



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

RAFAELA SILVEIRA RODRIGUES ALMEIDA

**ANÁLISE MULTI-SISTÊMICA DA IRRIGAÇÃO
PAISAGÍSTICA EM UM ECOSSISTEMA URBANO EM
CAMPINA GRANDE-PB**

CAMPINA GRANDE - PB
2016

RAFAELA SILVEIRA RODRIGUES ALMEIDA

**ANÁLISE MULTI-SISTÊMICA DA IRRIGAÇÃO
PAISAGÍSTICA EM UM ECOSSISTEMA URBANO EM
CAMPINA GRANDE-PB**

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Dantas Neto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), como requisito para obtenção do título de Mestre.

CAMPINA GRANDE - PB
2016

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

A447a	<p>Almeida, Rafaela Silveira Rodrigues. Análise multi-sistêmica da irrigação paisagística em um ecossistema urbano em Campina Grande-PB / Rafaela Silveira Rodrigues Almeida. – Campina Grande, 2016. 60 f. il.: color.</p> <p>Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2016. "Orientação: Prof. Dr. José Dantas Neto". Referências.</p> <p>1. Água Poluída. 2. Irrigação Paisagística. 3. Qualidade da Água. 4. Modelos Estatísticos. 5. Contaminação Biológica. I. Dantas Neto, José. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU 628.1.034(043.3)</p>
-------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, Vicente e Tania,
pelo imenso amor, carinho e ajuda que sempre me concedem.*

Amo muito vocês!

AGRADECIMENTOS

Ao meu Senhor Jesus Cristo, pelo entendimento e paciência que me concedeu . Muito obrigada, meu amado Deus!

Á minha filha Lorena, que mesmo tão pequena e sem palavras, é meu maior incentivo para continuar e nunca desistir de algo.

Ao meu querido esposo Robson, pelo seu amor e apoio nos momentos difíceis! Sempre com palavras sábias, seus conselhos entram em meu coração. Obrigada,amor!Você é um presente de Deus!

Á minha irmã Daniela, pela alegria e amizade! Sua presença é muito importante pra mim! Obrigada por ser esta grande amiga!

Ao prof. Dr. José Dantas Neto, pela colaboração na realização deste trabalho.

Á prof.^a Dra. Helvia Casullo, pela sua grande ajuda nas análises e por permitir gentilmente que estas fossem realizadas em seu laboratório.

Ao Laboratório de Referência em Dessalinização - LABDES/UFCG pelas análises realizadas

Á todos do Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais da UFCG

Em seu coração o homem planeja
o seu caminho, mas o Senhor
determina os seus passos.

[Provérbios 16:9](#)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Riacho das Piabas atravessando o município de Campina Grande - PB.....	24
Figura 2. Gráfico BoxPlot das variáveis de nitrogênio na água residuária. NO3 (superior á esquerda), NO2-(superior á direita) e NH3 (inferior no centro).....	31
Figura 3. Gráfico Box-Plot dos valores de Fósforo Total na água residuária.....	32
Figura 4. Gráficos QQ-plot dos resíduos do modelo I(a esquerda) e do modelo II (a direita).....	35
Figura 5. Perímetro do Parque da Criança, com áreas urbanizadas e verdes.....	45
Figura 6. Gráfico de barras do número de coliformes termotolerantes encontrado nas quatro amostras da água.....	47
Figura 7. Gráfico de barras do número de coliformes termotolerantes encontrado nas quatro amostras do solo.....	48
Figura 8. Gráfico de barras do número de coliformes termotolerantes encontrado nas quatro amostras das plantas.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis e metodologias para a análise da água residuária.....	25
Tabela 2. Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água que irriga o Parque da Criança.....	29
Tabela 3. Estatística de Shapiro Wilk comprovar a normalidade dos resíduos nos modelos I e II.....	33
Tabela 4. Análise de Variância do Modelo I.....	34
Tabela 5. Análise de Variância do Modelo II.....	34
Tabela 6. Critério de Informação de Akaike (AIC) e Critério de Informação Bayesiano dos Modelos I e II.....	35
Tabela 7. Número de coliformes termotolerantes encontrados na água, solo e planta.....	49

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1 Reuso da água.....	13
2.2 Reuso da água no Brasil.....	14
2.3 Água poluída na irrigação.....	15
2.4 Água poluída na irrigação Paisagística.....	16
2.5 Indicadores da Qualidade da água poluída usada na irrigação.....	17
3. OBJETIVOS.....	20
3.1 OBJETIVO GERAL.....	20
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
CAPÍTULO I.....	21
1. INTRODUÇÃO.....	22
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
4. CONCLUSÃO.....	36
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
CÁPÍTULO II.....	41
6. INTRODUÇÃO.....	43
7. MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
8. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
9. CONCLUSÃO.....	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL E	
REVISAO BIBLIOGRÁFICA.....	55

RESUMO

A utilização da água poluída na irrigação paisagística é uma das alternativas sustentáveis para regiões que apresentam escassez hídrica. Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água não potável utilizada na irrigação das áreas verdes do Parque da Criança, como também analisar a contaminação biológica do sistema solo-planta deste parque. A coleta de dados foi realizada por quatro semanas seguidas na estação seca. Foram coletadas amostras da água para análises físico-químicas e bacteriológicas e amostras do solo e planta para avaliação da contaminação biológica por coliformes termotolerantes. Modelos de regressão múltiplos foram propostos para verificar a relação entre parâmetros abióticos (Fósforo Total, Amônia (NH₃), Turbidez e Cor) e biótico (Coliformes Termotolerantes) da água. A água apresentou os parâmetros físico-químicos, como, Turbidez, Cor, Sódio (Na⁺), Cloreto (Cl⁻) e Sólidos Totais Dissolvidos (STD), fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357, Classe 2, para irrigação paisagística. Os valores encontrados nos modelos de regressão não demonstraram significância entre os parâmetros abióticos e biótico avaliados, entretanto, o modelo que utiliza apenas variáveis físicas apresenta melhor ajuste. Em relação à contaminação biológica do parque, foi encontrado um alto número de coliformes termotolerantes na planta e solo, mostrando que a irrigação paisagística utilizando não potável favorece uma elevada contaminação destes sistemas, com valores médios de coliformes termotolerantes na água de $1,3 \times 10^{4,5*}$, no solo $4,8 \times 10^{6,5}$ e na planta de $5,0 \times 10^{6,7}$. Entretanto, são necessários estudos posteriores para avaliar o risco epidemiológico para os visitantes do parque.

PALAVRAS-CHAVE: água poluída, irrigação paisagística, qualidade da água, modelos estatísticos, contaminação biológica

ABSTRACT

The use of polluted water in landscape irrigation is one of the sustainable alternatives to regions with water scarcity. This study aimed to evaluate the quality of non-potable water used for irrigation of green areas of the Children's Park, as well as analyze the biological contamination of the soil-plant system of this park. The Data collection was performed for four consecutive weeks in the dry season . Water samples were collected for physical-chemical and bacteriological and soil samples and plant for evaluation of biological contamination by fecal coliforms. multiple regression models have been proposed to assess the relationship between abiotic parameters (total phosphorus, ammonia (NH₃), Turbidity and Colour) and biotic (thermotolerant coliforms) of water. The water showed the physicochemical parameters, such as, Turbidity, Color, sodium (Na⁺), chloride (Cl) and Total Dissolved Solids (TDS), outside the standards set by CONAMA Resolution. 357, Class 2, for landscape irrigation. The values found in the regression models showed no significance between the abiotic and biotic parameters evaluated, however, the model that uses only physical variables has better adjusted relation to biological contamination of the park, found a high number of coliforms in the plant and ground, showing the landscape irrigation using non-potable favors a high contamination of these systems, with mean values of thermotolerant coliforms in water $1,3 \times 10^4,5$ *, soil and plant $4,8 \times 10^6,5$ $5.0 \times 10^6, 7$. However, further studies are needed to evaluate epidemiological risk to park visitors.

KEYWORDS: polluted water, landscape irrigation, water quality models, statistical, biological contamination

1. INTRODUÇÃO GERAL

A água é um recurso essencial a sobrevivência dos seres vivos e ao correto funcionamento dos ecossistemas (Corcoran et al., 2010). O volume total de água no mundo é cerca 1,4 milhões de km³, onde 97,5% se encontram nos oceanos e mares e 2,5% em rios e lagos, estes últimos, caracterizados como recursos dulcícolas (Kayikcioglu,2012).

A humanidade utiliza atualmente uma estimativa de 26% da evapotranspiração total terrestre e 54% do escoamento superficial das águas, que é geograficamente e temporalmente acessível (Berndes, 2002). Contudo, quase 40% da população mundial e muitos ecossistemas, estão sofrendo com escassez da água, e as projeções indicam que este número será maior que 50% até 2025 (Duarte et al., 2008; Pfister, 2011).

A escassez da água em diversas regiões do planeta é ocasionada por fatores como, distribuição espacial desigual, variabilidade natural das series hidrométricas, peculiaridades climáticas e intervenção desordenada do homem no ciclo hidrológico (Tundisi,2013). Adicionalmente, desde o século XX, o elevado crescimento populacional, a industrialização, as práticas agrícolas e a intensa urbanização, aumentam a demanda por água, acelerando ainda mais a atual crise (Menezes et al.,2009). Neste contexto, o Grupo de Pesquisa da Água em 2009, prever que as necessidades de recursos dulcícolas anuais globais em 2030, e se as taxas de consumos se mantiverem como as dos níveis atuais, será de 6,9 milhões m³, superando em mais de 64% do total acessível em fonte de água confiável (Tram Vo, 2014).

Os impactos ambientais do consumo acelerado, levando a escassez da água, são múltiplos, tais como, perda da biodiversidade de organismos aquáticos, diminuição da produtividade em ecossistemas terrestres, diminuição nos rendimentos de culturas, prejuízo no desenvolvimento econômico de uma determinada região, entre outros (Pfister,2011).

Entretanto, a irrigação é a maior utilizadora de água doce, representando quase 70% do total em levantamentos globais (Pedrero et al., 2010) e até 95% nos países em desenvolvimento (Kayikcioglu,2012).No Brasil, a irrigação utiliza 61% de todo o volume captado, e estima-se que a área irrigada esteja distribuída nas proporções de 3%

no Norte, 19% no Nordeste, 30% no Sudeste, 41% no Sul e 7% no Centro-Oeste (Duarte et al., 2008).

Contudo, o Conselho Econômico e Social das Nações Unidas desenvolveu o seguinte conceito: “a não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior” (Hespanhol, 2001). Neste contexto, tem se buscado fontes alternativas de água para a irrigação (Garcia et al., 2015). Dentre elas, está o reúso de efluentes e água de drenagem, ou seja, às águas residuárias, que incluem efluentes de esgoto, águas cinzas domésticas e águas residuais industriais. Todos estes tipos de águas são considerados efluentes com capacidades de serem reutilizados na irrigação (Toze, 2004; Hamilton et al., 2007;). Sendo esta uma das medidas essenciais para a gestão sustentável das águas (Tram Vo, 2014).

O reúso da água para irrigação em culturas agrícolas já é bastante difundido no mundo inteiro. Entretanto, para fins recreacionais e paisagísticos, ainda são pouco utilizados em comparação aos agrônômicos (Libeana et al., 2014). A irrigação paisagística é a aplicação sistemática de água em terras, fornecendo as necessidades hídricas de plantas ornamentais e de paisagem, em campos de esportes, parques e áreas de lazer (Kayikcioglu et al., 2012)

O uso planejado das águas não potáveis para fins paisagísticos resulta em uma menor captação dos recursos hídricos primários, e uma menor geração de efluentes. Sendo assim, uma medida de conservação em termos quantitativos e qualitativos deste recurso (Medeiros et al., 2005). Concomitantemente, a utilização de águas não potáveis na irrigação é uma fonte de matéria orgânica, nutrientes e agentes de condicionamento do solo. A matéria orgânica contida pode melhorar a aeração do solo, aumentar a infiltração da água e capacidade de retenção de umidade, diminuir o potencial de erosão, aumentar permuta catiônica, promover o crescimento de organismos benéficos, aumentar o C da biomassa, e as atividades enzimáticas (Arienzo et al 2009; Lal et al., 2015).

Entretanto, o lançamento de águas poluídas e/ou contaminadas sem tratamento ou parcialmente tratados no meio ambiente, podem causar problemas sanitários, ecológicos, econômicos e sociais as populações, representando um risco ao meio ambiente, uma vez que contêm uma série de produtos de origem orgânica, sólidos em suspensão, macronutrientes e apresentam salinidade.

Adicionalmente, estas águas possuem diversos microrganismos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos, nos quais alguns desses organismos são patogênicos, tais como; *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Shigella* sp., bem como ovos de vermes intestinais, (Palese et al.2009; Garcia et al.2015). Apesar de suas concentrações nos efluentes serem grandemente reduzidas durante o processo normal de tratamento, estudos epidemiológicos indicam que os microrganismos patogênicos conseguem sobreviver no ambiente tempo suficiente para representar um risco à saúde, tanto pela sua incorporação no sistema solo-planta, quanto por contato dérmico direto com água ou solo contaminados.

Sendo assim, a avaliação dos impactos do uso de água poluída para fins paisagísticos é sistêmica e complexa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Reuso da água

O reuso de água consiste no aproveitamento deste recurso, que se tornou um resíduo devido a uma ou várias utilizações anteriores, a fim de atender a demanda de outros usos ou mesmo do uso original.No qual, muitas vezes, a água é tratada de modo a recuperar características de qualidade compatíveis com a nova utilização (Magalhães et al. 2013).

De acordo com o Decreto-Lei nº236/98, de 1 de Agosto, as águas não potáveis podem ser oriundas de águas residuais domésticas: são advindas principalmente dos excretas humano e atividades domésticas; águas residuais industriais: é originada de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas, nem como águas pluviais; águas residuais urbanas: são águas residuais domésticas, mas podem resultar da mistura com águas residuais industriais e/ou com águas pluviais; o águas de rega: podem ter origem superficial, subterrânea ou residual (Brasil, 1997)

A água de reuso pode substituir a água potável em grande parte dos usos. Assim, as aplicações das águas não potáveis são diversas, sendo classificadas em; i) reuso não potável na agricultura e aquicultura – irrigação de plantas e criação de peixes; ii) reuso industrial – refrigeração, caldeiras e uso no processo industrial; iii)reuso para fins

recreacionais – irrigação de campos de esportes, parques e áreas de lazer; iv) reuso para manutenção de vazões – regular a vazão de cursos d'água para diluição de cargas potencialmente poluidoras; v) reuso para fins domésticos – irrigação de pastagens, dessedentação de animais (Brasil, 2007).

A Organização Mundial da Saúde (WHO, 1973), classifica as formas de reuso em: reuso indireto – a água é despejada em meio aquático, passando pelo processo de autodepuração para ser novamente usada; reuso direto – há uso direto e planejado dessas águas para fins específicos como: irrigação, indústria, recarga do aquífero e uso potável e a reciclagem interna – onde existe o aproveitamento pelo reuso interno da água objetivando o seu uso original.

Contudo, estas ações, como a maioria das ações antropogênicas, trazem impactos ao meio ambiente (Batista et al 2012). Dentre os impactos positivos estão: o aumento da produção agrícola, devido aos nutrientes contidos, sendo também uma fonte alternativa de recursos hídricos; redução do custo da água industrial; economia nos gastos com limpeza urbana, usando as águas residuárias tratadas na limpeza de ruas, irrigação de parques públicos e áreas de lazer; diminuição da deficiência da recarga natural de aquíferos; devido; redução da poluição hídrica, pois há uma diminuição da carga poluente que seria destinada a rios e mananciais e conservação do solo, pela acumulação e proteção de erosão e desertificação. E entre os impactos negativos, se enquadram: a poluição de aquíferos subterrâneos, por causa da assimilação de nitratos em aquíferos destinados a abastecimento humano; salinização do solo, por causa da acumulação de contaminantes orgânicos e inorgânicos e riscos à saúde pública, problemas epidemiológicos devido a presença dos organismos patogênicos nestas águas (Sousa et al, 2006; Brasil, 2007; Sousa et al 2010; Bonini et al 2014).

2.2 Reuso da água no Brasil

No Brasil, apesar da escassez dos recursos hídricos em algumas regiões, o reuso das águas de forma legalizada não tem sido uma prática utilizada de forma intensiva (Duarte et al., 2008). No entanto, contrariamente aos poucos registros de reuso de águas tratada, o uso indiscriminado de águas de má qualidade é bastante recorrente, principalmente na irrigação de produtos agrícolas (Batista et al 2012).

A ineficiência do sistema de esgotamento sanitário do país, onde 47,8% dos municípios não possuem sistema de coleta de água residuária, 32% só coleta e 20,2% coleta e trata, pode ser a principal causa da incipiência do uso das águas residuárias. A região Norte é a com maior proporção de municípios sem coleta (92,9%), seguida da Centro-Oeste (82,1%), do Sul (61,1%), do Nordeste (57,1) e do Sudeste (7,1%). (Medeiros et al., 2005).

No contexto da legalização do reuso, a Legislação Brasileira, na Lei 9433, disciplina a Política Nacional de Recursos Hídricos, que ressalta a necessidade de racionalizar o uso da água, com vistas ao desenvolvimento sustentável. Concomitantemente, em 1986, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) elaborou a Resolução nº 20, com o objetivo de assegurar os usos preponderantes previstos dos corpos d'água e nortear o controle de efluentes líquidos.

Em 2000, foi criada a Agência Nacional das Águas (ANA), responsável pela implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e, mais recentemente, a Resolução CONAMA no 357, de 17 de março de 2005 que revogou a Resolução CONAMA no 20/1986, classificando os corpos de água e dando diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelecendo as condições e os padrões de lançamento de efluentes, fixados em função dos padrões de qualidade do corpo receptor.

Adicionalmente, em 2005, A Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, Ministério do Meio Ambiente, estabeleceu modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentam e estimulam a prática de reuso direto não potável da água. Contudo, deixa a cargo dos órgãos de fiscalização estaduais e municipais a criação de normas e diretrizes que determinassem parâmetros para as modalidades de reuso descritas (Brasil, 2005). Posteriormente, foi elaborada a Resolução CNRH no 121, de 16 de dezembro de 2010, que estabelece diretrizes e critérios para a prática de reuso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH no 54, de 28 de novembro de 2005 (Brasil, 2010).

Em maio de 2011, o CONAMA revoga a Resolução 357, complementando e alterando-a, através da Resolução nº 430, no qual os órgãos ambientais estaduais e municipais baseiam-se nos padrões desta resolução.

2.3 Água poluída na irrigação

O uso de água poluída na irrigação tem sido amplamente difundido em vários países do mundo, como Israel, Jordânia, Egito, China, Japão, França, Alemanha, Peru, e nos Estados Unidos (Fonseca, 2001; Santos, 2005, Duarte et al 2008)

O uso da água não potável além de ser uma alternativa de fonte hídrica, tem também como propósito atingir a sustentabilidade nos sistemas irrigados, pois seu uso reduz os custos com fertilizantes minerais; aumenta a fertilidade dos solos, devido à presença de nutrientes essenciais às plantas nestes efluentes, como nitrogênio, fósforo e potássio, além dos microelementos; forma húmus, no qual exerce influência positiva nas propriedades físicas do solo e promove proteção ambiental com a diminuição da eutrofização de ecossistemas aquáticos (Alves, 2006; Tavares et al 2014).

Estudos mostram aumentos na produtividade agrícola com a utilização de água poluída, como Azevedo et al (2007), que analisou a produção de milho (*Zea mays*) e constatou um incremento na produção de 144% em relação à produção alcançada com água de abastecimento. Assim como Azevedo & Oliveira (2005), no qual observaram um aumento na produção do pepino (*Cucumis sativus*) de quase 100% irrigado com água de reuso doméstico em relação ao irrigado com água potável. No entanto, não só as irrigações de culturas apresentam vantagens econômicas com o uso de água poluída. A rega paisagística, irrigação de jardins públicos, campos de golfs e parques públicos com efluentes, comprovadamente economizam os orçamentos públicos com recursos hídricos (Monte & Albuquerque, 2010; Pasin, 2013).

As desvantagens que podem ser encontradas relacionadas ao uso das águas não-potáveis na irrigação são; i) algumas vezes há concentração excessiva de nitrogênio, que pode comprometer as culturas pouco tolerantes; ii) elevados teores de sais que dissolvidos podem provocar a salinização do solo; iii) presença de íons específicos que podem levar à toxidez das culturas mais sensíveis; riscos epidemiológicos do trabalhador e consumidor dos produtos irrigados, devido à possível contaminação por microrganismos patogênicos presentes nestas águas (Alves, 2006; Nery, 2011)

Assim, a gestão ambiental local, deve equacionar as vantagens e as desvantagens do uso da água não potável na irrigação, e tomar a decisão de forma mais sustentável possível.

2.4 Água poluída na irrigação Paisagística

O emprego da água poluída e ou contaminada para usos menos nobres, como regas de jardins, lavagem de ruas, praças, pátios de prédios, é praticado há algumas décadas em países da Europa e nos Estados Unidos (Hilare et al, 2008)

O uso das águas de reuso na irrigação nestas áreas, tem como risco uma contaminação do solo e da planta por agentes biológicos e químicos (Vivaldi et al 2013). Os homens também podem ser contaminados, o operário que faz a rega por contato primário com a água, e os visitantes, como contato secundário. Podendo muitas vezes ocasionar problemas de saúde pública. Entretanto, os riscos ambientais e epidemiológicos da utilização destas águas para rega paisagística ainda são pouco conhecidos (Chen et al, 2015).

De acordo com ANA (2005), existem exigências mínimas para o uso das águas não potável na irrigação paisagística, como; não deve apresentar mau-cheiro; não deve conter componentes que agridam as plantas ou que estimulem o crescimento de pragas; não deve ser abrasiva; não deve manchar superfícies; não deve propiciar infecções ou a contaminação por vírus ou bactérias prejudiciais à saúde humana.

2.5 Indicadores da Qualidade da Água usada na irrigação

A qualidade da água é definida por suas características físicas, químicas e microbiológicas. Geralmente, para as águas de irrigação, a concentração de sólidos totais dissolvidos, a salinidade, toxidez, pH, concentração de íons e aspectos sanitários, são uns dos principais parâmetros que determinam sua qualidade (Walker & Lin, 2008; Hong et al, 2009; Lacerda et al, 2011).

A salinidade de uma água é a característica originada pela presença de sais dissolvidos. Em geral, algumas águas não potáveis, possuem mais sais dissolvidos e uma maior proporção de sódio do que as águas naturais (Monte & Albuquerque, 2010). Os sais contidos na água de irrigação podem se acumular na dissolução do solo, aumentando o potencial osmótico, e assim, impedindo ou dificultando a absorção da água por parte da planta e ainda, originando alterações na absorção não seletiva de nutrientes (Nery et al, 2011). Como também, a presença dos íons Na^+ na água de irrigação aplicada no solo, diminui a taxa de infiltração, especialmente em solos predominantemente argiloso, pois o íon Na^+ ao permutar com os cátions dos minerais de argila (Al^{3+} , Mg^{2+} e Fe^{2+}), provoca a dispersão da argila, reduzindo a permeabilidade do solo ao ar e à água, ou seja, causa deterioração da estrutura física

deste sistema (Souza,2005; Monte & Albuquerque,2010). A avaliação completa da salinidade da água engloba a determinação da condutividade, dos SDT e de alguns íons.

A toxicidade da água se dar pela presença de íons específicos, geralmente em concentrações elevadas, que podem provocar danos ao sistema solo-planta e até ao ser humano (Chagas,2000; Santos 2010).A toxidez mais comum nas plantas é a causada por cloretos advindos da água de irrigação. Os cloretos praticamente não são adsorvidos pelos coloides do solo; assim, grande parte deste íon, estando presente na solução do solo, se encontrará disponível para as plantas, podendo causar injúrias em algumas culturas, principalmente nas plantas cultivadas para reflorestamento, paisagismo e pomares(Duarte et al,2008). A toxidez por alumínio também é muito prejudicial ao sistema solo-planta. Uma concentração maior que 0,5 cmolc kg⁻¹ de solo começa a causar danos em muitas culturas, impedindo o crescimento das raízes e atrapalhando a absorção de fósforo e magnésio pela planta (Mendonça, 2006). Além destes elementos apresentados, existem muitos metais pesados encontrados em algumas águas não potáveis, onde estes podem não somente causar desequilíbrios nos sistemas solo-planta, mas também serem lixiviados e alcançarem as águas subterrâneas (Alves, 2006).

O pH da água é outro parâmetro importante para a análise da qualidade da água, que para a irrigação, este deve estar no intervalo de 6,5 e 8,4 (Bonini et al, 2014). Entretanto, flutuações sazonais no pH, e até em um período de 24 horas, podem ser esperadas nas águas, como por exemplo no que ocorre em muitos sistemas aquáticos, as algas consomem CO₂ durante o dia, provocando a subida do pH do líquido, e a noite este consumo cessa ou diminui, ocorrendo a diminuição do pH (Saraiva, 2013).

Frequentemente, o pH da água de irrigação não tem afetado significativamente o pH do solo, por causa de seu poder tampão (Fonseca, 2001). Contudo, alguns estudos mostram uma relação linear entre o pH da água e do solo. Assim como um aumento no pH do solo com a irrigação com água não potável em diversos ecossistemas, como em solos de campo, floresta, entre outros (Nery,2011).

Dentre os aspectos sanitários da água usada para irrigação, está a análise de contaminação fecal (Ganon et al ,2005). Os coliformes termotolerantes são os indicadores mais utilizados para estes fins, no entanto, existem outros diversos indicadores microbiológicos, tais como os coliformes torais, Salmonella sp., Shigella sp. Segundo a CONAMA, os coliformes termotolerantes são bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -

galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44o - 45oC, com produção de ácido, gás e aldeído. A sobrevivência de bactérias dos coliformes termotolerantes no solo depende de alguns fatores, tais como: umidade, pH, radiação solar, temperatura, concentração de matéria orgânica e predação por outros microrganismos (Vivaldi et al,2013). E, geralmente, estes microrganismos podem sobreviver por períodos mais longos no solo do que nas superfícies das plantas, devido à maior exposição aos raios solares nas plantas (Carvalho et al, 2013).

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL:

Caracterizar de forma sistêmica (água-solo-planta) a utilização de água não poluída para fins paisagísticos em um ecossistema urbano em Campina Grande- PB.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Analisar a qualidade da água não poluída em seus parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos;
- Verificar se a água apresenta os padrões requeridos pela resolução CONAMA n.357 para irrigação paisagística;
- Validar um modelo estatístico relacionando os parâmetros abióticos ao biótico da água poluída;
- Correlacionar a contaminação biológica da água não potável com a do solo e planta da área irrigada;
- Avaliar o nível de contaminação da área irrigada.

CAPÍTULO I

MODELAÇÃO ESTATÍSTICA E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO AÇUDE VELHO PARA IRRIGAÇÃO PAISAGÍSTICA

Rafaela.S.R.Almeida¹; Hέλvia.W.C.Araújo²; J. Dantas Neto³

RESUMO

O Açude Velho é um reservatório urbano que recebe afluentes há mais de vinte anos através das galerias pluviais que o alcançam. Entretanto, suas águas são utilizadas para irrigação paisagística de um parque em sua vizinhança, onde poucos estudos e monitoramento destas águas são realizados. O estudo teve como objetivo avaliar a qualidade desta água e criar modelos múltiplos que tendem relacionar a contaminação biológica da água com os parâmetros abióticos. Os resultados mostraram que esta água não é própria para a irrigação paisagística, apresentando vários parâmetros fora dos padrões da Resolução CONAMA n.357. Adicionalmente, os modelos propostos não mostraram relação direta entre as bactérias e os alguns parâmetros físicos. Contudo, o modelo que utilizou os fatores físicos possui maior validade estatística.

PALAVRAS-CHAVE: qualidade da água, irrigação paisagística, efluentes, modelos estatísticos

ABSTRACT

The Açude Velho is an urban reservoir that receives affluent weir for over twenty years through the storm sewers they reach you. However, its waters are used for landscape irrigation of a park in your neighborhood, where few studies and monitoring of these waters are conducted. The study aimed to evaluate the quality of this water and create multiple models that tend to relate to biological contamination of water with the abiotic parameters. The results showed that this water is not suitable for landscape irrigation, with many parameters outside the CONAMA n.357 standards. Additionally, the proposed models do not show a direct relationship between bacteria and some physical parameters. However, the model used physical factors have greater statistical validity.

KEYWORDS: water quality, landscape irrigation, wastewater, statistical model

¹ Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (UFCG). email:rafasilver@ymail.com

²Professora Adjunta do Departamento de Química Industrial da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

³Professor Titular do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

1. INTRODUÇÃO

A escassez da água ocorre quando o equilíbrio entre a disponibilidade da água utilizável e a demanda, atinge um ponto crítico (Garcia & Pagment,2015). O Nordeste Brasileiro possui 58% do seu território localizado na região Semiárida, caracterizada como uma região de elevado déficit hídrico, devido ao curto período chuvoso, altas temperaturas e taxa de evapotranspiração (Sousa et al.,2006). Adicionalmente, possui a maior população que vive em zonas áridas e semiáridas no mundo, são cerca de 30 milhões de pessoas (Marengo,2010).

Neste contexto, a construção de reservatórios é de suma importância para o desenvolvimento socioeconômico da região. Os reservatórios são massas de água artificiais cuja dinâmica e estrutura apresentam um padrão de organização intermediária entre rios e lagos (Callisto et al, 2005). No Brasil, trata-se de um procedimento comum, que é empregado nas principais bacias hidrográficas com diversas finalidades, como a geração de energia elétrica, lazer, navegação, irrigação, controle de enchentes, pesca e abastecimento público (Tundisi et al., 2008). Além de aumentar o desenvolvimento regional, os reservatórios são componentes indissociáveis da paisagem brasileira, existindo mais de 700 grandes reservatórios espalhados por nossos rios (Silva & Hahn, 2009; Agostinho et al., 2008).

Entretanto, apesar da importância dos reservatórios em diversos ecossistemas, principalmente em climas Semiáridos, muitos efluentes atingem estes corpos hídricos pela ineficiência do sistema sanitário, assim, fazendo com que estes se caracterizem como escoadouros de águas residuárias a céu aberto (Brasil,2007).

O Açude Velho é um reservatório localizado no centro urbano de Campina Grande-PB. Nos últimos vinte anos, este reservatório tem apresentado uma deterioração ambiental progressiva, onde o impacto antrópico neste ecossistema é perceptível. Existem diversos pontos de lançamentos de esgotos industriais e domésticos, principalmente sendo lançados nas galerias pluviais que afluem ao açude (Agostinho,2012; Freire,2012)

Este reservatório anteriormente possuía função de abastecimento público do município. Contudo, atualmente, além de ser um dos cartões postais e servir para

melhoria da climatização do seu entorno, sua água é utilizada na irrigação paisagística de um parque em sua vizinhança.

As análises da qualidade desta água são incipientes, alguns estudos avaliam os níveis de metais pesados (Batista et al 2010), outros, os parâmetros físico-químicos (Agostinho et al 2012). No entanto, nenhum que relacione a qualidade desta água para fins da irrigação paisagística.

Assim, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Açude Velho para irrigação paisagística em seus parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos e criar modelos múltiplos que tendem relacionar a contaminação biológica da água com os parâmetros abióticos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Açude Velho, localizado em Campina Grande- PB. Campina Grande possui coordenadas geográficas de 07°13'11" de latitude sul e 35°53'31" de longitude oeste, uma altitude de 550m, apresentando uma precipitação total anual de 802,7 mm, temperaturas máxima (27,5°C) e mínima (19,2°C), (média anual) e umidade relativa do ar de 83% (Silva, 2004).

O Açude Velho é abastecido pelas águas do Riacho da Piabas. O regime de escoamento deste riacho é intermitente e o padrão de drenagem é a dendrítica (CPRM, 2005). Segundo Pereira (2012) o Riacho Da Piabas está inserido no médio curso da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, com uma parte norte da macrozona rural e parte da macrozona urbana de Campina Grande (Figura 1). Atravessando oito bairros do município, Alto Branco, Centro, Conceição, Jardim Continental, José Pinheiro, Lauritzen, Loureiro e Santo Antônio, onde efluentes domésticos da comunidade alcançam estas águas.

A declividade do Riacho das Piabas controla grande parte a velocidade do escoamento superficial, como também no tempo de duração que leva a água das precipitações nos pontos mais elevados até atingir o ponto mais baixo, o Açude Velho (Pereira, 2012; Silva et al 2014).

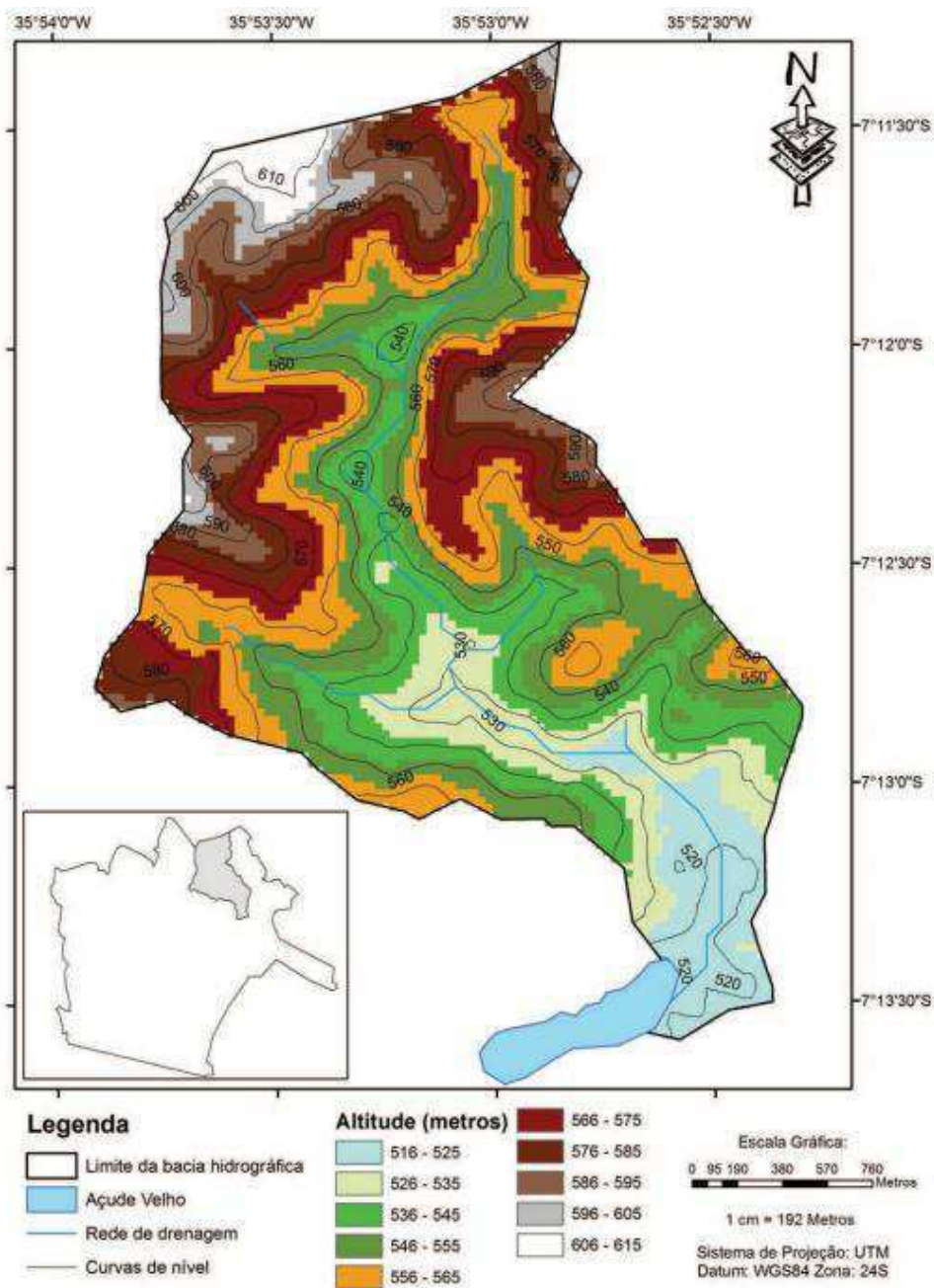


Figura 1. Riacho das Piabas atravessando o município de Campina Grande- PB. Fonte: Pereira, 2012

2.2 Amostragens da água e análises

As coletas foram realizadas em quatro períodos amostrais. As amostras da água do Açu de Velho foram coletadas diretamente de uma mangueira que é utilizada para a irrigação paisagística do Parque localizado em sua vizinhança.

Foram utilizadas garrafas de água mineral, previamente esterilizadas, segundo recomendação do Instituto Adolfo Lutz, e com 500 ml de conteúdo. Posteriormente, estas foram levadas ao Laboratório de Referência de Dessalinização (LABDES) para as análises dos parâmetros e físico-químicos, Condutividade elétrica (CE), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez, Cor, Sódio (Na^+), Potássio (K^+), Alumínio Total (Al^{3+}), Alcalinidade Total (CaCO_3), Sulfato (SO_4^-), Fósforo Total, Cloreto (Cl^-), N-Nitrato (NO_3^-), N-Nitrito (NO_2^-), Amônia (NH_3), Sílica (SiO_2), Índice de Saturação de Langelier (ILS), Sólidos Totais Dissolvidos (STD).

A análise bacteriológica da água, com os coliformes termotolerantes, foram realizadas no Laboratório de Saneamento Básico da UEPB. Os métodos analíticos destas variáveis estão na Tabela 1, no qual seguiram as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 1999).

Tabela 1. Variáveis e metodologias para a análise da água residuária

VARIÁVEL	MÉTODO	UNIDADE
Condutividade elétrica (CE)	Método Instrumental	$\mu\text{mho/cm } 25^\circ\text{C}$
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Potenciométrico	pH
Turbidez	FAU	uT
Cor	Colorimétrico	mg Pt-Co /L
Sódio (Na^+)	Fotométrico por emissão de chama	mg /L
Potássio (K^+)	Fotométrico por emissão de chama	mg /L
Alumínio Total (Al^{3+})	Colorimétrico	mg /L
Alcalinidade Total (CaCO_3)	Colorimétrico	mg /L
Sulfato (SO_4^-)	Titulométrico	mg /L
Fósforo Total	Espectrofotométrico	mg /L
Cloreto (Cl^-)	Colorimétrico	mg /L
N-Nitrato (NO_3^-)	Colorimétrico	mg /L
N-Nitrito (NO_2^-)	Colorimétrico	mg /L
Amônia (NH_3),	Colorimétrico	mg /L
Sílica (SiO_2),	Colorimétrico	mg /L
Índice de Saturação de Langelier (ILS)	Titulação potenciométrica	ILS
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	Gravimétrico	mg /L
Coliformes Termotolerantes	Membrana filtrante	por 100 ml

2.3.. Modelagem Estatística para relação parâmetros biótico e abióticos

Foram propostos dois modelos de regressão linear múltipla para as análises da água, com o objetivo de relacionar os coliformes termotolerantes a alguns parâmetros físico-químicos, e compará-los. O primeiro modelo relaciona os coliformes termotolerantes a dois parâmetros químicos, fósforo total e amônia (NH₃), e possui a seguinte equação:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \varepsilon_{ii} = 1, \dots, n \quad (1)$$

Tem-se que:

Y representa o valor de variável resposta (coliformes termotolerantes) na observação $i, i = 1, \dots, n$;

$x_{i1}, x_{i2} \ i = 1, \dots, n$ são os valores da i -ésima observação das p variáveis explicativas, (x_1 =fósforo total, x_2 = NH₃);

$\beta_0, \beta_1, \beta_2$, são os parâmetros ou coeficientes de regressão;

$\varepsilon_{ii}, i = 1, \dots, n$ correspondem aos erros aleatórios.

O segundo modelo, apresenta dois parâmetros físicos, turbidez e cor, como variáveis explicativas.

A equação do segundo modelo de regressão linear múltipla é:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \varepsilon_{ii} = 1, \dots, n \quad (2)$$

Logo;

Y é o valor de variável resposta (coliformes termotolerantes) na observação $i, i = 1, \dots, n$;

$x_{i1}, x_{i2} \ i = 1, \dots, n$ são os valores da i -ésima observação das p variáveis explicativas, (x_1 =cor, x_2 = turbidez);

$\beta_0, \beta_1, \beta_2$, são os parâmetros ou coeficientes de regressão;

$\varepsilon_{ii}, i = 1, \dots, n$ correspondem aos erros aleatórios.

Para a seleção do melhor modelo, se utilizará o Critério de Informação Akaike (AIC) e o Critério de Informação Bayesiano (BIC). O modelo que apresentar o menor valor de AIC e BIC, possui um melhor ajuste.

Critério de Informação Akaike (AIC)

A ideia principal desse critério é encontrar o modelo mais parcimonioso, ou seja, o modelo que melhor se ajusta aos dados, com um menor número de parâmetros. E esse critério é usado sem envolver testes estatísticos. Essa função foi proposta por Akaike (1974), onde ele se baseia na função de logverossimilhança acrescida de uma penalidade pelo número de parâmetros do modelo. Entre vários modelos candidatos, deve-se escolher aquele que apresentar o menor valor da função AIC.

$$AIC_p = -2\log(L_p) + 2[(p + 1) + 1], \quad (3)$$

Onde:

L_p é a função de máxima verossimilhança do modelo e p é o número de variáveis explicativas consideradas no modelo.

O Critério de Informação Bayesiano (BIC)

O Critério de Informação Bayesiano (BIC) é definido como:

$$BIC_p = -2\log(L_p) + [(p + 1) + 1]\log(n).$$

(4)

Onde:

L_p é a função de máxima verossimilhança do modelo e p é o número de variáveis explicativas consideradas no modelo.

Tanto o AIC quanto o BIC aumentam conforme SQE aumenta. Além disso, ambos critérios penalizam modelos com muitas variáveis sendo que valores menores de AIC e BIC são preferíveis. Como modelos com mais variáveis tendem a produzir menor SQE mas usam mais parâmetros, a melhor escolha é balancear o ajuste com a quantidade de variáveis.

Posteriormente, realizou-se a análise dos resíduos dos modelos de regressão linear múltipla, para a validação dos modelos. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software RStudio 2.0

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

i) Qualidade da água

Em Campina Grande o sistema de esgotamento sanitário atende cerca de 76% da população urbana. Nos locais onde não há rede coletora, predominam os despejos lançados em fossas sépticas, a céu aberto, nas valetas, córregos e riachos que circundam as áreas periféricas da cidade (Santos, 2012). O Açude Velho é um dos pontos em que estes afluentes alcançam, chegando através do Riacho da Piaba, córrego que atravessa a cidade.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água do Açude Velho devem se enquadrar aos padrões da Classe 2 das Águas doces da Resolução CONAMA n. 357, para irrigar as áreas verdes do Parque da Criança.

No presente estudo, foram encontradas elevadas concentrações de Cloreto na água do Açude Velho, excedendo o VMP em todas as amostras, havendo um alto desvio (± 15.5) nos teores entre as amostras, demonstrando a variabilidade do teor deste elemento na água em curto espaço de tempo. A utilização de água para irrigação com uma concentração excessiva de cloreto, pode ocasionar queimaduras nas folhas das plantas mais sensíveis, principalmente nas plantas cultivadas para reflorestamento, paisagismo e pomares e causar desequilíbrios no solo, pois ele reduz a disponibilidade hídrica para as plantas e pode influir na infiltração da água no solo (Duarte et al, 2008). Entretanto, alguns autores afirmam que os desequilíbrios que o cloreto contido na água de irrigação pode causar estão relacionados com a quantidade de matéria seca no solo. Feigin et al. (1991) afirmam que a concentração limiar de cloretos acima da qual aparecem os primeiros sintomas de necrose é de 3 a 5 g kg⁻¹ de matéria seca, já Silva (2002), avaliou que concentrações maiores que 0,3 % de cloreto na matéria seca da folha podem provocar sintomas de toxicidade.

Tabela 2. Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água que irriga o Parque da Criança

PARÂMETROS	1º coleta	2º coleta	3º coleta	4º coleta	MÉDIA	Desvio Padrão	Valor Máximo Permitido
Condutividade Elétrica	1.116,0	1.073,0	1.511,0	1.513,0	1.024,5	±0.2416835	---
pH	7,6	7,8	7,7	7,9	7,7	± 0.1290994	6,0-9,0
Turbidez	9,4*	9,3*	4,0	5,0	6,9*	±2.830047	5,0 Ut
Cor	110,0*	100,0*	50,0	40,0	75,0	±35.11885	75,0 mg Pt-Co /L
Sódio (Na ⁺),	196,9	203,0*	201,6*	185,2	196,6	±8.081254	200,0 mg /L
Potássio (K ⁺)	3,4	1,8	1,6	1,2	2	±0.9660918	---
Alumínio (Al ³⁺)	0,00	0,03	0,00	0,01	0,01	±	0,2 mg /L
Alcalinidade Total (CaCo ₃),	154,0	155,6	156,8	159,2	156,4	±2.19089	---
Sulfato (SO ₄),	26,0	32,2	19,0	16,5	23,57	±7.176989	250,0 mg /L
Fósforo Total	0,0	0,1*	0,0	0,0	0,025	±0.05	0,030 mg /L
Cloreto (Cl ⁻)	347,9*	352,2*	371,3*	333,7*	351,275*	±15.5148	250,0 mg /L
N-Nitrato (NO ₃ ⁻)	0,2	1,4	0,4	0,0	0,5	±0.6218253	10,0 mg /L
N-Nitrito (NO ₂)	0,248	0,337	0,209	0,005	0,5	±0.140450	1,0 mg /L
Amônia (NH ₃)	0,75	0,85	1,17	1,80*	1,14	±0.473524	1,5 mg /L
Sílica (SiO ₂)	1,7	2,0	1,3	1,0	1,5	±0.4396969	---
Índice de Saturação de Langelier (ILS)	-0,20	-0,13	-0,06	-0,05	-0,085	±0.1066146	≤ 0 ILS
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	839,0*	853,6*	863,8*	806,0*	840,6*	±25.21217	500 mg /L
Coliformes Termotolerantes	0,4x10 ⁵ *	3,9x10 ⁴ *	0,5x10 ⁵ *	0,4x10 ⁴ *	1,3x10 ^{4,5} *	±20.12254	1000 por 100 ml

(*) Acima do Valor Máximo Permissível (VMP) pela Resolução CONAMA n. 357

Os sólidos totais dissolvidos foi outro parâmetro que a concentração ultrapassou nas quatro amostras o valor máximo permitido pela resolução para fins de irrigação em parques, apresentando uma média de 840,6 mg L⁻¹ (Tabela 2).

No entanto, alguns autores encontraram concentrações de sólidos totais dissolvidos em águas não-potáveis superiores ao verificado neste estudo, como Saraiva (2013) que encontrou teores de 1.157 mg/L em água efluentes domésticos, Batista et al (2005)

3.916 mg/L em água residuária bruta da despolpa dos frutos do cafeeiro e Monaco et al (2009) verificou 3.779 mg/L de SDT em águas reuso de suinocultura. O excesso de sólidos totais dissolvidos na água de irrigação pode levar a diminuição da massa específica de várias camadas de solo (Campelo,1999), levar a impermeabilização do solo ou fazer com que a infiltração neste sistema seja nula. Segundo Detar (1980), água contendo mais de 200mgL⁻¹ de sólidos totais não infiltram no solo em taxas idênticas às observadas para água limpa, ou seja, já podem causar desequilíbrio ao solo.

Os parâmetros turbidez, cor, Na⁺, apresentaram concentrações acima do permitido, em 3, 2, 2 amostras, respectivamente (Tabela 2).

O Na⁺ é um cátion presente em elevados teores nas águas de reuso (Batista et al,2012). Neste estudo, concentrações de 203,0mgL e 201,6mgL de Na⁺ foram verificadas, um pouco acima do VMP, que é de 200mgL. No entanto, Medeiros et al (2006) encontrou valores inferiores de Na⁺ em a água filtrada de origem doméstica, uma média de 43,18mgL, assim como Matos et al (2008) que verificou 107,72mgL deste íon em águas residuárias de laticínio.

Uma alta porcentagem de Na⁺ na água de irrigação pode promover a dispersão das partículas de argila, provocando diminuição na permeabilidade do solo, acarretando a redução na sua aeração e, conseqüentemente, afetando o seu grau de estruturação (Sousa,2005; Nery, 2011; Batista et al,2012). Ayers & Westcot (1999) observou que certos teores de sódio na água, reduzem a velocidade de infiltração do solo, ocasionando, muitas vezes, o não recebimento de água nas raízes das plantas. Outro impacto no solo, é que o aumento da concentração de íon Na⁺ muitas vezes leva a redução na absorção de K⁺ nos tecidos vegetais (Khatum & Flowers, 1995).

Alguns parâmetros, como os ânions de N e o Fósforo total, apresentaram valores baixos na água do Açude Velho (Tabela 2). As formas oxidadas de N, NO₃⁻ e NO₂⁻, possuíram ambas concentrações médias de 0,5mg/L, muito abaixo do limite preconizado pelo CONAMA, que é de 10,0mg/L e 1,0mg/L, respectivamente (Figura 2). O nitrogênio está presente nos esgotos numa variedade de formas devido a seus vários estados de oxidação, e pode mudar rapidamente de um estado a outro, dependendo das condições físicas e bioquímicas presentes, o nitrito (NO₂⁻), por exemplo, dificilmente apresenta concentrações superiores a 1,0mgL⁻¹ devido a fácil oxidação para N-NO₃ - na presença de O₂., e o nitrato, que varia de 0 - 10mgL⁻¹, nos afluentes municipais encontra-se na forma reduzida, principalmente N-NH₄

+(Alves,2006),podendo esta ser a explicação para os baixos valores encontrados no presente estudo.

Diferentemente do NO_3^- e NO_2^- , a concentração da amônia (NH_3) em uma amostra foi superior ao recomendado pelo CONAMA,e nas demais amostras, valores muito próximos ao Valor Máximo Permitido foram encontrados(Tabela 2). Isto pode ser devido á que 60% do N de esgoto municipal está na forma de amônia, podendo muitas vezes alta concentração ser esperada em águas que recebem afluentes municipais (Chagas,2000).

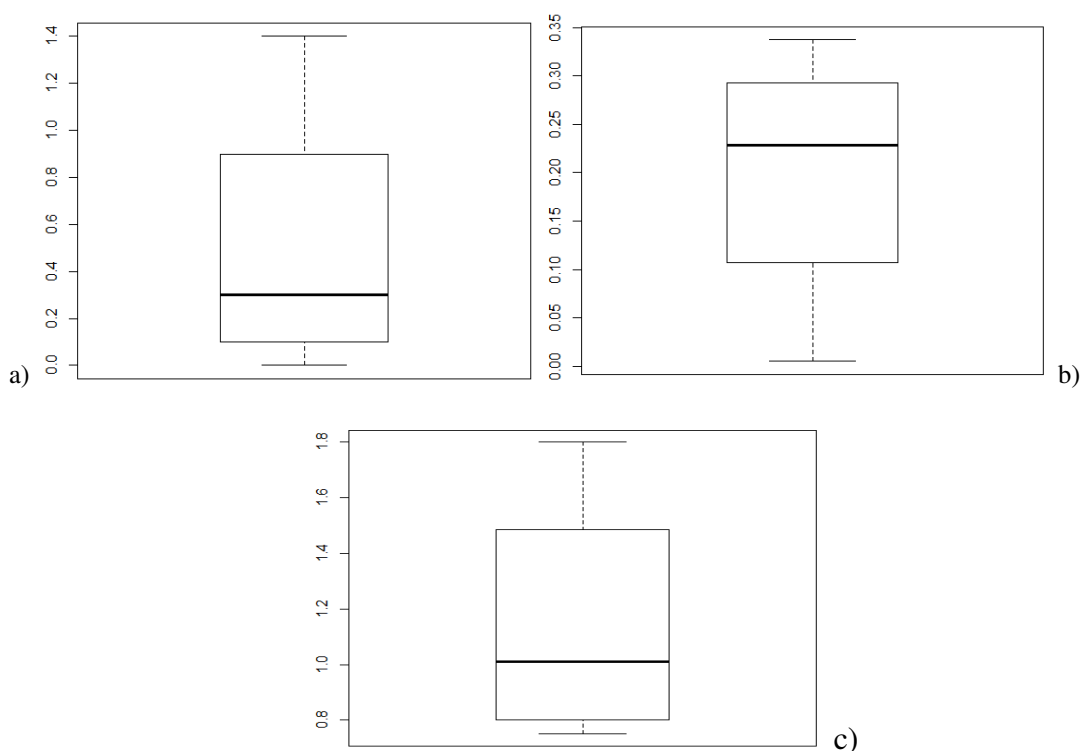


Figura 2. Gráfico BoxPlot das variáveis de nitrogênio da água . NO_3^- (a), NO_2^- (b) e NH_3 (c).

Assim como algumas formas de N avaliadas, encontrou-se baixas concentrações de Fósforo Total na água em três das quatro amostras (Figura 3). Os compostos de fósforo surgem nas águas essencialmente por descargas diretas de efluentes domésticos, industriais e agropecuários e são provenientes de dejetos humanos e animais ou da utilização de detergentes (Medeiros et al,2005). Como não existem dados da vazão de afluentes no Açude Velho, não se pode afirmar que a baixa concentração do fósforo

nesta água é devida a pouca descarga de esgoto no corpo hídrico ou simplesmente por uma diluição no sistema.

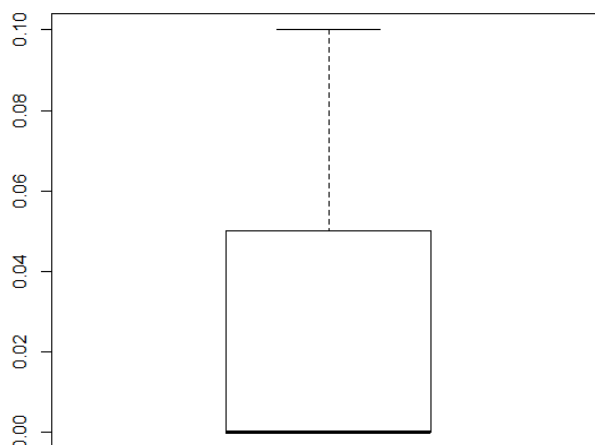


Figura 3. Gráfico Box-Plot dos valores de Fósforo Total na água residuária

Contudo, apesar dos baixos teores de fósforo e nitrogênio, um elevado número de coliformes termotolerantes foi verificado (Tabela 2). O limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100ml é estabelecido para água utilizada na irrigação de parques públicos, e este foi ultrapassado em todas as amostras, com valores muito superiores aos estabelecidos pelo CONAMA, nos quais foram, $(0,4 \times 10^5)$; $(3,9 \times 10^4)$; $(0,5 \times 10^5)$; $(0,4 \times 10^4)$.

A maioria dos coliformes termotolerantes estão presentes em grande número na flora intestinal de humanos e outros animais de sangue quente. As águas potáveis normalmente são livres de coliformes termotolerantes, assim, sua presença na água indica contaminação fecal, provindos das excreções de pessoas lançadas nas águas residuais domésticas, de algumas águas residuais industriais que transportam resíduos de origem animal, de indústrias agropecuárias e de águas residuais pluviais. (Rosenfeld et al, 2006; Wade et al, 2010, Monte & Albuquerque, 2010). Concomitante, as águas tropicais favorecem a sobrevivência e reprodução destas bactérias, pois estas encontram condições favoráveis nestes ambientes (Tran et al, 2015).

Os demais parâmetros analisados, CE, pH, K^+ , Al^{3+} , $CaCO_3$, SO_4^- , SiO_2 e ILS, se encontraram dentro dos padrões estabelecidos pela Classe 2 das Águas doces da Resolução CONAMA n. 3357, em todas as amostragens (Tabela 2).

ii) Modelos de Regressão Linear Múltipla

Os modelos de regressão linear múltipla propostos foram validados por possuírem resíduos que apresentam normalidade, como mostram a estatística de Shapiro-Wilk (Tabela 3) e os gráficos QQ-plot (Figura 4). O teste de Shapiro Wilk constata normalidade quando o p-valor >0,05.

Tabela 3. Estatística de Shapiro Wilk comprovar a normalidade dos resíduos nos modelos I e II

Modelo	W	p-valor
modelo I	0.87337	0.3111
modelo II	0.9773,	0.886

A estatística da ANOVA (Tabela 3) mostra a relação da variável resposta (coliformes termotolerantes) com as variáveis químicas preditoras, o modelo I.

Tabela 4. Análise de Variância do Modelo I

Coefficientes	Estimativa	St. Error	t valor	Pr(> t)
Intercepto	-36.875764	799.369279	-0.046	0.971
Fósforo Total	0.215256	3.459019	0.062	0.960
Amônia (NO ₃ ⁻)	-0.006529	2.128576	-0.003	0.998

Conforme a Tabela 3, nenhuma das variáveis químicas possui relação significativa ao nível $\alpha=0,05\%$ com dos coliformes termotolerantes na água. Apresentando a seguinte equação:

$$\gamma = -36.875764 + 0.215256 - 0.006529$$

Em relação ao modelo II, semelhantemente ao modelo I, as variáveis físicas preditoras não influenciaram na variável resposta, coliformes termotolerantes, $\alpha=0,05\%$, como demonstrado na Tabela 5.

Tabela 5. Análise de Variância do Modelo II

Coeficientes	Estimativa	St. Error	t valor	Pr(> t)
Intercepto	36.686	18.795	1.952	0.301
Cor	1.888	0.713	2.647	0.230
Turbidez	-20.941	8.848	-2.367	0.255

As estimativas do modelo II estão na seguinte equações:

$$\gamma = 36.686 + 1.888 - 20.941$$

Apesar das variáveis dos dois modelos não terem significância estatística para explicar a variável resposta (coliformes termotolerantes), como anteriormente exposto, os dois modelos foram validados pela análise dos resíduos.

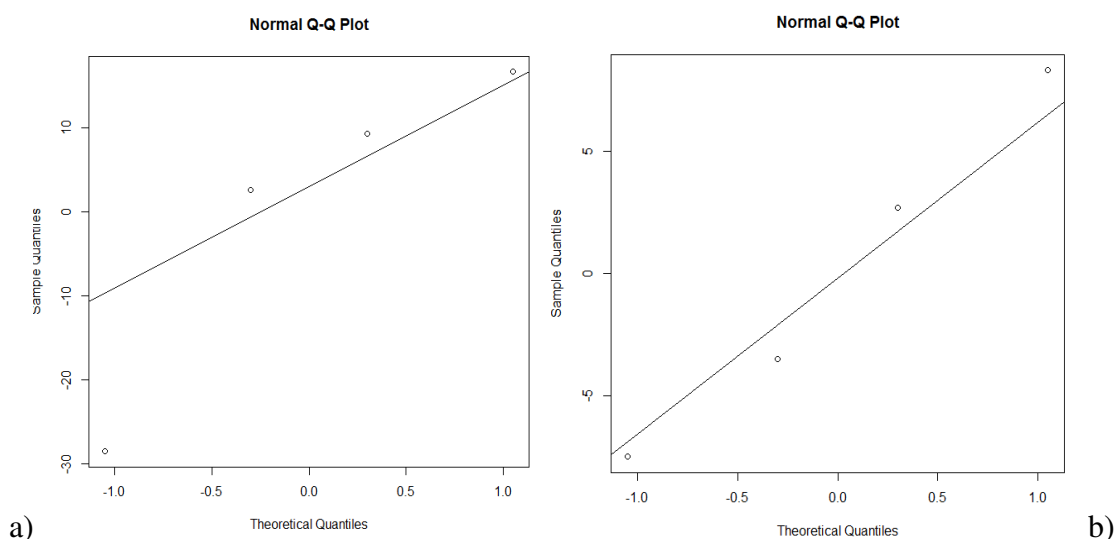


Figura 4. Gráficos QQ-plot dos resíduos do modelo I(a) e do modelo II (b)

A comparação entre os modelos I e II utilizando o AIC e o BIC mostrou que o modelo II possui melhor ajuste, devido aos menores números do AIC e BIC (Tabela 6). Portanto, os parâmetros físicos podem apresentar maior influência no número

coliformes termotolerantes na água comparado aos parâmetros químicos analisados. Entretanto, este n pode ser pequeno para tirar maiores conclusões, necessitando de estudos posteriores, com um maior número de amostragem, para uma resposta mais conclusiva.

Tabela 6. Critério de Informação de Akaike (AIC) e Critério de Informação Bayesiano dos Modelos I e II

Modelo	AIC	BIC
modelo I	42.11387	33.69395
modelo II	39.65905	31.23913

4. CONCLUSÃO

A água do Açude Velho não se encontra dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357 para fins de irrigação de parque público, podendo ocasionar desequilíbrio nos solos e plantas deste ambiente. Entretanto, devem-se haver estudos posteriores, com um maior tempo de amostragem, para uma melhor análise da qualidade desta água.

Os modelos estatísticos mostraram que não há uma forte influência dos parâmetros físico-químicos estudados com o número de coliformes termotolerantes da água. O modelo que utiliza apenas os parâmetros físicos foi mais significativo para explicar o parâmetro biótico avaliado.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. FAO. (1999).

APHA;AWWA; WPCF. **Standard Methods for the sulted in the highest viable and total counts between Examination of Water and Wastewater**. (1999).

Agostinho, A.A.; Pelicice, F.M.; Gomes, L.C. **Barragens e fauna de peixes da região neotropical: impactos e manejo relacionados à diversidade e à pesca**. Braz. J. Biol. n. 68. (2008) .

Agostinho, L.C.L.; Nascimento, L.; Cavalcanti, B.F. **Processo de mitigação de eutrofização do Açude Velho pela eletrólise**. Tecno-lógica, n. 2. 2012.

Batista,R.O.; Matos, A.T.; Cunha, F.F.; Monaco, P.A. **Obstrução de gotejadores utilizados para a aplicação de água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro**. Irriga, Botucatu, v. 10. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997. **Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental**.

Callisto, M.; Goulart, M.; Barbosa, F.A.R.; ROCHA, O.**Avaliação da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo de uma cascata de reservatórios no baixo rio São Francisco (nordeste do Brasil)**. Braz. J. Biol.n.6. (2005).

Campelo, P.L.G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-**

Amarelo. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) -Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. (1999).

Detar, W.R. **Rate of intake and stream advance for liquid dairy manure in furrows.** Transactions of the ASAE, St Joseph, n.5. (1980).

Eloi, W. M.; Duarte, S. N.; Soares, T. M.; Silva, E. F. F.; Miranda, J. H. **Rendimento comercial do tomateiro em resposta à salinização ocasionada pela fertirrigação em ambiente protegido.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15. (2011).

Feigin, A.; Ravina, I.; Shalhevet, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection.** Berlim: Springer-Verlag. (1991).

Garcia, X.; Pargament, D. **Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making.** Resources, Conservation and Recycling n. 101. (2015).

Khatum, S.; Flowers, T. J. **Effects of salinity on seed set in rice.** Plant Cell and Environment, v.18. (1995).

Matos, A.T.; Abrahão, S.S.; Pereira, O.G. **Fragilidade ambiental e uso do solo da bacia hidrográfica do Córrego Pindaíba, Uberlândia, MG, Brasil.** Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science / Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas. v. 3. (2008).

Marengo, J.A. **Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semiárido do Brasil.** Parcerias estratégicas. n.27. (2008).

Medeiros, S. S.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A.; Souza, J. A. A.; Souza, J. A.; Matos, A. **Comportamento dos atributos químicos do solo em resposta à aplicação de água**

residuária de origem doméstica. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9. (2005).

Monaco, P.A.V.;Matos, A.T.;Sarmiento, A.P.; Lopes Júnior, A.V.; Lima, J.T.**Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Engenharia na Agricultura, n.6. (2009).

Pereira, A.B.S. **Caracterização geoambiental urbana da bacia hidrográfica do Riacho das Piabas em Campina Grande-PB.** Monografia apresentada ao Departamento de Geografia da Universidade Estadual da Paraíba. (2012).

Rosenfeld, L.K.; McGee, C.D.; Robertson, G.L.; Noble, M.A.;Jones, B.H. **Temporal and spatial variability of fecal indicator bacteria in the surf zone off Huntington Beach, CA.**Mar Environ Res. n. 61.(2006)

Saraiva, V.M.**Avaliação ambiental da produção de briquetes de capim-elefante-roxo irrigado com efluente da ETE de pendências– RN.** Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande– UFCG. (2013).

Santos, L.R. **Pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico por filtros aeróbios intermitentes de areia.** Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba. (2012).

Silva, D. J.; Queiroz, A. C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.** 3. ed. Viçosa: UFV. (2002).

Silva, V.P.R.**On climate variability in Northeast of Brazil.** Journal of Arid Environments. Volume 58, Issue 4(2004).

Silva, M. R.; Hahn, N.S. **Influência da dieta sobre a abundância de Moenkhausia dichroua (Characiformes, Characidae) no reservatório de Manso, Estado de Mato Grosso.** Iheringia, Sér. Zool. n. 99. (2009).

Silva, V.F.; Ferreira, A.C.; Silva, V.F.; Baracuh, J.G.V. **Análise de corpos hídricos constituintes do Riacho das Piabas em Campina Grande - PB.** Revista Monografias Ambientais - REMOA v.13, n.4. (2014).

Sousa, J.P.; Ceballos, B.S.O.; Henrique, I.N.; Dantas, J.P.; Lima, S.M.S. **Reuso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.).** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.10, n.1. (2006).

Tran , N.H.; Gin, K.Y.H.; Ngo, H.H. **Fecal pollution source tracking toolbox for identification, evaluation and characterization of fecal contamination in receiving urban surfacewaters and groundwater.** Science of the Total Environment n. 538. (2015).

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. **Reservatórios e bem-estar humano: novos desafios para avaliar os impactos e benefícios na região Neotropical.** Brazilian Journal of Biology n. 68. (2008).

Wade, T.J.; Sams, E.; Brenner, K.P.; Haugland, R.; Chern, E.; Beach, M., Wymer.; L., Rankin.C.C. **Rapidly measured indicators of water quality and swimming-associated illnesses at marine beaches: a prospective cohort study.** Environ Health n.9, (2010).

CAPÍTULO II

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DO SISTEMA SOLO-PLANTA DE UM PARQUE PÚBLICO PELA UTILIZAÇÃO DA ÁGUA NÃO POTÁVELNA IRRIGAÇÃO PARAISAGÍSTICA

Rafaela.S.R.Almeida¹; Hélvia. C.Araújo²; J. Dantas Neto³

RESUMO

Em zonas semiáridas, a irrigação é a principal consumidora de recursos hídricos. Assim, fontes alternativas da água para irrigação, como a água de reuso, são de suma importância para a continuidade do desenvolvimento socioeconômico da região. Os impactos da utilização da água não potável na irrigação paisagística tem sido pouco conhecidos, mas dentre eles está a contaminação dos sistemas que são irrigados com esta água. O objetivo deste trabalho foi avaliar a contaminação por coliformes termotolerantes dos sistemas solo-planta de um parque público, o Parque da Criança, que é irrigado com água não potável. Os resultados mostraram que não existe diferença no número de coliformes termotolerantes do solo e da planta (p -valor= 0.71), mas que há diferença no número de coliformes termotolerantes entre a água e os sistemas irrigados $p < 0.05$. Há um aumento de uma a duas unidades logarítmicas no número de coliformes termotolerantes da água para solos e plantas. Podendo-se concluir que a irrigação paisagística com água não potável levou a uma alta contaminação dos sistemas irrigados.

PALAVRAS-CHAVE: água não potável, irrigação paisagística, contaminação, coliformes termotolerantes, parque públicos

ABSTRACT

In semi-arid areas, irrigation is the main consumer of water resources. Thus, alternative sources of water for irrigation, such as water reuse, are of paramount importance for the continuity of socioeconomic development in the region. The impact of the use of wastewater in landscape irrigation has been little known, but among them is the contamination of systems that are irrigated with this water. The objective of this study was to evaluate the contamination by fecal coliforms of a public park soil-plant systems,

the Park of the Child, which is irrigated with wastewater. The results showed no difference in the number of thermotolerant coliforms and ground plant ($p = 0.71$), but no difference in the number of coliforms temrotolerantes between water and irrigation systems $P < 0.05$. There is an increase of two log units in the number of fecal coliform in water for soil and plants. It can be concluded that the landscape irrigation with wastewater has led to a high contamination of irrigated systems.

KEYWORDS: wastewater, landscape irrigation, contamination, termotolerants coliforms, public park

¹ Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (UFCG). email:rafasilver@ymail.com

²Professora Adjunta do Departamento de Química Industrial da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

³Professor Titular do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

1. INTRODUÇÃO

Em zonas semiáridas, a irrigação é responsável pelo consumo de em média 70% dos recursos hídricos disponíveis (Capra & Scicolone, 2007). Entretanto, estas regiões são caracterizadas como áreas com acentuado déficit hídrico, curto período chuvoso, altas temperaturas e elevadas taxas de evapotranspiração (Sousa et al., 2006)

Neste contexto, fontes alternativas da água para irrigação são de suma importância para a continuidade do desenvolvimento socioeconômico da região (Chen et al, 2015). A utilização de água não potável está sendo apontada como uma das alternativas mais sustentáveis para a irrigação no semiárido, havendo diversos estudos demonstrando a eficiência do uso destas águas como fonte complementar de recurso hídrico, sendo usada na irrigação de várias culturas, como o pimentão (Sousa et al, 2006); feijão (Rebouças et al, 2010); mamona (Sousa et al, 2010); melancia (Mota et al, 2011) , como também causando aumento da produtividade agrícola, devido a incorporação de nutrientes nestes sistemas (Pereira et al, 2008; Nery, 2011; Batista et al, 2014).

Contudo, os impactos e eficiência da irrigação da água não potável para fins não agrícolas no Semiárido Brasileiro, ainda são pouco conhecidos (Garcia & Pargment, 2015). A irrigação da paisagem é a aplicação sistemática de água para fornecimento das necessidades hídricas de plantas ornamentais e de paisagem. Estima-se que cerca de 40-60% da água de abastecimento de muitos países de clima semiárido seja usada na irrigação paisagística (Al-hamaiedeh & Bino, 2010). Assim, vários países implantaram programas de irrigação paisagística com água não potável, como Israel, Austrália, Estados Unidos, entre outros (Fonseca, 2001). Nestes países, em média, houve uma redução na utilização da água potável que chega a 50%, contribuindo para a diminuição dos orçamentos públicos (Biggs & Jiang, 2009; Al-hamaiedeh & Bino, 2010).

No Brasil, existem exigências para o uso das águas não potável na irrigação paisagística, tais como; não deve apresentar mau-cheiro; não deve conter componentes que agredam as plantas ou que estimulem o crescimento de pragas; não deve ser abrasiva; não deve manchar superfícies; não deve propiciar infecções ou a contaminação por vírus ou bactérias prejudiciais à saúde humana. (ANA, 2005). Adicionalmente, a Resolução nº 357 do CONAMA, dita os padrões de qualidade da

água para este fim. Todas estas determinações, se devem a algumas substâncias contidas nestas águas que podem provocar impactos no sistema solo-planta, assim como na saúde do homem, pois águas poluídas frequentemente possuem; concentrações excessivas de nutrientes, que podem comprometer as plantas e o solo; elevados teores de sais, que dissolvidos aumentam o risco de salinização do solo; presença de íons específicos (sódio, boro e cloreto) ,que muitas vezes induzem toxidez as plantas , como também presença de microrganismos patogênicos, que podem contaminar o solo, a planta e o ser humano (Capra & Scicolone,2007; Rompré et al, 2012)

A contaminação biológica no sistema solo-planta e os riscos epidemiológicos relacionados a irrigação paisagística com poluída e/ou contaminada, podem ser analisados pela utilização de indicadores de contaminação fecal (Carvalho et al, 2013). Estes indicadores são alguns tipos bactérias, vírus e protozoários, que são encontrados nas fezes de humanos e animais (Palese et al.,2009; Orene et al.,2015. No entanto, para ser um indicador, o organismo deve ser (1) facilmente detectável utilizando simples testes laboratoriais; (2) não deve normalmente estar presente na água não poluída; (3) deve aparecer em concentrações que pode ser correlacionada com a extensão da contaminação;(4) deve ter uma taxa die-off que não é mais rápido (Kim et al,2005)

Os coliformes termotolerantes são indicadores de contaminação fecal mais amplamente utilizados no mundo, sendo reconhecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05. Essas bactérias são encontradas no trato intestinal dos homens e animais, onde diversos estudos já correlacionaram sua presença com material fecal (Rosenfeld et al,2006).

O Parque da Criança é um ecossistema artificial localizado em Campina Grande-PB, semiárido brasileiro. Este parque é bastante frequentado, possuindo um fator paisagístico relevante para o município, especialmente por possuir uma extensa área verde. A irrigação desta área verde é realizada com água não potável por mais de vinte anos, a partir de um corpo hídrico localizado em sua vizinha, o Açude Velho. O Açude Velho é um reservatório que já possuiu função de abastecimento público no município, porém, nas últimas décadas, existem diversos pontos de lançamentos de esgotos industriais e domésticos, principalmente sendo lançados nas galerias pluviais que afluem (Freire et al,2012). Entretanto, há ausência de estudos que verifiquemo nível de contaminação das áreas verdes do Parque devido á irrigação com esta água.

Assim, este estudo teve como objetivo avaliar a contaminação por coliformes termotolerantes da água potável e dos sistemas solo-planta no Parque da Criança.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque da Criança localizado no município de Campina Grande-PB, com coordenadas geográficas de 07°13'11" de latitude sul e 35°53'31" de longitude oeste, uma altitude de 550m. Campina Grande apresenta uma precipitação total anual de 802,7 mm, temperaturas máxima (27,5°C) e mínima (19,2°C) e umidade relativa do ar de 83% (Silva, 2004). O Parque da Criança tem uma área de aproximadamente 67.000m², possuindo áreas urbanizadas e áreas verdes (Figura 5), onde centenas de pessoas o frequentam para realizarem atividades aeróbicas-esportivas e de lazer (Silva et al,2008).

A irrigação nas áreas verdes é por aspersão e ocorre no período diurno, de segunda a sexta-feira. Toda área verde é irrigada, mas não há cálculo de evapotranspiração, portanto, não se existem valores de quanto de água é utilizada.



Figura 5. Perímetro do Parque da Criança, com áreas urbanizada e verde

Fonte: Silva et al ,2008

2.2. Amostragens e análises metodológicas

A coletas da água, solo e plantas foram realizadas na estação seca, com quatro períodos amostrais.

As amostras da água que irrigam as áreas verdes do Parque da Criança foram coletadas diretamente da mangueira que liga as águas do Açude Velho ao parque, utilizando uma garrafa de vidro de 1L, previamente auto clavada. No Laboratório de Saneamento Básico da UEPB foram verificados os números coliformes termotolerantes utilizando o método da membrana filtrante e seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 1999).

As coletas do solo e plantas foram realizadas pela manhã, no horário das 9:00, concomitantemente as da água. O solo e plantas foram coletados em uma amostra composta em quatro pontos distintos do Parque da Criança, nas camadas de 0-10 cm, em um caminhar ziguezague. A análise do número de coliformes termotolerantes nestes sistemas também foi através do método da membrana filtrante. A equação para encontrar o número de coliformes termotolerantes deste método está abaixo:

$$\text{UFC}/100\text{ML} = n/v * f * 10^2$$

Onde:

n é o número de colônias contadas, v é o volume de amostra inoculado na placa e f é o fator de diluição da amostra.

2.3. Análises estatísticas

Foi aplicado o Teste T Student para avaliar a existência de diferenças significativas $\alpha=0,05$ e correlações (r^2), no número de coliformes nos sistemas água- solo-planta. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Studio 2.0.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parques públicos são áreas importantes para melhoria da qualidade de vida da população, interconectando e equilibrando os processos de urbanização e a preservação

do meio ambiente (Loboda & Angelis, 2002).No entanto, para que estes benefícios ocorram, devem haver investimentos na preparação do solo, limpeza dos jardins e manutenção da irrigação.

As áreas verdes do Parque da Criança são irrigadas cinco dias da semana com a água não potável há mais de 20 anos,desde sua fundação.Nas quatro semanas seguidas de amostragens, houve diferença estatisticamente significativa no número de coliformes termotolerantes (CT) nas amostras desta água (p-valor, = 0.04557) (Figura 6). Entretanto, não houveram diferenças na quantidade de (CT) entre as amostragens do solo (p-valor = 0.1442) (Figura 7), e nem entre as das plantas (p-valor= 0.05828) (Figura 8). Estes dados mostram que no solo e plantas do parque, estas bactérias encontraram condições mais estáveis do que na água, fazendo com que a variabilidade da sua abundância fosse menor.

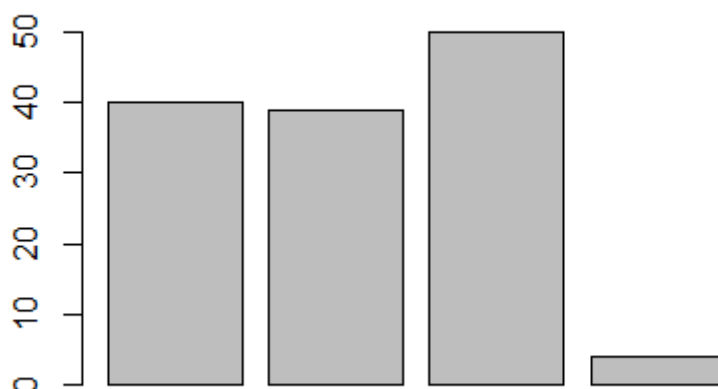


Figura 6. Gráfico de barras do número de coliformes termotolerantes encontradas nas quatro amostras da água

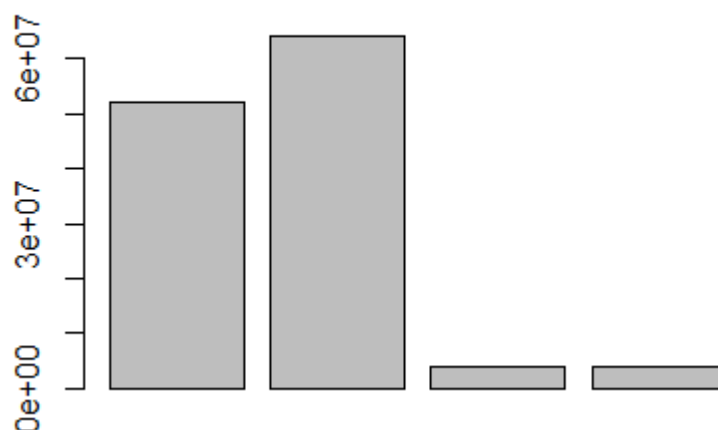


Figura 7. Gráfico de barras do número de coliformes termotolerantes encontrado nas quatro amostras do solo

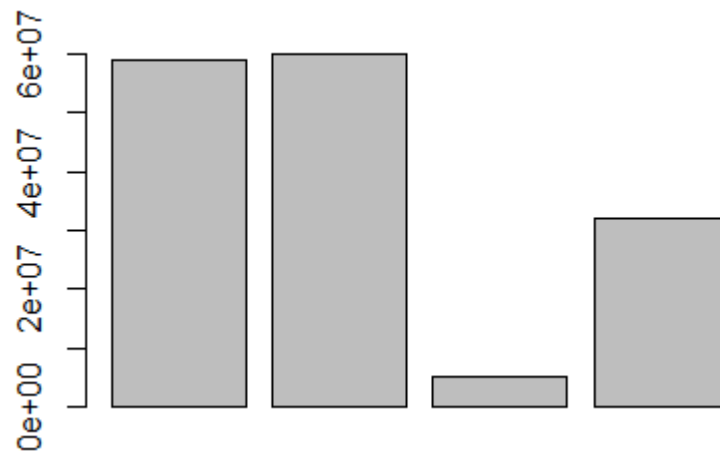


Figura 8. Gráfico de barras do número de coliformes termotolerantes encontrado nas quatro amostras das plantas

Dentre os sistemas, existem diferenças nas concentrações CT da água e solo (p – valor $<0,05$) e da água e planta (p – valor $<0,05$). Contudo, não houveram diferenças entre as abundâncias de CT do solo e planta (p - valor = 0,71), sendo encontrada uma elevada correlação ($r^2=0,89$).

Como exposto na Tabela 7, verifica-se aumento de uma a duas unidades logarítmicas na concentração de CT da água para solo e plantas do parque, onde a média do número de CT na água foi de $1,3 \times 10^{4,5*}$, e do solo $4,8 \times 10^{6,5}$ planta $5,0 \times 10^{6,7}$. Possivelmente os CT oriundos da água encontraram condições favoráveis no solo para sobreviverem e reproduzirem-se, tais como; alta umidade, menor incidência de radiação solar, elevada concentração de matéria orgânica e pH neutro (Santamaria & Toranzo, 2003; Ribas & Neto, 2008). As plantas normalmente apresentam concentrações menores de bactérias que os solos, pois estas são mais expostas aos fatores que diminuem a sobrevivência dos microrganismos (Carvalho et al, 2013), mas isto não foi demonstrado no presente estudo. Entretanto, as bactérias de plantas que possuem o corpo vegetal quase todo inserido no solo, frequentemente possuem a mesma flora bacteriana do solo. As plantas do parque da criança, em sua maioria, são gramíneas, portanto, a alta correlação da quantidade de CT dos solos e plantas, pode ser pela proximidade de ambos os sistemas.

Comparando os resultados estabelecidos pelo CONAMA n.357, o número de coliformes termotolerantes contidos na água, não estão dentro dos padrões para fins de irrigação paisagística, havendo excedido uma a duas unidades logarítmicas do permitido em todas as amostragens, que é de 1000 CT por 100 ml (Tabela 8).

Tabela 7. Número de coliformes termotolerantes encontrados na água, solo e planta

AMOSTRAGEM	ÁGUA	SOLO	PLANTA
1º coleta	$0,4 \times 10^5$	$5,2 \times 10^7$	$5,9 \times 10^7$
2º coleta	$3,9 \times 10^4$	$6,0 \times 10^7$	$6,0 \times 10^7$
3º coleta	$0,5 \times 10^5$	$4,1 \times 10^6$	$5,0 \times 10^6$
4º coleta	$0,4 \times 10^4$	$3,9 \times 10^6$	$3,2 \times 10^7$

Alguns estudos mostram que um excedente de coliformes termotolerantes na água pode levar a contaminação dos sistemas que são irrigados. Al-Nakshabandi et al. (1997) observaram que a aplicação de esgotos sanitário tratado no solo proporcionou considerável aumento no nível populacional dos coliformes termotolerantes, comparado ao solo seco. Al-Lahham et al. (2003) avaliaram a contaminação da casca do fruto do tomateiro irrigado com afluentes tratados e verificaram um alto nível de coliformes termotolerantes. No presente estudo, como exposto anteriormente, encontrou-se uma elevada contaminação por coliformes termotolerantes nos solos e plantas do Parque da Criança (Tabela 8).

O alto número de CT no solo e plantas do parque, além destes microrganismos terem encontrado condições propícias para se estabelecerem, pode ser atribuído ao extenso e periódico uso da água contaminada na irrigação. Diversos estudos demonstram que a suspensão da aplicação de água reuso, eliminam os CT dos solos e plantas. Rocha et al. (2003) observaram que após 54 dias sem aplicar esgoto sanitário tratado, não haviam mais coliformes termotolerantes no solo. Assim como Santos (2004) que

constatou ausência completa destas bactérias no solo quando a irrigação com efluentes tratados era suspensa por mais de uma semana. E Pereira et al (2014) que depois de 32 dias sem a aplicação de esgoto doméstico, não detectaram CT no solo. Assim como, o método de rega utilizado nas áreas verdes do Parque da Criança é por aspersão, que comprovadamente favorece contaminações microbiológicas, não só dos solos e plantas, mas também das pessoas que realizam a irrigação (Santos et al, 2012).

A contaminação por microrganismos indicadores de material fecal em solos e areias de áreas públicas, é relativamente recorrente. Doorduyn et al, (2006) relataram contaminação fecal em parques infantis, Edge & Hill (2007) em areais de praias, Nunes et al (2000) em terras de escolas públicas e Sartor & Bergamo (1998) nos solos de praças públicas.

Entretanto, a presença de agente patogênico no solo ou em plantas não significa um risco epidemiológico, ou seja, não implica necessariamente em ocorrências de doenças. Sua presença pode se caracterizar apenas como um risco potencial (Santos et al, 2012). O risco real de um indivíduo ser infectado depende da quantidade de dose infectante e a patogenicidade dos agentes infecciosos, da susceptibilidade e grau de imunidade do hospedeiro, nível de exposição aos focos de transmissão, como também aos fatores extrínsecos que atuam como barreiras de proteção (Salgot et al, 2006; Castro et al, 2015). Assim, mesmo que os visitantes, que frequentemente sentam e/ou apoiam as mãos sobre os solos e plantas do Parque da Criança, não se pode afirmar e até mesmo avaliar com os dados deste estudo, que as contaminações destes sistemas levam as pessoas a terem doenças relacionadas a infecções por coliformes termotolerantes. Portanto, são necessários estudos epidemiológicos que analisem se há uma correlação entre surgimento de doenças nos visitantes e a exposição a estes microrganismos no Parque da Criança.

4. CONCLUSÃO

A água não potável utilizada na irrigação das áreas verdes do Parque da Criança não se encontra dentro dos padrões requeridos pela Resolução CONAMA n. 357 para o número de coliformes termotolerantes com fins de irrigação. Este excedente de bactérias, ocasiona um elevado nível de contaminação do solo-plantas do parque.

Podendo-se concluir que a irrigação paisagística com água não potável leva a uma alta contaminação dos sistemas irrigados. Entretanto, não se pode, com o presente estudo, afirmar que esta contaminação ocasiona doenças nas pessoas, devendo-se haver estudos epidemiológicos posteriores que correlacionem a contaminação dos sistemas com o aparecimento de infecções nos visitantes do parque.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Al-Hamaiedeh, H.; Bino, M. **Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants**. Desalination, n. 256. (2010).

AL-Lahham, O.; EL-Assi, N. M.; Fayyad, M. **Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit**. Agricultural Water Management, v.61. (2003).

AL-Nakshabandi, G.A.; Saqqar, M.M.; Shatanawi, M.R.; Fayyad, M.; Al-horani, H. **Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan**. Agricultural Water Management, v.34. (1997).

ANA - Agência Nacional de Águas. **Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil**. Brasília. (2005).

Batista, R.O.; Batista, R.O.; Fia, R.; Silva, D.F. **Qualidade das águas residuárias para irrigação**. Boletim Técnico da Universidade Federal de Lavras - n.º 99. (2014).

Biggs, T.W.; Jiang, B. **Soil salinity and exchangeable cations in a wastewater irrigated area, India**. J. Environ. n. 38. (2009).

Capra, A.; Scicolone, B. **Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems**. J. Clean. Prod. n.15(2007).

Carvalho, R. S.; Santos Filho, J. S.; Santana, L. O. G.; Gomes, D. A.; Mendonça, L. C.; Faccioli, G. **Influência do reuso de águas residuárias na qualidade**

microbiológica do girassol destinado à alimentação animal). *Ambi-Agua*, n. 2, (2013).

Castro,C.B.; Lopes, A.R.; Vaz-Moreira, I.; Silva, E.F.; Manaia , C.M.; Nunes, C. **Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health.** *Environment International* n. 75 (2015)

Chen, X.; Sun, D.; Zhang, X;Liang,P.;Huang, X.**Novel Self-driven Microbial Nutrient Recovery Cell with Simultaneous Wastewater Purification.***Scientific Reports* n. 5, (2015).

Doording, Y.; Van Den Brandhof,W.E.; Van Duynhoven, Y.T.H.P.;Wannet,W.J.B., Van Pelt,W. **Risk factors for Salmonella Enteritidis and Typhimurium (DT104 and non-DT104) infections in The Netherlands: predominant roles for raw eggs in Enteritidis and sandboxes in Typhimurium infections.** *Epidemiol. Infect.* (2006).

Edge, T.A.; Hill, S. **Multiple lines of evidence to identify the sources of fecal pollution at a freshwater beach in Hamilton Harbour, Lake Ontario.** *Water Res.* n. 41 (2007).

Fonseca, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado.** Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (2001).

Freire, J.A.; Batista, F.G.A. **Avaliação dos níveis de metais pesados no corpo aquático do açude velho, campina grande – PB.** *Revista Brasileira de Mineração e Meio Ambiente* (2012).

Garcia, F.O.; Caravaca, A.; Coronado, A.M.; Roldán, A.**Prolonged irrigation with municipal wastewater promotes a persistent and active soil microbial community in a semiarid agroecosystem.** *Agricultural Water Management*, v.149 (2015).

Garcia, X.; Pargament, D. **Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making.** Resources, Conservation and Recycling, n. 101 (2015).

Griffin,D.W.;Lipp, E.K.; Mclaughlin, M.R.; Rose, J.B. Marine Recreation and Public Health Microbiology: Quest for the Ideal Indicator. **BioScience vol. 51. (2000).**

Kim, G.;Choi, T.E.; Dongryul Lee. **Diffuse and point pollution impacts on the pathogen indicator organism level in the Geum River, Korea.** Science of the Total Environment, v. 350 (2005).

Loboda, C.R.; Angelis, B.L.D. **Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções.** Ambiência - Revista do Centro de Ciências Agrárias e Ambientais V. 1. (2005)

Mota, A.F.; Almeida, J.P.N.; Santos, J.P.S.; Azevedo, J.; Gurgel, M.T. **Desenvolvimento inicial de mudas de melancia ‘crimsonsweet’ irrigadas com águas residuárias.** Revista Verde, n.2 (2011).

Nery, A.R.**Crescimento e desenvolvimento do pinhão-mansão irrigado com águas residuária e salinizada – segundo ciclo de produção.** Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande. (2011).

Nunes, C.M.; Pena, F.C.; Negrelli, G.B.; Anjo, C.G.S.; Nakano, M.M.; Stobbe, N.S. **Ocorrência de larva migrans na areia de áreas de lazer das escolas municipais de ensino infantil, Araçatuba, SP, Brasil.** Revista de Saúde Pública. v.34, n.6. (2000).

Palese, A.M.; Pasquale, V.; Celano, G.; Figliuolo, G.; Masi, S.; Xiloyannis, C. **Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: effects on microbiological quality of soil and fruits.** Agric. Ecosyst. Environ. n. 129. (2009).

Pereira,C.R.A.; Ferreira, A.P.; Koifman, R.J. **Detecção de *Cryptosporidium parvum* em alfaces frescas para consumo cru. Estudo de caso: Teresópolis, Rio de Janeiro, Brasil.** Gaia Sentia,n.2 (2008).

Pereira, C.C.M.S.; Pereira, J.V.; Lima, F.M.B.; Silva, A.R.A. **Avaliação microbiológica do capim Tifton 85, irrigado com esgoto doméstico tratado.** Agropecuária Técnica, vol. 35 (2014).

Rebouças,J.R.L.;Dias,N.S.; Gonzaga, M.I.S.; Gheyi, H.S.; Sousa, O.N.**Crescimento de feijãocaupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado.** Revista Caatinga, Mossoró, v. 23 (2010).

Ribas, T.B.C.; Fortes, P.N. **Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes.**Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 3 (2008).

Rocha, R. E. M.; Pimentel, M. S.; Zago, V. C. P. **Avaliação de biossólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38. (2003).

Rompere,A.; Servais,P.;Baudart,J.;Rene,M.; Laurent,P. **Detection and enumeration of coliforms in drinking water:current methods and emerging approaches.** Journal of Microbiological Methods, n. 49 (2002).

Rosenfeld, L.K.; McGee, C.D.; Robertson, G.L.; Noble, M.A.;Jones, B.H. **Temporal and spatial variability of fecal indicator bacteria in the surf zone off Huntington Beach, CA.**Mar Environ Res. n. 61 (2006).

Salgot, M.; Huertas,E.; Weber, S.; Dott, W.;Hollender.**Wastewater reuseand risk: definition of key objectives.** Desalination, n. 187 (2006).

Santamaría, J.; Toranzos, G.A. **Enteric pathogens and soil: a short review.** Int Microbiol; n. 6 (2003).

Santarém, V.; Sartor, I.; Bergamo, F. **Contaminação por ovos de *Toxocara* spp, de parques e praças públicas de Botucatu.** Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical. v. 31, n.6 (1998).

Santos, S. S. **Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) -Universidade Federal de Viçosa(2004)

Silva, A.M.A.; Coelho, I.D.; Medeiros, P.R. **Levantamento florístico das plantas daninhas em um parque público de Campina Grande, Paraíba, Brasil.** Biotemas, v. 21 (2008).

Santos,J.G.; Piveli,R.P.; Campos,F.; Sundefeld,G.; Sousa, T.S.; Cutolo, S.A. **Análise parasitológica em efluentes de estações de tratamento de águas residuárias** . Revista de Patologia Tropical. (2012).

Souza,J.A.R.; Moreira, D.A.; Ferreira, P.A.; Matos, A.T. **Avaliação de frutos de tomate de mesa produzidos com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura.** Engenharia na agricultura, v.18 n.3.(2010).

Sousa, J.P.; Ceballos, B.S.O.; Henrique, I.N.; Dantas, J.P.; Lima, S.M.S.**Reuso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.).** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.10, n.1. (2006).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Alves, W. A. **Fertirrigação com água residuária na cultura do algodão de fibra marrom**. 2006. 190p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande (2006).

Araújo, F.F.; Tiritan, C.S.; Pereira, M.H.; Caetano Júnior, O. **Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação de lodo de curtume e fosforita**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande - PB, v.5 (2008).

Azevedo, L.P.; Oliveira, E.L. **Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial**. Eng.Agríc. Jaboticabal, v.25(2005).

Batista,R.O.;Batista,R.O.;Fia, R.; Silva, D.F. **Qualidade das águas residuárias para irrigação**. Boletim Técnico da Universidade Federal de Lavras - n.º 99 (2014).

Brasil. Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de agosto. **Estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, definindo os requisitos a observar na utilização das águas**. (1997).

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**.

Brasil. **Fundação Nacional de Saúde. Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo, para melhorar e incrementar a agricultura do semiárido nordestino** – Brasília: Funasa(2007).

Brasil. Resolução no 121, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece **diretrizes e critérios para a prática de reuso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH no 54, de 28 de novembro de 2005.**

Berndes G. **Bioenergy and water—the implications of large-scale bioenergy production for water use and supply.** Global Environmental Change (2002).

Bonin,M.A.; Sato, L.M.; Bastos, R.G.; Souza, C.F.**Alterações nos atributos químico e físicos de um Latossolo Vermelho irrigado com água residuária e vinhaça.**Revista Biociências, v. 20, n. 1, p. 56-63 (2014).

Carvalho, R. S.; Santos Filho, J. S.; Santana, L. O. G.; Gomes, D. A.; Mendonça, L. C.; Faccioli, G. G.**Influência do reuso de águas residuárias na qualidade microbiológica do girassol destinado à alimentação animal).** Ambi-Agua, n. 2 (2013).

Chagas, W.F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da penha no estado do Rio de Janeiro.** Dissertação submetida a Pós-graduação da Fundação Oswaldo Cruz / escola nacional de saúde pública. (2000).

Chen, X.; Sun, D.; Zhang, X.;Liang, P.; Huang, X. **Novel Self-driven Microbial Nutrient Recovery Cell with Simultaneous Wastewater Purification.**Scientific Reports n. 5 (2015).

Coelho, B.A.C. **Estudo do tratamento de águas residuais urbanas.** Tese de Mestrado De Desenvolvimento em Ambiente Empresarial NA Universidade do Porto (2008).

Corcoran, E.; Nellesmann, C.; Baker, E.; Bos, R.; Osborn, D.; Savelli, H. **Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development.** A Rapid

Response Assessment. United Nations Environment Programme (UNEP), UN-HABITAT, GRID-Arendal (2010).

Duarte, A. S.; Airoidi, R.P.S.; Folegatti, M. V.; Botrel, T. A.; Soares, T.M. **Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.12, n.3, p.302–310 (2008).

Fonseca, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado.** Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (2001).

Gagnon, C.; Gagne, F.; Turcotte, P.; Saulnier, I.; Blaise, C.; Salazar, M.H.; Salazar, S.M. **Exposure of caged mussels to metals in a primary-treated municipal wastewater plume.** Chemosphere 62 (2005).

García, F.O.; Caravaca, F.; A.; Roldán, A. **A agroecosystem.** Agricultural (2014).

Hamilton, J; Stagnitti, F; Premier, J; Boland, A; Hale, G. **Quantitative Microbial Risk Assessment Models for Consumption of Raw Vegetables Irrigated with Reclaimed Water.** Appl. Environ. Microbial. (2006).

Hong, J.; Hong, J.; Otaki, M.; Jolliet, O. **Environmental and Economic Life Cycle Assessment for Sewage Sludge Treatment Processes in Japan.** Waste Management, Vol.29, No.2 (2009).

Kayikcioglu, H.H. **Short-term effects of irrigation with treated domestic wastewater on microbiological activity of a Vertic xerofluent soil under Mediterranean conditions.** J Environ Manage. (2012).

Lacerda, P.M.; Rodrigues R.F.; Nalini, H.A Malafaia, G. Rodrigues, A.S.L. **Influência da irrigação com águas residuárias no desenvolvimento de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*).** Rev. Acad., Ciênc. Agrar. Ambiente, n. 2. (2011).

Liébana, J.A.R.; ElGouzi,S.; Dolores, Antonio Castillo, Aránzazu Peña. **Irrigation of a Mediterranean soil under field conditions with urban wastewater: Effect on pesticide behavior.** Environment, Volume (2014).

Magalhães, A.G.; Rolim, M.M.; Duarte, A.S.; Tavares, U.E.; Pinheiro, L.C.; Leitão, D.A.H.S. **Reutilização da água residuária de casa de farinha em substituição à adubação mineral: efeitos no solo e na planta.** Revista EDUCAmazônia - Educação Sociedade e Meio Ambiente (2013).

Medeiros, S. S.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A.; Souza, J. A. A.; Souza, J. A.; Matos, A. **Comportamento dos atributos químicos do solo em resposta à aplicação de água residuária de origem doméstica.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9 (2005).

Mendonça, J.F.B. **Solo: substrato da vida.** Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. (2006).

Menezes, J. F. S.; Freitas, K. R.; Carmo, M. L. et al. **Produtividade de massa seca de forrageiras adubadas com cama de frango e dejetos líquidos de suínos.** In.: simpósio internacional sobre gerenciamento de resíduos de animais. Florianópolis (2009).

Monte, H.M; Albuquerque, A. **Reutilização de Águas Residuais.** Series Guias Técnicos (2010).

Nery, A. **Crescimento e desenvolvimento do pinhão-mansão irrigado com águas residuária e salinizada – segundo ciclo de produção.** Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande (2011).

Palese, A.M.; Pasquale, V.C. G.; Figliuolo, G.; Masi, S. **Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: Effect Agric Ecosyst Environmental** (2009).

Pasin, D.B. **Avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) associados à e. coli em águas cinza.** Dissertação apresentada ao Programa de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. (2013).

Pedrero, F.; Kalavrouziotis, I.; Alarcón, J. J.; Koukoulakis, P.; Asano, T. **Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture. Review of some practices in Spain and Greece.** Agricultural Water Management, (2010).

Pfister, S.; Bayer, P.; Koehler, A.; Hellweg, S. **Environmental Impacts of Water Use in Global Crop Production: Hotspots and Trade-Offs with Land Use.** Environ. Sci. Technol. (2011).

Santos, S.S.; Soares, A.A.; Matos, A.T.; Mantovani, E.C.; Batista, R.O.; Melo, J.C **Contaminação microbiológica do solo e dos frutos de cafeeiros fertirrigados com esgoto sanitário.** Engenharia na Agricultura, v.14 n.1 (2006).

Santos, J.G.; Piveli, R.P.; Campos, F.; Sundefeld, G.; Sousa, T.S.; Cutolo, S.A. **Análise parasitológica em efluentes de estações de tratamento de águas residuárias .** Revista de Patologia Tropical. (2012).

Sousa, J.P.; Ceballos, B.S.O.; Henrique, I.N.; Dantas, J.P.; Lima, S.M.S. **Reuso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.).** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.10, n.1 (2006).

Souza, J.J.A. **Uso de água residuária de origem doméstica na fertirrigação do cafeeiro: efeitos no solo e na planta.** Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. (2005).

Souza, J.A.R.; Moreira, D.A.; Ferreira, P.A.; Matos, A.T. **Avaliação de frutos de tomate de mesa produzidos com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura.** Engenharia na agricultura, v.18.n.3. (2010).

Tavares, M.K.N.; Coelho, M.M.; Ribeiro, A.A.; Moreira, F.J.C.; Souza, M. C. M. R.; Menezes, A.S. **Avaliação de características químicas de solos cultivado com mamona irrigada com águas residuárias.** II INOVAGRI International Meeting (2014).

Toze, R.S.G.; Dillon, R.; Pavelic, P. **Usefulness of intentional recharge for storage of potable and reclaimed waters - An Australian Perspective**'. Water and Environmental Management (2004).

Tram VO, P.; HuuHaoNg, G.W.; Zhoua, J.; Nguyenb, P.D.; Andrzej Xiaochang, L.C. **A mini-review on the impacts of climate change on wastewater reclamation and reuse.** Science of the Total Environment (2015).

Tundisi, J. G. **Água no século XXI.** São Carlos: Editora Rima, 2003. 248p.

Vivaldi, G.A.; Camposeo, S.; Rubino, P.; Lonigro, A. **Microbial impact of different types of municipal wastewaters used to irrigate nectarines in Southern Italy.** Agriculture, Ecosystems and Environment 181 (2013).