UFBA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

DOUTORADO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

OLIVIA SILVA NEPOMUCENO SANTOS

USO DE URINA HUMANA NA FERTILIZAÇÃO DE GRAMA BERMUDA

PEI
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial

SALVADOR
2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

OLIVIA SILVA NEPOMUCENO SANTOS

USO DE URINA HUMANA NA FERTILIZAÇÃO DE GRAMA BERMUDA

Salvador

2015

OLIVIA SILVA NEPOMUCENO SANTOS

USO DE URINA HUMANA NA FERTILIZAÇÃO DE GRAMA BERMUDA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial (PEI), Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, como requisito para obtenção do grau de Doutora em Engenharia Industrial.

Orientadores: Prof. Dr. Asher Kiperstok

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador

2015

S237 Santos, Olivia Silva Nepomuceno.
Uso de urina humana na fertilização de grama bermuda/ Olivia Silva Nepomuceno Santos. – Salvador, 2015.
120 f. : il. color.

Orientadores: Prof. Dr. Asher Kiperstok.
Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2015.

1. Urina. 2. Grama. 3. Fertilizantes nitrogenados. 4. Agricultura. I. Kiperstok, Asher. II. Queiroz, Luciano Matos. III. Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDD: 668.62

USO DE URINA HUMANA NA FERTILIZAÇÃO DE GRAMA BERMUDA

OLIVIA SILVA NEPOMUCENO SANTOS

Tese submetida ao corpo docente do programa de pós-graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de doutor em Engenharia Industrial.

Examinada por:

Prof.Asher Kiperstok _____
Doutor em Engenharia Química/Tecnologias Ambientais, Inglaterra, 1996;

Prof. Luciano Matos Queiroz _____
Doutor em Engenharia Civil, Brasil, 2009;

Prof. Hans RajGheyi _____
Doutor em Ciências Agronômicas, Bélgica, 1974;

Prof. Alisson Jadavi Pereira da Silva _____
Doutor em Ciências Agrárias, Brasil, 2013;

Prof. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva _____
Doutor em Energia e Ambiente, Brasil, 2011;

Profª Karla Patricia Santos Oliveira Rodríguez Esquerre _____
Doutora em Engenharia Química, Brasil, 2003;

Salvador, BA - BRASIL
Dezembro/2015

Conforme resolução do Programa, o conjunto de orientadores teve a representação de 1 (um) único voto no parecer final da banca examinadora.

Dedico a Deus, aos meus pais
e à minha irmã Hortência.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Osvaldo Nepomuceno e Maria da Conceição, pelo apoio incondicional e por me fazer acreditar que era possível chegar até aqui, apesar de todas as adversidades.

À minha irmã Hortência Nepomuceno, por ser a coragem e a força que eu precisava quando a caminhada se tornou mais difícil.

Aos meus amigos-irmãos da comunidade igreja nas casas pelas orações e apoio, em especial a Heleonora Macedo.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Asher Kiperstok e Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz, pelo incentivo, orientações, por me encorajar a realizar esta pesquisa e me despertar para um universo por mim antes desconhecido.

Aos Prof. Dr. Vital Pedro da Silva Paz e Prof. Dr. Hans Raj Ghiey do Núcleo de Engenharia de Água e Solo da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (NEAS-UFRB), pelo apoio e orientações na condução do experimento de campo, e pela atenção e incentivo que sempre me deram para que eu conseguisse concluir os trabalhos.

Aos professores e membros da Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (PEI-EP-UFBA).

Aos colegas do PEI-EP-UFBA e da Rede de Tecnologias Limpas da EP-UFBA, Aurea Rapôso, Carmel Suzarte, Francisco Ramon, Inara Oliveira, Taís Freire e Tatiane Barduke.

Aos membros da Rede de Tecnologias Limpas da EP-UFBA, em especial, Suzete Menezes, Adiaci Santos, Lígia Cardoso e Maria do Socorro Gonçalves.

Aos professores, estagiários e funcionários de apoio de campo do NEAS-UFRB, em especial ao funcionário de campo Edison Bastos e aos estagiários Diego Souza e Marcone Ferreira.

Aos Professores Francisco de Souza Fadigas e João Albany Costa do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (CETEC-UFRB) e Alisson Jadavi do IFBaiano, pelas orientações na condução do experimento e auxílio nas análises estatísticas.

Aos Prof. Dr. Roberto Lyra e Prof. Dr. Leonardo Godoy da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), pelas orientações sobre o cultivo de grama e análise das imagens digitais.

Aos colegas e professores do Instituto Federal da Bahia, IFBA/Campus Seabra, em especial a Cely Vianna, Norma de Oliveira, Marcelo Magalhães e Mayane Amorim.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo fomento à pesquisa através da concessão da bolsa de estudos.

A Marcelo Batista Teixeira, muito mais que um estagiário, um grande amigo, sem o qual eu não teria conseguido realizar o experimento de campo.

A minha grande amiga Cassia Linge, por todo incentivo, orientações, por ter me feito rir mesmo nos dias mais difíceis e não ter me deixado desistir.

Às amigas Alana Novais, Ana Rosa Guedes, Caroline Araújo, Janaina Nunes, Karol Gonçalves, pelo suporte e incentivo.

A Andrew Machauf, pela ajuda nas correções e pelas orações.

A Maruzia Dultra, pela paciência e correções.

Aos componentes da banca examinadora.

Cada pessoa aqui mencionada e muitas outras que talvez eu nem saiba me ajudaram movidas pela intervenção de Deus, meu Pai, a quem eu sirvo.

Cada linha aqui escrita é fruto de um trabalho que sem Ele eu não teria conseguido realizar, pelas dificuldades que surgiram no caminho, pelos inúmeros obstáculos que tive que vencer, pelo cansaço inevitável depois de uma jornada mais longa que o previsto.

Tão importante quanto a conclusão, foi a trilha que percorri. Chorei. Cresci. Convivi com professores que me mostraram que a sabedoria vem sempre acompanhada de humildade e gentileza, e os nomes deles estão citados aqui.

Recebi presentes por mim nunca imaginados. Pude conviver novamente com minha mãe, na fase final da escrita, e o maior presente que recebi foi poder estudar com ela e, a cada noite, perceber que, entre o soletrar e o separar de sílabas, quem mais aprendia era eu.

Para muito amém dos textos, palavras, revisões e conclusões, aqui estão escritas, nas entrelinhas, no plano de fundo, por trás das cortinas, superações, forças, motivações que movem a vida e transforma algo que parecia inatingível em real.

A todos envolvidos, direta ou indiretamente, neste trabalho, muito obrigada.

SANTOS, Olivia Silva Nepomuceno. Uso de urina humana na fertilização de grama bermuda. 116f. il. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Industrial) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, 2015.

RESUMO

Este trabalho investiga novas rotas para um ciclo de nitrogênio mais equilibrado, a fim de enfrentar o problema do acúmulo de nitrogênio reativo no planeta. Uma das possíveis contribuições para este problema seria encontrar destinos adequados aos nutrientes de excrementos humanos. Para ter sucesso nesse sentido, as práticas agrícolas devem considerar o uso racional de urina, separada de outros resíduos. O objetivo deste estudo foi analisar o desenvolvimento da grama bermuda (*Cynodon dactylon*) na fase de estabelecimento, através do acúmulo de nutrientes nas folhas e no solo, utilizando urina humana diluída em água como fonte de nutrientes. O experimento foi conduzido em casa de vegetação em delineamento inteiramente casualizado, com seis tratamentos (5, 10, 15, 20 e 25 mL de urina por litro de água e testemunha absoluta - solo sem adubação) e quatro repetições. Concentrações mais elevadas de urina levaram a maior produção de matéria seca até a dose de 20 mL L^{-1}. Cento e vinte dias após o plantio, a dose de 5 mL L^{-1} apresentou a maior taxa de cobertura verde (61,76%); entretanto, as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo, no mesmo período, foram observadas no tratamento de 10 mL L^{-1}. Verificou-se efeito significativo dos tratamentos sobre o pH, que diminuiu com o aumento das doses de urina. Houve aumento da concentração de sódio no solo com o aumento das doses de urina. Dentre os micronutrientes avaliados, os tratamentos tiveram efeito significativo apenas sobre a concentração de manganês no solo. Com exceção do cálcio, para os nutrientes avaliados nas folhas, obtiveram-se níveis adequados, de acordo com os valores de referência. A grama bermuda apresentou bom desenvolvimento quando fertilizada com urina humana, podendo ser uma alternativa viável para o aproveitamento de excretas.

Palavras-chave: *Cynodon dactylon*, ciclagem de nutrientes, urina humana diluída, saneamento ecológico.

ABSTRACT

This study investigates new routes to a more balanced nitrogen cycle in order to face the problem of reactive nitrogen accumulation in the planet. One of the possible contributions to this problem would be finding destinations suitable for human excreta nutrients. To succeed in this sense, agricultural practices should consider the rational use of urine, separate from other waste. The objective of this study was to analyze the development of bermuda grass (*Cynodon dactylon*) in the establishment phase, through the accumulation of nutrients in the leaves and in the soil, using diluted human urine in water as a source of nutrients. The experiment was conducted in a greenhouse using a completely randomized design, with six treatments (5, 10, 15, 20 and 25 mL of urine per liter of water and absolute control - soil without fertilization) and four replicants. Higher concentrations of urine led to increased production of dry matter up to a dose of 20 mL L^{-1}. One hundred and twenty days after planting, the dose of 5 mL L^{-1} showed the highest green coverage rate (61.76%); however, higher concentrations of nitrogen and phosphorous in the same period were observed in the treatment of 10ml L^{-1}. It was found significant effect of treatment on the pH, which decreased with increasing doses of urine. There was an increase of the sodium concentration in the soil with increasing doses of urine. Among the micronutrients, the treatments had significant effect on the manganese concentration in the soil. An assessment of nutritional status in the leaves, except for calcium, found adequate levels, according to the reference values. The bermuda grass showed good development when fertilized with human urine which can be a viable alternative to the use of excreta.

Keywords: *Cynodon dactylon*, nutrient cycling, diluted human urine, ecological sanitation

.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelos de bacia sanitária de separação de urina 37
Figura 2 - Recipientes de armazenamento de urina. 39
Figura 3 - Conceito de barreira para o uso seguro da urina como fertilizante. 45
Figura 4 - Recipientes utilizados para o plantio, preenchidos com solo e irrigado antes do plantio. 55
Figura 5 - Poda da grama bermuda. 57
Figura 6 - Divisão das camadas do solo para retirada de amostra para análise química. 58
Figura 7 - Procedimento para determinação da taxa de Cobertura do solo, através do programa CorelDRAW Graphics Suite X5. 59
Figura 8 - Percentual e imagem digital da taxa de cobertura verde do solo (TCV%) cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de diferentes doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio. 66

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Recomendação de tempo de armazenamento para uso da urina em cultivos agrícolas. 40
Quadro 2 - Composição química da urina armazenada e fresca. 42
Quadro 3 - Características químicas do solo utilizado no experimento. 52
Quadro 4 - Características da urina humana e água utilizada na irrigação. 54
Quadro 5 - Dose complementar de fertilizante aplicado por parcela. 54
Quadro 6 - Estimativa de N aplicado no período de estabelecimento da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana. 61

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Massa seca acumulada da poda (MSAC) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, até 120 dias após o plantio. 62
Gráfico 2 - Massa seca de raiz (MSR) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio. 64
Gráfico 3 - Massa seca total (MST) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio. 65
Gráfico 4 - Taxa de cobertura verde do solo (TCV%) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio. 66
Gráfico 5 - Superfície de resposta da concentração de N nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação. 69
Gráfico 6 - Superfície de resposta da concentração de P nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação. 70
Gráfico 7 - Superfície de resposta da concentração de K nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação. 72
Gráfico 8 - Superfície de resposta da concentração de Ca e Mg nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação. 75
Gráfico 9 - Superfície de resposta da concentração de S e Na nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação. 77
Gráfico 10 - Concentração de B nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.....80
Gráfico 11 - Concentração de Fe nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.....81
Gráfico 12 - Concentração de Cu nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.....82
Gráfico 13 - Concentração de Mn nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.....83

Gráfico 14 - Concentração de Zn em folhas da grama bermuda (Cynodon dactylon), em função das doses de urina humana em mL L-1 e períodos de avaliação. 84
Gráfico 15 - pH do solo cultivado com grama bermuda (Cynodon dactylon), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 86
Gráfico 16 - Condutividade elétrica (CE) e Matéria orgânica (M.O.) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 88
Gráfico 17 - Nitrogênio (N) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 90
Gráfico 18 - Fósforo (P) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 91
Gráfico 19 - Cálcio (Ca) e magnésio (Mg) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 93
Gráfico 20 - Enxofre (S) e Sódio (Na) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 95
Gráfico 21 - Boro (B), Ferro (Fe) e manganês (Mn) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. 98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resumo da análise de variância da massa seca acumulada (MSAC), massa seca de raiz (MSR), massa seca total (MST) e taxa de cobertura do solo (TCV), da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos avaliados. 62
Tabela 2 - Resumo da análise de variância das concentrações de N, P e K, em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina e períodos de avaliação e médias dos tratamentos nos períodos avaliados. 68
Tabela 3 - Resumo da análise de variância das concentrações de Ca, Mg, S e Na, em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina e períodos de avaliação e médias dos tratamentos nos períodos avaliados. 74
Tabela 4 - Resumo da análise de variância das concentrações de B, Cu, Fe, Mn e Zn, em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina e períodos de avaliação e médias dos tratamentos nos períodos avaliados. 79
Tabela 5 - Resumo da análise de variância das concentrações de pH, CE, M.O., N, P e K em solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e fertilizado com urina humana, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos nas camadas avaliadas. 85
Tabela 6 - Resumo da análise de variância das concentrações de Ca, Mg, S e Na em solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e fertilizado com urina humana, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos nas camadas avaliadas. 92
Tabela 7 - Resumo da análise de variância das concentrações de B, Fe, Mn, Cu e Zn em solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e fertilizado com urina humana, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos nas camadas avaliadas. 97

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade elétrica
DAP	Dias após o plantio
Ecosan	Saneamento ecológico
ESALQ/ USP	Escola de Agricultura Luis de Queiroz da Universidade de São Paulo
ETo	Evapotranspiração de referência
ECA	Evaporação do tanque "Classe A"
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
Kp	Coeficiente de tanque "Classe A"
M.O.	Matéria orgânica
MSAC	Massa seca acumulada
MSR	Massa seca de raiz
MST	Massa seca total
NEAS/UFRB	Núcleo de Engenharia de Água e Solo da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Nr	Nitrogênio reativo
OMS	Organização Mundial de Saúde
SB	Saturação por bases
TCV	Taxa de cobertura do solo por folhas fotossinteticamente ativas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 19
2. OBJETIVOS 22
2.1. OBJETIVO GERAL **22**
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS **22**
3. REVISÃO DE LITERATURA 23
3.1. PRODUÇÃO E USO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS, FOSFATADOS E POTÁSSICOS 23
3.2. OS FERTILIZANTES E A CRISE AMBIENTAL 26
3.3. SANEAMENTO ECOLÓGICO (ECOSAN) 30
3.4. SEGREGAÇÃO DA URINA 34
3.5. ARMAZENAMENTO 38
3.6. CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS E QUALITATIVAS DA URINA HUMANA 40
3.7. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS DA URINA 44
3.8. USO DE URINA HUMANA NA AGRICULTURA 45
3.9. USO DE URINA NA CULTURA DA GRAMA 47
3.10. GRAMA BERMUDA 50
4. MATERIAL E MÉTODOS 52
4.1. LOCAL DO EXPERIMENTO E SOLO UTILIZADO 52
4.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS 52
4.3. ADUBAÇÃO 53
4.4. PLANTIO 55
4.5. COLETA E APLICAÇÃO DA URINA HUMANA 56
4.6. MANEJO DA GRAMA 57
4.7. FITOMASSA SECA E CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NAS FOLHAS E NO SOLO 57
4.8. COBERTURA DO SOLO 58
4.9. ANÁLISE ESTATÍSTICA 60
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 61
5.1. CRESCIMENTO DA PLANTA **61**
5.2. TAXA DE COBERTURA VERDE DO SOLO **65**
5.3. ACÚMULO DE NUTRIENTES NAS FOLHAS **67**

5.3.1. Nitrogênio **67**
5.3.2. Fósforo **70**
5.3.3. Potássio **71**
5.3.4. Cálcio e magnésio **73**
5.3.5. Enxofre e sódio **76**
5.3.6. Boro **78**
5.3.7. Ferro **80**
5.3.8. Cobre **81**
5.3.9. Manganês **82**
5.3.10. Zinco **83**
5.4. ALTERAÇÕES QUÍMICAS DO SOLO **85**
5.4.1. pH **85**
5.4.2. Condutividade elétrica (CE) e Matéria orgânica (M.O.) **87**
5.4.3. Nitrogênio **89**
5.4.4. Fósforo e potássio **90**
5.4.5. Cálcio e magnésio **91**
5.4.6. Enxofre e sódio **94**
5.4.7. Boro, ferro e manganês **96**
5.4.8. Cobre e zinco **99**
6. CONCLUSÕES **101**
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **102**

1. INTRODUÇÃO

A relação do homem com a natureza passou por inúmeras transformações ao longo do tempo e atualmente o modelo de desenvolvimento econômico praticado, que sobreleva as intervenções do homem e gera impactos ambientais negativos, tem gerado preocupações quanto à capacidade de suporte do meio ambiente, elevando a percepção da importância da sua proteção. A partir dessa premissa, o homem tem buscado instrumentos e soluções mais eficazes para não gerar ou mitigar os impactos ambientais negativos oriundos do processo de desenvolvimento.

O crescimento populacional e o aumento do padrão de consumo acarretam numa elevada demanda por alimentos que, por sua vez, exige uma produção de alto desempenho e, portanto, um solo com condições ótimas de cultivo. Nesse contexto, a aplicação de fertilizantes químicos tornou-se indispensável para fornecer nutrientes em quantidades ideais ao desenvolvimento vegetal, havendo uma relação estreita entre taxas de consumo de fertilizantes e produtividade. A utilização dos fertilizantes apareceria como uma solução para atender as demandas do setor agrícola, não fossem as consequências de ordem ambiental associadas à sua aplicação.

O consumo mundial de fertilizantes nitrogenados é reflexo das grandes quantidades de nitrogênio exigido pelas culturas agrícolas, por ser ele o exigido em maiores quantidades pelas plantas em relação aos outros nutrientes (EPSTEIN e BLOOM, 2006; MALAVOLTA, 2006). Atualmente, para atender aos padrões de produtividade exigidos pelos sistemas agrícolas, o nitrogênio vem sendo transformado em nitrogênio reativo, nas formas de nitrato de amônio, ureia, nitrato de cálcio, sulfato de amônia, bicarbonato de amônio e diversas variedades de formulações de NPK (ERISMAN, 2008). Contudo, estudos mostram que essa transformação vem sendo realizada a uma taxa muito elevada, provocando um acúmulo de nitrogênio nos reservatórios ambientais (ROCKSTRÖM et al., 2009).

Os principais impactos desse acúmulo são a concentração de nitrogênio nos solos agrícolas, o que afeta a segurança alimentar e provoca danos à saúde pública, contaminação de águas subterrâneas, eutrofização de ambientes aquáticos, além das mudanças climáticas causadas pela emissão de óxido nitroso (BARTON; COLMER, 2006). Por sua vez, o empobrecimento dos solos vem aumentando a necessidade de aplicação de fertilizantes. O sistema convencional de saneamento

acentua o problema ao retirar do solo os nutrientes eliminados nas excretas. Estes são misturados com água e as demais correntes de esgoto, e lançados em corpos hídricos. Este desvio gera um déficit no solo, além de acarretar impactos ambientais e riscos higiênicos nos corpos receptores, exigindo uma maior utilização de fertilizantes químicos.

Diante deste cenário, para mitigar as alterações do ciclo biogeoquímico do nitrogênio, procura-se reduzir a conversão de nitrogênio inerte em reativo. Para tanto é necessário otimizar os fluxos antropogênicos de forma a atender à crescente demanda de nitrogênio. Assim, o modelo de gestão dos fluxos antropogênicos de nitrogênio, nos sistemas agrícolas, deve ser baseado em fluxos cíclicos, seguindo a lógica dos sistemas naturais para os quais não existem perdas, ou seja, são aproveitados todos os recursos disponíveis.

Contrapondo-se ao modelo tradicional de agricultura, nos sistemas de saneamento ecológico (Ecosan), aplicam-se técnicas de reuso de água e reciclo de nutrientes, promovendo-se, por exemplo, o uso sistemático da urina humana na agricultura (WERNER et al., 2003). O uso das excretas humanas na agricultura constitui uma potencial alternativa de gestão na busca pela garantia da sustentabilidade da produção agrícola e preservação dos recursos naturais, pois propicia a reciclagem dos nutrientes.

Nos últimos anos, em função da alta concentração de nutrientes nas excretas, tem crescido o interesse por sua separação na fonte. Muitos estudos realizados em países como Suécia, Alemanha, Japão, dentre outros, comprovam os benefícios da urina humana na produção vegetal. Entretanto, há poucos dados disponíveis sobre o efeito do uso de excretas em culturas que também possam ser cultivadas em centros urbanos, como os gramados.

O nitrogênio (N) é o nutriente encontrado em maior concentração na urina humana e também é o elemento mineral requerido em maiores quantidades pelas gramas. Doses maiores de N e maior frequência de aplicação podem reduzir o tempo de formação dos gramados. Este fato caracteriza a urina como uma valiosa fonte para o suprimento das demandas nutricionais da grama.

A recuperação dos nutrientes através da separação da urina no cultivo de grama apresenta-se como uma opção bastante atrativa por apontar para possíveis melhorias no desenvolvimento vegetal, em função do fracionamento do fornecimento de nutrientes, quando aplicado com água de irrigação. A adubação de grama com

urina humana ainda inclui outras vantagens: como não é uma cultura comestível, pode encontrar menos restrições culturais do público, apesar de uma aplicação segura da urina ser garantida pela baixa presença de patógenos e manuseio correto. Além disso, a logística de transporte é facilitada pelo fato da grama ser cultivada tanto em zonas urbanas, como rurais.

Esta pesquisa mostra-se relevante também como instrumento de disseminação e incentivo à aplicação de urina humana como fertilizante no Brasil. Existem poucos estudos sobre o uso agrícola da urina humana no país e a maioria das pesquisas produzidas em outros países ocorre em condições climáticas diferentes. Há necessidade de informações que indiquem manejos adaptados para as condições locais.

Com base no exposto, o estudo fundamentou-se nas hipóteses de que: (1) o manejo adequado da urina humana favorece o bom desenvolvimento da grama bermuda; e (2) as características de desenvolvimento do gramado, influenciadas pelas diferentes doses de urina humana, podem ser usadas para recomendar a melhor dose de urina, com consequente diminuição da necessidade de aplicação de fertilizantes químicos, e dos custos ambientais e econômicos a ela associados.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo desta pesquisa é avaliar o aproveitamento da urina humana como fonte alternativa de nutrientes para a fertilização da grama bermuda [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.].

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

São objetivos específicos:

- Avaliar as características químicas da urina aplicada durante a fase de estabelecimento da grama bermuda;
- Determinar a dose ideal de urina para o cultivo de grama bermuda, levando em consideração as variáveis de crescimento e acúmulo de nutrientes no tecido vegetal;
- Avaliar as alterações provocadas pela aplicação das doses de urina nas características químicas do solo.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. PRODUÇÃO E USO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS, FOSFATADOS E POTÁSSICOS

Os fundamentos químicos e as complexidades da fertilização na agricultura começaram a ser descritos pelo químico Justus von Liebig (Alemanha, 1803-1873) em 1840, quando afirmou que as plantas absorvem nutrientes a partir do solo. Embora Liebig tenha assegurado que as plantas obtinham o nitrogênio (N) da atmosfera, posteriormente, John Bennet Lawes (Inglaterra, 1814-1900) e Joseph Henry Gilbert (Inglaterra, 1817-1901) demonstraram que as plantas (exceto leguminosas) absorviam N inorgânico do solo (WHITE, 2006).

Com o desenvolvimento de fertilizantes sintéticos por Liebig em 1855, como o superfosfato, houve um grande aumento da produção agrícola entre o final do século XIX e início do século XX (TETTENBORN, 2011). Porém, foi em 1909 que Fritz Haber (1868-1934) e seu assistente Robert Le Rossignol (1884-1976), em um laboratório da Universidade Técnica de Karlsruhe, demonstraram seu processo de produzir amônia a partir de hidrogênio e nitrogênio, utilizando ósmio como catalisador (CHAGAS, 2007) – invenção que foi traduzida de forma rápida em um processo comercial de síntese por Carl Bosch (SMIL, 2001).

O processo Haber-Bosch foi um avanço que removeu o limite do rendimento das culturas, permitindo o desenvolvimento e a adoção de cultivares de alto rendimento, com consequente multiplicação das colheitas mundiais. Desde então, a síntese de amônia foi bastante melhorada em muitos aspectos e, hoje, opera com grande eficiência de energia, sem deixar, entretanto, de ter as principais características da invenção de Haber e Bosch (SMIL, 2001).

Isherwood (1998) cita que a indústria de fertilizantes tem desempenhado, por mais de 150 anos, um papel fundamental no desenvolvimento da agricultura e no atendimento das necessidades nutricionais de uma população continuamente crescente, em função da existência de uma relação estreita entre taxas de consumo de fertilizantes e produtividade. Entre os vários insumos agrícolas, os fertilizantes, junto com a água, são os que mais contribuem para o aumento da produção agrícola.

Atualmente, no cenário mundial, onde se verifica uma diminuição de áreas agricultáveis disponíveis, o Brasil apresenta não só disponibilidade de áreas, como também oportunidades de melhoria da produção, podendo expandir culturas e contribuir de forma significativa para o atendimento das necessidades mundiais de alimentos.

Além da demanda alimentícia, também é cada vez maior a busca por fontes alternativas de energia em substituição aos combustíveis fósseis. Nessa perspectiva, constata-se que, para obtenção de uma agricultura de alto desempenho, é necessário um solo com condições ótimas de cultivo (FRANCO; NETO, 2007), o que torna necessário o uso de fertilizantes para obtenção dessas condições.

Do ponto de vista do processo produtivo, os nutrientes nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) são os mais importantes. Os demais macro e micronutrientes, apesar da importância biológica, não têm expressão econômica na indústria de fertilizantes, nem valorização comercial significativa, por serem utilizados em quantidades muito pequenas. As deficiências mais comuns são desses três elementos, por isso a fórmula básica dos fertilizantes é NPK, que indica o percentual de nitrogênio na forma de N elementar, o teor percentual de fósforo na forma de pentóxido de fósforo, P_2O_5, e o conteúdo percentual de potássio na forma de óxido de potássio, K_2O (DIAS; FERNANDES, 2006; UNEP, 2001).

Segundo dados da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2015), o consumo estimado de fertilizantes ($N + P_2O_5 + K_2O$) no mundo, em 2014, foi de 186.900.000 toneladas, um aumento de 2% em relação a 2013. Do total apresentado, os percentuais de N, P e K são de aproximadamente 60, 23 e 17%, respectivamente. A demanda mundial deve aumentar cerca de 1,8% ao ano até 2018. Para a demanda de nitrogênio, fosfato e potássio, há uma previsão de crescimento de 1,4, 2,2, e 2,6%, respectivamente.

O nitrogênio é um fator limitante para a produção agrícola, por isso, sem a disponibilidade de fertilizantes nitrogenados produzidos pelo processo Haber-Bosch (fixação industrial do nitrogênio), o grande aumento na produção de alimentos ao longo do século passado não teria sido possível. Estima-se que quase metade da população mundial (cerca de 48%) é alimentada como resultado do uso de fertilizantes nitrogenados fabricados pelo processo Haber–Bosch (ERISMAN et al., 2008; GRUBER; GALLOWAY, 2008; STEINFELD et al., 2006).

Depois do nitrogênio, o fósforo é o elemento mais demandado quantitativamente para a atividade agrícola. Embora a quantidade total de fósforo em um solo mineral seja comparativamente favorável à do nitrogênio, e muito maior que a do potássio, a maioria do fósforo existente nos solos não se encontra prontamente assimilável pelos vegetais. Apesar de ser exigido em pequenas quantidades pela maioria das culturas, tem-se aplicado quantidades elevadas de fósforo (P) para suprir as necessidades dos cultivos (BRADY; WEIL, 2013; RAIJ, 2011).

Para atender a essa elevada demanda, são extraídos montantes elevados de pentóxido de fósforo, P_2O_5, das rochas fosfáticas. Como a evolução geológica é muito lenta, também é lento o processo de restabelecimento das quantidades extraídas. A média mundial de P_2O_5 contido nas rochas fosfáticas, em 1975, foi estimada em 32,5%, enquanto, no final do século passado, caiu para 31%. É esperada uma diminuição gradativa da quantidade média extraída dos minérios, pelos avanços tecnológicos implementados para enriquecimento do minério, com a finalidade de atender aos padrões de processamento comercial (ISHERWOOD, 1998).

A produção de fertilizantes fosfatados e potássicos depende essencialmente da mineração e da sua concentração na forma de depósitos de minério da crosta terrestre. Fertilizantes minerais de nitrogênio, por outro lado, são quase inteiramente baseados em amônia e fabricados a partir da fonte abundante de nitrogênio atmosférico, água e energia (UNEP, 2001).

O potássio, assim como o fosfato, é um recurso não renovável, porém suas reservas são conhecidas e os recursos são maiores que o fosfato (ISHERWOOD 1998). O potássio é mais prontamente disponível pelo desgaste natural das rochas de origem e também através da incorporação dos restos de cultura que acabam por proporcionar uma reciclagem adequada, possibilitando o retorno do nutriente ao solo e a satisfação de grande parcela das necessidades da cultura; o contrário acontece com o N ou P (SMIL, 1999).

Pelo exposto, verifica-se que a adequação necessária dos recursos naturais é a preocupação mais evidente quando ocorre um aumento substancial na demanda futura. Duas questões distintas surgem no caso dos fertilizantes inorgânicos: a suficiência de matérias-primas e a disponibilidade de energia para convertê-los em produtos finais (SMIL, 1999). No entanto, novas evidências, pautadas em

conclusões científicas, atestam a necessidade de um olhar mais apurado para as questões relacionadas ao acúmulo desses elementos nos sistemas, mais especificamente no caso do nitrogênio. Essa situação, por sua vez, só reforça a necessidade de manejo adequado para redução das perdas de nitrogênio, bem como estudos de fontes alternativas desse nutriente para agricultura.

3.2. OS FERTILIZANTES E A CRISE AMBIENTAL

O nitrogênio é um nutriente necessário para todas as formas de vida e compõe mais de 78% da atmosfera (ERISMAN et al., 2008). Entretanto, na sua forma molecular (N_2), ele não é utilizável pela grande maioria dos organismos vivos, por isso deve ser transformado ou fixado em outras formas, também conhecidas como nitrogênio reativo, Nr, para que possa ser usado por mais plantas e animais. Tal processo inclui: formas inorgânicas reduzidas, como amônia e amônio (NH_3 e NH^+_4); formas inorgânicas oxidadas, como óxidos de nitrogênio, ácido nítrico, óxido nitroso e nitrato (NOx, HNO_3, N_2O e NO^-_3); e compostos orgânicos, como ureia, aminas, ácidos nucleicos e proteínas (BRAUN, 2007; CHERKASOV; IBHADON; FITZPATRICK, 2015; GALLOWAY; RAGHURAM; ABROL, 2008).

O processo Haber-Bosch, que é a principal via industrial de produção de amônia, ocorre a partir da reação dos gases nitrogênio e hidrogênio, tendo grande importância tanto do ponto de vista industrial, como biológico. O nitrogênio é obtido a partir do ar atmosférico, enquanto o hidrogênio é obtido, principalmente, a partir da reforma catalítica de gás natural e de outros combustíveis líquidos ou sólidos fontes de hidrocarbonetos (GIDDEY; BADWAL; KULKARNI, 2013; TANABE; NISHIBAYASHI, 2013).

Mundialmente, este processo produz cerca de 160 milhões de toneladas de amônia por ano, utilizadas para fins agrícolas e industriais, mas requer condições de reação que consomem de 1 a 2% da oferta anual de energia primária do mundo (CHERKASOV; IBHADON; FITZPATRICK, 2015; TANABE; NISHIBAYASHI, 2013). Portanto, de acordo com Cherkasov, Ibhadon e Fitzpatrick (2015), há espaço para a otimização da eficiência no uso do nitrogênio reativo, uma vez que, mesmo que os benefícios pareçam pequenos, quando multiplicados pela produção em escala mundial, originará uma grande economia do mesmo.

De acordo com Erisman e colaboradores (2008), a produção agrícola mundial teve um grande crescimento proporcionado pela aplicação de fertilizantes nitrogenados resultantes do processo Haber–Bosch (80% do nitrogênio manufaturado através do processo Haber–Bosch é utilizado na fabricação de fertilizantes agrícolas), estimando que o número de pessoas sustentadas por hectare cultivados passou de 1,9, em 1908, para 4,3, em 2008.

Para atender às necessidades da agricultura intensiva, quantidades crescentes de fertilizantes químicos são aplicadas no solo em todo o mundo (SAVCI, 2012). Assim, o nitrogênio inerte vem sendo transformado em nitrogênio reativo em taxas elevadas, fazendo com que os processos naturais de desnitrificação não consigam regular o seu fluxo, o que provoca um acúmulo nos reservatórios ambientais (ROCKSTRÖM et al., 2009). Associada às baixas eficiências no aproveitamento pelas culturas, com consequentes perdas, essa transformação contribui para a incorporação de nitrogênio reativo no meio ambiente (ERISMAN et al., 2008).

As maiores perdas de nitrogênio reativo se concentram na parte do ciclo que vai da síntese industrial da amônia até a sua transformação em proteínas que constituem os alimentos. Grandes perdas também ocorrem em função das práticas alimentares e desperdício de grande quantidade de nutrientes através dos esgotos (KIPERSTOK; NASCIMENTO; KIPERSTOK, 2010).

Estima-se que a taxa global de fixação do nitrogênio dobrou durante as últimas décadas (GALLOWAY et al., 1995), principalmente por meio de atividades agrícolas (produção de fertilizantes e aumento do uso de culturas fixadoras de nitrogênio) que têm acelerado muito o ciclo (ANTIKAINENA et al., 2005). Consequentemente, em muitas partes do mundo, a principal conversão do nitrogênio inerte (N_2) em formas reativas passou a ser ditada por atividades antrópicas, como produção de fertilizantes, queima de combustíveis fósseis e fixação biológica na agricultura, em vez de sê-la por processos naturais, como a fixação biológica natural de nitrogênio e os relâmpagos (SMIL 2001; GALLOWAY et al., 2004).

Rockstrom e colaboradores (2009) apontam que o fluxo de nitrogênio reativo no ciclo biogeoquímico do nitrogênio se apresenta como um limite planetário ultrapassado de forma mais acentuada do que as mudanças climáticas.

A deposição de nitrogênio atmosférico, principalmente a partir da combustão dos combustíveis fósseis e uso de fertilizantes, aumentou de três a cinco vezes ao longo do século passado (IPCC, 2007). Essas atividades convertem, por ano, cerca

de 120 milhões de toneladas de N_2 da atmosfera em formas reativas. Para Rockstrom e colaboradores (2009), o limite máximo de conversão do nitrogênio inerte para nitrogênio reativo, por todas as atividades humanas, não deveria ultrapassar 35 Tg N ano^{-1}. No ano de 1860, a deposição de nitrogênio reativo na superfície da Terra foi estimada em 34 Tg N ano^{-1}; em 1995, tinha aumentado para 100 Tg N ano^{-1}; em 2050 é projetada para 200 Tg N ano^{-1} (GALLOWAY et al., 2008).

Lamarque e colaboradores (2005) afirmam que as taxas globais anuais de deposição de N deverão aumentar por um fator de 2,5 até o final do século. Schlesinger (2009) cita que aproximadamente 9 Tg N ano^{-1} se acumulam na biosfera terrestre, com tempos de residência que variam de 10 a algumas centenas de anos.

O nitrogênio reativo afeta os ambientes terrestres, aquáticos e atmosféricos e pode influenciar a saúde humana e o seu bem-estar de várias maneiras (GALLOWAY et al., 2008). Seus efeitos no ambiente são conhecidos e causam impactos sobre a biodiversidade, aquecimento global, a saúde humana, eutrofização das águas superficiais e contaminação por nitratos das águas subterrâneas (CHEN; DALTON; TAYLOR, 2010; FIELDS, 2004). Os efeitos na saúde humana são menos caracterizados e o escopo completo de conexões entre um ciclo N alterado e a saúde ainda não é amplamente conhecido (TOWNSEND et al., 2003; WARD, 2008).

A principal via de exposição humana aos fertilizantes nitrogenados é através da ingestão de água contaminada. Nitrato, o produto de decomposição final dos fertilizantes nitrogenados, acumula-se na água do solo e pode ser encontrado em níveis cem vezes mais elevados do que os observados em áreas com vegetação natural. Altos níveis de nitrato também podem ser encontrados em rios, devido ao escoamento do excesso de fertilizantes nitrogenados utilizados em áreas cultivadas (WARD, 2008).

A água com elevada concentração de nitrato não é adequada para consumo humano, especialmente se a sua concentração exceder o limite de 50 mg L^{-1}, como recomendado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (OBEIDAT et al., 2007). A legislação brasileira (BRASIL, 2004) estabelece valores máximos de 10 miligramas por litro de nitrogênio na forma de nitrato para a água de consumo humano. Uma série de efeitos sobre a saúde tem sido associada à ingestão de água contaminada por nitrato, incluindo vários tipos de câncer, diabetes e problemas de tireoide (WARD, 2008).

O fósforo, na natureza, é proveniente da dissolução dos solos e decomposição de matéria orgânica, e é um nutriente que tem como particularidade o alto grau de interação com o solo. Essa característica, associada à sua deficiência em muitas áreas de cultivo no Brasil, fez dele o mais crítico nas adubações, nas últimas décadas (RAIJ, 2011).

Estimativas mostram que, no ritmo atual da mineração, as reservas mundiais de fósforo iriam durar apenas cerca de 80 anos. Esse acontecimento levaria o mundo a uma crescente dependência das reservas do Marrocos, que responde por 15% da produção mundial, cujas estimativas apontam para uma duração entre 280 e 1.000 anos (ISHERWOOD, 1998).

O fósforo tem uma distribuição muito irregular na natureza e, em muitas regiões, é fator limitante para produção agrícola, por isso a adição de P ao solo é necessária. O excesso de P ocasiona poluição dos cursos de água, especialmente as águas superficiais, já que a ocorrência de percolação é pequena (KLEIN; AGNE, 2012). Embora elevados índices de fósforo possam indicar fontes de poluição, uma vez que o fósforo não é perigoso para a saúde humana, não há regularidade de monitoramento, nem na água potável, nem nas águas subterrâneas (MEINIKMANN; HUPFER; LEWANDOWSKI, 2015).

Depois do fósforo, o potássio é o fertilizante mais consumido no Brasil e também é o segundo nutriente mais abundante nas plantas (RAIJ, 2011). Apesar da adubação empregada nos cultivos agrícolas, os teores de K disponíveis no solo tendem a declinar rapidamente com as sucessivas colheitas, principalmente em culturas com alta produtividade de grãos (NOVAIS, 1999). No caso da soja, por exemplo, 20 kg de K_2O são retirados na colheita para cada tonelada de grãos (EMBRAPA, 2002).

O potássio ocorre em depósitos subterrâneos concentrados em algumas regiões. Suas maiores reservas se encontram na América do Norte e na região da antiga União Soviética, detendo cerca de 85% das reservas econômicas conhecidas, com mais de 50% no Canadá (ISHERWOOD, 1998).

A longo prazo, os excedentes de nutrientes, aplicados além das necessidades agronômicas, podem resultar em acúmulo no solo. Esse excedente pode aumentar o risco de prejuízos ambientais, como os já citados impactos causados pelo excesso de P (GOURLEY et al., 2015). No caso do K, pode diminuir o crescimento e a produtividade da planta, pois tem impacto sobre a absorção de outros nutrientes e

pode, portanto, afetar o rendimento da cultura e da qualidade da mesma (BARKER; PILBEAM, 2015). Além disso, pode causar impactos ambientais não agrícolas, como por exemplo distúrbios metabólicos graves em ruminantes devido ao excesso de absorção pelas plantas do K acumulado (REID; HORVATH, 1980).

Apesar do potássio, assim como o fósforo, ser um recurso não renovável, suas reservas são conhecidas e maiores que as de fósforo. Em meados da década de 1990, estimativas mostravam que, para as taxas de produção praticadas, as reservas iriam durar em torno de 320 anos. No entanto, ao longo dos próximos 50 anos, devido às altas taxas de extração, estas tendem a ser realizadas em camadas cada vez mais profundas, por isso é cada vez maior a busca por novos depósitos a serem explorados (ISHERWOOD, 1998).

As perdas de nutrientes na produção vegetal e animal para o solo, águas e para a atmosfera são apenas uma parte das perdas totais ligadas à produção de alimentos e cadeia de consumo. As cadeias de produção e de consumo de alimentos produzem uma grande quantidade de resíduos. Os nutrientes presentes nos resíduos são apenas parcialmente reutilizados como matéria-prima na produção; uma parcela significativa é descartada na forma de resíduos sólidos orgânicos ou águas residuais, que contribuem para a perda de nutrientes nos ecossistemas.

A crise ambiental, em todos os seus aspectos, requer respostas por parte de todos os setores envolvidos (KIPERSTOK; NASCIMENTO; KIPERSTOK, 2010). Em sociedades industrializadas, os nutrientes são eliminados através de sistemas de esgoto e, assim, perdidos. Historicamente, excrementos humanos têm desempenhado um papel importante na manutenção da fertilidade do solo. Em países onde a maioria dos alimentos são consumidos por seres humanos, o uso cuidadoso de excrementos humanos na agricultura pode ser muito útil na manutenção da fertilidade do solo. O aproveitamento desses nutrientes na forma de fertilizantes teria um custo energético menor que o necessário para tratar o resíduo, recuperar e reutilizar os nutrientes (FOTH, 1990).

3.3. SANEAMENTO ECOLÓGICO (ECOSAN)

A cadeia alimentar começa com as plantas que retiram nutrientes do solo. Animais domésticos se alimentam dessas plantas e os seres humanos, por sua vez,

alimentam-se a partir de plantas e animais. Na maioria das sociedades, esse fluxo é linear, pois os resíduos não são devolvidos aos campos. Tal fato acarreta problemas para o setor agrícola, pois o descarte desses resíduos gera um déficit de nutrientes no solo que leva à aplicação de fertilizantes químicos para compensar as constantes perdas (VINNERÅS, 2002).

As cidades estão se tornando, rapidamente, grandes reservatórios de nutrientes, devido à demanda de nitrogênio, fósforo e potássio sob a forma de alimentos e também em função das grandes quantidades destes nutrientes que passam a fazer parte dos excrementos e resíduos de alimentos (DRANGERT; VINNERÅS, 2014).

Os nutrientes presentes nos esgotos domésticos são provenientes, em sua maioria, da urina humana, que representa menos de 1% do seu volume total (JOHANSSON, 2000); ela é, entretanto, responsável por cerca de 60% do fósforo e 80% do nitrogênio nos esgotos domésticos (SPÅNGBERG; TIDÅKER; JÖNSSON, 2014). A maioria dos nutrientes dos resíduos urbanos e águas residuárias não é recuperada e reutilizada, mas sim descartada em cursos d'água ou recolhida e transportada para aterros sanitários, onde os nutrientes, muitas vezes, permanecem por anos, a menos que sejam transportados para águas subterrâneas ou emitidos para a atmosfera (DRANGERT; VINNERÅS, 2014).

A separação de urina na fonte é uma alternativa promissora e os seus benefícios potenciais decorrem, em grande parte, dos impactos desproporcionais da urina sobre os requisitos de tratamento das águas residuais (WILSENACH; LOOSDRECHT, 2003). Essas contribuições desproporcionais da urina para águas residuárias indicam que grandes esforços que são aplicados para remover nutrientes poderiam ser evitados se a urina fosse removida antes da mistura com outros resíduos, passando, assim, a ser tratados como uma oportunidade de recuperar recursos, como a água, nutrientes e energia. Além da possibilidade de recuperar N e P, a separação de urina na fonte pode possibilitar a simplificação do tratamento de águas residuárias, pois esta teria menos nutrientes a serem removidos, resultando em diminuição do consumo de energia (ISHII; BOYER, 2015).

A concentração dos resíduos resultantes dos adensamentos populacionais se constitui também em problema de saúde grave. Esse fato é mais evidente no que se refere aos excrementos humanos, cujas quantidades crescentes devem ser tratadas de forma mais ambientalmente cuidadosa. Sistemas convencionais de tratamento de

esgotos têm melhorado significativamente a situação da saúde pública nos países que têm recursos para instalá-los e operá-los adequadamente, mas não é a única solução disponível e, muitas vezes, não é a mais adequada. Independentemente da tecnologia utilizada, deve-se considerar a necessidade de reduzir a degradação ambiental causada pela descarga de resíduos não tratados, que causam riscos às águas superficiais e subterrâneas e provocam a contaminação fecal das famílias e das comunidades (SUSANA, 2008).

Para a construção de sistemas saneamento, todos os seus componentes (tais como: ambiente natural, a sociedade, os processos que ocorrem e dispositivo para defecação) têm de ser considerados em conjunto (LANGERGRABER; MUELLEGGER, 2005). Sistemas convencionais de tratamento de esgotos exigem grandes investimentos e tendem a apresentar custos elevados de operação e manutenção. Eles também são dependentes de recursos institucionais com uma regulamentação avançada e quadro de execução e pessoal bem treinado para funcionar corretamente. Muitos países de baixa renda não são capazes de atender a esses critérios, porém precisam atender às demandas complexas para prestação de serviços em cidades com rápida expansão de assentamentos não planejados (NORSTRÖM; LÜTHI; MCCONVILLE, 2011).

Para ser sustentável, um sistema de saneamento tem que ser não apenas economicamente viável, socialmente aceitável e técnica e institucionalmente adequado; ele também deve proteger o ambiente e os recursos naturais (PANESAR; SCHÜTZE; PARKINSON, 2011). Nesse sentido, os sistemas de saneamento ecológico (Ecosan) são abordagens que promovem uma nova filosofia para lidar com o que é considerado como resíduo e esgoto. Eles são baseados na aplicação sistemática da reutilização e reciclagem de nutrientes e água como um circuito fechado e higienicamente seguro. Os sistemas Ecosan possibilitam a recuperação de nutrientes das fezes e urina de humanos, para o benefício da agricultura, ajudando, assim, a preservar a fertilidade do solo, garantir a segurança alimentar para as gerações futuras, minimizar a poluição da água e auxiliar na recuperação de bioenergia. Eles garantem que a água é usada economicamente e é reciclada de forma segura, na medida do possível, para fins de irrigação ou de recarga de aquíferos (WERNER et al., 2003).

De acordo com Xu e Braune (2010), o foco do Ecosan é:

• Reduzir a concentração de patógenos através de separação do fluxo de correntes, contenção e tratamento específico;

• Conservar os recursos através de uma redução do uso de água potável como um meio de transporte para excrementos humanos e pela recuperação de águas residuárias para irrigação;

• Reduzir/extinguir descargas de águas residuárias para o meio ambiente, protegendo, assim, as águas subterrâneas;

• E fechar o ciclo dos recursos através do uso produtivo de nutrientes contidos nos excrementos.

Segundo McConville, Norström e Lüthi (2011), no planejamento de sistemas de saneamento ecológico, devem ser avaliadas as diferentes opções para o futuro e decidir sobre como implementá-los. Mesmo sendo o processo de planejamento não linear, é útil, para fins de discussão, dividir o processo de planejamento em cinco etapas básicas, que são: (1) Identificação de problemas; (2) Definição de objetivos; (3) Opções de *design*; (4) Seleção de soluções; e (5) Plano de ação para a implementação.

No Ecosan, tecnologia não é, necessariamente, caracterizada pelo desenvolvimento de novos elementos, mas pelo seu uso em outros contextos e funções. Muitas partes de componentes Ecosan, embora testados em campo em projetos-piloto e descritos na literatura, estão longe de uma padronização em seu novo contexto. A exemplo, tem-se os banheiros com descargas a vácuo e sistemas de transporte de esgoto a vácuo: existe uma longa experiência adquirida com a utilização desses componentes em navios e aeronaves; no entanto, eles têm que ser adaptados para a utilização em larga escala em áreas urbanas (UNESCO-IHP, 2006).

A aplicação de um projeto Ecosan requer uma abordagem interdisciplinar, que trate de questões como uso agrícola, aspectos sociológicos da aceitação e adequação cultural, saúde e higiene, planejamento econômico da cidade, administração institucional e assim por diante. Tal abordagem também tem uma grande contribuição para a gestão integrada da água (WERNER et al., 2009) e resíduos, dentre eles os excrementos humanos, pois os reconhece não como resíduos, mas sim como recursos que podem ser recuperados, tratados (se necessário) e reutilizados (XU; BRAUNE, 2010).

O uso de excrementos humanos para a fertilização das culturas é amplamente praticado em muitas regiões do mundo. Os chineses têm utilizado compostagem de excrementos humanos e animais, há milhares de anos, e o Japão introduziu a prática da reciclagem de fezes e urina humana na agricultura no século XVII. Na Europa, até os tempos modernos, era comum para os agricultores a reciclagem de excrementos humanos com esterco animal (ESREY et al., 1998).

O valor de excrementos humanos para a fertilidade do solo também era bem conhecido nas sociedades tradicionais das Américas. No México e no Peru, por exemplo, tanto as grandes culturas astecas, quanto as incas, recolhiam excrementos humanos para uso agrícola. Os Incas, em particular, tinham um grande respeito pelo uso excreta como fertilizante e a armazenava como um pó seco para posterior uso no cultivo de milho (BRACKEN et al., 2006).

A reciclagem feita de forma adequada, através da compostagem de urina e fezes humanas, devolve ao solo os nutrientes, restaurando o ciclo natural dos mesmos, antes interrompido pelas atuais práticas de saneamento (ESREY et al., 1998). Com esse retorno da urina para a agricultura, o procedimento da reciclagem urbana de nutrientes apresenta-se como uma oportunidade a ser explorada. Do contrário, quanto mais linear for o fluxo de nutrientes, maior será a dependência de nutrientes minerais e mais rápido será o esgotamento dos recursos naturais, acarretando em prejuízos para o meio ambiente e para a saúde humana (DRANGERT; VINNERÅS, 2014).

3.4. SEGREGAÇÃO DA URINA

Discussões sobre o uso de fertilizantes minerais foram frequentes na literatura agrícola, no final do século XIX, e, já naquela época, o valor da urina para fins de adubação era bem conhecido e muitas vezes descrito. Contudo, com o desenvolvimento do processo de Haber-Bosch, algumas décadas depois, foi possível a produção de amônia altamente concentrada (TETTENBORN, 2011), o que fez com que esta se tornasse a principal fonte de nitrogênio para as culturas.

Entretanto, nos últimos anos, a separação e o tratamento da urina têm atraído considerável atenção na comunidade técnica, pois ela é vista como uma opção viável para aumentar a flexibilidade dos sistemas de tratamento de águas residuárias (MAURER; PRONK; LARSEN, 2006). Também destaca pela alta

concentração de nutrientes, o que faz a urina ser considerada um excelente fertilizante para as plantas (GANROT; DAVE; NILSSON, 2007; VINNERÅS; JÖNSSON, 2002).

Além disso, a separação na fonte apresenta-se economicamente interessante para estações de tratamento de esgoto, uma vez que a maioria dos nutrientes são provenientes da urina, como 80% do nitrogênio, cerca de 30% do carbono orgânico dissolvido e uma grande parte do fósforo solúvel no efluente bruto (LARSEN; GUJER, 1996; ROSSI; LIENERT; LARSEN, 2009). Com isso, é possível diminuir a remoção de nutrientes, o que reduziria em até 25% os custos operacionais anuais nas estações de tratamento (MAURER; ROTHENBERGER; LARSEN, 2005). Wilsenach e Loosdrecht (2003) afirmam que a coleta e o tratamento em separado de cerca de 50% de toda a urina resultariam numa melhoria da qualidade do efluente e economizaria cerca de 30% da energia consumida no tratamento de esgoto.

O uso da agricultura urbana para a criação de demanda por produtos do saneamento (ou seja, fertilizantes líquidos e sólidos produzidos a partir de urina e fezes) é uma maneira promissora de alavancar recursos orientados para sistemas de saneamento (TENDWA; KIMARO, 2010). A coleta separada de urina e fezes é feita há milhares de anos, em diferentes partes do mundo, com várias motivações. Os chineses usavam banheiros com desvio de urina para coleta desta e aplicação como fertilizante. Banheiros com sistemas de separação de urina são relativamente novos: as primeiras adaptações foram feitas na Suécia, em 1990, e em toda a Europa, é crescente o interesse em incluir sistemas de separação de urina em casas e edifícios públicos (CHIARAWATCHAI et al., 2006).

Nos últimos anos, estudos baseados na separação de urina e fezes têm apresentado novos parâmetros de desenvolvimento para o saneamento, diminuindo o desperdício de água potável nos banheiros e mostrando uma nova concepção ecológica e também econômica (SOUZA, 2008).

De acordo com Kvarnström e colaboradores (2006), e Schönning e Stenström (2004), existem alguns benefícios em separar a urina:

- Redução de volume do sistema de coleta, que se encherá mais lentamente com a separação da urina, sendo possível, também, obter uma redução do volume e do peso das fezes através da desidratação e/ou decomposição (com isso haverá um manuseio e uso da excreta mais fácil e seguro, pois as fezes estarão secas, o que beneficiará a redução de patógenos por outros meios de tratamento);

- Redução do mau cheiro decorrente dos excrementos, o que resultará em um uso mais conveniente e aceitável do sanitário, e melhor manejo da excreta;
- Contribuição para a melhoria da saúde, pois é uma maneira mais fácil e higiênica de manusear as fezes e reduzir o risco de contaminação das águas subterrâneas com patógenos;
- Facilitação do ciclo dos nutrientes, possibilitando o aumento da segurança alimentar, pois a urina contém a maioria dos nutrientes encontrados na excreta, além de ser um fertilizante apropriado para todos os cultivos que necessitam ação rápida de nitrogênio e de conter uma quantidade muito pequena de micropoluentes, como por exemplo, metais pesados, além de um baixo conteúdo de patógenos;
- Barateamento dos custos nos sistemas de separação de urina em relação às tecnologias convencionais similares, já que o investimento em um banheiro desse tipo pode ser totalmente recuperado em um período de dez anos, com o valor do nitrogênio e do fósforo na urina de uma família de seis pessoas.

Na separação da urina, dispositivos coletam a urina separadamente das fezes e da água (ou com água de descarga mínima). Os dispositivos têm duas saídas com dois sistemas de coleta: um para urina e outro para as fezes, a fim de manter as frações de águas residuais separadas. Banheiros com separação de urina podem, ou não, apresentar água para as fezes, ou um pouco de água para a urina, mas eles nunca misturam urina e fezes (MÜNCH; WINKER, 2009). Com exceção disto, o sistema contém os mesmos dispositivos e materiais que um sistema convencional, podendo ser completamente ou parcialmente novo (KVARNSTRÖM et al., 2006).

De acordo com Otterpohl, Braun e Oldenburg (2002), os requisitos essenciais para um sistema de vaso sanitário com separação de urina são: conforto para os usuários; diluição preferencialmente pequena para urina e fezes; e drenagem satisfatória de ambos os fluxos.

Para a segregação da urina, há diversas tecnologias sanitárias disponíveis; dentre elas, estão os mictórios sem água, que têm um mercado crescente, devido à notável economia de água. De acordo com o modelo, a drenagem ocorre com ou sem água, o que torna mais fácil o armazenamento e tratamento da urina. Otterpohl e colaboradores (2002) ainda citam que, após uma diluição com 5 a 10 vezes o volume de água, a urina pode ser diretamente usada para fertilizar pastagens.

Para sanitários de saneamento ecológico, a separação da urina apresenta benefícios, pois há uma redução da transmissão de doenças. A urina deve ser

coletada minimizando o risco de contaminação fecal e os mictórios apresentam-se como um bom complemento para os sanitários separadores de urina. O aquecimento solar dos dispositivos usados para a coleta de urina e fezes pode ser benéfico para a inativação dos patógenos e os sistemas de manipulação e transporte devem envolver o mínimo de contato com a matéria fecal (SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004).

Existem diversos modelos de bacias sanitárias separadoras de urina. Em 1950, no Vietnã, eram usados sanitários separadores, onde os excrementos humanos eram utilizados como fertilizante – isto se tornou um componente-chave de um programa de saneamento rural para a prevenção de doenças e aumento da produção de alimentos. Atualmente, centenas de milhares de famílias rurais no norte do Vietnã usufruem desses benefícios. Uma versão modificada da vietnamita foi introduzida na Guatemala, em 1978. O conceito também foi adotado em El Salvador e no México, onde dezenas de milhares de sanitários separadores de urina são construídos e promovidos por fabricantes independentes. Em 1995, em Estocolmo, Suécia, foi utilizado, em um projeto de Ecovila, um sistema no qual 44 apartamentos foram equipados com sanitários de dupla descarga, com urina coletada em 2 tanques de 40 m³. Toda a urina é usada como fertilizantes para cultivo de cereais e as águas residuárias são tratadas separadamente (CHIARAWATCHAI et al., 2006).

De acordo com Chiarawatchai e colaboradores (2006), existem diferentes modelos de bacia sanitária de separação de urina, como podem ser vistos a seguir (Figura 1):

Figura 1 - Modelos de bacia sanitária de separação de urina

Modelo com uso de água

Suécia

Suécia

Modelos sem uso de água

China

México

Fonte: Chiarawatchai e colaboradores (2006, p. 1); Johansson (2001, p. 7)

3.5. ARMAZENAMENTO

Os principais processos de tratamento da urina para uso agrícola são: o armazenamento em reservatórios fechados por períodos de tempo pré-determinados; a concentração para redução de volume; e a precipitação de cristais (hidroxiapatita e estruvita). A utilização da urina na agricultura pode ser feita sob a forma líquida ou na forma de cristais de estruvita ($MgNH_4PO_4.6H_2O$) e hidroxiapatita (ZANCHETA, 2007).

O tratamento da urina pode ser necessário para produzir um fertilizante adequado, mas também pode ser um método adequado para evitar a poluição do meio ambiente com micropoluentes. Durante o armazenamento, separação e transporte, a urina está sujeita a vários processos espontâneos, como a hidrólise de ureia, a precipitação ou a volatilização, que alteram a sua composição de forma significativa (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006).

Quando comparada com os fertilizantes minerais, verifica-se que a urina apresenta concentrações de nutrientes mais baixas. Aliado a isso, há o fato de que os cultivos agrícolas estão localizados distantes de centros urbanos, indicando que são necessários processos que concentrem os nutrientes, permitindo que sua aplicação seja feita quando necessário (TETTENBORN, 2011).

De acordo com Slob (2005), soluções para armazenamento de baixo custo devem ser encontradas para tornar a reutilização de urina possível, tais como:

- Sacos de lona de borracha para armazenagem de lixiviados de aterros sanitários estão disponíveis, hoje, no mundo ocidental, e são uma alternativa melhor que a construção de tanques de concreto. Entretanto, em localidades como a Índia, esses sacos de lona/borracha são mais caros, e não estão facilmente disponíveis.

• Bacia de concreto é uma opção muito cara e também pode não durar muito tempo, em função da natureza agressiva da urina. Em vez disso, tambores de plástico para armazenamento de água podem ser usados; eles podem durar muito tempo sem vazamentos e podem ser mais econômicos (Figura 2A).

• Outra solução de baixo custo é cavar um buraco no chão, cobrindo-o com folhas de polietileno, para criar uma bacia e evitar a evaporação da urina e a entrada de água da chuva (Figura 2B).

Para o *design* adequado de tanques de armazenamento, alguns fatores são pré-requisitos para que esses possam comportar o volume sem que haja extravasamento e também são medidas de controle avançado para fluxo de resíduos em projetos. Para manipulação e controle de fluxo da urina segregada, é necessário o conhecimento detalhado sobre o fluxo nos banheiros individuais, e não apenas o conhecimento sobre o volume diário é importante, mas também a dinâmica temporal de urina na fonte (RAUCH et al., 2003).

Figura 2 - Recipientes de armazenamento de urina.

(A) **(B)**

Fonte: (A) Richert (2010, p. 19); (B) Richert (2010, p. 19)

De acordo com Kvarnström e colaboradores (2006), a urina armazenada deve, preferencialmente, não ser diluída e, durante o armazenamento, deve permanecer em um tanque ou container vedado, para que não haja o contato com pessoas e animais, nem a evaporação da amônia, diminuindo, assim, o risco de odores e perda de nitrogênio.

Zancheta (2007) avaliou as perdas de amônia em três reservatórios, sendo um aerado, um aberto e outro fechado: depois de 30 dias de armazenamento, verificou

que a concentração de amônia no recipiente fechado foi de aproximadamente 5000 mg L^{-1}, enquanto que no reservatório aberto foi de 1800 mg L^{-1} e no aerado foi de 2000 mg L^{-1}, representando perdas de 64 e 60%, respectivamente.

Kvarnström e colaboradores (2006) ainda recomendam as seguintes práticas de armazenamento de acordo com a legislação sueca (Quadro 1).

No aproveitamento doméstico da urina, em que as culturas são destinadas ao consumo da própria família, a urina pode ser usada diretamente. Recomenda-se, no entanto, que deve haver um intervalo de um mês entre a aplicação e a colheita. Quando a urina é coletada em muitos domicílios, em centros urbanos, e transportada para a reutilização na agricultura, o tempo de armazenamento recomendado, em temperaturas de 20-40° C, varia entre um e seis meses, dependendo do tipo de cultura que será fertilizada (WINBLAD et al., 2004).

Quadro 1 - Recomendação de tempo de armazenamento para uso da urina em cultivos agrícolas.

Temperatura de armazenamento	**Tempo de armazenamento**	**Cultivos permitidos**
4ºC	1 mês	Cultivos alimentícios que serão processados
4ºC	6 meses	Cultivos alimentícios que serão processados e cultivos de forragem
20ºC	1 mês	Cultivos alimentícios que serão processados e cultivos de forragem
20ºC	6 meses	Todos os cultivos alimentícios e os cultivos de forragem, áreas de parques
-	1 ano	Todos os cultivos alimentícios e cultivos de forragem, áreas de parques

Fonte: Kvarnström e colaboradores (2006, p. 66)

3.6. CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS E QUALITATIVAS DA URINA HUMANA

De acordo com Rauch e colaboradores (2003), fatores endógenos e exógenos interferem diretamente no volume de urina que é produzido pelo indivíduo. Tais flutuações ocorrem, principalmente, em função das variações na absorção de líquidos ingeridos e das perdas devido à transpiração, com um volume médio diário, por pessoa adulta, calculado em aproximadamente 1,5 L, com flutuações entre 1,0 e 2,5 L.

O balanço de massa entre consumo e excreção que ocorre no metabolismo humano acarreta em perdas dos nutrientes consumidos, fato que apresenta três implicações importantes: a primeira é que a quantidade de nutrientes excretados pode ser calculada a partir da ingestão de alimentos, cujos dados são melhores e mais facilmente disponíveis do que os da excreta; a segunda implicação é que, se todos os excrementos e resíduos biológicos, bem como esterco animal e resíduos de colheitas, são reciclados, a fertilidade do solo pode ser mantida; e, por último, as diferenças na composição da excreta entre as diferentes regiões refletem nas diferenças dos nutrientes consumidos pelas culturas e, portanto, é necessário o fornecimento de nutrientes para manutenção do estado nutricional necessário ao desenvolvimento vegetal na região (RICHERT et al., 2010).

A urina humana é uma solução de água contendo nutrientes como compostos altamente diluídos. Os principais compostos presentes na urina são cloreto de sódio (NaCl) e ureia (CH_4N_2O), entretanto ela também contém potássio na forma iônica (K^+), cálcio (Ca), sulfato (SO_4) e fósforo disponível como os superfosfatos ($H_2PO_4^-$ ou HPO_4^{2-}) (LIND; BAN; BYDÉN, 2001). Esses nutrientes são apresentados no Quadro 2, dos quais, para os macronutrientes, segundo Münch e Winker (2009), N e P são os mais importantes.

Na urina fresca, aproximadamente 85% de nitrogênio é fixado como ureia e cerca de 5% como amônia; entretanto, após a hidrólise da ureia, em torno de 90% do nitrogênio é encontrado na forma de amônia, reação catalisada pela enzima ureia amidohidrolase, também conhecida como uréase (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006). A reação completa de hidrólise da ureia (ureólise) ocorreria em aproximadamente dois minutos, caso a urina sem diluição permanecesse no encanamento (UDERT et al., 2003). O pH da urina varia em função do período de armazenamento. A urina fresca apresenta um pH ácido, entre 5,6 a 6,8 (LIND; BAN; BYDÉN, 2000). Após armazenamento de alguns dias, devido à reação de hidrólise da ureia, o pH tende a aumentar, podendo chegar a valores entre 9 e 9,3 (JÖNSSON; RICHERT-STINZING; VINNERÅS, 2004). A condutividade elétrica varia entre 1,73-4,9 dS m^{-1} para urina estocada em reservatório fechado (ZANCHETA, 2007).

Quadro 2 - Composição química da urina armazenada e fresca.

Parâmetro	Unidade	Jönsson (1997)[1]	Vinneras (2002) - modificado[1]	Akpan-Idiok; Udo; Braide, (2012)[1]	Botto (2013) – urina masculina[2]
pH		9,1	-	9,0	6,7
Condutividade	dS m^{-1}	2,537	-	-	1,930
N-total	mg L^{-1}	3631	7490	4580	9701
NH_3/NH_4^+	mg L^{-1}	3576	-	-	-
Uréia	mg L^{-1}	67	-	-	-
P- total	mg L^{-1}	313	660	260	562,6
K- total	mg L^{-1}	1000	1820	870	1416,8
Ca	mg L^{-1}	18	-	16,81	-
Mg	mg L^{-1}	11,1	-	1,48	-
Na	mg L^{-1}	1210	-	880	2400,0
Cl	mg L^{-1}	1768	-	-	-
Hg	µg L^{-1}	0,44	0,56	-	-
Cd	Mg L^{-1}	≤ 0,001	≤ 0,001	-	-
Pb	mg L^{-1}	≤ 0,01	0,001	-	-
Cr	mg L^{-1}	0,019	0,006	-	-
Co	mg L^{-1}	2,5	-	-	-
Ni	mg L^{-1}	0,061	0,004	-	-
Mn	mg L^{-1}	0,037	-	-	-
Cu	mg L^{-1}	2,5	0,067	-	-
Zn	mg L^{-1}	0,20	0,02	-	-

1 – urina armazenada; 2 – urina fresca.
Fonte: Autora (2015)

Devido ao aumento do pH, a concentração de amônia é muito elevada e a sua volatilização pode configurar um problema durante o transporte da urina. Contudo, a perda de amônia é supostamente baixa durante o armazenamento e o transporte, podendo ser alta, se a urina armazenada é espalhada como adubo (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006). A perda de nitrogênio a partir da urina humana aplicada ao solo varia de 6-7% do nitrogênio total (KIRCHMANN; PETTERSSON, 1995).

O aumento do pH da urina devido à liberação da amônia, pode ocasionar precipitação de cálcio e de magnésio na forma de cristais de inorgânicos como estruvita, calcita e hidroxiapatita (HAP) (UDERT; LARSEN; GUJER, 2003). A estruvita e hidroxiapatita compõem a maioria dos precipitados em sistemas de coleta de urina e a concentração de fosfato é fortemente influenciada por processos de precipitação, bem como as concentrações de cálcio e magnésio. Na urina fresca,

entre 95 a 100% de fósforo está ligado como fosfato dissolvido (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006).

Nos últimos anos, a reciclagem de estruvita tem se mostrado uma opção atraente para a reutilização do fósforo como adubo, uma vez que ela também é conhecida como um fertilizante de libertação lenta (GANROT; DAVE; NILSSON, 2007). A urina contém cerca de 50% do fósforo excretado pelos seres humanos, assim, o desvio e o uso da urina na agricultura podem contribuir para a produção agrícola e reduzir os custos e a necessidade de processos de tratamento de águas residuais avançados para remover fósforo dos efluentes tratados (WHO, 2006a).

No caso do potássio, a precipitação é o único processo que pode afetar significativamente a sua concentração. O potássio é conhecido por ser incorporado em hidroxiapatita, bem como em estruvita, na qual pode substituir o amônio (LIND; BAN; BYDÉN, 2000). No entanto, a concentração de amônio é quase cinco vezes maior que a concentração de potássio, portanto, pode-se assumir que apenas uma pequena parcela é substituída (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006).

Além destas propriedades valiosas, do ponto de vista dos nutrientes, a urina também pode conter produtos farmacêuticos. Uma análise de 212 fármacos, por exemplo, revelou que uma média de 64% da massa consumida é excretada na urina (LIENERT; BÜRKI; ESCHER, 2007). De acordo com a Organização Mundial da Saúde, os hormônios e produtos farmacêuticos excretados oferecem baixo risco de efeitos negativos para plantas ou seres humanos, se a urina é aplicada no solo em níveis que correspondem às necessidades das plantas (WHO, 2006a).

Entretanto, Winker (2009) afirma que, atualmente, existe pouco conhecimento sobre os potencias efeitos desses componentes sobre o ambiente, quando a urina é aplicada em campos agrícolas, sinalizando que, nesses casos, é necessário um monitoramento para que se tenha mais informações sobre a ocorrência e as concentrações de produtos farmacêuticos na urina, comportamento e acúmulo desses produtos em solos, bem como sua absorção pelas lavouras. O autor ainda ressalta que a ausência de avaliação dos efeitos tóxicos de fármacos ingeridos pelos seres humanos através de culturas causa preocupações e, enquanto essas não são dissipadas, recomenda-se que a urina de pessoas sob medicação não deve ser utilizada para a fertilização de culturas alimentares.

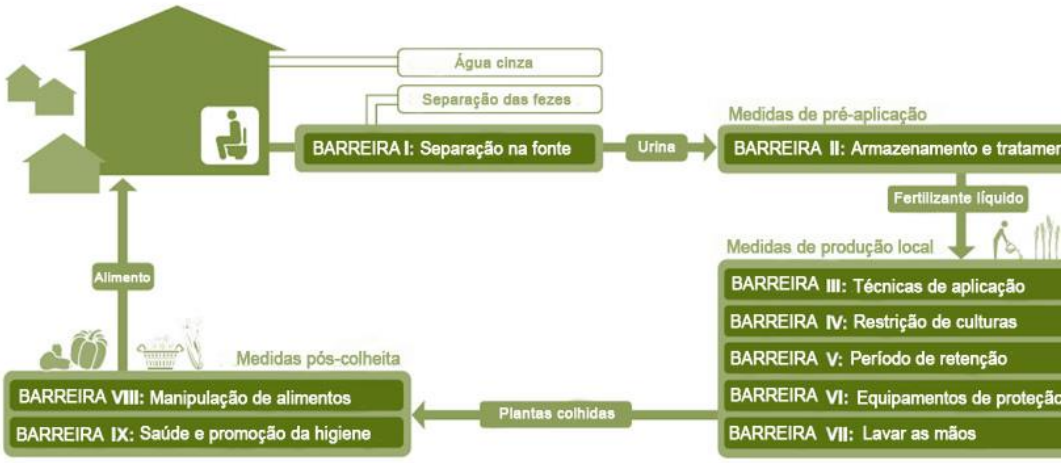
3.7. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS DA URINA

A separação na fonte é uma maneira eficaz de reduzir os riscos em comparação a um sistema de águas residuárias convencional. O objetivo fundamental da coleta de urina é minimizar a contaminação fecal cruzada – portanto, se a urina é coletada a partir de mictórios, o risco é negligenciável. Os modos de coleta, transporte e armazenamento da urina também podem criar situações em que uma exposição aos seres humanos pode ocorrer; nesse caso, no transporte para o campo ou para um dispositivo de armazenamento secundário, deve-se evitar derramamento (RICHERT et al., 2010).

Apesar de alguns patógenos, incluindo *Leptospira interrogans*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi*, *Schistosoma haematobium* e alguns vírus, serem excretados na urina, o uso desta na agricultura geralmente implica em baixos riscos para a saúde. Isto porque as bactérias patogênicas e os ovos de *Schistosoma* morrem rapidamente, se a urina é armazenada nas condições recomendadas (WHO, 2006a). Porém, os ovos de helmintos ou miracídios de Schistosoma podem ser encontrados, ainda, no solo através da urina de pessoas infectadas. Como a sobrevivência de ovos de helmintos é reduzida com o aumento da temperatura, a temperatura de 40ºC é uma barreira efetiva para sua sobrevivência, mas, em concentrações elevadas de amoníaco, a temperatura de 30ºC já se mostra eficaz (GHIGLIETTI et al., 1995).

A OMS propõe uma abordagem de criação de barreiras na gestão dos riscos à saúde associados ao uso de excreta na agricultura. Este conceito multibarreira é composto de uma série de medidas/ barreiras ao longo do sistema de saneamento, que vai desde a segregação até o produto final da produção agrícola (Figura 3). Cada uma das barreiras tem certo potencial para reduzir os riscos à saúde e é recomendado pela OMS o uso de várias delas, se necessário, a fim de reduzir os riscos a um mínimo aceitável (RICHERT et al., 2010).

Figura 3 - Conceito de barreira para o uso seguro da urina como fertilizante.



Fonte: Richert e colaboradores (2010, p. 24)

Armazenar urina não diluída durante um mês a tornará segura para uso na agricultura. A urina não diluída fornece um ambiente mais severo para micro-organismos, aumenta a taxa de mortandade de patógenos e impede a criação de mosquitos (ESREY et al., 1998). Contudo, a OMS recomenda, para o armazenamento, mais de seis meses a uma temperatura maior que 20°C, a fim de se obter a inativação suficiente de agentes patogênicos na urina destinada à utilização de cultivos agrícolas de produtos alimentares consumidos crus (WHO, 2006b). Portanto, é necessário serem abordados vários méritos e deméritos importantes sobre sua aplicação na agricultura, para que não se configure em um risco de contaminação (KARAK; BHATTACHARYYA, 2011).

3.8. USO DE URINA HUMANA NA AGRICULTURA

Quase todos os nutrientes presentes nos alimentos ingeridos por uma pessoa durante um ano reaparecem nos seus excrementos, por isso essa quantidade de nutrientes é quase igual à necessária para fazer crescer o correspondente em alimentos (DRANGERT, 1998). De acordo com Wolgast (1993), o montante anual de excrementos humanos de uma pessoa corresponde à quantidade de fertilizante necessária para produzir 250 kg de cereais, que é também a quantidade de cereal que uma pessoa precisa consumir por ano.

A excreta contém elementos químicos que são necessários para o crescimento de plantas usadas na produção de alimentos, rações para animais, fibras, plantas medicinais etc (HEINONEN-TANSKI, 2005). A urina é um bom fertilizante e permite uma nova perspectiva para o que é considerado rejeito: que ela seja vista como um recurso para a produção agrícola ao invés de ser vista exclusivamente como excrementos que configuram um problema e perigo para a saúde (DRANGERT, 1998).

A nutrição vegetal exerce grande influência na obtenção de plantas de qualidade. Deste modo, o suprimento inadequado de um elemento essencial poderá resultar em distúrbios nutricionais que se manifestam por sintomas de deficiência característicos, que alteram o metabolismo e o funcionamento normal da planta (MINAMI, 1995; TAIZ; ZEIGER, 2013). O fornecimento de nutrientes, através da sua recuperação pela separação da urina, pode ser uma alternativa viável tanto para pequenos agricultores, como para culturas urbanas.

Urina humana como fertilizante pode substituir o fertilizante mineral na produção agrícola. A relação entre nitrogênio, fósforo, potássio e enxofre é bem equilibrada e, com doses adequadas, aproxima-se das necessidades das culturas. Há um odor perceptível enquanto a urina é aplicada, mas que desaparece dentro de 24 horas, sendo pouco percebido a pequenas distâncias do campo onde é aplicada, e o risco de lixiviação de nitrogênio não é maior que o verificado com o uso de fertilizante mineral (JOHANSSON, 2001).

Além disso, a produção de alimentos para abastecer a população vai exigir, pelo menos, um aumento de três vezes na entrada de fertilizante em áreas agrícolas, nas próximas décadas. No entanto, os depósitos de fósforo acessíveis no mundo são estimados para serem esgotados dentro de um século ou dois. Nesse contexto, fontes alternativas de fertilizantes devem surgir para suprir essas demandas, sendo uma delas a reutilização dos nutrientes contidos nos excrementos humanos (DRANGERT, 1998).

Estudos comprovam os benéficos da urina na produção vegetal, porém são escassos, no Brasil, trabalhos relacionados à sua utilização como fertilizante agrícola, o que torna o seu uso ainda mais atrativo, pois, além da alta concentração de nitrogênio, ela apresenta na sua constituição outros elementos necessários ao desenvolvimento vegetal. Pesquisas em outros países têm mostrado a viabilidade do

seu uso como fonte de nutrientes para as plantas (GANROT 2005; KARAK; BHATTACHARYYA, 2011; LIENERT; LARSEN, 2010).

Rios (2008), avaliando o uso de urina humana como fonte alternativa de nutrientes em cultivo hidropônico da alface (*Lactuca sativa*), comprovou a possibilidade deste uso, pois a sua utilização proporcionou expressiva produção de plantas. Heinonen-Tanski e Wijk-Sijbesma (2005), avaliando o uso de urina como fonte de nutrientes na cultura do pepino, obtiveram resultados similares ou ligeiramente melhores quanto ao rendimento, quando comparado ao tratamento com fertilizante comercial. Igualmente, Pradhan e colaboradores (2007), avaliando o uso de urina humana em cultivo de couve (*Brassica oleracea*), observou rendimentos semelhantes aos obtidos com fertilizantes nitrogenados, sem danos à qualidade do produto obtido.

Com um ciclo de nutrientes fechado, mais pessoas, incluindo agricultores de baixa renda, serão capazes de produzir mais alimentos e outros produtos vegetais. Além disso, o aproveitamento da urina reduziria os efeitos da poluição com eliminação segura de dejetos e redução do uso excedente de fertilizantes químicos, o que levaria à proteção de águas superficiais e subterrâneas. A utilização mais eficaz dos excrementos humanos também pode promover a redução de doenças transmitidas pela água contaminada por patógenos, através do melhor controle da presença desses micro-organismos na água (HEINONEN-TANSKI; WIJK-SIJBESMA, 2005).

3.9. USO DE URINA NA CULTURA DA GRAMA

As gramas possuem uma exigência nutricional semelhante às demais plantas, necessitando de todos os nutrientes essenciais para o seu desenvolvimento e estabelecimento do gramado. De acordo com Wiecko (2008), na ausência desses elementos, a grama não pode completar seu ciclo de vida; dentre eles, o carbono, o hidrogênio e o oxigênio são obtidos através do ar e da água, e, dentre os macronutrientes, o nitrogênio, o fósforo e o potássio são exigidos em maiores quantidades.

Espécies de gramado têm diferentes necessidades nutricionais, assim como diferentes níveis de manutenção requerem manejos diferentes de nutriente. Um

programa único de fertilidade não pode ser projetado para beneficiar todos os tipos de gramados e todos os regimes de gestão. Os gramados podem obter nutrientes a partir da solução do solo, através da absorção pelas raízes ou absorção direta (via foliar), porém a maioria dos nutrientes são absorvidos pelas raízes. Aplicações de adubos foliares são utilizadas quando nutrientes estão imobilizados no solo ou quando uma rápida melhora na aparência é necessária (WIECKO, 2008).

Com relação aos micronutrientes, muitos fatores influenciam sua dinâmica no solo, como pH, matéria orgânica, vegetação e fatores de gestão, tais como a adição de resíduos orgânicos (McDOWELL, 2003). Os micronutrientes raramente são aplicados no manejo de gramados, embora eles possam ser necessários, em circunstâncias muito incomuns. O ferro é o único dos micronutrientes de que as plantas são frequentemente deficientes, especialmente em solos tropicais e alcalinos (WIECKO, 2006).

A aplicação de fertilizantes em gramados pode aumentar as concentrações de nutrientes disponíveis no solo para as plantas e melhorar o crescimento, mas pode alterar a dinâmica de micronutrientes e aumentar a perda dos mesmos por lixiviação (PROVIN et al., 2008). Com referência aos nutrientes no solo, a avaliação do destino destes no mesmo, ao receber diferentes compostos, é importante devido ao potencial de lixiviação e de escoamento superficial, e porque a aplicação de uma fonte alternativa pode minimizar os requisitos de fertilização para o gramado (PROVIN et al., 2008).

O nitrogênio é o nutriente requerido em maiores quantidades pelas gramas e limita seu crescimento, influenciando diretamente na qualidade do gramado, fato que leva a aplicações regulares de fertilizantes para atender às necessidades não supridas pelas baixas concentrações de N disponíveis no solo naturalmente (BOWMAN; CHERNEY; RUFTY JUNIOR, 2002).

Programas de fertilização geralmente são construídos em função da necessidade de nitrogênio, porém a adubação nitrogenada excessiva pode resultar em aumento da susceptibilidade para algumas doenças e insetos. A fertilização com N varia de acordo com o uso de grama, entretanto as doses variam tipicamente entre 5 e 10 g de N m^{-2} $mês^{-1}$, durante a fase de crescimento, para áreas como campos de golfe e campos esportivos. Taxas menores de N podem ser aplicadas em gramados de residências, mas raramente são menores que 2,5 g de N m^{-2} $mês^{-1}$, durante a fase de crescimento. A folhagem da grama em solos adequadamente

fertilizados geralmente contém 10% de P em sua massa seca. Tal como acontece com o N, a fertilização com K pode ser reduzida, quando é realizado o corte do gramado, pois o K é facilmente reciclado (SNYDER; CISAR; PARK, 2008).

Teoricamente, seria mais benéfica para a cultura a aplicação de uma pequena quantidade de fertilizante a cada dia, no entanto, esta prática raramente é usada, pois é pouco prática e onerosa. Nesse contexto, torna-se mais viável a aplicação de fertilizantes com frequência suficiente para manter os níveis adequados e equilibrados de nutrientes no solo. Nos trópicos ou climas quentes, onde há rápida liberação dos nutrientes, para a manutenção dos gramados de campos de golfe, é necessário realizar fertilização do solo uma vez por mês e, para os gramados de residências, 3-4 vezes por ano (WIECKO, 2008).

O desenvolvimento de pesquisas visando à utilização da urina como fertilizante poderá apontar a viabilidade da sua aplicação na água de irrigação, possibilitando o fracionamento da adubação, com consequente maior aproveitamento pela cultura. Além disso, o potencial de fertilização, em contraste aos riscos de contaminação que existem na irrigação com urina, mesmo que pequenos, induz que se busque a aplicação em espécies não comestíveis, pelo menos até que se conheçam os eventuais riscos de contaminação (KVARNSTRÖM et al., 2006). Nesse cenário, a grama apresenta-se com uma alternativa bastante atrativa, tanto por se avaliar os benefícios do fracionamento da adubação, quanto por propiciar a utilização da urina em centros urbanos.

Os espaços abertos disponíveis em áreas urbanas densamente povoadas não permitem a recirculação *in situ* de todos nutrientes das excretas locais. No entanto, em locais com baixa densidade populacional, onde cada pessoa tem em média mais de 500 m^2, os membros da família podem aproveitar a urina em jardins e campos próximos. Este seria um uso muito intensivo de excreta na agricultura que ajudaria a recircular a maioria dos nutrientes. No outro extremo, quando uma pessoa tem menos que 20 m^2 de espaço aberto, uma alternativa é a criação de cultivos hortícolas em áreas periurbanas. Porém, quaisquer recomendações sobre o aproveitamento de excrementos devem ser sensíveis às percepções das pessoas e às condições físicas locais, além de levar em conta as competências e os conhecimentos dos moradores (DRANGERT, 2008).

3.10. GRAMA BERMUDA

A grama bermuda [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.] pertence à família das Gramíneas (Gramineae), formada por mais de 750 gêneros e 10.000 espécies. O gênero Cynodon contém cerca de oito espécies e a *Cynodon dactylon* é a mais conhecida e bem sucedida grama do gênero, sendo presente em todo o mundo (CHAPMAN, 1996). Originária da África (WIECKO, 2006), é uma planta perene de estação quente, que é propagada por sementes, estolões e rizomas em uma grande variedade de climas e condições ambientais, e tolera solos com pH entre 5,5 a 7,5 (LAURETTI, 2003; WATSCHKE; DERNOEDEN; SHETLAR, 2013).

Descrita como uma das piores ervas daninhas do mundo, mas também como a planta de maior distribuição geográfica no planeta, a grama bermuda se recupera muito rápido das perdas de folhas ou podas, e apresenta alta taxa de crescimento, o que resulta em uma alta capacidade de recuperação em áreas marginais ou danificadas por tráfego excessivo. Entretanto não se desenvolve bem em área sombreadas e é altamente exigente em nutrição, umidade e manutenção (GURGEL, 2003).

Com boa adaptação também a solos sódicos, a grama bermuda forma densos tapetes verdes nas áreas cultivadas, e, mesmo em condições de estresse, suas sementes, quando aclimatadas, crescem normalmente. É, também, a grama perene mais eficiente na fito-estabilização de terras degradadas e cresce naturalmente em vários ambientes estressantes (SINGH; PANDEY; SINGH., 2013). Sua superfície foliar apresenta glândulas que excretam sal, o que a faz resistir a ambientes adversos (CHAPMAN, 1996). Tal comportamento tem sido comprovado em vários estudos nos quais foi avaliada a adaptação da grama bermuda em ambientes salinos (HAMEED; ASHRAF, 2008; SHUKLA et al., 2011), bem como em área com resíduos de mineração (BABU; REDDY, 2011) e em solos contaminados por metais (WU et al., 2010).

No Brasil, a grama bermuda foi introduzida, inicialmente, em campos de golfe e, atualmente, já é a principal grama dos campos esportivos brasileiros, tanto os de golfe, quanto os de futebol. Ela está presente em estádios como: Maracanã, Vila Belmiro, Morumbi, Pacaembu, Olímpico, Arena da Baixada, entre outros (LAURETTI, 2003). Os gramados esportivos têm um público que prefere gramíneas mais verdes, por isso é comum o uso de grandes quantidades de fertilizantes, principalmente os

nitrogenados, que devem ser aplicados rotineiramente durante todo o ano. Para a grama bermuda é necessário de 0,25-0,5 kg N 100 m^{-2} por mês (WIECKO, 2006).

O excesso do fertilizante aplicado é normalmente transportado para camadas mais profundas do solo e, destas, para aquíferos, com consequente perda econômica e contaminação das águas subterrâneas, resultando em riscos ambientais e para a saúde. Visando evitar ou minimizar estes problemas, é necessário que se faça uma avaliação precisa do fertilizante e dos requisitos do gramado (PESSARAKLI, 2008a).

A maioria das gramas são propagadas vegetativamente, mas algumas, como a bermuda, podem ser propagadas por semente. Nesses casos, é importante usar sementes de qualidade e adaptadas para as condições locais, e considerar as taxas de semeadura adequadas indicadas pelo fabricante – para a bermuda, estes números podem chegar a 1.000 g 100m^{-2} (100 kg ha^{-1}), em contraste a outras espécies de gramas que exigem 200 g (20 kg ha^{-1}) (WIECKO, 2006). No Brasil, a implantação de gramados por semente é uma prática recente, mas que, quando bem conduzida, forma gramados perfeitos e de excelente qualidade, a um custo muito inferior, se comparado aos outros métodos de plantio, como mudas ou tapetes (LAURETTI, 2003).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. LOCAL DO EXPERIMENTO E SOLO UTILIZADO

O experimento foi conduzido em casa de vegetação entre novembro de 2013 e março de 2014, na área experimental do Núcleo de Engenharia de Água e Solo da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (NEAS/UFRB), localizado no município de Cruz das Almas-BA, na latitude de 22° 42’ S, longitude de 47° 38’ W e altitude de 220 m. O clima da região é classificado como úmido a subúmido, com umidade relativa e temperatura média anual de 80% e 24°C, respectivamente, e pluviosidade média anual de 1.143 mm (D’ANGIOLELLA et al., 1998).

O solo utilizado foi coletado na camada 0-20 cm, no campus da UFRB, e classificado como Latossolo Amarelo coeso A moderado, de baixa fertilidade e apresentando horizontes subsuperficiais coesos (CARVALHO et al., 2002). A análise do solo foi realizada antes do plantio (Quadro 3), no Laboratório de Solos da Escola de Agricultura Luis de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP), de acordo com os métodos descritos por Raij e colaboradores (2001). A composição granulométrica do solo foi de 800, 13 e 187 g kg^{-1} de areia, silte e argila, respectivamente.

Quadro 3 - Características químicas do solo utilizado no experimento.

Determinações	**pH ($CaCl_2$)**	**M.O.**	**CE (1:2,5)**	**N - Total**	**P (resina)**	**S-SO_4^{2-}**	**Na**	**K**	**Ca**	**Mg**	**Al**	**H+Al**	**Saturação por bases (SB)**
Unidade		**g dm^{-3}**	**dSm^{-1}**	**mg kg^{-1}**	**mg dm^{-3}**					**mmol$_c$ dm^{-3}**			
	6,2	13	0,173	775	<2	<3	1,9	18,4	10	<1	28	30	58,0
Determinações	**B**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**								
Unidade				**mg dm^{-3}**									
	0,22	<0,3	15	11,1	4,7								

Fonte: Autora (2012)

4.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado com seis tratamentos e quatro repetições, totalizando 24 parcelas experimentais. Os

tratamentos consistiram na aplicação de cinco doses de urina humana diluídas em água (5, 10, 15, 20 e 25 mL de urina por litro de água) e testemunha absoluta (solo sem adubação/sem urina).

A dose de 15 mL L^{-1} correspondeu à concentração estimada para atender à recomendação de nitrogênio para o cultivo de grama bermuda na fase de estabelecimento. Os cálculos foram realizados com base em valores estimados de demanda de água pela cultura para o período de avaliação e a concentração de N na urina humana. Foi utilizado o mesmo procedimento para determinar as doses complementares de adubação, descritas no item 4.3. Cada parcela experimental constituiu-se de um reservatório plástico de polietileno, com capacidade de 100L e área de 0,41m^2.

4.3. ADUBAÇÃO

Os tratamentos com urina receberam doses adicionais de fósforo e potássio, de modo que todos os tratamentos foram adubados com a mesma dose de tais nutrientes. Para permitir uma melhor compreensão do efeito do nitrogênio a partir da urina, todo o nitrogênio fornecido às plantas veio a partir desta fonte.

Para assegurar que todos os tratamentos continham a mesma concentração de fósforo e de potássio, cinco amostras de urina humana foram analisadas antes da montagem do experimento, para determinar a sua composição química média (Quadro 4), que foi tomada como parâmetro para o cálculo de adubação. As amostras foram coletadas, durante cinco dias consecutivos, de um lote composto por urina coletada por dois dias.

Por meio dos valores obtidos na análise química, estimou-se o aporte de nutrientes ao longo do ciclo, com base em valores estimados da evapotranspiração de referência dentro da casa de vegetação, através de dados históricos (5mm/dia). A adubação química foi realizada tomando como base o valor obtido pela diferença entre os teores de nutrientes fornecidos pela urina e a recomendação para a cultura.

Quadro 4 - Características da urina humana e água utilizada na irrigação.

Determinações	Unidade	Água	Urina
pH	-	8,40	8,70
Condutividade elétrica (CE)	dS m^{-1}	0,78	2,435
N-total	mg L^{-1}	nd	6937,50
P-total	mg L^{-1}	nd	923,33
K / K_2O	mg L^{-1}	7,03	1483,75
Ca^{+2}	mg L^{-1}	5,21	65,00
Mg^{+2}	mg L^{-1}	8,50	10,00
S	mg L^{-1}	nd	1655,00
Fe - total	mg L^{-1}	nd	1,63
Mn - total	mg L^{-1}	nd	1,63
Cu	mg L^{-1}	nd	0,88
Zn	mg L^{-1}	nd	1,13
Na	mg L^{-1}	106,90	2937,50
B	mg L^{-1}	nd	0,50
Cl^-	mg L^{-1}	0	4093,75

nd – não determinado.
Fonte: Autora (2012)

A adubação foi realizada com base na recomendação de Godoy e Villas Bôas (2003), levando em consideração os nutrientes fornecidos pela urina, e constou da aplicação de 160 kg ha^{-1} de P_2O_5 e K_2O, com a utilização dos fertilizantes: superfosfato simples ($Ca(H_2PO_4)_2.H_2O + CaSO_4.2H_2O$) e cloreto de potássio (KCl), cujas quantidades, por parcela, são apresentadas no Quadro 5. A adubação de K foi aplicada no plantio e a segunda fração aos 60 dias após o plantio (DAP); o P foi aplicado no plantio.

Quadro 5 - Dose complementar de fertilizante aplicado por parcela.

Tratamento	Superfosfato simples (g $parcela^{-1}$)	Cloreto de potássio (g $parcela^{-1}$)
Testemunha	0	0
5 ml L^{-1}	26,716	5,934
10 ml L^{-1}	26,312	2,389
15 ml L^{-1}	25,859	0
20 ml L^{-1}	25,405	0
25 ml L^{-1}	24,952	0

Fonte: Autora (2012)

4.4. PLANTIO

Utilizou-se 1g parcela^{-1} (aproximadamente 24 kg ha^{-1}) de sementes de grama bermuda (*Cynodon dactylon*), segundo recomendação do fabricante. O plantio foi realizado em reservatórios plásticos de polietileno (Figura 4), nos quais foram confeccionados drenos e preenchidos com solo, sobre uma camada de 3,0 cm de espessura, composta de manta geotêxtil e brita. A distância entre as parcelas experimentais foi igual a 50 cm.

Figura 4 - Recipientes utilizados para o plantio, preenchidos com solo e irrigado antes do plantio.

Fonte: Autora (2012)

Antes do plantio, a umidade do solo foi elevada à capacidade de campo. A irrigação foi realizada a cada dois dias e seu manejo feito por meio dos valores de evaporação do tanque classe A instalado dentro da casa de vegetação (não houve lixiviação). A leitura da evaporação foi realizada no momento da irrigação e seus valores calculados através da diferença entre duas leituras consecutivas. A evapotranspiração de referência utilizada para o cálculo da irrigação foi determinada pela seguinte equação:

$$ETo = Kp\ x\ ECA$$

em que,

ETo - evapotranspiração de referência, mm;
Kp - coeficiente de tanque, e;
ECA - evaporação do tanque "Classe A", mm.

Para o tanque instalado dentro da casa de vegetação, utilizou-se o valor de Kp igual a 1,0, de acordo com Fernandes, Cora e Araújo (2004); com isso foi aplicada 100% da lâmina evaporada. A irrigação foi realizada manualmente, com o uso de regador.

4.5. COLETA E APLICAÇÃO DA URINA HUMANA

A urina humana utilizada no experimento foi coletada em um reservatório de plástico preto, com uma capacidade de 20 L, instalados em sanitários masculinos da residência estudantil da UFRB. Os alunos contribuíram voluntariamente urinando diretamente no reservatório. A urina foi coletada por até 3 dias e usada até 4 dias após a coleta.

As soluções de urina e água em volume adequados foram preparadas no momento da irrigação, usando como referência os valores de evaporação do tanque classe A, instalado no interior da casa de vegetação. A urina foi adicionada à água de acordo com as concentrações definidas para cada tratamento.

Utilizou-se urina sem armazenamento, o que acordo com Winblad et al. (2004) é possível quando o aproveitamento é feito na própria residência, ou deve-se utilizar intervalos de armazenamento entre a aplicação e a colheita, de acordo com o tipo de cultura, o que não foi aplicado nesta pesquisa pelo fato da grama não ser uma cultura comestível.

A caracterização química de urina usada durante todo o experimento foi feita através de amostras coletadas a cada irrigação e armazenadas sob refrigeração para composição de amostra composta mensal, feita através de média ponderada, tomando como base o total de água de irrigação aplicada no dia de cada coleta.

4.6. MANEJO DA GRAMA

A grama foi mantida a uma altura aproximada de 2,0 cm, através de poda periódica realizada com uma tesoura (Figura 5). A periodicidade do corte foi estabelecida em função do crescimento, sendo realizado quando pelo menos um dos tratamentos apresentava altura de cerca de 10 cm, com frequência que variou de 7-14 dias. O controle de plantas daninhas, principalmente tiririca (*Cyperus rotundus* L.), foi realizado manualmente.

Figura 5 - Poda da grama bermuda.

Fonte: Autora (2013)

4.7. FITOMASSA SECA E CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NAS FOLHAS E NO SOLO

Após o corte, o material cortado foi acondicionado em sacos de papel e levado à estufa de circulação forçada de ar a 65ºC, durante 72h, para determinação da massa seca. Todas as podas coletadas foram utilizadas para o cálculo do acúmulo de matéria seca da poda durante a fase de estabelecimento de grama.

As podas coletadas aos 30, 60, 90 e 120 dias após o plantio foram utilizadas para análise de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, Na, B, Cu, Fe, Mn, Zn e Cl) nas folhas. As análises foram realizadas no Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas da ESALQ/USP, pelo método descrito por Malavolta, Vitti e Oliveira (1989).

Para o cálculo da matéria seca da parte aérea e das raízes, após o final do experimento, as plantas foram removidas dos recipientes, divididas em parte aérea e raízes, e levadas para a estufa de secagem com circulação forçada de ar a 65°C por durante 72h.

Ao final do experimento, foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0-20 e 20-40 cm (Figura 6) para determinação de pH, condutividade elétrica (suspensão 1:2,5), matéria orgânica (M.O.), N, P, K, Ca, Mg, S, Na, B, Cu, Fe, Mn e Zn. As análises foram realizadas no Laboratório de Solos da ESALQ/USP. A análise do sódio foi realizada de acordo com EMBRAPA (1999) e as demais análises de acordo com Raij e colaboradores (2001).

Figura 6 - Divisão das camadas do solo para retirada de amostra para análise química.

Fonte: Autora (2013)

4.8. COBERTURA DO SOLO

A taxa de cobertura do solo por folhas fotossinteticamente ativas, representada pela coloração verde (TCV), foi avaliada através da análise de imagem digital, aos 120 DAP.

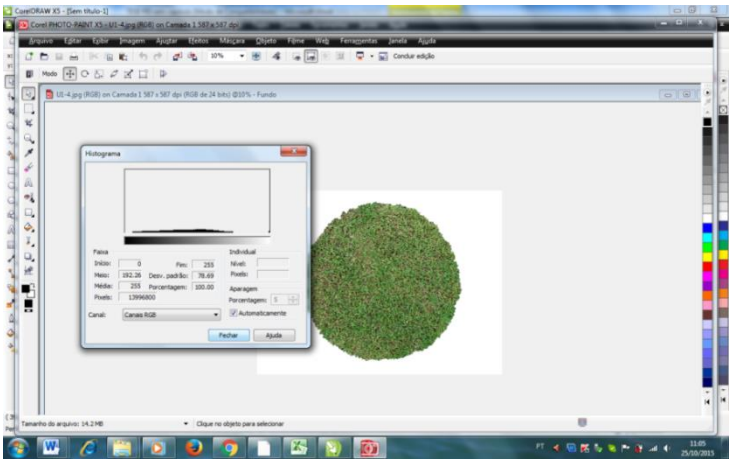
As imagens digitais foram obtidas com o uso de uma câmera digital Sony DSC-W320 12.0 megapixels, posicionada sempre na mesma distância em relação à abertura superior dos vasos (cerca de 1 m de altura), para obter imagens paralelas à superfície do gramado. As imagens foram transferidas para um computador. As bordas da figura foram retiradas utilizando o programa Adobe Photoshop CS5 (ADOBE SYSTEMS INCORPORATED, 2010), restando apenas a área do vaso e borda na cor branca. Posteriormente, cada uma dessas figuras foi analisada no programa CorelDRAW Graphics Suite X5 (COREL CORPORATION, 2010) que permite quantificar as cores presentes na imagem.

O procedimento realizado foi o seguinte: inicialmente, foi definido o número total de pixels da imagem (Figura 7A). Posteriormente, no menu “Máscara de cor”, foi selecionada apenas a parte branca da imagem, para obtenção do número de pixels brancos (Figura 7B). Estes foram subtraídos do número total de pixels da imagem, para que fossem determinados apenas os pixels da área do vaso.

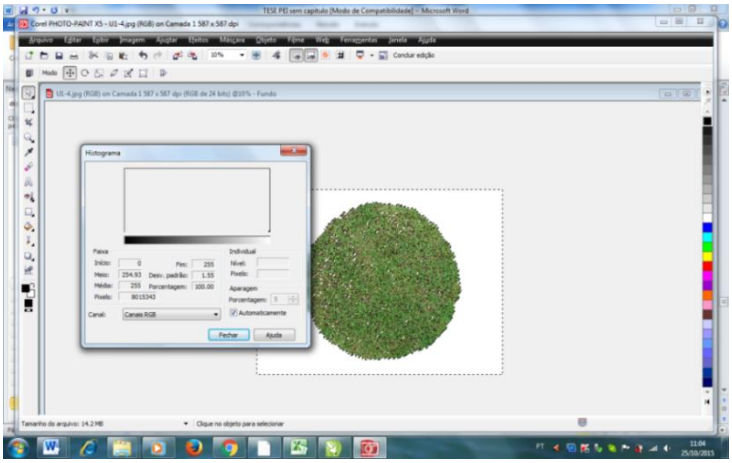
O número de pixels verdes foi determinado pelos comandos: Máscara de cor – Verde – Suavizar 100% – OK. Com este procedimento, obteve-se uma tela com apenas os pixels verdes selecionados, como pode ser visto na Figura 7C; logo após, o número de pixels verdes foi quantificado no menu: Imagem – Histograma. Com este número de pixels verdes obtido, foi calculada a taxa de cobertura do solo (%) através da seguinte fórmula:

$$TCS = \frac{\text{número de pixels verdes}}{\text{número pixels da área do vaso}}$$

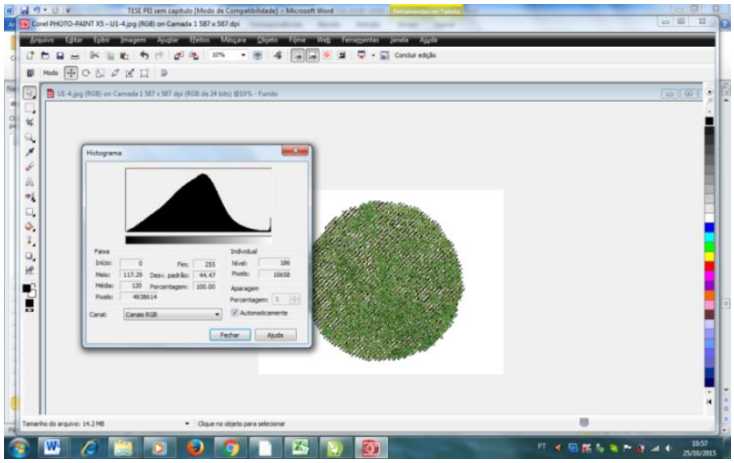
Figura 7 - Procedimento para determinação da taxa de Cobertura do solo, através do programa CorelDRAW Graphics Suite X5.



(A)



(B)

(C) 

Fonte: Autora (2015)

4.9. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todas as variáveis foram submetidas à análise de variância, seguida por análise de regressão. A estimativa da dose ótima de urina, que proporciona uma maior massa seca acumulada da poda, massa seca da raiz e massa seca total, foi determinada pela primeira derivada das respectivas equações de regressão. Para ambas as análises, foi utilizado o *software* SAEG (Sistema para Análises Estatísticas), versão 9.0 (FUNARBE, 2004).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. CRESCIMENTO DA PLANTA

Os dados de evaporação do tanque classe A permitiram calcular a lâmina de água aplicada durante o experimento (120 dias). O consumo foi de 224,14 L por parcela, permitindo, portanto, estimar o total de N aplicado, cujos valores são apresentados no Quadro 6, que, dependendo do tratamento, variou de 190 a 950 kg ha^{-1}. Portanto, dentro da faixa recomendada, que, conforme Deputy (2000), deve variar em função da taxa de manutenção de grama: baixa (180-240 kg N ha^{-1}) para frequência de corte de 14-21 dias; e alta (600-900 kg N ha^{-1}), para frequência de corte de 2-3 dias.

Quadro 6 - Estimativa de N aplicado no período de estabelecimento da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana.

Tratamento	Unidade	Nitrogênio
T0 - Testemunha		
T1 - 5 mL L^{-1}	kg N ha^{-1}	190
T2 - 10 mL L^{-1}	kg N ha^{-1}	380
T3 - 15 mL L^{-1}	kg N ha^{-1}	570
T4 - 20 mL L^{-1}	kg N ha^{-1}	760
T5 - 25 mL L^{-1}	kg N ha^{-1}	950

Fonte: Autora (2015)

A produção de massa seca acumulada da poda (MSAC) foi influenciada significativamente ($p<0,01$) pelas doses de urina humana aplicadas (Tabela 1).

De acordo com a equação ajustada, a dose de 20 mL L^{-1}, equivalente a uma dose de aproximadamente 760 kg N ha^{-1}, proporcionou os maiores incrementos de massa seca acumulada da poda (524,62 g $parcela^{-1}$).

Tabela 1 - Resumo da análise de variância da massa seca acumulada (MSAC), massa seca de raiz (MSR), massa seca total (MST) e taxa de cobertura do solo (TCV), da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos avaliados.

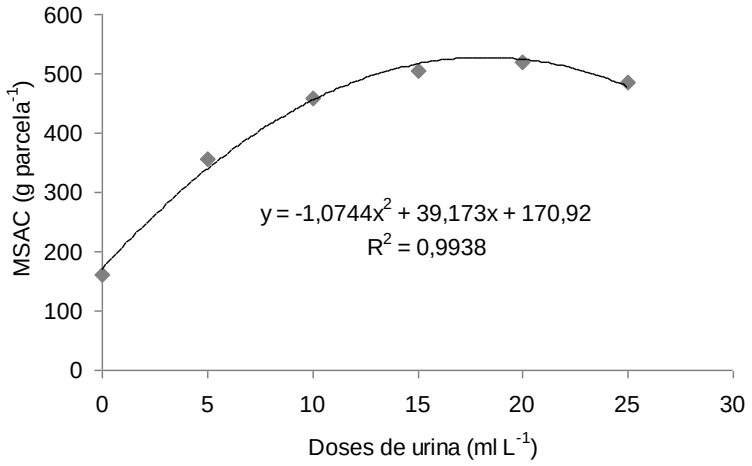
Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio MSAC	MSR	MST	TCV
Tratamento	5	75.082,95**	507,30*	1.442,52**	593,39**
Resíduo	18	1630,98	127,31	171,01	131,56
Média		414,37	65,91	93,17	53,06
Desvio		132,66	14,48	21,15	15,23
CV (%)		9,75	17,12	14,03	21,61
		Médias por tratamento			
Testemunha		160,93	44,09	56,09	54,8275
5 mL L^{-1}		356,61	70,70	95,26	73,0575
10 mL L^{-1}		458,79	71,13	101,93	58,5325
15 mL L^{-1}		505,85	73,35	107,14	49,56
20 mL L^{-1}		518,98	63,46	93,467	44,055
25 mL L^{-1}		485,07	72,73	105,23	38,3825

*Significância (p<0,05) pelo teste F; ** Significância (p<0,01) pelo teste F.

Fonte: Autora (2015)

No Gráfico 1, observa-se que a testemunha, apresentou a menor massa seca acumulada de acordo com a equação ajustada, 170,92 g parcela^{-1}. As doses crescentes de urina, até a dose de 20 mL L^{-1}, proporcionaram incrementos crescentes na produção de MSAC; entretanto, a dose de 25 mL L^{-1} de urina apresentou MSAC de 478,745 g parcela^{-1}, valor 8,7% inferior à massa observada na dose de 20 mL L^{-1} (524,62 g parcela^{-1}).

Gráfico 1 - Massa seca acumulada da poda (MSAC) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, até 120 dias após o plantio.



Significância do modelo: p<0,01

Fonte: Autora (2015)

A máxima massa seca acumulada da poda ao longo da fase de estabelecimento de grama bermuda, 528 g parcela^{-1}, seria atingida, pela equação, com uma solução de 18 mL de urina por litro de água.

O aumento da massa seca da poda que foi observado com o aumento da concentração de urina era previsível, uma vez que, de acordo com Bowman, Cherney e Rufty Junior (2002), a grama apresenta uma demanda de nitrogênio maior que os demais elementos e esse nutriente acelera o crescimento das folhas (WIECKO, 2006), fato observado nas doses de até 20 mL L^{-1}.

De forma semelhante aos resultados obtidos neste experimento, Snyder e Cisar (2000), aplicando doses crescentes de N na grama bermuda, verificaram aumento na massa seca da poda durante um ano. Lima e colaboradores (2015) obtiveram aumento da massa total da poda em grama bermuda, em função do aumento de doses de nitrogênio, com resposta linear durante 4 meses de avaliação.

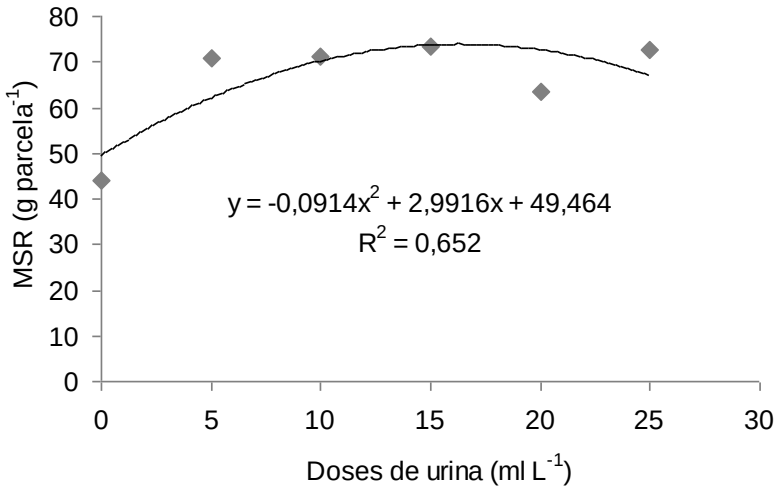
O menor crescimento observado na testemunha pode ser associado à deficiência de nutrientes, uma vez que, de acordo com Taiz e Zeiger (2013), a deficiência de nutrientes essenciais pode causar anormalidades graves no crescimento e desenvolvimento das plantas, levando-as a ter sintomas de deficiência severos, dentro de alguns meses sem fertilização. No entanto, também se observou um decréscimo em MSAC para a dose de 25 mL L^{-1}, o que de acordo com Wiecko (2006), pode ocorrer quando gramados recebem quantidades excessivas de N, indicando que doses superiores a 20 mL L^{-1} de urina podem afetar o bom desenvolvimento da grama bermuda.

Para a variável massa seca de raiz (MSR), houve efeito significativo ($p<0,5$) dos tratamentos (Tabela 1) e, de forma semelhante ao comportamento verificado na MSAC, a testemunha apresentou menor MSR, ajustada pela equação em 49,46 g parcela^{-1}. Como pode ser visto no Gráfico 2, houve um acréscimo da MSR com o aumento das doses de urina. De acordo com a equação de regressão, a produção máxima de raízes, 74 g parcela^{-1}, seria obtida para a dose de 16 mL L^{-1}, o que representa um aumento 49%, em relação à testemunha.

A nutrição exerce grande influência na obtenção de plantas de qualidade. Desse modo, o suprimento inadequado de um elemento essencial poderá resultar em distúrbios nutricionais que se manifestam por sintomas de deficiência característicos, alterando o metabolismo e o funcionamento normal da planta (MINAMI, 1995; TAIZ; ZEIGER, 2013). Portanto, a deficiência acentuada de

nutrientes inibe rapidamente o crescimento das plantas (TAIZ; ZEIGER, 2013), como verificado na testemunha. Por outro lado, doses excessivas devem ser evitadas, pois, caso a planta seja submetida a outros estresses, pode haver comprometimento de seu desenvolvimento (WIECKO, 2006), o que pode ter ocorrido na dose de 25 mL L^{-1}.

Gráfico 2 - Massa seca de raiz (MSR) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio.



Significância do modelo: $p<0,05$

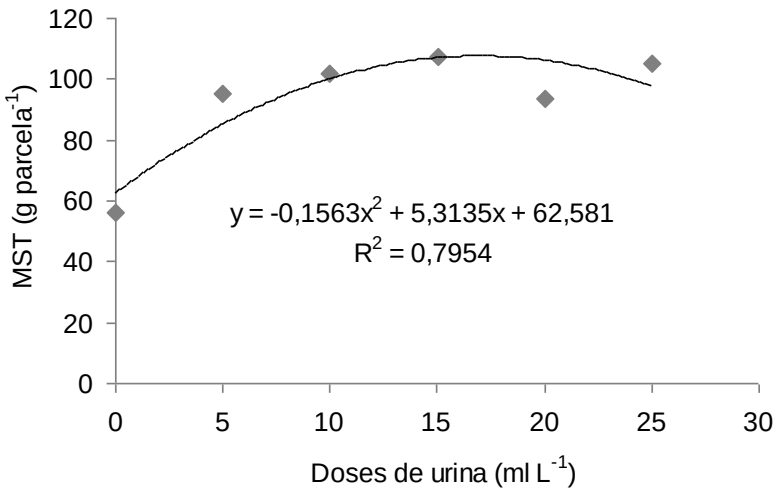
Fonte: Autora (2015)

Wiecko (2006) cita que doses adequadas de fertilizante nitrogenado promovem um enraizamento adequado e um sistema radicular saudável em gramados. Entretanto, doses excessivas podem promover grande crescimento da parte aérea, em detrimento das raízes, o que foi verificado no tratamento que recebeu dose de 20 mL L^{-1} de urina, na qual foi observada a maior MSAC da poda e menor MSR, dentre os tratamentos que receberam adubação com urina.

Para a massa seca total (MST), houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos (Tabela 1). A máxima MST, 107 g $parcela^{-1}$, de acordo com a equação de regressão, seria obtida com uma dose de 17 mL L^{-1} de urina em água (Gráfico 3), um aumento de 71%, quando comparado com a testemunha (62,58 g $parcela^{-1}$). De forma semelhante, Godoy (2005) observou valor máximo de fitomassa seca total em grama esmeralda ao aplicar a dose de 600 kg N ha^{-1}.

A avaliação da produção de massa seca das plantas atesta os benefícios do uso da urina humana como fonte de nutrientes (JÖNSSON et al., 2004). Nesse sentido, além da alta concentração de nitrogênio, ela apresenta na sua constituição outros elementos necessários ao desenvolvimento vegetal. A urina pode, portanto, ser considerada uma fonte viável de nitrogênio para a grama bermuda.

Gráfico 3 - Massa seca total (MST) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio.



Significância do modelo: $p<0,01$

Fonte: Autora (2015)

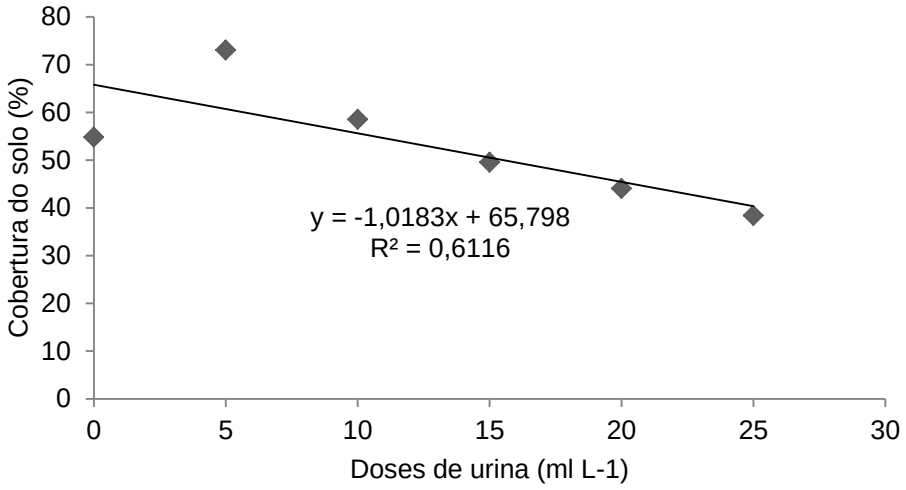
Semelhante aos resultados obtidos neste experimento, os estudos de outros autores também demonstraram que a utilização de urina humana promove o crescimento de plantas. Ensaios realizados no Zimbábue mostraram rendimentos superiores de diferentes legumes e milho, cultivados em solos arenosos, como um resultado do uso de urina como fertilizante; esses experimentos com milho revelam que a produção pode ser aumentada em solo arenoso de má qualidade através da aplicação da urina pura, com o uso de 125mL por planta/ semana (MORGAN, 2003).

5.2. TAXA DE COBERTURA VERDE DO SOLO

A avaliação da taxa de cobertura verde do solo (TCV), através da análise de imagem digital, também revelou efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos aos 120 DAP (Tabela 1), entretanto, percebe-se, através dos valores ajustados pela equação

de regressão do Gráfico 4 e pelas imagens da Figura 8, que não houve uma completa formação do gramado.

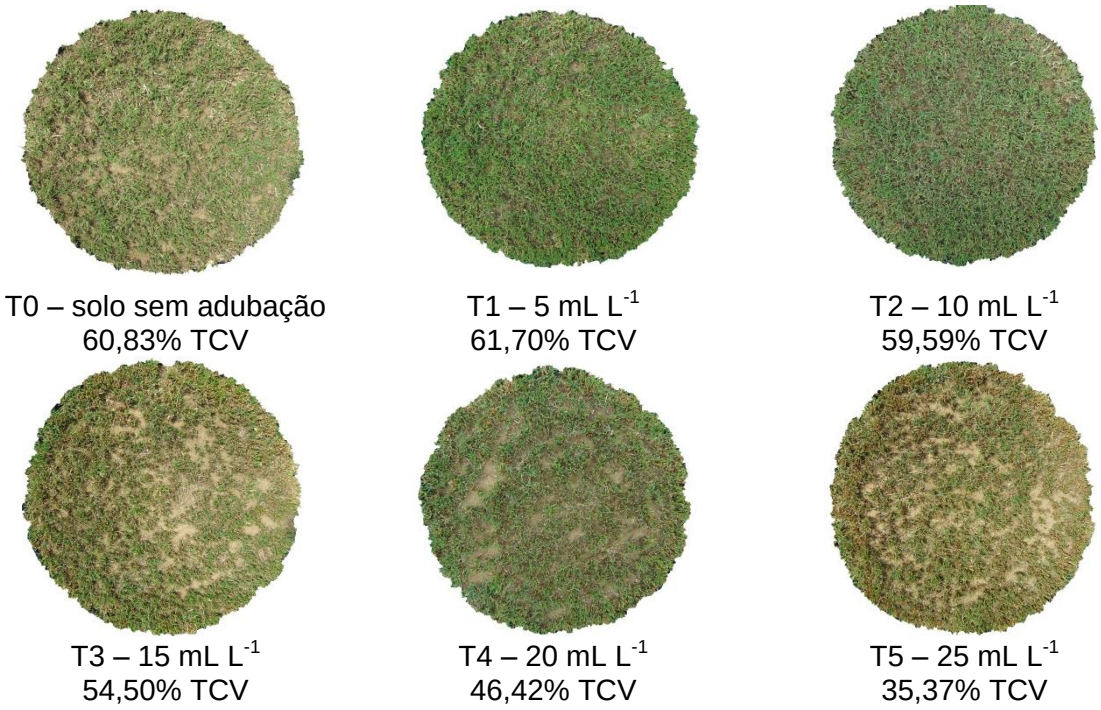
Gráfico 4 - Taxa de cobertura verde do solo (TCV%) da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina, aos 120 dias após o plantio.



Significância do modelo: $p<0,05$

Fonte: Autora (2015)

Figura 8 - Percentual e imagem digital da taxa de cobertura verde do solo (TCV%) cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de diferentes doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio.



Fonte: Autora (2015)

Houve diminuição da cobertura verde do gramado, com o aumento das doses de urina (Gráfico 4), a partir da dose de 5 mL L^{-1} de urina. A dose de 25 mL L^{-1} apresentou a menor TCV, ajustada pela equação em 40,34%. Tal comportamento pode ter sido ocasionado pelo acúmulo de Na nas folhas, presente em concentrações mais elevadas nos tratamentos com maiores doses de urina, pois, de acordo com Korndörfer (2006), o Na é considerado um elemento tóxico quando presente em altas concentrações nos tecidos vegetais e ocasiona amarelecimento e murchamento das plantas.

A aplicação de doses elevadas de N pode resultar em maior crescimento de folhas e caules, e causar sombreamento de folhas, resultando em folhas secas e redução da TCV. Portanto, o maior parcelamento da adubação nitrogenada pode ser uma boa alternativa para a manutenção da cobertura verde e menor formação de palha (GODOY, 2005), comportamento observado para a dose de 5 mL L^{-1} de urina, que apresentou a maior cobertura verde.

Entretanto os resultados não indicam que a dose de 5 mL L^{-1} apresentou maior cobertura de gramado, pois de acordo com Godoy (2005), a taxa de cobertura verde do solo (TCV) pode ser um indicativo da qualidade da grama, entretanto, não é necessária uma TCV de 100% para que o gramado seja considerado formado, uma vez que há folhas secas nos gramados.

Neste trabalho a metodologia utilizada para cálculo da cobertura do solo permitiu estimar apenas a parte verde, pois a coloração do solo utilizado foi semelhante a cor das folhas secas, o que impossibilitou a distinção entre ambas e consequentemente inviabilizou a estimativa da área total coberta pelo gramado (folhas secas + folhas verdes), indicando que outra metodologia deve ser empregada.

5.3. ACÚMULO DE NUTRIENTES NAS FOLHAS

5.3.1. Nitrogênio

As doses de urina humana apresentaram efeito significativo ($p<0,01$) sobre as concentrações de nitrogênio nas folhas de grama bermuda. Houve efeito significativo ($p<0,01$) para os períodos, bem como para a interação ($p<0,01$) entre os tratamentos e períodos (Tabela 2).

Tabela 2 - Resumo da análise de variância das concentrações de N, P e K, em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina e períodos de avaliação e médias dos tratamentos nos períodos avaliados.

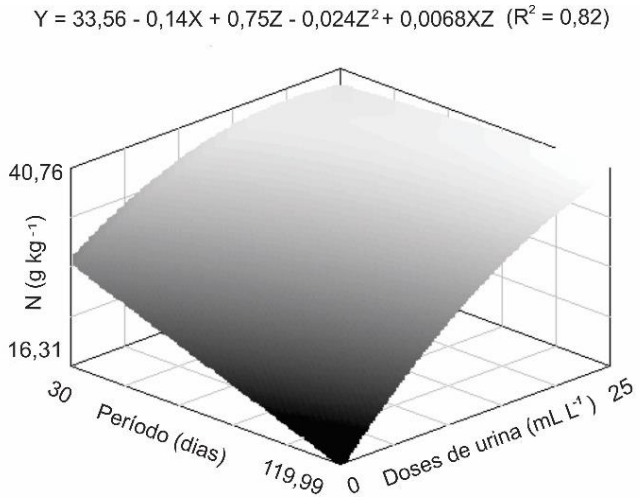
Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio		
		N	P	K
Tratamento (T)	5	672,77**	2,49**	25,88*
Erro (a)	18	11,31	0,23	9,70
Período (P)	3	227,95**	0,66*	843,74**
Interação T x P	15	61,43**	0,98**	18,89**
Resíduo	54	8,79	0,18	4,64
Média		33,14	4,91	23,66
Desvio		7,71	0,68	5,96
CV (%)		8,94	8,75	9,10
Médias dos tratamentos nos períodos avaliados				
Tratamento	**Período (dias)**	**N**	**P**	**K**
			(g kg^{-1})	
Testemunha	30	26,58	3,26	32,70
5 mL L^{-1}	30	38,21	5,03	35,19
10 mL L^{-1}	30	34,85	5,35	32,90
15 mL L^{-1}	30	36,65	5,17	27,35
20 mL L^{-1}	30	36,24	6,21	27,54
25 mL L^{-1}	30	39,09	5,84	30,22
Testemunha	60	29,76	4,84	24,67
5 mL L^{-1}	60	29,37	4,92	25,63
10 mL L^{-1}	60	39,32	4,92	27,92
15 mL L^{-1}	60	36,25	4,73	25,25
20 mL L^{-1}	60	38,92	5,22	25,25
25 mL L^{-1}	60	43,02	5,06	23,91
Testemunha	90	17,29	4,20	16,83
5 mL L^{-1}	90	22,10	4,55	20,6
10 mL L^{-1}	90	25,34	4,77	21,04
15 mL L^{-1}	90	36,69	5,10	22,57
20 mL L^{-1}	90	37,28	4,72	21,23
25 mL L^{-1}	90	38,46	5,38	24,10
Testemunha	120	16,96	4,34	16,25
5 mL L^{-1}	120	24,36	5,12	20,08
10 mL L^{-1}	120	34,59	5,21	17,60
15 mL L^{-1}	120	36,52	4,81	16,45
20 mL L^{-1}	120	38,60	4,49	15,11
25 mL L^{-1}	120	39,06	4,80	17,60

*Significância ($p<0,05$) pelo teste F; ** Significância ($p<0,01$) pelo teste F.

Fonte: Autora (2015)

Os maiores acúmulos foram observados nas maiores doses de urina humana, como pode ser observado no Gráfico 5. Através da superfície de resposta, observa-se que as concentrações de N diminuíram linearmente em função do período.

Gráfico 5 - Superfície de resposta da concentração de N nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

Para as doses de 20 e 25 mL L^{-1}, as concentrações de N nas folhas apresentaram pequena variação entre os períodos de 30 e 120 DAP. A dose de 20 mL L^{-1} proporcionou um decréscimo de 0,92% e, na dose de 25 mL L^{-1}, houve um acréscimo de 7%. Para as demais doses – 0 (testemunha), 5, 10 e 15 mL L^{-1} –, os decréscimos foram de 42,91, 28,45, 17,75 e 8,93%, respectivamente. Aos 120 dias após o plantio, verificou-se na dose de 25 mL L^{-1}, equivalente a 950 kg N ha^{-1}, a maior concentração de N nas folhas de grama bermuda; ajustada pela equação em 40,91 g kg^{-1}, esta foi 144,09% superior à observada na testemunha, no mesmo período (16,76 g kg^{-1}).

Concentrações semelhantes nas folhas de grama bermuda foram observadas por Lima e colaboradores (2015), que também obtiveram aumento linear na concentração de N nas folhas, em função do aumento das doses de nitrogênio, com concentração média de 28 g kg^{-1}.

Os teores adequados de N no tecido vegetal, em peso seco de grama bermuda, de acordo com Mills e Jones Jr. (1996), é entre 22 e 40 g kg^{-1}. Ao final do experimento, 120 DAP, apenas a testemunha apresentou concentração menor

(16,76 g kg^{-1}) que a faixa de referência; todas as concentrações de N obtidas para as doses de urina testadas estão dentro do intervalo de referência.

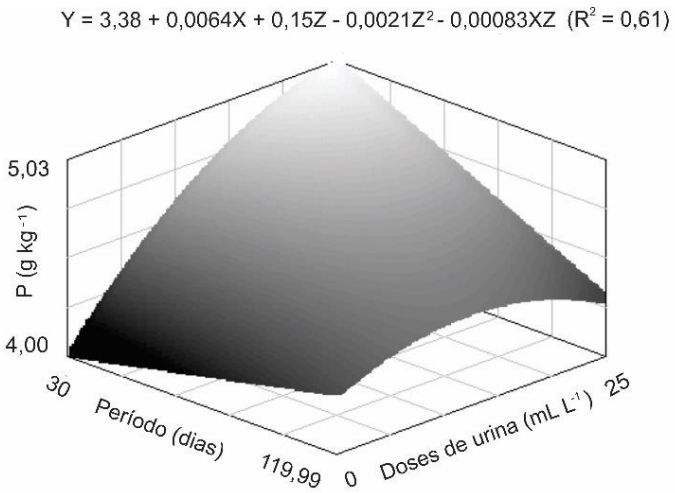
A informação da concentração de nutrientes nas folhas de grama tem grande importância no que diz respeito à adubação. De acordo com Kopp e colaboradores (2002), após a poda, os nutrientes presentes nas folhas podem ser aproveitados se deixados no local, contribuindo para a ciclagem deles e otimização do uso de nitrogênio. Além disso, o uso das aparas pode reduzir as taxas de fertilizantes nitrogenados em 20-30%, devido à reciclagem do N que retorna ao solo (PESSARAKLI, 2008b).

5.3.2. Fósforo

Embora todos os tratamentos com urina humana tenham recebido adubação complementar de P, houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos para as concentrações de P nas folhas de grama bermuda. Também houve efeito significativo ($p<0,05$) para os períodos avaliados e para a interação ($p<0,01$) entre os tratamentos e os períodos, como pode ser visto na Tabela 2.

As concentrações de P nas folhas em função do período apresentou comportamento linear crescente (Gráfico 6). A menor concentração, ajustada pela equação aos 120 DAP, foi observada na testemunha (4,57) e a maior, nas doses de 10 e 15 mL L^{-1}, 4,87 g kg^{-1}.

Gráfico 6 - Superfície de resposta da concentração de P nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

Considerando todos os períodos avaliados, com base nos valores ajustados pela equação, a dose de 25 mL L^{-1} apresentou a maior média de concentrações de P (5,17 g kg^{-1}). O maior crescimento radicular, associado a mudanças em sua arquitetura, propiciam o aumento da absorção de P. Já os processos que conservam o P absorvido envolvem fatores como redução na taxa de crescimento (VANCE; UHDE-STONE; ALLEN, 2003). Essas informações justificam os resultados obtidos, pois a dose de 25 mL L^{-1} apresentou decréscimo da MSAC e maior MSR, quando comparada às demais doses, mas apresentou maior concentração média de P nas folhas.

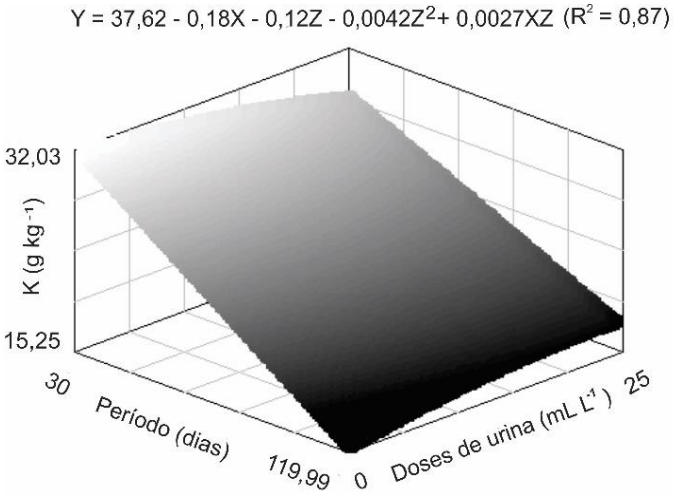
Concentrações semelhantes de P em grama bermuda foram obtidas por Vieira e colaboradores (1999), que avaliaram diferentes fases de crescimento da grama em cultivo convencional, verificando a concentração de 6,3 g kg^{-1} aos 20 dias após início do experimento.

As concentrações de P para todas as doses de urina e testemunha estão na faixa recomendada, que, de acordo com Wiecko (2006), é de 1,5-5,0 g kg^{-1}.

5.3.3. Potássio

As concentrações de K nas folhas de grama bermuda foram influenciadas de forma significativa ($p<0,05$) pelos tratamentos. Também houve efeito significativo ($p<0,01$) para os períodos avaliados e para a interação ($p<0,01$) entre os tratamentos e os períodos (Tabela 2). As concentrações de K em função das doses de urina apresentaram comportamento quadrático e as maiores concentrações foram observadas para as doses mais altas. Verificou-se decréscimo linear das concentrações de K nas folhas em função dos períodos (Gráfico 7).

Gráfico 7 - Superfície de resposta da concentração de K nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

Aos 30 DAP, a testemunha apresentou, pela equação ajustada, a maior concentração de K nas folhas, 32,22 g kg^{-1}. As doses de 5 e 10 mL L^{-1} foram adubadas com dose complementar de K, entretanto, aos 120 DAP, a dose de 25 mL L^{-1} apresentou maior concentração de K nas folhas que as demais doses (18,49 g kg^{-1}), indicando que a dose de urina foi capaz de fornecer potássio na proporção estimada. A menor concentração, aos 120 DAP, pela equação ajustada, foi verificada na testemunha (16,02 g kg^{-1}).

De acordo com Malavolta (2006), o potássio é o segundo nutriente mineral mais requerido pelas plantas, em termos quantitativos. O maior crescimento vegetativo, que foi obtido com o aumento das doses de urina devido à maior oferta de N, sugere a necessidade de maiores doses de potássio, face ao grande requerimento da planta. Como a adubação potássica foi realizada de forma que todos os tratamentos com urina tivessem a mesma dose de K, verifica-se que o maior crescimento em função do aumento das doses de urina proporcionou diminuição da concentração de K nas folhas, por efeito de diluição. Este fato justifica a maior concentração observada na testemunha aos 30 DAP, que apresentou concentração de K mais alta que as doses de urina e também menor crescimento. Resultados semelhantes foram observados por Godoy (2005), que obteve menores concentrações de K em folhas de grama esmeralda, em função do aumento de doses de N.

As concentrações de K observadas em todas as doses estão dentro da faixa recomendada na literatura, que, de acordo com Wiecko (2006), é de 1-40 g kg^{-1}.

5.3.4. Cálcio e Magnésio

As concentrações de cálcio e magnésio nas folhas de grama bermuda foram influenciadas significativamente pelas doses de urina ($p<0,01$). Houve também efeito significativo para os períodos avaliados ($p<0,01$), bem como para a interação entre os tratamentos e os períodos (Tabela 3).

As concentrações de Ca e Mg nas folhas de grama bermuda apresentaram comportamento quadrático, em função das doses, e linear, em função do período, como pode ser observado nos Gráficos 8A e 8B.

A maior concentração de Ca, ajustada pela equação, foi observada aos 30 DAP na dose de 15 mL L^{-1} (5,90g kg^{-1}). A menor concentração, no mesmo período, foi observada na testemunha (5,52 g kg^{-1}).

Ao final do experimento, as maiores concentrações foram observadas nas doses de 15 e 20, 4,52 g kg^{-1}, valor 18,63% superior ao verificado na testemunha (3,81 g kg^{-1}). De acordo com Wiecko (2006), a concentração ideal de Ca em folhas de grama bermuda deve estar entre 5-10 g kg^{-1}, entretanto, ao final do experimento, verificou-se que todas as doses apresentaram concentrações menores que a citada.

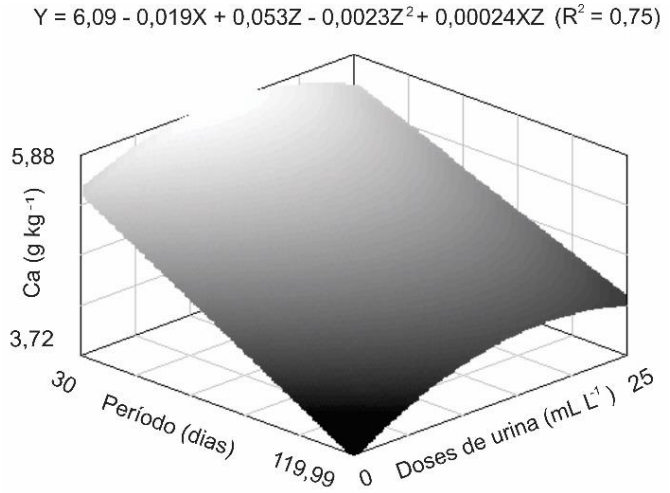
Fatores como concentração do nutriente no solo, altas concentrações de íons, como NH_4^+, e íon acompanhante, como NO_3^- e SO_4^{-2}, influenciam a absorção de cálcio. Desta forma, as doses de urina podem ter fornecido nitrogênio e enxofre em concentração tal que prejudicou a absorção de Ca pelas plantas, visto que o total de Ca extraível no solo dos tratamentos com urina foi superior aos observados na testemunha (item 5.4.5).

Tabela 3 - Resumo da análise de variância das concentrações de Ca, Mg, S e Na, em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina e períodos de avaliação e médias dos tratamentos nos períodos avaliados.

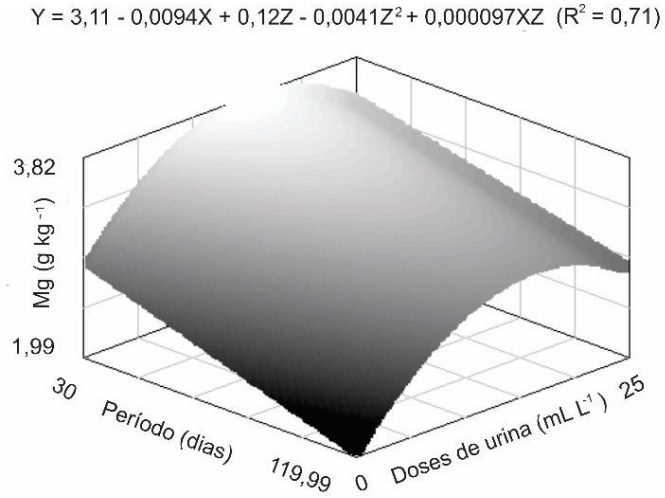
Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio			
		Ca	Mg	S	Na
Tratamento (T)	5	1,08**	2,90**	0,11^{NS}	16,85**
Erro (a)	18	0,22	0,076	0,069	0,81
Período (P)	3	10,17**	2,88**	4,25**	6,08**
Interação T x P	15	0,56*	0,26**	0,14**	1,72**
Resíduo	54	0,25	0,095	0,049	0,68
Média		4,96	3,11	5,16	2,29
Desvio		0,81	0,60	0,45	1,38
CV (%)		10,21	9,91	4,31	36,19
		Médias dos tratamentos nos períodos avaliados			
Tratamento	**Período (dias)**	**Ca**	**Mg**	**S**	**Na**
				(g kg^{-1})	
Testemunha	30	5,43	3,20	5,57	1,02
5 mL L^{-1}	30	6,29	3,38	5,82	0,83
10 mL L^{-1}	30	5,74	3,83	5,62	1,53
15 mL L^{-1}	30	5,90	3,58	5,61	1,53
20 mL L^{-1}	30	5,31	4,05	5,77	2,55
25 mL L^{-1}	30	5,46	3,48	5,59	2,61
Testemunha	60	4,74	2,43	5,23	1,08
5 mL L^{-1}	60	5,19	2,85	5,54	1,15
10 mL L^{-1}	60	5,24	3,63	5,49	2,10
15 mL L^{-1}	60	5,39	3,53	5,52	2,87
20 mL L^{-1}	60	5,41	3,58	5,28	2,93
25 mL L^{-1}	60	5,18	2,98	5,18	2,42
Testemunha	90	3,99	2,08	4,71	1,72
5 mL L^{-1}	90	4,53	2,13	4,72	0,96
10 mL L^{-1}	90	5,54	3,10	4,73	2,49
15 mL L^{-1}	90	4,66	3,70	5,09	4,91
20 mL L^{-1}	90	4,76	3,03	4,62	3,25
25 mL L^{-1}	90	5,60	2,95	5,03	2,36
Testemunha	120	3,98	2,48	5,13	0,96
5 mL L^{-1}	120	3,89	2,28	5,03	1,02
10 mL L^{-1}	120	4,55	3,50	4,88	2,61
15 mL L^{-1}	120	4,58	3,18	4,74	3,83
20 mL L^{-1}	120	3,78	2,85	4,68	4,78
25 mL L^{-1}	120	4,06	2,98	4,44	3,51

*Significância ($p<0,05$) pelo teste F; ** Significância ($p<0,01$) pelo teste F;
NS - não significativo.
Fonte: Autora (2015)

Gráfico 8 - Superfície de resposta da concentração de Ca e Mg nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



(A)



(B)

Fonte: Autora (2015)

As concentrações de magnésio também apresentaram comportamento linear em função dos períodos de avaliação, com a maior concentração, pela equação ajustada, observada aos 30 DAP na dose de 15 mL L^{-1} (3,75 g kg^{-1}), concentração 32,50% maior que a obtida na testemunha, que apresentou a menor concentração no mesmo período (2,83 g kg^{-1}).

Aos 120 DAP, a dose de 15 mL L^{-1} também apresentou a maior concentração, 3,03 g kg^{-1}, e a testemunha manteve a menor concentração, 1,98 g kg^{-1}. Lima e colaboradores (2015) também obtiveram comportamento linear significativo para as

concentrações de Ca e Mg em folhas de grama bermuda, em função de doses de nitrogênio.

De acordo com Wiecko (2006), a concentração ideal de Mg em folhas de grama bermuda deve estar entre 1,3-5 g kg^{-1}. Todas as doses apresentaram concentrações dentro dessa faixa de referência.

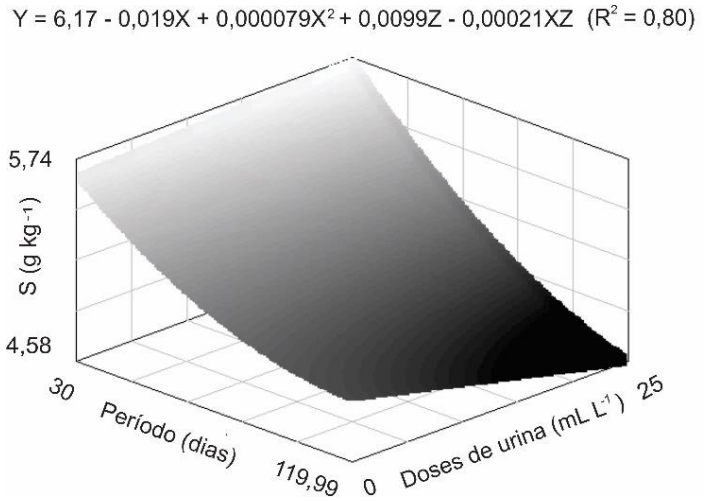
A relação entre cálcio e magnésio é importante, pois pode afetar o desenvolvimento das plantas, em função das propriedades químicas similares, como o grau de valência e mobilidade, fazendo com que haja competição na absorção pelas raízes. Como consequência, a concentração de um pode influenciar na absorção do outro (SALVADOR; CARVALHO; LUCCHESI, 2011). Entretanto, verificou-se que a absorção de Ca e Mg apresentaram comportamento semelhante, com as maiores concentrações, ao final do experimento, observadas na dose de 15 mL L^{-1}.

5.3.5. Enxofre e sódio

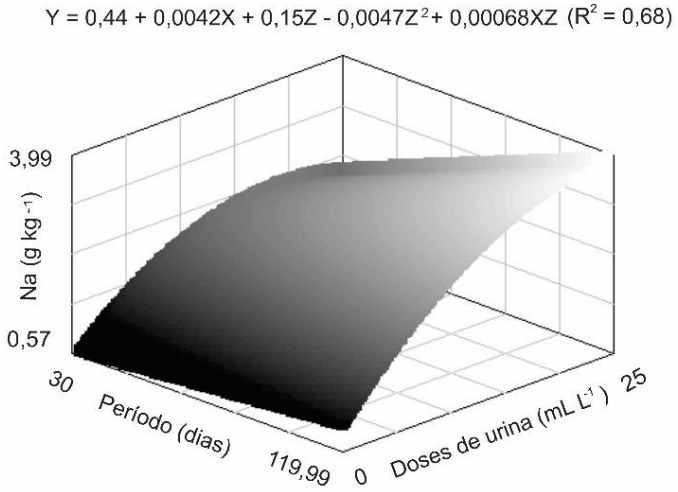
Para as concentrações de enxofre, não houve efeito significativo ($p>0,05$) dos tratamentos, entretanto, verificou-se efeito significativo ($p<0,01$) do período e da interação ($p<0,01$) entre período e tratamento (Tabela 3), com diminuição das concentrações nas folhas em função dos períodos (Gráfico 9A).

Houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos sobre as concentrações de Na e também efeito significativo ($p<0,01$) do período e da interação ($p<0,01$) entre período e tratamento (Tabela 3). A concentração de Na apresentou comportamento quadrático, em função das doses, e linear, em função dos períodos (Gráfico 9B).

Gráfico 9 - Superfície de resposta da concentração de S e Na nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



(A)



(B)

Fonte: Autora (2015)

A maior concentração de Na, de acordo com a equação ajustada, foi observada aos 120 DAP, na dose de 25 mL L^{-1} (3,79 g kg^{-1}). Os menores valores foram observados na testemunha, variando de 0,56 a 0,94 g kg^{-1}, dos 30 aos 120 DAP. O sódio é um elemento essencial para a grama bermuda, entretanto, quando em excesso, ele pode ser prejudicial para o crescimento (SNYDER; CISAR; PARK, 2008), fato que pode ter contribuído para a diminuição do crescimento da grama na dose de 25 mL L^{-1}.

5.3.6. Boro

Na Tabela 4, encontram-se os dados da análise de variância para os teores dos micronutrientes nas folhas da grama bermuda, em função das doses de urina humana e períodos de avaliação. A partir dos resultados, pode-se verificar que as concentrações de boro foram influenciadas ($p<0,01$) pelas doses de urina humana. Houve também efeito significativo ($p<0,01$) para os períodos e para a interação ($p<0,05$) entre os tratamentos e períodos.

Entretanto, o modelo da interação entre os períodos de avaliação e os tratamentos explica apenas 29% da variação observada no teor de B (Gráfico 10). Valores baixos de coeficiente de determinação (R^2) da equação também foram observados para os micronutrientes Fe, Mn e Zn.

A maior concentração de B nas folhas, aos 120 DAP, foi observada na dose de 10 mL L^{-1} (9,52 mg kg^{-1}) e a menor, na testemunha (6,10 mg kg^{-1}). Todas as doses apresentaram, aos 120 DAP, concentração dentro da faixa recomendada para grama bermuda, que, de acordo com Wiecko (2006), é de 6-30 mg kg^{-1}.

Gramados cultivados em solos com baixas concentrações de B podem apresentar crescimento lento e sintomas característicos de deficiência, como folhas atrofiadas (SAMPLES; SAVOY, 2008). A translocação de boro das raízes para a parte aérea pode ser influenciada pelo nível de suprimento de boro no solo. Plantas com suprimento adequado retêm maiores proporções nas raízes que plantas submetidas à deficiência; a privação desse nutriente, em curto prazo, pode provocar queda acentuada de seus níveis na parte aérea das plantas (DANNEL; PFEFFER; ROMHELD, 1998; NOGUCHI et al., 2000; LI et al., 2001).

A observação dos dados permite inferir que o uso de urina como fonte de nutrientes proporcionou incrementos nos níveis de B presentes nas folhas de grama bermuda, sem, no entanto, provocar excessos que pudessem comprometer o desenvolvimento da grama.

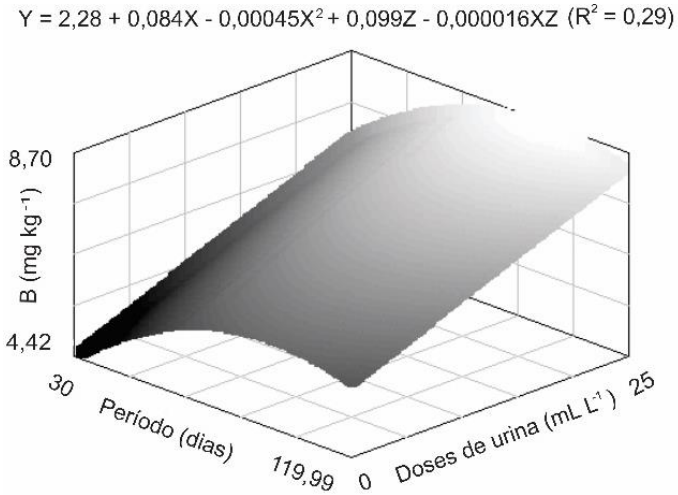
Tabela 4 - Resumo da análise de variância das concentrações de B, Cu, Fe, Mn e Zn, em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina e períodos de avaliação e médias dos tratamentos nos períodos avaliados.

Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio				
		B	Fe	Cu	Mn	Zn
Tratamento (T)	5	16,39**	1338,07**	34,11**	12740,14**	311,34**
Erro (a)	18	2,71	243,18	0,74	1708,76	45,44
Período (P)	3	77,70**	4938,95**	53,78**	4386,52**	2196,35**
Interação TxP	15	4,79*	317,14*	3,61**	3344,65**	84,21**
Resíduo	54	2,51	162,52	1,05	490,03	23,84
Média		6,81	118,20	11,03	178,45	58,44
Desvio		2,45	20,37	2,19	44,04	11,01
CV (%)		23,25	10,78	9,29	12,40	8,35
	Médias dos tratamentos nos períodos avaliados					
Tratamento	**Período (dias)**	**B**	**Fe**	**Cu**	**Mn**	**Zn**
				(mg kg^{-1})		
Testemunha	30	5,12	100,75	14,00	82,13	62,25
5 mL L^{-1}	30	5,08	116,63	12,75	172,25	62,38
10 mL L^{-1}	30	4,25	125,25	11,88	191,63	62,00
15 mL L^{-1}	30	3,98	120,25	12,00	204,63	67,63
20 mL L^{-1}	30	6,38	129,25	11,38	221,88	63,00
25 mL L^{-1}	30	5,39	124,50	11,13	231,50	57,38
Testemunha	60	6,50	124,25	14,88	170,13	61,75
5 mL L^{-1}	60	7,36	113,13	13,88	193,38	72,00
10 mL L^{-1}	60	9,17	136,00	12,88	153,50	74,50
15 mL L^{-1}	60	8,39	144,00	11,50	162,75	67,63
20 mL L^{-1}	60	9,72	144,38	10,75	212,38	65,38
25 mL L^{-1}	60	11,93	162,38	10,75	230,00	63,25
Testemunha	90	3,50	98,50	10,50	142,25	38,38
5 mL L^{-1}	90	4,49	88,88	11,38	237,38	48,13
10 mL L^{-1}	90	5,98	100,38	9,75	196,13	47,63
15 mL L^{-1}	90	6,85	105,13	9,88	150,13	44,88
20 mL L^{-1}	90	6,18	115,63	9,38	208,13	45,63
25 mL L^{-1}	90	6,61	112,38	9,13	173,13	46,00
Testemunha	120	6,10	120,75	11,63	132,88	41,88
5 mL L^{-1}	120	8,03	96,13	13,00	171,38	64,00
10 mL L^{-1}	120	9,53	119,38	10,50	169,13	70,50
15 mL L^{-1}	120	6,61	114,88	7,50	124,88	56,38
20 mL L^{-1}	120	8,03	111,13	7,00	173,88	61,75
25 mL L^{-1}	120	8,43	112,88	7,38	177,50	58,38

*Significância ($p<0,05$) pelo teste F; ** Significância ($p<0,01$) pelo teste F.

Fonte: Autora (2015)

Gráfico 10 - Concentração de B nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

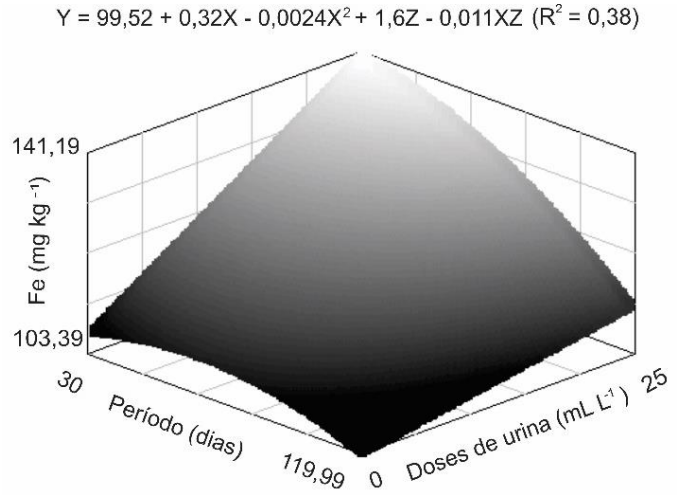
5.3.7. Ferro

Houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos sobre as concentrações de Fe nas folhas de grama bermuda. Houve também efeito significativo ($p<0,01$) para os períodos e para a interação ($p<0,05$) entre os tratamentos e períodos (Tabela 4), entretanto o modelo de interação apresentou R^2 com valor baixo (Gráfico 11A).

A maior concentração de Fe foi observada na dose de 25 mL L^{-1}, aos 60 DAP (162,37 mg L^{-1}), um acréscimo de 23,47% em relação a testemunha (124,25 mg kg^{-1}), no mesmo período; entretanto, todas as doses se encontram dentro da faixa recomendada, que, é de 50-350 mg kg^{-1} (WIECKO, 2006).

De acordo com Foth (1990), os solos ácidos apresentam concentrações de Fe na solução do solo suficientes para satisfazer a necessidade das plantas. Analisando os valores de pH do solo (Gráfico 15), constata-se que esta afirmação justifica os resultados obtidos para as concentrações de Fe nas folhas, cujos níveis obtidos foram satisfatórios para todas as doses.

Gráfico 11 - Concentração de Fe nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

A aplicação de urina não influenciou de forma negativa a concentração de Fe no tecido vegetal, o que faz de sua aplicação uma boa alterativa, pois os gramados nos trópicos muitas vezes apresentam deficiências de ferro, especialmente em solos alcalinos e solos sódicos em climas áridos, levando à necessidade de aplicação foliar, como única via de suprimento. Para a grama bermuda, a aplicação suplementar de Fe proporciona aumento da coloração verde na primavera e promove uma melhor recuperação do gramado (MUNSHAW et al., 2006).

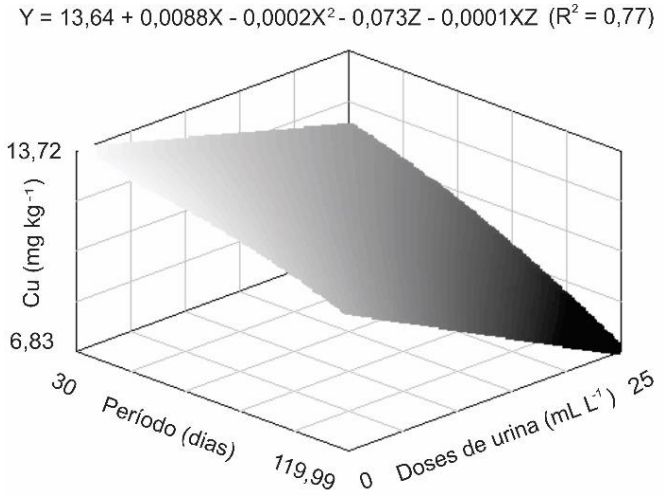
5.3.8. Cobre

As concentrações de Cu foram influenciadas de forma significativa ($p<0,01$) pelos tratamentos. Houve efeito significativo ($p<0,01$) do período e também para a interação ($p<0,01$) entre tratamento e período (Tabela 4).

A maior concentração de Cu, de acordo com a equação ajustada, foi observada aos 30 DAP na testemunha, 13,72 mg kg^{-1}, e a menor, no mesmo período, foi verificada na dose de 25 mL L^{-1}, 11,82 mg kg^{-1} (Gráfico 12).

Aos 120 DAP, a testemunha manteve a maior concentração (11,62 mg kg^{-1}) e a dose de 25 mL L^{-1}, a menor (9,69 mg kg^{-1}). Todas as doses apresentaram concentração de Cu dentro da faixa ideal, que é de 5-50 mg kg^{-1} (WIECKO, 2006).

Gráfico 12 - Concentração de Cu nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



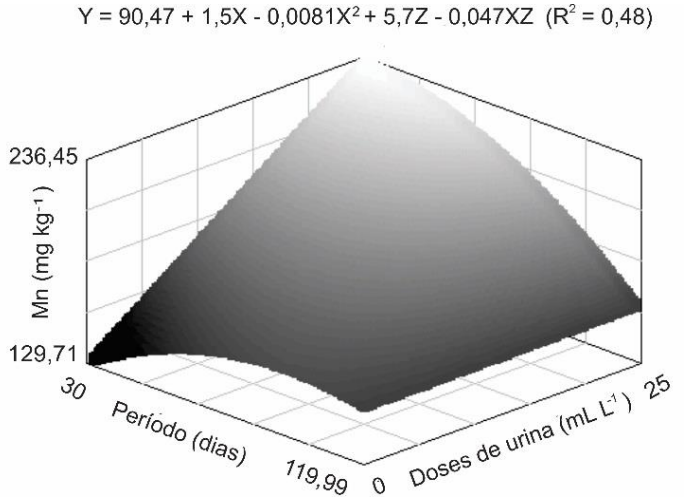
Fonte: Autora (2015)

Como muitos outros nutrientes, os sintomas de deficiência de cobre também aparecem em folhas mais jovens dos gramados. Embora poucas pesquisas tenham sido realizadas sobre os impactos de fertilizantes de cobre em gramados, estudos têm demonstrado que o Cu afeta o crescimento de algumas espécies de gramado e que sua aplicação excessiva pode causar lesão da raiz em algumas espécies (HEYDARI; BALESTRA, 2008). Entretanto, a diminuição das concentrações nas folhas, com o aumento das doses de urina, sugere efeito de diluição em função do crescimento da grama, indicando que a concentração presente no solo foi capaz de suprir a demanda da grama bermuda e que as concentrações de Cu na urina não representam incrementos significativos.

5.3.9. Manganês

Houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos para as concentrações de Mn nas folhas de grama bermuda. Também houve efeito significativo ($p<0,01$) para os períodos avaliados e para a interação ($p<0,01$) entre os tratamentos e os períodos (Tabela 4). Entretanto, o modelo da interação entre os períodos de avaliação e os tratamentos explica apenas 48% da variação observada (Gráfico 13).

Gráfico 13 - Concentração de Mn nas folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

Ao final do experimento, aos 120 DAP, a maior concentração de Mn (177,5 mg kg^{-1}) foi observada na dose de 25 mL L^{-1}, acréscimo de 33,58%, em relação à testemunha, que apresentou 132,87 mg kg^{-1}. Todas as doses também mantiveram níveis adequados de concentração na folha, que, segundo Wiecko (2006), para gramados é de 25-300 mg kg^{-1}.

Vieira e colaboradores (1999) obtiveram concentração de 118,1 mg kg^{-1} em folhas de grama bermuda, a maior observada aos 30 DAP em cultivo convencional, valores próximos aos observados na testemunha.

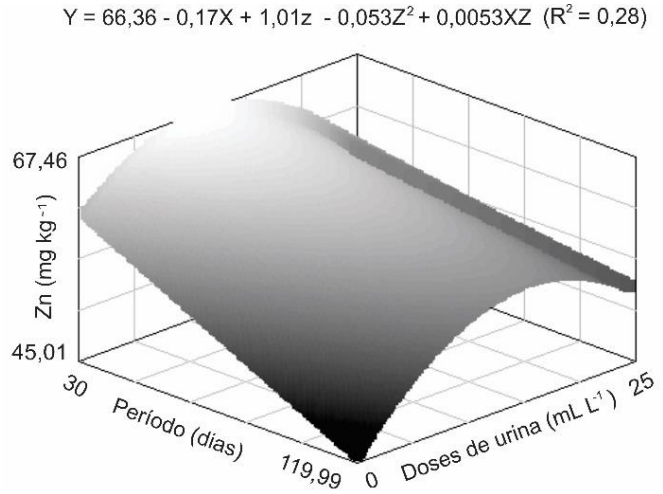
A deficiência de Mn não é comum em grama bermuda, no entanto, se ocorre, geralmente resulta em clorose das folhas mais novas. Baixa absorção de Mn, por vezes, ocorre sob aplicação excessiva de nitrogênio e potássio, e também pode ser afetada pela elevação do pH (SNYDER; CISAR; PARK, 2008). Entretanto, apesar da alta concentração de N presente na urina, as doses não influenciaram negativamente a absorção de Mn.

5.3.10. Zinco

As concentrações de Zn nas folhas de grama bermuda foram influenciadas ($p<0,01$) pelas doses de urina humana. Também foi verificado efeito significativo para os períodos ($p<0,01$) e para a interação ($p<0,01$) entre tratamentos e períodos

(Tabela 4). Entretanto, o modelo da interação entre os períodos de avaliação e os tratamentos apresentou baixo coeficiente de determinação (R^2) da equação (Gráfico 14).

Gráfico 14 - Concentração de Zn em folhas da grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função das doses de urina humana em mL L^{-1} e períodos de avaliação.



Fonte: Autora (2015)

A maior concentração, aos 120 DAP, foi obtida na dose de 10 mL L^{-1}, 70,05 mg kg^{-1} e a menor, no mesmo período, na testemunha, 41,87mg kg^{-1}.

A deficiência de Zn em gramados é pouco frequente (SNYDER; CISAR; PARK, 2008), entretanto sua deficiência pode prejudicar o crescimento vegetal, resultando em folhas pequenas e atrofiadas (WIEDENHOEFT, 2006), sintomas não visualizados nas doses testadas. Lane (1988), avaliando a utilização de lodo de esgoto no cultivo de grama bermuda, observou aumento da concentração de Zn nas folhas, com o aumento de doses, atribuindo o fato ao maior crescimento das plantas que receberam doses maiores de nutrientes.

Provin (2008), avaliando a influência do uso do lodo de esgoto na dinâmica de micronutrientes no cultivo de grama bermuda, verificou que as concentrações de Zn e Fe nas folhas aumentaram com o aumento das doses de composto; entretanto, ressalta que, em períodos longos de cultivo, as variações das concentrações dos micronutrientes na grama bermuda ocorrem em função do crescimento da planta e suas fases de desenvolvimento.

5.4. ALTERAÇÕES QUÍMICAS DO SOLO

5.4.1. pH

Os resultados da análise de variância do pH do solo mostram que houve efeito significativo (p<0,01), tanto para os tratamentos, como para as camadas e para a interação (p<0,01) entre os tratamentos e as camadas (Tabela 5).

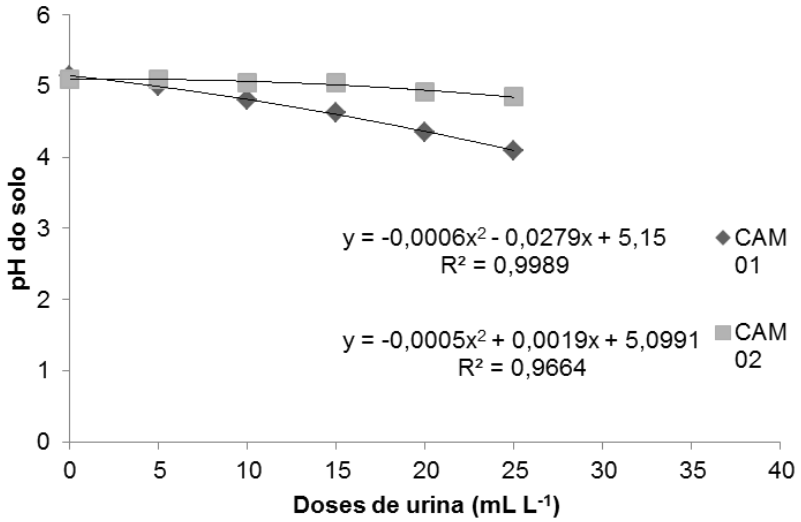
Tabela 5 - Resumo da análise de variância das concentrações de pH, CE, M.O., N, P e K em solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e fertilizado com urina humana, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos nas camadas avaliadas.

Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio					
		pH	CE	M.O.	N	P	K
Tratamento (T)	5	0,49**	389747,2**	7,22*	7068,15^{NS}	1016,03**	0,33^{NS}
Erro (a)	18	0,021	18836.95	1,79	7786,91	33,34	0,17
Camada (C)	1	1,40**	1045474,00**	0,020^{NS}	90248,93**	19750,56**	0,11^{NS}
Interação TxC	5	0,17**	79928,98*	3,52^{NS}	8180,45^{NS}	909,47**	0,14^{NS}
Resíduo	18	0,030	19216,66	2,82	6807,37	31,71	0,20
Média		4,84	512,86	19,64	941,11	28,32	0,60
Desvio		0,34	294,59	1,70	95,55	25,49	0,44
CV (%)		3,61	27,03	8,55	8,76	19,88	74,38
Médias dos tratamentos nas camadas avaliadas							
Tratamento	**Camada (cm)**	**pH**	**CE**	**M.O.**	**N**	**P**	**K**
			(dS m^{-1})		**(mg dm^{-3})**		**(mmol$_c$ dm^{-3})**
Testemunha	0 - 20	5,15	123,19	17,50	915,25	4,50	0,90
5 mL L^{-1}	0 - 20	5,00	316,90	20,00	954,33	63,67	0,63
10 mL L^{-1}	0 - 20	4,80	359,18	19,50	955,50	57,00	0,98
15 mL L^{-1}	0 - 20	4,63	445,58	19,75	980,00	57,25	0,43
20 mL L^{-1}	0 - 20	4,35	426,53	20,75	1081,50	52,50	0,43
25 mL L^{-1}	0 - 20	4,10	520,28	20,25	1020,25	56,75	0,55
Testemunha	20 - 40	5,1	232,21	19,00	899,50	6,50	0,90
5 mL L^{-1}	20 - 40	5,1	573,38	17,75	866,25	7,25	0,85
10 mL L^{-1}	20 - 40	5,05	575,50	20,00	915,25	7,50	0,38
15 mL L^{-1}	20 - 40	5,05	614,13	19,75	915,25	8,00	0,38
20 mL L^{-1}	20 - 40	4,925	780,55	20,25	885,50	10,00	0,33
25 mL L^{-1}	20 - 40	4,85	1186,88	21,25	904,75	9,00	0,50

*Significância (p<0,05) pelo teste F; ** Significância (p<0,01) pelo teste F;
NS - não significativo. Fonte: Autora (2015)

A fertilização com urina humana promoveu diminuição do pH do solo nas camadas de 0-20 e 20-40cm. Os valores mais baixos de pH (4,07), de acordo com a equação ajustada, foram observados na camada de 0-20 cm, na dose de 25 mL L^{-1}. Apenas a dose de 5 mL L^{-1} apresentou valores de pH semelhantes à testemunha (5,1). A comparação entre camadas permite avaliar que os valores de pH foram menores na camada superior do solo, fato que não ocorreu na testemunha, que apresentou o mesmo valor de pH, 5,1, nas duas camadas (Gráfico 15).

Gráfico 15 - pH do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



Fonte: Autora (2015)

A acidez do solo aumenta quando há diminuição de cátions básicos – cálcio, magnésio, potássio e sódio – no complexo de troca catiônica, substituindo-os por alumínio trocável e hidrogênio não dissociado. Essa diminuição pode ser consequência, por exemplo, da extração desses cátions pelas culturas. A acidez também pode aumentar pela adição de fertilizantes nitrogenados, que acentuam o processo de acidificação, através do processo de nitrificação (RAIJ, 2011), fato que pode ter contribuído para a diminuição do pH do solo dos tratamentos que receberam urina humana, em função da alta concentração de nitrogênio na mesma.

Sene (2013) avaliou o uso de diferentes diluições de urina, equivalente a 140, 280 e 420 kg N ha^{-1}, em três cultivos consecutivos de couve e obteve decréscimos

nos valores de pH, a partir do segundo cultivo, em todos os tratamentos com urina, resultados semelhantes aos observados por Mnkeni, Kutu e Muchaonyerwa (2008), que avaliaram doses de urina no cultivo de tomate. Entretanto, de forma contrária aos resultados observados nesse experimento, Germer, Addai e Sauerborn (2011) avaliaram a aplicação de urina humana no cultivo de sorgo, em dose ajustada para fornecer 100 kg N ha^{-1} ano^{-1}, em solo franco-arenoso por 3 anos, e não observaram diferença significativa para os valores de pH entre as camadas de 0-15 e 15-30 cm; os autores obtiveram aumento do pH do solo na camada superior para o tratamento com urina.

O pH do solo tem efeito sobre o crescimento de raízes e dos micro-organismos do solo, além de determinar a disponibilidade de nutrientes. A deficiência de cálcio e a toxicidade do alumínio são uma importante barreira química ao crescimento de raízes e proporcionam diminuição na absorção de água e nutrientes pelas plantas. Solos alcalinos, no entanto, podem influenciar na disponibilidade de micronutrientes como boro, cobre e zinco, para as plantas que podem apresentar deficiência (FOTH, 1990).

Para as doses de urina, verificou-se diminuição da concentração de Ca nas folhas de grama bermuda com a diminuição do pH. Para os demais nutrientes avaliados, não foram observadas deficiências; níveis adequados foram obtidos nas folhas de grama bermuda, de acordo com os valores de referência.

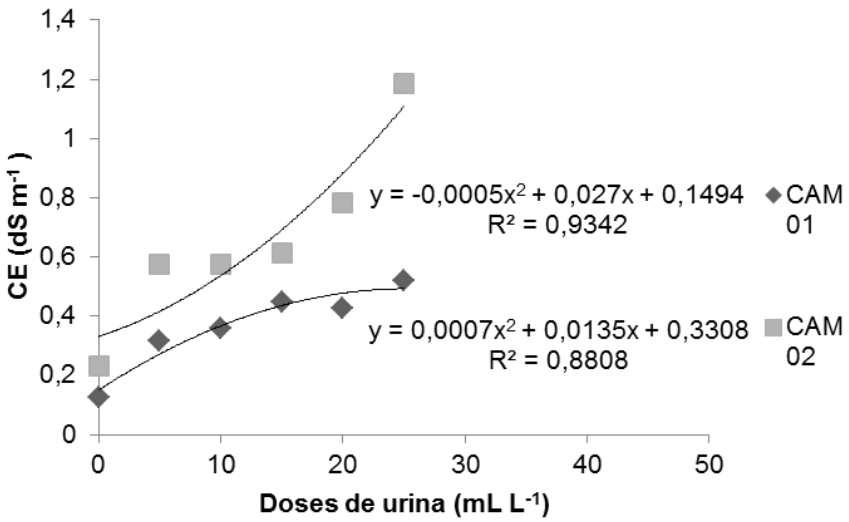
5.4.2. Condutividade elétrica (CE) e Matéria orgânica (M.O.)

Neste experimento, verificou-se efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos sobre a CE no solo, medida em suspensão de solo em água, na proporção de 1:2,5. Houve também efeito significativo ($p<0,01$) para as camadas e interação ($p<0,05$) significativa entre os tratamentos e as camadas (Tabela 5).

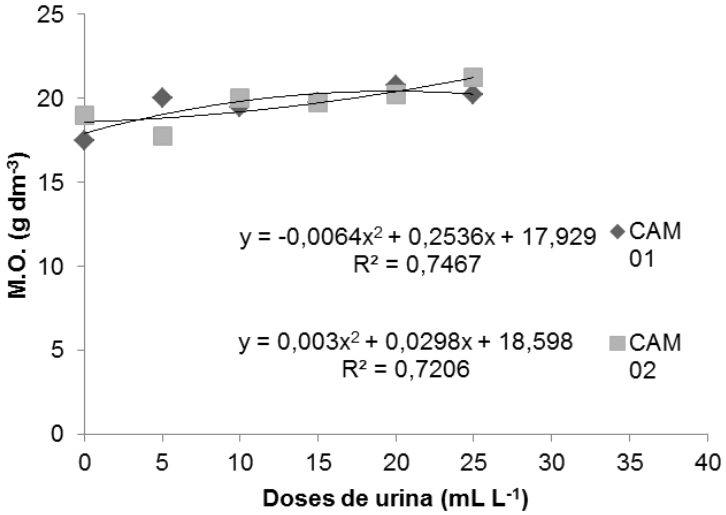
A condutividade elétrica apresentou comportamento quadrático e os maiores valores de CE foram observados na camada 2 (20-40 cm). A dose de 25 mL L^{-1} apresentou a maior CE, ajustada pela equação em 1,107 dS m^{-1} (Gráfico 16A), valor 538,78% superior ao que o solo apresentava antes do cultivo (Quadro 3). Estes valores indicam a possibilidade de salinização do solo na aplicação de doses mais elevadas de urina.

A quantificação da condutividade elétrica é usada para caracterizar as condições de salinidade do solo e pode ser determinada em soluções de solo a diferentes níveis de umidade, dentre as quais a quantificação da condutividade do extrato de saturação é a mais citada na literatura. Entretanto, a determinação também pode ser feita em suspensões aquosas em proporções 1:1; 1:2,5 ou 1:5 (SILVA, 2002).

Gráfico 16 - Condutividade elétrica (CE) e Matéria orgânica (M.O.) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



(A)



(B)

Fonte: Autora (2015)

Um solo é considerado salino, se a concentração de sal na solução do solo excede, aproximadamente, 2500 mg L^{-1}, correspondendo a uma condutividade elétrica do extrato de saturação do solo superior a 4 dS m^{-1} (WHITE, 2006). Solos salinos podem prejudicar o crescimento da planta, sendo os principais sais: cloretos, bicarbonatos e sulfatos de sódio, de potássio, de cálcio e magnésio. Os principais efeitos dos excessos de sais sobre as plantas são indiretos, pois baixam o potencial osmótico da solução do solo e, consequentemente, a absorção de água pelas raízes (FOTH, 1990).

Assim como os resultados obtidos neste experimento, Sene (2013) também verificou aumento da condutividade eléctrica do solo em função do aumento de doses de urina aplicadas no solo para o cultivo de couve. Mnkeni, Kutu e Muchaonyerwa (2008) realizaram estudo para avaliar o efeito de doses de urina humana (equivalente a 0-400 kg N ha^{-1}) no cultivo de tomate e verificaram aumento da salinidade do solo, com o aumento das doses de urina testadas.

De acordo com Cockerham (2008), a maioria dos gramados tem um bom crescimento com condutividade elétrica do extrato de saturação do solo abaixo de 2 dS m^{-1}; valores maiores que 4 dS m^{-1} podem dificultar o desenvolvimento de muitos tipos de grama.

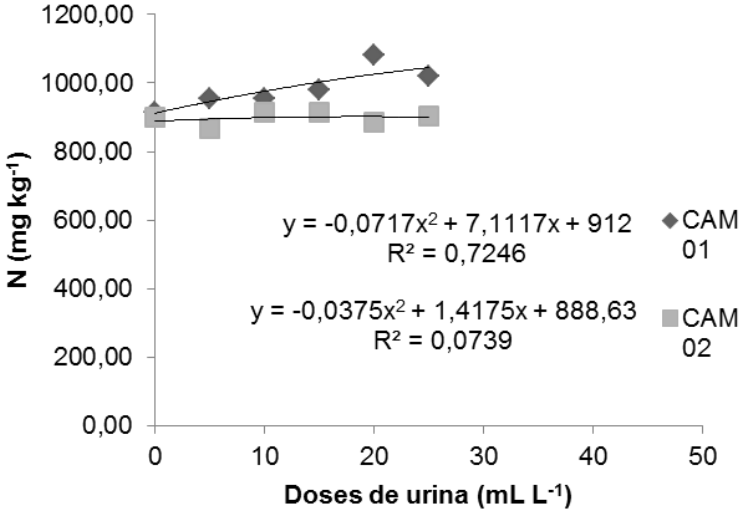
Verificou-se que, mesmo para as doses mais altas de urina humana aplicadas, os valores de condutividade elétrica do solo apresentaram-se abaixo de 2 dS m^{-1}. O aumento da salinidade, a partir da dose de 15 mL L^{-1}, pode ser atribuído, exclusivamente, ao fornecimento de urina, uma vez que essas doses não receberam doses adicionais de K.

O teor de matéria orgânica no solo apresentou efeito significativo ($p<0,05$) dos tratamentos, entretanto não houve efeito significativo ($p>0,05$) entre as camadas, bem como para a interação entre os tratamentos e as camadas (Tabela 5). Houve aumento do teor de matéria orgânica no solo, com o aumento das doses de urina humana, sendo os maiores resultados na dose de 25 mL L^{-1}, 21,21 g dm^{-3} na camada 2 (Gráfico 16B), valor 63,15% superior ao observado no solo antes do plantio (Quadro 3).

5.4.3. Nitrogênio

De acordo com os resultados da análise de variância, observa-se na Tabela 5 que não houve efeito significativo (p>0,01) dos tratamentos sobre as concentrações de nitrogênio no solo, havendo, entretanto, efeito significativo para as concentrações nas camadas, com os maiores valores presentes na camada 1 (Gráfico 17), em função da baixa mobilidade do nitrogênio no solo.

Gráfico 17 - Nitrogênio (N) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



Fonte: Autora (2015)

5.4.4. Fósforo e potássio

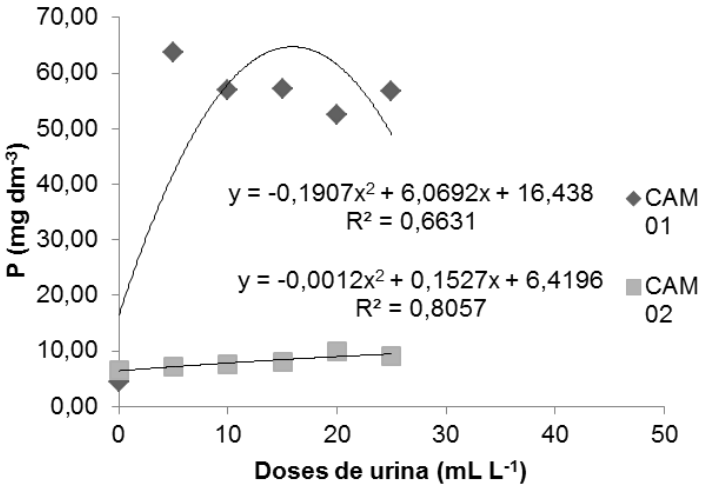
Houve efeito significativo (p<0,01) dos tratamentos sobre as concentrações de P no solo, bem como entre camada; houve também interação (p<0,01) significativa entre tratamento e período (Tabela 5). O fósforo apresenta baixa mobilidade no solo (BARKER; PILBEAM, 2015), fato que explica as maiores concentrações na camada de 0-20 cm (Gráfico 18). No gráfico 18 verifica-se que o modelo de grau dois para a camada 1, embora significativo, não representa o comportamento dos dados.

A maior concentração foi observada na dose de 5 mL L^{-1} (63,67 mg dm^{-3}) e as menores, na testemunha (4,50 mg dm^{-3}), o que pode ter ocorrido em função da aplicação das doses complementares de P, realizadas no plantio, uma vez que a

dose de 5 mL L^{-1} também proporcionou as maiores concentrações de P nas folhas de grama bermuda, aos 120 DAP.

Para as concentrações de potássio, não houve efeito significativo ($p>0,05$) para os tratamentos e camadas avaliadas (Tabela 5).

Gráfico 18 - Fósforo (P) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



Fonte: Autora (2015)

5.4.5. Cálcio e magnésio

Os tratamentos influenciaram significativamente ($p<0,05$) as concentrações de Ca no solo. Houve também efeito significativo ($p<0,01$) entre as camadas e interação ($p<0,01$) significativa entre os tratamentos e as camadas (Tabela 6).

A maior concentração de Ca foi verificada na dose de 5 mL L^{-1} (Gráfico 19A), indicando efeito da aplicação complementar de adubo realizada no plantio com superfosfato simples, que contém de 18-20% de cálcio, uma vez que esta dose recebeu a maior dose do fertilizante.

Tabela 6 - Resumo da análise de variância das concentrações de Ca, Mg, S e Na em solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e fertilizado com urina humana, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos nas camadas avaliadas.

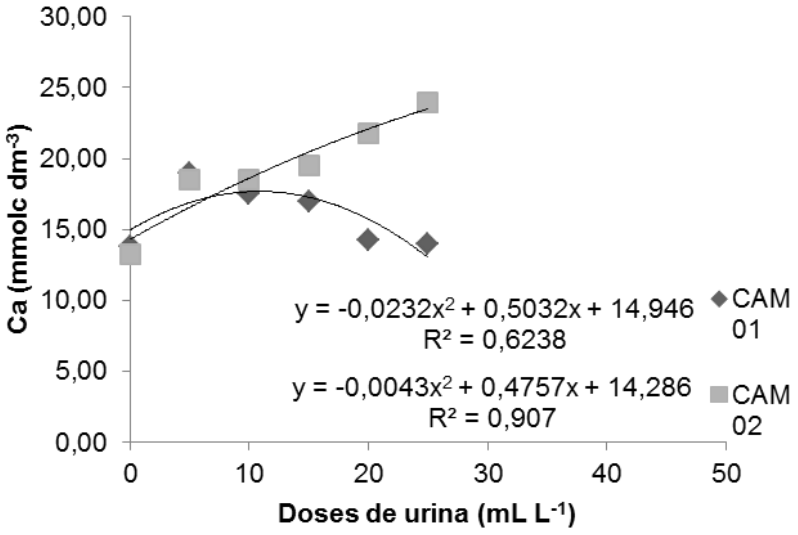
Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio			
		Ca	Mg	S	Na
Tratamento (T)	5	33,33*	1,97^{NS}	627,98**	32,69**
Erro (a)	18	4,88	1,50	39,01	4,64
Camada (C)	1	133,33**	62,25**	869,83**	92,96**
Interação T x C	5	38,93**	20,49**	179,05*	10,14^{NS}
Resíduo	18	5,72	2,84	58,36	4,28
Média		17,58	7,77	24,13	5,88
Desvio		3,81	2,31	11,90	3,15
CV (%)		13,60	21,67	31,65	35,18

Médias dos tratamentos nas camadas avaliadas

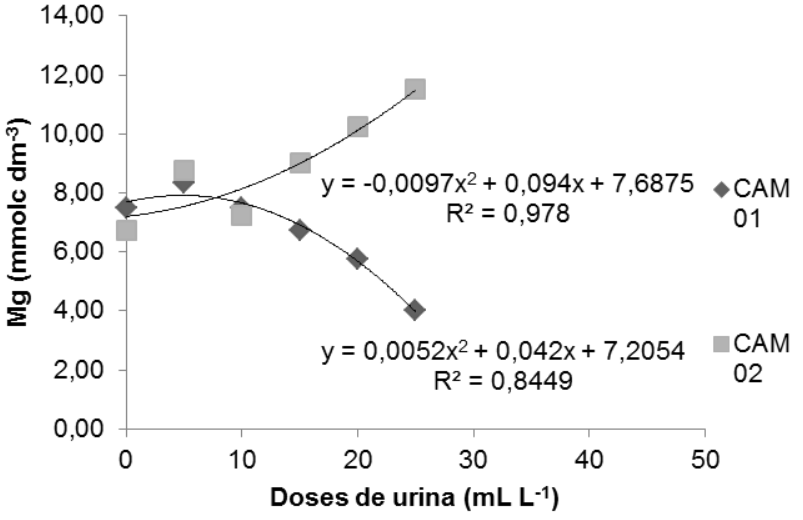
Tratamento	Camada (cm)	Ca	Mg	S	Na
		(mmol$_c$ dm^{-3})		(mg dm^{-3})	(mmol$_c$ dm^{-3})
Testemunha	0 - 20	13,75	7,50	5,50	1,95
5 mL L^{-1}	0 - 20	19,00	8,33	25,33	3,90
10 mL L^{-1}	0 - 20	17,50	7,50	32,50	5,13
15 mL L^{-1}	0 - 20	17,00	6,75	36,25	5,78
20 mL L^{-1}	0 - 20	14,25	5,75	37,50	5,25
25 mL L^{-1}	0 - 20	14,00	4,00	33,25	4,95
Testemunha	20 - 40	13,25	6,75	8,25	3,2
5 mL L^{-1}	20 - 40	18,50	8,75	24,25	5,67
10 mL L^{-1}	20 - 40	18,50	7,25	18,00	6,82
15 mL L^{-1}	20 - 40	19,50	9,00	19,25	6,55
20 mL L^{-1}	20 - 40	21,75	10,25	18,25	10,17
25 mL L^{-1}	20 - 40	24,00	11,50	31,25	11,22

Fonte: Autora (2015)

Gráfico 19 - Cálcio (Ca) e magnésio (Mg) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



(A)



(B)

Fonte: Autora (2015)

Verificou-se, também, mobilidade do Ca para a camada de 20-40 cm do solo (Gráfico 19A). A mobilidade do Ca para camadas inferiores do solo pode ser influenciada em função do ânion acompanhante, que podem ser Cl^-, NO_3^- e SO_4^{2-}, formando pares com o cálcio. A presença de maiores concentrações de enxofre e

nitrogênio nas doses de urina pode ter influenciado o deslocamento do Ca para a camada de 20-40 cm.

Não houve efeito significativo ($p>0,05$) dos tratamentos para as concentrações de Mg no solo, entretanto, houve efeito significativo ($p<0,01$) para as camadas e interação ($p<0,01$) significativa entre os tratamentos e as camadas (Tabela 6). As maiores concentrações foram observadas na camada de 20-40 cm do solo (Gráfico 19B). O magnésio é mais facilmente lixiviado que o Ca e a diminuição de sua disponibilidade nas camadas mais superficiais do solo está associada à remoção pelas plantas e lixiviação (MALAVOLTA, 2006; BRADY; WEIL, 2013), fato que justifica sua menor concentração na camada de 0-20.

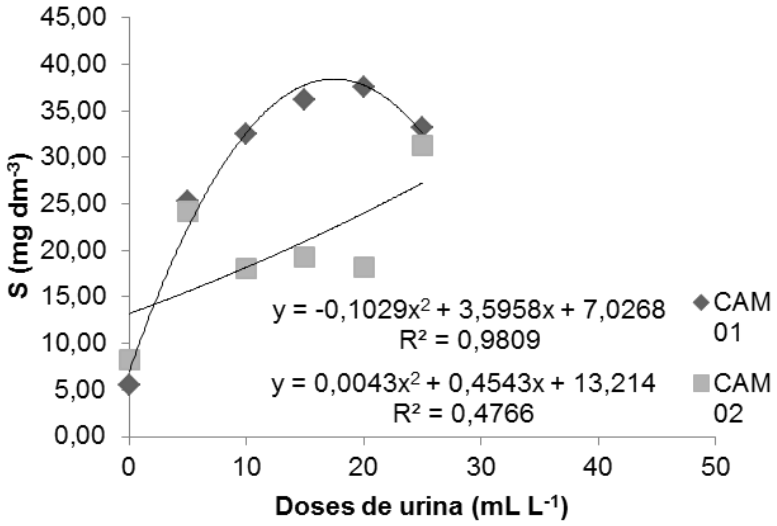
5.4.6. Enxofre e sódio

Houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos sobre as concentrações de enxofre no solo, bem como efeito significativo para as camadas e interação ($p<0,01$) significativa entre os tratamentos e as camadas (Tabela 6). As maiores concentrações foram observadas na camada de 0-20 cm e as doses de 15 e 20 mL L^{-1} apresentaram as maiores concentrações, ajustadas pela equação em 37,8 mg kg^{-3} (Gráfico 20A). Entretanto, no gráfico 20A verifica-se que o modelo de grau dois para a camada 2, embora significativo, não representa o comportamento dos dados.

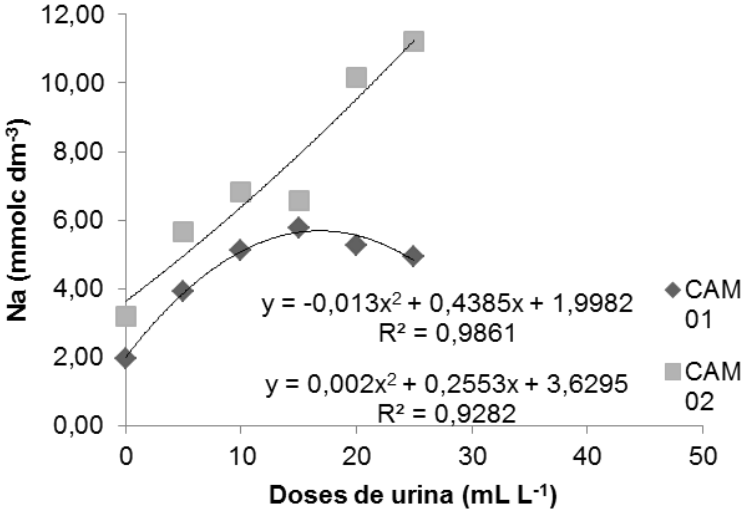
Para as concentrações de sódio, no solo, houve efeito significativo dos tratamentos e camadas, com as maiores concentrações observadas na camada do solo de 20-40 cm (Gráfico 20B), fato que já era esperado em função da alta concentração de sódio na urina humana.

Apesar da concentração de sais da urina não ser considerada muito elevada, quando comparada com outras fontes de água para irrigação (DAGERSKOG; BONZI, 2010), verificou-se, neste experimento, que doses acima de 20 mL L^{-1} promoveram diminuição do crescimento da parte aérea da grama bermuda, bem como provocou amarelecimento das folhas, prejudicando o estabelecimento do gramado.

Gráfico 20 - Enxofre (S) e Sódio (Na) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



(A)



(B)

Fonte: Autora (2015)

A alta concentração de Na presente na urina pode configurar um fator limitante para sua utilização, uma vez que de acordo com Korndörfer (2006) o excesso de sais de sódio pode afetar as propriedades físicas e químicas do solo, que quando submetidos à irrigação com águas salinas podem se tornar improdutivos devido ao excesso de sais, pois ocorre aumento da espessura da dupla camada iônica difusa, proporcionando a expansão das argilas e consequentemente, redução da porosidade e a permeabilidade do solo. Adicionalmente, o excesso de sódio

prejudica a absorção de água na zona radicular, pois diminui o potencial osmótico da solução do solo (KORNDÖRFER, 2006; FOTH, 1990). Mnkeni; Austin; Kutu (2005) observaram aumento da salinidade do solo cultivado com alta taxas de urina humana e consequente diminuição do crescimento de espinafre e repolho. Portanto, no manejo da fertilização com urina humana a concentração de sódio deve ser levada em consideração, uma vez que doses excessivas podem causar efeitos negativos no sistema solo-planta.

5.4.7. Boro, ferro e manganês

A análise de variância das concentrações de B no solo permitiu inferir que os tratamentos não apresentaram efeito significativo ($p>0,05$), contudo houve efeito significativo ($p<0,01$) para as camadas avaliadas e também efeito significativo para a interação ($p<0,05$) entre tratamentos e camadas (Tabela 7).

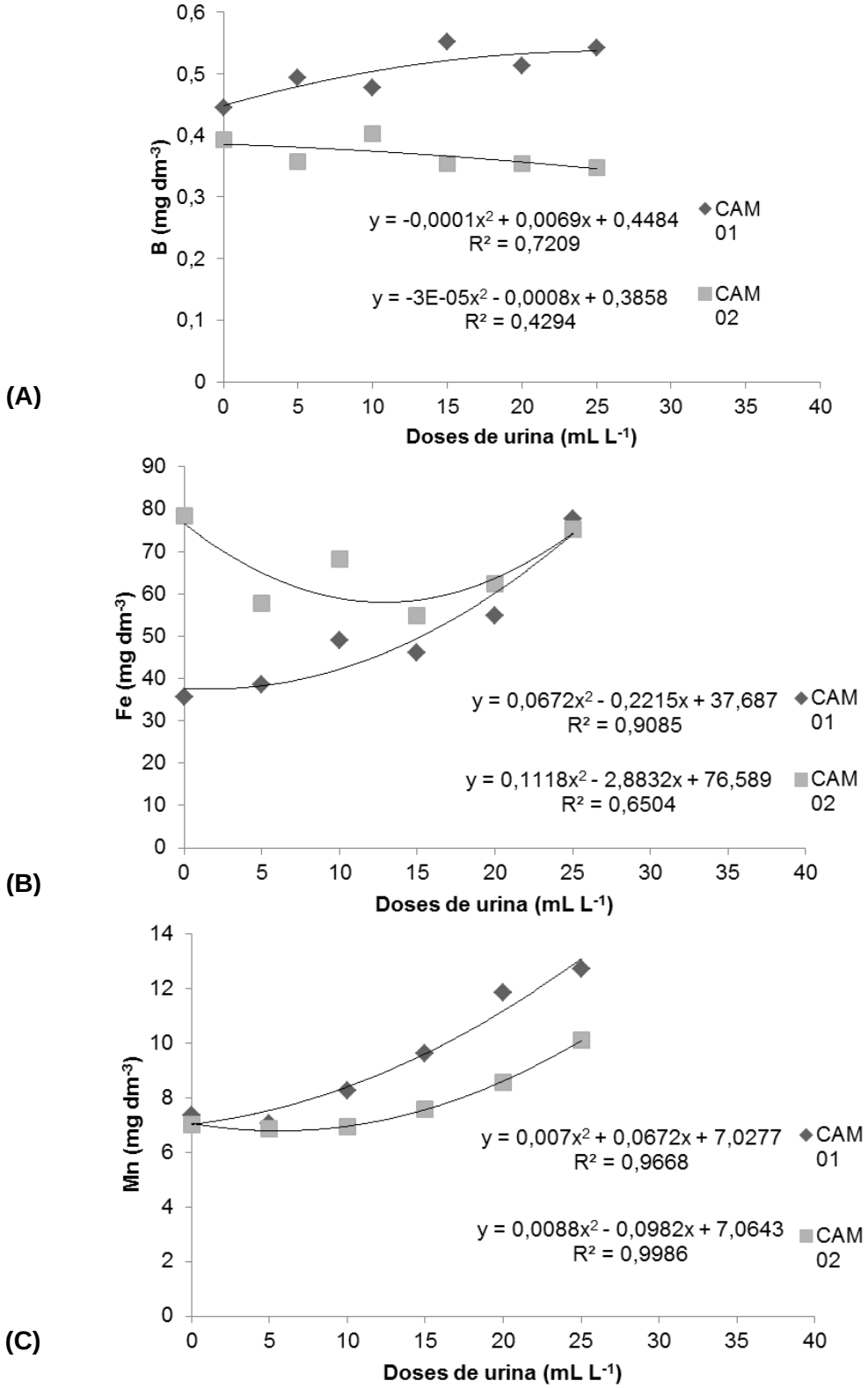
As maiores concentrações de B foram observadas na camada 1 (0-20 cm), como está indicado no Gráfico 21A. A menor concentração ajustada pela equação foi verificada na testemunha (0,44 mg dm^{-3}) e, entre as doses de urina avaliadas, as maiores (0,55 mg dm^{-3}) e menores (0,48 mg dm^{-3}) concentrações foram observadas nas doses de 25 e 5 mL L^{-1}, respectivamente. As doses também mantiveram o nível adequado de B no solo para cultivo de gramados, que, segundo Wiecko (2006), é de 0,25-0,75 mg dm^{-3}.

Tabela 7 - Resumo da análise de variância das concentrações de B, Fe, Mn, Cu e Zn em solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*) e fertilizado com urina humana, aos 120 dias após o plantio e médias dos tratamentos nas camadas avaliadas.

Fonte de variação	G.L.	Quadrado médio				
		B	Fe	Mn	Cu	Zn
Tratamento (T)	5	0,0013^{NS}	795,93^{NS}	25,92**	0,0023^{NS}	0,10^{NS}
Erro (a)	18	0,0013	509,32	1,18	0,0047	0,26
Camada (C)	1	0,22**	3013,61**	31,95**	0,037^{NS}	0,10^{NS}
Interação T x C	5	0,0073*	479,34^{NS}	3,06^{NS}	0,0045^{NS}	0,37^{NS}
Resíduo	18	0,0019	194,33	1,26	0,0053	0,31
Média		0,43	58,24	8,66	0,44	2,22
CV (%)		10,06	23,93	12,98	16,57	25,23
	Médias dos tratamentos nas camadas avaliadas					
Tratamento	**Camada (cm)**	**B**	**Fe**	**Mn**	**Cu**	**Zn**
				(mg dm^{-3})		
Testemunha	0 - 20	0,45	35,75	7,35	0,45	2,28
5 mL L^{-1}	0 - 20	0,49	38,67	7,07	0,43	2,07
10 mL L^{-1}	0 - 20	0,48	49,00	8,28	0,48	2,88
15 mL L^{-1}	0 - 20	0,55	46,00	9,63	0,50	2,25
20 mL L^{-1}	0 - 20	0,51	54,75	11,85	0,45	2,05
25 mL L^{-1}	0 - 20	0,54	77,75	12,73	0,50	2,13
Testemunha	20 - 40	0,39	78,50	7,03	0,48	2,30
5 mL L^{-1}	20 - 40	0,36	57,75	6,88	0,40	2,30
10 mL L^{-1}	20 - 40	0,40	68,25	6,93	0,40	1,93
15 mL L^{-1}	20 - 40	0,36	54,75	7,58	0,40	2,18
20 mL L^{-1}	20 - 40	0,36	62,50	8,58	0,40	2,08
25 mL L^{-1}	20 - 40	0,35	75,25	10,13	0,40	2,30

*Significância ($p<0,05$) pelo teste F; ** Significância ($p<0,01$) pelo teste F;
NS - não significativo.
Fonte: Autora (2015)

Gráfico 21 - Boro (B), Ferro (Fe) e manganês (Mn) do solo cultivado com grama bermuda (*Cynodon dactylon*), em função de doses de urina humana, aos 120 dias após o plantio, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade.



Fonte: Autora (2015)

Não houve efeito significativo ($p>0,05$) dos tratamentos sobre as concentrações de Fe no solo, havendo, entretanto, efeito significativo para camadas ($p<0,05$) (Tabela 7 e Gráfico 21B).

As maiores variações da concentração de Fe, entre camadas, foram observadas na testemunha, que apresentou, na camada 2, concentração 103,22% superior à camada 1. Com exceção da dose de 25 mL L^{-1}, todas as doses apresentaram maior concentração de Fe na camada 2. Com o aumento das concentrações, verifica-se, com base nos valores ajustados pela equação, uma diminuição da variação entre camadas, sendo estas de 69,80; 38,68; 18,21 e 5,83%, para as doses de 5, 10, 15 e 20, respectivamente. Na dose de 25 mL L^{-1}, a camada 1 apresentou uma concentração muito próxima à camada 2, 74,14 e 74,38 mg dm^{-3}, respectivamente. De acordo com os valores ajustados pela equação, na camada 2, todas as doses apresentaram concentrações maiores que a recomendada para o cultivo de gramados, que é de 7,5-60 mg dm^{-3} (Wiecko, 2006). Na camada 1, as doses de 20 e 25 mL L^{-1} também apresentaram concentração acima da recomendada, 60,137 e 74,1495 mg dm^{-3}, respectivamente.

Na análise de variância dos micronutrientes no solo apresentada na Tabela 7, vê-se que houve efeito significativo ($p<0,01$) dos tratamentos apenas para as concentrações de Mn. Houve também efeito significativo ($p<0,01$) para as camadas avaliadas. A testemunha apresentou 7 mg dm^{-3} em ambas as camadas. Entretanto, com o aumento das concentrações de urina, verificou-se um maior acúmulo de Mn na camada mais superficial do solo (Gráfico 21C).

5.4.8. Cobre e zinco

Não foi observado efeito significativo ($p>0,05$) dos tratamentos sobre as concentrações de Cu e Zn no solo, nem efeito significativo para as duas camadas (Tabela 7). Entretanto, na dose de 10 mL L^{-1}, na camada 2, a concentração de Zn no solo, foi de 1,9 mg dm^{-3}, considerado como baixo para o cultivo de gramados, de acordo com Wiecko (2006). No entanto, na camada 1, onde encontra-se a maior parte das raízes, todas as doses apresentaram níveis adequados.

De acordo com Foth (1990), o cobre tende a ser fortemente adsorvido para a fração inorgânica ou complexado com a matéria orgânica. Como resultado, o cobre é bastante imóvel no solo e sua concentração nas soluções do solo tende a ser

muito baixa. O zinco apresenta comportamento semelhante ao cobre, quanto à disponibilidade para as plantas.

6. CONCLUSÕES

As doses de urina entre 10 e 15 mL L^{-1} em água, apresentaram melhores resultados em relação ao crescimento do gramado, pois promoveram um bom desenvolvimento da parte aérea e raiz da grama bermuda. Verificou-se, também, que quanto maior a dose de urina aplicada, até 15 mL L^{-1}, melhor foi a resposta de crescimento da grama, tanto da parte aérea como das raízes.

As parcelas fertilizadas com doses de 20 e 25 mL L^{-1} de urina humana em água apresentaram amarelecimento nas folhas, com consequente diminuição da área verde do gramado, indicando serem excessivas para o cultivo da grama bermuda.

A fertilização com urina humana influenciou de forma positiva os níveis de micronutrientes presentes no tecido vegetal e no solo, com exceção das doses de 20 e 25 mL L^{-1}, que apresentaram concentração de Fe no solo acima da recomendada.

Durante o período de estabelecimento da grama bermuda, as doses de urina alteraram, significativamente, as características químicas do solo, pH e CE, indicando a possibilidade de salinização do solo na aplicação de doses mais elevadas de urina. Entretanto, verificou-se aumento da concentração de nutrientes como P, S e Mn no solo.

A grama bermuda apresentou bom desenvolvimento quando fertilizada com urina humana, podendo ser uma alternativa viável para o aproveitamento dos nutrientes das excretas, tanto no meio rural, quanto no urbano. Entretanto, em função do curto período de avaliação, recomenda-se que mais pesquisas sejam realizadas por períodos mais longos, para verificar possíveis impactos negativos sobre as características químicas do solo.

REFERÊNCIAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKPAN-IDIOK, A. U.; UDO, I. A.; BRAIDE, E. I. The use of human urine as an organic fertilizer in the production of okra (*Abelmoschus esculentus*) in South Eastern Nigeria. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 62, p. 14-20, 2012. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344912000304>. Acesso em 13 jun. 2013.

ALI, M.H. **Fundamentals of irrigation and on-farm water management.** New York: Springer, 2010. v. 1. 560 p.

ANTIKAINENA, R.; LEMOLAB, R.; NOUSIAINENB, J. I.; SOKKAC, L.; ESALAB, M.; HUHTANENB, P.; REKOLAINENA, S. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 107, p. 287-305, 2005. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880904003299>. Acesso em 18 mai. 2010.

BABU, A. G.; REDDY, M. S. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and nutrient status of bermudagrass grown in alkaline bauxite processing residue. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 25-29, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749110004495>. Acesso em 18 out. 2015.

BARKER, A. V.; PILBEAM, D. J. **Handbook of plant nutrition**. Boca Raton: CRC Press, 2015. 2ª ed. 773p.

BARTON, L.; COLMER, T.D. Irrigation and fertiliser strategies for minimising nitrogen leaching from turfgrass. **Agricultural Water Management**, v. 80, p. 160-175, 2006. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377405002969>. Acesso em 12 mar. 2014.

BOTTO, M. P. **Utilização da urina humana como biofertilizante para produção de alimentos e energia**: caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes. 2013. 270f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2013. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/5158/1/2013_tese_mpbotto.pdf>. Acesso em 12 mar. 2014.

BOWMAN, D.C.; CHERNEY, C.T.; RUFTY JUNIOR, T.W. Fate and transport of nitrogen applied to six warm-season turfgrasses. **Crop Science**, v. 42, p. 833-841, 2002. Disponível em: <http://www.carleton.edu/departments/GEOL/Resources/comps/CompsPDFfiles/2009/LinetdWebPg/Papers/Fate%20and%20Transport%20of%20Nitrogen%20Applied%20to%20Six%20Warm%20Season%20Turfgrasses.pdf>. Acesso em 6 set. 2011.

BRACKEN, P.; WACHTLER, A.; PANESAR., A.; LANGE., J. The road not taken - how traditional excreta and greywater management may point the way to a sustainable future. **Water Science and Technology**, v. 7, p. 219-227, 2006. Disponível em: <http://legislature.vermont.gov/assets/Documents/2016/WorkGroups/House%20Fish%20and%20Wildlife/Bills/H.375/Witness%20Testimony/H.375~Kai%20Mikkel%20Forlie~The%20road%20not%20taken-%20how%20traditional%20excreta%20and%20greywater%20management%20may%20point%20the%20way%20to%20a%20sustainable%20future~5-1-2015.pdf>. Acesso em 18 mai. 2010.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Porto Alegre: Bookman, 2013. 3ª ed. 686p.

BRAUN, E. **Reactive nitrogen in the environment**: too much or too little of a good thing. Paris: UNEP/ WHCR, 2007. Disponível em: <http://www.unep.org/pdf/dtie/Reactive_Nitrogen.pdf>. Acesso em 18 mai. 2010.

CARVALHO, S. R. L.; REZENDE, J. O.; FERNANDES, J. C.; PEREIRA, A.P. Caracterização e avaliação de leguminosas e gramíneas com alto poder relativo de penetração de raízes em solo coeso dos tabuleiros costeiros do recôncavo baiano - Etapa I. **Magistra**, Cruz das Almas, v. 14, n. 1, 2002. Disponível em: <http://www.magistra.ufrb.edu.br/publica/magist14/02-14-04c.html>. Acesso em 03 nov. 2013.

CHAGAS, A. A síntese da amônia: alguns aspectos históricos. **Química Nova**, v. 30, n. 1, p. 240-247, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v30n1/38.pdf>. Acesso em Acesso em 03 nov. 2013.

CHAPMAN, G. P. **The biology of grasses**. London: CABI, 1996. 1ª ed. 288p.

CHEN, G.; DALTON, C.; TAYLOR, D. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 465-481, 2010. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10933-010-9428-2>. Acesso em 26 out. 2013.

CHERKASOV, N.; IBHADON, A.O.; FITZPATRICK, P. A review of the existing and alternative methods for greener nitrogen fixation. **Chemical Engineering and Processing**: Process Intensification, v. 90, p. 24-33, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0255270115000409>. Acesso em 18 out. 2015.

CHIARAWATCHAI, N.; KLINGEL, F.; WERNER, C.; BRACKEN, P. **Technical data sheets for ecosan components**: urine diversion, dehydration toilet, and composting toilet. Eschborn (Alemanha): Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)/ EcoSan sector project, 2006. 5p. Disponível em: <http://ieham.org/html/docs/Urine_Diversion_GTZ.pdf>. Acesso em 11 out. 2015.

COCKERHAM, S. T. Turfgrass Culture for Sod Production. In: PESSARAKLI, M. **Handbook of turfgrass management and physiology**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2008. p. 57-94.

DAGERSKOG L., BONZI M. Opening mind and closing loops productive sanitation initiatives in Burkina Faso and Niger. **EcoSan Club Sustainable Sanitation Pratice**, v. 3, n. 4. p. 4-11, 2010. Disponível em: <http://www.ecosan.at/ssp/issue-03-use-of-urine/issue-03> Acesso em 27 ago. 2015.

DANNEL, F.; PFEFFER, H.; ROMHELD, V. Compartmentation of boron in roots and leaves of sunflower as affected by boron supply. J. **Plant Physiology**, v. 153, p. 615-622, 1998. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0176161798802125>. Acesso em 29 out. 2013.

DEPUTY, Jay. Guidelines for professional turf and groundcover management, **College of Tropical Agriculture and Human Resources (CTAHR)**, University of Hawaii/ Hawaii Cooperative Extension Services, out. 2000, 6p. Disponível em: <http://www.ctahr.hawaii.edu/oc/freepubs/pdf/L-11.pdf>. Acesso em 18 nov. 2013.

DIAS, V. P.; FERNANDES, E. Fertilizantes: uma visão global sintética. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 24, p. 97-138, 2006. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/bnset/set2404.pdf>. Acesso em 7 set. 2011.

DRANGERT, J.-O. Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture. **GeoJournal**, v. 45, p. 201-208, 1998. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1006968110875>. Acesso em 30 out. 2011.

_____; VINNERÅS, B. Improved nutrient management for food security. In: McConville, J., Wittgren, H.B. (Eds.). **Peri-urban sanitation and water service provision**: challenges and opportunities for developing countries Stockholm Environment Institute, Stockholm, 2014. p. 5-9.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. **Nutrição mineral de plantas**: princípios e perspectivas. Londrina: Editora Planta, 2006. 403p.

ERISMAN, J. W.; SUTTON, M. A.; GALLOWAY, J.; KLIMONT, Z.; WINIWARTER, W. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geoscience**, v. 1, 2008. Disponível em: <http://www.nature.com/ngeo/journal/v1/n10/pdf/ngeo325.pdf>. Acesso em Acesso em 30 out. 2011.

ESREY, S. A.; GOUGH, J.; RAPAPORT, D.; SAWYER, R.; SIMPSON-HÉBERT, M., VARGAS, J.; WINBLAD, U. Ecological sanitation. **Sida**, Stockholm, 1998. Disponível em: <http://www.ecosanres.org/pdf_files/Ecological_Sanitation.pdf> Acesso em 11 dez. 2013.

FERNANDES, C.; CORA, J. E.; ARAUJO, J. A. C. de. Utilização do tanque Classe A para a estimativa da evapotranspiração de referência dentro de casa de vegetação.

Engenharia Agrícola, v.24, n.1, p. 46-50, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162004000100006>. Acesso em 24 jul. 2010.

FIELDS, S. Global nitrogen: cycling out of control. **Environmental Health Perspective**, v. 112, p. 557-563, 2004. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1247398/>. Acesso em 24 jul. 2010.

FOTH, H. D. **Fundamentals of soil science**. Canadá: John Wiley & Sons, 1990. 8ª ed. 382p.

FRANCO, J. A. M.; NETO, A. S. Produção de fertilizantes nitrogenados e suprimento de matéria-prima. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S.; VITTI, G. C. (Org.). **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute (IPNI), 2007. 1ª ed. p. 73-107.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C.; GREEN, P. A.; HOLLAND, E. A.; KARL, D. M.; MICHAELS, A. F.; PORTER, J. H.; TOWNSEND, A. R.; VOROSMARTY, C. J. Nitrogen cycles: past, present and future. **Biogeochemistry**, v. 70, p. 153-226, 2004. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20549424>. Acesso em 1 jul. 2010.

_____; RAGHURAM, N.; ABROL, Y. P. A perspective on reactive nitrogen in a global, Asian and Indian context. **Current Science**, v. 94, n. 11, p. 1375-1381, jun. 2008. Disponível em: <http://www.ipu.ac.in/usbt/Gallowayetal2008.pdf>. Acesso em 1 jul. 2010.

_____; SCHLESINGER, W. H.; LEVY, H. I.; MICHAELS, A.; SCHNOOR, J. L. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement-environmental response Global Biochem. **Cycles**, v. 9, p. 235-252, 1995.

GANROT, Z.; DAVE, G.; NILSSON, E. Recovery of N and P from human urine by freezing, struvite precipitation and adsorption to zeolite and active carbon. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 16, p. 3112-3121, 2007. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17321132>. Acesso em 5 abr. 2010.

_____. **Urine processing for efficient nutrient recovery and reuse in agriculture**. 2005. 170f. Tese (Doutorado em Environmental Science and Conservation) – Faculty of Science, Göteborg University, Göteborg (Suécia), 2005. Disponível em: <http://melica.se/pdf/PhD_thesis_Zsofia_Ganrot.pdf>. Acesso em 5 abr. 2010.

GERMER, J.; ADDAI, S.; SAUERBORN, J. Response of grain sorghum to fertilisation with human urine. **Field Crops Research**, v. 122, p. 234-241, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429011000992>. Acesso em 4 set. 2014.

GHIGLIETTI, R.; ROSSI, P.; RAMSAN, M.; COLOMBI, A. Viability of *Ascarius suum, Ascarius lumbricoides* and *Trichuris muris* eggs to alkaline pH and different

temperatures. **Parasitologia**, v. 37, p. 229-232, 1995. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8778663>. Acesso em 18 out. 2015.

GIDDEY, S.; BADWAL, S.P.S.; KULKARNI, A. Review of electrochemical ammonia production technologies and materials. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, p. 14576-14594, 2013. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319913022775>. Acesso em 10 out. 2015.

GODOY, L. J. G. de. **Adubação nitrogenada para produção de tapete de grama santo agostinho e esmeralda**. 2005. 122 f. Tese (Doutorado em Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu, 2005. Disponível em: <http://repositorio.unesp.br/handle/11449/99973>. Acesso em 3 set. 2010.

_____; VILLAS BÔAS, R.L. Nutrição e adubação para gramados. In: SIMPÓSIO SOBRE GRAMADOS, 1, 2003, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Departamento de Recursos Naturais, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2003.

GOURLEY, C. J.P.; AARONS, S. R.; HANNAH M. C.; AWTY I. M.; DOUGHERTY, W. J.; BURKITT, L. L. Soil phosphorus, potassium and sulphur excesses, regularities and heterogeneity in grazing-based dairy farms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 201, p. 70-82, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880914005544>. Acesso em 4 set. 2015.

GRUBER, N.; GALLOWAY J. N. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. **Nature**, v. 451, p. 293-296, 2008. Disponível em: <http://www.nature.com/nature/journal/v451/n7176/full/nature06592.html>. Acesso em 29 set. 2010.

GURGEL, R. G. A. Principais espécies e variedades de grama. In: SIMPÓSIO SOBRE GRAMADOS, 1, 2003, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Departamento de Recursos Naturais, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2003.

HAMEED, M.; ASHRAF, M. Physiological and biochemical adaptations of *Cynodon dactylon* (L.) Pers. from the Salt Range (Pakistan) to salinity stress. **Flora**: morphology, distribution, functional ecology of plants, v. 203, n. 8, p. 683-694, nov. 2008. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0367253008000832>. Acesso em 10 set 2014 .

HEINONEN-TANSKI, H.; WIJK-SIJBESMA, C. V. Human excreta for plant production. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 403-411, 2005. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404001671>. Acesso em 29 set 2010.

HEYDARI, A.; BALESTRA, G. M. Nutritional Disorders of Turfgrasses. In: PESSARAKLI, M. **Handbook of turfgrass management and physiology**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2008. p. 211-235.

ISHERWOOD, K. F. **The fertilizer industry, food supplies and the environment**. Paris: International Fertilizer Industry Association (IFA), 1998. 66p. Disponível em:

<http://www.fertilizer.org/ifacontent/download/5409/85196/version/1/file/1998_IFA_UNEP_worldfoodsupplies.pdf >. Acesso em 12 nov. 2014.

ISHII, S. K.L; BOYER, T. H. Life cycle comparison of centralized wastewater treatment and urine source separation with struvite precipitation: focus on urine nutrient management. **Water Research**, v. 79, p. 88-103, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541500233X>. Acesso em 18 out. 2015.

JOHANSSON, M. **Urine separation**: closing the nutrient cycle. Stockholm: Stockholm Water Company, 2000. 44p.

JÖNSSON, H.; RICHERT-STINZING, A.; VINNERÅS, B. **Guidelines for agricultural reuse of urine and faeces in crop production**. Estocolmo (Suécia): Stockholm Environment Institute, 2004b. (EcoSanRes Report 2004-2). Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.516.1913&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em 15 out. 2011.

_____; STENSTRÖM T.A.; SVENSSON J.; SUNDIN A. Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. **Water Science and Technology**, v. 35, p. 145-152, 1997. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397001923>. Acesso em 28 out 2011.

_____; STINZING A.R.; VINNERAS, B.; SALOMON, E. **Guidelines on the use of urine and faeces in crop production**. Estocolmo (Suécia): Stockholm Environment Institute, 2004a. 43p. (EcoSanRes Publication Series, Report 2004-2). <http://waterfund.go.ke/safisan/Downloads/Guidelines%20on%20the%20use%20of%20urine%20and%20faeces%20in%20Crop%20Production%20-%20SEI(1).pdf>. Acesso em 15 out. 2011.

KARAK, T.; BHATTACHARYYA, P. Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: a flight of fancy or an achievable reality. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 4, p. 400-408, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910002636>. Acesso em 23 out 2012.

KIPERSTOK, A.; NASCIMENTO, F. R. A. do; KIPERSTOK, A. C. O tratamento em separado da urina e das fezes é uma solução viável ou uma utopia?. **Revista DAE**, n. 183, ano LVIII, p. 38-43, mai. 2010. Disponível em: <http://revistadae.com.br/downloads/edicoes/Revista-DAE-183.pdf>. Acesso em 13 out. 2011.

KIRCHMANN, H.; PETTERSSON, S. Human urine: chemical composition and fertilizer use efficiency. **Fertilizer Research**, v. 40, p. 149-154, 1995. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00750100>. Acesso em 13 out 2011.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente!. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, p. 1713-1721, 2012. Disponível em: <http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-.2.2/index.php/reget/article/view/6430/pdf>. Acesso em 23 de ago 2015.

KOPP, K.L.; GUILLARD, K. Clipping management and nitrogen fertilization of turfgrass: growth, nitrogen utilization, and quality. **Crop Science**, v.42, p. 1225-1231, 2002. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.545.9724&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em 03 mar 2014.

KORNDÖRFER, G. H. Elementos benéficos: silício, sódio e cobalto. In: Fernandes, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 355-374.

KVARNSTRÖM, E.; EMILSSON, K.; STINTZING, A. R.; JOHANSSON, M.; JÖNSSON, H.; PETERSENS, E.A.F.; SCHÖNNING, C.; CHRISTENSEN, J.; HELLSTRÖM, D.; QVARNSTRÖM, L.; RIDDERSTOLPE, P.; DRANGERT, J.-O. **Separação de urina**: um passo em direção ao saneamento sustentável. Estocolmo (Suécia): Stockholm Environment Institute/ Programa EcoSanRes, 2006. Disponível em: <http://www.ecosanres.org/pdf_files/Urine_Diversion_Portuguese-2006-1.pdf >. Acesso em 15 out. 2011.

LAMARQUE, J. F.; KIEHL, J. T.; BRASSEUR, G. P.; BUTLER, T.; CAMERON-SMITH, P.; COLLINS, W. D.; COLLINS, W. J.; GRANIER, C.; HAUGLUSTAINE, D.; HESS, P. G.; HOLLAND, E. A.; HOROWITZ, L.; LAWRENCE, M. G.; MCKENNA, D.; MERILEES, P.; PRATHER, M. J.; RASCH, P. J.; ROTMAN, D.; SHINDELL, D.; THORNTON, P. Assessing future nitrogen deposition and carbon cycle feedback using a multimodel approach: analysis of nitrogen deposition. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 110, p. 1-21, 2005. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?rep=rep1&type=pdf&doi=10.1.1.143.4222>. Acesso em 1 jul. 2010.

LANE, R. The effect of sewage sludge application to bermudagrass on forage quality production, and metal accumulation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 20, p. 209-219, 1988. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0167880988901120>. Acesso em: 23 out 2012.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation: a way to solve global sanitation problems?. **Environment International**, v. 31, n 3, p. 433-444, 2005. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016041200400145X>. Acesso em 30 out. 2011.

LAURETTI, R. L. Implantação de gramados por sementes. In: SIMPÓSIO SOBRE GRAMADOS, 1, 2003, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Departamento de Recursos Naturais, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2003.

LI, C.; DANNEL, F.; PFEFFER, H.; RIMHELD, V., BANGERTH. F. Effect of boron starvation on boron compartmentation, and possibly hormone-mediated elongation growth and apical dominance in pea (*Pisum sativum*) plants. **Plant Physiology**, v. 111, p. 212-219, 2001. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1034/j.1399-3054.2001.1110212.x/epdf>. Acesso em 29 out. 2013.

LIENERT, J.; BÜRKI, T.; ESCHER, B.I. Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. **Water Science & Technology**, v. 56, p. 87-96, 2007. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17881841>. Acesso em 28 nov 2013.

_____; LARSEN, T. A. High acceptance of urine source separation in seven european countries: a review. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 2, p. 556-566, 2010. Disponível em: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es9028765>. Acesso em 28 nov 2013.

LIMA, C. P.; BACKES, C.; SANTOS, A. J. M.; FERNANDES, D. M.; BÔAS, R. L. V.; OLIVEIRA, M. R. Quantidade de nutrientes extraídos pela grama bermuda em função de doses de nitrogênio. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 5, p. 1432-1440, 2015. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/viewFile/21967/17133>. Acesso em 26 out 2015.

LIND, B. B.; BAN, Z.; BYDÉN, S. Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite. **Bioresource Technology**, v. 73, n. 2, p. 169-174, 2000. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852499901578>. Acesso em 28 nov 2013.

_____; BAN, Z.; BYDÉN, S. Volume reduction and concentration of nutrients in human urine. **Ecological Engineering**, v. 16, n. 4, p. 561-566, 2001. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857400001075>. Acesso em 5 abr. 2010.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 638p.

_____; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato (POTAFOS). 1989. 201p.

MAURER, M.; PRONK, W.; LARSEN, T. A. Treatment processes for source-separated urine. **Science and Technology**, v. 40, p. 3151-3166, 2006. Disponível

em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135406004039>. Acesso em 5 abr. 2010.

_____; ROTHENBERGER, D.; LARSEN, T. A. Decentralised wastewater treatment technologies from a national point of view: at what cost are they competitive?. **Water Science and Technology**: water supply, v. 5, n. 6, p. 145-154, 2005. Disponível em: <http://www.ifu.ethz.ch/UWS/education/lectures/Infrastructure/handouts/handouts/0403_maurer_cost_of_wastewater_infrastructure_2006.pdf>. Acesso em 6 abr. 2010.

MCCONVILLE, J.; NORSTRÖM, A.; LÜTHI, C. Planning for sustainable sanitation. In: LÜTHI, C.; PANESAR, A.; SCHÜTZE, T.; NORSTRÖM, A.; MCCONVILLE, J.; PARKINSON, J.; SAYWELL, D.; INGLE, R. **Sustainable sanitation in cities**: a framework for action. Rijswijk (Holanda): Papiroz Publishing House/ Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA)/ International Forum on Urbanism (IFoU), 2011. p. 84-102. Versão eletrônica disponível em: <http://www.gdrc.org/uem/usan/susana_sustainable_sanitation_in_cities_2011.pdf>. Acesso em 02 nov. 2011.

MCDOWELL, W. H. Dissolved organic matter in soils: future directions and unanswered questions. **Geoderma**, v. 113, p. 179-186, 2003. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706102003609>. Acesso em 03 mar 2015.

MEINIKMANN, K.; HUPFER, M.; LEWANDOWSKI ,J. Phosphorus in groundwater discharge: a potential source for lake eutrophication. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 214-226, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415001432>. Acesso em 03 mar 2015.

MILLS, H. A.; JONES JR., J. B. **Plant analysis handbook II**: a practical sampling, preparation, analysis and interpretation guide. Athens: MicroMacro Pub. Inc., 1996. 456p.

MINAMI, K. **Produção de mudas de alta qualidade em horticultura**. São Paulo: T.A. Queiroz, 1995. 128p.

MNKENI, P. N. S.; AUSTIN, A.; KUTU, F. R. (2005). **Preliminary studies on the evaluation of human urine as a source of nutrients for vegetables in the Eastern Cape Province, South Africa**. In :Ecological Sanitation: a Sustainable Integrated Solution. Proceedings of the 3rd International Ecological Sanitation Conference, Durban, South Africa, 23-26, May 2005, p. 418-426. Disponível em: <http://conference2005.ecosan.org/papers/mnkeni_et_al.pdf.> Acesso em 03 mar 2015.

_____; KUTU F. R.; MUCHAONYERWA P. Evaluation of human urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Easter Cape, South Africa. **Waste Management & Research**, v. 26, p.132-139, 2008. Disponível em: < http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18578152 > Acesso em 22 out. 2015.

MORGAN, P. Experiments using urine and humus derived from ecological toilets as a source of nutrients for growing crops. In: THIRD WORLD WATER FORUM, 3, 2003, Kyoto/ Shiga/ Osaka. Disponível em: <http://aquamor.tripod.com/KYOTO.htm>. Acesso em 25 out. 2015.

MÜNCH, E. von; WINKER, M. **Urine diversion components**: overview of urine diversion components such as waterless urinals, urine diversion toilets, urine storage and reuse systems. Eschborn (Alemanha): Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 2009. 31p. Disponível em: <http://www.susana.org/en/resources/library/details/875>. Acesso em 02 nov. 2011.

MUNSHAW, C. G.; ERVIN, E. H.; SHANG, C.; ASKEW, S. D.; ZHANG, X.; LEMUS, R. W. Influence of lateseason iron, nitrogen, seaweed extract on fall color retention and cold tolerance of four bermudagrass cultivars. **Crop Science**, v. 46, p. 273-283, 2006. Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/cs/abstracts/46/1/273?access=0&view=pdf>. Acesso em 23 nov. 2013.

NOGUCHI, K.; DANNEL, E.; PFEFFER, H.; ROMHELD, V.; HAYASHI, H.; FUJIWARA, T. Defect in root-shoot translocation of boron in *Arabidopsis thaliana* mutant *bor* 1-1. **Plant Physiology***,* v. 156, p.751-755, 2000. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0176161700802424>. Acesso em 29 out. 2013.

NORSTRÖM, A.; LÜTHI, C.; MCCONVILLE, J. State of urban sanitation. In: LÜTHI, C.; PANESAR, A.; SCHÜTZE, T.; NORSTRÖM, A.; MCCONVILLE, J.; PARKINSON, J.; SAYWELL, D.; INGLE, R. **Sustainable sanitation in cities**: a framework for action. Rijswijk (Holanda): Papiroz Publishing House/ Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA)/ International Forum on Urbanism (IFoU), 2011. p. 20-32. Versão eletrônica disponível em: <http://www.gdrc.org/uem/usan/susana_sustainable_sanitation_in_cities_2011.pdf>. Acesso em 02 nov. 2011.

NOVAIS, R.F. Sugestões de adubação para a cultura da soja. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G., ALVAREZ V., V.H. (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**: 5ª aproximação. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 1999. 359p.

OBEIDAT, M. M.; MASSADEH A. M.; AL-AJLOUNI A. M.; ATHAMNEH F. S. Analysis and evaluation of nitrate levels in groundwater at Al-Hashimiya area, Jordan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 135, p. 475-486, 2007. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10661-007-9667-5>. Acesso em 23 de nov. 2011.

OTTERPOHL, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas. In: SPECIALISED CONFERENCE ON SMALL WATER AND WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS, 5, 2002, Istambul. Disponível em: <http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/OTTERPOHL%20et%20al.%202002%20Innovative%20technologies%20for%20decentralised%20waste

water%20management%20in%20urban%20and%20periurban%20areas.pdf>. Acesso em 22 de nov. 2011.

PANESAR, A.; SCHÜTZE, T.; PARKINSON, J. Sustainability in the urban context. In: LÜTHI, C.; PANESAR, A.; SCHÜTZE, T.; NORSTRÖM, A.; MCCONVILLE, J.; PARKINSON, J.; SAYWELL, D.; INGLE, R. **Sustainable sanitation in cities**: a framework for action. Rijswijk (Holanda): Papiroz Publishing House/ Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA)/ International Forum on Urbanism (IFoU), 2011. p. 50-65. Versão eletrônica disponível em: <http://www.gdrc.org/uem/usan/susana_sustainable_sanitation_in_cities_2011.pdf>. Acesso em 02 nov. 2011.

PESSARAKLI, M. Growth Responses of Bermudagrass to Various Levels of Nutrients in the Culture Medium. In: PESSARAKLI, M. **Handbook of turfgrass management and physiology**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2008a. p. 57-94.

_____. **Handbook of turfgrass management and physiology**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2008b, 730p.

PRADHAN, S. K.; NERG, A.-M.; SJÖBLOM, A.; HOLOPAINEN, J. K.; HEINONEN-TANSKI, H. Use of human urine fertilizer in cultivation of cabbage (*Brassica oleracea*): impacts on chemical, microbial, and flavor quality. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, n. 21, p. 8657-8663, 2007. Disponível em: <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/jf0717891>. Acesso em 18 jan. 2014.

PROVIN, T. L.; WRIGHT, A. L.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A.; WHITE, R. H. Seasonal dynamics of soil micronutrients in compost-amended bermudagrass turf. **Bioresource Technology**, n. 99, p. 2672-2679, 2008. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852407003938>. Acesso em 29 out. 2013.

RAIJ, B. von; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285p.

_____. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute (IPNI), 2011, 420p.

RAUCH, W.; BROCKMANN, D.; PETERSA, I.; LARSENA, T. A.; GUJERA, W. Combining urine separation with waste design: an analysis using a stochastic model for urine production. **Water Research**, v. 37, p. 681-689, 2003. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402003640>. Acesso em 5 abr. 2010.

REID, R. L.; HORVATH, D. J. Soil chemistry and mineral problems in farm livestock: a review. **Animal Feed Scienc and Tecnology**, v. 5, p. 95-167, 1980. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0377840180900024>. Acesso em 02 nov. 2011.

RICHERT, A.; GENSCH, R.; JÖNSSON, H.; STENSTRÖM, T.-A.; DAGERSKOG, L. **Practical guidance on the use of urine in crop production**. Estocolmo (Suécia): Stockholm Environment Institute, 2010. 54p. Disponível em: <http://www.ecosanres.org/pdf_files/ESR2010-1-PracticalGuidanceOnTheUseOfUrineInCropProduction.pdf> Acesso em 02 nov. 2011.

RIOS, E. C. dos S. V. **Uso de águas amarelas como fonte alternativa de nutriente em cultivo hidropônico da alface (*Lactuca sativa*)**. 2008. 109f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, 2008. Disponível em: <http://portais4.ufes.br/posgrad/teses/tese_2607_Dissertao%20Erika%20Rios.FINAL doc.pdf>. Acesso em 5 abr. 2010.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, Å.; CHAPIN, F. S. III; LAMBIN, E. F.; LENTON, T. M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C.; SCHELLNHUBER, H. J.; NYKVIST, B.; DE WIT, C. A.; HUGHES, T.; DER LEEUW, S. van; RODHE, H.; SÖRLIN, S.; SNYDER, P.K.; COSTANZA, R.; SVEDIN, U.; FALKENMARK, M.; KARLBERG, L.; CORELL, R. W.; FABRY, V. J.; HANSEN, J.; WALKER, B.; LIVERMAN, D.; RICHARDSON, K.; CRUTZEN, P.; FOLEY, J. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, 2009. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>. Acesso em 5 abr. 2010.

ROSSI, L.; LIENERT, J.; LARSEN, T.A. Real-life efficiency of urine source separation. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 5, p. 1909-1917 2009. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479709000073>. Acesso em 5 abr. 2010.

SALVADOR, J. T.; CARVALHO, T. C.; LUCCHESI, L. A. C. Relações cálcio e magnésio presentes no solo e teores foliares de macronutrientes. **Revista Acadêmica**: Ciências Agrárias e Ambientais, v. 9, p. 27-32, 2011. Disponível em: <http://www2.pucpr.br/reol/index.php/academica?dd99=pdf&dd1=5010>. Acesso em 12 jan. 2014.

SAMPLES, T.; SAVOY, H. **Turfgrass maintenance**: essential elements. Knoxville: The University of Tennessee, 2008. Disponível em: <https://utextension.tennessee.edu/publications/Documents/W161-D.pdf>. Acesso em 13 jan. 2014.

SAVCI, S. An agricultural pollutant: chemical fertilizer Int. **Journal of Environmental Science**: development and monitoring, v. 3, p. 77-79, 2012. Disponível em: <http://www.ijesd.org/papers/191-X30004.pdf>. Acesso em 12 jan. 2014.

SCHLESINGER, W. H. On the fate of anthropogenic nitrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)**, v. 106, p. 203-208, 2009. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/106/1/203.long>. Acesso em 29 set. 2010.

SCHÖNNING, C.; STENSTRÖM, T. A. **Diretrizes para o Uso Seguro de Urina e Fezes nos Sistemas de Saneamento Ecológico**. Estocolmo (Suécia): Stockholm Environment Institute, 2004. 41p. Disponível em: <http://www.ecosanres.org/pdf_files/ESR_Publications_2004/ESR2004-1-portuguese.pdf>. Acesso em 02 nov. 2011.

SENE, M. **Application of human urine as liquid fertilizer in agriculture**. 2013. 61f. Tese (Doutorado de Filosofia em Engenharia) – Faculdade de Engenharia, Universidade de Hokkaido, Hokkaido, 2013. Disponível em: <http://eprints.lib.hokudai.ac.jp/dspace/bitstream/2115/53892/1/Sene_Moustapha.pdf>. Acesso em 05 ago. 2015

SHUKLA, S. K.; SINGH, K.; SINGH, B.; GAUTAM, N. N. Biomass productivity and nutrient availability of *Cynodon dactylon* (L.) Pers. growing on soils of different sodicity stress. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 3440-3447, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411002297>. Acesso em 29 set. 2013.

SILVA, E. F. F. **Manejo da fertirrigação e controle da salinidade na cultura do pimentão utilizando extratores de solução do solo**. 2002. 154f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, 2002. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11143/tde-26072002-152339/publico/enio.pdf>. Acesso em 4 nov. 2015.

SINGH, K.; PANDEY, V. C.; SINGH, R. P. *Cynodon dactylon*: an efficient perennial grass to revegetate sodic lands. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 32-38, 2013. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857413000220>. Acesso em 18 out. 2015.

SLOB, M. **Logistic Aspects of ecological sanitation in urban areas**: case study in low-income community in Delhi, India. 2005. 194f. Dissertação (Mestrado em Gestão em Engenharia Industrial - Gestão da Produção e Logística) – Faculdade de Comportamento, Gestão e Ciências Sociais, University of Twente, Gouda (Holanda do Sul), 2005. Disponível em: <http://www.susana.org/_resources/documents/default/2-452-slob-2005-logistic-ecosan-waste-en.pdf>. Acesso em 28 set. 2010.

SMIL, V. **Enriching the Earth**: Fritz Haber, Carl Bosch and the transformation of world agriculture. Cambridge: The MIT Press, 2001. 338p.

_____. **Long-range perspectives on inorganic fertilizers in global agriculture**. Florence (EUA): International Fertilizer Development Center, 1999. 40p.

SNYDER, G.H.; CISAR, J.L. Nitrogen/potassium fertilization ratios for bermudagrass turf. **Crop Science**, v. 40, p. 1719-1723, 2000. Disponível em: <https://ag.purdue.edu/agry/Purdue%20Agroecology/Kteam%20Research/CSSnyderCisarN-KratiosBerm.pdf>. Acesso em 10 abr. 2014.

_____; CISAR, J. L.; PARK, D. M. Warm-Season Turfgrass Fertilization. In: PESSARAKLI, M. **Handbook of turfgrass management and physiology**. Boca Raton: CRC Press, 2008. 47-55p.

SOUZA, J. T.; HENRIQUE, I. N.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D. Gerenciamento sustentável de água residuária doméstica. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 9, n. 1, 2008.

SPÅNGBERG, J.; TIDÅKER, P.; JÖNSSON, H. Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 493, n. 15, p. 209-219, 2014. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714008158>. Acesso em 3 nov. 2014.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; HAAN, C. de. **Livestock's long shadow**: environmental issues and options. Roma (Itália): Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), 2006. 377p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed. 2013. 5ª ed. 918p.

TANABE, Y.; NISHIBAYASHI, Y. Developing more sustainable processes for ammonia synthesis. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 257, p. 2551-2564, 2013. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0010854513000453>. Acesso em 5 nov 2014.

TENDWA, O. M.; KIMARO, T. A. Urban agriculture as means to create demand for sanitation products. **Sustainable Sanitation Practice**, v. 4, n. 7, 2010. Disponível em: <http://www.ecosan.at/ssp/issue-04-the-rosa-project/issue-04/view>. Acesso em 02 mar 2013.

TETTENBORN, F. **Aspects of systems for separate urine collection and treatment**: selected techniques and potential implementation in an urban context. 2011. 174f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Wastewater Management and Water Protection Institut, Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH), Hamburgo (Alemanha), 2011. Disponível em: <https://tubdok.tub.tuhh.de/bitstream/11420/1042/1/Diss_Tettenborn_Jan2012_e_pub.pdf>. Acesso em 03 mar 2013.

TOWNSEND, A. R.; HOWARTH, R. W.; BAZZAZ, F. A.; BOOTH, M. S.; CLEVELAND, C. C.; COLLINGE, K.; DOBSON, A. P.; EPSTEIN, P. R.; HOLLAND, E. A.; KEENEY, D. R.; MALLIN, M. A.; ROGERS, C. A.; WAYNE, P.; WOLFE, A. H. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, p. 240-246, 2003. Disponível em: <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/1540-9295%282003%29001%5B0240%3AHHEOAC%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em 29 ago. 2015.

UDERT, K. M.; LARSEN, T. A.; BEIBOW, M.; GUJER, W. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. **Water Research**, v. 37, p. 2571-2582, 2003. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135403000654>. Acesso em 18 mai. 2010.

_____; LARSEN, T.A.; GUJER, W. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems. **Water Research**, vol. 37, n. 11, p. 2667-2677, 2003. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12753844>. Acesso em 23 nov. 2011.

_____; LARSEN, T. A.; GUJER, W. Fate of major compounds in source separated urine. **Water Science & Technology**, vol. 54, no. 11-12, p. 413-420, 2006. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.570.434&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em 18 mai. 2010.

VANCE, C.P.; UHDE-STONE, C.; ALLEN, D.L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, n. 157, p. 423-447, 2003. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1469-8137.2003.00695.x/full>. Acesso em 19 ago 2013.

VIEIRA, A.C.; HADDAD, C.M.; CASTRO, F.G.F.; HEISECKE, O.R. P.; VENDRAMINI, J. M. B.; QUECINI, V. M. Produção e valor nutritivo da grama bermuda Florakirk (*Cynodon dactylon* (L.) Pers) em diferentes idades de crescimento. **Scientia Agrícola**, v. 56, n. 4, p. 1185-1191, 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-90161999000500021&script=sci_arttext>. Acesso em 18 set. 2015.

VINNERÅS, B.; JÖNSSON, H. The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. **Bioresource Technology**, v. 84, n. 3, p. 275-282, 2002. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852402000548>. Acesso em 18 mai. 2010.

_____. **Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion**. 2002. 88f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrônoma) – Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala (Suécia), 2002. Disponível em: <http://www.susana.org/_resources/documents/default/2-1685-possibilities-for-sustainable-nutrient-recycling-by-faecal-separation-combined-with-urine-diversion.pdf>. Acesso em 8 abr. 2011.

WARD, M. H. Too much of a good thing? Nitrate from nitrogen fertilizers and cancer. **Reviews on Environmental Health**, v. 24, p. 357-363, out.-dez. 2008. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3068045/>. Acesso em 15 ago 2015.

WATSCHKE, T. L.; DERNOEDEN, P. H.; SHETLAR, D. J. **Managing turfgrass pests**. Boca Raton: CRC Press, 2013. 2ª ed. 519p.

WERNER, C.; FALL, P. A.; SCHLICK, J.; MANG, H.-P. Reasons for and principles of ecological sanitation. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ECOLOGICAL SANITATION, 2, 2003, Luebeck. **Anais eletrônico...** Luebeck (Alemanha): GTZ, 2003. Disponível em: <http://www2.gtz.de/Dokumente/oe44/ecosan/en-ecosan-reasons-and-principles-2004.pdf>. Acesso em 13 out. 2013.

_____; PANESAR, A.; RÜD, S. B.; OLT, C. U. Ecological sanitation: principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**, v. 248, p. 392-401, 2009. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916409006110>. Acesso em 18 mai. 2010.

WHITE, R. E. **Principles and practice of soil science**: the soil as a natural resource. Great Britain: Blackwell Publishing, 2006. 4ª ed. 387p.

WIECKO, G. **Fundamentals of tropical turf management**. Cambridge: CABI Publishing, 2006. 208p.

WIECKO, G. Management of tropical turfgrasses. In: PESSARAKLI, M. **Handbook of turfgrass management and physiology**. Boca Raton: CRC Press, 2008. p. 115-137.

WIEDENHOEFT, A. C. **Plant nutrition**. New York: Chelsea House Publishers, 2006. 153 p.

WILSENACH J. A.; LOOSDRECHT M. C. M. van. Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 1, p.103-110, 2003. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.496.5431&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em 18 mai. 2010.

WINBLAD, U.; SIMPSON-HÉBERT, M.; CALVERT, P.; MORGAN, P.; ROSEMARIN, A.; SAWYER, R.; XIAO, J. **Ecological sanitation**. Estocolmo (Suécia): Stockholm Environment Institute/ Sida, 2004. 4ª ed. 147p.

WINKER, M. **Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertiliser in agriculture**. 2009. 126f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Wastewater Management and Water Protection Institut, Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH), Hamburgo (Alemanha), 2009. Disponível em: <https://tubdok.tub.tuhh.de/bitstream/11420/483/1/PhD_Thesis_Winker.pdf>. Acesso em 10 out. 2015.

WOLGAST, M. **Rena vatten**: om tankar i kretslopp. Uppsala (Suécia): Crenom HB, 1993. 187p.

WU, F. Y.; BI, Y. L.; LEUNG, H. M.; YE, Z. H.; LIN, X. G.; WONG, M. H. Accumulation of As, Pb, Zn, Cd and Cu and arbuscular mycorrhizal status in populations of *Cynodon dactylon* grown on metal-contaminated soils. **Applied Soil Ecology**, v. 44, p. 213-218, 2010. Disponível em:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139310000028>. Acesso em 23 ago. 2013.

XU, Y.; BRAUNE, E. Sustainable Groundwater Resources in Africa Water supply and sanitation environment. Paris: UNESCO-IHP, 2010. 280p.

ZANCHETA, P. G. **Recuperação e tratamento da urina humana para uso agrícola**. 2007. 83f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, 2007. Disponível em: <http://portais4.ufes.br/posgrad/teses/tese_2648_Microsoft%20Word%20-%20Priscilla.pdf>. Acesso em 19 mai. 2010.

OUTRAS REFERÊNCIAS

Documentos institucionais

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos/Embrapa Informática Agropecuária/Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

_____. **Sistemas de Produção**: Tecnologia de produção de soja – Região Central do Brasil – 2003, n. 1. Londrina: Embrapa Soja, 2002. 199p. Versão eletrônica disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Soja/SojaCentralBrasil2003/>. Acesso em 20 ago 2015.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **World fertilizer trends and outlook to 2018**. Roma (Itália): Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, 2015. 64p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4324e.pdf>. Acesso em 02 set. 2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate change 2007**: the physical science basis. Cambridge/New York: Cambridge University Press, 2007. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-frontmatter.pdf>. Acesso em 02 set. 2015.

SUSTAINABLE SANITATION FOR CITIES (SUSANA). Versão 1.2 p. 1-12, 2008. Disponível em: <http://www.susana.org/_resources/documents/default/2-458-en-susana-thematic-paper-wg06-cities-version-12.pdf>. Acesso em 02 nov. 2011.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL/ INTERNATIONAL HYDROLOGICAL PROGRAMME (UNESCO-IHP). **Capacity building for ecological sanitation**: concepts for ecologically sustainable sanitation in formal and continuing education. Paris/ Eschborn: UNESCO-IHP/ GTZ, 2006. 166

p. Versão eletrônica disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001463/146337e.pdf>. Acesso em 19 mai. 2010.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Environmental aspects of phosphate and potash mining**. Paris: UNEP, 2001. 1ª ed. 60p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**: excreta and greywater use in agriculture. Genebra (Suíça): WHO Press, 2006b. v. 4. Disponível em: <http://gwopa.org/en/resources-library/guidelines-for-the-safe-use-of-wastewater-excreta-and-greywater-volume-4-excreta-and-greywater-use-in-agriculture>. Acesso em 19 mai. 2010.

_____. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**: policy and regulatory aspects. Genebra (Suíça): WHO Press, 2006a. v. 1. Disponível em: <http://www.gwopa.org/en/resources-library/guidelines-for-the-safe-use-of-wastewater-excreta-and-greywater-volume-1-policy-and-regulatory-aspects>. Acesso em 19 mai. 2010.

Documentos jurídicos

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS Nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/portaria_518.pdf>. Acesso em 02 set. 2015.

Softwares

ADOBE Photoshop. Versão CS5. San Jose (EUA): Adobe Systems Incorporated, 2010.

CORELDRAW Graphics Suite X5. Ottawa (Canadá): Corel Corporation, 2010.

SISTEMA para análises estatísticas (SAEG), Versão 9.0. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes (Funarbe)/ Universidade Federal de Viçosa (UFV), 2004.

Artigos Publicados

SANTOS, OLIVIA S. N.; TEIXEIRA, M. B ; GHEY, H. R. ; QUEIROZ, L. M. ; PAZ, V. P. S. ; LINGE, C. S. ; KIPERSTOCK, A. Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: The use of micronutrients. African Journal of Agricultural Research, v. 10, p. 3189-3199, 2015.

Artigos aceitos para publicação

SANTOS, OLIVIA S. N.; TEIXEIRA, M. B; QUEIROZ, L. M.; PAZ, V. P. S. ; FADIGAS, F. S.; SILVA, A. J. P.; KIPERSTOCK, A. . Nitrogen recycling through fertilization of Bermuda grass using human urine diluted in water. Revista Brasileira de Agroecologia, v. xx, p. xx-xx, 2015.