



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

EVA DAYANA OLIVEIRA RIOS LOPES

**EFEITO DA ÁGUA PRODUZIDA NOS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO
SOLO SOB CULTIVO DE PLANTAS NO SEMIÁRIDO**

FORTALEZA

2013

EVA DAYANA OLIVEIRA RIOS LOPES

**EFEITO DA ÁGUA PRODUZIDA NOS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO
SOLO SOB CULTIVO DE PLANTAS NO SEMIÁRIDO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará.

Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Linha de pesquisa: Ecologia Microbiana.

Orientador: Prof. Dr. Olmar Baller Weber

FORTALEZA

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

-
- L851e Lopes, Eva Dayana Oliveira Rios.
 Efeito da água produzida nos atributos microbiológicos do solo sob cultivo de plantas no semiárido
 / Eva Dayana Oliveira Rios Lopes. – 2013.
 55 f. : il. color., enc. ; 30 cm.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Departam
 Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2013.
 Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais.
 Orientação: Prof. Dr. Olmar Baller Weber.
1. Microorganismos do solo. 2. Águas residuais. 3. Solo – Qualidade. I. Título.

EVA DAYANA OLIVEIRA RIOS LOPES

EFEITO DA ÁGUA PRODUZIDA NOS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO
SOB CULTIVO DE PLANTAS NO SEMIÁRIDO

Dissertação submetida à Coordenação de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos
Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção
do grau de mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

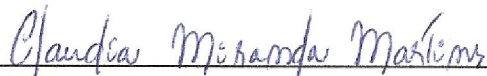
Aprovada em 27/02/2013

BANCA EXAMINADORA




Prof. Dr. Olmar Baller Weber (Orientador)

Embrapa Agroindústria Tropical – CNPAT / Universidade Federal do Ceará – UFC



Prof.ª Dr.ª Cláudia Miranda Martins

Universidade Federal do Ceará – UFC



Prof.ª Dr.ª Suzana Cláudia Silveira Martins

Universidade Federal do Ceará – UFC

Agradecimentos

Agradeço a Deus, por mais uma conquista das muitas que Ele me concedeu,

À mainha, painho e meu irmão pelo apoio, confiança e incentivo em todos os momentos de minha vida, especialmente nesses dois anos de mestrado,

Ao meu noivo Deivine pelo carinho, paciência, apoio, suporte nas horas difíceis e estímulo de sempre,

Ao doutor Olmar Baller Weber pela dedicação incansável aos seus orientandos e pelo crescimento pessoal e intelectual que nos concedeu,

Aos amigos queridos Vinícius Leite, Nonato Ferreira, Adervan Sousa, Quezia Maia e Amanda Menezes pelas contribuições nas pesquisas e durante o curso,

À equipe do Laboratório de Solos/Microbiologia do solo e pesquisadores da EMBRAPA Agroindústria Tropical pela colaboração no desenvolvimento das análises laboratoriais e de campo,

À Coordenação de pós-graduação de Ecologia e Recurso Naturais pela oportunidade,

À FUNCAP e CAPES pelo apoio financeiro na concessão de bolsa estudantil,

À PETROBRÁS, pela colaboração no desenvolvimento do trabalho,

A todos os amigos que torceram por essa vitória.

Resumo

A degradação ambiental e as restrições hídricas de regiões semiáridas comprometem a produção agrícola e reforçam a necessidade de manejo da água para manutenção da produtividade das culturas. Pesquisas sugerem o uso de água produzida, obtida no processo de extração do petróleo, como alternativa de irrigação, especialmente em áreas próximas aos campos petrolíferos com escassez de água. No entanto, têm-se limitações da aplicação dessa água devido à presença comum de sais, compostos tóxicos e metais que podem impactar negativamente o solo. Este estudo teve por objetivo avaliar atributos microbiológicos do solo cultivado com oleíferas irrigadas com diferentes águas (subsolo e água produzida) e compará-los com solos controles não cultivados e sob vegetação nativa. Experimentos com espécies de girassol e mamona irrigadas com água captada do subsolo (AC), água produzida tratada com filtragem simples (APF), água produzida tratada por osmose reversa (APO) e solo não cultivado (NCNI) foram conduzidos na fazenda Belém, Aracati, Ceará. O solo rizosférico da camada superficial (0-10 cm) foi coletado nos períodos pré-plantio e durante as fases de crescimento e florescimento das culturas, e avaliado através das variáveis densidade populacional de fungos filamentosos e bactérias cultiváveis, carbono orgânico (COT), carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO_2) e atividade enzimática. A partir dos resultados pôde-se concluir que tratamentos com APF e APO afetam de forma distinta os atributos do solo, com o primeiro alterando positivamente o número de micro-organismos e a atividade enzimática, enquanto o segundo reduz a desidrogenase e as populações de fungos e bactérias do solo. A irrigação com AC e APF teve efeitos semelhantes sobre os indicadores estudados. Não foram detectadas diferenças entre tratamentos de manejo do solo quando analisados os parâmetros COT, CBM, RB e qCO_2 no primeiro ciclo das culturas. Os valores da maioria dos indicadores microbiológicos avaliados foram similares na mata nativa e nas áreas cultivadas com oleíferas irrigadas.

Palavras chaves: micro-organismos do solo, indicadores de qualidade, petróleo, água residuária.

Abstract

Environmental degradation and water restrictions in semiarid regions undertake agricultural production and reinforce the need for water management to maintain crop productivity. Researchers suggest the use of produced water, obtained in the process of oil extraction, as alternative of irrigation, especially in areas close to oil fields with water scarcity. However, there have been limitations on application this water due to the common presence of salts, metals and toxic compounds that may to impact negatively the soil. This study aimed to evaluate soil microbiological attributes in areas under cultivation of bioenergy plants irrigated with different waters (underground and produced water) and compare them with controls uncultivated and native vegetation soils. Experiments with species of sunflower and castor beans irrigated with water collected from underground (AC), produced water treated with simple filtering (APF), produced water treated by reverse osmosis (APO) and uncultivated soil (NCNI) were conducted on Belém farm, Aracati, Ceará state, Brazil. The surface layer of soil (0-10 cm) was collected in the ranks of pre-planting and planting during the growing and flowering plants, and evaluated by the population density of filamentous fungi and cultivable bacterias, organic carbon (COT), microbial biomass carbon (CBM), basal respiration (RB), metabolic quotient (qCO_2) and enzyme activity. The results of this study revealed that treatment with APF and APO affect differently soil attributes, with the first positively changing the number of microorganisms and enzyme activity, while the second reduces dehydrogenase and populations of fungi and bacterias of soil. However, treatments with AC and APF had similar effects on indicators studied. Differences were not found between treatments when analyzed soil parameters of management COT, CBM, RB and qCO_2 in first crop cycle. The values of most microbiological indicators evaluated were similar in native forest and areas cultivated with bioenergy plants irrigated.

Keywords: soil microorganisms, quality indicators, oil, wastewater.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	07
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	09
2.1 Indicadores da qualidade do solo	09
2.2 Importância dos micro-organismos do solo.....	11
2.3 Atividade microbiana em solos do semiárido.....	12
2.4 Água produzida e reuso na agricultura.....	13
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3.1 Local de estudo.....	16
3.2 Delineamento experimental.....	17
3.3 Preparo do solo.....	18
3.4 Sistema de irrigação.....	18
3.5 Implantação das culturas.....	18
3.6 Procedimentos de coleta.....	19
3.6.1 Coleta do solo no experimento I.....	19
3.6.2 Coleta do solo no experimento II.....	19
3.6.3 Coleta do solo sob vegetação nativa.....	19
3.7 Unidade de processamento das águas.....	20
3.8 Análise dos atributos do solo.....	21
3.9 Análise estatística dos dados.....	22
4 RESULTADOS.....	23
4.1 Experimento I.....	23
4.2 Experimento II.....	26
4.3 Vegetação nativa.....	28
5 DISCUSSÃO.....	29
6 CONCLUSÃO.....	38
REFERÊNCIAS	39

1 INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro engloba 57,53% da região Nordeste, abrangendo maior extensão nos estados Ceará (91,9%), Rio Grande do Norte (91,7%) e Paraíba (89,6%). Nessas regiões predominam solos intemperizados em estágio de degradação, os recursos hídricos tendem à insuficiência ou apresentam níveis elevados de poluição, e a ação antrópica associada às dificuldades intrínsecas do clima ameaçam os ecossistemas tornando-os susceptíveis à desertificação (Brasil, 2005).

A degradação ambiental existente deve-se entre outros fatores às restrições hídricas, pelo balanço desfavorável de água causado pelo regime intermitente dos rios e chuvas irregulares, ao predomínio de rochas cristalinas e ao clima megatérmico (Baiardi; Mendes, 2007). A falta de chuvas durante longos períodos dificulta a agricultura perene e compromete produção agrícola. De acordo com Holanda; Amorim (1997), na maior parte do ano há déficit hídrico no solo por conta da alta evapotranspiração em áreas produtivas e devido ao baixo índice de precipitação e o manejo inadequado pode ocorrer salinização do solo.

Diante da crescente necessidade de água e sua constante perda nesses locais, muitas alternativas de reuso têm sido sugeridas para compensar tal escassez, entre elas o aproveitamento da água proveniente do processo de extração de petróleo em poços localizados na região. Esta água denominada água produzida (AP), encontra-se aprisionada sob as rochas de bacias petrolíferas e é retirada em quantidade na extração de petróleo e gás (Stephenson, 1992; Lawrence *et al.*, 1995; Veil *et al.*, 2004; Machado *et al.*, 2006; Ahmadun *et al.*, 2009; Lima *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010). AP caracteriza-se pela mistura com óleo e hidrocarbonetos, alto teor de sais e traços de metais pesados e outros elementos tóxicos (Stephenson, 1992; OGP, 2002; Lima *et al.*, 2009, Andrade *et al.*, 2010).

Algumas pesquisas sugerem a possibilidade de utilização de água produzida como alternativa de irrigação (Boysen; Boysen; Boysen, 2002; Dejoia 2002; Brost, 2002; Paetz; Maloney, 2002; All; Oklahoma, 2003; IOGCC, 2006; Li *et al.*, 2007; Johnston; Vance; Ganjgunte, 2008; Andrade *et al.*, 2010; Dahm *et al.*, 2011; Guerra; Dahm; Dundorf, 2011; Igunnu; Chen, 2012). Esta opção de irrigação com AP poderia ser adotada no cultivo de espécies não alimentares nas áreas próximas aos poços de petróleo em terra firme na região. No entanto, devido a suas

características químicas (Lima *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010), são necessários estudos para avaliar o seu impacto no desenvolvimento das culturas agrônômicas e na qualidade do solo.

A análise da qualidade do solo engloba indicadores físicos, químicos e biológicos (Doran; Parkin, 1994), onde cada fator deve refletir o status ambiental e a condição de sustentabilidade do ecossistema (Araújo; Monteiro, 2007). A biodiversidade e atividade da microbiota são consideradas como bons indicadores dentre as propriedades biológicas, visto que os micro-organismos são sensíveis às mudanças ambientais (Wardle; Giller, 1996, Nannipieri, Greco; Ceccanti, 1990; García *et al.*, 2000; Nielsen; Winding, 2002). Por conta do envolvimento na dinâmica da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e processos de decomposição, as comunidades microbianas são de fundamental importância para a manutenção da fertilidade do solo (Nannipieri *et al.*, 2003), pois mudanças em sua estrutura afetam a sua funcionalidade (Insam, 2001).

Estudos apontam que os impactos ecológicos da contaminação de petróleo podem ser explicados em função da mudança na composição e diversidade da comunidade microbiana e a influência sobre a atividade de enzimas e micro-organismos do solo (Janke; Schamber; Kunze, 1992; Raeid *et al.*, 2002, Zhao *et al.*, 2006). Dessa forma, as alterações na estrutura e atividade microbiana do solo parecem ser adequadas para avaliar áreas onde se dispõe águas residuárias e outros resíduos obtidos com a exploração do petróleo.

Objetivou-se neste estudo avaliar o impacto da irrigação com diferentes águas (lençol freático e água produzida) sobre a atividade microbiana do solo cultivado com girassol e mamona no semiárido cearense e comparar com solo sob vegetação nativa da região, utilizando atributos biológicos da qualidade do solo. A hipótese inicial da pesquisa foi que tratamentos irrigados com água produzida afetariam negativamente a comunidade microbiana do solo, com reflexos no número de micro-organismos e nas atividades microbianas como respiração, biomassa e atividade de enzimas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Indicadores da qualidade do solo

O solo pode ser considerado o centro principal de organização dos ecossistemas terrestres, pois no mesmo, grande parte dos nutrientes é regenerada e reciclada durante a decomposição (Odum; Barrett, 2008). Por se tratar de um habitat heterogêneo, complexo e dinâmico, o solo possui alta diversidade e densidade microbiológica, o que garante relações diversas e promove o equilíbrio do sistema (Moreira; Siqueira, 2006).

A qualidade do solo pode ser definida como a capacidade deste manter sua função no ecossistema: sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental, e promover a saúde vegetal e animal (Doran; Parkin, 1994). Entre as funções do solo incluem-se o fluxo e retenção de água, o transporte e estabilização de solutos, a estabilidade física e suporte, a retenção e ciclagem de nutrientes, a filtragem de materiais potencialmente tóxicos, a resistência e resiliência, e a manutenção da biodiversidade e habitat (Daily; Matson; Vitousek, 1997; Ricklefs, 2003; Odum; Barrett, 2008).

Para Doran; Zeiss (2000), ao avaliar a qualidade do solo é necessário selecionar algumas propriedades a serem monitoradas, como indicadores. Esses atributos devem ser sensíveis às variações do manejo e correlacionados com funções desempenhadas pelo solo, úteis para elucidar processos do ecossistema, compreensíveis para os agricultores e serem identificados através de medidas fáceis e baratas.

Islam; Weil (2000) separam os indicadores de qualidade do solo em três grupos: os efêmeros, cujas alterações se dão rapidamente no tempo segundo o manejo (pH, disponibilidade de nutrientes, densidade, porosidade e umidade do solo); os permanentes, que são inerentes ao solo (profundidade, textura e mineralogia); e intermediários, demonstrando forte influência da capacidade do solo em desempenhar suas funções (agregação, biomassa microbiana, quociente respiratório e carbono orgânico).

A qualidade compreende, portanto características físicas, químicas e biológicas do solo. Entre as características mais usadas estão: pH, capacidade de troca iônica - CTC, matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, ciclagem de

nutrientes, estabilidade de agregados, assim como características biológicas como biomassa microbiana, enzimas, diversidade, densidade e atividade de grupos funcionas chave de organismos (Moreira; Siqueira, 2006).

Os indicadores biológicos envolvendo macro e micro-organismos, suas atividades ou seus subprodutos (USDA, 1996) possibilitam medir as condições da biota de um determinado ambiente e são utilizados para fornecer informações sobre a complexidade dos ecossistemas (Niemi; Mcdonald, 2004). As comunidades microbianas apresentam grande sensibilidade às condições ambientais, que ao mudarem promovem o favorecimento de indivíduos mais aptos às novas condições, em detrimento de outros (Winding; Hund-Rink; Rutgers, 2005).

Entre os parâmetros relacionados com o estado bioquímico e microbiológico do solo, além da verificação da presença ou ausência de grupos, são particularmente importantes os indicadores de atividade microbiana, principalmente a atividade de enzimas (Bastida *et al.*, 2007). Segundo Hinojosa *et al.* (2004), a atividade de enzimas do solo é reconhecida como bioindicador mais sensível que plantas e animais de qualquer distúrbio natural ou antropogênico.

Segundo Singh; Kumar (2008), o solo possui um largo espectro de enzimas que são geralmente de origem bacteriana ou fúngica, agem intra ou extracelularmente e são responsáveis por processos bioquímicos do solo, apenas uma pequena fração é excretada pelos animais ou plantas. As enzimas são mediadoras do catabolismo biológico dos componentes orgânico e mineral do solo, e suas atividades podem ser relacionadas com a matéria orgânica, com as propriedades físicas e com a atividade e biomassa microbiana (Dick, 1997), indicativo da fertilidade do solo.

Além das facilidades das técnicas associadas à detecção de enzimas no solo e do custo baixo de análise, estas integram informações sobre a condição da comunidade microbiana (Nannipieri *et al.*, 2002; Baum *et al.*, 2003). Gil-Sotres *et al.* (2005) e Zagal *et al.* (2009) destacam entre as propriedades bioquímicas consideradas indicadores sensíveis para detectar mudanças no solo a curto prazo, a biomassa microbiana do solo e a atividade de enzimas, em especial desidrogenase. De acordo com Dick (1988) apud Espírito Santo (2004), a atividade da desidrogenase fornece informações da parte ativa da comunidade microbiológica do solo, que não seriam observados apenas pela densidade populacional bacteriana

usando métodos de contagem de placas ou estimativas da biomassa microbiana total do solo.

Autores como Taylor *et al.* (2002), Moreira; Siqueira (2006), Bastida *et al.* (2007) enfatizam as enzimas como indicadores importantes por determinarem o potencial bioquímico e processos de manipulação do solo, e devido a sensibilidade fornecem informações sobre mudanças nas funções-chave do solo. Além da expressiva representatividade da atividade microbiana, o estudo de enzimas do solo envolve métodos simplificados de análise e baixo custo (Dick, 1997; Chaperon; Sauvé, 2008).

Atividade microbiológica de forma generalizada pode ser medida pela análise da desidrogenase (Bastida *et al.*, 2006), que aponta os processos de oxidação-redução que ocorrem no solo e exibe alta correlação com a respiração, refletindo assim o metabolismo presente na área (Pandey; Singh, 2006). García; Hernández; Costa (1994) afirmaram que a desidrogenase é bom indicador do estado microbiológico de solos presentes em regiões semiáridas sujeitas a processos de degradação e desertificação.

2.2 Importância dos micro-organismos edáficos

Os micro-organismos do solo contribuem com ampla gama de serviços essenciais para a sustentabilidade dos ecossistemas, e são classificados como agentes de condução da ciclagem de nutrientes (Ehrlich, 1995; Ricklefs, 2003; Bundy; Paton; Campbell, 2004; Petrić *et al.*, 2011; Singh; Pandey; Singh, 2011). Esses são responsáveis no solo pela regulação da dinâmica de matéria orgânica, sequestro de carbono e emissão de gases de efeito estufa, modificação da estrutura física, e melhoramento da eficiência de aquisição de nutrientes pela vegetação (Singh; Pandey; Singh, 2011).

Os micro-organismos possuem importante papel no processo formação e estruturação do solo, como a produção polissacarídeos e substâncias húmicas que promovem a adesão das partículas, na manutenção da estrutura física e na fertilidade do solo (Gliessman, 2001; Moreira; Siqueira, 2006). Além disso, os mesmos desempenham interações específicas que podem ser benéficas às plantas, como a fixação biológica de N₂, a solubilização e aquisição de fosfato (Frighetto; Valarini, 2000), e conseqüentemente benéficas ao solo, devido à associação positiva

entre a estabilidade dos agregados do solo, o teor de matéria orgânica e crescimento de raízes (Boyle; Frankenberger; Stolzy, 1989; Jastrow; Miller, 1991).

A diversidade vegetal e seus exsudatos radiculares podem aumentar a diversidade dos micro-organismos do solo através do aumento da heterogeneidade de substratos orgânicos na serapilheira que é decomposta (Broughton; Gross, 2000; Stephan; Meyer; Schmid, 2000). Os membros da microbiota decompositora atuam de forma diferenciada e dependem do estágio de decomposição dos resíduos, o que promove uma sucessão microbiana induzida pelo tipo de substrato, ambiente e velocidade do processo. Com a evolução da decomposição ocorre a substituição dos micro-organismos copiotróficos (tempo de geração pequeno – estrategistas *r*) por oligotróficos (mais especializados – estrategistas *k*), e alterações na qualidade do substrato (Moreira; Siqueira, 2006).

Diante das características supracitadas as densidades populacionais e atividade dos micro-organismos mostram-se adequados como indicadores do solo (Nannipieri, Greco; Ceccanti, 1990; García *et al.*, 2000; Nielsen; Winding, 2002), visto que a alteração na comunidade microbiana pode preceder modificações detectáveis nas propriedades do solo ou em comunidades de vegetais e animais, o que reflete em condições de melhoria ou degradação da qualidade (Pankhurst *et al.*, 1995; Kennedy; Papendick, 1995).

2.3 Atividade microbiana em solos do semiárido

O semiárido brasileiro caracteriza-se por temperaturas elevadas, regime pluvial irregular (400 a 800 mm anuais), estiagens prolongadas, solos rasos e com ocorrência de vegetação do tipo xerófila (INSA, 2011).

Alguns aspectos são visíveis no semiárido nordestino, como a degradação dos recursos naturais e, especialmente a diminuição da fertilidade do solo, causada pela intensidade do uso e redução da cobertura da vegetação nativa (Menezes; Sampaio, 2002). Com a exposição do solo à ação dos agentes climáticos, o potencial produtivo deve decrescer nas áreas exploradas.

A degradação do solo das regiões semiáridas, associadas às baixas contribuições de matéria orgânica vegetal e índices pluviométricos reduzidos (García; Roldán; Hernández, 1997), não oferecem as condições favoráveis à rápida mineralização dos nutrientes no solo (Bastida *et al.*, 2007). Outro fator determinante

é duração e a intensidade de radiação solar, que pode levar a importantes perdas de umidade, e conseqüentemente influenciar no desenvolvimento da vegetação (Li; Sarah, 2003). Esse conjunto de fatores ambientais leva às alterações nas propriedades do solo, particularmente a atividade microbiana (García *et al.*, 2002).

Um fator-chave na degradação dos solos é a perda de cobertura vegetal (Albaladejo; Martinez-Mena; Castillo, 1994; Bastida *et al.*, 2007), que acelera o processo de erosão e salinização (Albaladejo; Martinez-Mena; Castillo, 1994). A presença de plantas afeta a composição da comunidade microbiológica do solo (Roldan; Garcia-Orones; Lax, 1994, Li; Sarah, 2003, Zak *et al.*, 2003; Acosta-Martínez *et al.*, 2008, Moussa *et al.*, 2007) e influencia a estabilidade física, química e biológica do solo (García; Roldán; Hernández, 2005). Estudos relatam as relações entre a riqueza de plantas e o aumento de biomassa microbiana (Moussa *et al.*, 2007; Spehn *et al.*, 2000; Broughton; Gross, 2000; Bardgett; Shine, 1999). O crescimento microbiano na rizosfera, bem como a sua atividade, está intimamente relacionado com os exsudatos de raízes e a matéria orgânica do solo. Isto tem um grande significado ecológico, devido ao papel desempenhado pelos microorganismos no ciclo de nutrientes (García; Roldán; Hernández, 2005).

2.4 Água produzida e o reuso na agricultura

A irrigação é uma das alternativas para contornar problemas de escassez hídrica e promover o desenvolvimento agrícola de regiões semiáridas, fortemente limitadas pelas irregularidades pluviométricas (Santos; Ribeiro, 2002). Philippi Jr (2003) aponta como estratégia para esses casos o reuso de água, e os autores Machado *et al.* (2006) e Melo *et al.* (2010) citam a utilização de água produzida como uma das possibilidades para irrigação nessas regiões.

A água produzida é proveniente de reservatórios subterrâneos e rochosos onde se tem a presença de petróleo e gás (Galvão; Xavier, 2006; Machado *et al.*, 2006), e no processo de retirada deste recurso obtêm-se volumes considerados dessa água (Ahmadun *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010), o que pode até inviabilizar a atividade de poços de exploração do petróleo. A água produzida caracteriza-se como uma mistura com óleo ou com vapores de gases hidrocarbonetos (OGP, 2002).

A água produzida representa o principal resíduo da indústria petroquímica (Stephenson, 1992; Lawrence *et al.*, 1995; Veil *et al.*, 2004; Andrade *et al.*, 2010; Lima *et al.*, 2009). Segundo Thomas (2004), em média, para cada m³/dia de petróleo produzido são gerados três a quatro m³/dia de água, e pode chegar a 98% de todos os efluentes gerados nos processos de extração e produção de petróleo. Pesquisas de Stephenson (1992) e Lima *et al.* (2009) revelaram valores de água produzida por volta de 5 a 15 % em poços novos e de 75 a 90% do volume do petróleo extraído em poços antigos.

No que diz respeito às indústrias de óleo, o reuso da água produzida torna-se ainda mais importante em campos onde os poços atingem maturidade da produção, pois a crescente geração de água pode reduzir o fator de sustentabilidade dos poços (Pedenaud, 2005). A quantidade de água residuária gerada no processo, o consequente comprometimento dos poços, e a escassez de água, em especial na região nordeste do Brasil, fazem o reuso da água produzida uma prioridade e atratividade empresarial nessa região (Melo *et al.*, 2010).

Devido ao volume gerado de água produzida, pesquisadores buscam alternativas de destino. Entre as opções para reuso e reciclagem da água produzida está à irrigação de campos de pecuária, além de usos industriais para controle de poeira, limpeza de veículos e controle de fogo (Veil *et al.*, 2004). Estudos corroboram na viabilidade da aplicação da água produzida tratada (após extração de sais) e em alguns casos *in natura* como alternativa para irrigação principalmente em pastagens e espécies arbóreas (Boysen; Boysen; Boysen, 2002; Brost, 2002; Dejoia 2002; Paetz; Maloney, 2002; All; Oklahoma, 2003; IOGC; ALL, 2006; Li *et al.*, 2007; Johnston; Vance; Ganjegunte, 2008; Andrade *et al.*, 2010; Dahm *et al.*, 2011). Tais trabalhos enfatizam que os resultados são dependentes das características físico-químicas da água, que podem variar entre regiões.

Tal água quando disposta inadequadamente pode provocar a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas, devido as suas características (Kharaka *et al.*, 2003; Ahmadun *et al.*, 2009; Guerra; Dahm; Dundorf, 2011). Além dos compostos orgânicos e inorgânicos, esta água geralmente contém alto teor de sais e metais pesados, como Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ag, Ni, Zn, e produtos químicos adicionados durante a etapas de extração do petróleo (Stephenson, 1992; Lima *et al.*, 2009, Andrade *et al.*, 2010). Dependendo de fatores como a localização

geográfica, método de extração, tratamento químico e tempo de contato com o óleo na formação, a composição da água produzida pode variar (Murray-Gulde *et al.*, 2003; Veil *et al.*, 2004; Ahmadun *et al.*, 2009).

Em geral, AP é altamente salina com sólidos totais dissolvidos (STD) de cerca de 5.000 – 350.000 mg/L (Kharaka; Thordsen, 1992), contém metais tóxicos, benzeno, etilbenzeno, tolueno, xileno, além de elementos radioativos (Collins, 1975; Otton *et al.*, 1997; Kharaka; Lundegard; Giordano, 2000; Ahmadun *et al.*, 2009). Newell; Connor (2006) classificaram a 'água produzida' em relação ao teor de sólidos dissolvidos, como: salmoura (STD maior que 35.000 mg/L), altamente salina (STD entre 10.000 e 35.000 mg/L), moderadamente salina (STD entre 3.000 e 10.000 mg/L), ligeiramente salina, (STD entre 1.000 e 3.000 mg/L) e água fresca (STD menor que 1.000 mg/L).

O petróleo bruto e a água produzida podem impactar a paisagem e o ecossistema, sendo necessárias análises e monitoramento de parâmetros como salinidade, nutrientes, matéria orgânica, hidrocarbonetos de petróleo e a atividade bacteriana como indicadores do nível de contaminação do solo (Kampbell *et al.*, 2003). Segundo Thomas (2001), o descarte dessa água pode ser realizado, após tratamento prévio, por lançamento no mar ou pela reinjeção no poço em terra, sendo esta opção frequentemente usada nos campos petrolíferos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local de estudo

Os experimentos foram conduzidos no campo experimental da Fazenda Belém (Figura 3.1.), localizado nas coordenadas 4°44'44.96" S e 37°32'18.42" , no município de Aracati, Ceará, Brasil. Neste campo vem sendo realizadas pesquisas pela Embrapa Agroindústria Tropical, cujo objetivo principal é desenvolver tecnologias de manejo da água produzida para irrigação de abacaxizeiro ornamental (*Ananas comosus*, var. *Erectifolius*), girassol (*Helianthus annuus*), var. BRS 321 e ornamental e a mamona (*Ricinus communis*), var. energia.

O solo da região é caracterizado como Neossolo Quartzarênico (Souza; Morais; Lima, 2000), o clima é tropical quente semiárido brando com temperatura média de 27° C e os períodos de chuva são concentrados nos meses de janeiro a abril (IPECE, 2012).

Destaca-se que nas margens da área experimental encontra-se uma região com mata nativa e diversos poços de petróleo considerados maduros (apresentando pouco rendimento de óleo), que geram até 95% de AP. A maior parte dessa água vem sendo usada atualmente na unidade de processamento da PETROBRÁS para geração de vapor e reinjeção nos poços, o que ocasiona queda ainda maior no rendimento dos poços, levando a sua desativação.



Figura 3.1. Imagem de satélite da área com delimitação do campo de cultivo de girassol (*Helianthus annuus*) e mamona (*Ricinus communis*), em Aracati.

3.2 Delineamento experimental

Atributos microbiológicos do solo foram avaliados em parcelas submetidas ao manejo de irrigação com águas produzidas e captada do lençol freático da região e sem cultivo ou irrigação, durante o primeiro ciclo das culturas de girassol var. BRS 321 e da mamona var. energia.

Os tratamentos de manejo do solo foram: água captada do subsolo (AC), água produzida filtrada (APF), água produzida tratada por osmose reversa (APO) e controle (NCNI - sem cultivo ou irrigação), sendo distribuídas em delineamento inteiramente ao acaso (Figura 3.2.), com três repetições. Foram considerados também os tratamentos representados por épocas: três para girassol (pré-plantio, duas e sete semanas após o plantio) e quatro para mamoneira (pré-plantio, duas, sete e onze semanas após o plantio). A diferença temporal da análise entre as culturas deve-se ao período de crescimento até a floração plena das mesmas.

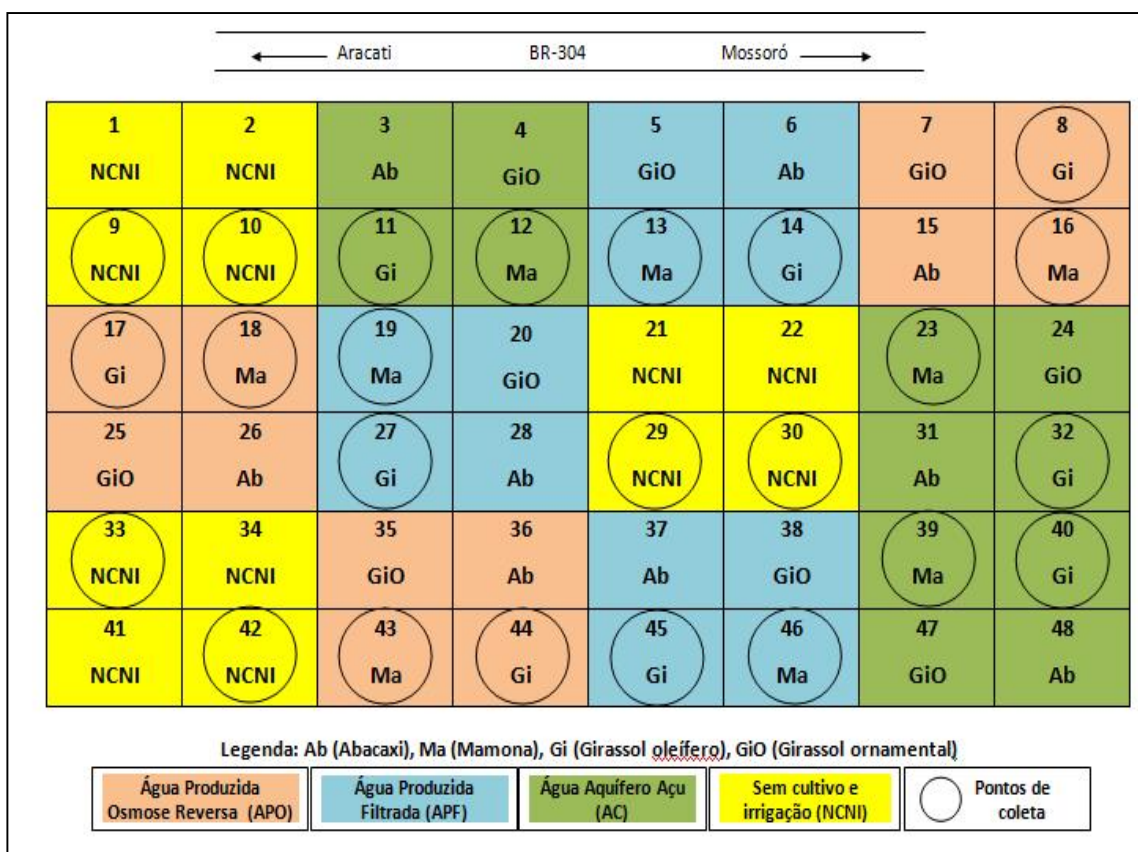


Figura 3.2. Delineamento experimental na Fazenda Belém, Aracati – CE.

Cada parcela com 400 m² foi submetida a um tratamento e cultivada ou não com girassol oleífero (*Helianthus annuus* – BRS 321), girassol ornamental (*H. annuus*), mamona (*Ricinus communis* – BRS energia) ou abacaxi (*Ananas erectifolia*). As espécies vegetais foram pré-definidas por não serem comestíveis e apresentarem potencial bioenergético ou ornamental.

O presente trabalho considerou apenas duas culturas e foi dividido em dois experimentos: experimento I, com girassol - variedade BRS 321; experimento II, com mamona - variedade Energia. Uma análise adicional foi realizada com a vegetação nativa adjacente à experimental e em faixa horizontal, para efeito de comparação.

3.3 Preparo do solo:

Inicialmente foi feita a retirada de espécies lenhosas invasoras, para em seguida realizar a gradagem da área. Após essa etapa foi realizada a marcação de fileiras distanciadas em um metro, a abertura de sulcos até 30 cm de profundidade e incorporação de 2,5 kg por metro linear de adubo orgânico. Ainda, de forma suplementar foram aplicados adubos minerais para atender as recomendações das culturas de girassol e mamona (Raij *et al.*, 1996; Neto, 2008).

3.4 Sistema de irrigação:

Os dois diferentes tipos de água produzida (APF e APO) oriundos de poços de petróleo na fazenda Belém, ficam armazenados temporariamente em tanques próximos ao campo de estudo. Estas águas e a captada do subsolo (oriundo do aquífero Assu) são bombeadas em tubulações separadas até a área experimental, onde ocorre a distribuição automatizada para as diferentes parcelas, conforme Figura 3.2, através do sistema de gotejamento.

3.5 Implantação das culturas:

Mudas de girassol (*Helianthus annuus*) var. BRS 321 e mamona (*Ricinus communis*), var. energia foram obtidas em canteiros móveis na fazenda e plantadas em meados de agosto de 2012, adotando-se espaçamentos de um por um metro na parcela.

3.6 Procedimentos de coleta:

As amostras de solo foram retiradas da camada superficial (0-10 cm) sempre na linha das culturas. Cada amostra foi composta de 15 amostras simples colhidas num roteiro em forma de zigue-zague dentro das parcelas úteis ou na mata. Em seguida, as amostras compostas foram peneiradas (2 mm de abertura das malhas), acondicionadas em sacos plásticos, etiquetadas e conduzidas em caixas de isopor até o Laboratório de Solos/Microbiologia do Solo na Embrapa Agroindústria Tropical em Fortaleza, onde foram armazenadas em geladeira até a realização das análises.

Uma coleta preliminar, realizada a título informativo, ocorreu no dia 04/11/2011 e constou de 6 amostras compostas, 3 na área experimental e 3 na área de vegetação nativa.

3.6.1 Coleta do solo no experimento I (girassol):

Amostras de solo superficial foram coletadas em parcelas sem cultivo ou irrigação e nas irrigadas cultivadas com girassol BRS 321 (Figura 3.2) antes da implantação da cultura (26/04/2012) e após duas e sete semanas do plantio (15/08/2012). Este período final de coleta do solo coincidiu com a fase de floração plena das plantas.

3.6.2 Coleta do solo no experimento II (mamona):

Amostras de solo superficial foram coletadas em parcelas sem cultivo ou irrigação e nas irrigadas cultivadas com mamona var. Energia (Figura 3.2), antes da implantação da cultura (26/04/2012) e após duas, sete e onze semanas do plantio (13/08/2012). Este período final também coincidiu com a floração plena das mamoneiras.

3.6.3 Coleta do solo em área de mata:

As amostras de solo superficial da mata foram coletadas nas mesmas épocas em que se coletou o solo dos experimentos.

3.7 Unidade de processamento de água produzida

A água proveniente da extração do petróleo dos poços terrestres foi tratada na unidade de processamento de água da fazenda Belém. Destaca-se que inicialmente a AP é separada do óleo por densidade e em seguida é direcionada por tubulação para um flotor, onde ocorre adição de soda cáustica e polieletrólito, os quais promovem a desprendimento de resíduos de óleo. Posteriormente, a AP é passada em três filtros de areia, para separação de partículas orgânicas maiores, e por filtros de cartucho com resina catiônica, para retirar resíduos da soda cáustica, transformando-se em água produzida filtrada (APF), Figura 3.3.

Parte de APF estocada em tanques é então bombeada para torre de resfriamento que assegura a manutenção da mesma abaixo de 30°C. Desse ponto, a água recebe adição de ácido sulfúrico ou clorídrico, para correção do pH; sulfato de alumínio, para floculação de possíveis solutos; biocidas e anticrustante, e entra no sistema de membranas de ultrafiltração e em seguida passa por processo de osmose reversa, gerando a água produzida tratada com osmose reversa (APO), Figura 3.4.

A água do subsolo foi obtida de poços próximos a unidade de produção de petróleo na própria fazenda. As três águas são enviadas em dutos separados ao campo experimental e injetadas nas diversas tubulações para irrigar as parcelas.

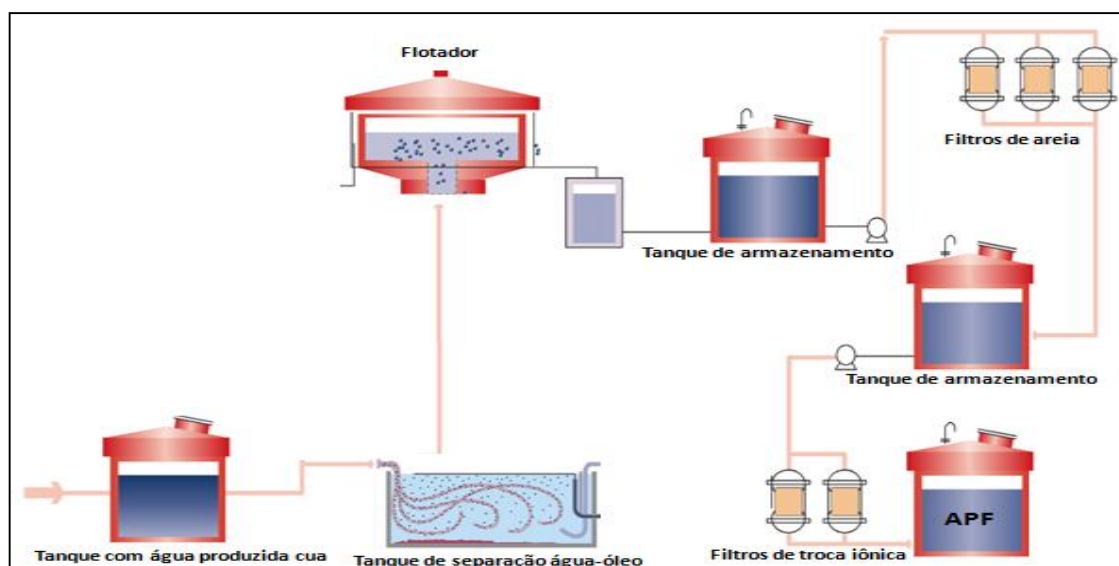


Figura 3.3. Estação de tratamento da água produzida na Fazenda Belém e geração de APF. Fonte: Adaptado de Melo *et al.* (2010).

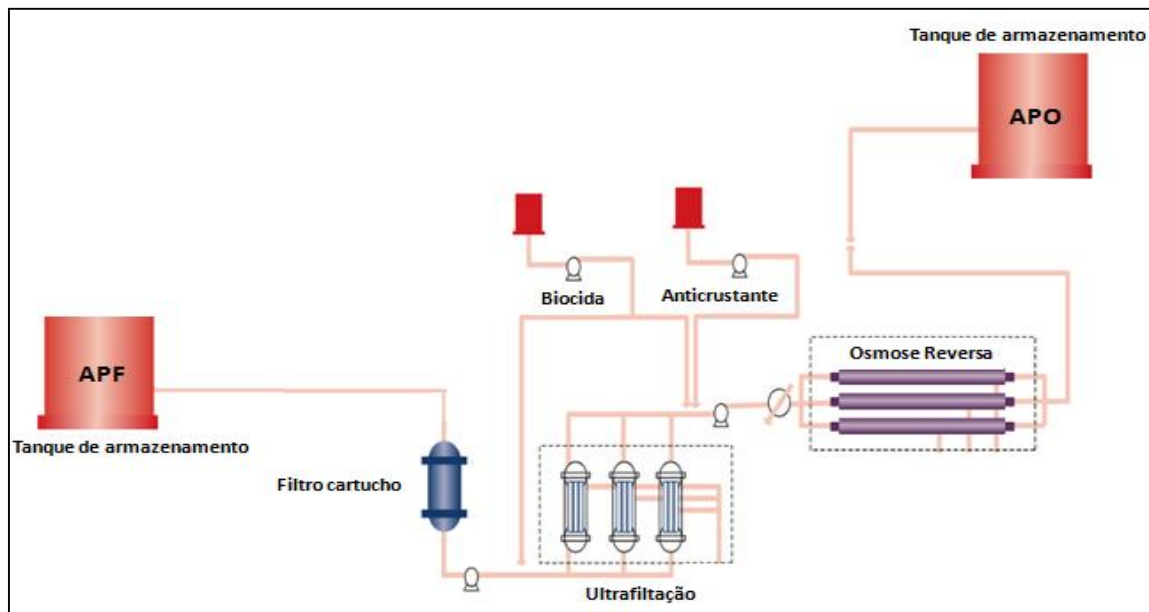


Figura 3.4. Estação de tratamento da água produzida na Fazenda Belém e geração de APO. Fonte: Adaptado de Melo *et al.* (2010).

3.8 Análise dos atributos do solo:

Neste estudo consideraram-se os seguintes parâmetros do solo: carbono orgânico (COT), carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO_2), densidade populacional de bactérias e fungos filamentosos e atividade da enzima desidrogenase.

Inicialmente, a umidade das amostras coletadas em campo foi ajustada para 65% da capacidade de campo, para em seguida serem determinadas a respiração edáfica e a biomassa microbiana. Na determinação da respiração seguiu-se a metodologia descrita por Silva; Azevedo; De-Polli (2007), através da quantificação, por titulação em ácido clorídrico (HCl), do dióxido de carbono (CO_2) liberado no processo de respiração microbiana e captado pela solução de hidróxido de sódio (NaOH) durante um período de dez dias de incubação do solo em condições de luminosidade e temperatura controladas.

O carbono total do solo foi analisado segundo Silva (2009), por oxidação da matéria orgânica por via úmida, com dicromato de potássio após fervura branda ($150^\circ C$), e titulação com sulfato ferroso amoniacal. O carbono da biomassa microbiana seguiu o processo modificado por Mendonça; Matos (2005) da técnica com uso de micro-ondas para irradiação das amostras de solo e quantificação do conteúdo de carbono das células microbianas através da sua extração com dicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso amoniacal.

O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado conforme Silva; Azevedo; De-Polli (2007), relacionando o CO_2 liberado pela respiração e o carbono da biomassa microbiana.

As populações de fungos filamentosos e bactérias cultiváveis foram determinadas pela técnica de espalhamento e semeadura em placas de Petri descrito em Pelczar Jr, *et al.* (1996), realizado em triplicata utilizando os meios Martin e Agar Nutriente, respectivamente, após diluição seriada do solo em solução salina 10%.

A atividade da desidrogenase no solo foi determinada segundo Casida; Klein; Santoro, (1964), pela leitura em espectrofotômetro da quantidade de trifeniltetrazólio formazan (TTF) obtido após incubação em banho-maria a 37° C por 24h da solução de cloreto trifeniltetrazólio (TTC). O método baseia-se no fato da maioria dos micro-organismos reduzirem TTC a TTF através da enzima desidrogenase.

3.9 Análise estatística dos dados

Os dados dos experimentos I e II foram analisados em esquema de parcelas subdivididas, em delineamentos inteiramente casualizados, com três repetições. Os tratamentos das parcelas principais foram representados pelo manejo do solo e das subparcelas por períodos de tempo. Por sua vez, os dados da mata foram avaliados apenas com os tratamentos representados por épocas.

Para análise de variância somente os valores das populações de fungos e bactérias foram transformados em $\log x$. Observou-se efeitos de tratamentos principais, secundários ou interação destes na ANOVA obtida no modelo GLM (Modelos General Linear) do SAS® System (SAS Institute 2000), e compararam-se as médias dos tratamentos pelo teste de Tukey, nível de 5% de probabilidade.

4 RESULTADOS:

Os dados preliminares, anteriores ao período de implantação dos experimentos (Tabela 4.1.), apontam que houve pouca variação do número de micro-organismos (log de UFC/g de solo) entre áreas de vegetação natural e experimental, embora os teores de carbono total e microbiano e a respiração basal da mata foram superiores, enquanto o qCO_2 e a desidrogenase foram menores na mesma.

Tabela 4.1. Indicadores biológicos da qualidade preliminar do solo sob vegetação nativa e em área experimental na Fazenda Belém, Aracati - CE

Variáveis	Área experimental	Vegetação nativa
Bactérias (log UFC/g)	5,5	5,3
Fungos (log UFC/g)	3,3	3,4
Desidrogenase ($\mu\text{L de H.g}^{-1}$)	1,778	0,537
Carbono total (g CO.kg^{-1})	5,90	16,30
Carbono microbiano (mg C-Mic.kg^{-1})	56,364	125,455
Respiração basal ($\text{mg C-CO}_2.\text{kg}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	0,219	0,341
qCO_2 ($\text{mg C-CO}_2.\text{g}^{-1}.\text{CBM C.h}^{-1}$)	0,389	0,272

4.1 Experimento I (cultivo de girassol):

A atividade da microbiota do solo na camada de 0-10 cm da superfície foi influenciada pela irrigação com a água produzida tratada por osmose reversa durante um ciclo de produção do girassol var. BRS 321 na fazenda Belém (Tabela 4.2). A análise de variância indicou que a densidade populacional de bactérias e a atividade da desidrogenase do solo foram influenciadas de forma significativa pela interação dos tratamentos principais (manejo do solo) e os períodos de tempo, enquanto as populações de fungos filamentosos, a respiração edáfica, o carbono total e o carbono da biomassa microbiana foram afetados isoladamente por tratamentos principais ou secundários. Já o quociente metabólico do solo não variou nem com tratamentos principais nem com os períodos de avaliação.

As populações de bactérias totais cultiváveis aumentaram no solo após duas semanas do plantio de mudas de girassol e foram maiores nos tratamentos com irrigação independente do tipo de água. Esses valores mantiveram-se altos durante todo o ciclo da cultura nos tratamentos irrigados com as águas captada do

subsolo e produzida filtrada. Por sua vez, na irrigação com a água produzida tratada por osmose reversa não se detectou diferenças para as populações de bactérias cultiváveis ao longo de sete semanas, em comparação com o período pré-plantio, e também não houve alteração desse atributo no tratamento controle (NCNI). A população de fungos filamentosos variou apenas entre os tratamentos irrigados e NCNI, e não teve qualquer influência do período de tempo.

A atividade da desidrogenase, medida pela produção de μL de H_2g^{-1} do solo, variou a partir da segunda semana pós-plantio nos tratamentos irrigados, exceto no tratamento com água produzida tratada com osmose reversa. Houve alta atividade dessa enzima no solo irrigado com águas captada e produzida filtrada, comparada com os demais tratamentos, os quais foram estatisticamente iguais, durante o período avaliado.

Os tratamentos de manejo do solo e os períodos de tempo não influenciaram o quociente metabólico, mas a respiração basal, o carbono orgânico e a biomassa microbiana do solo diminuíram ao longo do tempo no primeiro ciclo do girassol.

Tabela 4.2. Atributos biológicos do solo com/sem cultivo de girassol BRS 321

BACTÉRIAS (log UFC.g⁻¹)					
Tratamentos com água	Períodos (antes e semanas após o plantio)				
	Pré-plantio	Duas	Sete	Onze	Médias
NCNI	6,079Aab	5,828Bbc	5,525Bc	6,220Ba	5,913
AC	5,672Bb	6,456Aa	6,534Aa	6,785Aa	6,362
APF	5,909ABb	6,559Aa	6,627Aa	6,692Aa	6,447
APO	5,697ABb	6,516Aa	5,932Bb	6,414ABa	6,140
Médias	5,839	6,340	6,154	6,528	
FUNGOS (log UFC.g⁻¹)					
NCNI	3,685Aa	3,276Bb	3,261Bb	3,440Bab	3,415
AC	3,659Aa	3,644Aa	3,701Aa	3,805ACa	3,702
APF	3,766Aab	3,671Ab	3,611Ab	4,067Aa	3,779
APO	3,719Aa	3,541ABa	3,609Aa	3,669BCa	3,634
Médias	3,707	3,533	3,545	3,745	

Tabela 4.2 (continuação)

DESIDROGENASE ($\mu\text{L de H.g}^{-1}$)				
NCNI	3,388Aa	2,615Ba	1,368Ba	2,457
AC	2,922Ab	10,286Aa	5,165ABab	6,124
APF	3,656Ab	10,702Aa	8,812Aab	7,723
APO	3,791Aa	2,005Ba	2,017Ba	2,604
Médias	3,440	6,402	4,340	
CARBONO TOTAL (g CO.kg^{-1})				
NCNI	18,510	15,270	17,620	17,133A
AC	15,560	8,780	9,670	11,337A
APF	15,900	7,340	8,910	10,717A
APO	14,810	8,780	10,850	11,480A
Médias	16,195a	10,043b	11,763b	
CARBONO MICROBIANO (mg C-Mic.kg^{-1})				
NCNI	245,450	134,550	141,820	173,940A
AC	156,360	130,910	109,090	132,120A
APF	176,360	109,090	123,640	136,363A
APO	180,000	132,730	112,730	141,820A
Médias	189,543a	126,820b	121,820b	
RESPIRAÇÃO BASAL ($\text{mg C-CO}_2.\text{kg}^{-1}.\text{h}^{-1}$)				
NCNI	1,427	0,601	1,006	1,011A
AC	1,098	0,427	0,671	0,732A
APF	1,371	0,621	0,871	0,954A
APO	1,221	0,677	0,748	0,882A
Médias	1,279a	0,582b	0,824c	
QUOCIENTE METABÓLICO ($\text{mg C-CO}_2.\text{g}^{-1}.\text{CBM C.h}^{-1}$)				
NCNI	0,685	0,550	0,954	0,730A
AC	0,720	0,363	0,624	0,569A
APF	0,875	0,526	0,824	0,742A
APO	0,749	0,569	0,722	0,680A
Médias	0,757a	0,502a	0,781a	

* Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si no teste de Tukey (5%).

4.2 Experimento II: (cultivo de mamona)

A atividade da microbiota do solo sob cultivo da mamona teve influência da irrigação com água produzida tratada com osmose reversa durante um ciclo de produção (Tabela 4.3). Detectou-se uma interação significativa de tratamentos de manejo e os períodos de tempo para a densidade populacional de fungos filamentosos e bactérias cultiváveis e a atividade da desidrogenase, enquanto a respiração edáfica, o carbono total e o quociente metabólico foram influenciados somente por tratamentos principais ou secundários.

As populações de fungos detectadas na segunda semana após o plantio das mudas foram superiores nos tratamentos com irrigação, independente do tipo de água. Tais tratamentos diferiram apenas na décima primeira semana após o plantio, onde o tratamento com água captada apresentou maior população fúngica, comparado aos demais, e diferindo estatisticamente do tratamento com a água produzida tratada com osmose reversa.

A partir da segunda semana após o plantio as populações de bactérias foram superiores nos tratamentos irrigados e os tratamentos com águas captada e produzida filtrada mantiveram-se maiores nos períodos avaliados subsequentemente. Os tratamentos irrigados só diferiram na sétima semana pós-plantio, com valores reduzidos para a população bacteriana em solo irrigado com água produzida tratada por osmose reversa.

A atividade da desidrogenase diferiu entre os tratamentos com água produzida tratada com osmose reversa e os demais tratamentos irrigados, de forma similar ao observado para girassol. Para essa água a enzima manteve-se no mesmo nível de detecção que em NCNI, enquanto as parcelas irrigadas com águas captada e produzida filtrada apresentaram valores mais altos em todos os períodos avaliados. Na sétima semana a desidrogenase foi menor no tratamento com água captada em relação ao tratamento irrigado com água produzida filtrada, mas a atividade da enzima aumentou na coleta seguinte e permaneceu alta nesses dois tratamentos.

A respiração basal, o carbono orgânico e o quociente metabólico do solo não foram influenciados por tratamentos principais e decresceram com o tempo, e a biomassa microbiana não apresentou variação entre tratamentos ou tempos.

Tabela 4.3. Atributos biológicos do solo com/sem cultivo de mamona var.Energia

BACTÉRIAS (log UFC.g⁻¹)					
Tratamentos com água	Períodos (antes e semanas após o plantio)				
	Pré-plantio	Duas	Sete	Onze	Médias
NCNI	6,079Aab ⁺	5,828Bbc	5,525Bc	6,220Ba	5,913
AC	5,672Bb	6,456Aa	6,534Aa	6,785Aa	6,362
APF	5,909ABb	6,559Aa	6,627Aa	6,692Aa	6,447
APO	5,697ABb	6,516Aa	5,932Bb	6,414ABa	6,140
Médias	5,839	6,340	6,154	6,528	
FUNGOS (log UFC.g⁻¹)					
NCNI	3,685Aa	3,276Bb	3,261Bb	3,440Bab	3,415
AC	3,659Aa	3,644Aa	3,701Aa	3,805ACa	3,702
APF	3,766Aab	3,671Ab	3,611Ab	4,067Aa	3,779
APO	3,719Aa	3,541ABa	3,609Aa	3,669BCa	3,634
Médias	3,707	3,533	3,545	3,745	
DESIDROGENASE (µL de H.g⁻¹)					
NCNI	2,992Aa	2,017Ba	1,896Ba	2,252Ba	2,289
AC	4,163Ab	7,093Aab	4,658Bb	9,776Aa	6,423
APF	2,308Ab	6,831Aa	9,773Aa	8,173Aa	6,771
APO	2,636Aa	2,241Ba	2,665Ba	1,816Ba	2,339
Médias	3,025	4,545	4,748	5,504	
CARBONO ORGÂNICO (gCO.kg⁻¹)					
NCNI	18,783	8,913	11,330	14,153	13,295A
AC	16,930	10,687	11,677	10,893	12,547A
APF	16,523	11,670	11,470	11,100	12,691A
APO	16,113	11,277	9,603	13,043	12,509A
Médias	17,088a	10,637b	11,020b	12,298b	
CARBONO MICROBIANO (mgC-Mic.kg⁻¹)					
NCNI	200,000	130,909	105,455	245,455	170,455A
AC	210,909	165,455	147,273	170,909	173,636A
APF	205,455	212,727	212,727	152,727	195,909A
APO	267,273	121,818	156,364	161,818	176,818A
Médias	220,909a	157,727a	155,455a	182,727a	

Tabela 4.3 (continuação)

RESPIRAÇÃO BASAL (mgC-CO₂.kg⁻¹.h⁻¹)					
NCNI	1,399	0,488	0,909	0,933	0,932A
AC	1,528	0,426	0,684	0,733	0,842A
APF	1,277	0,822	0,819	0,686	0,901A
APO	1,130	0,611	0,677	0,593	0,753A
Médias	1,334a	0,587b	0,772b	0,736b	
QUOCIENTE METABÓLICO (mgC-CO₂.g⁻¹ CBM C.h⁻¹)					
NCNI	0,769	0,432	0,857	0,442	0,625A
AC	0,801	0,258	0,480	0,444	0,496A
APF	0,914	0,373	0,383	0,484	0,539A
APO	0,438	0,522	0,482	0,398	0,460A
Médias	0,730a	0,396b	0,551ab	0,442ab	

* Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si no teste de Tukey (5%).

4.3 Vegetação nativa

Nos dados da mata, avaliados em períodos equivalentes aos experimentos, detectou-se valores mais altos de carbono orgânico e mais baixos de densidades populacionais de fungos e bactérias, de desidrogenase e do quociente metabólico (Tabela 4.4), em relação à área experimental. Os valores de biomassa microbiana e respiração edáfica nesse ambiente foram similares ao observado para as duas culturas bioenergéticas avaliadas.

Tabela 4.4. Atributos biológicos do solo sob vegetação natural

Variáveis	Períodos (Equivalentes aos cultivos)				
	Pré-plantio	Dois	Sete	Onze	Média
Bactérias (log UFC/g de solo)	4,983b	5,486a	5,093b	5,540a	5,275
Fungos (log UFC/g de solo)	3,393ab	3,286b	3,310b	3,696a	3,421
Desidrogenase (μL de H.g ⁻¹)	0,236a	0,292a	0,713a	0,327a	0,392
Carbono total (g CO.kg ⁻¹)	24,060a	15,797b	15,753b	22,827ab	19,609
Carbono microbiano (mg C-Mic.kg ⁻¹)	167,27b	123,64b	167,27b	276,36a	183,635
Respiração basal (mg C-CO ₂ .kg ⁻¹ .h ⁻¹)	0,657b	1,156a	0,857b	0,813b	0,870
qCO ₂ (mg C-CO ₂ .g ⁻¹ .CBM C.h ⁻¹)	0,407bc	0,940a	0,518b	0,297bc	0,540

* Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si no teste de Tukey (5%).

5 DISCUSSÃO:

A água produzida possui compostos orgânicos e inorgânicos, alto teor de sais, componentes tóxicos, como metais pesados (Stephenson, 1992; Lima *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010). Devido à sua composição, essa água pode provocar degradação ambiental se disposta inadequadamente no solo ou água (Ahmadun *et al.* 2009; Guerra; Dahm; Dundorf, 2011). Muitos tratamentos têm sido sugeridos para o aproveitamento dessa água, principalmente para fins de reuso na irrigação ou potabilidade, com destaque para osmose reversa apontada como alternativa mais eficiente na remoção das impurezas e para reuso como a irrigação (Murray-Gulde *et al.*, 2003; Arthur; Langus; Patel, 2005; Çakmakci; Kayaalp; Koyuncu, 2008; Ahmadun *et al.*, 2009; Melo *et al.*, 2010; Qian *et al.*, 2012). Esses autores também mencionam que procedimentos mais simplificados de tratamento, como diversos tipos de filtração e resina catiônica, podem resultar em índices desejáveis para determinados usos, embora os resultados dependam da qualidade da água produzida utilizada. Sendo assim, no presente estudo, as águas produzidas foram usadas na irrigação de oleíferas após tratamento com membrana (ultrafiltração e osmose reversa) e com filtração simples e resina de troca catiônica.

Em estudos prévios realizados com água produzida proveniente dos poços de petróleo da fazenda Belém, concluiu-se que tratamentos de filtração com membrana de nanofiltração e osmose reversa forneceram água de boa qualidade para fins de reusos, considerando a norma de qualidade EPB – Especificação Petrobrás (Schlüter, 2007; Melo *et al.*, 2010). Melo *et al.* (2010) determinaram a eficácia do tratamento da água produzida por osmose reversa em escala piloto para fins de irrigação. Segundo os autores, em ambos os tratamentos de nanofiltração e osmose reversa, a maioria dos parâmetros da água produzida esteve abaixo dos limites da EPB, mas salientaram que deveriam ser avaliados os efeitos da água no solo e no ambiente.

Em relação aos dois experimentos, pode-se afirmar que o manejo influenciou de forma similar os indicadores biológicos do solo. A interação significativa de tratamentos principais e os períodos de tempo foi evidenciada para densidade populacional de bactérias e desidrogenase em ambas as culturas, e para população de fungos filamentosos no cultivo da mamona.

A irrigação afetou positivamente o número de micro-organismos edáficos, visto que pôde-se observar aumento do número de unidades formadoras de colônias para fungos filamentosos e bactérias cultiváveis nos tratamentos irrigados em relação ao NCNI. As condições climáticas da área são bastante restritivas para disponibilidade de água no solo, e a irrigação forneceu umidade suficiente para o crescimento dos mesmos. Segundo Geisseler; Horwath; Scow (2011) a disponibilidade de água afeta fortemente os micro-organismos e a sua atividade no solo.

As bactérias cultiváveis mostraram-se mais sensíveis que os fungos, visto que houve variação da população de bactérias para as duas culturas, enquanto para população de fungos filamentosos sofreu alteração apenas no último período de coleta para a mamona var. energia. É possível que as diferenças detectadas nas densidades populacionais de fungos nas áreas cultivadas com mamona fossem decorrentes do período de tempo maior do ciclo, quando comparado ao ciclo do girassol oleífero.

A presença e o sistema radicular das plantas também pode ter influenciado esse aumento da microbiota em relação ao NCNI. As plantas influenciam a estrutura de comunidades microbianas através da liberação de exsudatos radiculares (Macek; Mackova; Kas, 2000) e pela disponibilidade de habitats e superfícies para colonização (Kirka *et al.*, 2005). Ainda, de acordo com Shishido; Chanway (1998), outros fatores bióticos e abióticos, como aeração e pH, podem interferir na microbiota do solo.

No diz respeito à quantificação da microbiota do solo, observou-se que apesar de semelhança estatística entre os tratamentos irrigados (AC, APF, APO) na maioria dos períodos analisados, a água produzida tratada com osmose reversa também apresentou médias equivalentes ao tratamento NCNI, em alguns períodos. Vale ressaltar que mesmo estatisticamente igual às outras águas na maioria das épocas, no tratamento APO as médias obtidas para densidade de micro-organismos foi mais baixa, essa redução pode ter sido influenciada pela adição de biocidas no referido tratamento.

Outro atributo que apresentou interação entre tratamentos e épocas de cultivo foi a atividade da enzima desidrogenase. As enzimas são os indicadores mais sensíveis das mudanças ecológicas, e a desidrogenase é considerada um indicador

apropriado da atividade microbiana em solos tratados com efluentes ou outras águas poluídas (Chen, *et al.*, 2008). Vários fatores ambientais podem afetar a atividade desta enzima, como a umidade do solo, disponibilidade de oxigênio, potencial de oxido-redução, pH, matéria orgânica, contaminação por metais pesados e fertilização ou uso de pesticidas (Wolińska; Stępniewska, 2012) e sua atividade reflete a capacidade metabólica do solo (Salazar *et al.*, 2011). Influência negativa da água produzida tratada por osmose sobre essa enzima intracelular foi evidenciada neste estudo. Os níveis de atividade da desidrogenase foram superiores em parcelas irrigadas com águas captada do subsolo e produzida filtrada.

Em solos secos existe a tendência da redução da atividade microbiana e da atividade enzimática, devido à diminuição do teor de água e ao aumento da taxa de difusão de oxigênio e do potencial redox ou eletroquímico do solo (Pe) (Wolińska; Bennicelli, 2010), o que reduz a atividade da desidrogenase. Essa enzima é mais ativa em ambientes anaeróbios e os solos úmidos aumentam significativamente o sistema de transporte de elétrons, ao qual desidrogenases são fortemente relacionadas. Solos mais secos e melhor oxigenados são caracterizados por valores elevados de Pe, enquanto com o aumento da umidade no solo ocorre redução desses valores (Pett –Ridge; Firestone, 2005), o que estimula a atividade da desidrogenase.

O pH da água pode alterar o pH do solo, o qual de acordo com Acosta-Martinez; Tabatabai (2004) afeta a atividade de várias enzimas envolvida na mineralização de nutrientes. Brady; Weil (1998) explicam que mudanças no pH entre água fresca e efluentes podem estar associadas a presença de diferentes níveis de carbonatos, bicarbonatos e vários cátions.

O nível de íons e sólidos dissolvidos da APO é consideravelmente menor na água produzida tratada com osmose, como constatado nos vários estudos supracitados sobre assunto, devido ao tratamento mais eficiente das membranas, e águas tratadas com esse sistema apresentam conseqüentemente menor pH que águas residuárias processadas com tratamentos simples ou não tratadas. Costa; Melo; Silva, (2006) argumentam que devido às características climáticas e geológicas a água subterrânea do semiárido é frequentemente salobra, o que provavelmente explica o pH mais elevado da água captada do subsolo. Diante disso, a APF e AC tendem a possuir pH mais alto que APO.

De acordo com Chen *et al.* (2008), em estudo realizado na Califórnia com várias enzimas do solo, dentre elas a desidrogenase, as atividades globais de enzimas aumentaram com a irrigação com diferentes tipos de água residuárias em comparação com seus respectivos controles. Resultados semelhantes foram obtidos por Pan *et al.* (2012), mas a desidrogenase submetida a irrigação com água residuária não atingiu níveis de diferenças significativas em relação a água fresca. Outros estudos apontam também correlação positiva entre o pH e a atividade da desidrogenase do solo (Aoyama; Nagumo, 1996; Plaza; Hernández; García-Gil, 2004; Quilchano; Maranon, 2004; Rodríguez-Loinaz *et al.*, 2008; Pavanelli; Araújo, 2010).

Chatzakis *et al.* (2011) realizaram um trabalho por três anos com girassol e mamona irrigados com água fresca e com efluente de esgoto. Os resultados mostraram que em solos irrigados com efluente o pH era maior. Os dados demonstraram pequenas diferenças atividade da desidrogenase com valores maiores para a irrigação com efluente, e também que o tipo de cultura não influenciou nem o pH nem a atividade da desidrogenase no solo.

Fernandez-Calviño *et al.* (2010) concluíram que a atividade da desidrogenase é reduzida com o potencial de acidez do solo. Shuler; Kargi (2010) sugeriram três diferentes maneiras do pH afetar a atividade enzimática: mudança da forma iônica dos sítios ativos das enzimas, alteração da forma tridimensional da enzima e alterando a afinidade do substrato para a enzima. Assim, pH deve ser considerado para analisar atividade da desidrogenase no solo (Quilchano; Marañón, 2002).

Segundo Pennanen *et al.* (1999), o crescimento e a atividade dos micro-organismos são sensíveis às características físicas e químicas do solo. Sendo assim, condições de desequilíbrio iônico promovido pelas águas podem implicar em mudanças na absorção da água pelas plantas e na atividade da microbiota na rizosfera. Conforme Marschner (1995), as raízes das plantas liberam substâncias que podem alterar o pH do solo e absorvem íons da solução do solo de forma distinta, podendo resultar em redução ou ao acúmulo desses na rizosfera. Segundo o autor, essas mudanças podem promover alterações na disponibilidade de nutrientes e conseqüentemente na atividade microbiana. Os íons mais comuns que formam os pares redox do solo, como $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$, $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ e $\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}$, influenciam

fortemente a atividade da desidrogenase (Włodarczyk; Stępniewski; Brzezińska, 2002).

De acordo com Salazar *et al.* (2011), a desidrogenase pode ser relacionada diretamente com a biomassa microbiana do solo. No entanto, as relações entre as propriedades bioquímicas de solo que envolvem tal enzima e a atividade microbiana do solo nem sempre fica evidente, especialmente no caso de sistemas complexos como solos, devido a diversificação de micro-organismos e processos envolvidos na degradação de compostos orgânicos.

Conforme Kuzyakov (2002) e Chatzakis *et al.* (2011), efluentes fornecem carbono orgânico ao solo e nutrientes que podem estimular o crescimento e atividades de micro-organismos, os quais induzem decomposição da matéria orgânica do solo e, segundo Chatzakis *et al.* (2011), indica maior atividade da desidrogenase. Essa explicação pode elucidar o aumento da atividade enzimática no solo irrigado com as águas captada e produzida filtrada. Possivelmente, estas possuam compostos orgânicos capazes de estimular grupos específicos de micro-organismos e enzimas do solo, e que poderiam ser avaliados em trabalhos futuros.

No presente trabalho, a possível explicação para redução da atividade enzimática do solo no tratamento NCNI e também da mata foi associada à escassez de água. De acordo com Cattelan; Vidor, (1990) tais fatores abióticos interferem na atividade microbiana do solo. Também, Quilchano; Maranón, (2002) relataram que a variação da atividade da desidrogenase foi diretamente proporcional ao aumento da população microbiana e do conteúdo de umidade do solo.

Em relação à redução da desidrogenase promovida pelo tratamento irrigado com água produzida tratada com osmose reversa, as possíveis explicações seriam a influência do pH e das baixas concentrações de íons decorrentes da extração no tratamento de osmose reversa, além da adição de biocidas em etapa anterior à passagem nas membranas por osmose. O desequilíbrio iônico, a alteração do pH do solo e os biocidas possivelmente interferiram na atividade microbiana do solo.

Com exceção do número de micro-organismos cultiváveis e a atividade da desidrogenase, os demais atributos avaliados não mostraram interação significativa entre tratamentos de manejo e as épocas de avaliação. Por sua vez, as épocas afetaram isoladamente alguns parâmetros, como: respiração basal, carbono total e

microbiano, na cultura do girassol; respiração basal, carbono total, e quociente metabólico na cultura da mamona. Essas variações temporais podem estar relacionadas ao período pré-plantio, sendo que durante o preparo das áreas ocorreu alteração de fatores físicos ou químicos, como disponibilidade de nutrientes ou umidade nos pontos de coleta.

Alterações a partir da segunda semana pós-plantio eram esperadas, o que pode ser observado na maioria das variáveis avaliadas. Quando ambientes são alterados por práticas agrícolas ou mudanças no sistema de cultivo, os conteúdos de matéria orgânica do solo são modificados. Essa alteração modifica a estrutura das comunidades e por consequência a atividade microbiana do solo (Cattelan; Vidor, 1990; Ruedell, 1995).

Ainda com relação ao pré-plantio, observou-se que duas variáveis que retratam a atividade microbiana do solo, desidrogenase e respiração, mostraram-se contrárias. Essa diferença pode ser explicada pelo método adotado para análise, pois enquanto a desidrogenase permite detectar valores atuais da atividade no solo na condição de campo (real), a respiração basal, que não foi realizada *in loco*, apresenta dados de emissão de CO₂ pela microbiota após 10 dias de incubação e adequação do solo a umidade referente a 70% da capacidade de campo. A condição do solo para avaliação desses atributos foi distinta e pode ter influenciado o resultado, visto que no pré-plantio o solo encontrava-se muito seco e para avaliação da respiração em laboratório a umidade foi ajustada. Possivelmente as taxas de respiração basal medidas diretamente no campo fossem menores que em laboratório, pois igualaria as condições ambientais para ambas as variáveis.

Os dados de carbono orgânico, biomassa microbiana e respiração basal podem ter sido elevados no período pré-plantio devido a invasão de micro-organismos *r* estrategistas e ativação de espécies inativas em consequência do preparo das áreas. Segundo Araújo; Monteiro; Carvalho, (2007), adubações química e orgânica aumentam a atividade microbiana do solo. Estes insumos podem afetar a população, composição e função dos micro-organismos (Marschner; Kandeler; Marschner, 2003).

Observou-se que houve redução da respiração basal em relação ao período pré-plantio em ambas as culturas. Segundo Islam; Weil (2000), altas taxas de respiração basal podem ser resultado da alta disponibilidade de carbono lábil no

solo, ou da oxidação rápida de pequena quantidade do mesmo. Dessa forma, essa taxa pode indicar estresse ecológico e degradação ou alto nível de produtividade dos ecossistemas. Ainda segundo os autores, uma maneira de interpretar esse resultado é pelo quociente metabólico (qCO_2) - a taxa de respiração basal por unidade de biomassa microbiana-, pois níveis elevados de que têm sido associadas com estresse ambiental.

Em geral, maior liberação de qCO_2 (razão entre a respiração e a biomassa microbiana) relaciona-se à maior atividade biológica, a qual está ligada a quantidade de carbono lábil (Araújo; Geordete; Lacerda, 2007). O preparo convencional do solo promove rompimento dos agregados do solo (Dantas *et al.*, 2012) deixando a matéria orgânica suscetível ao consumo por micro-organismos, o que eleva os níveis da atividade metabólica (qCO_2) (Costa *et al.*, 2004).

No caso do girassol não houve diferenças entre tratamentos ou tempo para o qCO_2 , mas o solo rizosférico da mamona apresentou variação dessa variável entre pré-plantio, com maior índice de qCO_2 , e redução nos demais períodos. Esse aumento do qCO_2 reforça a ideia de estresse ambiental no início do experimento, tal como observado na análise da respiração basal para o período. Para o girassol, a respiração e biomassa microbiana foram elevadas no período pré-plantio e diminuíram em relação ao tempo, e como houve a mesma tendência temporal entre esses dois atributos, não houve diferenças do qCO_2 ; já para mamona, a respiração basal reduziu com o tempo, mas a biomassa microbiana manteve-se constante durante os períodos, o que levou ao aumento do quociente metabólico no primeiro momento em relação aos demais períodos de coleta do solo.

Neste estudo ocorreu redução do carbono orgânico ao longo do tempo. Resultados de pesquisas realizadas por Perez; Ramos; McManus, (2004), Cunha *et al.* (2012) e Dantas *et al.* (2012) corroboram com a diminuição do carbono orgânico do solo e pode ser associado ao sistema de manejo convencional. O carbono orgânico pode ser reduzido em solos cultivados convencionalmente em decorrência do aumento no consumo biomassa microbiana do carbono prontamente disponível, além das práticas de manejo adotadas (Jakelaitis *et al.*, 2008). Dantas *et al.* (2012) explicaram que as alterações no conteúdo de carbono através do uso do solo refletem modificações na dinâmica da matéria orgânica, a qual apresentou aumento

da taxa de decomposição com irrigação, o que favoreceu a redução do carbono total em camadas superficiais.

A quantidade de biomassa microbiana não variou entre tratamentos em ambos os cultivos. Assim como constatado nesse estudo, a ausência de diferenças significativas na biomassa microbiana entre diferentes manejos do solo tem sido reportada (D'andréa *et al.*, 2002; Moussa *et al.*, 2007; Kummer *et al.*, 2008; Mercante *et al.*, 2008). Segundo Silva *et al.* (2010) essa característica, em geral, é atribuída à implantação recente dos sistemas de plantio. Com o passar do tempo e o desenvolvimento do sistema agrícola, existe a tendência de equilíbrio e estabilização da comunidade microbiana com estabelecimento de organismos mais especializados e a gradativa incorporação deste carbono à biomassa microbiana do solo.

No entanto, ao longo do desenvolvimento das plantas não foi observado aumento do carbono microbiano, como era esperado. Houve redução do qCO_2 para o solo da mamona, embora esse não diferisse ao final do ciclo da cultura com os valores encontrados no início do experimento. No girassol nenhuma mudança foi observada para o quociente metabólico, e é possível que, por tratar-se do primeiro ciclo tenha sido insuficiente para percepção de diferenças do carbono microbiano entre tratamentos.

Na avaliação preliminar, observou-se que a mata apresentou melhor qualidade dos atributos biológicos em comparação à área experimental, o que era esperado já que a mesma se encontrava degradada, enquanto a mata representava um ecossistema mais estável. No entanto, a partir da implantação dos experimentos, com preparação do solo e a adubação (pré-plantio), a área experimental aumentou o número de micro-organismos, a respiração basal, o qCO_2 , a biomassa microbiana e a atividade da desidrogenase quando comparada à fase preliminar e a mata.

A partir da segunda semana pós-plantio houve tendência geral de redução desses valores nos tratamentos ao longo do tempo, ficando a mata com valores maiores para a respiração e biomassa, e menor de qCO_2 , principalmente quando avaliada aos períodos finais dos ciclos das culturas bioenergéticas. O carbono orgânico foi superior na mata em todas as épocas de avaliação, assim como a atividade da desidrogenase foi mais baixa em todas as avaliações. Apesar dos atributos respiração basal e biomassa microbiana mostrarem-se maiores na

mata, na maioria dos períodos, as médias gerais de tratamentos e de tratamentos por épocas em relação à vegetação nativa foram próximas.

De acordo com Xavier *et al.* (2006) no sistema convencional com irrigação às flutuações nos ciclos de umedecimento e secagem do solo podem influenciar a redução da biomassa microbiana do solo. Em outro trabalho realizado com cultivo irrigado de bananeiras em relação à mata adjacente à cultura na Chapada do Apodi, Ceará, Fialho *et al.* (2006) encontraram redução do carbono total e do carbono da biomassa microbiana para o cultivo convencional, maior respiração basal na mata e ausência de diferença no quociente metabólico entre as áreas. Cunha *et al.* (2012) encontraram maior teor de carbono total, biomassa microbiana e respiração basal na área de mata em relação aos cultivos e maior qCO_2 no solo cultivado convencionalmente. Dantas *et al.* (2012) também constataram redução do carbono total com implantação sistemas de cultivos em relação à mata.

Outros pesquisadores (D'andréa *et al.*, 2002; Matsuoka *et al.*, 2003; Perez; Ramos; McManus, 2004; García; Roldán; Hernández, 2005; Mercante *et al.*, 2008; Cardoso *et al.*, 2009) reforçam a previsão de melhor condição ambiental para microbiota do solo associada à vegetação natural em comparação com área agrícolas. Tais autores relataram níveis maiores de biomassa microbiana em áreas de vegetação natural, condição em geral promovida pelo de aporte contínuo de substratos orgânicos, a maior quantidade de raízes e a maior quantidade de água retida no solo, além do acúmulo de serrapilheira, que proporciona níveis mais adequados de temperatura e umidade.

A ausência de diferenças marcantes entre o solo da mata e o cultivado pode ser explicada pelo melhoramento das condições do solo pelo fornecimento de carbono, nutrientes e umidade decorrente da adubação e/ou irrigação, em contraste com ambiente inalterado e seco da mata. Esse melhoramento foi observado também no tratamento NCNI após adubação, que apesar de exposto a influência da temperatura e escassez de água não apresentou diferenças significativas com os tratamentos irrigados na maioria dos atributos analisados, exceto na população de micro-organismos e a atividade da desidrogenase. Esse fato é resultante do aumento de material orgânico fornecido pela adubação e como consequência uma maior retenção de umidade no solo quando comparado à condição da mata nativa.

6 CONCLUSÃO:

As águas produzidas testadas afetam de forma diferenciada a microbiota do solo, sendo que a água produzida filtrada interfere de forma positiva na atividade enzimática e no número de micro-organismos, enquanto a água produzida tratada com osmose reversa reduz as populações de bactérias e fungos e a atividade da desidrogenase no solo, quando comparados os tratamentos irrigados.

A irrigação com água produzida filtrada e água captada do lençol freático têm efeitos semelhantes sobre os atributos microbiológicos do solo no primeiro ciclo dos cultivos estudados.

A avaliação da qualidade do solo irrigado com água produzida, restrita a atributos biológicos do solo como carbono total, carbono da biomassa microbiana, respiração basal e quociente metabólico não permite detectar diferenças entre tratamentos de manejo do solo, no período de um ciclo das culturas de girassol e mamona.

Os valores da maioria dos indicadores microbiológicos avaliados são similares na mata e nas áreas cultivadas com oleíferas irrigadas no semiárido.

REFERÊNCIAS:

Acosta-Martínez, V.; Acosta-Mercado, D.; Sotomayor-Ramírez, D.; Cruz-Rodríguez, L. 2008. Microbial communities and enzymatic activities under different management in semiarid soils. *Applied Soil Ecology*, 38:249–260.

Acosta-Martínez, V., Tabatabai, M.A., 2004. Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, 33:17–23.

Ahmadun, F.; Pendashteha, A.; Abdullaha, L.C.; Biaka, D.R.A.; Madaeni, S.S.; Abidina, Z.Z. 2009. Review of technologies for oil and gas produced water treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 170:530–551.

Albaladejo, J.; Martínez-Mena, M.; Castillo, V. 1994. Changes in soil physical properties induced by soil degradation. *Transaction of the 15th World Congress of Soil Science*, 2:250–252.

Alef, K. 1995. *Soil respiration*, p. 215-216. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (Alef, K.; Nannipieri, P. eds.) San Diego: Academic Press.

ALL Consulting; Oklahoma, Tulsa. 2003. *Handbook on. Coal Bed Methane Produced Water: Management and Beneficial Use Alternatives*. Department of Energy of United State of America. 21 p.

Anderson, T.H.; Domsch, K.H. 1986. Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Zeitschrift fur Pflanzenernaehrung und Bodenkunde*, 149:457-468.

Andrade, V.T.; Andrade, B.G.; Costa, B.R.S.; Pereira Jr, O.A.; Dezotti, M. 2010. Toxicity assessment of oil field produced water treated by evaporative processes water to irrigation. *Water Science & Technology*, 62:693-700.

Aoyama, M; Nagumo, T. 1996. Factors Affecting Microbial Biomass and Dehydrogenase Activity in Apple Orchard Soils with Heavy Metal Accumulation. *Soil Science and Plant Nutrition*, 42:821-831.

Araújo, A.S.F.; Monteiro, R.T.R. 2007. Indicadores Biológicos De Qualidade Do Solo. *Bioscience Journal*, 23:66-75.

Araújo, A. S. F.; Monteiro, R. T. R.; Carvalho, E. M. S. 2007. Effect of composted textile sludge on growth, nodulation and nitrogen fixation of soybean and cowpea. *Biorresource Technology*, 98: 1028-1032.

Araújo, R.; Goedert, W.J.; Lacerda, M.P.C. 2007. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:1099-1108.

Arthur, J.D.; Langhus, B.G.; Patel C. 2005. Technical summary of oil & gas produced water treatment technologies. *ALL Consulting*, 1-53.

Baiardi, A; Mendes, J. 2007. Agricultura familiar no Semiárido: fatalidade de exclusão ou recurso para o desenvolvimento sustentável? *Bahia Agrícola*, 8:28 – 41.

Balota, E.L.; Colozzi-Filho, A.; Andrade, D.S.; Hungria, M. 1998. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 22:641-649.

Bardgett, R.D.; Shine, A. 1999. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. *Soil Biology & Biochemistry*, 31:317-321.

Bastida, F.; Moreno, J.L.; Hernández, T.; García, C. 2006. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biology & Biochemistry*, 38:3463–3473.

Bastida, F.; Moreno, J.L.; Hernández, T.; García, C. 2007. Microbial activity in non-agricultural degraded soils exposed to semiarid climate. *Science of the Total Environment*, 378:183–186.

Baum, C.; Linweber, P.; Schlichting, A. 2003. Effects of chemical conditions in rewetted peats temporal variation in microbial biomass and acid phosphatase activity within the growing season. *Applied Soil Ecology*, 22:167-174.

Boyle, M.; Frankenberger Jr., W.T.; Stolzy, L.H. 1989. The influence of organic matter on soil aggregation and water infiltration. *Journal of Production Agriculture*, 2:290-299.

Boysen, D.B.; Boysen, J.A.; Boysen, J.E. 2002. Creative Strategies for Produced Water Disposal in the Rocky Mountain Region. Proceedings: *9th Annual International Petroleum Environmental Conference* (CD ROM), Albuquerque.

Brady, N.C.; Weil, R.R. 1998. *Nature and properties of soil*. Prentice – Hall.

Brasil. Ministério Da Integração Nacional. 2005. *Relatório Final* - Grupo de trabalho interministerial para Redelimitação do semi-árido nordestino e do Polígono das secas. Brasília 219p.

Brost, D.F. 2002. Water Quality Monitoring at the Kern River Field. *The Ground Water Protection Council Produced Water Conference*, Colorado Springs, CO.

Broughton, L.C.; Gross, K.L. 2000. Patterns of diversity in plant and soil microbial communities along a productivity gradient in a Michigan old-field. *Oecologia*, 125:420-427.

Bundy, J.G.; Paton, G.I.; Campbell, C.D. 2004. Combined microbial community level and single species biosensor responses to monitor recovery of oil polluted soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 36:1149–1159.

Cardoso, E.L.; Silva, M.L.N.; Moreira, F.M.S.; Curi, N. 2009. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44:631-637.

Casida, L.E.; Klein, D.A.; Santoro, T. 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*, 98:371-376.

Cattelan, A.J.; Vidor, C. 1990. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em funções de variações ambientais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 14:133-142.

Chaperon, S.; Sauvé, S. 2008. Toxicity interactions of cadmium, copper, and lead on soil urease and dehydrogenase activity in relation to chemical speciation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70:1-9.

- Chatzakis, M.K.; Tzanakakis, V.A.; Mara, D.D.; Angelakis, A.N. 2011. Irrigation of castor bean (*ricinus communis* L.) and sunflower (*helianthus annuus* L.) plant species with municipal wastewater effluent: impacts on soil properties and seed Yield. *Water*, 3:1112-1127.
- Chen, W.; Wu, L.; Frankenberger Jr, W.T.; Chang, A.C. 2008. Soil enzymes activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soil. *Journal of Environmental Quality*, 37:36-42.
- Collins, A.J. 1975. *Geochemistry of oilfield waters*. New York: Elsevier Scientific Publishing Company, p, 496.
- Costa, A.M.B.; Melo, J.G.E.; Silva, F.M. 2006. Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *Águas Subterrâneas*, 20:67-82.
- Costa, F.S.; Bayer, C.; Albuquerque, J.A.; Fontoura, S.M.V. 2004. Aumento de matéria orgânica num latossolo bruno em plantio direto. *Ciência Rural*, 34:587-589.
- Cunha, E.Q.; Stone, L.E.; Ferreira, E.P.B.; Didonet, A.D.; Moreira, J.A.A. 2012. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo sob produção orgânica impactados por sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16:56-63.
- Çakmakci, M.; Kayaalp, N.; Koyuncu, I. 2008. Desalinization of produced water from oil production fields by membrane processes. *Desalination*, 222:176-186.
- Dahm, K.G.; Guerra, K.L.; Xu, P.; Drewes, J. E. 2011. Composite geochemical database for coalbed methane produced water quality in the Rocky Mountain region. *Environmental Science & Technology*, 45:7655–7663.
- Daily, G.C.; Matson, P.A.; Vitousek, P.M. 1997. Ecosystem services supplied by soil. p. 113–132. In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (Daily, G.C. ed.) Washington: Island Press, 347.
- Dantas, J.N.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S.; Assis, C.P. 2012. Qualidade de solo sob diferentes usos e manejos no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodi, CE. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16:18–26.

D'andréa, A.F.; Silva, M.L.N.; Curi, N.; Siqueira J.O.; Carneiro, M.A.C. 2002. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 26:913-923.

Dejoia, A.J. 2002. Developing sustainable practices for CBM-produced water irrigation. *Ground Water Protection Council Produced Water Conference*, Colorado Springs, CO, 2002.

Dick, R.P. 1997. Soil enzymes activities as integrative indicator of soil health. In: *Biological Indicators of Soil Health* (Pankhurst C.; Doube, B. M.; Gupta, V. V. S. R. eds). New York: CAB, 155.

Doran, J.W.; Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. p. 3-21. In: *Defining soil quality for a sustainable environment* (Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdick, D.E., Stewart, B.A. eds.), Madison: Soil Science Society of America.

Doran, J.W.; Zeiss, M.R. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15:3–11.

Ehrlich, H. L. 1995. *Geomicrobiology*, New York: Marcel Dekker.

Espírito Santo, A.A. 2004. Influência da poluição atmosférica e variáveis ambientais no comportamento de bioindicadores de solo no entorno de uma metalúrgica de cobre na Bahia. Dissertação de mestrado em Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

Fernandez-Calviño, D.; Soler-Rovira, P.; Polo, A.; Diaz-Raviña, M.; Arias-Estevez, M.; Plaza C. 2010. Enzyme activities in vineyard soils long-term treated with copper-based fungicides. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:2119-2127.

Fialho, J.S.; Gomes, V.F.F; Oliveira, T.S.; Silva Júnior, J.MT. 2006. Indicadores da qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivo de bananeiras na Chapada do Apodi-CE. *Revista Ciência Agronômica*, 37:250-257.

Frighetto, R.T.S. Valarini, P.J. 2000. Análise da biomassa microbiana em carbono: método de fumigação – extração. In: *Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico* (Frighetto, R.T.S.; Valarini, P.J. eds). Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 198p.

Galvão, R.S.P.P.; Xavier, Y.M.A. 2006. Considerações preliminares ao uso de recursos hídricos na indústria do petróleo em face do direito das águas: a água como bem econômico. *Revista digital constituição e garantia de direitos (UFRN)*, 2:p. 34-49.

García, C., Hernández, T., Costa, F. 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 26:1185–1191.

García, C.; Hernández, T.; Roldán, A.; Albaladejo, J.; Castillo, V. 2000. Organic amendment and mycorrhizal inoculation as a prelude in afforestation of soils with *Pinus halepensis* Miller: effect on their microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:1173– 1181.

García, C.; Roldán, A.; Hernández T. 2005. Ability of different plant species to promote microbiological processes in semiarid soil. *Geoderma*, 124:193–202.

García, C.; Roldán, A.; Hernandez, T. 1997. Changes in microbial activity after abandonment of cultivation in a semiarid Mediterranean environment. *Journal of Environmental Quality*, 26:285–291.

García, C.; Hernández, T.; Roldán, A.; Martín, A. 2002. Effect of plant cover decline on chemical microbiological parameters under Mediterranean climate. *Soil Biology & Biochemistry*, 34:635–642.

Geisseler, D.; Horwath, W.; Scow, K. 2011. Soil moisture and plant residue addition interact in their effect on extracellular enzyme activity. *Pedobiologia*, 54:71-78.

Gil-Sotres, F.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M.C; Seoane S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 877–887.

Gliessman, S.R. 2001. *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Porto Alegre: Ed. UFRGS.

Guerra, K.; Dahm, K.; Dundorf, S. 2011. *Oil and gas produced water management and beneficial use in the western United States*. Colorado: U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation Technical Service Center Water and Environmental Resources Division Water Treatment Engineering Research, 129p.

Hinojosa, M. B.; Carreira, J.A.; García-Ruíz, R; Dick, R.P. 2004. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 1559-1568.

Holanda, J.S.; Amorim, J.R.A. 1997. Qualidade da água para irrigação. In: *Congresso Brasileiro De Engenharia Agrícola - Manejo e Controle da salinidade na agricultura irrigada*. Campina Grande: SBEA/UFPB, 137 –169.

Igunnu, E.T.; Chen, G.Z. 2012. Produced water treatment technologies. *International Journal of Low-Carbon Technologies*, 0:1-21.

Insam, H. 2001. Developments in soil microbiology since the mid 1960's. *Geoderma*, 100:389–402.

Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará – IPECE. 2012. *Perfil básico municipal*. <Disponível em: ipece.ce.gov.br/publicações/perfil_basico/pbm-2012/Aracati.pdf>

Instituto Nacional Do Semiárido - INSA. 2011. *O semiárido*. Disponível em <http://www.insa.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=17&Itemid=64&limit=1&limitstart=2> Acesso: 30 outubro 2011.

International Association Of Oil & Gas Producers - OGP. 2002. Aromatics in produced water: occurrence, fate and effects, and treatment. *OGP Publications*, 1: 200-324.

Interstate Oil And Gas Compact Commission And All Consulting - IOGCC & ALL. 2006. A Guide to Practical Management of Produced Water from Onshore. *Oil & Gas Operations in the United States*. U.S. Department of Energy National Petroleum Technology Office.

Islam, K.R.; Weil, R.R. 2000. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *Journal of Soil and Water Conservation*. 55:69-78.

Jakelaitis, A.; Silva, A.A.; Santos, J.B.; Vivian, R. 2008. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 38:118-127.

Janke, S.; Schamber H.; Kunze C. 1992. Effects of heating oil on the soil biological activity. *Angewandte Botanik*, 66:42–45.

Jastrow, D. A.; Miller, R.M. 1991. Methods for assessing the effects of biota on soil structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 34:279-303.

Johnston, C.R.; Vance, G.F.; Ganjegunte, G.K. 2008. Irrigation with coalbed natural gas co-produced water. *Agricultural Water Management*, 95:1243–1252.

Kampbell, D.H.; An, Y.; Smith M.W.; Abbott, M.M. 2003. Impact of Oil Production Releases on Some Soil Chemical Properties at the OSPER Sites. U.S. Geological Survey, *Water-resources investigations*, 3:4260.

Kharaka, Y.K.; Lundegard, P.D.; Giordano, T.H. 2000. Distribution and origin of organic ligands in subsurface waters from sedimentary basins. *Economic Geology*, 9: 119-131.

Kharaka, Y.K.; Thordsen, J.J.; Kakouros, E.; Abbott, M.M. 2003. *Environmental impacts of petroleum production: Fate of inorganic and organic chemicals in produced water from the Osage-Skiatook Petroleum Environmental Research sites, Osage County, Oklahoma*. California: U.S. Geological Survey, 260.

Kharaka, Y.K.; Thordsen, J.J. 1992. Stable isotope geochemistry and origin of waters in sedimentary basins. In: *Isotopic Signatures and Sedimentary Records* (Clauer, N. and Chaudouri, S. eds.), Germany: Springer-Verlag, 466.

Kennedy, A.C.; Papendick, R.I. 1995. Microbial characteristics of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50:243-248.

Kirka, J.L.; Klironomos, J.N.; Lee, H.; Trevors J.T. 2005. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. *Environmental Pollution*, 133:455–465.

Kummer, L.; Barros, Y.J.; Schäfer, R.F.; Ferreira, A.T.F; Freitas, M.P.; Paula, R.A.; Dionísio, J.A. 2008. Respiração e biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de uso. *Scientia Agraria*, 9: 559-563.

Kuzyakov, Y. 2002. Factors affecting rhizosphere priming effect. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165:382-396.

Lawrence, A.W.; Miller, J. A.; Miller, D. L.; Hayes, T.D. 1995. Regional assessment of produced water treatment and disposal practices and research needs. *Society of Petroleum Engineers*, 373 - 392.

Li, H.; Zhang, Y.; Kravchenko, I.; Xu, H.; Zhang, C. 2007. Dynamic changes in microbial activity and community structure during biodegradation of petroleum compounds: A laboratory experiment. *Journal of Environmental Sciences*, 19:1003 – 1013.

Li, X.; Sarah, P. 2003. Enzyme activities along a climatic transect in the Judean Desert. *Catena*, 53:349–363.

Lima, R.M.G.; Wilhagen, G.R.S.; Cunha, J.W.S.D.; Afonso, J.C. 2009, Removal of ammonium ion from produced waters in petroleum offshore exploitation by a batch single-stage electrolytic process. *Journal of Hazardous Materials*, 161:1560 –1564.

Longo, R.M.; Ribeiro, A.I.; Melo, W.J. 2011. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita: biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. *Solo e nutrição de Plantas*, 70:132-138.

Macek, T., Mackova, M., Kas, J., 2000. Research review paper: exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnology Advances*, 18: 23–34.

Machado. J.P.S.E.; Silva, C.C.; Sobral-Santiago, A.V.C.; Sant´Ana, H.B.; Farias, J.P. 2006. Effect of temperature on the level of corrosion caused by heavy petroleum on AISI 304 and AISI 444 Stainless Steel. *Materials Research*, 9:137-142.

Marschner, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. London: Academic Press, 889 p.

Marschner, P.; Kandeler, E.; Marschner, B. 2003. Structure and function of the microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biology & Biochemistry*, 35:453-461.

Matsuoka, M.; Mendes, L.C.; Loureiro, M.F. 2003. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 7:425-433.

Melo, M.V.; Pereira Júnior, O.A.; Schüter, H.E.; Lima, A.F. 2010. Performance evaluation of reverse osmosis treatment of oilfield produced water for re-use. *Exploration & Production – Oil & Gas Review*, 8:91 – 96.

Mendonça, E.S.; Matos, E.S. 2005. *Matéria orgânica do solo: métodos de análises*. Ponte Nova: D&M Gráfica e Editora Ltda, 107.

Menezes, R.S.C.; Sampaio, E.V.S.B. 2002. Simulação dos fluxos e balanços de fósforo em uma unidade de produção agrícola familiar no semiárido paraibano. In: *Agricultura familiar e agroecologia no semiárido: avanços a partir do Agreste da Paraíba* (Silveira, L. M.; Petersen, P.; Sabourin, E. eds). Rio de Janeiro: AS-PTA, p. 249-260.

Mercante, F.M.; Silva, R.F.; Francelino, C.S.F.; Cavalheiro, J.C.T.; Otsubo, A.A. 2008. Biomassa microbiana, em argissolo vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. *Revista Maringá*, 34:479-485.

Moreira, F.M. De S.; Siqueira, J.O. 2006. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. Lavras: UFLA.

Moussa, A.S.; Van Rensburg L.; Kellner, K.; Bationo, A. 2007. Soil microbial biomass in semi-arid communal sandy rangelands in the western bophirima district, south Africa. *Applied Ecology and Environmental Research*, 5:43-56.

Murray-Gulde, C; Heatley, J.E.; Karanfil, T.; Rodgers Jr, J.H.; Myers, J. 2003. Performance of a hybrid reverse osmosis-constructed wetland treatment system for brackish oil field produced water. *Water Research*, 37:705-713.

Nannipieri, P.; Ascher, J.; Ceccherini, M.T.; Landi, L.; Pietramellara, G., Renella, G. 2003. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*. 54:665–670.

Nannipieri, P., *et al.*, 2002. Enzyme activity as monitors of soil microbial functional diversity. In: *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications* (Burns, R.G., Dick, R. eds.), New York: Marcel Dekker, 234-251.

Nannipieri, P.; Greco, S.; Ceccanti, B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: *Soil Biochemistry* (Bollag, J.M., Stozky, G. eds.), New York: Dekker, 293 – 354.

Neto, M.A.D. 2008. Holística na mamoneira: cultivares, épocas de plantio, adubação mineral e ambiental. Tese de Doutorado em Agronomia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

Newell, C.J.; Connor, J. A. 2006. *Strategies for addressing salt impacts of produced water releases to plants, soil, and groundwater*. Washington: American Petroleum Institute API Publication.

Nielsen, M.N.; Winding, A. 2002. *Microorganisms as indicators of soil health*. Denmark: National Environmental Research Institute, Technical Report 388.

Niemi, G.J.; McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 35:89-111.

Odum, E. P.; Barrett, G. W. 2008. *Fundamentos de Ecologia*. [Tradução Pégasus Sistemas e Soluções], São Paulo: Cengage Learning.

Otton, J.K.; Asher-Bolinder, S.; Owen, D.E.; Hall, L. 1997. Effects of produced waters at oilfield production sites on the Osage Indian Reservation, northeastern Oklahoma. *U.S. Geological Survey Open-File Report 97-28*, 48 p.

Paetz, R.J.; Maloney, S. 2002. Demonstrated Economics of Managed Irrigation for CBM Produced Water. *Ground Water Protection Council Produced Water Conference*, Colorado Springs, CO.

Pan, N.; Hou, Z.; Chen, W.; Jiao, W.; Peng, C.; Liu, W. 2012. Study on soil enzyme activities and microbial biomass carbon in greenland irrigated with reclaimed water. *Chinese Journal of Environmental Science*, 12:4081-4087.

Pandey, S.; Singh, K.D. 2006. Soil dehydrogenase, phosphomonoesterase and arginine deaminase activities in an insecticide treated groundnut (*Arachis hypogaea* L.) field. *Chemosphere*, 63:869-880.

Pankhurst, C.E.; Hawke, B.G.; McDonald, H.J.; Kirkby, C.A.; Buckerfield, J.C.; Michelsen, P.; O'Brien, K.A.; Gupta, V.V.S.R., Doube, B.M. 1995. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35:1015-1028.

Pavanelli, L.E.; Araújo, F.F.; 2010. Parâmetros químicos e biológicos indicadores de qualidade de solo sob cultivo de braquiárias e soja no oeste paulista. *Ceres*, v. 57: 118-124.

Pedenaud, P. TOTAL experience to reduce discharge of hydrocarbons through produced water. *SPE International Conference on Thermal Operations and Heavy Oil Symposium*, Canacia, 2005.

Pelczar Jr, M.J.; Chan, E.C.S.; Krieg, N.R.; Edwards, D.D.; Pelczar, M.F. *Microbiologia: conceitos e aplicações*. São Paulo: Makron Books, 1996.

Petrić, I; Bru D, Udiković-Kolić N, Hršak D, Philippot L, Martin-Laurent F. 2011. Evidence for shifts in the structure and abundance of the microbial community in a long-term PCB-contaminated soil under bioremediation. *Journal of Hazardous Materials*, 195: 254-260.

Pennanen, T.; Liski, J.; Bááth, E.; Kitunen, V.; Uotila, J.; Westman, C.J.; Fritze, H. 1999. Structure of the microbial communities in coniferous forest soils in relation to site fertility and stand development stage. *Microbial Ecology*, 38:168-179.

Perez, K.S.S.; Ramos, M.L.G.; McManus, C. 2004. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39: 567-573.

Pett-Ridge, J.; Firestone, M. 2005. Redox fluctuation structures microbial communities in a wet-tropical soil. *Applied & Environmental Microbiology*, 71: 6998-7007.

Philippi Jr, A. 2003. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: *Reuso de água* (Mancuso, C.S.A.; Santos, H.F. eds). Barueri: Manole, p. 37-95.

Plaza, C.; Hernández, D.; García-Gil, J.C.; Polo, A. 2004. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 36:1577–1585.

Qian, Z.; Liu, X.; Yu, Z.; Zhang, H.; Jü, Y. 2012. A Pilot-scale Demonstration of Reverse Osmosis Unit for Treatment of Coal-bed Methane Co-produced Water and Its Modeling. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 20: 302—311.

Quilchano, C.; Marañón, T. 2002. Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 35:102–107

Raij, B. Van; Cantarela, H.; Quaggio, Furlani, A.M.C. 1996. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agrônômico e Fundação (Boletim técnico, 100), 285p.

Raeid, M.M.A.; Nimer, M.D.S.; Jürgen, K.; Dirk, B.; Yasser, E.; Jürgen, R.; Ferran, G. 2002. Microbial diversity of a heavily polluted microbial mat and its community changes following degradation of petroleum compounds. *Applied Environmental Microbiology*, 68:1674–1683.

Ricklefs, R.E. 2003. *A Economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Rodríguez-Loinaz, G.; Onaindia, M.; Amezaga, I.; Mijangos, I.; Garbisu, C. 2008. Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 40:49–60.

Roldan, A.; Garcia-Orenes, F.; Lax, A. 1994. An incubation experiment to determinate factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology and Biochemistry*, 26:1699–1707.

Ruedell, J. 1995. *Plantio direto na região de Cruz Alta*. Cruz Alta: Fundacep-Fecotrigo, 134p.

Salazar, S.; Sanchez, L.; Alvarez, J.; Valverde, A.; Galindo, P.; Igual, J.; Peix, A.; Santa-Regina, I. 2011. Correlation among soil enzyme activities under different forest system management practices. *Ecological Engineering*, 37: 1123-1131.

Santos E.E.F.; Ribeiro M.R. 2002. Influência da irrigação e do cultivo nas propriedades químicas de solos da região do submédio São Francisco. *Revista Maringá*, 24:1507-1516.

SAS Institute. 2000. SAS/STAT User's guide. Release 9.1 SAS Institute, Inc., Cary.

Schlüter, H.E.P.E 2007. Amostragem da água produzida do campo de Fazenda Belém, bacia potiguar, em níveis de potabilidade. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Shishido, M.; Chanway, C.P. 1998. Storage effects on indigenous soil microbial communities and PGPR efficacy. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 30, p. 939-947.

Shuler, M.; Kargi, F. 2010. *Bioprocess engineering basic concepts*. New Jersey: Prentice-Hall Incorporation.

Silva, E.E.; Azevedo, P.H.S.; De-Polli, H. 2007. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2). *EMBRAPA: Comunicado Técnico 99 - Seropédica*, Rio de Janeiro.

Silva, F.C. 2009. Manual de análises químicas do solo, plantas e fertilizantes. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica.

Silva, R.R.; Silva, M.L.N.; Cardoso, E.L.; Moreira, F.M.Z.; Curi, N.; Aloveri, A.M.T. 2010. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campo das vertentes. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 34:1585-1592.

Singh, D.K.; Kumar, S. 2008. Nitrate reductase, arginine deaminase, urease and dehydrogenase activities in natural soil (ridges with forest) and in cotton soil after acetamiprid treatments. *Chemosphere*, 71:412-418.

Singh, J.S.; Pandey, V.C.; Singh, D.P. 2011. Efficient soil microorganisms: A new dimension for sustainable agriculture and environmental development. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140:339-353.

Souza, M.J.N.D.; Morais, J.O.D.; Lima, L.C. 2000. Compartimentação territorial e gestão regional do Ceará. Fortaleza: FUNECE, 268p.

Spehn, E.M.; Joshi, J.; Schmid, B.; Alphei, J.; Körner, C. 2000. Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant and Soil*, 224:217-230.

Stephan, A.; Meyer, A.; Schmid, B. 2000. Plant diversity affects culturable soil bacteria in experimental grassland communities. *Journal of Ecology*, 88:988-998.

Stephenson, M.T. 1992. Components of produced water: a compilation of Industry Studies. *Journal of Petroleum Technology*, 44:548-550.

Taylor, J.P.; Wilson, M.; Mills, S.; Burns, R.G. 2002. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biology & Biochemistry*, 34:387-401.

Thomas, J.E. 2001. *Fundamentos de engenharia de petróleo*. Rio de Janeiro: Interciência, 101p.

Thomas, J.E. 2004. *Fundamentos de Engenharia de petróleo*. São Paulo: Interciência, 272p.

United States Department Of Agriculture - USDA, 1996. Indicators for Soil Quality Evaluation. *Natural Resources Conservation Service*. Disponível em: <http://soils.usda.gov/sqi/publications/files/sq_thr_2.pdf>.

Veil, J.A.; Pruder, M.G.; Elcock, D.; Redweik Jr, R.J. 2004. A White Paper Describing Produced Water from Production of Crude Oil, Natural Gas, and Coal Bed Methane, Argonne:Department of Energy, National Energy Technology Laboratory.

Wardle, D.A., Giller, K.E. 1996. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. *Soil Biology & Biochemistry*, 28: 1549-1554

Winding, A.; Hund-Rinke, K.; Rutgers, M. 2005. The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62:230–248.

Wolińska, A.; Bennicelli, R. 2010. Dehydrogenase activity response to soil reoxidation process described as varied condition of water potential, air porosity and oxygen availability. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19: 651-657.

Wolińska, A.; Stępniewska, Z. 2012. *Dehydrogenase Activity in the Soil Environment*. Dehydrogenases (Canuto, R.A. ed.), ISBN: 978-953-307-019-3, InTech, DOI: 10.5772/48294.

Włodarczyk, T.; Stępniewski, W.; Brzezińska, M. 2002. Dehydrogenase activity, redox potential, and emissions of carbon dioxide and nitrous oxide from cambisols under flooding conditions. *Biology & Fertility of Soils*, 36:200-206.

Xavier, F.A.S.; Maia, S.M.F.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S. 2006. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na chapada da Ibiapaba – CE. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 30:247-258.

Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., Córdova, C., 2009. Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma*, 151: 191–198.

Zak, D.R.; Holmes, W.E.; White, D.C.; Peacock, A.D.; Tilman, D. 2003. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? *Ecology*, 84:2042-2050.

Zhao, X.; Wang, Y.; Ye, Z.; Borthwick, A.G.L.; Ni, J. 2006. Oil field wastewater treatment in biological aerated filter by immobilized microorganisms. *Process Biochemistry*, 41:1475–1483.