid index, saponification index and fatty acids values suitable for biodiesel production. The fertigated castor bean tree cultivation with landfill leachate proved to be viable from the point of view of yield and growth as well as oil production as raw material for biodiesel production.

Keywords: Liquid Waste, Reuse, Sustainability, Biodiesel

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quantidade de resíduo gerado por dia no Brasil por região.	24
Tabela 2 – Íons presentes no chorume e suas principais fontes	28
Tabela 3 – Características físicas do solo utilizado no experimento.....	36
Tabela 4 – Composição química da fração sólida do solo, empregando-se fluorescência de raios X	37
Tabela 5 – Características químicas do solo utilizado.....	38
Tabela 6 – Média das características físico-químicas e microbiológicas das análises realizadas na água de abastecimento e percolado.....	58
Tabela 7 – Análise de variância das variáveis pH, CE, PST e Na do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.	62
Tabela 8 – Análise de variância das variáveis MO e CTC do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.....	67
Tabela 9 – Análise de variância das variáveis N, P, K, Ca, Mg e SB do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.	70
Tabela 10 – Análise de variância das variáveis Cu, Fe, Mn, Zn do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.	76
Tabela 11 – Análise de variância das variáveis Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.....	80
Tabela 12 – Resumo da ANOVA para altura de plantas, diâmetro do caule, número de folhas e área foliar em diferentes épocas do ciclo da mamoneira irrigada com percolado de resíduos sólidos urbanos e cultivada em condições semiáridas.....	84
Tabela 13 – Análise de variância das características matéria fresca (MF), matéria seca (MS), teor de água (TA) e percentual de matéria seca (%MS) do caule e da folha da mamona fertirrigada com distintas dosagens de PRSU.....	89
Tabela 14 – Resumo da ANOVA para o número de cachos, número de bagas, massa de cachos e peso dos grãos da mamoneira, em duas colheitas, irrigada com percolado de resíduos sólidos urbanos e cultivada em condições semiáridas.....	91
Tabela 15 – Caracterização das amostras de óleo.	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Frutos da mamoneira em desenvolvimento.....	18
Figura 2 – Quantidade de resíduos sólidos gerados no Brasil (A) e produção per capita (B), entre os anos de 2013 e 2014.....	24
Figura 3 – Vista da área experimental.....	35
Figura 4 – Parcelas experimentais: Espaçamento entre linhas de irrigação (A) e espaçamento entre plantas (B).....	40
Figura 5 – Croqui da área experimental.....	41
Figura 6 – Imagem da área da lagoa de Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos, localizada no Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN.....	42
Figura 7 – Ilustração da lagoa de percolado de resíduos sólidos urbanos do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN (A) e da caixa de transferência do percolado até a UERA/UFERSA (B).....	43
Figura 8 – Detalhe dos reservatórios e sistema principal de distribuição (A) e Sistema de irrigação com linhas principais e de gotejamento (B).....	45
Figura 9 – Reservatório de PRSU (A) e Sistema de fertirrigação (B).....	46
Figura 10 – Elementos meteorológicos utilizados para determinação da lâmina de irrigação (A, B, C e D). Volume total aplicado por dia (E).....	47
Figura 11 – Adubação de fundação (A) e adubação de cobertura (B).....	48
Figura 12 – Semeadura da Mamona nas parcelas experimentais (A) e Detalhe das sementes depositadas nos sulcos (B).....	49
Figura 13 - Cachos colhidos aos 120 DAS.....	51
Figura 14 – Comportamento da variável pH em função das doses de PRSU.	63
Figura 15 - Comportamento das variáveis pH (A) e CE_{es} (B) em função das profundidades estudadas.....	65
Figura 16 - Comportamento das variáveis Na (A) e PST (B) em função das profundidades estudadas.....	66
Figura 17 - Comportamento das variáveis MO (A) e CTC (B) em função das profundidades estudadas.....	68

Figura 18 - Comportamento das variáveis N (A), P (B) e K (C) em função das profundidades estudadas.....	71
Figura 19 - Comportamento da variável Ca em função das doses de PRSU	73
Figura 20 - Comportamento das variáveis Ca (A), Mg (B) e SB (C) em função das profundidades estudadas.....	74
Figura 21 - Comportamento das variáveis Fe (A) e Cu (B) em função das doses de PRSU ...	77
Figura 22 - Comportamento das variáveis Fe (A), Mn (B), Cu (C) e Zn (D) em função das profundidades estudadas.....	78
Figura 23 - Comportamento das variáveis Ni (A), Pb (B) e Cd (C) em função das doses de PRSU	81
Figura 24 - Comportamento da variável Ni (A), Pb (B) e Cd (C) em função das profundidades estudadas.....	82
Figura 25 - Desdobramento da interação entre o percentual de percolado de resíduos sólidos urbanos na água de irrigação vs dias após o semeio para a altura de planta, diâmetro do caule, número de folhas e área foliar da mamoneira cultivada em condições semiáridas	85
Figura 26 - Massa de MS do caule (A) e TA do caule (B) em função das doses de PRSU	90
Figura 27 - Número de cachos, número de bagas, massa de cachos e peso dos grãos por planta da mamoneira irrigada com percolado de resíduos sólidos urbanos e cultivada em condições semiáridas	93
Figura 28 –Teor de óleo em função das doses de percolado	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CFSEMG - Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial

LASAP – Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta

NBR – Norma Brasileira

PBF – Programa Bolsa Família

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PRSU – Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

UERA – Unidade Experimental de Reuso de Água

UFERSA – Universidade Federal Rural do Semi-Árido

DAS – Dias Após o Semeio

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 A cultura da mamona.....	18
2.2 Resíduos sólidos	21
2.2.1 Classificação dos resíduos sólidos.....	21
2.2.2 Panorama da produção de resíduos sólidos urbanos	21
2.2.3 Disposição dos resíduos sólidos	25
2.3 Percolado de resíduo sólido urbano (PRSU).....	26
2.3.1 Aspectos gerais	26
2.3.2 Uso de percolado de resíduo sólido urbano na agricultura.....	29
2.3.3 Efeitos do uso do percolado de resíduos sólidos no solo e no crescimento vegetativo das plantas.....	30
2.4 Aspectos legais e normativos dos resíduos sólidos urbanos.....	32
3 MATERIAL E MÉTODOS	35
3.1 Localização e caracterização da área experimental	35
3.2 Caracterização do solo	35
3.3 Delineamento experimental e tratamentos.....	39
3.4 Coleta e caracterização do PRSU.....	42
3.5 Sistema e manejo da irrigação.....	44
3.5.1 Sistema de irrigação.....	44
3.5.2 Aplicação do PRSU	45
3.5.3 Manejo da Irrigação.....	46
3.6 Descrição e condução da cultura.....	48
3.6.1 Preparo da área	48
3.6.2 Plantio e tratos culturais	49
3.7 Variáveis analisadas	50
3.7.1 Crescimento	50
3.7.2 Produção de Sementes	51

3.7.3 Produção e qualidade do óleo	51
3.7.3.1 Extração do óleo	52
3.7.3.2 Determinação do índice de acidez	52
3.7.3.3 Determinação dos ácidos graxos	53
3.7.3.4 Densidade relativa do óleo	54
3.7.3.5 Determinação do índice de iodo	54
3.7.3.6 Determinação do índice de saponificação	55
3.8 Análise e interpretação dos resultados	56
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
4.1 Características físico-químicas e microbiológicas da água de abastecimento e percolado utilizados na irrigação da mamona	57
4.2 Alterações dos atributos do solo tratado com PRSU após um ciclo cultural da mamona	62
4.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica do solo (CE _{es}), Porcentagem de Sódio Trocável (PST) e Sódio (Na).....	62
4.2.2 Matéria Orgânica (MO) e Capacidade de Troca Catiônica (CTC).....	67
4.2.3 Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Soma Bases (SB).....	69
4.2.4 Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn).....	75
4.2.5 Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Cádmiio (Cd)	79
4.3 Crescimento da mamoneira	83
4.4 Biomassa	89
4.5 Rendimento da cultura.....	91
4.6 Teor e caracterização do óleo	93
4.6.1 Teor de óleo (TO).....	94
4.6.2 Caracterização do óleo.....	96
5 CONCLUSÕES.....	100
6 REFERÊNCIAS	101

1 INTRODUÇÃO

O aumento do poder aquisitivo da população, aliado ao seu acentuado crescimento, implica no aumento da produção e consumo de bens e, conseqüentemente, em uma geração de maior quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) (Morais, 2005). Sob um panorama mundial, a produção de resíduos sólidos urbanos é de aproximadamente 1,6 bilhão de toneladas (Aremu & Sule, 2011).

A ausência de uma política efetiva de gerenciamento dos resíduos sólidos tem gerado problemas no que diz respeito à coleta, disposição e tratamento. Estes por sua vez impactam diretamente na saúde e na qualidade de vida da população, especialmente em cidades que ainda não possuem um sistema eficiente de tratamento de resíduos sólidos urbanos. Cerca de 5,2 milhões de pessoas em países em desenvolvimento morrem anualmente por doenças relacionadas aos resíduos sólidos urbanos (Meyers et al., 2006).

De acordo com Hamada et al. (2004), a disposição direta dos resíduos urbanos é a forma mais comum de destinação destes resíduos na maioria dos municípios brasileiros. Este procedimento, além de vários outros problemas, permite a infiltração do percolato ou chorume no solo, provocando sua contaminação, bem como dos corpos d'água subterrâneos.

A poluição das águas pelo lixiviado de aterros sanitários pode provocar endemias ou intoxicações, se houver a presença de organismos patogênicos e substâncias tóxicas em níveis acima do permissível, principalmente no que se refere aos metais pesados. Outro problema associado ao percolato é sua baixa degradabilidade que dificulta o processo de diminuição de sua carga orgânica (Maus, 2009).

Como forma de evitar ou mesmo minimizar os impactos causados pela deposição inadequada dos resíduos urbanos, a construção de aterros sanitários figura como uma das soluções mais eficazes. Os aterros sanitários são instalações previamente planejadas para posterior disposição de resíduos sólidos, visando a não causar danos nem perigo ao meio ambiente e saúde pública (Muñoz, 2002). Entretanto, este tipo de disposição dos resíduos sólidos, também, gera grandes quantidades de percolato com alta concentração de material biodegradável.

Este fator leva à busca de alternativas que possam ter eficiência, expertise e adequação ambiental. Um método alternativo para disposição e tratamento do percolato dos aterros sanitários é utilizá-lo como fonte de água e/ou nutrientes em cultivos agrícolas. Deste modo, o

percolado pode ser utilizado na fertirrigação e, ainda, como matéria-prima para compostagem orgânica (Lo Monaco et al., 2009).

Embora o uso do percolado como fonte irrigante em culturas represente uma excelente alternativa, para sua utilização é imprescindível a adoção de parâmetros bem definidos com relação à aplicação da dose do percolado em função da espécie vegetal cultivada, evitando impactos ambientais negativos nas áreas de cultivo. É importante também uma análise complexa da composição do percolado, associada a uma proposta de utilização, pois o mesmo apresenta uma gama extensa de elementos constituintes de capacidade tóxica.

Dentre as cultivares que podem ser cultivadas com a utilização do percolado como fonte de nutrientes destacam-se as gramíneas e as oleaginosas como a soja, o girassol e o algodão. No entanto, a mamona (*Ricinus communis L.*) é uma oleaginosa de alto valor social, econômico e fonte de divisas para o país. Embora impróprio para consumo humano, a importância do óleo de mamona é evidenciada pelo seu amplo uso industrial o qual tem importância como um produto estratégico, servindo de matéria-prima para vários produtos da indústria química, e na produção do biodiesel. Dos produtos obtidos da mamona, o biodiesel é o mais importante e principal objetivo para aqueles que a exploram comercialmente (Souza et al., 2011).

Tendo em vista os riscos ambientais e o aproveitamento desse resíduo no cultivo de plantas oleaginosas, foi conduzido um experimento com o objetivo de avaliar os efeitos da aplicação de diluições de percolado de aterros sanitários, como fonte hídrica e nutricional, no cultivo da mamona (*Ricinus communis L.*) cv. Energia.

De forma específica objetivou-se: a) analisar as características do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento; b) determinar as alterações dos atributos químicos do Argissolo tratado com diluições de percolado de aterro sanitário; c) avaliar o comportamento da mamoneira irrigada com proporções de percolado de aterro sanitário em água de abastecimento, sob os aspectos de crescimento e produção; d) identificar a viabilidade da produção do biodiesel a partir do óleo da mamona irrigada com PRSU; e e) obter a dose de percolado de aterro sanitário em água de abastecimento mais adequada à produção da mamona com a mínima degradação do solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A cultura da mamona

A mamona (*Ricinus Communis L.*) é uma dicotiledônea oleaginosa pertencente à família Euphorbiaceae que apresenta forma arbustiva, podendo atingir até 3 m de altura. A cultura tem origem afro-asiática, sendo encontrada em abundância na Etiópia e na Índia. No Brasil pode ser encontrada praticamente em todo o território em virtude de ser facilmente adaptável a diversas condições de solo e clima. A mamoneira tolera condições de precipitação pluvial variando entre 400 e 700 mm ano⁻¹. Por ser menos exigente em água que outras oleaginosas, o cultivo ganha importância na região Nordeste do Brasil, este é feito na maioria em pequenas áreas de produção onde os agricultores familiares garantem uma renda complementar. (Silva & Lino, 2008; Matos H., 2007; Monteiro, 2007).



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 1 – Frutos da mamoneira em desenvolvimento

Da mamona são aproveitados basicamente dois produtos. O óleo que é extraído das sementes de seus frutos (Figura 1) e que vem sendo utilizado desde a era colonial para lubrificar as engrenagens, os mancais dos engenhos de cana-de-açúcar e também como indicador do ponto de fervura da rapadura. Além da torta que se constitui um importante coproduto. Surgiu como uma excelente alternativa para alimentação animal, mas que foi inviabilizada em função da presença de substâncias tóxicas de difícil eliminação e que tem sido utilizada principalmente como adubo orgânico (Costa et al., 2009).

No Brasil a mamona é cultivada basicamente em dois sistemas, o tradicional, em que a colheita é manual, com cultivares de porte médio e alto, difundido entre pequenos produtores, enquanto que nos sistemas de produção com tecnologias modernas, a mamona é cultivada em grandes áreas, com colheita mecanizada (Moro, 2008).

No que se refere a produtividade, o Brasil já foi destaque na produção e exportação de mamona no âmbito mundial. Na década de 80 o país colheu 393 mil toneladas de bagas, tendo o Estado da Bahia sido o responsável por 76% dessa colheita (Batista, 2010). Em termos de potencial produtivo a mamoneira tem capacidade de produzir mais de 9000 kg de baga (sementes ha^{-1}). Entretanto, a média mundial é baixa, menos de 700 kg ha^{-1} , devido à pequena produtividade da Índia, principal produtor, seguido da China, que também possui baixa produtividade (Beltrão, 2003).

No semiárido nordestino, o cultivo da mamona foi impulsionado pelo novo mercado energético do Programa Nacional de Biodiesel. Este programa, instituído pelo Decreto de 23 de dezembro de 2003, teve como objetivo implementar de forma sustentável, tanto técnica como economicamente a produção e uso do biodiesel, com enfoque na inclusão social e no desenvolvimento regional, via geração de emprego e renda (Santos et al, 2009).

A estratégia defendida era a implementação de um programa de desenvolvimento da lavoura familiar. Este modelo apresenta bons resultados visto que o semiárido possui área disponível para o plantio, temperatura, altitude e intensidade pluviométrica adequada para o cultivo da mamona (Queiroga & Santos, 2008).

Com relação às potencialidades do uso do óleo, este apresenta uma característica química que torna seu emprego na indústria bastante amplo, suas sementes contêm 90% de ácido graxo ricinoleico, possibilitando uma ampla gama de utilização industrial com utilidade só comparável à do petróleo, com a vantagem de ser um produto renovável e barato, o que torna a cultura importante potencial econômico e estratégico ao Brasil (Azevedo et al., 1997; Freire, 2001).

A importância do ácido ricinoleico no óleo da mamona reside no fato que este possui três grupos funcionais altamente reativos que permite síntese de um grande número de derivados com diversas aplicações industriais, além da capacidade de manutenção da viscosidade a temperaturas extremas (Azevedo & Lima, 2001; Câmara & Chiavenato, 2001).

A utilização da mamona na produção industrial chega a mais de 600 produtos fabricados. Uma gama extensa de utilizações que vão da produção de medicamentos à de tintas, vernizes

fungicidas, biodiesel, lentes de contato, lubrificantes, aditivos para tanques de combustível de aeronaves de alto desempenho militar e civil, filtros hospitalares, próteses ósseas e cosméticos, dentre outros (Ferreira et al., 2006).

Com relação à potencialidade de produção de biodiesel, Segundo Parente (2003), o aproveitamento de uma área de 4 milhões de hectares, no semiárido nordestino, para o cultivo da mamona, ocuparia cerca de 2 milhões de agricultores familiares e teria a capacidade de produzir 2 bilhões de litros de biodiesel por ano, o que representaria uma economia para o País de cerca de 1 bilhão de dólares, referente à diminuição no consumo do óleo diesel.

Entretanto, a produção de biodiesel, utilizando como única fonte o óleo de mamona, tem trazido problemas, principalmente no que se refere à densidade e a viscosidade. O óleo da mamona quando submetido à transesterificação por via etélica apresenta valores de densidade em média de $910,3 \text{ kg m}^{-3}$. Tal característica está ligada principalmente ao ácido ricinoléico que, apesar de conferir ao óleo da mamona bastante versatilidade no uso industrial, no caso da produção de biodiesel pode prejudicar o mecanismo do sistema de injeção de motores (Ventura et al., 2010).

Os elevados valores de ácido ricinoleico encontrado na mamona também influenciam na viscosidade e, de certa forma acaba gerando um dos problemas mais evidentes no óleo da mamona, tornando-o um dos ésteres mais viscosos, encontrando-se fora dos limites estabelecidos pela portaria nº 7 da ANP para o óleo diesel mineral (2,5 a 5,4 cSt). Uma proposta para remediação deste problema é exatamente a mistura do óleo da mamona com outros ésteres de viscosidade inferior como forma de viabilizar sua utilização na produção de biodiesel (Silva & Freitas, 2008; Maia et al., 2006).

Em função desta problemática o uso individual do óleo da mamona vem sendo abandonado, dando lugar à mistura com outros óleos com menores valores de densidade e viscosidade como é o caso do óleo de soja.

Atualmente, o óleo de soja é a principal fonte de matéria prima para a produção de biodiesel, mesmo com suas sementes apresentando menor teor de óleo que o da mamona, entre 18 e 20%. Tal fato explica-se basicamente por apresentar suas propriedades físico-químicas mais favoráveis e por seu sistema produtivo mais eficiente (Nappo, 2006).

Sendo assim, o cultivo da mamona torna-se uma alternativa viável por uma série de fatores como o desenvolvimento da agricultura familiar, diminuição da concorrência alimentar com o

óleo de soja além do desenvolvimento e melhoria das condições de vida no semiárido do Nordeste brasileiro.

Entretanto, torna-se oportuno destacar que o cultivo da mamona nessa região do País requer expressivas quantidades de água destinadas à irrigação, constituindo este um grave problema, visto que a escassez de água na região do Semiárido Nordeste é uma condição limitante ao cultivo agrícola.

Por isso, pesquisas que visam o estudo de alternativas de reuso de água como fonte para irrigação, estão sendo desenvolvidas, pois o uso destas águas nos cultivos agrícolas é uma valiosa opção para redução do uso de fontes hídricas de boa qualidade e que aumentam o suprimento de água potável para usos em recreação e, principalmente, para o consumo humano (Tozé, 2006).

2.2 Resíduos sólidos urbanos

2.2.1 Classificação dos resíduos sólidos

A NBR 10.004 (ABNT, 2004a), define os resíduos sólidos como sendo aqueles resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível e que podem ser resíduos classificados segundo sua periculosidade, as quais são:

a) Resíduos Classe I – perigosos: Estes tipos de resíduos são assim classificados quando suas propriedades apresentem inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Assim, em função de suas características químicas, físicas ou infectocontagiosas, estes podem provocar mortalidade, doenças, risco ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada.

b) Resíduos Classe II – Não Perigosos

b.1) Resíduos Classe IIA – Não perigosos e Não Inertes: aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I – Perigosos ou de resíduos classe IIB – Inertes, nos termos

da norma citada. Resíduos classe IIA – Não Inertes podem ter propriedades, tais como, biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

b.2) Resíduos Classe IIB – Não perigosos e Inertes: quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a NBR 10.007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente conforme a NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme o Anexo G da NBR 10.004.

De acordo com Art. 13 da lei 12.305/2010, os resíduos sólidos podem ser classificados segundo a origem da seguinte forma:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

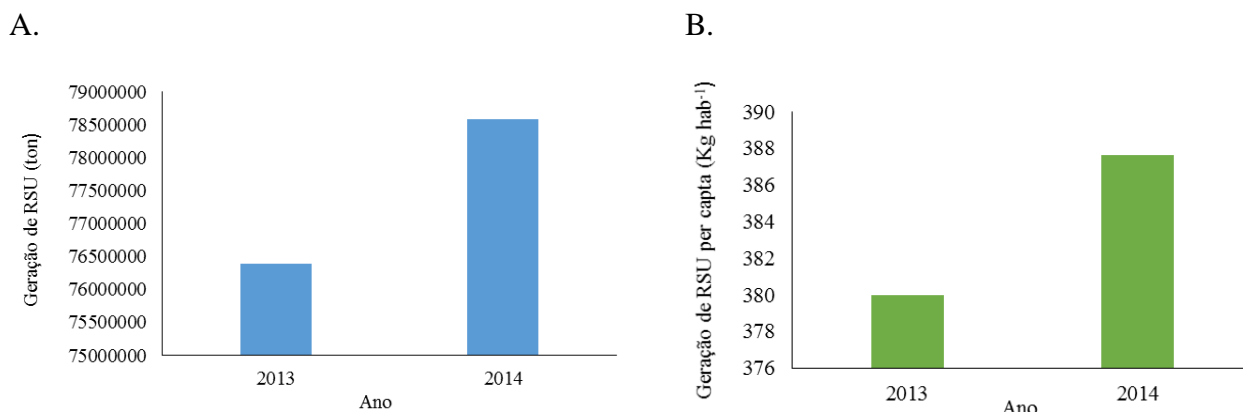
2.2.2 Panorama da produção de resíduos sólidos urbanos

No mundo a produção de resíduos sólidos é crescente. A geração estimada de resíduos sólidos na União Europeia é de cerca de 1,3 bilhão de toneladas por ano. Deste valor, cerca de 241 milhões de toneladas são provenientes de resíduos sólidos urbanos. Entre 1995 e 2003, o índice de produção destes resíduos aumentaram cerca de 19% (Koroneos & Nanaki, 2012).

Na China, a geração de resíduos sólidos urbanos tem crescido rapidamente nos últimos 20 anos, passando de 31,3 milhões de toneladas em 1980 para 113 milhões de toneladas em 1998. Em 2010 a China produziu cerca de 190 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos por ano, contribuindo com cerca de 29% da produção de RSU no mundo naquele ano. Esta produção foi impulsionada pelo seu rápido crescimento populacional que passou de 50 milhões em 1949 para 670 milhões em 2010. É importante destacar que a China desde 2004, tomou dos Estados Unidos o posto de maior produtor mundial de RSU (Zhang et al., 2010; Themeslis & Mussche, 2013).

Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency* (EPA) divulgou, em 2010, o crescimento da geração per capita de resíduos sólidos de 1960 a 2006 e a redução, entre 2007 e 2010, de 231 para 227 milhões de toneladas, com uma pequena redução da geração per capita de 2,10 para 2,01 kg habitante⁻¹ dia⁻¹. O período coincide com a grave crise econômica mundial, cujo epicentro foi o próprio EUA, demonstrando a correlação entre fatores econômicos e geração per capita de resíduos sólidos (Campos, 2012).

Segundo pesquisa do Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil, realizada em 2014 pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, a geração total de RSU no Brasil em 2014 foi de 78,6 milhões de toneladas, o que representa um aumento de 2,9% (Figura 2A), índice que é superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,9%. A produção per capita de RSU também aumentou passando de 379,96 Kg hab⁻¹ em 2013 para 387,63 Kg hab⁻¹ em 2014 (Figura 2B).



Fonte: Adaptado pelo pesquisador (Abrelpe, 2014)

Figura 2 – Quantidade de resíduos sólidos gerados no Brasil (A) e produção per capita (B), entre os anos de 2013 e 2014

Na Tabela 1 pode-se observar que a geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Nordeste ocupa a segunda posição no País, ficando atrás somente da região Sudeste, apresentando um crescimento de 3,2% entre os anos de 2013 e 2014.

Tabela 1 – Quantidade de resíduo gerado por dia no Brasil por região.

Regiões	RSU gerado (t dia ⁻¹)	
	2013	2014
Norte	15.169	15.413
Nordeste	53.645	55.177
Centro-Oeste	16.636	16.948
Sudeste	102.088	105.431
Sul	21.922	22.328

Fonte: Adaptado pelo pesquisador (IBGE, 2014).

De acordo com Campos (2012), pode-se elencar algumas hipóteses que contribuíram em maior ou menor escala com o aumento da geração de resíduos sólidos no Brasil, são elas: a) Aumento do emprego e elevação da massa salarial; políticas de enfrentamento da pobreza – PBF e BPC; b) Maior participação da mulher no mercado de trabalho; c) Fluxo de retorno da migração nordestina para o Sul de volta ao Nordeste, estimulando novos hábitos de consumo; d) Maior facilidade na obtenção de crédito para o consumo; e) Não cobrança pelos serviços de coleta e manejo dos resíduos sólidos aos municípios e f) Uso indiscriminado de produtos descartáveis.

Com relação ao estado do Rio Grande do Norte, a produção de RSU passou de 2.912 t dia⁻¹ para 3.009 t dia⁻¹, o que representou um acréscimo de 3,22% no período de 2013 a 2014. Em termos absolutos a coleta de RSU por habitante, durante este período, também sofreu um aumento, passando de 0,759 kg hab dia⁻¹ em 2013 para 0,780 kg hab⁻¹ dia⁻¹ em 2014. É importante destacar que cerca de 28% do RSU coletado no Estado do Rio Grande do Norte são destinados aos aterros sanitários (Abrelpe, 2014).

No município de Mossoró, de acordo com dados fornecidos pela SANEPAV Saneamento Ambiental LTDA (2015), empresa responsável pela limpeza urbana do município, a quantidade de RSU destinado ao aterro sanitário municipal é de cerca de 150 t dia⁻¹.

2.2.3 Disposição dos resíduos sólidos

A produção de resíduos sólidos urbanos, acompanhando o crescimento populacional, tende, invariavelmente, a crescer em todo o mundo. Diante disso, a preocupação mundial em preservar os recursos naturais, de forma a garantir a manutenção da vida no planeta, está pautada na busca por um modelo de desenvolvimento e crescimento econômico mais sustentável. Entretanto, quando a geração não pode ser evitada, os resíduos resultantes devem ser reciclados (por reutilização ou recuperação), para que a menor quantidade possível tenha como destino final destinos inadequados.

Outro problema associado à produção de resíduos sólidos urbanos é que a disponibilidade de locais para a disposição destes resíduos constitui-se um fator limitante em vários municípios brasileiros, uma vez que estas áreas devem atender critérios rígidos de ordem social, econômica e ambiental (Samizava et al., 2008).

De maneira geral, existem basicamente três formas de disposição dos resíduos sólidos, utilizados pelas sociedades urbanas durante a história: Os lixões, aterros controlados e os aterros sanitários (Muñoz, 2002).

Os lixões podem ser definidos como locais em que se deposita o resíduo sólido, sem projeto ou cuidado com saúde pública e o meio ambiente, sem tratamento e sem qualquer critério de engenharia (Braga et al., 2002). O aterro controlado diferencia-se dos lixões apenas pelo fato do lixo não ficar exposto a céu aberto, por ser periodicamente coberto com terra. O solo não é impermeabilizado e nem sempre possui sistema de drenagem dos líquidos

percolados, tampouco captação de gases formados pela decomposição da matéria orgânica (Muñoz, 2002).

Por definição, o aterro sanitário é uma grande área, delimitada que é usado para a disposição de resíduos sólidos urbanos de forma adequada, obedecendo à legislação ambiental (Robinson, 2005). Neste sistema, medidas de engenharia são adotadas para garantir a eficiência do sistema, tais como: realização de estudos geológicos e topográficos para seleção da área. Além disso, o solo do aterro é impermeabilizado, os líquidos percolados são captados por drenos horizontais para tratamento e os gases liberados durante a decomposição captados por dreno verticais (Muñoz, 2002).

A utilização de aterros sanitários para disposição final de resíduos sólidos continua a ser largamente aceita e utilizada devido as suas vantagens econômicas. Estudos comparativos de várias possibilidades de formas de eliminação de resíduos sólidos urbanos (compostagem, incineração etc.), tem mostrado que os aterros sanitários são mais baratos em termos de exploração e custos de operação. Além de suas vantagens econômicas os aterros sanitários minimizam os impactos ambientais e outros inconvenientes, e permitem a decomposição dos resíduos sob condições controladas (Renou et al., 2008).

É importante destacar, entretanto, que um dos problemas mais significativos no projeto e operação dos aterros sanitários é o manejo do percolado, gerado quando a água precipitada percola o lixo compactado. Ao lado do vinhoto ou vinhaça da cana-de-açúcar, é um dos maiores poluentes orgânicos conhecidos (Celestino & Saron, 2012).

Outro problema relacionado aos aterros sanitários é que a escolha de um local para a sua implantação não é tarefa simples, devido ao grau de urbanização das cidades e também à ocupação intensiva do solo do seu entorno. O alto grau de ocupação restringe a disponibilidade de áreas ideais para a implantação de aterros sanitários próximos aos locais de geração dos resíduos sólidos, assim como com as dimensões requeridas suficientes para atender às necessidades dos municípios (Monteiro et al., 2001; Silva & Pinheiro, 2010).

2.3 Percolado de resíduo sólido urbano (PRSU)

2.3.1 Aspectos gerais

O PRSU é um líquido de coloração escura, altamente poluidor, comumente denominado chorume. Percolados em aterros sanitários são líquidos contaminados que contém materiais dissolvidos e suspensos. É gerado como resultado da expulsão de líquido dos resíduos, devido a seu próprio peso ou à carga de compactação, denominado percolado primário, e a percolação de água através do aterro, denominado percolado secundário. A fonte de água de percolação pode ser a precipitação, irrigação, águas subterrâneas ou percolados recirculados através do aterro (Carvalho et al., 2006).

Em termos de composição, o PRSU apresenta uma grande variação que depende principalmente das características qualitativas dos resíduos depositados no interior do aterro e da sua idade. Aterros novos apresentam um percolado com características ácidas, elevada carga orgânica e alta concentração de metais em sua composição, enquanto o percolado de aterros mais velhos apresenta um pH menos ácido, carga orgânica mais baixa e uma menor concentração de metais em sua composição (Cercena et al., 2011).

Segundo Kulikowska & Klimiuk (2008), a variação na composição do PRSU, bem como a quantidade de poluentes removidos, também pode ser atribuída ao volume de água que infiltra para o interior do aterro e diretamente relacionado com o processo natural que ocorre no interior do aterro. Sob as condições favoráveis, geralmente identificadas pela presença de umidade suficiente para favorecer a atividade microbológica, os aterros sanitários se comportam como reatores anaeróbicos em larga escala.

Silva (2002) afirma que a variabilidade da composição dos resíduos aterrados, pode produzir percolados com elevados teores de metais tóxicos, xenobióticos (substâncias químicas produzidas pelas atividades humanas) e microrganismos perigosos à saúde. Na Tabela 2 estão dispostos alguns íons encontrados no percolado e suas principais fontes.

Tabela 2 – Íons presentes no chorume e suas principais fontes

Íons	Principais fontes
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , CO ₂ ⁻	Material orgânico
Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Sn ²⁺	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg ²⁺ , Mn ²⁺	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al ³⁺	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes de raio-X
As ³⁺ , Sb ³⁺ , Cr ³⁺	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: Adaptada de Silva (2002)

No que diz respeito à técnicas de tratamento, Tchobanoglous et al. (1993) afirmam que diversas técnicas podem ser empregadas para manejo do percolado coletado dos aterros, entre as quais podem ser destacadas: a) recirculação do chorume; b) evaporação; c) tratamento seguido de disposição; e d) disposição em estações de tratamento de esgotos domésticos.

Contudo, é importante destacar que a escolha de uma alternativa para tratamento de percolado deve ser considerada mais profundamente, em função, principalmente da variação temporal da qualidade do percolado.

No Brasil, quando o tratamento do percolado é realizado em *in situ*, frequentemente utilizam-se lagoas de estabilização, cuja constituição requer áreas muito grandes, muitas vezes pouco disponíveis em grandes centros urbanos. Além disso, a eficiência relativamente baixa do sistema convencional de tratamento, lagoas anaeróbia seguida de facultativas, tem levado

técnicos e pesquisadores a procurarem alternativas que possibilitem o tratamento/disposição final com menor custo econômico e ambiental (Matos et al., 2008).

Outra técnica bastante utilizada no tratamento do percolado é a recirculação, que segundo o Instituto de Pesquisas Tecnológicas/Centro Empresarial para Reciclagem (IPT/CEMPRE, 2000), trata-se de uma técnica atual e inovadora para o tratamento desse resíduo líquido, e que consiste, como o próprio nome define, no processo de reentrada do líquido percolado, após deposição temporária em lagoa de estabilização, nas células do aterro sanitário.

2.3.2 Uso de percolado de resíduo sólido urbano na agricultura

O uso de águas residuárias de diferentes origens na fertirrigação de culturas agrícolas é uma prática já bastante difundida e que vem sendo mundialmente aceita há décadas. O seu emprego pode reduzir os custos de fertilização das culturas e o nível requerido de purificação do efluente e, conseqüentemente, os custos de seu tratamento. Sob o aspecto ambiental, é importante destacar também, que as águas residuárias contêm nutrientes, comportando-se o solo e as plantas como biofiltros naturais (Duarte et al., 2008; Friedler & Juniaco, 1996).

Outro aspecto a ser analisado é que a matéria orgânica presente nas águas residuárias pode promover o aumento da aeração do solo, o nível de infiltração, o armazenamento de água, a capacidade de troca catiônica – CTC, bem como diminuição do potencial de erosão do solo e aumento da população de organismos que promovem o crescimento das plantas (Corwin & Bradford, 2008; Arienzo et al., 2009).

Esta condição confere às águas residuárias propriedades que, além de melhorarem as condições do solo, também podem influenciar positivamente nos aspectos produtivos das plantas como foi evidenciado por Souza et al., (2010), que ao desenvolverem estudo que objetivou avaliar, em escala real, os aspectos produtivos da cultura da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado, verificaram que as unidades irrigadas com esgoto tratado superaram as irrigadas com água de abastecimento, em quase todas as variáveis analisadas.

Em outro estudo realizado por Matos et al. (2008) que teve como objetivo avaliar o efeito da aplicação de diferentes taxas de percolado de resíduo sólido urbano na produtividade e na composição química da parte aérea do capim-Tifton 85 (*Cynodon spp*), observaram um aumento na produtividade de matéria seca, nos teores de proteína bruta e nas concentrações de

N, K, Na, Ca, Mg, Mn, Cd, Pb e Fe, na parte aérea do capim, com o aumento nas taxas de aplicação do percolado.

Ferreira (2013) avaliou o efeito de doses crescentes de percolado na forma sólida no crescimento inicial da cultura da mamona (*Ricinus communis L*, cv. Nordeste) cultivada em solos de texturas distintas. Os tratamentos constituíram-se de cinco doses de percolado (0, 15, 30, 45, 60 g vaso⁻¹) e dois solos de texturas distintas (Cambissolo e Argissolo). O estudo revelou que as doses de percolado na forma sólida influenciaram de forma linear crescente as principais características de crescimento da cultura da mamona.

Entretanto, é importante destacar que a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta, quando feita sem critérios agrônomicos e ambientais, pode causar problemas de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, e toxicidade às plantas. Por outro lado, se bem planejada, esta aplicação pode trazer benefícios, tais como fornecimento de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor (Erthal et al., 2010).

Em estudo realizado por Justin & Zupancic (2009), após submissão a pré-tratamento do percolado de resíduo sólido, promoveu o reuso deste resíduo na irrigação na vegetação de cobertura do aterro sanitário. O estudo mostrou que o lixiviado, mesmo após o tratamento, ainda continha quantidades significativas de poluentes e nutrientes, os quais não se acumularam excessivamente no solo ou na planta. Além disto, o tratamento que recebeu o percolado pré-tratado apresentou melhores resultados quanto aos parâmetros de crescimento quando comparado ao tratamento controle.

2.3.3 Efeitos do uso do percolado de resíduos sólidos no solo e no crescimento vegetativo das plantas.

O PRSU constitui-se uma interessante opção como fonte complementar de água para irrigação, bem como fornecedor de nutrientes para plantas como nitrogênio, potássio, magnésio e cálcio. Estas características podem ser utilizadas para reduzir o estresse hídrico e aumentar o desenvolvimento da planta. Por outro lado, embora contenham nutrientes essenciais, o PRSU pode provocar impactos potenciais na qualidade do solo e na saúde humana (Wang et al., 2003).

Como características benéficas ao solo e às plantas, o percolado apresenta teor considerável de N-amoniaco e de material orgânico estabilizado. Este último condiciona determinadas características do solo, sendo elas químicas, como a disponibilidade de nutrientes, a capacidade de troca catiônica e a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes; físicas, como a melhora da agregação do solo e também características microbiológicas, por se tratar de uma fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos (Bayer & Mielniczuk, 1999).

Por outro lado é importante destacar também que, apesar dos seus efeitos benéficos como fonte de matéria orgânica, atuando tanto nas propriedades físicas quanto químicas do solo, contribuindo para o incremento de produtividade das espécies cultivadas, o uso do PRSU, todavia, é limitado pelo seu alto teor de impurezas físicas e a presença de metais pesados (Mazur, 1997).

Segundo Agbenin & Danko (2009), a alta condutividade elétrica e a presença de componentes químicos tóxicos orgânicos e inorgânicos podem afetar negativamente o solo e a planta. As folhas vegetais podem acumular metais em seus tecidos em níveis inseguros a partir de solos contaminados com metais pesados.

O uso de PRSU pode provocar também, mudanças nas propriedades físicas do solo como porosidade, densidade, retenção de água, nível de infiltração, estrutura do solo, condutividade hidráulica e pode causar ainda a compactação do solo, bem como a ocorrência de repelência do solo à água. A aplicação de PRSU pode influenciar também as propriedades químicas dos solos como salinidade e sodicidade (Zupanc & Justin, 2010).

Como forma de identificar e avaliar esses efeitos, vários estudos vem sendo realizados como o desenvolvido por Santos (2010), que avaliou a influência da disposição de percolado de aterro sanitário em características microbiológicas, bioquímicas, químicas e físicas de um solo argiloso, além da determinação de N no tecido foliar e da produtividade da cultura do milho. Com relação às propriedades químicas do solo, o estudo mostrou que houve maior efeito do percolado nos parâmetros químicos do solo, aumentando os teores de amônio, nitrato, sódio, potássio e condutividade elétrica.

Com relação à avaliação de metais pesados no solo, Collier et al. (2004) desenvolveram um estudo objetivando avaliar as várias formas dos metais Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, e Zn em Gleissolo pouco úmido tratado com composto de resíduo sólido urbanos, e as concentrações desses metais nas folhas e nos frutos de goiabeira (*Psidium guajava L.*). Com relação ao

comportamento no solo, a extração sequencial dos metais contidos nas amostras de terra demonstrou uma tendência de redução das formas móveis ou mais biodisponíveis de metais pesados no solo com uso do PRSU.

A utilização de insumos alternativos na agricultura tem a finalidade de aprimorar as técnicas de cultivo já existentes, reduzir os impactos ao meio ambiente e tornar a produção mais econômica. A boa aplicação dessa prática traz benefícios para a produção e qualidade dos produtos (Malagi, 2011).

É oportuno destacar que estes benefícios são evidenciados quando os macro e micronutrientes presentes no solo, em função da fertirrigação, são absorvidos pela planta e transportados através dos tecidos vegetais. Vários estudos neste sentido vem sendo realizados como o desenvolvido por Zalesny et al. (2008) que avaliou o aporte de macro e micronutrientes nos tecidos de *Populus* irrigados com PRSU. Foram testados oito clones de *Populus*, submetidos à fertilização convencional e percolado de resíduo sólido urbano. Foi evidenciado que concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, B e Mn foram maiores nas folhas e menos no caule e ramos, enquanto as concentrações de Fe, Cu e Al foram maiores nas raízes e nas folhas e menores nos tecidos do caule e ramos. De forma geral, o bem-sucedido aporte de nutrientes sem impactos à saúde da planta validou o uso do PRSU com fonte de irrigação e fertilização para *Populus*.

2.4 Aspectos legais e normativos dos resíduos sólidos urbanos

A Constituição Federal de 1988, em seu artigo 23, inciso VI, estabelece a competência de combate à poluição e à proteção do meio ambiente para todas as esferas do executivo, no artigo 24, permite legislações próprias até nível estadual, e no artigo 30, incisos I e II, amplia permissão de legislar até nível municipal.

Após a Constituição Federal (CF) várias leis relacionadas aos resíduos sólidos urbanos foram criadas. Dentre elas destaca-se a Lei nº 12.305 que altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. A Política Nacional de Resíduos Sólidos no seu Art. 4º destaca uma série de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos (Brasil, 2010).

Com relação à aspectos normativos a Associação Brasileira de Normas Técnicas elaborou normas que tratam de resíduos sólidos urbanos. São elas:

- **NBR 10.004** – Resíduos Sólidos - Classificação. Esta Norma classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública, de forma que sejam gerenciados adequadamente. Está vinculada à NBR 10.005 – Lixiviação de resíduos, à NBR 10.006 – Solubilização de resíduos, e a NBR 10.007 – Amostra de resíduos (ABNT, 2004a).
- **NBR 10.005** – Lixiviação de resíduos – Procedimento. Esta Norma fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato de lixiviado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados como perigosos e não perigosos (inerte e não inerte) (ABNT, 2004b);
- **NBR 10.006** – Solubilização de resíduos – Procedimento. Esta Norma fixa os requisitos exigíveis para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados como inertes e não inertes (ABNT, 2004c).
- **NBR 10.007** – Amostra de resíduos – Procedimento. Esta Norma tem por objetivo fixar as condições exigíveis para amostragem, preservação e estocagem de amostras de resíduos sólidos. Estabelece, também, procedimentos específicos para coleta de amostras representativas em tambores, caminhões-tanque, receptáculos contendo pó ou resíduos granulados, lagos de resíduos, leitos de secagem, lagoas de evaporação secas, lagoas secas e solos contaminados, montes ou pilhas de resíduos e tanques de estocagem. Em todos esses tipos de acondicionamento de resíduos, o coletor deve possuir equipamento de proteção individuais adequados (ABNT, 2004d).

Com relação à projetos de aterros sanitário para disposição de resíduos sólidos urbanos, deve se observar o que segue.

- **NBR 8.419** – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Esta Norma fixa as condições mínimas exigidas para a apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos (ABNT, 2004e).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente-SISNAMA, foi instituído pela Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, regulamentada pelo Decreto 99.274/90. Este instituiu resoluções relacionadas aos resíduos sólidos urbanos (Brasil, 2016).

- **Resolução CONAMA nº 308/2002** – Dispõe sobre o Licenciamento Ambiental de sistema de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte (Brasil, 2002)
- **Resolução do CONAMA nº 420/2009** – Dispõe sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas para essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas (Brasil, 2009a).

Com relação à legislação pertinente aos fertilizantes orgânicos é importante destacar alguns dispositivos legais.

Em 1980, a Lei nº 6894 incluiu as substâncias orgânicas fornecedoras de nutrientes aos vegetais como fertilizantes (Brasil, 1980). Em 1981, esta lei foi alterada pela Lei 6934 de 13/07, a qual substituiu a definição de inoculantes, esclareceu aspectos relacionados ao registro, inspeção e fiscalização e estabeleceu sanções aplicáveis em caso de infração da Lei (Brasil, 1981).

Em 2004, o Decreto nº 4954 aprovou o regulamento da Lei nº 6894 de 16/12/80 (Brasil, 2004a). Neste decreto, os fertilizantes orgânicos são considerados como produtos de natureza fundamentalmente orgânica, obtidos por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais.

Em 2005, A IN nº 23 de 31/08 aprovou as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura (Brasil, 2005), mas foi posteriormente revogada pela IN nº 25 de 23/07/09 (Brasil, 2009b), que está em vigor até a presente data.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área experimental

Esta pesquisa foi desenvolvida na área experimental de Reuso de Água (UERA) da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), campus Leste, localizado na BR 110-km 47, Bairro Presidente Costa e Silva, em Mossoró – RN (5° 11' 31'' de latitude sul, 37° 20'40'' de longitude oeste e altitude média de 18 m) (Figura 3).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSw^h' ("clima seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono"), com precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 673,9 mm; temperatura média de 27 °C e umidade relativa do ar média de 68,9%; insolação média diária de 7,83 horas e anual de 2771,27 horas de brilho solar durante um período histórico de 30 anos; e velocidade média do vento de 0,84 m s⁻¹ (Alvares et al., 2013).



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 3 – Vista da área experimental

O experimento foi realizado durante o período de setembro de 2014 a janeiro de 2015. O ciclo de cultivo teve duração de 120 dias após o semeio, coletando-se os dados durante a fase de desenvolvimento vegetativo da cultura.

3.2 Caracterização do solo

Para a caracterização física do solo da área experimental foram coletadas amostras nas camadas de 0,0 a 0,05, 0,05 a 0,15 e 0,15 a 0,30 m e em seguida conduzidas ao Laboratório de Solos, Água e Plantas (LASAP) da UFERSA para realização da análise granulometria e densidade real, de acordo com a metodologia recomendada pela EMBRAPA (2013) (Tabela 3).

O solo foi classificado conforme análises realizadas e diretrizes estabelecidas pela EMBRAPA (2006), como um Argissolo vermelho-amarelo Eutrófico.

Tabela 3 – Características físicas do solo utilizado no experimento

Camadas (m)	Densidade Real de Partículas (g cm ⁻³)	Areia	Sílte (kg kg ⁻¹)	Argila
0 - 0,05	2,49	0,83	0,10	0,06
0,05 - 0,15	2,55	0,83	0,09	0,08
0,15 - 0,30	2,52	0,79	0,07	0,14

A densidade de partículas do solo foi determinada pelo método do balão volumétrico. Neste ensaio 20 g de terra fina seca ao ar foram pesados e colocados em um Becker de massa conhecida, em seguida foi conduzida à estufa por 72 horas, colocada para dessecar e pesada, a fim de se obter a massa da amostra seca a 105 °C. Então a amostra foi transferida para um balão aferido de 50 ml e foi adicionado álcool etílico com bureta de 50 mL, agitou-se o balão para eliminar as bolhas de ar que se formaram. Na sequência o volume de álcool gasto foi aplicado na equação 1 (EMBRAPA, 1997).

$$Den. \text{ de partículas} = \text{Massa da amostra seca a } 105^{\circ}\text{C} / (50 - \text{Volume de álcool gasto}) \quad (1)$$

Para determinação da granulometria foi utilizado o método da Pipeta. Neste método 20 g de TFSA foram transferidos para uma garrafa plástica de 1000 mL onde foram adicionados 200 mL de água destilada e 10 mL de hexametáfosfato de sódio. A mistura foi deixada agitando durante 16 horas em agitador tipo Wagner à 50 rpm. Após este período o material foi

conduzido para uma proveta de sedimentação de 1000 mL após passar pela peneira n° 270. A fração de areia que ficou retida na peneira foi transferida para um Becker posto em estufa por 5 horas, pesou-se e obteve-se a fração areia grossa + fina. Para determinação da areia fina a amostra foi passada pela peneira n° 70 e pesada. No caso da fração argila, foi determinada através do peso do material seco em estufa, proveniente das partículas em suspensão, que foram retiradas através de pipeta de 50 mL a 5 cm do fundo da proveta submetida à agitação (EMBRAPA, 1997).

A segunda amostra de solo foi conduzida ao Laboratório de Análises Magnéticas e Ópticas (LAMOP) da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN) campus Mossoró - RN para determinação da composição dos principais elementos constituintes da fração sólida do solo empregando-se fluorescência de raios X (Tabela 4).

Para realização da análise as amostras foram levadas à estufa à 105°C por 72 horas. Em seguida foram acondicionadas em potes hermeticamente fechados e conduzidos ao LAMOP para realização do FRX. As amostras foram postas em um suporte no qual o fundo era feito de polímero transparente, para permitir a passagem dos raio-X na amostra. O modelo do equipamento utilizado para a leitura das amostras foi o EDX-7000 da marca Shimadzu.

Tabela 4 – Composição química da fração sólida do solo, empregando-se fluorescência de raios X

		Teor Nutricional (%)					
Características	Ca	Si	Al	S	Fe	K	Mn
Resultados	0,820	70,262	18,770	0,121	2,309	6,589	0,112
Características	Sr	Ti	V	Zn	Zr	Rb	Y
Resultados	0,017	0,754	0,022	0,030	0,098	0,014	0,002

Nota: Ca – cálcio; Si – silício; Al – alumínio; S – enxofre; Fe – ferro; K – potássio; Mn - manganês; Sr – estrôncio; Ti – titânio; V – vanádio; Zn – zinco; Zr – zircônio; Rb – rubídio; e Y – ítrio.

Fonte: Acervo Pessoal (2015).

Para avaliação das características químicas iniciais do solo, realizou-se uma amostragem preliminar na área de estudo antes da implantação da cultura e da aplicação das doses de percolado de RSU. Foram colhidas amostras simples em cinco pontos distintos da área, em cada uma das profundidades, formando assim duas amostras compostas, às profundidades de 0,0 a 0,20 e 0,20 a 0,40 m, com auxílio de trato holandês.

A análise química do solo disposta na Tabela 5 foi realizada antes do início da etapa experimental, procedimento necessário para a tomada de decisão quanto a adubação, sendo as quantidades de adubo necessárias condicionadas à quantidade dos principais nutrientes existentes no solo e exigências da cultura.

Tabela 5 – Características químicas do solo utilizado

Parâmetros	Unidade	Profundidade (cm)	
		0 a 20	20 a 40
pH	(Água)	6,53	6,16
CE	ds/m	0,49	0,14
MO	g kg ⁻¹	12,96	6,27
N	g kg ⁻¹	0,77	0,91
P	mg dm ⁻³	14,2	6,2
K ⁺		99,5	110,7
Na ⁺		9,4	8,4
Ca ²⁺	cmol dm ⁻¹	2,9	2,2
Mg ²⁺		0,9	1,4
Al		0	0
H+Al		0,99	1,4
SB		4,1	3,92
T		4,1	3,92
CTC		5,09	5,32
V		81	74
M	%	0	0
PST		1	1

Fonte: Pesquisa de Campo (2015).

As características químicas do solo foram determinadas da seguinte forma: A MO – matéria orgânica determinada pelo método Walkley-Black (Delfelipo & Ribeiro, 1981; Embrapa, 1997); N, P e Na – fósforo disponível, potássio e sódio trocável, extraídos com Mehlich 1 e determinados conforme o método definido por Delfelipo & Ribeiro (1981) & Embrapa (1997); Ca, Mg, e Al – cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com KCl 1

mol L⁻¹ e determinados conforme Delfelipo & Ribeiro (1981) & Embrapa (1997); H+Al – acidez potencial extraída por acetato de cálcio 0,5 M; Ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, segundo EMBRAPA (1997).

3.3 Delineamento experimental e tratamentos

As plantas de mamona (*Ricinus Communis L.*) cv. Energia foram fertirrigadas com percolado de aterro sanitário diluído com água de abastecimento em diferentes proporções (T₁ = água de abastecimento e adubação mineral – tratamento controle e, T₂ = 20, T₃ = 40, T₄ = 60 e T₅ = 80% de percolado de aterro sanitário), em delineamento experimental de blocos ao acaso com 4 repetições, totalizando 20 parcelas experimentais, sendo cada uma com área de 24 m² (4,0 x 6,0 m).

Cada parcela experimental foi composta por 4 linhas de plantas, com 10 plantas por fileira, espaçadas em 0,60 m (Figura 4A) e 1,00 m (Figura 4B) entre plantas na fileira, sendo que entre parcelas a distância estabelecida foi de 2,00 m. Nesta conformidade o número de plantas por parcela foi de 40 e na área experimental 800 plantas.

Para efeito de análise de características de crescimento e produção foram consideradas as 20 plantas das duas linhas centrais de cada parcela, sendo que as linhas laterais consideradas como bordaduras. Os dados de crescimento foram coletados em períodos estabelecidos espaçados em 30 dias e os dados de produção coletados ao final do ciclo experimental

A.



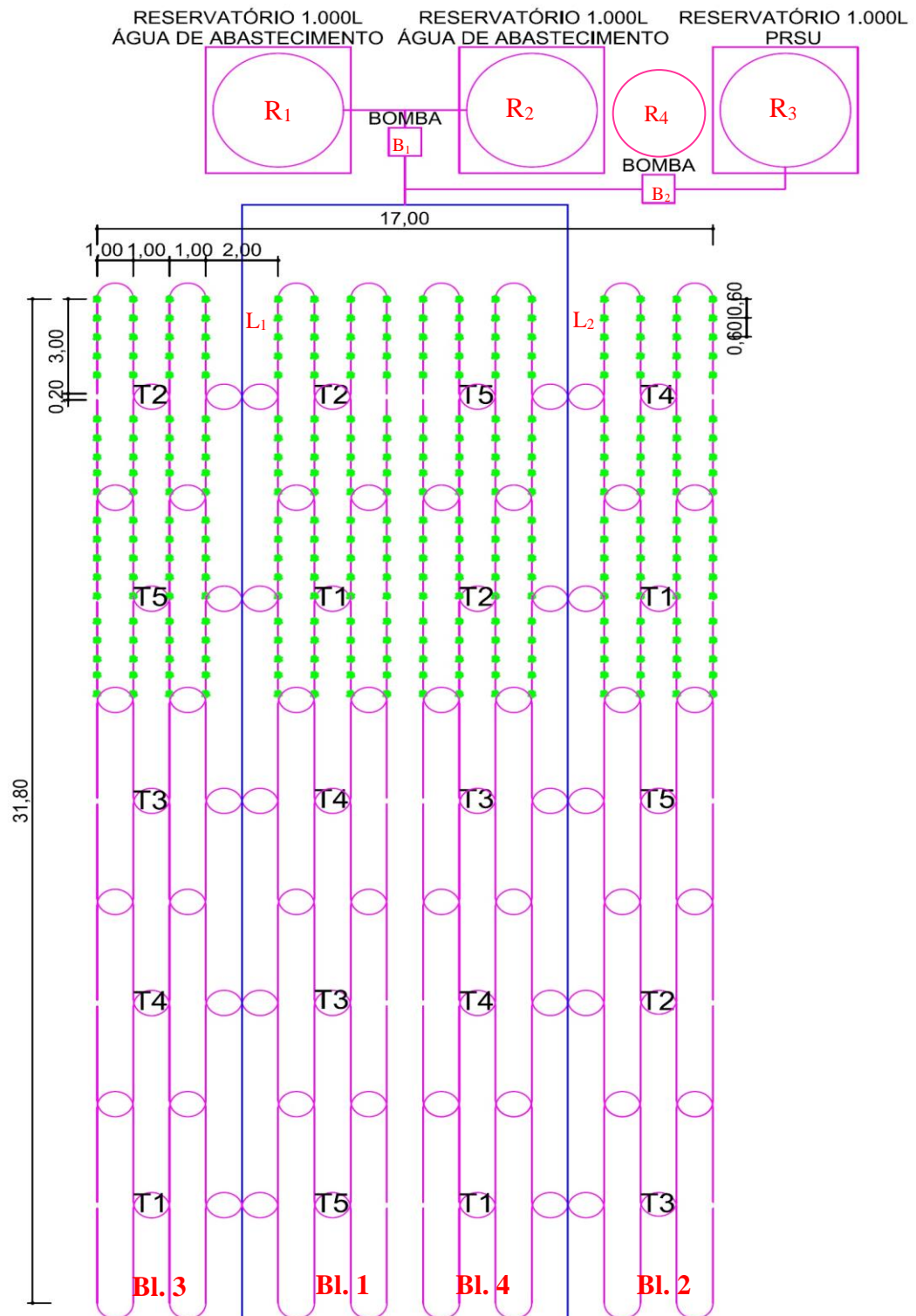
B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 4 – Parcelas experimentais: Espaçamento entre linhas de irrigação (A) e espaçamento entre plantas (B)

O croqui da área experimental foi desenhado, pode ser observado na Figura 5 abaixo



Fonte: Pesquisa de Campo (2015)

Figura 5 – Croqui da área experimental

Na Figura 5 pode-se perceber a distribuição espacial dos elementos constituintes do ensaio experimental. Na parte superior estão dispostos os reservatórios de água de abastecimento (R_1 e R_2) responsáveis pela acumulação da água de irrigação. Interligada a estes foi instalada a bomba de 1 c.v (B_1) a qual distribuía, através das linhas principais (L_1 e L_2), o volume referente ao tempo de irrigação calculado para cada parcela experimental.

O reservatório R_3 acumulava o volume de PRSU transportado do aterro sanitário de Mossoró até a área experimental. O reservatório R_4 , de capacidade menor, tinha por função receber a dose de percolado calculada para cada parcela. Interligada ao R_4 estava a bomba de 0,5 c.v (B_2) que recalrava o PRSU depositado neste através das linhas principais L_1 e L_2 .

3.4 Coleta e caracterização do PRSU

O percolado utilizado no experimento foi proveniente do Aterro sanitário do Município de Mossoró (Figura 6) sob coordenadas geográficas $5^\circ 10' 38''$ de latitude sul e $37^\circ 16' 94''$ de longitude oeste.



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 6 – Imagem da área da lagoa de Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos, localizada no Aterro Sanitário do Município de Mossoró – RN.

O PRSU acumulado na lagoa de estabilização (Figura 7A) foi coletado com o auxílio de um conjunto moto-bomba, transferido para um reservatório de 1000 L (Figura 7B) e, em seguida, transportado para a área experimental.

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 7 – Ilustração da lagoa de percolado de resíduos sólidos urbanos do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN (A) e da caixa de transferência do percolado até a UERA/UFERSA (B)

As coletas foram feitas quinzenalmente, sendo o volume coletado suficiente para suprir as demandas de fertirrigação da cultura. A água potável foi proveniente da rede de abastecimento público que abastece o campus da UFERSA.

Amostras de percolado e da água de abastecimento utilizadas nos tratamentos experimentais foram coletadas para a análise e caracterização das propriedades físicas, químicas e microbiológicas. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo e encaminhadas para o Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA, para as devidas determinações, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al., 2012; Silva, 2009; EMBRAPA, 1997).

As análises das características do percolado e da água de abastecimento foram realizadas em dois laboratórios diferentes. As análises químicas que determinaram as concentrações dos principais elementos presentes nas amostras de água e percolado foram feitas no Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA. Utilizando a metodologia da EMBRAPA (1997), as concentrações de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) por método titulométrico, expressos em mmolc L^{-1} ; e cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) por espectrofotometria de absorção atômica, expressas em mg L^{-1} . Com os valores de Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} determinou-se a RAS (relação de adsorção de sódio) por meio da metodologia de Richards (1954).

No laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV) determina-se as concentrações de níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) por espectrofotometria de absorção atômica, expressas em mg L^{-1} .

3.5 Sistema e manejo da irrigação

3.5.1 Sistema de irrigação

O sistema de irrigação localizado, utilizando-se fitas gotejadoras com 16 mm de diâmetro e com pontos de gotejamento espaçados a cada 0,30 m. Essa decisão foi embasada, principalmente, no fato que a irrigação por sub copa evita a aspersão do efluente fertirrigante, bem como o desperdício de água de abastecimento.

Para o abastecimento de água foi montada uma estrutura composta por dois reservatórios de Polietileno com 1000 L, sendo este abastecido continuamente pela rede de suprimento da UFERSA, e um conjunto moto bomba com potência de 1 c.v (Figura 8A). Para o suprimento adequado de água dois parâmetros foram observados: a pressão de serviço fornecida pelo conjunto e o tempo de irrigação. Através do cálculo da lâmina de irrigação e do teste de vazão realizado no sistema era calculado diariamente o tempo que o conjunto adutor deveria funcionar, considerando uma pressão de serviço de $0,5 \text{ kgf cm}^{-2}$.

O sistema de distribuição de água foi composto por duas linhas principais com tubos de PVC de 32 mm de diâmetro, nos mesmos foram acopladas derivações as quais propiciavam a distribuição em formato de “X” (Figura 8B). Como forma de garantir que cada parcela recebesse a quantidade exata referente à sua respectiva dose de água de abastecimento e PRSU, foram instalados nas linhas de distribuição e nas derivações das parcelas, registros de comando, os quais eram abertos ou fechados de acordo com o manejo da irrigação definido diariamente. Ligados aos registros de comando foram instaladas as fitas de irrigação, com os pontos de gotejamento espaçados em 0,30 m, sendo esse espaçamento necessário para o encontro entre os bulbos, visando formar uma única área molhada dentro da parcela. Após teste realizado observou-se $1,65 \text{ L h}^{-1}$ de vazão média.

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 8 – Detalhe dos reservatórios e sistema principal de distribuição (A) e Sistema de irrigação com linhas principais e de gotejamento (B)

O sistema foi avaliado quanto à uniformidade de distribuição, conforme metodologia proposta por Keller & Karmeli (1974), apresentando a uniformidade de distribuição de 96%, classificada como excelente. A uniformidade de distribuição foi determinada conforme Equação 2.

$$UD = \frac{q_{25}}{q_m} 100 \quad (2)$$

em que:

UD – Uniformidade de distribuição, %;

q_{25} – 25% das menores vazões, L h⁻¹;

q_m – vazão média do total de emissores, L h⁻¹.

3.5.2 Aplicação do PRSU

Para aplicar o percolado foi instalado um sistema de recalque composto por um conjunto moto bomba de 0,5 c.v. Do reservatório de acumulação (Figura 9A) o percolado foi transferido para um reservatório de menor volume (150 L). Neste reservatório foi depositado a quantidade calculada para cada tratamento, através de balde graduado, sendo em seguida bombeado para as parcelas experimentais (Figura 9B).

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 9 – Reservatório de PRSU (A) e Sistema de fertirrigação (B)

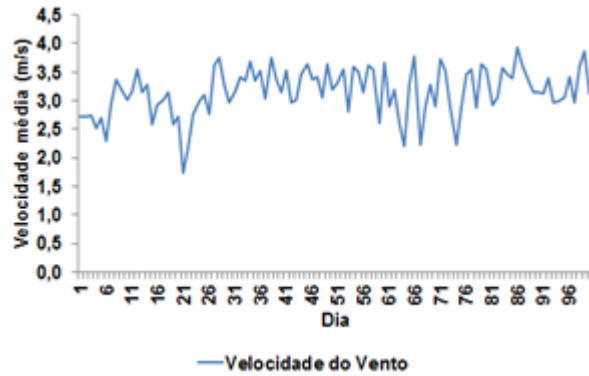
A determinação diária da quantidade de PRSU a ser aplicada foi calculada aplicando percentual estabelecido para cada tratamento ao volume calculado de água a ser administrada a cultura. Assim, esperava-se que a aplicação do PRSU completasse o suprimento hídrico demandado pela cultura, bem como, servisse de aporte nutricional para a mamoneira.

3.5.3 Manejo da Irrigação

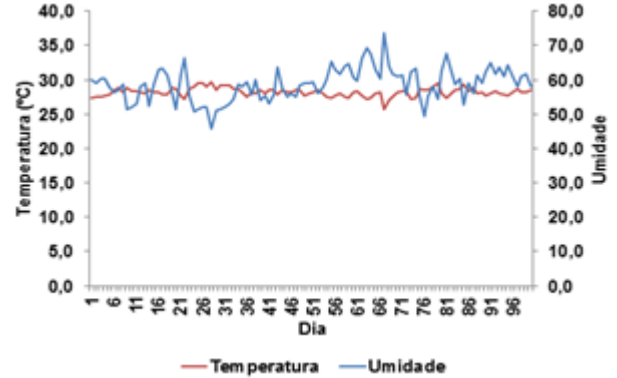
A estimativa da evapotranspiração da cultura foi feita diariamente a partir da evapotranspiração de referência (E_{To}), estimada a partir dos dados climáticos, e o respectivo coeficiente de cultura (K_c).

O K_c utilizado foi o da irrigação por gotejamento, calculado utilizando o método do K_c dual (Allen et al., 1998). Os dados climáticos necessários para a estimativa da E_{To} da cultura foram coletados diariamente (Figura 10: A, B, C e D), com isso, determinava-se a lâmina de irrigação no dia seguinte.

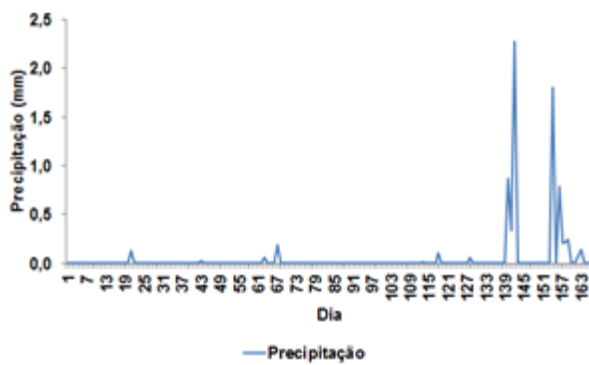
A.



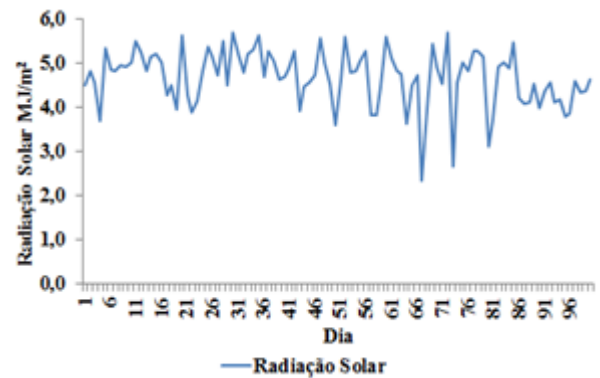
B.



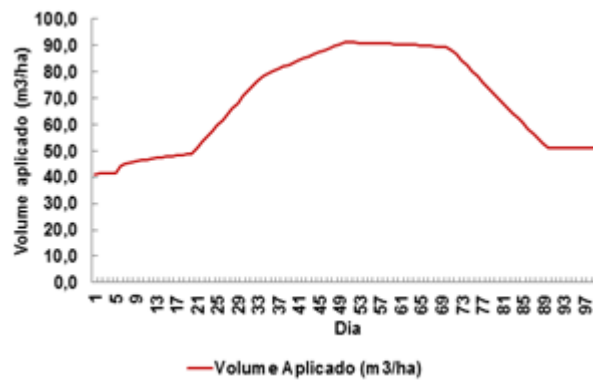
C.



D.



E.



Fonte: Dados provenientes do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) para a cidade de Mossoró e da estação meteorológica da UFERSA (2014-2015)

Figura 10 – Elementos meteorológicos utilizados para determinação da lâmina de irrigação (A, B, C e D). Volume total aplicado por dia (E)

A irrigação foi suspensa aos 100 DAS devido à grande quantidade de plantas com desenvolvimento vegetativo vigoroso, apresentando grande quantidade de folhas e cachos. Ao final desse período foi aplicada uma lâmina de irrigação total de 638,1 mm (Figura 10 E) (Barbosa, 2004).

3.6 Descrição e condução da cultura

3.6.1 Preparo da área

Diante dos dados obtidos com a análise química verificou-se a não necessidade do procedimento de calagem, visto que a saturação de bases, em ambas as profundidades, foi superior a 70%.

A necessidade de adubação de fundação e de cobertura para o tratamento em que se utilizou apenas água de abastecimento para irrigação, foi estimada segundo a recomendação da Embrapa (2006) para a cultura da Mamona. Para a adubação de fundação foi optado pela utilização da fórmula 6-24-12, com a aplicação de 17,5 g de adubo por cova, o que corresponde em kg ha^{-1} a 17,5 de N, 70 de P e 35 de K. Para o procedimento de adubação foi escavada uma cova no solo com aproximadamente 0,20 m, onde o adubo foi depositado conforme pode ser observado na Figura 11A.

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 11 – Adubação de fundação (A) e adubação de cobertura (B)

A adubação de cobertura foi estimada em função das necessidades nutricionais, bem como das quantidades de elementos identificadas na análise química do solo. Foi procedida a aplicação de N e K, elementos mais exigidos pela mamona, nas quantidades de 35 kg ha^{-1} e 20 kg ha^{-1} , aplicados na forma de Sulfato de Amônia e Cloreto de Potássio, respectivamente (Figura 11B).

A aplicação da adubação cobertura foi parcelada em duas etapas, na primeira, 25 dias após a emergência foram aplicadas metade do nitrogênio e 40% do potássio recomendados. Já na segunda etapa do parcelamento foram aplicados o restante do nitrogênio e o potássio no início do florescimento aos 50 DAS. Os outros tratamentos receberam esses elementos na fertirrigação com água residuária, até os 100 DAS.

3.6.2 Plantio e tratos culturais

A semeadura foi realizada no dia 16 de setembro de 2014 e o ciclo da cultura apresentou duração de 120 dias (Figura 12A). Para o plantio foram abertas 40 covas com 0,20 m de profundidade, em que foi depositada a adubação de fundação e, na sequência preenchida com o material escavado, deixando 0,05 m do nível do solo para a deposição das sementes. Para garantir a germinação foram semeadas 2 sementes por cova, sendo que cada parcela possuía 40 covas, totalizando 80 sementes por parcela (Figura 12B).

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 12 – Semeadura da Mamona nas parcelas experimentais (A) e Detalhe das sementes depositadas nos sulcos (B)

Aos 15 DAS, foi realizado o primeiro desbaste, visando reduzir a população de plantas e a consequente otimização do consumo de água de irrigação e PRSU aplicados. Deste processo restaram 40 plantas por parcela, sendo estas conduzidas e manejadas até a produção.

3.7 Variáveis analisadas

3.7.1 Crescimento

Para avaliação morfológica das plantas, visando acompanhamento do crescimento e desenvolvimento, foram escolhidas as vinte plantas centrais de cada parcela, deixando as fileiras periféricas como bordadura. Sendo assim, foram avaliadas as seguintes características:

- Altura das plantas: Para realização da medição desta característica foi utilizada uma trena metálica com comprimento total de 3 m. A avaliação foi feita medindo-se do colo até o ápice da planta (meristema apical), sendo essa medida realizada aos: 30, 60, 90 e 120 DAS.
- Diâmetro do caule: Para realização da medição desta característica foi utilizado paquímetro digital devidamente calibrado. A avaliação foi feita medindo-se o caule a uma distância de 0,01 m do solo. As medições dessa variável foram realizadas aos: 30, 60, 90 e 120 DAS.
- Número de folhas: foram realizadas contagens das folhas de cinco plantas marcadas anteriormente, sendo adotado um critério quanto ao tamanho mínimo das folhas. A contagem das folhas foi realizada aos: 30, 60, 90 e 120 DAS.
- Área foliar: essa variável foi medida aos 30, 60, 90 e 120 DAS. Para a determinação desta característica foram avaliadas cinco plantas a cada período, dentre as plantas centrais selecionadas. As medições foram realizadas utilizando régua metálica com 0,30 m de comprimento com a qual foram determinadas as dimensões da nervura principal e laterais da folha. Os dados coletados foram aplicados na equação 3, constante na metodologia para determinação da área foliar da mamoneira desenvolvida por (Severino et al., 2004).

$$S = 0,2439 x (P + T)^{2,0898} \quad (3)$$

em que:

S = Área foliar da mamoneira;

P = Comprimento da nervura principal da folha;

T = Média das duas nervuras laterais da folha

- Acúmulo de fitomassa: essa variável foi medida no final do ciclo, sendo coletada a parte aérea (caule e folha) de cinco plantas de cada parcela e postas para secagem em estufa de

circulação forçada de ar, a temperatura de 60 °C até peso constante, sendo o material pesado em balança de precisão de 0,01 g, obtendo-se assim a fitomassa seca da parte aérea.

3.7.2 Produção de Sementes

Para determinação do rendimento de sementes da cultura foram colhidos todos os cachos das vinte plantas centrais utilizadas na determinação dos parâmetros de crescimento. A colheita foi realizada em dois momentos: aos 90 e 120 DAS (Figura 13). Essa conduta foi necessária para aproveitar o máximo de bagas amadurecidas. Os cachos foram colocados ao sol para secagem e após isso foram descascados, sendo as sementes pesadas para determinação do rendimento por parcela. Para estimativa da produtividade em ($t\ ha^{-1}$), foi considerado o comprimento das parcelas, bem como o espaçamento entre as plantas.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 13 - Cachos colhidos aos 120 DAS

3.7.3 Produção e qualidade do óleo

Para determinação do teor de óleo e demais características foram coletadas amostras de 300 g das sementes em cada parcela experimental, as quais foram secas em estufa à temperatura de 60 °C durante 12 horas e, estas foram conduzidas ao Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais – LACAM da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN).

3.7.3.1 Extração do óleo

A fim de conferir maior confiabilidade dos dados obtidos pelas análises físico-químicas, cada característica avaliada foi determinada em duplicata. Além disso, foi preparada também uma amostra em branco para todas as caracterizações.

Para realizar o estudo da influência do cultivo na porcentagem de óleo obtida foi realizada a extração a quente pelo sistema de soxhlet seguindo a metodologia desenvolvida por (Santos et al., 2009).

Para a realização do procedimento, inicialmente, foram pesadas 300 g de amêndoas da semente de mamona com casca e levadas ao triturador para redução da semente a partículas menores para facilitar a extração do óleo. Em seguida, o material proveniente do triturador, foi acondicionado em sachês de papel de filtro comum (tipo Mellita). Após esta etapa o óleo foi extraído utilizando-se o hexano como solvente em sistema Soxhlet com refluxo durante 5 h a uma temperatura de 70 °C, sendo o solvente recuperado num rotavaporador. Para cada tratamento foram feitas quatro repetições e as massas de óleos obtidos foram transferidas para um Becker, levados a estufa a uma temperatura de 80 °C para retirada do hexano remanescente e, finalmente, pesados. O teor de óleo foi obtido pelo quociente da massa de óleo obtida e a massa inicial das sementes, como pode ser observado na equação 4, sendo o valor final expresso em percentual.

$$R(\%) = \text{Massa de óleo} \times 100 / \text{massa da semente inicial} \quad (4)$$

Como critério de otimização da pesquisa, para determinação das propriedades físico-químicas do óleo extraído das amostras, foram selecionados os dois tratamentos que apresentarem melhores desempenhos em termos de percentual de óleo frente à massa da semente. Para obtenção dos valores finais foi calculada a média aritmética simples entre as duplicatas.

3.7.3.2 Determinação do índice de acidez

Para determinação do índice de acidez, o óleo extraído, primeiramente foi centrifugado por 15 minutos para separação das impurezas e a seguir mediu-se a acidez pela metodologia

descrita por Moretto & Fett (1998). No Erlenmeyer de 125 ml foram colocados 2g de cada amostra e adicionados 25 ml de solução neutra de éter etílico + álcool etílico, na proporção 2:1, agitando-se até a completa diluição do óleo; acrescentou-se duas gotas do indicador ácido/base fenolftaleína e procedeu-se a titulação com solução de NaOH 0,1N até o surgimento da coloração rósea. Com o valor do volume de NaOH gasto na titulação, calculou-se o índice de acidez pela equação 5.

$$A_c = (V \times FC \times 5,61) / P \quad (5)$$

em que:

A_c = índice de acidez (mg de KOH/g de óleo);

V = volume de NaOH gasto na titulação (mL);

FC = fator de correção da solução

5,61 = equivalente-grama do KOH

P = massa em gramas da amostra.

3.7.3.3 Determinação dos ácidos graxos

No caso da determinação dos ácidos graxos livres, o processo iniciou-se pela dissolução das gorduras presentes nas amostras em solventes e em seguida, após a neutralização, realizou-se a titulação com uma solução padrão de NaOH, utilizando a fenolftaleína como indicador (Osawa et al 2006). Para a realização da análise foram utilizados os seguintes materiais: bureta de 25 ml, erlenmeyer de 250 ml, pipeta volumétrica de 50 ml, álcool etílico 95%, solução alcoólica de fenolftaleína 1% e a solução aquosa de NaOH 0,1N, essa última é utilizada para determinar o FC (fator de correção de NaOH 0,1N) que é necessário para o cálculo do AGL (Ácidos Graxos Livres). No erlenmeyer pesaram-se 5 gramas da amostra, na sequência adicionados 50 ml de solução de álcool etílico 95% e colocado para aquecer até atingir a ebulição. Posteriormente, foram inseridas 10 gotas do indicador de fenolftaleína e titulado com NaOH 0,1N até a coloração rósea persistir por cerca de 15 segundos. Para obtenção do valor de ácidos graxos livres, foi aplicada a equação 6.

$$AGL = (V \times FC \times 28) / P \quad (6)$$

em que:

V = diferença, em mol, de NaOH 0,1N gastos nas duas titulações, a titulação da amostra menos a do branco, em ml;

FC = fator de correção de NaOH 0,1N;

P = massa em gramas da amostra.

3.7.3.4 Densidade relativa do óleo

A densidade relativa do óleo de mamona foi determinada pelo método do picnômetro. Antes da determinação foi procedida a calibração executada da seguinte forma: O picnômetro foi tarado na balança e preenchido com água, após isso o mesmo foi pesado novamente e anotou-se o peso, adotando-se a densidade da água na temperatura da medida em g cm^{-3} . Por fim, aplicou-se a equação 7, encontrando-se o volume do picnômetro.

$$V = m/d \quad (7)$$

em que:

V = volume do picnômetro

m = massa de água no picnômetro

d = densidade da água na temperatura de medida

O método consistiu inicialmente em pesar um picnômetro vazio de 25 ml, lavado e seco, em seguida foram colocadas as amostras de óleo até o menisco indicativo do volume máximo do picnômetro, finalmente o recipiente preenchido com o óleo foi pesado novamente. O valor da densidade relativa foi obtido através da relação entre massa e volume do líquido, expressa em g cm^{-3} (equação 8).

$$d = m/v \quad (8)$$

em que:

d = densidade relativa expressa em g cm^{-3}

m = massa da amostra

v = volume do líquido

3.7.3.5 Determinação do índice de iodo

O procedimento foi realizado utilizando os materiais: Erlenmeyer de 500 ou 250 ml, proveta de 100 ml, pipetas volumétricas de 10 e 25 ml, bureta de 25 mL e uma barra magnética. Em relação aos reagentes, foram utilizados: solução de iodeto de potássio (KI) a

15%, reagente de Wijs, Tetracloreto de Carbono (CCl₄) P.A., solução de amido a 0,5%, água destilada recentemente fervida e resfriada e a solução de tiosulfato de sódio 0,1 N usada na determinação do FC (fator de correção da solução de tiosulfato de sódio 0,1N).

O procedimento iniciou-se com pesagem da amostra em um erlenmeyer de 500 ou 250 ml e adição de 10 ml de tetracloreto de carbono; em seguida acrescentou-se 25 ml da solução Wijs e a barra magnética, agitando cuidadosamente por rotação. A amostra permaneceu em repouso por 30 minutos ao abrigo da luz a temperatura ambiente; depois colocou-se 10 ml da solução de iodeto de potássio a 15% e 100 ml de água recentemente fervida e resfriada; logo após, titulou-se com tiosulfato de sódio 0,1 N e adicionando lentamente, sobre agitação constante, até uma fraca coloração amarela e por fim acrescentou-se 1 a 2 ml da solução de amido, de modo, a continuar a titulação até que a cor azul desapareça. O valor do índice é obtido utilizando a equação 9.

$$I.I = (V \times FC \times 1,27) / P \quad (9)$$

em que:

V = diferença, em mL, de tiosulfato de sódio 0,1N gastos nas duas titulações (a titulação do banco menos a da amostra);

FC = fator de correção da solução de tiosulfato de sódio 0,1N;

P = massa em gramas da amostra.

3.7.3.6 Determinação do índice de saponificação

O índice de saponificação é definido como a quantidade de hidróxido de potássio (KOH) requerido para saponificar uma grama de óleo ou gordura. No procedimento para a determinação do índice de saponificação são utilizados os seguintes materiais e reagentes: bureta de 25 mL, chapa elétrica, erlenmeyer de 250 mL com tampa esmerilhada, solução alcoólica de hidróxido de potássio (KOH) 4% e solução de ácido clorídrico (HCl) 0,5N.

Pesou-se 4g desse hidróxido de potássio em balão volumétrico de 100 mL, completando o volume com álcool etílico, solução alcoólica de fenolftaleína 1%, e solução de ácido clorídrico (HCl) 0,5N, sendo esta última solução usada para calcular o FC = fator de correção do HCl 0,5N.

Na sequência foram pesadas 2 g da amostra em um erlenmeyer, adicionando-se 20 mL da solução alcoólica de hidróxido de potássio 4%. O erlenmeyer é adaptado ao sistema de

refluxo, onde o conteúdo fica em ebulição por um período de 20 minutos. Em seguida retirou-se o erlenmeyer do sistema e adicionou 2 gotas do indicador fenolftaleína. Em seguida foi titular com HCl 0,5N até que desapareça a coloração rósea, obtendo o valor de V como a diferença, em ml, de HCl gastos nas duas titulações (a titulação da amostra menos a do branco) e aplica-se na equação 10.

$$IS = (V \times FC \times 28) / P \quad (10)$$

em que:

V = diferença, em ml, de HCl gastos nas duas titulações (a titulação da amostra menos a do branco);

FC = fator de correção do HCl 0,5N;

P = massa em gramas da amostra.

3.8 Análise e interpretação dos resultados

Os dados do experimento foram submetidos a análise de variância mediante aplicação do teste F. Quando se constatou significância da interação entre os fatores percentual de percolado de resíduos sólidos urbanos *versus* dias após o semeio (DAS), procedeu-se o desdobramento estatístico e discutiu-se com base nesta análise; no caso do efeito isolado do percentual de percolado de resíduos sólidos urbanos, comparou-se mediante análise de regressão. Todas as análises foram realizadas em nível de 0,05 de probabilidade com auxílio de um software estatístico (Ferreira, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características físico-químicas e microbiológicas da água de abastecimento e percolado utilizados na irrigação da mamona

Na Tabela 6 estão dispostas as médias das duas análises das características da água de abastecimento e percolado não diluído realizadas durante a condução do experimento.

A composição da água de abastecimento, e principalmente da água residuária utilizados na fertirrigação de uma cultura podem influenciar diretamente as características químicas do solo, o desenvolvimento e produção da cultura (Andrade Filho, 2010). Entretanto, no caso do percolado, a sua composição é bastante variável, dependendo das características dos resíduos sólidos urbanos depositados, do clima, do manejo e da idade das células do aterro (Bila, 2000).

Pode-se observar que os valores médios do pH da água de abastecimento e de percolado foram respectivamente 7,72 e 8,69. O valor para água de abastecimento encontra-se dentro da faixa de normalidade recomendada por Ayers & Westcot (1999) que é de pH entre 6,5 a 8,4. No caso do percolado o pH encontra-se um pouco acima do recomendado, mas que não chega a representar um fator limitante ao uso do mesmo como fonte hídrica e nutricional. Além disto, tendo o percolado características de alcalinidade, este quando utilizado na fertirrigação de culturas, pode diminuir a necessidade de correção do pH do solo através de calagem, o que contribui para diminuição dos custos de produção (Novais et al., 2007; Meurer et al., 2010).

Com relação à influência do pH no processo de absorção de nutrientes pelas plantas na solução do solo, este contribui direta e indiretamente, visto que, a interação das cargas elétricas das partículas orgânicas e inorgânicas presentes no solo dependem do pH, o que influencia a disponibilidade para as plantas.

Outro fator a ser observado é que o pH do percolado depende diretamente da idade do aterro sanitário. No caso deste estudo o valor médio de pH obtido para o percolado (8,69) é característico de lixiviado proveniente de aterro velho com idade superior a 10 anos onde predomina a fase matanogênica (Renou et al., 2008).

Tabela 6 – Média das características físico-químicas e microbiológicas das análises realizadas na água de abastecimento e percolado.

ATRIBUTOS	ÁGUA					
	ABASTECIMENTO			PERCOLADO		
	1ª coleta	2ª coleta	Média	1ª coleta	2ª coleta	Média
DBO (mg L ⁻¹)	-	-	-	6500	5800	6150
DQO (mg L ⁻¹)	-	-	-	12400	9600	11000
Sólidos decantáveis (ml L ⁻¹)	-	-	-	0,20	1,00	0,60
Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	-	-	-	2200	220	1210
Sólidos Dissolvidos (mg L ⁻¹)	-	-	-	44545	15900	30222
Sólidos Totais (ml L ⁻¹)	-	-	-	46745	16120	31432
Turbidez (mg L ⁻¹)	0,14	0,2	0,17	176	305	240
pH	7,65	7,80	7,72	8,56	8,82	8,69
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,75	0,5	0,62	14,16	19,03	16,60
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	-	-	-	520	324	422
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	-	-	-	42,10	61,53	51,81
Potássio (mmolc L ⁻¹)	9,10	8,86	8,98	102,60	74,36	88,48
Sódio (mmolc L ⁻¹)	4,12	4,70	4,41	71,30	127,60	99,45
Cálcio (mmolc L ⁻¹)	1,57	1,50	1,53	22,70	56,55	39,62
Magnésio (mmolc L ⁻¹)	0,72	0,60	0,66	26,50	23,26	24,88
Cloreto (mmolc L ⁻¹)	1,44	1,50	1,47	69,78	45,00	57,39
Carbonato (mmolc L ⁻¹)	0,13	0,24	0,18	40,6	30,50	35,55
Bicarbonato (mmolc L ⁻¹)	3,00	3,01	3,00	55,00	85,46	70,23
Manganês (mg L ⁻¹)	0,02	0,009	0,014	1,07	0,92	0,99
Ferro (mg L ⁻¹)	0,35	0,011	0,18	1,16	56,84	29
Cádmio (mg L ⁻¹)	0,02	0,020	0,02	0,14	0,01	0,07
Zinco (mg L ⁻¹)	0,08	0,014	0,047	0,08	0,014	0,09
Cobre (mg L ⁻¹)	0,01	0,015	0,012	0,01	0,03	0,02
Níquel (mg L ⁻¹)	0,03	0,067	0,048	0,95	0,10	0,52
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,01	-	0,005	1,20	0,20	0,70
Cromo (mg L ⁻¹)	0,05	-	0,025	0,65	0,001	0,32
Alumínio (mg L ⁻¹)	-	-	-	4,90	3,95	4,42
C.T (NMP 100 mL ⁻¹)	10	1500	755	510	340	430
C. Te (NMP 100 mL ⁻¹)	-	603	301	330	603	466
Bactéria Heterotrófica	650	100	375	-	-	-
CSR (mmolc L ⁻¹)	0,85	1,10	0,98	47,70	10,75	29,22
RAS (mmolc L ⁻¹) ^{0,5}	3,79	4,58	4,18	14,39	22,5	18,88

Nota: AP = água de poço; PAS = percolado de aterro sanitário; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; DQO = demanda química de oxigênio; pH = potencial hidrogeniônico; CE = condutividade elétrica; CT = coliformes totais; CTe = coliformes termotolerantes; CSR = carbonato de sódio residual; RAS = razão de adsorção de sódio.

Quanto a CE, os valores médios encontrados para a água de abastecimento e percolado foram de $0,62 \text{ dS m}^{-1}$ e $16,6 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente. No caso da água de abastecimento, esta pode ser utilizada para irrigação sem nenhum grau de restrição, pois seu valor é inferior a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ (Ayers & Westcot, 1999). No caso do percolado, o valor da condutividade foi bem mais elevado, entretanto este valor médio foi analisado com o percolado sem diluições. Sendo assim, os valores CE tendem a diminuir em função do aumento da diluição do PRSU aplicada ao solo.

Os valores de N, P e K observados nas análises das amostras do percolado foram superiores aos encontrados na água de abastecimento. Para N e P, nas amostras de água de abastecimento, não foram detectadas concentrações. Já para K, o valor foi de $8,98 \text{ mg L}^{-1}$, aproximadamente 10 vezes inferior ao detectado no percolado ($88,48 \text{ mg L}^{-1}$). No caso do P o valor detectado no percolado foi de $51,81 \text{ mg L}^{-1}$.

Para o N, para a água de abastecimento, não foram detectadas concentrações. Por outro lado, o percolado apresentou um valor bastante expressivo, cerca de 422 mg L^{-1} . É importante destacar que o N contido nas águas de irrigação tem o mesmo efeito para as plantas que o N aplicado como os fertilizantes, sendo assim o percolado aplicado via fertirrigação aparece como uma boa via de fornecimento de nitrogênio para a mamoneira.

Observando a tabela 6 é possível constatar que no caso do percolado, a concentração média de Na é bastante alta ($99,45 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), superando bastante o valor encontrado na água de abastecimento ($4,41 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$). O valor de Na identificado para o percolado ficou 15% inferior ao observado por Mesquita (2016) ($114,51 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) em condições experimentais semelhantes.

Elevadas concentrações de sódio trocável em relação ao cálcio e magnésio, promovem dispersão dos colóides do solo, onde o material disperso, sob a ação mecânica das gotas de água, se orienta e se movimenta para o interior dos poros bloqueando a passagem da água e do ar, formando uma densa camada superficial que promove impedimento para infiltração da água, difusão de gases e emergência das plântulas (Matos A., 2007).

A RAS da água de abastecimento apresentou um valor médio de $4,18 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, estando na faixa de toxicidade moderada. Já o percolado apresentou um valor bem mais expressivo, cerca de $18,88 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, o que o classifica como potencial gerador de toxicidade, segundo parâmetros estabelecidos por Ayers & Westcot (1999). Comparando estes resultados com os dados de Coelho (2013), determinados no percolado, notou-se que o valor médio da

condutividade elétrica foi semelhante ($16,40 \text{ dS m}^{-1}$), porém a razão de adsorção de sódio foi inferior a $31,53 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, obtido por este antes.

Com relação ao Ca^{2+} , Mg^{2+} e HCO_3 os valores médios encontrados nas amostras da água de abastecimento foram $1,53 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, $0,66 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ e $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, respectivamente. Já para o percolado os resultados foram $39,62 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, $24,88 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ e $70,23 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, respectivamente. Estas médias diferem dos teores do cálcio de 2,98 e $10,44 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, de magnésio de 2,86 e $18,38 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ e de bicarbonato de 3,93 e $65,00 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ determinados por Coelho et al. (2015) em estudos com PRSU e água de abastecimento, mediante condições experimentais semelhantes.

Como pode-se observar os valores destes elementos no percolado são bastante superiores aos identificados na água de abastecimento. Estes íons estão diretamente ligados à alcalinidade do solo e elevados teores identificados no percolado podem contribuir para a diminuição da acidez, evitando a calagem.

As concentrações médias de Cl^- encontradas para a água de abastecimento e percolado foram $1,47 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ e $57,39 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, respectivamente. Comparando-os com os valores citados por Ayers & Westcot (1999) para toxicidade de Cl^- , pode-se atestar que a água de abastecimento não oferece risco à cultura, visto que valores abaixo de $4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, não apresentam nenhuma restrição de uso para irrigação. Por outro lado, o percolado apresenta grande risco de toxicidade como fonte de irrigação, pois apresenta valor superior a $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

Os efeitos deletérios do cloreto aos cultivos agrícolas é devido à não retenção e adsorção pelas partículas do solo, facilitando o seu deslocamento com água do solo, sendo absorvido pelas raízes e transportando às folhas; onde se acumula pela transpiração e se sua concentração excede a tolerância da planta, produzem-se danos como necroses e queimaduras nas folhas (Mesquita, 2016).

No trabalho desenvolvido por Coelho et al. (2015) com PRSU e água de abastecimento, os valores médios de cloretos detectado em condições experimentais semelhantes às do presente estudo foram de 75,00 e $4,95 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

Os valores médios identificados para os metais pesados na água de abastecimento para o Ni, Cd e Pb foram 0,048, 0,02 e $0,005 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Para o percolado os valores foram 0,52, 0,07 e $0,7 \text{ mg L}^{-1}$.

Para o elemento Ni, os valores detectados diferem dos identificados por Mesquita (2016) em condições experimentais semelhantes que foram de 0,038 e 0,650 mg L⁻¹. No percolado, a concentração média do níquel foi inferior ao limite 2,0 mg L⁻¹ da Resolução CONAMA nº 430/11 (BRASIL, 2011a). Para a água de abastecimento, o valor médio do Ni foi inferior ao limite de 0,07 mg L⁻¹ da Portaria MS no 2914/2011 (BRASIL, 2011b).

Quando o pH do meio estiver abaixo de 6,50 (pH < 6,50), a maioria dos compostos de Níquel são solúveis e, em condições em que o pH permanecer acima de 6,50 (pH > 6,50), esse metal potencialmente tóxico para saúde humana e meio ambiente, predomina na forma insolúvel como hidróxido de níquel (Antoniadis et al., 2007).

Os valores médios de Cd detectados nas análises de água de abastecimento e percolado (0,02 mg L⁻¹ e 0,07 mg L⁻¹) apresentaram-se superiores ao limite de 0,01 mg L⁻¹ estabelecido por Ayers & Westcot (1999), tendo risco de causar toxicidade ao feijão, beterraba e nabo. No trabalho de Coelho (2013) os valores médios de cádmio na água de abastecimento e no percolado foram de 0,00 e 0,13 mg L⁻¹, respectivamente. Para o primeiro o valor foi inferior ao identificado neste estudo e para o segundo foi superior.

Com relação ao Pb os valores médios observados para água de abastecimento e percolado (0,005 mg L⁻¹ e 0,7 mg L⁻¹) permaneceram abaixo do limite estabelecido por Ayers & Westcot (1999) que é de 5,0 mg L⁻¹ para irrigação de cultivos agrícolas, pois em altas concentrações pode inibir o crescimento celular.

Outra variável que deve ser destacada em águas de irrigação, principalmente se estas entrarem em contato com seres humanos ou animais, é a quantidade de coliformes termotolerantes. Na água de abastecimento só foram identificados valores na segunda avaliação (603 NMP 100 mL⁻¹). Já para o percolado a média de coliformes termotolerantes obtida a partir dos valores das duas avaliações foi de 466 NMP 100 mL⁻¹. De acordo com a portaria nº 154 /2002 (Ceará, 2002) os níveis populacionais de coliformes termotolerantes foram inferiores ao limite de 5000 número mais provável por 100 mL para irrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

Esta condição diminui o risco de doenças em função da contaminação de pessoas no manejo da cultura durante o período de cultivo, contribuindo para o aumento da viabilidade do uso do percolado na fertirrigação da mamoneira.

Por fim, é necessário destacar que as expressivas concentrações de alguns elementos, tais como o N, P e K demonstram que o percolado, além de fonte hídrica, é também uma

excelente fonte nutricional para cultivos agrícolas, devido ao seu alto poder fertilizante; porém deve receber manejo adequado devido ao efeito de toxicidade de alguns elementos químicos, visto que estes podem comprometer a qualidade dos solos agrícolas.

4.2 Alterações dos atributos do solo tratado com PRSU após um ciclo cultural da mamona

4.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica do solo (CE_{es}), Porcentagem de Sódio Trocável (PST) e Sódio (Na)

De acordo com a análise de variância na Tabela 7 realizada para os atributos do solo pH, CE_{es} , PST e Na houve efeito significativo das diluições de percolado apenas para o pH do solo. Na análise de regressão para esta característica percebeu-se que o modelo linear se mostrou significativo ($p < 0,01$).

Com relação ao fator profundidade houve efeito significativo ($p < 0,01$) para todas as características, exceto para a CE_{es} . Com relação à interação entre as diluições do percolado e a profundidade não houve efeito significativo para nenhuma das variáveis analisadas (Tabela 7).

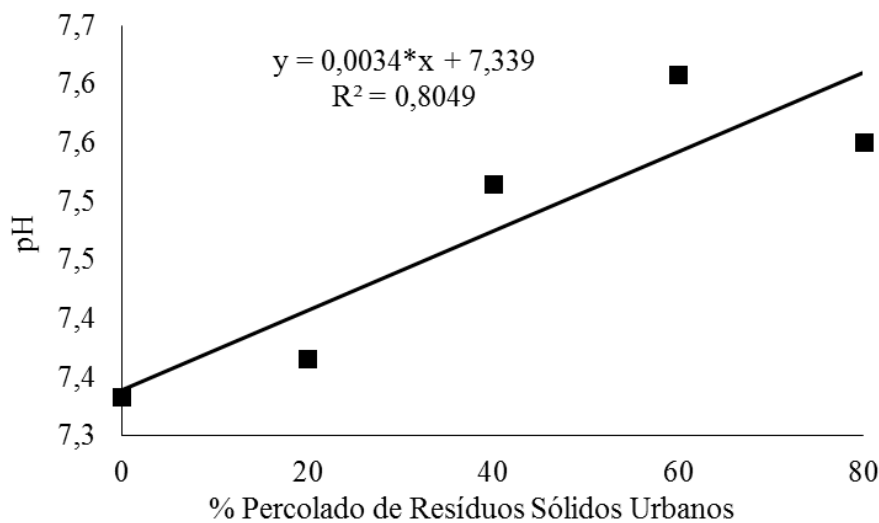
Tabela 7 – Análise de variância das variáveis pH, CE, PST e Na do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.

F.V.	GL	Teste F			
		pH	CE	PST	Na
PSRU (S)	4	**	ns	ns	ns
R. Linear	1	**	ns	ns	ns
Prof. (P)	2	**	ns	**	**
S x P	8	ns	ns	ns	ns
Bloco	3	ns	**	ns	ns
Resíduo	42	0,040	0,0012	0,163	2,288
CV	%	2,70	26,43	17,14	20,12
PSRU	Médias				
			dS m ⁻¹	(%)	mg dm ⁻³
	0%	7.333b	0,114	4.460	56,29
	20%	7.366b	0,147	6.256	76,34
	40%	7.515ab	0,121	5.168	55,48
	60%	7.608a	0,129	5.714	55,93
80%	7.551ab	0,145	5.091	55,30	

Prof.		dS m ⁻¹	(%)	mg dm ⁻³
1 (cm)	7.531a	0,156a	3.791b	38,84c
2 (cm)	7.536	0,128b	4.846b	57,68b
3 (cm)	7.358b	0,110b	7.376a	83,09a

Nota: F.V: Fonte de variação. PRSU: Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos. DAS: Dias após o semeio. GL: Grau de liberdade. CV: Coeficiente de variação. **e* - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ^{ns}: não significativo.

Analisando o comportamento do pH do solo após um ciclo cultural da mamona constatou-se um aumento linear do pH com o incremento do PRSU na água utilizada na fertirrigação (Figura 14).



Fonte: Pesquisa de campo, (2015).

Figura 14 – Comportamento da variável pH em função das doses de PRSU.

O aumento do pH do solo em função do incremento de PRSU na água de irrigação foi registrado por vários autores. Ferreira (2013) cultivou girassol irrigado com doses crescentes de PRSU em um Vertissolo e verificou um crescimento linear do pH com o incremento do PRSU na água.

Segundo Krob et al (2011), o aumento do pH com o incremento da proporção de PRSU está associado ao incremento de matéria orgânica e cátions básicos ocasionado pela adição de composto de lixo urbano.

Coelho (2013), aplicando doses crescentes de PRSU para cultivo de capim elefante em um Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico, observou um efeito significativo, tanto em relação aos tratamentos aplicados quanto em relação ao tempo de aplicação da irrigação. O aumento

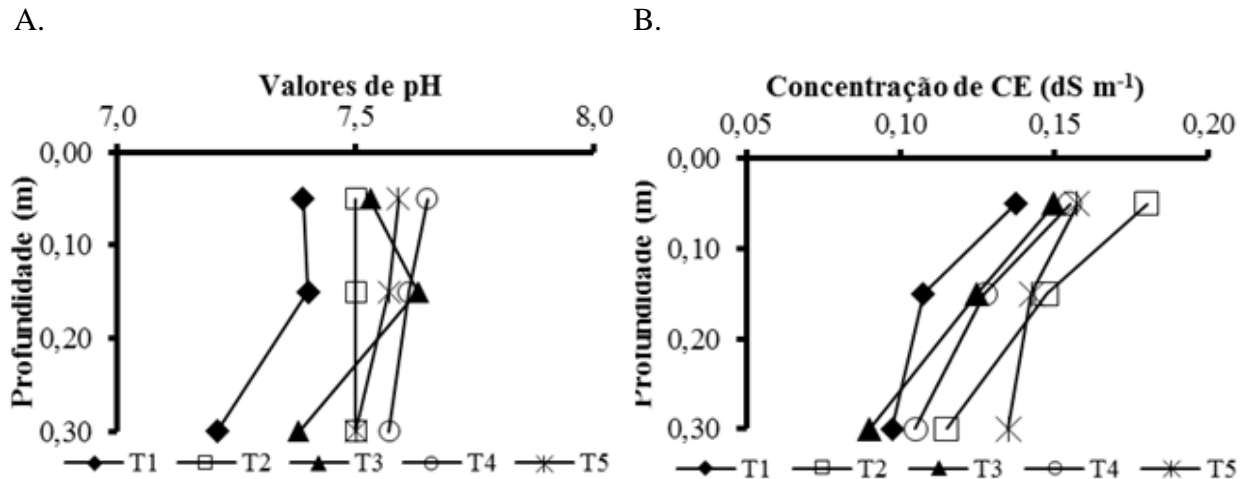
apresentado pelo pH foi linear com relação as doses de PRSU, e quadrático com relação ao tempo de aplicação.

Quando estudado o comportamento do pH ao longo do perfil do solo, percebeu-se que os maiores valores para esta variável ocorreram na camada mais superficial (0,0 a 0,05 m), tendo os tratamentos T₄ e T₅ os maiores valores de pH com 7,57 e 7,50, respectivamente (Figura 15A). Este comportamento explica-se pelo fato do PRSU apresentar pH médio de 8,69 (Tabela 6) que tende à alcalinidade e que suas maiores concentrações estão presentes nas camadas mais superficiais do solo. Comportamento semelhante foi evidenciado em estudo, sob condições de cultivo semelhantes, por Mesquita (2016). Quanto aos tratamentos o T₄ e T₅ foram os que receberam maiores doses de PRSU.

Esse incremento do pH no solo em função da aplicação do percolado foi provavelmente atribuído a adição de cátions trocáveis, como o sódio, bem como ao efeito cumulativo durante o tempo de aplicação.

Com relação à CE_{es}, esta não apresentou efeito significativo das doses de PRSU. Resultado semelhante encontrado por Coelho (2013), que observou a não ocorrência de efeito significativo das doses de PRSU e nem do período de aplicação.

Por outro lado, quando estudado o comportamento da CE_{es} frente às profundidades analisadas percebe-se que ao percorrer o perfil do solo os valores das condutividades diminuiram para todos os tratamentos. Na camada superficial do solo (0,0 – 0,05) apresentam-se os maiores valores de CE_{es} em todos os tratamentos, sendo o tratamento T₁ (água de abastecimento + adubação mineral) o que apresentou menores valores com relação às demais proporções, devido a menor quantidade de sais presentes na água de abastecimento. Isto se deve ao fato de que, em função da irrigação e da precipitação do período, os íons presentes no PRSU foram lixiviados para as camadas mais profundas do solo, reduzindo a CE_{es} nas camadas superficiais. Esse processo de lixiviação foi provocado em função da elevada concentração de sais presentes na superfície do solo, favorecendo o fenômeno de floculação das argilas (Figura 15B).



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 15 - Comportamento das variáveis pH (A) e CE_{es} (B) em função das profundidades estudadas.

Com relação ao comportamento da CE_{es} em função das profundidades, o estudo realizado por Mesquita, (2016) demonstrou o mesmo comportamento, com os valores das condutividades maiores na superfície do solo e diminuindo em função do aumento da profundidade.

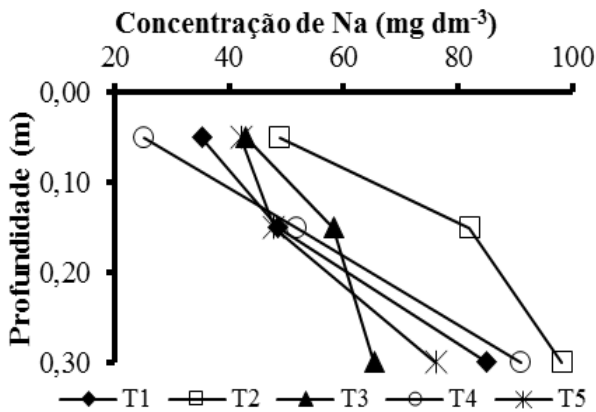
É possível observar também na Figura 15B que maiores doses de PRSU aplicados no solo não resultaram em maiores valores de CE_{es} . Esse evento pode ser explicado por ter havido expressivos valores de precipitação na área experimental (Figura 10C). A precipitação ocorrida propiciou alagamento e interação indesejada entre os tratamentos, interferindo diretamente na CE_{es} .

A Figura 16A demonstra o comportamento do Na no perfil do solo. Para todos os tratamentos existe uma tendência de acumulação do elemento com o aumento da profundidade do solo, demonstrando que houve lixiviação do Na em função da irrigação e, principalmente, da precipitação.

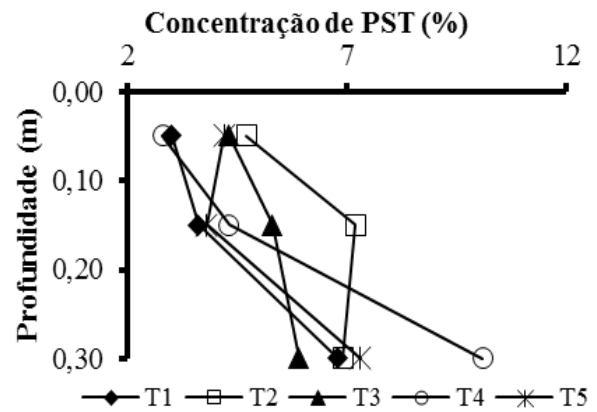
O efeito das chuvas na lixiviação depende, entre outros fatores, da quantidade e do momento em que ocorrem. Nos anos ou em áreas de baixa precipitação e quando a chuva não é suficiente para atender à capacidade de retenção de água da zona radicular os sais retidos nas camadas superiores da zona radicular, são removidos para maiores profundidades (Ayers & Westcot, 1999).

Silva et al. (2010) estudaram a disponibilidade de sódio em solo com capim Tifton e aplicação de PRSU e comprovaram que todas as doses crescentes de percolado proporcionaram lixiviação do sódio das camadas superficiais para as mais profundas do solo.

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 16 - Comportamento das variáveis Na (A) e PST (B) em função das profundidades estudadas

O comportamento da concentração de Na em função das doses, diferiu do esperado, visto que, o percolado utilizado na fertirrigação apresentou elevado valor médio, cerca de 99,45 mmol_c L⁻¹ (Tabela 6). Entretanto, doses maiores de percolado não refletiram em uma maior acumulação de Na no perfil do solo. O tratamento T₂, que recebeu a menor dose de PRSU, apresentou concentrações iniciais e finais (48,8 e 98,2 mmol_c L⁻¹) superiores ao tratamento T₅ (42,1 e 76,10 mmol_c L⁻¹), que recebeu a maior dose de PRSU (Figura 16A).

Para a variável porcentagem de sódio trocável não houve efeito significativo quanto ao fator de variação doses de PRSU; entretanto, para o fator profundidades houve efeito significativo ($p < 0,01$).

A PST apresentou comportamento semelhante ao do Na. Ao longo do perfil do solo a PST aumentou, como pode ser observado na Figura 16B.

As maiores doses de PRSU não refletiram maiores valores da PST; a dose T₂ apresentou a maior concentração na camada mais superficial e o tratamento T₄ foi o que apresentou o maior valor final para a PST na camada mais profunda.

Apesar de ter demonstrado um aumento na PST nas amostras de solos analisadas, os valores encontrados de PST permaneceram abaixo do limite de 15%, considerado indicador

de sodicidade do solo (Richards, 1997), não tendo sido atingido, alto nível de salinização/sodificação no solo de nenhuma das parcelas experimentais.

A concentração de sódio trocável no perfil se manteve em níveis considerados aceitáveis de toxicidade (< 15 %), condição necessária para que não seja colocada em risco a qualidade do solo, no que se refere ao problema de salinização/sodificação e, conseqüentemente, risco potencial, também, para as águas subterrâneas.

4.2.2 Matéria Orgânica (MO) e Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A análise de variância realizada para os parâmetros MO e CTC, demonstraram que não houve efeito significativo das diluições de PRSU. Quanto ao fator de variação profundidade, ambos os atributos avaliados demonstraram efeito significativo ($p < 0,01$). Por outro lado, a interação dos fatores de variação doses de PRSU e profundidade não foram significativos (Tabela 8).

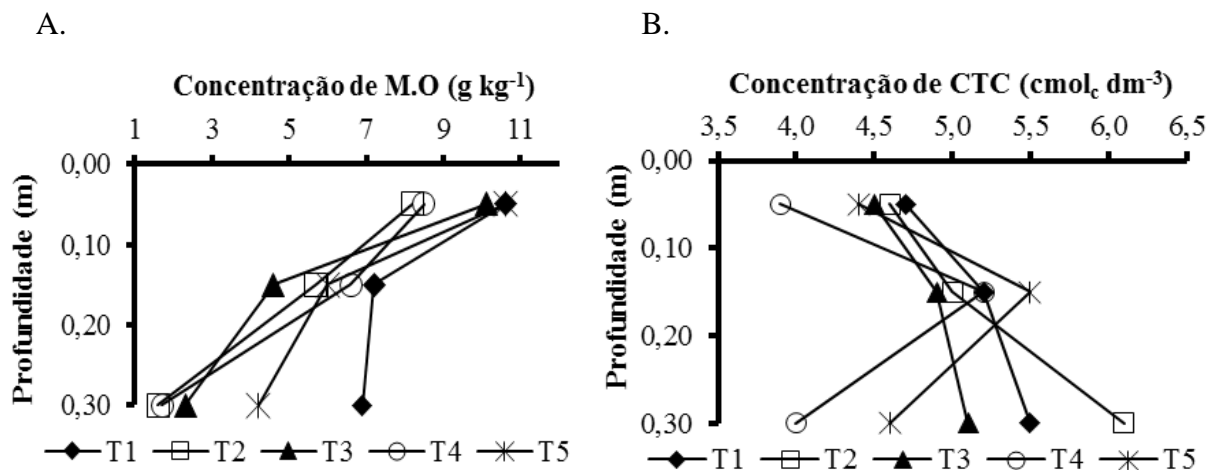
Tabela 8 – Análise de variância das variáveis MO e CTC do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.

F.V.	GL	Teste F	
		M.O ^T	CTC ^T
PSRU (S)	4	ns	ns
R. Linear	1	ns	ns
Prof. (P)	2	**	**
S x P	8	ns	ns
Bloco	3	ns	ns
Resíduo	42	0,407	0,718
CV	%	25,73	17,37
		Médias	
PSRU		g kg ⁻¹	cmol _c dm ⁻³
0%		8,456	5,136
20%		5,153	5,236
40%		5,680	4,800
60%		5,607	4,392
80%		6,968	4,843
Prof.		dag kg ⁻¹	cmol _c dm ⁻³
1 (cm)		9,592a	4,411b
2 (cm)		5,814b	5,155a
3 (cm)		3,713b	5,078a

Nota: F.V: Fonte de variação. PRSU: Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos. DAS: Dias após o semeio. GL: Grau de liberdade. CV: Coeficiente de variação. **e* - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns: não significativo. ^T – Transformação a $(X+0,5)^{0,5}$.

Para o parâmetro matéria orgânica, (MO) os valores diminuíram, ao longo do perfil do solo em todos os tratamentos. Valores mais significativos ocorreram na camada superior do solo (Figura 17A).

Na camada mais superficial, onde naturalmente há maior concentração de MO, o tratamento T₅ foi o que apresentou maior valor, cerca de 10,6 g kg⁻¹ de MO dentre os tratamentos que receberam doses de PRSU. Tal fato deve-se à maior carga orgânica fornecida por este tratamento, visto que recebeu o maior percentual de percolado. Por outro lado, verificou-se que os valores de MO reduziram, ao longo do perfil do solo, em todos os tratamentos.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 17 - Comportamento das variáveis MO (A) e CTC (B) em função das profundidades estudadas.

Corroborando com estes resultados Silva et al. (2011) também evidenciaram a diminuição dos teores de MO no sentido das profundidades quando avaliaram as características químicas de um solo cultivado com Capim Tifton 85, após aplicação de diferentes taxas de PRSU. As análises foram conduzidas em três profundidades (0,0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30 m).

Isto pode ser explicado pelo favorecimento à rápida mineralização da MO em virtude das adequadas condições de umidade e temperatura no solo, o que favorece a ação microbiana transformando o N orgânico em N assimilável (amônia ou nitrato) pela planta (Duarte et al., 2008). Estudando a disponibilidade de N, alterações nas características químicas do solo e do

milho irrigado com efluente tratado, Fonseca (2001) constatou a rápida mineralização da MO nos solos irrigados que receberam esgoto tratado.

Por outro lado, é importante destacar que o tratamento T₅ foi o que apresentou menor variação do teor de MO quando comparado com os tratamentos que receberam proporções de PRSU, demonstrando que, para este ensaio experimental, o maior teor de PRSU resultou em um maior acúmulo de MO (Figura 17A).

Os tratamentos aplicados apresentaram comportamentos diferentes para a CTC. Os tratamentos T₁, T₂ e T₃ sofreram aumento nos valores da CTC ao longo do perfil do solo, além de demonstrarem na camada mais superficial, os maiores valores iniciais de CTC (Figura 17B). Segundo Coelho et al. (2015), o crescimento dos valores de CTC pode ser atribuído à alta concentração de íons e aos colóides orgânicos presentes no percolado.

Comportamento semelhante foi identificado por Erthal et al. (2010), em que constatou o aumento da CTC com acréscimos das taxas de aplicação de água residuária da bovinocultura, principalmente nas camadas superficiais do solo.

Por outro lado, os tratamentos T₄ e T₅, de forma contrária, sofreram uma diminuição nas concentrações da CTC, sendo estes, os menores valores identificados entre os tratamentos aplicados. No caso destes tratamentos a maior concentração de PRSU, pode ter causado, em função da presença mais forte de Na, a dispersão da fração argila do solo, contribuindo para uma maior lixiviação dos cátions e conseqüente diminuição da CTC.

4.2.3 Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Soma Bases (SB)

A análise de variância na Tabela 9 para as variáveis N, P, K, Mg, Ca e SB demonstrou efeito significativo das doses de PRSU apenas para o cálcio ($p < 0,01$). Realizada análise de regressão para esta característica o modelo linear foi significativo.

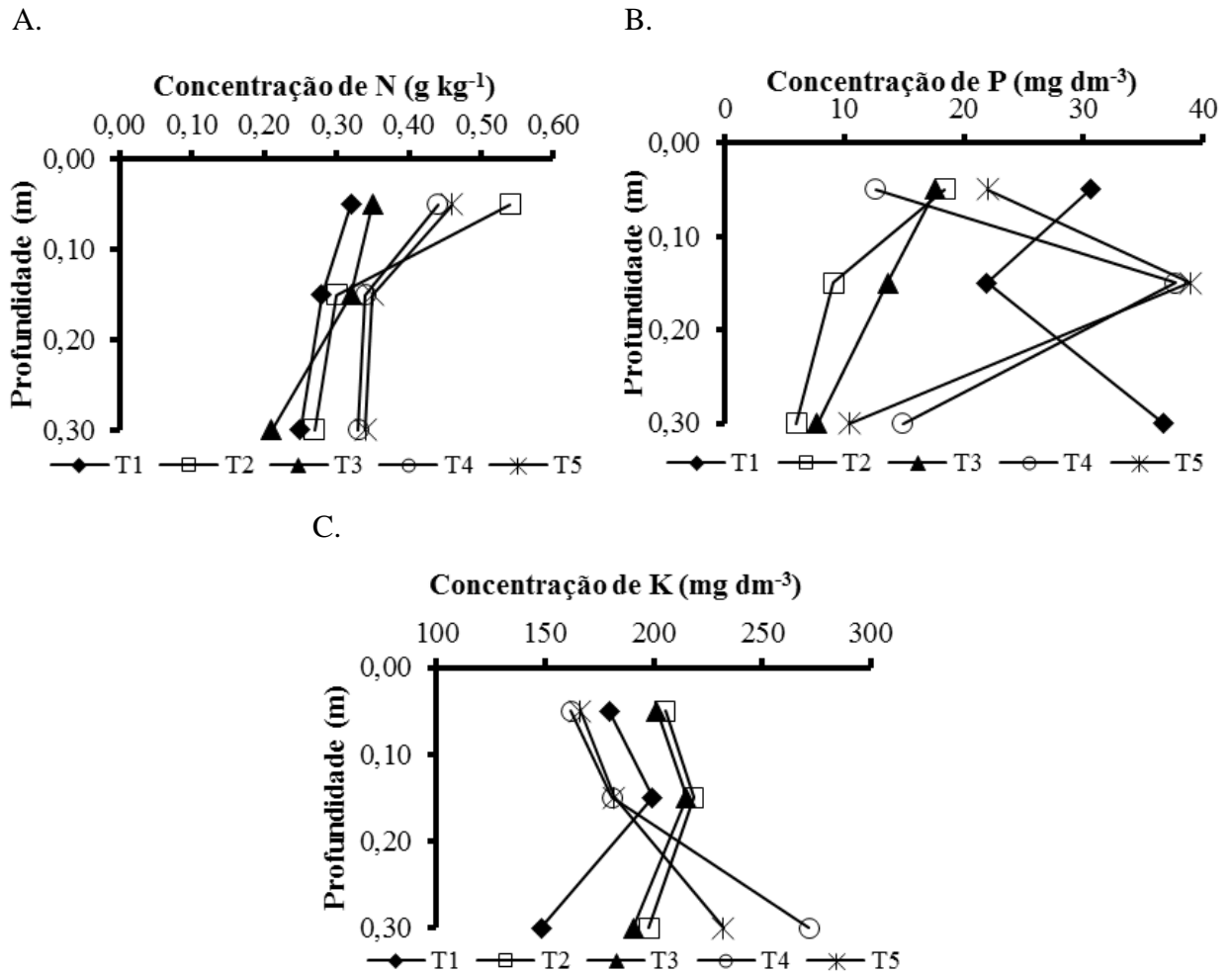
Tabela 9 – Análise de variância das variáveis N, P, K, Ca, Mg e SB do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.

F.V.	GL	Teste F					
		N ^T	P ^T	K ^T	Ca	Mg ^T	SB
PSRU (S)	4	Ns	ns	ns	**	ns	ns
R. Linear	1	Ns	ns	ns	**	**	ns
Prof. (P)	2	Ns	ns	ns	**	ns	**
S x P	8	Ns	ns	ns	Ns	ns	ns
Bloco	3	Ns	**	ns	Ns	ns	ns
Resíduo	42	0,021	4,054	4,756	0,247	0,070	0,718
CV	%	15,85	50,69	15,70	20,34	18,36	17,37
Médias							
PRSU		g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³
0%		0,280	29,72	175,7	2,991a	1,450	5,136
20%		0,525	11,16	207,1	2,950a	1,425	5,236
40%		0,291	12,98	202,3	2,366b	1,675	4,800
60%		0,367	21,74	204,8	1,925b	1,700	4,392
80%		0,519	23,74	193,4	2,000b	2,108	4,843
Prof.		g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	cmol _c dm ⁻³
1 (cm)		0,504	20,24	182,8	2,230b	1,545	4,411b
2 (cm)		0,395	24,24	199,2	2,445ab	2,020	5,155a
3 (cm)		0,290	15,13	208,0	2,665a	1,450	5,078a

Nota: F.V: Fonte de variação. PRSU: Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos. DAS: Dias após o semeio. GL: Grau de liberdade. CV: Coeficiente de variação. **e* - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns: não significativo. ^T – Transformação a (X+0,5)^{0,5}.

Com relação ao efeito da profundidade nas concentrações das variáveis esta mostrou-se significativa ($p < 0,01$) para Ca e SB. Já para a interação entre a profundidade e as doses de PRSU, esta não demonstrou significância para nenhuma variável analisada.

Analisando o comportamento do teor de N, ao longo do perfil do solo, observou-se que os valores diminuíram para todas as doses de percolado, conforme pode ser observado na figura 18A. Tal ocorrência pode ser explicada pela menor mineralização da MO nas camadas de 0,0 a 0,05 e 0,05 a 0,15 m. Segundo Silva et al. (2011), a maior parte do N dos resíduos líquidos se encontram na forma orgânica, podendo ser mineralizada após disposição no solo, por meio de hidrólise enzimática, produzida pela atividade da microbiota do solo e de outros processos de degradação do material orgânico.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 18 - Comportamento das variáveis N (A), P (B) e K (C) em função das profundidades estudadas

Os tratamentos que receberam maiores doses de PRSU (T₄ e T₅) apresentaram comportamentos bastante semelhantes quanto às concentrações e disposição no perfil do solo. Com diminuição mais acentuada da concentração de N na camada de 0,0 a 0,05 m e 0,05 a 0,15 m; e mais lenta na camada de 0,15 a 0,30 m. Estes tratamentos acumularam mais N na última camada do perfil.

Estes resultados corroboram com estudo realizado por Coelho et al (2015) que fertirrigando Capim Elefante em proporções crescentes de PRSU observaram que as concentrações de N diminuiriam ao longo do perfil do solo, em todas as doses estudadas.

Com relação ao teor de P observou-se que as doses de percolado apresentaram comportamentos diferentes ao longo do perfil do solo (Figura 18B). Para os tratamentos T₂ e T₃, a concentração de P diminuiu com o aumento da profundidade do solo. Este

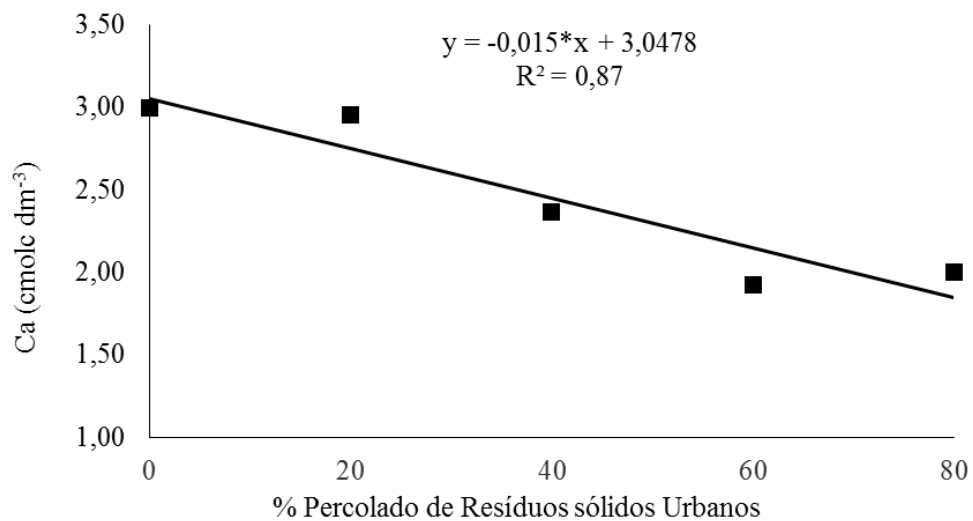
comportamento foi semelhante ao evidenciado por Caovilla et al (2010), quando ao estudarem as características químicas de um solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura, demonstraram que, para todos os tratamentos aplicados, na maior profundidade estudada (0,60 m), os níveis de fósforo encontrados foram menores do que nas camadas superficiais.

Já os tratamentos que receberam 60 e 80% de PRSU, respectivamente, apresentaram acúmulo de P na segunda camada (0,05 a 0,15 m) e na sequência uma brusca diminuição na última camada (0,15 a 0,30 m). Por outro lado, o tratamento T₁ demonstrou comportamento inverso, com diminuição da concentração de P na segunda camada e representativo acúmulo na camada mais profunda. Este evento está ligado ao processo de lixiviação sofrido pelo P, proveniente da adubação química e não absorvido pela planta, nas camadas do solo em função da precipitação ocorrida na área experimental.

Para o K, os tratamentos T₁, T₂ e T₃, apresentaram diminuição na sua concentração, comparando a camada superficial com a camada mais profunda, como pode ser observado na Figura 18C. Panchoni (2011), estudando a viabilidade do uso do PRSU na fertirrigação de milho e aveia, bem como os efeitos no solo em quatro profundidades, evidenciou que as concentrações de potássio diminuíram ao longo do perfil do solo.

Comportamento diferente apresentaram os tratamentos T₄ e T₅. Estes na camada mais profunda estudada demonstraram um aumento na concentração de K quando comparados com a camada mais superficial. Tal fato está ligado à maior concentração de PRSU aplicados ao solo. A maior quantidade de PRSU provocou acumulação de potássio no perfil do solo, também verificado por Panchoni (2011) que ao aplicar doses progressivas de PRSU evidenciou que, em geral, as doses resultaram em maiores teores de K quando comparados com o tratamento controle.

Com relação ao Ca, este foi influenciado pelo fator de variação doses de PRSU ($p < 0,01$), apresentando comportamento linear decrescente como pode ser observado na Figura 19.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 19 - Comportamento da variável Ca em função das doses de PRSU

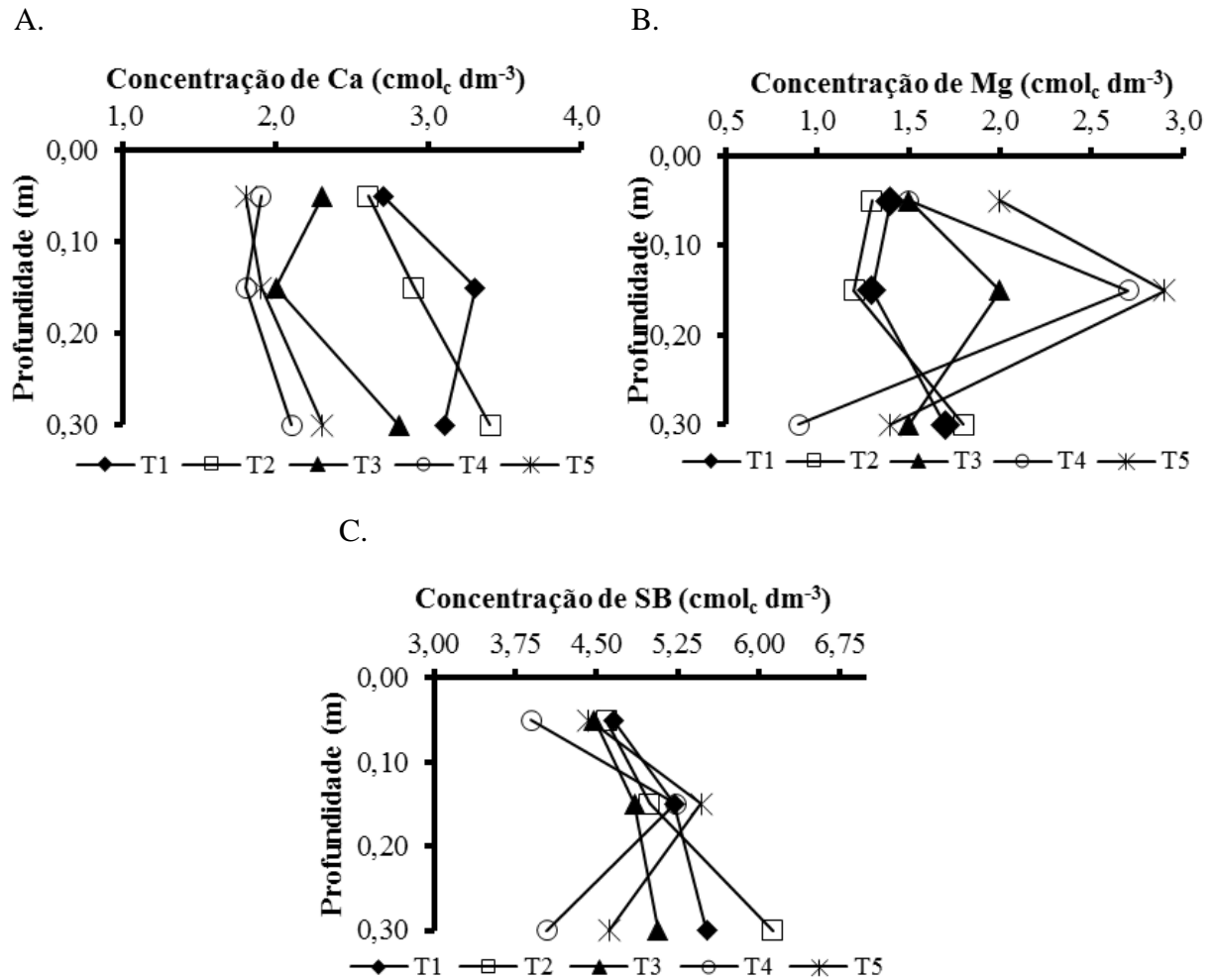
Andrade filho (2010), avaliando a fertirrigação do algodoeiro em um Cambissolo com esgoto doméstico tratado, também evidenciou diminuição dos teores de Ca nos tratamentos com proporções de água residuária e aumento no tratamento de controle.

Os teores médios de Ca aumentaram ao longo do perfil do solo, para todas as doses de percolado, demonstrando que ocorreu lixiviação desse elemento para as camadas inferiores do solo (Figura 20A).

Os tratamentos T₃, T₄ e T₅ apresentaram comportamentos bastante semelhantes, demonstrando uma redução da concentração de Ca da primeira para a segunda camada e na sequência uma maior acumulação na camada mais profunda. Já o tratamento T₂ apresentou um comportamento dos perfis bastante uniforme, com um aumento linear do teor de Ca da primeira para última camada.

Entre as doses de percolado também foi o T₂ que apresentou maior valor final de Ca, bem como, maior variação de valores da camada superficial para a camada mais profunda.

Destacam-se também as doses T₄ e T₅, o que implementaram ao solo as maiores doses de PRSU foram os que apresentaram a menor concentração de Ca no solo quando comparados com os tratamentos aplicados.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 20 - Comportamento das variáveis Ca (A), Mg (B) e SB (C) em função das profundidades estudadas

Coelho (2013), em experimento utilizando fertirrigação de Capim Elefante com PRSU em um Argissolo, constatou em seu trabalho que quanto maior a dose de PRSU aplicada, menor será a concentração de Ca no solo.

O aumento das concentrações de Ca no solo ao longo do perfil pode ser explicado pela alta concentração desse nutriente no PRSU, além da formação geológica dos solos da região, os quais apresentam predominância de rochas calcárias.

Entre os tratamentos, o comportamento das concentrações de Mg no solo apresentou-se distintas. Os tratamentos T₁ e T₂ propiciaram aumento na concentração de Mg ao longo do perfil do solo, diferentemente do que ocorreu com os tratamentos T₃, T₄ e T₅, estes, quando

comparadas as camadas superficial e mais profunda, observou-se que a concentração de Mg diminuiu (Figura 20B).

É possível perceber que, entre os tratamentos que receberam percolado, aqueles que incrementaram maiores doses de PRSU ao solo, tiveram uma tendência de diminuição da concentração de Mg, quando comparadas as camadas iniciais e finais.

Em estudo realizado por Medeiros et al. (2005), avaliando as alterações químicas do solo quando irrigado com água residuária de origem doméstica, evidenciaram que o Mg apresentava aumento em sua concentração à medida que se percorria o perfil do solo. Comportamento diferente do constatado neste trabalho. Ainda segundo os autores, o acréscimo ou decréscimo deste elemento está diretamente relacionado à concentração na água residuária aplicada, à concentração absorvida pelas plantas e à lixiviação no perfil do solo.

A classificação agrônômica de interpretação de fertilidade do solo atribuída pela CFSEMG (1999), para os valores de Mg, para a camada 0,15 a 0,30 m, é caracterizada como muito bom ($> 1,50 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) para todos os tratamentos exceto para os tratamentos T₄ e T₅.

Os valores de SB ao longo do perfil do solo demonstraram aumento, apresentando comportamento semelhante ao do Ca. Com relação aos tratamentos, T₁ e T₂ apresentaram variação da concentração de SB bastante próximos com maiores valores nas camadas superficial e mais profunda do solo (Figura 20C).

Os maiores valores de SB encontrados na camada mais profunda estudada (0,15 a 0,30 m), nos tratamentos T₁ e T₂, pode ser justificada pelo processo de lixiviação de nutrientes ocasionada pela precipitação ocorrida na área experimental.

De acordo com a classificação elaborada pela CFSEMG (1999), os valores da SB permitem classificar agronomicamente o solo estudado como bom ($3,61 - 6,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em todos os tratamentos aplicados e em todas as profundidades estudadas, exceto na profundidade 0,15 a 0,30 m do T₂, onde o solo pode ser classificado como muito bom ($> 6,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

4.2.4 Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn)

A análise de variância realizada para os parâmetros Fe, Mn, Cu e Zn demonstrou efeito significativo do fator de variação doses de percolado ($p < 0,01$) apenas para as variáveis Cu e Fe. Quando realizada análise de regressão viu-se que estas variáveis se ajustaram a um

modelo linear ($p < 0,01$). Já para o fator de variação profundidade esta apresentou efeito significativo ($p < 0,01$) para as variáveis Mn e Zn. Quanto a interação profundidade versus doses de percolado, não foi evidenciado efeito significativo em nenhuma das variáveis estudadas (Tabela 10).

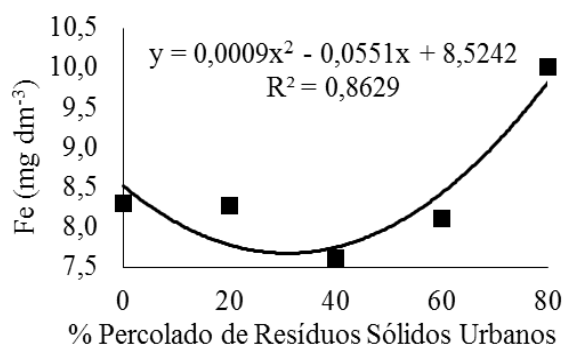
Tabela 10 – Análise de variância das variáveis Cu, Fe, Mn, Zn do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.

F.V.	GL	Teste F			
		Cu ^T	Fe	Mn	Zn ^T
PSRU (S)	4	**	**	ns	ns
R. Linear	1	**	**	ns	ns
Prof. (P)	2	ns	ns	**	**
S x P	8	ns	ns	ns	ns
Bloco	3	ns	**	ns	**
Resíduo	42	0,005	2,768	2,187	0,120
CV	%	9,23	19,66	26,36	23,36
PSRU	Médias				
		g kg ⁻¹			
0%		0,311a	8,298ab	5,200	2,692
20%		0,371a	8,275ab	5,848	1,484
40%		0,097b	7,624b	5,495	1,691
60%		0,030b	8,107ab	5,132	1,981
80%		0,050b	10,01a	6,374	1,708
Prof.		g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹
1 (cm)		0,167	8,545	6,860a	2,867a
2 (cm)		0,157	7,812	5,722b	1,873ab
3 (cm)		0,192	9,034	4,248c	0,995b

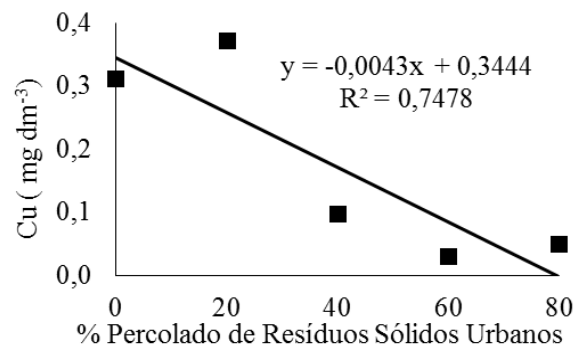
Nota: F.V: Fonte de variação. PRSU: Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos. DAS: Dias após o semeio. GL: Grau de liberdade. CV: Coeficiente de variação. **e* - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns: não significativo. ^T – Transformação a $(X+0,5)^{0,5}$.

Analisando a Figura 21A, é possível perceber que existe uma tendência de aumento dos teores de Fe no solo à medida que se aumentam as doses de PRSU. O que corrobora com o apresentado por Coelho (2013) que evidenciou, em condições experimentais semelhantes, o aumento da concentração de Fe, nas duas camadas analisadas em seu experimento, à medida que se aumentava as doses de PRSU na fertirrigação de Capim Elefante.

A.



B.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 21 - Comportamento das variáveis Fe (A) e Cu (B) em função das doses de PRSU

Na Figura 21B é possível ver que existe uma tendência de diminuição das concentrações de cobre encontradas em função dos tratamentos empregados. Os tratamentos T₁ e T₂ apresentaram comportamentos bastante semelhantes com valores de concentrações de Cu próximas. No caso dos tratamentos T₃, T₄ e T₅, houve uma tendência de diminuição dos valores de Cu.

Ferreira (2013), em trabalho realizado com doses de borra de PRSU proveniente de aterro sanitário em um Cambissolo e em um Argissolo, verificou que o cobre sofreu variações em função das doses, demonstrando no Argissolo uma diminuição na concentração de Cu em função do aumento das doses de borra.

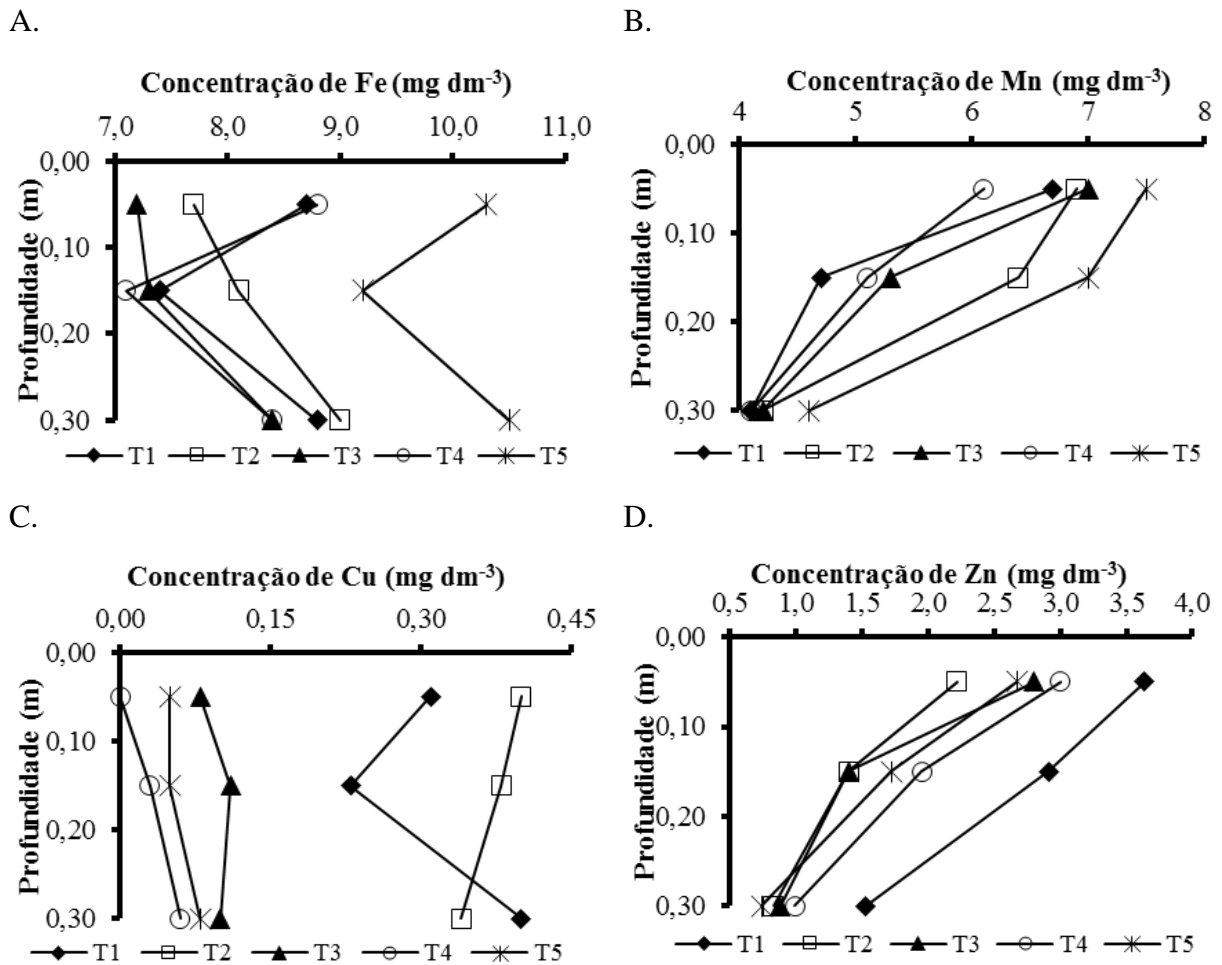
Com relação às profundidades, é possível verificar, observando a Figura 22A, que as concentrações de Fe tendem a aumentar à medida que se percorre o perfil do solo. Este comportamento pode ser evidenciado em todos os tratamentos, exceto no T₄ que apresentou um discreto decréscimo no teor de Fe entre as camadas de 0,0 a 0,05 m e 0,15 a 0,30 m.

Na Figura 22B é possível perceber que os valores das concentrações de Mn diminuíram, ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos aplicados.

Todas as doses de PRSU aplicadas ao solo e tratamento controle apresentaram comportamentos bastante semelhantes quanto às concentrações de Mn e nas profundidades.

Na camada mais superficial analisada, 0,0 a 0,05 m, foram encontrados os maiores valores de Mn, que decresceram até a camada de 0,15 a 0,30 m. O tratamento T₅, com maior percentual de PRSU, foi o que apresentou maiores valores de Mn tanto na camada superficial quanto na camada mais profunda analisada. Tal fato explica-se pelo maior aporte de Mn conferido ao solo em função da maior dose de PRSU do tratamento T₅.

Apesar do Mn ser mais móvel no solo do que o Fe, o seu comportamento e sua disponibilidade depende tanto do pH quanto do potencial redox do solo, em que, para valores de pH superiores a 5,5, o Mn torna-se menos disponível na solução do solo e para plantas (Novais et al., 2007).



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 22 - Comportamento das variáveis Fe (A), Mn (B), Cu (C) e Zn (D) em função das profundidades estudadas.

Foi possível constatar também que, observando o comportamento das concentrações de Cu no solo em função das profundidades estudadas, houve aumentos no teor de cobre e, comparando as camadas do perfil nos tratamentos T₁, T₃, T₄ e T₅, como pode ser observado na Figura 22C. Sendo que T₃, T₄ e T₅, apresentaram menores valores de Cu nas camadas de

0,0 a 0,05 m e 0,15 a 0,30 m. Destaca-se que o tratamento T₂ foi o único que apresentou diminuição na concentração de Cu na última camada estudada.

No caso do zinco, as concentrações no solo estudado não sofreram efeito significativo dos tratamentos aplicados quando realizada a análise de regressão. Por outro lado, a profundidade influenciou nas diferenças dos valores de Zn, para todos os tratamentos aplicados, conforme pode ser observado na Tabela 10.

Os valores de Zn encontrados nas amostras de solo revelaram que sua concentração diminuiu ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos aplicados (Figura 22D).

Com relação à influência das doses de PRSU fornecidas por cada tratamento, não foi possível estabelecer um padrão de comportamento para as concentrações de Zn no solo, visto que todos os tratamentos que receberam doses de PRSU apresentaram valores iniciais e finais bastante próximos. A exceção do T₁ que diferiu dos demais, apresentando os maiores valores de Zn na camada de 0,0 a 0,05 m e na de 0,15 a 0,30 m.

Com relação ao risco de contaminação do solo, segundo a Resolução CONAMA n° 420 /2009 (Brasil, 2009), as concentrações de Zn encontradas para este experimento não são preocupantes, visto que todos os valores encontrados estão abaixo de 300 mg dm⁻³ e 450 mg dm⁻³, estabelecidos para prevenção de toxidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

4.2.5 Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd)

A análise de variância realizada para as variáveis Ni, Cd e Pb, revelou efeito significativo ($p < 0,01$) da fonte de variação doses de percolado em todas as variáveis estudadas. Realizada análise de regressão, o modelo linear mostrou-se significativo ($p < 0,01$). Por outro lado, as fontes de variação profundidade e interação profundidade versus doses de percolado não apresentaram efeito significativo (Tabela 11).

Tabela 11 – Análise de variância das variáveis Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de PRSU.

F.V.	GL	Teste F		
		Ni	Cd	Pb
PSRU (S)	4	**	**	**
R. Linear	1	**	**	**
Prof. (P)	2	ns	ns	ns
S x P	8	ns	ns	ns
Bloco	3	ns	ns	ns
Resíduo	42	0,0006	6×10^{-6}	0,0024
CV	%	29,09	0,34	21,61
PSRU		Médias		
		mg dm ⁻³
0%		0,066b	0,00016b	0,150c
20%		0,081ab	0,00091b	0,195bc
40%		0,079ab	0,00333b	0,214b
60%		0,091ab	0,00866a	0,249b
80%		0,101a	0,01008a	0,317a
Prof.		mg dm ⁻³
1 (cm)		0,073	0,00515	0,241
2 (cm)		0,085	0,00425	0,214
3 (cm)		0,092	0,00450	0,221

Nota: F.V: Fonte de variação. PSRU: Percolado de Resíduos Sólidos Urbanos. DAS: Dias após o semeio. GL: Grau de liberdade. CV: Coeficiente de variação. **e* - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns: não significativo. ^T – Transformação a $(X+0,5)^{0,5}$.

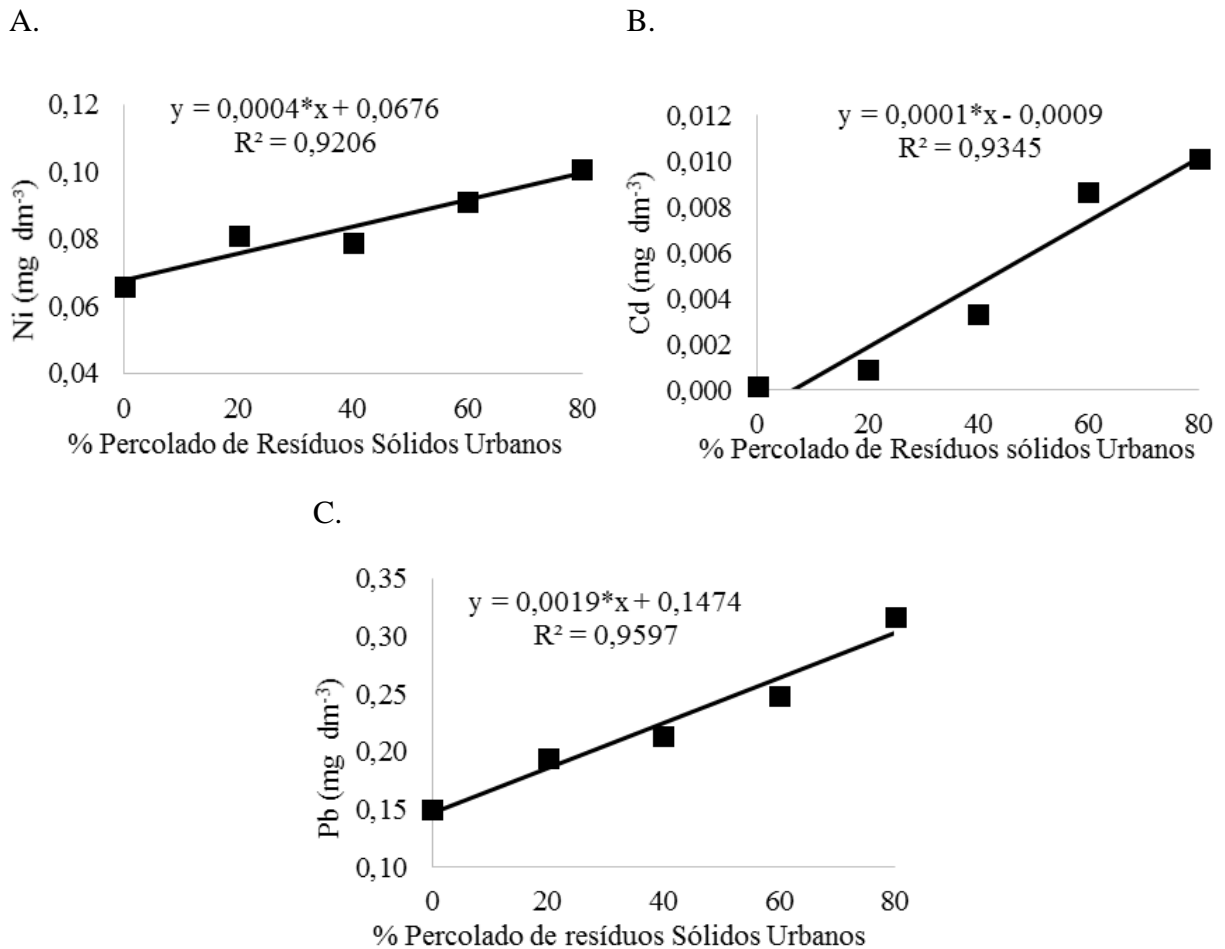
Analisando a Figura 23A é possível observar que o comportamento apresentado pelo Ni foi linear, ou seja, suas concentrações cresceram em função das doses de PRSU aplicadas no solo, atingindo um valor máximo estimado em 0,10 mg dm⁻³ com 80% de percolado.

Revoredo & Melo (2006), avaliando a disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com Sorgo, comprovaram que a aplicação de lodo de esgoto contaminado com doses crescentes de níquel resultou em aumentos proporcionais nos teores “total” e disponíveis de níquel no solo.

Com relação ao Cd, percebe-se que o comportamento apresentado é semelhante ao que aconteceu com o Ni e Pb, ou seja, suas concentrações cresceram em função das doses de PRSU aplicadas no solo, atingindo um valor máximo estimado em 0,010 mg dm⁻³ com 80% de percolado (Figura 23B).

Observando o gráfico da figura 23C percebe-se que o comportamento apresentado pelo Pb, semelhante ao que aconteceu com o Ni, foi linear, ou seja, suas concentrações cresceram em

função das doses de PRSU aplicadas no solo, atingindo um valor máximo estimado em $0,32 \text{ mg dm}^{-3}$ com 80% de percolado.



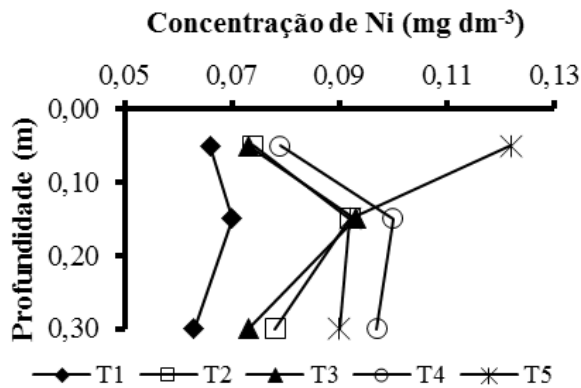
Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 23 - Comportamento das variáveis Ni (A), Pb (B) e Cd (C) em função das doses de PRSU

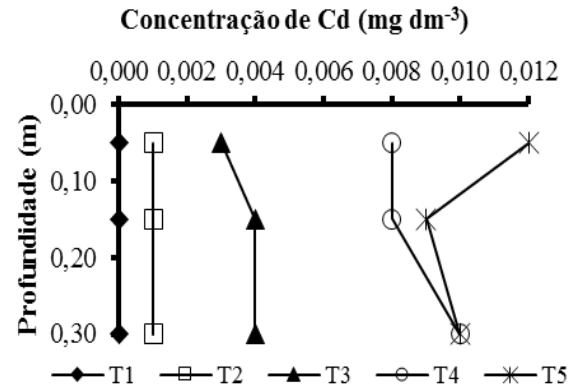
Para o Ni os tratamentos, quanto a profundidade, apresentaram comportamentos distintos. O tratamento T₁ apresentou os menores valores para as camadas inicial e final, o que é compreensível pelo fato deste ter recebido apenas água de abastecimento. Os Tratamentos T₂, T₃ e T₄ demonstraram aumento nos teores de Ni em todas as camadas analisadas, apresentando maiores valores na camada intermediária de 0,05 a 0,15 m. Já o T₅, diferentemente dos outros tratamentos que receberam doses de PRSU, apresentou uma diminuição nos teores de Ni, indicando que houve lixiviação desse elemento para as camadas

inferiores do solo (Figura 24A). Entretanto, foi o que apresentou o maior valor para o Ni na camada 0,0 – 0,05 m, ou seja, maior acumulação na camada mais superficial.

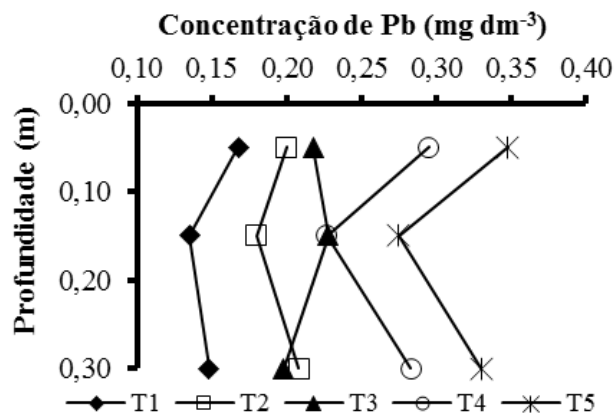
A.



B.



C.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 24 - Comportamento da variável Ni (A), Pb (B) e Cd (C) em função das profundidades estudadas

Com relação ao potencial poluidor do Ni para o solo estudado, de acordo com a resolução do CONAMA n° 420 /2009 (Brasil, 2009), os valores encontrados de níquel, após a aplicação do PRSU não são comprometedores, pois são inferiores aos valores de 30 mg dm^{-3} e 70 mg dm^{-3} estabelecidos para prevenção de toxicidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

Os tratamentos apresentaram comportamentos distintos quanto às concentrações de Cd no solo. O Tratamento T₁ não apresentou valores detectáveis de Cádmiu em nenhuma das

profundidades estudadas. O T₂ não variou de valores ao longo do perfil do solo, ou seja, apresentou os mesmos valores de Cd em todas as camadas. Os tratamentos T₃ e T₄ aumentaram os valores de Cd quando observadas as camadas superficiais e mais profunda do solo. Já o T₅ apresentou uma diminuição no valor de Cádmio, comparadas as camadas 0,0 a 0,05 m e 0,15 a 0,30 m. Este último tratamento foi o que demonstrou maior acumulação de Cd no perfil do solo dentre todos os tratamentos aplicados (Figura 24B).

Com a relação ao potencial poluidor do Cd para o solo estudado, de acordo com a resolução do CONAMA nº 420 /2009 (Brasil, 2009), os valores encontrados de cádmio, após a aplicação do PRSU não são comprometedores, pois são inferiores aos valores de 1,3 mg dm⁻³ e 3,0 mg dm⁻³ estabelecidos para prevenção de toxicidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

Os tratamentos apresentaram comportamentos bastante semelhantes quanto às profundidades com variações pequenas dos valores de Pb quando comparadas as camadas superficiais e mais profunda analisadas. O tratamento T₁ foi o que apresentou menores valores para o Pb. Os tratamentos T₂, T₃, T₄ e T₅ apresentaram valores crescentes de Pb na camada de 0,0 a 0,05 m, o que ocorreu também para a profundidade de 0,15 a 0,30 m, exceto para o tratamento T₃ que apresentou nesta camada valor inferior ao T₂ (Figura 24C).

Com a relação ao potencial poluidor do Pb para o solo estudado, de acordo com a resolução do CONAMA nº 420 /2009 (Brasil, 2009), os valores encontrados de chumbo, após a aplicação do PRSU não são comprometedores, pois são inferiores aos valores de 72 mg dm⁻³ e 180 mg dm⁻³ estabelecidos para prevenção de toxicidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

4.3 Crescimento da mamoneira

De acordo com a análise de variância realizada para as variáveis altura de planta, diâmetro de caule, número de folhas e área foliar, constatou-se efeito significativo da fonte de variação doses de percolado sobre estas variáveis. Realizada análise de regressão viu-se que todas as características avaliadas se ajustaram a um modelo linear ($p < 0,01$) (Tabela 12).

Com relação a fonte de variação dias após o semeio, a ANOVA revelou que esta influenciou de forma significativa todas as características de crescimento ($p < 0,01$). Da mesma forma, quando estudada a interação das fontes de variação doses de percolado versus dias

após o semeio, constatou-se que esta foi significativa para todas as variáveis ($p < 0,01$) (Tabela 12).

Tabela 12 – Resumo da ANOVA para altura de plantas, diâmetro do caule, número de folhas e área foliar em diferentes épocas do ciclo da mamoneira irrigada com percolado de resíduos sólidos urbanos e cultivada em condições semiáridas

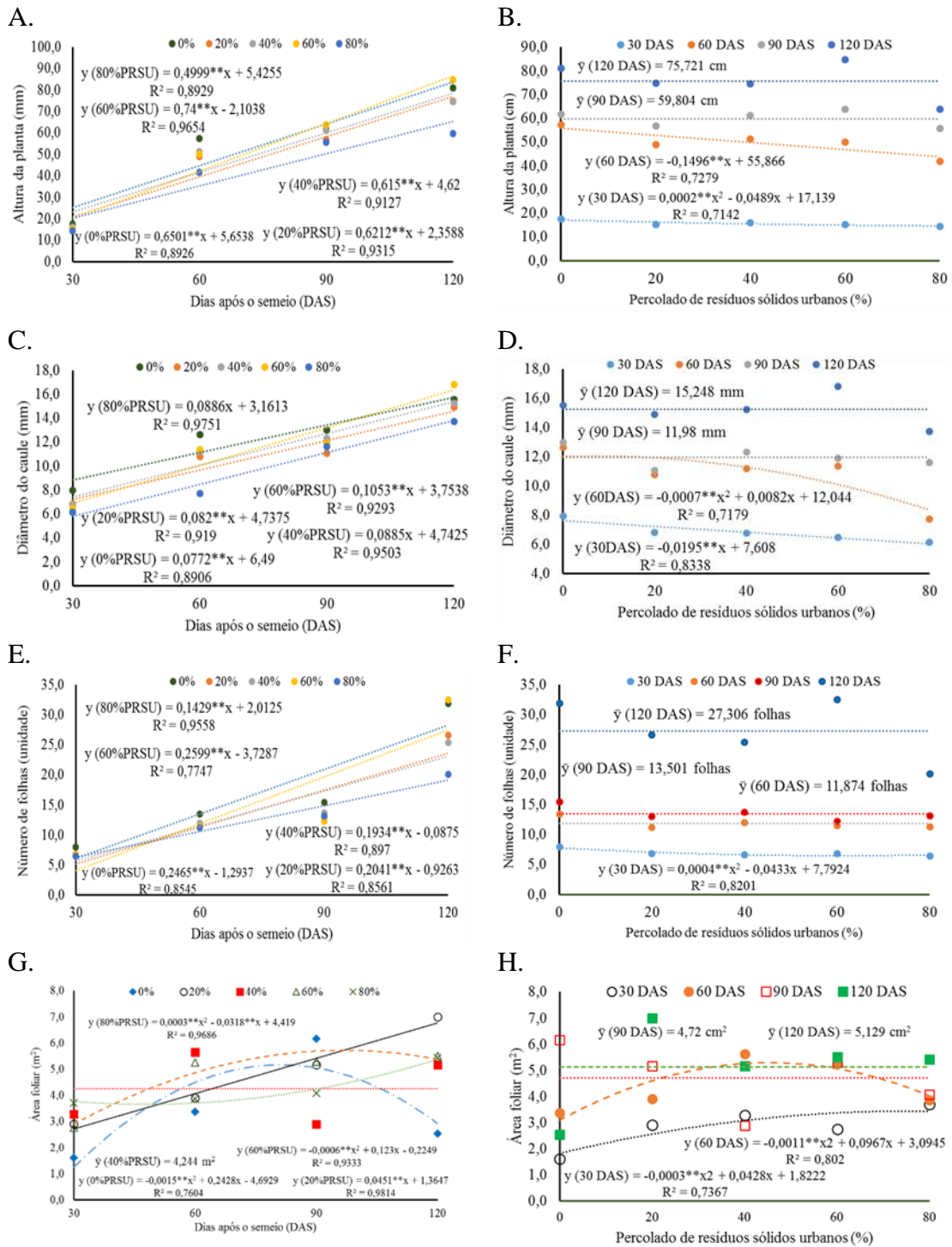
CAUSA DE VARIACÃO	GL	Teste F			
		AP	DC	NF	AF
%PSRU (S)	4	**	**	**	**
Reg. Linear	1	**	**	**	**
DAS (D)	3	**	**	**	**
Reg. Linear	1	**	**	**	**
Interação S x D	12	**	**	**	**
Bloco	3	ns	ns	ns	ns
Resíduo	57	16,797	0,8264	6,1002	0,0610
CV(%)		8,15	8,12	16,58	6,50

%PSRU – Percentual de percolado de resíduos sólidos urbanos. DAS – Dias após o semeio. AP – Altura da planta. DC – Diâmetro do caule. NF – Número de folhas. AF – Área foliar. GL – Grau de liberdade. CV – Coeficiente de variação. ** e * - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns – não significativo.

Para a variável altura de planta é possível observar no gráfico da Figura 25A que ao longo dos 120 dias de cultivo os valores foram crescentes, mesmo após a suspensão da irrigação aos 100 DAS. Percebe-se que o tratamento T₁ apresenta o melhor desempenho até os 90 DAS, sendo superado a partir daí pelo T₄. Este comportamento evidencia que ao longo do tempo a dose fornecida de percolado supre e supera o manejo tradicional aplicado à mamona através da adubação mineral. O motivo do aparecimento da superioridade do T₄ somente aos 120 DAS pode estar ligado ao período requerido para mineralização da MO fornecida à planta através do percolado.

Observa-se na Figura 25A que o tratamento T₅, desde o início do cultivo, apresentou menores valores de altura de plantas. O desempenho inferior do T₅ demonstra que com a dose de 80% o potencial tóxico do percolado supera sua capacidade nutricional.

Quando analisada as alturas de plantas em função das doses de percolado, dispostas na Figura 25B, percebe-se um decréscimo dos valores ao se comparar os tratamentos T₁ e T₂ ao longo do período das quatro avaliações, demonstrando um aporte nutricional insuficiente fornecida pela dose de 20% de percolado (T₂). A partir do T₃ os valores estimados de altura de plantas tendem a crescer atingindo valor máximo de 84,54 cm aos 120 DAS no T₄. Este resultado demonstra que a dose de 60% de percolado atende de forma satisfatória às necessidades da mamoneira quando comparada como as dos demais tratamentos.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 25 - Desdobramento da interação entre o percentual de percolado de resíduos sólidos urbanos na água de irrigação vs dias após o semeio para a altura de planta, diâmetro do caule, número de folhas e área foliar da mamoneira cultivada em condições semiáridas

Ainda em relação a Figura 25B pode-se observar que o T₅ (80% de percolado) apresentou desempenho, aos 120 DAS, menor que os demais tratamentos com o seu valor final estimado

em 63,75 cm, o que corresponde praticamente ao valor estimado do tratamento T₄ aos 90 DAS (63,70 cm).

Entretanto, a diminuição dos valores de altura de plantas com o aumento das doses de água residuária não é consenso na literatura. Este comportamento difere do evidenciado por Nascimento et al (2006) que em trabalho desenvolvido com mamona submetida a tratamentos com bio-sólidos e irrigado com água residuária, constataram que, para a variável altura de planta, o maior valor foi alcançado quando a cultura foi adubada com o nível de bio-sólido de 150 kg ha⁻¹ de N e irrigada com água residuária. Neste caso a presença de bio-sólido pode ter potencializado o aporte de nutrientes contidos na água residuária.

Com relação à variável diâmetro de caule, esta de forma análoga à altura de planta, apresentou crescimento linear mesmo após a suspensão da irrigação aos 100 DAS, conforme pode ser observado na Figura 25C.

O desempenho desta variável em função do tempo demonstra que aos 30 DAS os valores encontram-se em patamares bastante próximos com maior valor estimado no T₁ (7,94 mm) e o menor no T₅ (6,16 mm). O T₁ manteve a superioridade nos 60 e 90 DAS, sendo superado pelo T₄ aos 120 DAS, demonstrando que este último disponibiliza ao longo do tempo nutrientes que conferem à mamoneira resposta positiva quanto à variável altura de planta quando comparada aos demais tratamentos.

Da mesma forma que ocorreu com a altura de planta, o diâmetro de caule para o T₅ apresentou comportamento linear crescente, mas a patamares inferiores aos demais tratamentos, em todas avaliações exceto na avaliação realizada aos 90 DAS, demonstrando que a toxicidade da dose de 80% de percolado também influencia negativamente a altura de planta.

Na Figura 25D demonstra o comportamento do diâmetro de caule em função das doses de percolado. Percebe-se que, comparando-se T₁ e T₂, há uma diminuição dos valores de DC, certamente em função da insuficiência nutricional do T₂. A partir do T₂ os valores tendem a crescer até o T₄, onde atinge o ponto máximo, corroborando com o que ocorreu com a variável altura de plantas. Neste ponto, os valores começam a decrescer atingindo os menores patamares no T₅ aos 120 DAS. No que se refere à valores médios, expressos na Figura 25D, estes aos 90 e 120 DAS foram 15,24 e 11,98 mm, respectivamente.

É importante destacar também que na avaliação realizada aos 60 DAS, os tratamentos sofrem representativo decréscimo em relação às outras avaliações, especialmente o T₅. Este

comportamento pode ser explicado pelo fato que nesta fase a planta apresenta desenvolvimento vegetativo intenso, demandando um aporte maior de nutrientes o que é dificultado pelas características tóxicas do percolado.

O comportamento da variável número de folhas também foi crescente ao longo das quatro avaliações, mesmo após a suspensão da irrigação aos 100 DAS, como pode ser observado na Figura 25E. O tratamento T₁, da mesma forma que ocorreu nas demais variáveis discutidas anteriormente, apresentou maior valor estimado aos 30 DAS, mantendo esta superioridade até os 90 DAS. A partir daí é ultrapassado pelo T₄ que apresenta maior número de folhas aos 120 DAS estimado em 32,54 unidades. Acompanhando o comportamento das variáveis anteriores, o número de folhas no tratamento T₅ apresentou a menor valor aos 120 DAS estimado em 20,08 unidades.

A relação número de folhas versus doses de percolado exposta na Figura 25F, observa-se que o T₄ apresentou melhor desempenho em todas as coletas realizadas. O T₂, da mesma forma que ocorreu nas variáveis anteriores apresentou decréscimo em relação ao T₁ em todas as coletas realizadas. Pode-se observar também que os tratamentos T₂ e T₃ apresentaram comportamento semelhantes ao longo das avaliações, sendo que aos 30 e 120 DAS o T₃ apresentou valores menores que o T₂.

Outros estudos visando avaliar características de crescimento e produção da mamoneira chegaram a resultados diferentes do evidenciado neste trabalho, como o realizado por Rodrigues et al. (2009) que avaliando o crescimento e produção de bagas da mamoneira irrigadas com água residuária doméstica, utilizando cinco níveis de reposição de água, em termos de evapotranspiração (ET_c: 0,60, 0,75, 0,90, 1,05 e 1,20), em duas cultivares de mamoneira, evidenciaram um comportamento para a variável NF que difere do observado neste trabalho. O número de folhas (NF) das cultivares aumentaram com o incremento do nível de reposição da evapotranspiração.

Neste caso, a diferença pode estar associada ao menor potencial tóxico do esgoto doméstico tratado, visto que este tradicionalmente apresenta uma concentração de substâncias poluentes menores que o percolado. Em trabalho realizado por Andrade Filho, (2010), com efluente doméstico tratado, características que podem afetar negativamente o desenvolvimento das plantas como o teor de sódio (33 mg L⁻¹) e a relação de adsorção de sódio (7,02 mmol_c L⁻¹) foram menores do que os encontrados no percolado utilizado neste estudo (99,45 mg L⁻¹ e 18 mmol_c L⁻¹, respectivamente).

Da mesma forma, Sousa Neto et al. (2014) estudando efeito da aplicação de percolado na forma sólida no crescimento inicial da cultura da mamona, constataram que as doses de percolado na forma sólida influenciaram de forma linear crescente as principais características de crescimento da cultura da mamona. Neste caso, uma das hipóteses é que durante o processo de evaporação da água contida no percolado a matéria orgânica tenha ficado mais disponível. Outra hipótese é que, como a composição do percolado apresenta uma variabilidade muito grande, durante o experimento as concentrações de íons tóxicos não tenham chegado a patamares que prejudicaram a mamoneira quando aplicadas doses maiores de percolado.

Ao se observar a Figura 25G percebe-se que o comportamento da característica área foliar em função dos dias após o semeio apresenta comportamento diferente das variáveis de crescimento avaliadas anteriormente, bem como diferente entre os próprios tratamentos. Aos 30 DAS o tratamento que apresentou melhores resultados foi o T₅ (3,70 m²), enquanto o T₁ demonstrou o menor valor de área foliar aos 30 DAS (1,61 m²). Já aos 120 DAS o tratamento T₂ foi o que apresentou maior valor estimado de 6,99 m² de área foliar.

Quanto ao comportamento entre os tratamentos, o T₁ e T₄ demonstraram um aumento da área foliar até os 60 DAS, após os valores decresceram seguindo uma curva descendente. O T₂ apresentou crescimento linear das médias ao longo das análises, atingindo valor máximo aos 120 DAS. Para o T₃ a média de área foliar foi de 4,24 m². O T₅ se comportou como uma curva ascendente atingindo o valor máximo estimado de 5,43 m².

Na Figura 25H demonstra o comportamento da área foliar em função das doses de percolado. Comparando os tratamentos T₁ e T₂ percebe-se que os valores de área foliar crescem para todas as avaliações, exceto para 90 DAS. No T₃ os valores apresentaram crescimento aos 30 e 60 DAS, entretanto nas avaliações realizadas aos 90 e 120 DAS demonstraram decréscimo. O T₄ apresentou menores valores de área foliar aos 30, 60 e 90 DAS, apresentando um pequeno aumento aos 120 DAS quando comparado ao T₃. Para o T₅ o decréscimo só ocorreu, quando comparado com o T₄, na segunda avaliação aos 60 DAS, nas demais avaliações os valores cresceram.

É importante destacar também, ainda observando a Figura 25H, que aos 30 e 60 DAS a tendência é que nestas datas as áreas foliares da mamoneira tendem a diminuir em função do aumento das doses de percolado. Neste experimento as médias identificadas de área foliar identificadas aos 90 e 120 DAS foram de 4,72 e 5,12 m², respectivamente.

4.4 Biomassa

Os dados referentes à biomassa da mamona foram submetidos à análise de variância. Com relação às doses de percolado não houve interação significativa para nenhum dos parâmetros analisados, como pode ser observado na Tabela 13. Realizada análise de regressão constatou-se que os parâmetros TA e %MS do caule apresentaram resposta significativa ($p < 0,01$).

Tabela 13 – Análise de variância das características matéria fresca (MF), matéria seca (MS), teor de água (TA) e percentual de matéria seca (%MS) do caule e da folha da mamona fertirrigada com distintas dosagens de PRSU aos 120 dias após o semeio

F.V.	GL	Teste "F"											
		Caule				Folhas				Parte aérea			
		MF ^T	MS ^T	TA	%MS	MF ^T	MS ^T	TA	%MS	MF ^T	MS ^T	TA	%MS
%PRSU	4	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R. Linear	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R.Quad.	1	ns	ns	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Bloco	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Resíduo	57	35,28	7,565	39,58	39,58	30,72	5,561	9,12	9,120	63,98	11,49	13,89	13,89
CV	%	26,88	24,57	8,54	23,89	26,01	28,69	3,55	20,36	26,04	24,35	4,71	17,95
PRSU	Médias												
	(g)	(g)	(%)	(%)	(g)	(g)	(%)	(%)	(g)	(g)	(%)	(%)	
0%	411,8	140,8	64,18b	35,81a	433,9	60,89	86,83	13,16	845,8	201,7	75,37	24,62	
20%	359,0	72,49	79,05a	20,94b	363,3	49,42	84,97	15,02	722,4	121,9	82,13	17,86	
40%	614,6	163,6	73,28ab	26,71ab	558,5	97,14	83,42	16,57	1173,2	260,7	78,15	21,84	
60%	610,6	134,3	78,05ab	21,94ab	527,7	67,64	86,54	13,45	1138,3	201,9	82,03	17,96	
80%	586,1	153,0	73,75ab	26,24ab	505,7	84,39	84,05	15,94	1091,8	237,4	78,45	21,54	

PRSU – Percolado de Resíduo Sólido Urbano. C.V. – Causa de variação. GL – Grau de liberdade. CV – Coeficiente de variação. **e* - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns – não significativo. T – Transformação a $(X+0,5)^{0,5}$. MF – Matéria fresca. MS – Matéria seca. TA – Teor de água.

Observando-se a tabela 13 é possível evidenciar que o tratamento T₂, que recebeu a menor dose de percolado, apresentou o menor valor para a MFC (359 g planta⁻¹), seguido do tratamento T₁ (411,8 g planta⁻¹). O T₃ foi o tratamento que apresentou maior média entre as proporções de PRSU aplicadas ao solo (614,6 g planta⁻¹).

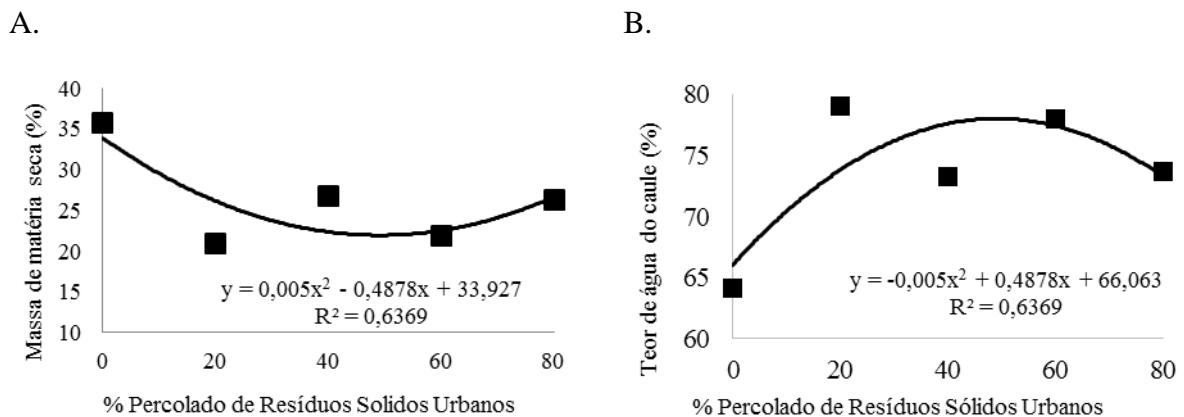
Vê-se que, a MFC para a mamona, quando irrigada com PRSU, cresce com as doses de percolado até um valor máximo de 40% de diluição. Após este valor a tendência do parâmetro analisado é apresentar diminuição.

Para a MSC o tratamento T₂, assim como ocorreu para a MFC, apresentou o menor valor médio (72,49 g planta⁻¹). O T₃ foi o tratamento que apresentou maior média entre as proporções de PRSU aplicadas ao solo com uma média de 163,6 g.planta⁻¹ (Tabela 14).

Ferreira (2013) quando avaliou os parâmetros de biomassa do girassol irrigado com doses crescentes de PRSU em três solos de texturas distintas evidenciou que para o Argissolo e Vertissolo, tanto a MFC quanto MSC apresentaram comportamentos decrescentes com o aumento das proporções de PRSU.

Comportamento diferente foi evidenciado por Sousa Neto et al. (2014) que observou que a adubação da mamona com doses crescentes de PRSU na fase sólida provocou um aumento linear dos parâmetros de MFC e MSC.

Com relação ao %MS, esta apresentou uma resposta quadrática ($p < 0,01$) quando submetida a análise de regressão. Observa-se na Figura 26A que o maior valor de %MS é identificado no T₁ (35,81%). Entre os tratamentos que receberam doses de percolado o T₂ apresentou o menor valor de %MS (20,94%). Os demais tratamentos apresentam uma tendência de aumento de %MS em função do aumento das doses de percolado.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 26 – Massa de MS do caule (A) e TA do caule (B) em função das doses de PRSU

O TA apresentou resposta quadrática ($p < 0,01$) quando submetida a análise de regressão. A Figura 26B, indica que a maior média foi a do tratamento T₂ (79,0%). A partir do T₂ (20 % de percolado) o TA tende a diminuir seu valor em função do aumento das doses de percolado.

Quanto a MFF, na Tabela 13, observa-se que o tratamento T₃ foi o que apresentou maior média, o que corresponde a um valor de 558,5 g planta⁻¹. A partir do T₃, o comportamento dos demais tratamentos foi decrescente, indicando que o aumento das doses de PRSU aplicadas ao solo tendem a diminuir os valores deste parâmetro.

O resultado da avaliação do parâmetro MSF demonstrou comportamento semelhante ao da MFF. O T₃ foi o que apresentou maior média de MSF, o que corresponde a um valor de 97,14 g planta⁻¹. Observando-se os valores de MFF e MSF para o tratamento T₃, vê-se que este apresenta, conseqüentemente o maior percentual de matéria seca (PMS), cerca de 16,58%. Apesar de representar o maior valor, este não difere estatisticamente do PMS dos outros tratamentos que são 13,16% – T₁; 15,02% – T₂; 13,45% – T₄; e 15,94% – T₅.

Ainda utilizando como referência o trabalho de Ferreira (2013), este em seu trabalho também evidenciou comportamento decrescente da MSF em função de doses crescente de percolado.

4.5 Rendimento da cultura

A análise de variância realizada para os parâmetros de rendimento da cultura número de cachos, número de bagas, massa dos cachos e peso dos grãos demonstrou efeito significativo da fonte de variação dose de percolado sobre as variáveis analisadas em ambas avaliações, exceto para massa dos cachos na segunda avaliação. Quando realizada análise de regressão observou-se efeito significativo das doses de percolado ($p < 0,01$) sobre todas as variáveis analisadas, exceto para massa dos cachos e peso dos grãos da segunda avaliação. Estes ajustaram-se a um modelo linear e no caso de ajuste quadrático este foi significativo ($p < 0,01$) para o peso dos grãos na segunda avaliação (Tabela 14).

Tabela 14 – Resumo da ANOVA para o número de cachos, número de bagas, massa de cachos e peso dos grãos da mamoneira, em duas colheitas, irrigada com percolado de resíduos sólidos urbanos e cultivada em condições semiáridas

C.V.	GL	Teste “F”							
		Colheita 1				Colheita 2			
		NC	NB	MC	PG	NC	NB	MC	PG
%PSRU	4	**	**	**	**	**	**	ns	**
R. Linear	1	**	**	**	**	**	**	ns	ns
R.Quad.	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**
Bloco	3	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Resíduo	12	0,401	37,15	14,00	2052,6	0,133	11,19	15,846	1331,7
CV	%	16,73	18,03	12,81	9,73	13,00	20,35	17,33	9,12

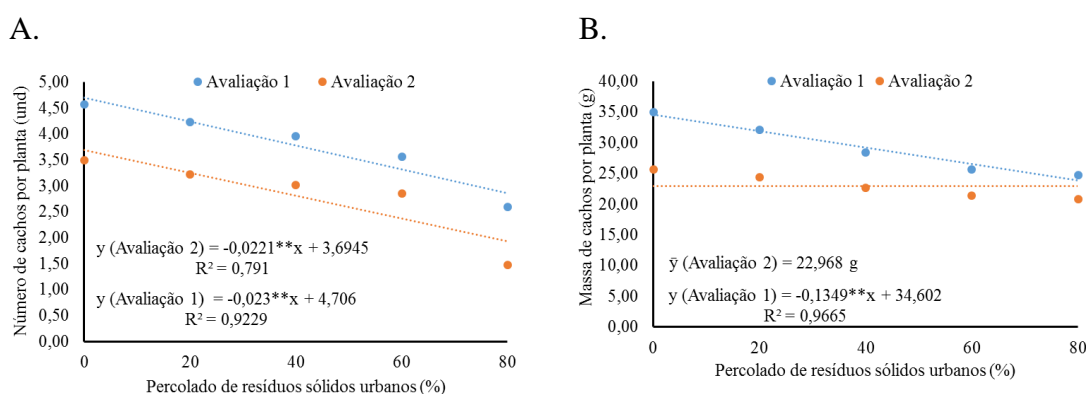
%PSRU – Percentual de percolado de resíduos sólidos urbanos. DAS – Dias após o semeio. NC – Número de cachos. NB – Número de bagas. MC – Massa dos cachos. PG – Peso dos grãos. C.V. – Causa de variação. GL – Grau de liberdade. CV – Coeficiente de variação. ** e * - significativo a 0,01 e 0,05, respectivamente. ns – não significativo.

Na Figura 27A está disposto o comportamento da variável número de cachos por planta em duas avaliações em função das doses de percolado. Pode-se observar que os valores decrescem de forma linear, sendo assim o tratamento que apresentou melhores resultados, na primeira e segunda colheitas, foi o T₁ com valores estimados em 4,56 e 3,5 cachos.

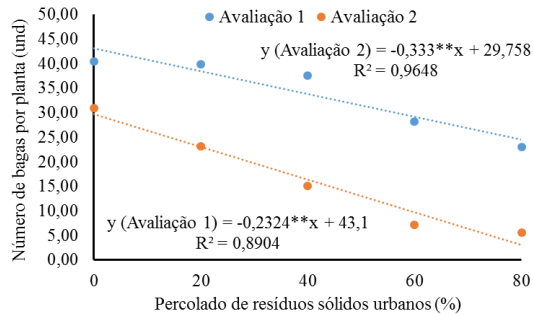
É importante destacar que apesar da diminuição do número de cachos ser proporcional ao aumento das doses de percolado, o resultado para número de cachos produzidos pela mamoneira ainda é positivo. Considerando a primeira colheita os números estimados de cachos para o T₂, T₃, T₄ e T₅ foram 4,23, 3,96, 3,56 e 2,6 cachos, respectivamente. Segundo Nóbrega et al. (2001), o número de racemos ou cachos por planta é considerado baixo quando menor que 3; médio, de 3 a 7, e alto quando maior que 7. Desta forma, na primeira colheita, apenas o tratamento T₅ apresentou valores inferiores a 3 cachos por planta analisada. Os demais apresentaram classificação média de número de cachos.

Este resultado tem caráter positivo ainda maior quando se considera que a produção de cachos utilizando como parte da fonte hídrica e como total da fonte nutricional o percolado, o que diminui os custos da produção, contribui para a diminuição da geração de resíduos na fabricação de fertilizantes químicos e ainda é uma alternativa de disposição para o percolado.

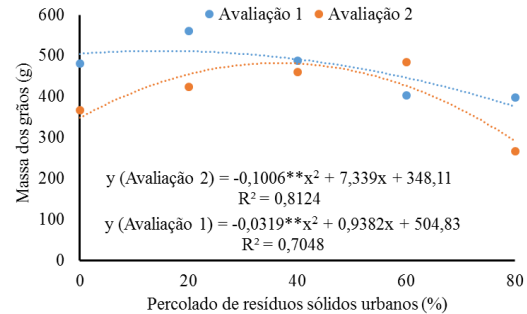
Com relação à massa dos cachos em função das doses de percolado o gráfico da Figura 27B demonstra, na primeira colheita, uma diminuição linear desta variável a medida que se aumentam as doses de percolado. O tratamento T₁ apresenta maior média de massa de cachos com o valor estimado de 35 g por planta. Apesar de valores decrescentes os valores de massa de cachos encontrados no tratamento T₂ e T₃ apresentam-se, na primeira colheita, próximos ao identificado no tratamento controle, cerca de 32,15 e 28,45 g, respectivamente. Na segunda colheita a média da massa de cachos entre os tratamentos foi de 22,96 g.



C.



D.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 27 - Número de cachos, número de bagas, massa de cachos e peso dos grãos por planta da mamoneira irrigada com percolado de resíduos sólidos urbanos e cultivada em condições semiáridas

O número de bagas por planta em função das doses de percolado está disposto no gráfico da Figura 27C. O comportamento desta variável se assemelha ao do número de cachos, apresentando decréscimo em função do aumento das doses de percolado. O T₁ apresentou melhor desempenho na primeira e segunda colheitas, com valores estimados de 40,41 e 30,97 bagas, respectivamente.

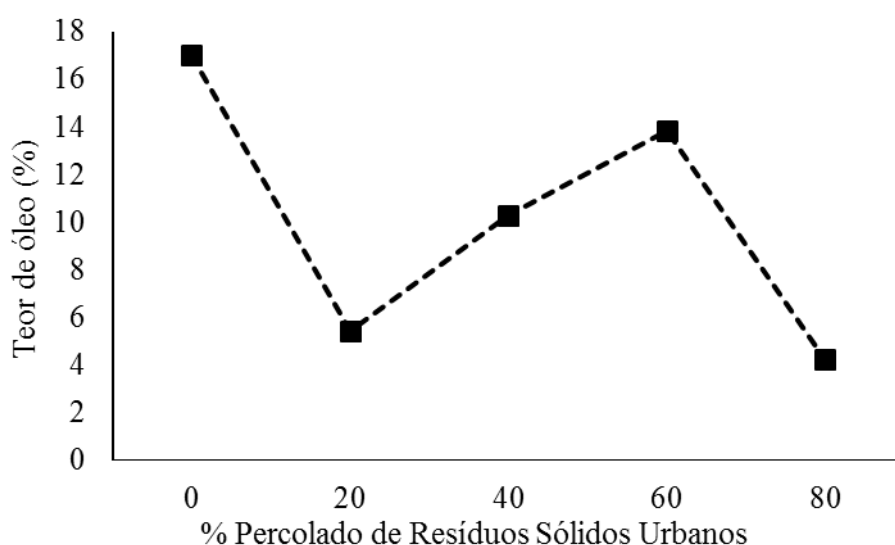
É importante destacar que os tratamentos T₂ e T₃, na primeira colheita, apresentaram valores próximos aos identificados no T₁, cerca de 39,83 e 37,57 bagas por planta, respectivamente. Este desempenho quando comparado o tratamento controle (T₁), demonstra uma resposta positiva da mamoneira para as doses de 20 e 40% de percolado quanto a produção de bagas.

A massa dos grãos em função das doses de percolado foi avaliada e o seu comportamento está disposto no gráfico da Figura 27D. Vê-se a massa dos grãos apresentou comportamento diferente das demais variáveis de produção analisadas. Este apresentou comportamento quadrático com valores crescentes até o tratamento T₂ (559,71 g) e decrescente após este ponto, na primeira colheita. Na segunda colheita o crescimento se estendeu até o T₄, atingindo o valor estimado de 484,14 g.

4.6 Teor e caracterização do óleo

4.6.1 Teor de óleo (TO)

Na Figura 28 estão dispostos os valores para o teor de óleo para cada tratamento estudado. Observa-se que há uma expressiva diferença nos valores entre os tratamentos, demonstrando que as doses de PRSU influenciaram este parâmetro de forma relevante, visto que foi evidenciada uma variação superior a 100% entre o tratamento que apresentou maior e menor teor de óleo.



Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Figura 28 – Teor de óleo em função das doses de percolado

Pode-se perceber que o tratamento que apresentou o maior percentual de óleo foi o T₁ com 17,01%, após este ponto existe uma tendência de diminuição do teor de óleo até o T₂ que apresentou um valor de 5,45%. Este decréscimo pode estar ligado ao aporte nutricional insuficiente fornecido à mamona com uma dose de 20% de PRSU.

Com uma dose maior fornecida pelos tratamentos T₃ e T₄ os teores de óleo crescem, apresentando valores de 10,27 e 13,85%, respectivamente. Estes valores demonstram que as doses aplicadas nestes tratamentos fornecem nutrientes que contribuem para o aumento do teor de óleo sem provocar toxicidade à planta. É importante ressaltar que no intervalo compreendido entre o maior teor de óleo e o identificado no T₄ existe uma diferença de apenas 3,16%.

A partir do T₄ os valores de teor de óleo tendem a decrescer, atingindo o valor de 4,26% no tratamento T₅. Percebe-se que o ponto ótimo, dentro dos tratamentos que receberam diluições de percolado, é alcançado com o tratamento T₄ e a partir daí a característica de toxicidade do percolado supera o seu potencial nutricional, prejudicando a qualidade das sementes quanto ao teor de óleo.

Este efeito observado no teor de óleo provocado pela aplicação da dose de 80% de percolado também ocorreu nas características de crescimento e produção analisados neste trabalho, evidenciando que além do teor de óleo, outras características da mamoneira também tendem a diminuir quando a dose aplicada supera o valor de 60%.

A diminuição de valores de produtividade em função do aumento da concentração de água residuária aplicada também pode ser evidenciada em outros estudos, como o realizado por Souza et al (2010), que avaliando a produtividade da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado com e sem adubação mineral, evidenciaram que o tratamento que recebeu apenas esgoto tratado apresentou valores de rendimento muito abaixo dos demais. Sinal de que os nutrientes contidos no esgoto tratado não foram suficientes para suprir a semente. Enquanto o tratamento que recebeu apenas água de abastecimento e adubação mineral apresentou valor satisfatório de TO.

Outro aspecto a ser observado é que apesar do tratamento T₄ ter apresentado teor de óleo menor do que o T₁, que recebeu apenas água de irrigação e adubação mineral, o seu teor de óleo ficou relativamente próximo ao encontrado na semente da soja, que é, em média, de cerca de 20% (Minuzzi, 2015). A diferença de 6,15% do teor de óleo, entre o teor de óleo na soja e o encontrado no T₄, torna viável a produção, visto que, neste tratamento não foi utilizada nenhuma adubação mineral, o que diminui os custos financeiros e ambientais, bem como, o aporte hídrico dispensado para a irrigação, pois 60% da água de irrigação é proveniente do próprio percolado.

Segundo Araújo et al (2010), o teor de óleo bem como suas características físico-químicas dependem de uma série de fatores que englobam variáveis como clima, manejo, densidade de plantas e qualidade do solo. O teor de óleo na semente da mamoneira varia de 35 a 55%, dependendo da cultivar, das condições ambientais e do modo de extração.

Entretanto, apesar dos valores encontrados neste estudo não estarem dentro da faixa média de teor de óleo da semente da mamoneira, não inviabiliza sua aplicação, especialmente para o

tratamento T₄ que apresentou bom desempenho, visto que seu custo de produção é baixo, utilizando apenas o PRSU como fonte nutricional

4.6.2 Caracterização do óleo

As variáveis analisadas foram empregadas apenas nos tratamentos que, dentre os avaliados, apresentaram maiores teores de óleo, ou seja, T₁ e T₄ (Tabela 15).

Tabela 15 – Caracterização das amostras de óleo.

Tratamento	D _R (kg m ⁻³)	I _A (mg KOH g ⁻¹)	I _I (g I ₂ 100g ⁻¹)	I _S (mg KOH g ⁻¹)	AGL (%)
T ₁	950	0,30	63,60	201,02	6,44
T ₄	890	0,45	63,83	191,76	3,99

Nota: D_R: densidade relativa; I_A: índice de acidez; I_I: Índice de Iodo; I_S: Índice de Saponificação; AGL: Ácidos Graxos Livres
Fonte: Pesquisa de campo (2015)

Com relação ao parâmetro densidade relativa (D_R), os valores encontrados para os dois tratamentos avaliados foram bastante próximos, com um valor superior para o T₁, demonstrando desempenho um pouco melhor para este tratamento.

A densidade relativa é influenciada diretamente pelas propriedades do ácido ricinoleico. Este ácido é um triglicerídeo que é responsável por 90% da composição do óleo da mamona. Sua configuração diminui o contato entre as moléculas, bem como o processo de agregação entre elas. Por consequência disto, o empacotamento é impedido pelo aumento do espaço entre as moléculas, resultando em um aumento da densidade (Oliveira et al., 2012; Ribeiro & Seravalli, 2004; Savy Filho et al., 1999).

Quanto ao que preconiza a ANP (2008) segundo a Resolução nº 7, como recomendação para a densidade do óleo empregado na produção de biodiesel (875 – 900 kg m⁻³), o tratamento T₄ encontra-se dentro da faixa (890 kg m⁻³) e o T₁ supera em pequeno número o limite estabelecido (950 kg m⁻³). Tal valor não chega a prejudicar o uso do óleo para a produção de biodiesel, entretanto, amostras de óleo com valores superiores podem prejudicar

a qualidade do biocombustível, principalmente no que se refere a eficiência dos bicos injetores de motores a diesel, além de dificultar o seu processo de síntese.

O índice de acidez é definido como o número de massa ou quantidade de matéria de hidróxido de potássio necessário para neutralizar os ácidos livres presentes em um grama de óleo ou gordura (Costa, 2006). Segundo Angelucci et al. (1987), o alto teor de acidez de um óleo bruto aumenta a perda da neutralização, sendo também indicador de sementes de baixa qualidade, de manuseio e armazenamento impróprios ou de um processamento insatisfatório.

Os índices de acidez encontrados para os tratamentos também foram próximos e relativamente baixos, apresentando o tratamento T₄ o maior valor, cerca de 0,45. Conforme Santos et al. (2001), os óleos com acidez inferior a 1% são classificados como do tipo 1 e quando o óleo apresentar no máximo 2,5% de acidez livre é considerado do tipo 3. Portanto, com relação ao índice de acidez, ambas as amostras se encontram dentro dos padrões.

Com relação à Resolução nº 7 da ANP (2008), o limite do Índice de Acidez para o biodiesel é de 0,5 mg KOH g⁻¹. Deste modo, os valores encontrados para as amostras dos tratamentos T₁ e T₄ também se encontram dentro dos padrões estabelecidos. Tal característica demonstra, por exemplo que o óleo oferece baixa corrosividade aos componentes metálicos presentes no motor.

É importante destacar também que estando ambas dentro dos padrões estabelecidos para o uso na produção de biodiesel, o tratamento T₄ torna-se, com relação ao índice de acidez, mais vantajoso, pois apresenta um índice um pouco menor, mas na produção das sementes foi utilizado como parte de fonte hídrica e única fonte nutricional, o PRSU.

O índice de iodo é o número de gramas de iodo absorvido por 100 g de gordura ou óleo; proporcionam medida do grau de insaturação das gorduras extraídas com éter ou, ainda, medida do grau de insaturação dos ácidos graxos presentes na gordura.

Observa-se na Tabela 15, que os valores para o índice de iodo em ambos os tratamentos analisados apresentou valores praticamente semelhantes, com um valor sensivelmente superior para o tratamento T₄ de 63,83 g I₂ 100 g⁻¹.

Para cada óleo existe um intervalo característico do valor do índice de iodo; cujo valor também está relacionado com o método empregado em sua determinação, geralmente pelo método de Hubl, Wijs, que é utilizado em laboratórios oficiais de vários países enquanto o método de Hanus é em laboratórios de indústrias e nas análises para fins comerciais (Instituto Adolfo Lutz, 1985).

Deste modo, observando os valores para índice de iodo estabelecidos por Freire (2001), conforme a Association of Official Analytical Chemists - A.O.A.C, que determina a faixa de 81 – 91 g I₂ 100 g⁻¹, pode-se concluir que os valores encontrados para as amostras estão abaixo dos limites estabelecidos.

Por outro lado, os valores encontrados para índice de iodo das amostras apesar de estarem abaixo dos valores estabelecidos pela A.O.A.C, devem ser vistos sob aspecto positivo para produção de biodiesel, pois indica uma pequena quantidade de compostos insaturados. Outro aspecto importante a ser observado é que, diante dos dados obtidos, o tratamento com percolado aplicado ao T₄ não modificou significativamente esta propriedade, fazendo com que o óleo obtido apresente boas características em termos de estabilidade oxidativa, ou seja, menos susceptível a sofrer processo de oxidação, o que favorece o aumento do seu tempo de estocagem e armazenamento.

Essa condição é de fundamental importância para manutenção da qualidade do biodiesel, visto que sua estabilidade oxidativa é influenciada por uma série de fatores como alta temperatura, exposição ao ar e presença de água, constituindo um dos principais problemas do biodiesel (Lôbo & Ferreira, 2009).

Atualmente, em função de sua boa estabilidade oxidativa, o óleo da mamona vem sendo misturado a outros tipos de óleos como o da soja e o do girassol como forma de conferir a esta melhoria nesta característica.

Segundo Costa et al (2004), ao estudar o óleo de mamona, encontraram uma variação do índice saponificação de 176 – 184 mg KOH g⁻¹. Segundo o padrão britânico (Freire, 2001) o óleo de primeira qualidade deve apresentar um índice de saponificação entre 177 a 187 mg KOH g⁻¹. Conforme Chierice (2001), no óleo de mamona se tem uma média de 180 mg KOH g⁻¹.

Os valores encontrados para o índice de saponificação nas duas amostras estão descritos na tabela 15. Para o T₁ o valor observado foi de 201,02 mg KOH g⁻¹ e para o T₄ foi de 191,76 mg KOH g⁻¹. Ambos os valores, apesar de bastante próximos, encontram-se acima dos padrões estabelecidos.

Outro ponto a ser observado é a relação entre o índice de saponificação e a densidade. Segundo Moretto & Fett (1998), índice de saponificação é inversamente proporcional ao peso molecular médio dos ácidos graxos dos triglicerídeos presentes no óleo. Quanto menor o peso molecular do ácido graxo, tanto maior será o índice de saponificação.

Os ácidos graxos livres encontrados nas amostras analisadas foram de 6,44% para o tratamento T₁ e 3,99% para o tratamento T₄ (Tabela 15). Estes valores demonstram que as amostras tendem a apresentar uma quantidade relativamente alta de ácidos graxos livres. Tal ocorrência pode estar ligada ao manejo do cultivo no caso do tratamento T₁ e, no caso do T₄, à fertirrigação com PRSU.

5 CONCLUSÕES

- 1 – As proporções do percolado diluído utilizadas na irrigação da mamona influenciaram nas características químicas do solo, no desenvolvimento e na produção da cultura;
- 2 - As expressivas concentrações de alguns elementos demonstram que o percolado, além de fonte hídrica, é também uma excelente fonte alternativa para cultivos agrícolas;
- 3 – As características do solo pH, Cu, Fe e Ca do solo foram influenciados de forma significativa pelo fator de variação doses de percolado;
- 4 - As concentrações de Ni, Cd e Pb identificados no solo irrigado com percolado diluído permaneceram dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente, não apresentando risco de contaminação;
- 5 – As características de crescimento aumentaram linearmente com o incremento do percolado na água de abastecimento, tendo como melhor dose a 60% de percolado;
- 6 – Nenhuma das características relativas à biomassa da parte aérea da planta foram influenciados pelas doses de percolado;
- 7 – O rendimento da cultura com relação às características número de cachos, número de bagas, massa dos cachos e peso dos grãos reduziram em função do aumento das doses de percolado;
- 8 – O maior rendimento da mamona foi registrado com a fertirrigação 20% de percolado, apresentando o mínimo de contaminação ambiental;
- 9 – A diluição de 60% da dose de percolado na água de irrigação é viável para a produção de óleo que pode ser usado como matéria prima para produção de biodiesel, tanto quanto ao teor de óleo quanto às suas características físico-químicas.
- 10 - O cultivo da mamoneira fertirrigada com percolado de aterro sanitário mostrou-se viável sob o ponto de vista de crescimento e produção, bem como da produção de óleo como matéria prima para fabricação de biodiesel.

6 REFERÊNCIAS

- Abrelpe – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – Abrelpe. Panorama de resíduos sólidos no Brasil 2014. São Paulo: ABRELPE, 2014. 112p.
- Agbenin, J. O., Danko, M. "soil and vegetable compositional relationships of eight potentially toxic metals in urban garden fields from northern Nigeria." *journal of the science of food and agriculture*, v. 89, p. 49-54, 2009.
- Agência nacional de petróleo, gás natural e biocombustíveis - ANP. Resolução nº 7, de 19 de março de 2008 publicado no Diário Oficial da União em 20 de março de 2008. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/biocombustiveis/biodiesel.asp>>. Acesso em: 21 jan. 2016.
- Allen, R.G; Pereira, I. S; Raes, D; Smith, D. Crop evapotranspiration - guidelines for computing crop water requirements - FAO irrigation and drainage paper 56. FAO – food and agriculture organization of the united nations, Rome: FAO 1998. 328p.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, p. 711–728, 2013.
- American public health association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington: Apha, 1998.
- Andrade Filho, Jerônimo. Fertirrigação do algodoeiro com efluente doméstico tratado. Mossoró: UFERSA, 2010, 77p. Dissertação de Mestrado.
- Angelucci, E.; Carvalho, L. R.; Carvalho, N. R. P.; Figueiredo, B. I.; Mantovani, B. M. D.; Moraes, M. R. Análise química de alimentos: Campinas, São Paulo, 1987. 123p. (manual técnico).
- Antoniadis, V.; Mckinley, J. D.; Zuhairi, W. Y. W. Single-element and competitive metal mobility measured with column infiltration and batch test. *Journal environment quality*. v. 36, p. 53-60, 2007.
- AOAC. Association of official analytical chemists. Official methods of analysis of the association of official analytical chemists. 14. ed. Washington: williams horwitz. 1984. 1141p.
- Araújo, M. M. A.; Souza, L. Di.; Araújo, S. A. de.; Pinto, L. V. de. Influência da ordem de racemo na densidade e no índice de insaponificáveis de mamona. In: IV congresso da rede brasileira de tecnologia de biodiesel e VII congresso brasileiro de plantas oleaginosas, óleos, gorduras e biodiesel. Belo Horizonte, 2010.
- Aremu, A. S., B. Sule. Framework to determine the optimal spatial location and number of municipal solid waste bins in a developing world urban neighborhood." *journal of environmental engineering*, v. 138, p. 645-653, 2011.

- Arienzo, M; Christen, E.W; Quayle, W; Kumar, A. A review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters. *Journal of hazardous materials*, p. 415–422, 2009.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT). NBR 10.005. Lixiviação de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b. 10p.
- _____. NBR 10.006. Solubilização de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c. 2p.
- _____. NBR 10.007. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004d. 21p.
- _____. NBR 10004. Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a, 77p.
- _____. NBR 8.419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos-procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004e, 13p.
- Ayers, R.S; Westcot, D.W. A qualidade de água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1999. 141p.
- Azevedo, D.M.P. de.; Lima, E.F. O agronegócio da mamona no brasil. Embrapa algodão. Campina grande. Brasília: Embrapa informação tecnológica, 2001. 350p.
- Azevedo, D.M.P. de.; Lima, E.F.; Batista, F.A.S.; Beltrão, N.E. de M.; Soares, J.J.; Vieira, R.M. de; Moreira, J.A.M. Recomendações técnicas para o cultivo da mamoneira *ricinus communis* l. no nordeste do brasil. Campina grande: Embrapa-CNPA, 1997. 52p.
- Barbosa. L. T. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no norte de minas gerais: estudo relativo à implantação de unidades de reciclagem e compostagem a partir de 1997. Espírito Santo: UFMG, 2004. Dissertação de Mestrado.
- Batista, E.H.M. O agronegócio da mamona e a produção de biodiesel no estado da Paraíba. Guarabira: UEPB, 2010.56p. Monografia.
- Bayer, C.; Mielniczuk, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999. Cap. 2, p.9-26.
- Beltrão, N.E.M. Informações sobre o biodiesel, em especial feito com o óleo de mamona. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento. Eng. agr. d.sc., pesquisador Embrapa algodão, campina grande, 2003.
- Bila, D. M. Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume. Rio de Janeiro: PEQ/COPPE/UFRJ, 2000. Dissertação de mestrado.
- Brady, N.C. Natureza e propriedades dos solos. 7 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989.

Braga, B.; Hespanhol, I.; Conejo, J. G; Barros, M. T. L. de; Veras, M. S. J.; Porto, M. F. A.; Nucci, N. L. R; Juliano, N. M. A; Eiger, S. Introdução à engenharia ambiental. O desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed., São Paulo; prentice hall; 2002. 305p.

Brasil. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

_____. Decreto n. 4954, de 14 de janeiro de 2004. Aprova o regulamento da lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. Diário oficial da república federativa do brasil, Brasília, 15 jan. 2004a. disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d4954.htm>. Acesso em: 29 de fev. 2016.

_____. Instrução normativa n. 23, de 31 de agosto de 2005. Definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário oficial da república federativa do brasil, Brasília, 08 set. 2005. disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaato.do?method=consultarlegislacaofederal>>. Acesso em: 14 de fev. 2016.

_____. Instrução normativa n. 25, de 23 de julho de 2009b. Normas sobre as especificações, as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário oficial da república federativa do brasil, Brasília, 28 jul. 2009. Disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaato.do?method=consultarlegislacaofederal>> acesso em: 29 de fev. 2016.

_____. Lei n. 6894, de 16 de dezembro de 1980. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura. Diário oficial da república federativa do brasil, Brasília, 17 dez. 1980. disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1980-1988/16894.htm>. Acesso em: 25 jan. 2016.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>> Acesso em: 23 fev. 2016.

_____. Ministério do meio ambiente (MMA). Conselho nacional do meio ambiente (Conama). Resolução nº 308, de 21 de março de 2002. Licenciamento ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte. in: brasil. MMA. Conama. Resolução do Conama. Brasília: MMA-secretaria executiva – Conama, 2012. p.725.

_____. Ministério do meio ambiente (MMA). Conselho nacional do meio ambiente (Conama). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009a. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e

estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. In: brasil. MMA. Conama. Resoluções do Conama. Brasília: MMA-secretaria executiva-Conama, 2012.p.899.

_____. Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a política nacional de resíduos sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>> acesso em: 26 de fev. 2016.

Câmara, G. M. S.; Chiavenato, E. J. O agronegócio das plantas oleaginosas: algodão amendoim, girassol e mamona. Piracicaba: USP/ESALQ/LPV, 2001. 204 p.

Campos, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no brasil. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.17, p. 171-180, 2012.

Caovilla, F. A; Sampaio, S. C; Smanhotto, A; Nóbrega, L. H. P; Queiroz, M. M. F de; Gomes, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental: Agriambi, v. 14, p.692-697, 2010.

Carvalho, A.L de; Matos, A.T de; Hamakawa, P.J; Azevedo, R.F de. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. Revista engenharia na agricultura, v.14, p.131-138, 2006.

Ceará. Portaria nº154, de 22 de julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2002 Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2002

Celestino, C; Saron, A. Análise da tratabilidade, biodegradabilidade e do potencial tóxico de líquido percolado proveniente de aterro sanitário urbano. Interfacehs - Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade, v. 7, p. 76-80, 2012.

Cercena, W; Quadros, K.M; Peliser, D; Menezes, J.C.S.S. Tratamento do chorume de aterro de resíduos sólidos urbanos e industriais: avaliação de desempenho de dois coagulantes e processos biológicos na remoção da carga orgânica e metais. In: 26º congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, Santa Catarina, 2011. Anais... Santa Catarina: ABES, 2011.

Chierice, G.O.; Claro Neto, S. Aplicação industrial do óleo. In: Azevedo, D.M. P de; Lima, E.F. O agronegócio da mamona no Brasil. Brasília: Embrapa comunicação para transferência de tecnologias, (org.), v.2, p. 89- 120, 2001.

Coelho, D. C. L; Batista, R. O; Silva, P. C. M; Mesquita, F. O. Produção de capim elefante utilizando percolado de aterro sanitário. Bioscience Journal, v. 31, p. 830-840, 2015.

Coelho, D. C. L. Atributos químicos de um argissolo e produção de capim elefante decorrentes da aplicação de percolado de aterro. Mossoró: UFERSA, 2013. 100f. Dissertação de Mestrado.

- Collier, L.S; Sobrinho, N.M.B.A; Mazur, N; Velloso, A.C.X. Efeito do composto de resíduo sólido urbano no teor de metais pesados em solo e goiabeira, v.63, p.415-420, 2004.
- Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais - CFSEMG. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª aproximação. Viçosa-MG: 1999. 359p.
- Corwin, D. L.; Bradford, S. A. Environmental impacts and sustainability of degraded water reuse. *Journal of environmental quality*, v. 37, p.1-7, 2008.
- Costa, F. X.; Beltrão, N. E. de M.; Lima, V. L. A.; Nunes Júnior, E. S.; Guimarães, M. B.; Damasceno, F. A. V. Efeito do lixo orgânico e torta de mamona nas características de crescimento da mamoneira. *Revista Engenharia Ambiental*, v. 6, p. 259-268, 2009.
- Costa, H. M. da.; Ramos, V. D.; Abrantes, T. A. S. A.; Castro, I. L. Y.; Visconte, L. L. Y.; Nunes, R. C. R.; Furtado, C. R. G. *Polímeros: ciência e tecnologia*, Rio de Janeiro, v. 14, p. 46-50, 2004.
- Costa, T. L. Propriedades físicas e físico-químicas do óleo de duas cultivares de mamona. Campina Grande: UFCG, 2006. 113p. Dissertação de mestrado.
- Delfelipo, B. V., Ribeiro, A. C. *Análise química do solo (metodologia)*. Viçosa, MG: UFV, Imp. Univ., 1981. 17p. (Boletim de Extensão, n.29).
- Duarte, S.A. et. al. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: Ph, matéria orgânica, fósforo e potássio. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, v.12, p.302-310, 2008.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro nacional de pesquisa de solos, 1997. 212 p.
- _____. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006.412p.
- _____. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 3.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2013. 353p.
- Erthal, V.J.T; Ferreira, P.A; Matos, A.T de; Pereira, O.G. Alterações físicas e químicas de um argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.467–477, 2010.
- Ferreira, A. L. L. *Cultivo de oleaginosas em solos tratados com chorume de aterros sanitários*. Mossoró: UFERSA, 2013, 69 p. Dissertação de Mestrado.
- Ferreira, D. F. *Manual do sistema sisvar para análises estatísticas*. Departamento de ciências exatas. Minas Gerais: UFLA, 2011.

- Ferreira, G.B; Beltrão, N.E.M; Severino, L.S; Gondim, T.M.S; Pedrosa, M.B. A cultura da mamona no cerrado: riscos e oportunidades. Campina Grande: EMBRAPA, 2006.72 p.
- Fonseca, A. F da. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. Piracicaba: ESALQ, 2001. Dissertação de mestrado.
- Freire, R. M. M. Ricinoquímica. In: Azevedo, D.M.P. de; Lima, E.F. O agronegócio da mamona no Brasil. Comunicação para transferência de tecnologia, 2001. Cap. 13, p. 295-335.
- Friedler, E.; Juniaco, M. Treatment and storage of wastewater for agricultural irrigation. agritech/1996. Tel-aviv: agronitech technology, 1996.
- Google Earth. Disponível em: <<http://maps.google.com.br/maps>>. Acesso em: 24 fev. 2016.
- Hamada, J; Calças, D.A.N.Q.P; Giacheti, H.L. Influência da compactação de um solo arenoso na infiltração e retenção de carga orgânica de chorume. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, p.180-186, 2004.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico. Rio de Janeiro: MPOG, MC, 2014. 219p.
- Instituto Adolfo Lutz. Normas analíticas, métodos químicos e físicos para análises de alimentos. São Paulo. 3. ed. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, v.1, 1985. 533p.
- IPT/CEMPRE - Instituto de Pesquisas Tecnológicas – Compromisso empresarial para reciclagem -. Lixo municipal. Manual de Gerenciamento Integrado. 2.ed. São Paulo: CEMPRE, 2000. 370 p.
- Justin, M.Z; Zupančič, M. Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed wetland and irrigation of grass and willows. Desalination, v 246, p. 157-168, 2009.
- Keller, J.; Karmelli, D. Trickle irrigation desing parameters. Transaction of the asae. st. Joseph, v.17, p.678-684, 1974.
- Koroneos, C.J; Nanaki, E.A. Integrated solid waste management and energy production-a life cycle assessment approach: the case study of the city of thessaloniki. Original research article. Journal of cleaner production, v.27, p.141-150, 2012.
- Krob, A. D; Moraes, S. P; Selbach, P. A; Bento, F. M; Camargo, F. A. O. Propriedades químicas de um argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. Ciência Rural, v. 41, p. 433-439, 2011.
- Kulikowska, D; Klimiuk, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. Bioresour technol, v. 99, p. 5981-5985, 2008.

- Lo Monaco, P. A.; Matos, A.; Martinez, H. E. P.; Ferreira, P. A.; Ramos, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. *Irriga*, v.14, p.348-364, 2009.
- Lôbo, I. P.; Ferreira, S. L. C. Biodiesel: parâmetros de qualidade e métodos analíticos. *Química nova*, vol. 32, p.1596-1608, 2009.
- Maia, A. C. de S.; Teixeira, J. da Cunha; Lima, S. M. de Lima; Ferreira, C. V; Stragevitch, L. Estudo do impacto da adição do biodiesel de mamona ao óleo diesel mineral sobre a propriedade viscosidade cinemática. In: II congresso brasileiro de mamona. João Pessoa, Anais... Recife: UFPE, 2006
- Malagi, Gustavo. Respostas agrônômicas e ecofisiológicas de videira, cultivar brs violeta, influenciadas por sistemas de adubação. Pato Branco: UTFPR, 176 p, 2011. Dissertação de Mestrado.
- Matos, A, T.; Disposição de águas residuárias no solo, Viçosa, MG: associação dos engenheiros agrícolas de Minas Gerais, 2007. 140p.
- Matos, Antônio T. de; Carvalho, A. L. de; Azevedo, Izabel C. D. D.A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 12, p. 435-440, 2008.
- Matos, H. S. F. M. Dossiê técnico: cultivo da mamona e extração de óleo. Centro de apoio ao desenvolvimento tecnológico da Universidade de Brasília. 2007.
- Maus, V.W; Costa, A.B; Righes, A. A. Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processo fenton. *Revista Tecno-lógica*, v.13, p.52-59, 2009.
- Mazur, N. Níquel, Chumbo, Zinco e Cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos. Viçosa: UFV, 1997. 128p. Tese Doutorado.
- Medeiros, S. S.; Soares, A. A; Ferreira, P. A.; Matos, A. T.; Souza, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, p.603-612, 2005.
- Mesquita, F. O. de. Desempenho de gotejadores e produção de capim elefante *Pennisetum purpureum* Schum com percolado de aterro sanitário no semiárido. Mossoró: UFERSA, 2016. 142p. Tese Doutorado.
- Meurer, E. J. Fundamentos de química do solo. In: Meurer, E. J.; Rhenheimer, D.; Medina, J. C. (4.ed.). Fenômenos de sorção em solos. Porto Alegre: Evangraf, 2010. cap. 5, p. 107-146.
- Meyers, G. D; Mcleod, G; Anbarci, M.A. An international waste convention: measures for achieving sustainable development. *Waste manag res*, v. 6, p.505-513, 2006.

- Minuzzi, A.; Rangel, M. A. S.; Braccini, A. de L.; Scapim, C. A.; Mora, F.; Robaina, A. D. Rendimento, teores de óleo e proteínas de quatro cultivares de soja, produzidas em dois locais no estado do mato grosso do sul. *Revista Ciência Agrotécnica*, v. 33, p. 1047-1054, 2015
- Monteiro, J. H. P.; Figueiredo, C. E. M.; Magalhães, A. F.; Melo, M. A. F. de; Brito, J. C. X. de; Almeida, T. P. F. de; Mansur, G. L. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: Ibam, 2001.
- Monteiro, J. M. G. Plantio de oleaginosas por agricultores familiares do semiárido nordestino para produção de biodiesel como uma estratégia de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Rio de Janeiro: UFRJ, 2007. 302p. Tese Doutorado.
- Morais, J. L. Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. Curitiba: UFPR, 2005, 225p. Tese de Doutorado.
- Moretto, E.; Fett, r. Definição de óleos e gorduras tecnologia de óleos e gorduras vegetais na indústria de alimentos. São Paulo: Varela, 1998. 144 p.
- Moro, E. Manejo da adubação nitrogenada em híbridos de mamona de porte baixo cultivados na safra e na safrinha em sistema plantio direto. Botucatu: UNESP. 133p. Dissertação de Mestrado.
- Muñoz, S.I.S. Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de ribeirão preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados. Ribeirão Preto: USP, 2002. 131p. Tese Doutorado.
- Nappo, J.T.G. Biodiesel no brasil: a visão da indústria de óleos vegetais. Associação brasileira das indústrias de óleos vegetais – Abiove. In: Fórum de debates dobre qualidade e uso de combustíveis, 6, 2006, Rio de Janeiro Anais.. IBP, 2006.
- Nascimento, M. B. H.; Lima, V. L. A.; Beltrão, N. E. M.; Souza, A. P.; Figueirêdo, I. C. M.; Lima, M. M. Uso de biossólido e de água residuária no crescimento e desenvolvimento da mamona. *Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibras*, v.10, p.1001-1007, 2006.
- Nóbrega, M. B. de M.; Andrade, F. P.; Santos, J. W.; Leite, E. J. Germoplasma in: Azevedo, D. M. P.; Lima, e. f. (ed.) O agronegócio da mamona no brasil. Brasília: Embrapa, 2001. cap.11, p.257-280.
- Novais, R. F.; Alvarez, V., V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 2007. 1017p.
- Oliveira, D. S; Fonseca, X. D. S; Farias, P. N; Bezerra, V. S; Pinto, C. H. C; Souza, L. D; Santos, A. G. D; Matias, L. G. O. Obtenção do biodiesel através da transesterificação do óleo de moringa oleífera lam. *Revista Holos*, v. 1, p. 49-61, 2012.

- Osawa, C. C.; Gonçalves, L. A. G.; Ragazzi, S. Titulação potenciométrica aplicada na determinação de ácidos graxos livres de óleos e gorduras comestíveis. *Química Nova*, v. 29, p. 593-599, 2006.
- Panchoni, L. C. Potencial de lixiviado de aterro sanitário como fonte de nutrientes e efeitos em propriedades do solo. Londrina: UEL, 2011. 54 p. Dissertação de Mestrado.
- Parente, E. D. S. Biodiesel: uma aventura tecnológica num país engraçado. Fortaleza: TECBIO, 2003.
- Queiroga, V.P; Santos, R.F dos. Diagnóstico da produção de mamona (*ricinus communis*, l.) em uma amostra de produtores do nordeste brasileiro. *Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibras*, v. 12, p. 9-23, 2008.
- Renou, S; Givaudan, J.G; Poulain, S; Dirassouyan, F, Moulin, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, v.150, p. 468–493, 2008.
- Revoredo, M. D.; Melo, W. J. de. Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo. *Bragantia*, v. 65, p.679-685, 2006.
- Ribeiro, E. P.; Seravalli, E. A. G. *Química de alimentos*. 1. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2004, p.194.
- Rice, E. W.; Baird, R. B.; Clesceri, A. D. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- Richards, L. A. *Diagnosis and improvement of saline and álcali soils*. Washington, US Department of Agriculture, 1954. 160p. (USDA Agricultural Handbook, 60).
- Richards, L. A. *Diagnóstico y rehabilitacion de suelos salinos e sódico*. México: limusa, 1997. 172p.
- Robinson, A. "Landfill leachate treatment." *membrane technology 2005*, v.6, p. 6-12, 2005.
- Rodrigues, L. N.; Nery, A. R.; Fernandes, P. D.; Beltrão, N. E. M.; Gheyi, H. R.; Crescimento e produção de bagas da mamoneira irrigada com água residuária doméstica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental: Agriambi*, v. 13, p.825-835, 2009.
- Samizava, T. M.; Kaida, R. H.; Imai, N. N., Nunes, J. O. R. SIG aplicado à escolha de áreas potenciais para instalação de aterros sanitários no município de Presidente Prudente – SP. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 60, p. 43-55, 2008.
- Sanepav – Saneamento Ambiental LTDA. 2015.
- Santos, A. G. D; Nunes, A. O ; Souza, L di. Produtividade e qualidade de óleo de mamona produzido no RN: validade do zoneamento agrícola tendo a altitude como fator fundamental. *Química no Brasil*, v. 3, p. 61-62, 2009.

- Santos, C. A. dos. Disposição de chorume de aterro sanitário no solo e efeito na dinâmica do nitrogênio e em indicadores de qualidade do solo. Londrina: UEL, 2010.79 p. Dissertação de Mestrado.
- Santos, R. F. dos.; Barros, A. L.; Marques, F. M.; Firmino, P. de T.; Requião, L. E. G. Análise econômica. In: Azevedo, D.M.P. de.; Lima, E.F. (Eds.). O agronegócio da mamona no Brasil: Embrapa-SPI, 2001, p.17-35.
- Savy Filho, A.; Banzatto, N.V.; Barboza, M.Z. Mamoneira. In: Cati (Campinas, SP). Oleaginosas no estado de São Paulo: Análise e diagnóstico. Campinas, 1999, p.39.
- Severino, L. S.; Cardoso, G. D.; Vale, do Vale, L. S.; dos Santos, J. W. Método para determinação da área foliar da mamoneira. Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas, Campina Grande, v. 8, p.753-762, 2004.
- Silva, A. C. Tratamento do percolato de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. Rio de Janeiro: UFRJ, 2002. 79 p. Tese de Doutorado.
- Silva, A.D; Pinheiro, E. da S. Problemática dos resíduos sólidos urbanos em Tefé. Sociedade & Natureza, v. 22, p. 297-312, 2010.
- Silva, D de F; Matos, A. T; Pereira, O. G; Cecon, P. R;. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolato de resíduo sólido. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, p.1094-1100, 2010.
- Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Batista, R. O.; Moreira, D. A. Alteração química de solo cultivado com capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolato de resíduo sólido urbano. Acta scientiarum. Technology, v.33, p.243-251, 2011.
- Silva, F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.
- Silva, N. G. A.; Lino A. D. S. Mamona e biodiesel: oportunidade para o semiárido. In: XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, 2008.
- Silva, P. R. F.; Freitas, T. F. S. Biodiesel: o ônus e o bônus de produzir combustível. Ciência rural, v.38, n.3, p. 843-851, 2008.
- Sousa Neto, O. N. de; Ferreira, A. L. L.; Freitas, J. J. R. de.; Dias, N. S. da.; Miranda. N.O.; Sampaio, P. R. F. Efeito da aplicação de chorume na forma sólida no crescimento inicial da cultura da mamona. In: Inovagri international meeting, 2., 2014, Fortaleza. Anais...Fortaleza: INI, 2014. v. 1, p. 01-10.
- Souza, M. P. R. de; Rios, R. G.; Silva, R. L.; Jesus, R. F de; Félix, C.; Silva, C. A. Análise das propriedades do óleo extraído de sementes de mamona (*Ricinus Communis* L.) a fim de caracterizá-lo como biodiesel. In: Simpósio de base experimental das ciências naturais da universidade federal do ABC, São Bernardo do Campo, anais... São Paulo: UFABC, 2011.

- Souza, N. C. de.; Mota, s. b.; Bezerra, F. M. L.; Aquino, B. B. F. de.; Santos, A. B. dos. Produtividade da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.478–484, 2010.
- Tchobanoglous, G; Theisen, H; Vigil, S.A. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. 2.ed. New York: ilustrada mcgraw-hill, 1993.
- Themeslis, N. J.; Mussche, C. Municipal solid waste management and wasteto-energy in the united states, china and japan. In: international academic symposium on enhanced landfill mining, 2, 2013, Houthalen-helchteren: ELFM, 2013.
- Tozé, S. Reuse of effluent water – benefits and risks. *Agricultural water management*, v.80, p.147-159, 2006.
- Ventura, D. A. M. F.; Alves, K. B.; dos Santos, M. K. V. A. Análise comparativa entre o biodiesel de girassol e o biodiesel de mamona. In: IV congresso brasileiro de mamona e I simpósio internacional de oleaginosas energéticas, João Pessoa, PB, 2010.
- Wang, Z; Chang, A; Wu, L; Crowley, D. Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland, v.144, p. 261–278, 2013.
- Zalesny, J.A; Zalesny jr, R,S; Wiese, A.H; Sexton, B.T; Hall, R.B. Uptake of macro-and micro-nutrients into leaf, woody, and root tissue of populus after irrigation with landfill leachate. *Journal of sustainable forestry*, v. 27, p.303-327, 2008.
- Zhang, D.Q; Tan, S.K; Gersberg, R.M. Municipal solid waste management in china: status, problems and challenges. *Journal of environmental management*. v. 91, p.1623-1633, 2010.
- Zupanc, V; Justin, M. Z. Changes in soil characteristics during landfill leachate irrigation of populus deltoides. *Waste manag*, v. 30, p.2130-6, 2010.