



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

ANDREZZA KARLA DE OLIVEIRA SILVA

**BIORREMEDIAÇÃO DE SOLOS SALINIZADOS PROCEDENTES DE ÁREAS
EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO MEDIANTE USO DO LÍQUEN
*CLADONIA VERTICILLARIS (RADDI) FR.***

RECIFE

2014

Andrezza Karla de Oliveira Silva

**BIORREMEDIAÇÃO DE SOLOS SALINIZADOS PROCEDENTES DE ÁREAS
EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO MEDIANTE USO DO LÍQUEN
CLADONIA VERTICILLARIS (RADDI) FR.**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Geografia da
Universidade Federal de Pernambuco,
como parte dos requisitos para obtenção
do título de Mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando de Oliveira Mota Filho

Co-orientadora: Profa. Dra. Eugênia Cristina Gonçalves Pereira

RECIFE

2014

Catálogo na fonte
Bibliotecário Tony Bernardino de Macedo, CRB4-1567

- S586b Silva, Andrezza Karla de Oliveira.
Biorremediação de solos salinizados procedentes de áreas em processo de desertificação mediante uso do líquen *Cladonia Verticillaris* (RADDI) FR. / Andrezza Karla de Oliveira Silva. – Recife: O autor, 2014. 157 f. il. ; 30cm.
- Orientador: Prof. Dr. Fernando de Oliveira Mota Filho.
Coorientador: Prof^a. Dr^a. Eugênia Cristina Gonçalves Pereira.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CFCH. Programa de Pós-graduação em Geografia, 2014.
Inclui referências.
1. Geografia. 2. Degradação ambiental. 3. Salinização. 4. Irrigação. 5. Ácido fumarprotocetrárico I. Mota Filho, Fernando de Oliveira (Orientador). II. Pereira, Eugênia Cristina Gonçalves (Coorientadora). III. Título.

910 CDD (22.ed.)

UFPE (BCFCH2014-46)

Andrezza Karla de Oliveira Silva

**BIORREMEDIAÇÃO DE SOLOS SALINIZADOS PROCEDENTES DE ÁREAS
EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO MEDIANTE USO DO LÍQUEN
CLADONIA VERTICILLARIS (RADDI) FR.**

Dissertação defendida e _____ pela banca examinadora:

Orientador: _____

Prof. Dr. Fernando de Oliveira Mota Filho (UFPE)

Co-orientadora: _____

Profa. Dra. Eugênia Cristina Gonçalves Pereira (UFPE)

1º Examinador: _____

Prof. Dr. Antonio Carlos de Barros Corrêa (UFPE)

2º Examinador: _____

Prof. Dr. Carlos Vicente Córdoba (UCM/Espanha)

RECIFE

2014

Ao meu pai, Alberto, por todo esforço e dedicação incondicional em todos os momentos.

Aos meus orientadores, Fernando Mota e Eugênia Pereira, pelo exemplo de pesquisadores e mestres.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de vida, por seu conforto fortificante nos momentos difíceis que me possibilitaram seguir em frente nessa trajetória acadêmica.

Agradeço ao meu pai, Alberto Leopoldino, por todo esforço, incentivo e dedicação que me fez ser o que sou hoje.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, em especial à Coordenação e aos funcionários Eucilene Tavares e Eduardo Vêras, que sempre com muito carinho e atenção estão dispostos a auxiliar na resolução dos problemas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa para desenvolvimento da pesquisa.

Aos meus orientadores, Professor Dr. Fernando de Oliveira Mota Filho e Professora Dra. Eugênia Cristina Gonçalves Pereira, pela presença sempre constate em todos os momentos da pesquisa. Agradeço pelo incentivo, apoio, dedicação e amizade por serem exemplos de profissionais e saberem formar estudantes, futuros profissionais, com grande competência e admiração.

Aos professores do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Geografia, em especial ao professor Dr. Nilson Cortez Crocia de Barros pelos conselhos que me auxiliaram no meu desenvolvimento acadêmico.

Ao professor Dr. Ranyére Silva Nóbrega pelas valiosas contribuições no desenvolvimento da pesquisa e no trabalho de campo em Cabrobó (PE).

Ao professor Dr. Saint-Clair Cordeiro da Trindade Júnior pelos ensinamentos, que me proporcionaram uma melhor compreensão da relação entre a pesquisa e a Geografia.

Ao professor Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo pelo aprendizado de grande valia, que possibilitou o entendimento do delineamento de uma pesquisa.

Aos professores Dr. Carlos Vicente Córdoba e Dra. María Estrella Legaz Gonzalez por todo o ensinamento proporcionado em um curto período de tempo, em passagem pela Universidade. Agradeço imensamente toda a contribuição, os momentos de aprendizado, a generosidade e o acompanhamento acadêmico mesmo com a distância.

Ao professor Dr. Nicácio Henrique da Silva um exemplo dedicação profissional e sabedoria, que compartilha com seus alunos todo conhecimento adquirido ao longo de anos de pesquisa.

Ao professor Dr. Antonio Carlos de Barros Corrêa por gentilmente aceitar o convite para participação na banca.

À professora Dra. Maria Avany Gusmão pelo auxílio na realização do trabalho de campo e pela troca de conhecimento.

À professora Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire por disponibilizar o laboratório de Química do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco para realização das análises. Em especial aos pesquisadores Flaviana Gonçalves da Silva, grande companheira nas análises, Karina Marie Kamimura, Anderson Mailson de Oliveira Souza, Hibelblandi Farias de Melo, pessoas de grande generosidade que me receberam com muita atenção e dedicação.

À professora Dra. Carolina Ettiene de Rosália e Silva Santos, que possibilitou a realização das análises de microbiologia do solo em seu laboratório na Universidade Federal Rural de Pernambuco. Agradeço a imensa generosidade, carinho, atenção e confiança. Aos pesquisadores que fazem parte do laboratório Lusiene Barbosa Souza e Antunes Romeu Lima do Nascimento, pelo valioso aprendizado.

Ao professor Dr. Rômulo Simões Cezar de Menezes pela confiança e liberação para utilização de seu laboratório de Fertilidade de Solo da Universidade Federal de Pernambuco para realização das análises de solo. Em especial aos pesquisadores Nilson da Silva Medeiros, Dário Costa Primo e Júlio Cesar Rodrigues Martins pelo acolhimento, conselhos e auxílio nas análises.

Ao professor Dr. Pedro Luiz Guzzo por toda atenção, compreensão e generosidade na realização das análises de difratometria de raio-x, realizada no laboratório de Tecnologia Mineral da Universidade Federal de Pernambuco e ao pesquisador Alan Anderson Arruda Tino pela realização das análises de forma tão atenciosa e gentil.

Ao Gammalab, do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, pela irradiação das amostras, em especial ao responsável técnico André.

Ao Sr. Rozalves Novaes, morador do município de Cabrobó, que sempre com grande disposição e, interesse em receber e compartilhar conhecimento, fundamental na efetivação da pesquisa.

Ao Sr. Raimundo, motorista da Universidade Federal de Pernambuco, que sempre com muito cuidado e atenção nos conduziu por essas estradas para realização do trabalho de campo. Agradeço por se mais que um motorista, por fazer parte da pesquisa, por todo auxílio que foi muito além de sua função.

Ao doutorando Deivide Benício, a mestranda Sueny Carla, a Thais Assunção e Rennan Cabral pelo auxílio na realização do trabalho de campo e pela convivência.

Ao Núcleo de Estudo do Meio Ambiente – NEMA e ao Laboratório de Geografia Ambiental – LAGEAM aos seus coordenadores e integrantes que me ajudaram na minha formação acadêmica. Em especial a Juliane Sales, Franciele Araújo, Lucas Viana, Áurea Siqueira, Leandro Souza.

Aos novos integrantes do NEMA, que sempre com grande disponibilidade, cuidado e atenção auxiliaram na construção da pesquisa. Em especial a Deyvson Natanael, Kécia Santana e Flávia Mata.

Aos amigos Herika Barbosa, Edvaldo Dias, Ana Cláudia Silveira, Bárbara Cibelli, Helena Barros, Claudio Vieira e Talitha Vasconcelos.

Ao querido amigo Pedro Paulo Lira, um psicólogo geográfico.

Aos integrantes e pesquisadores do Laboratório de Produtos Naturais, Maria de Lourdes Lacerda Buril, Mônica Barroso Martins, Bruno Rodrigues e Bruna Cordeiro.

Aos amigos adquiridos durante a realização do Mestrado, Valéria Verônica dos Santos, Renata Barbosa, Caline Mendes, Rafael Farias e Alexandre Sabino.

Aos amigos da Faculdade Franssinetti do Recife, Joice Carla Ferreira, Sergivan Silva, Fábio Costa, Hallysson Douglas e Igor Lopes pelos sábados compartilhados em quase dois anos. Amigos que souberam compreender e apoiar.

Aos amigos que seguem nessa jornada desde o início da graduação em Geografia, compartilhando momentos difíceis e alegres, Iwelton Madson Pereira, Maria das Neves Melo, Débora Albuquerque Meira e Sidney Santana.

A Andreza Kelly Vasconcelos e Nyanne Macêdo de Moraes pela confiança, amizade, carinho e apoio em todos os momentos.

A Fernando Peña, Francisco Uribe e Aline Maria (Mariah) pelos momentos de descontração durante almoços e jantares no restaurante universitário.

Muito Obrigada!!!

“Deus nos concede, a cada dia, uma página de vida nova no livro do tempo. Aquilo que colocarmos nela, corre por nossa conta.”

Emmanuel, psicografado por Chico Xavier.

RESUMO

O semiárido pernambucano é uma região que possui um equilíbrio dinâmico, onde interferências nesse ecossistema podem ocasionar uma sucessão de mudanças na cobertura vegetal e no solo. Um fator de risco que pode acarretar transformações nesse equilíbrio é o manejo inadequado de técnicas de irrigação que estão causando a salinização de solos. Neste sentido, a pesquisa teve com objetivo avaliar a capacidade de *Cladonia verticillaris* como um possível biorremediador de Luvisolos degradados pelo manejo agrícola no município de Cabrobó, Pernambuco. Em experimentos montados com líquens irradiados ou não com radiação gama, bem como solos submetidos ou não a esta fonte radioativa, foram considerados como os tratamentos monitorados em laboratório ao longo de dez meses. As amostras de solo e de líquen tiveram quantificados os fenóis contidos no talo de *C. verticillaris*, ou estes percolados ao solo subjacente ao líquen. Foram avaliados os atributos químicos e biológicos do solo por meio de análise de cátions trocáveis e solúveis, carbono e nitrogênio orgânico do solo, respiração basal, carbono da biomassa microbiana, quocientes metabólico e microbiano, unidades formadoras de colônias e, difratometria de raios-X. Os resultados evidenciaram que a radiação gama afeta o metabolismo e a química do líquen e do solo, pela consequente dilatação dos poros do líquen e do solo. Verificou-se que os extratos orgânicos de *C. verticillaris* obtidos dos diferentes tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes devido à ciclicidade na queda e ascensão da produção fenólica, e sua percolação para o substrato. As análises químicas e biológicas demonstraram que a presença do líquen influenciou positivamente os atributos do solo com aumento da população microbiana, elevação nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} tanto no complexo de troca quanto no extrato de saturação, que apresentou acréscimo 418,87% e 208,3%, respectivamente, dos referidos elementos. Constatou-se que os fenóis do líquen degradaram minerais contidos no solo como a albita e a microclina, fator que pode ter motivado a elevação do cálcio encontrado no solo. Diante desses resultados não se pode afirmar que *C. verticillaris* possa ser considerada como biorremediador de solo em processo de salinização, tendo em vista que não houve modificações significativas no sódio encontrado no solo, principal problema nesse tipo de solo. Entretanto, se ressalta que a espécie melhorar a qualidade do solo, tornando-o mais fértil a partir da liberação de nutrientes.

Palavras-chave: degradação ambiental, salinização, irrigação, ácido fumarprotocetrárico.

ABSTRACT

The semiarid region of Pernambuco has a dynamic equilibrium, where interference in this ecosystem can cause a succession of impacts on vegetation and soil. A risk factor to destabilize this equilibrium is inadequate irrigation management that is causing salinization of soils. The research had to objective evaluated the capacity of *Cladonia verticillaris* as a possible biorremediador of Luvisolos degraded by agricultural of management in the municipality of Cabrobó, Pernambuco. Experiments mounted with lichens irradiated or not with gamma irradiation and soils submitted or not this radioactive source were considered as treatments monitored in laboratory over ten months. Soil and lichens samples were quantified the phenols contained in the stalk of *C. verticillaris*, or percolate to the underlying soil the lichen. Chemical and biological soil attributes were evaluated by analysis of exchangeable and soluble cations, carbon and nitrogen organic of soil, basal respiration, microbial biomass of carbon, metabolic and microbial quotients, colony forming units, and X-ray diffraction. The results showed that gamma radiation affect the metabolism and the chemical of lichens and soil, by consequent enlarged pores. Organic extracts of *C. verticillairs* from the different treatments showed similar behavior due to cyclicity in the fall and rise of phenolic production, and its percolate into the substrate. Biological and chemical analysis showed that the presence of lichen positively influenced soil proprieties with increased microbial population, increase of Ca^{2+} and Mg^{2+} in the exchange complex and in the saturation extract, with increased of 418,87% and 208,3%, respectively to those elements in the saturation extract. The phenols contained in the lichens degraded the soil minerals with the albite and microline, factor that influenced the increased the calcium in the soil. Through the results cannot if say that *C. verticillaris* can be considered as biorremediador of soil salinization process, considering that there were no significant changes in sodium found in soil, the main problem in this type of soil. However the specie improves soil quality, making it more fertile through the liberation of nutrients.

Keywords: environmental degradation, salinization, irrigation, fumaprotocetraric acid.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 - Modelo esquemático de geossistema proposto por Bertrand.....	24
Figura 2 - Desertificação, causas e consequências.....	33
Figura 3 – Núcleos de desertificação do Nordeste brasileiro.....	55
Figura 4 – Núcleo de desertificação de Cabrobó, Pernambuco.....	56
Figura 5 – Mapa de solo do município de Cabrobó, Pernambuco.....	57
Figura 6 - Mapa de vegetação do município de Cabrobó (PE).....	60
Figura 7 – Climograma do município de Cabrobó para o ano de 2012.....	62
Figura 8 - Área de coleta do solo.....	63
Figura 9 - Profundidade de coleta do solo.....	63
Figura 10 - Formação de amostra composta.....	64
Figura 11 - Processo de peneiramento do solo.....	64
Figura 12 – Coleta do material liquênico.....	66
Figura 13 – Aparelho Gammacell 220 Excel MDS Nordion.....	66
Figura 14 – Distribuição do experimento em seis tratamentos.....	67
Figura 15 – Tubos digestores com amostras de solo.....	72
Figura 16 – Aplicação das diluições nas placas.....	74
Figura 17 – Porção retirada do solo molhado.....	76
Figura 18 – Incubação do solo.....	77
Figura 19 – Ponto estequiométrico de volumetria de neutralização ácido-base.....	78
Figura 20 – Ponto estequiométrico da volumetria de oxi-redução.....	80
Figura 21 – Análise de difratometria de Raios-X.....	82
Figura 22 – Amostra acoplada no difratômetro de Raios-X.....	82
Figura 23 – Áreas degradadas pelo manejo do solo no município de Cabrobó (PE).....	91
Figura 24 – Áreas de agricultura irrigada no município de Cabrobó (PE).....	92

Figura 25 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrário, (C) fumaprotocetrário em extratos orgânicos de talos de <i>C. verticillaris</i> não irradiados, sobrepostos ou não a Luvisso Crômico não irradiados.....	96
Figura 26 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrário, (C) fumaprotocetrário em extratos orgânicos de talos de <i>C. verticillaris</i> submetidos à radiação gama, na dose de 5 Gy, sobreposta ou não a Luvisso não irradiado.....	98
Figura 27 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrário, (C) fumaprotocetrário em extratos orgânicos de talos de <i>C. verticillaris</i> submetidos à radiação gama, na dose de 5 Gy, sobreposta ou não a Luvisso irradiado.....	101
Figura 28 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrário, (C) fumaprotocetrário em extratos orgânicos de talos de <i>C. verticillaris</i> não irradiados, sobreposta ou não a Luvisso submetido à radiação gama, na dose de 5 Gy.....	103
Figura 29 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrário, (C) fumaprotocetrário de extratos orgânicos de talos de <i>C. verticillaris</i> submetidos ou não a radiação gama, na dose de 5 Gy, percolados para o Luvisso irradiado não irradiado.....	106
Figura 30 – Quantificação das substâncias de <i>Cladonia verticillaris</i> percoladas para Luvisso subjacente aos talos líquênicos, determinada por reação com FeCl III	108
Figura 31 – Teor de carbono orgânico total do Luvisso irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	113
Figura 32 – Teores de matéria orgânica do Luvisso irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	115
Figura 33 – Teores de nitrogênio total do Luvisso irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	116
Figura 34 – Respiração basal do Luvisso irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	118
Figura 35 – Carbono da biomassa microbiana (BMS-C) do Luvisso irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	120
Figura 36 – Pesticidas utilizados por agricultores no cultivo da cebola no município de Cabrobó – PE.....	122
Figura 37 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisso Crômico controle campo não submetido à radiação gama.....	124
Figura 38 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisso Crômico submetido à radiação gama.....	125
Figura 39 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisso Crômico não irradiado, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> não submetida à radiação gama.....	125

Figura 40 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico não irradiado, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida à radiação gama.....	126
Figura 41 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> ambos submetidos à radiação gama.....	126
Figura 42 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> não irradiado.....	127
Figura 43 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico controle campo não submetido à radiação gama.....	127
Figura 44 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama.....	128
Figura 45 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> ambos submetidos à radiação gama.....	128
Figura 46 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> não irradiado.....	129
Figura 47 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico controle campo não submetido à radiação gama.....	129
Figura 48 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama.....	130
Figura 49 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico não irradiado, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> não submetida à radiação gama.....	130
Figura 50 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico não irradiado, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida à radiação gama.....	131
Figura 51 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> ambos submetidos à radiação gama.....	131
Figura 52 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> não irradiado.....	132
Figura 53 – Difratoograma indexado de amostra de Luvisolo Crômico em tempo zero.....	136
Figura 54 – Difratoograma de amostras de Luvisolos irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	137

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 – Tipos de clima segundo a amplitude de variação do Índice de Aridez (P/ET).....	29
Tabela 2 – Classes de suscetibilidade à desertificação.....	29
Tabela 3 – Classificação das diferentes áreas de acordo com o Comprimento de Período de Crescimento (CPC).....	30
Tabela 4 – Grau de deteriorização/degradação química de solos por continentes.....	32
Tabela 5 – Meio para isolamento para bactérias (Albumina de sódio-agar).....	74
Tabela 6 – Meio para isolamento para actinomicetos (extrato sacarose-agar).....	74
Tabela 7 – Meio para isolamento para fungos.....	74
Tabela 8 – Tolerância relativa entre culturas à salinidade.....	93
Tabela 9 – Elementos químicos quantificados no talo de <i>Cladonia verticillaris</i>	110
Tabela 10 – Atributos químicos e microbianos em Luvisolos submetidos a diferentes tratamentos irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	121
Tabela 11 – Unidades formadoras de colônias (UFC) de actinomicetos, bactérias e fungos de amostras de Luvisolo Crômico irradiado ou não, exposto a <i>Cladonia verticillaris</i> submetida ou não à radiação gama.....	124
Tabela 12 – Caracterização química das amostras de Luvisolo Crômico, submetido à <i>Cladonia verticillaris</i> , em diferentes intervalos de tempo, ambos líquen e solo irradiados ou não.....	133
Tabela 13 – Extrato de saturação de amostras de Luvisolo Crômico submetido à <i>Cladonia verticillaris</i> , ambos líquen e solo irradiados ou não.....	134

LISTA DE QUADROS

	Pág.
Quadro 1 – Classificação dos fatores de degradação das terras.....	34
Quadro 2 – Indicadores da desertificação propostos por Vasconcelos Sobrinho.....	37
Quadro 3 - Indicadores do processo de desertificação sugeridos por Vasconcelos Sobrinho baseados em Reining (1978).....	38
Quadro 4 – Indicadores da desertificação propostos por Matallo Junior.....	41

SUMÁRIO

	Pág.
INTRODUÇÃO.....	20
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	22
2.1 Estudos Integrados da Paisagem.....	22
2.2 A Degradação Ambiental e seus Impactos sobre o Ecossistema.....	27
2.3 A Degradação Ambiental e seus Indicadores.....	35
2.4 Remediação de Áreas Degradadas.....	43
2.5 Ação Quelante dos Líquens sobre Rochas e Solos	46
2.5.1 Ação de substâncias liquênicas sobre a degradação de rochas.....	48
2.5.2 Ação de substâncias liquênicas na modificação da composição química de solos.....	50
2.5.3 Ação das substâncias liquênicas como biorremediadoras de solos salinizados de Núcleos de desertificação em Pernambuco.....	52
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	54
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	63
4.1 Coleta e Processamento das Amostras de Solo.....	63
4.1.1 Coleta e Caracterização do Líquen.....	65
4.2 Irradiação das Amostras de Solo e Líquen	65
4.3 Montagem de experimentos.....	66
4.4 Obtenção dos Fenóis Liquênicos e Percolados para o Solo.....	67
4.5 Avaliação dos Extratos por Espectrofotometria.....	68

4.5.2 Avaliação de Fenóis do Talo Liquênico e Percolados para o Solo por Extração Sucessiva.....	68
4.6 Digestão Úmida do Líquen.....	68
4.7 Análise química do solo.....	69
4.7.1 Cátions Trocáveis.....	69
4.7.2 pH em Água.....	69
4.7.3 Cátions Solúveis.....	70
4.8 Carbono Orgânico Total do Solo.....	70
4.8.1 Matéria Orgânica do solo.....	71
4.9 Nitrogênio Total do solo.....	71
4.9.1 Nitrogênio Total no líquen.....	72
4.10 Microrganismos totais do solo.....	73
4.11 Determinação da umidade relativa frente à capacidade de campo do solo.....	75
4.12 Determinação da respiração basal (RBS).....	76
4.12.1 Quantificação do CO ₂ respirado.....	77
4.12.2 Cálculo da respiração basal do solo.....	78
4.13 Carbono da Biomassa Microbiana.....	78
4.14 Quociente metabólico do solo (qCO ₂).....	80
4.15 Quociente microbiano do solo (qMIC).....	81
4.16 Difratometria de Raios-X.....	81
4.17 Análise estatística.....	82

5. RESULTADOS

Capítulo I - Manejos e impactos do uso de solo em áreas degradadas no município de Cabrobó (PE).....	83
---	-----------

Capítulo II - Influência da radiação gama e de elementos químicos do substrato no metabolismo de <i>Cladonia verticillaris</i>.....	94
Capítulo III - Capacidade quelante de <i>Cladonia verticillaris</i> na modificação da composição química de Luvissolo.....	111
6.CONCLUSÕES.....	138
REFERÊNCIAS.....	139

INTRODUÇÃO

A degradação do solo é a perda da produtividade, ou seja, da utilização real ou potencial motivada por fatores naturais ou antropogênicos. Por isso, está relacionada ao declínio da capacidade do solo de produzir bens econômicos e executar funções ecológicas. Os processos de degradação naturais são muitas vezes acelerados por perturbações antrópicas. Vasconcelos Sobrinho (1983) ressalta que as ações do homem interferem no equilíbrio do ecossistema, principalmente do bioma Caatinga, iniciadas pela deflagração de uma sucessão de processos de degradação do solo e da cobertura vegetal, como o manejo inadequado do solo, lavoura itinerante, criação extensiva, queimadas, destruição dos estoques de sementes das plantas nativas e dos agentes polinizadores, bem como os fatores socioeconômicos relacionados aos fluxos migratórios.

O grau de degradação do solo depende da susceptibilidade do ambiente. Fatores climáticos, hidrológicos, geológicos, geomorfológicos e vegetacionais, além dos impactos gerados pela utilização insustentável do solo poderão determinar a capacidade de resistência do solo para se recuperar a condições favoráveis de uso da terra. Essa recuperação tem como fator primordial o intervalo de tempo para que o solo consiga regenerar os atributos físicos, químicos e biológicos que poderão ter atingido níveis críticos de degradação.

A qualidade do solo é baseada nos atributos inerentes e depende do equilíbrio entre degradação e processos de recuperação. Lal (1993) expõe que os processos de degradação estão relacionados à erosão do solo, anaerobiose, compactação e aparecimento de crostas de sal no solo, esgotamento de nutrientes e consequentes desequilíbrios como a perda da fertilidade, redução da biodiversidade, deterioração da estrutura do solo e, perturbações no ciclo hidrológico. Tais fatores versam sobre os impactos do aumento da pressão demográfica e a escassez mundial de terras agrícolas aptas para o cultivo.

Os processos de degradação dos solos no semiárido nordestino, muitas vezes, estão pautados na utilização de modelos agrícolas sem planejamento e gerenciamento adequados. A prática da agricultura irrigada está inserida nesse contexto, uma vez que, ao mesmo tempo em que promove vários benefícios nos aspectos socioeconômicos de uma região, sua inadequada utilização também pode gerar interferências negativas ao

meio ambiente, estabelecendo efeitos contrários ao seu objetivo original. O uso de técnicas de irrigação mal supervisionadas tanto em perímetros irrigados quanto em áreas de cultivo na região semiárida brasileira é o que mais tem condicionado o processo de salinização, tornando grandes áreas de solo inutilizadas para o cultivo.

Neste contexto, levando-se em consideração o problema econômico e social decorrente da salinização e perda de fertilidade dos solos em áreas em processo de desertificação no Nordeste do Brasil, introduziu-se o uso de líquens como uma proposta alternativa para biorremediação de solos salinizados. Sabe-se que este grupo biológico tem papel importante na formação de solos e sucessão ecológica (SILVA, 2007), sendo suas substâncias liberadas para o substrato, provocando desde a pedogênese (NASH III, 2003), a partir da formação de quelatos, possibilitando uma recombinação química dos íons contidos em rochas (PEREIRA, 1998), à modificação na composição e fertilidade de solos a eles subjacentes, ou interferindo em sua biota (SILVA 2007; VASCONCELOS, 2009; SILVA, 2011).

Portanto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a capacidade de *Cladonia verticillaris* como um possível biorremediador de Luvissolos degradados pelo manejo agrícola no município de Cabrobó, Pernambuco. Dentre os objetivos específicos estão: analisar o manejo do solo e cultivos agrícolas utilizados pelos agricultores do município de Cabrobó (PE); avaliar a influência da radiação gama no metabolismo do líquen e do solo; avaliar a influência das substâncias produzidas por *C. verticillaris* nos atributos químicos e biológicos do solo.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Estudos Integrados da Paisagem

O conceito de paisagem pode variar de acordo com a perspectiva de análise e a abordagem teórico-metodológica. Neste contexto Besse (2006, p. 66) destaca que a paisagem pode ser compreendida como o “produto das interações, das combinações entre um conjunto de condições e de restrições naturais (geológicas, morfológicas, botânicas, etc.) e um conjunto de realidades humanas, econômicas, sociais e culturais”.

A paisagem pode ser considerada um elo entre fenômenos que se relacionam. Está é uma característica essencial dentro da Geografia, que encontra sua unidade e especificidade dentro do estudo do caráter das áreas (HARTSHORNE, 1978). De tal forma que a paisagem é observada como um mosaico onde, individualmente, os constituintes espaciais, regionais e humanos desempenham o seu papel, deixando a sua impressão e tornando cada ambiente único.

Hartshorne (1978) aborda que as inter-relações não precisam ser constituídas especificamente entre aspectos humanos e naturais, as diferenças climáticas que causam alterações na paisagem são bastante significantes para o homem. Assim, qualquer fenômeno, quer da natureza, quer do homem, é significativo em Geografia, compreendido através de suas inter-relações com os fenômenos presentes nos lugares ou nas variações das áreas.

Moreira (2011a) descreve que para se compreender a relação “homem-meio” é necessário observar as categorias, conceitos e princípios lógicos da Geografia por meio da sua matriz epistemológica, para tal estas devem se estruturar na combinação da paisagem, do território e do espaço. Tais estruturas possuem um entrelaçamento em forma de cadeia que terão margem da análise, através dos princípios lógicos: localização, distribuição, extensão, distância, posição e escala. Essa construção possibilita descrever os fatores na paisagem para analisá-los em termos do território e compreendê-lo no espaço.

A paisagem inicialmente era observada e descrita pelos viajantes naturalista. Alexander Von Humboldt apresentava a paisagem por aspectos descritivos da vegetação e do território, exaltando a fisionomia do terreno, os aspectos da vegetação e do clima, o que denominou de a corologia da paisagem (MOREIRA, 2011b). A partir da necessidade de um caráter epistemológico as conceituações de paisagem começaram a

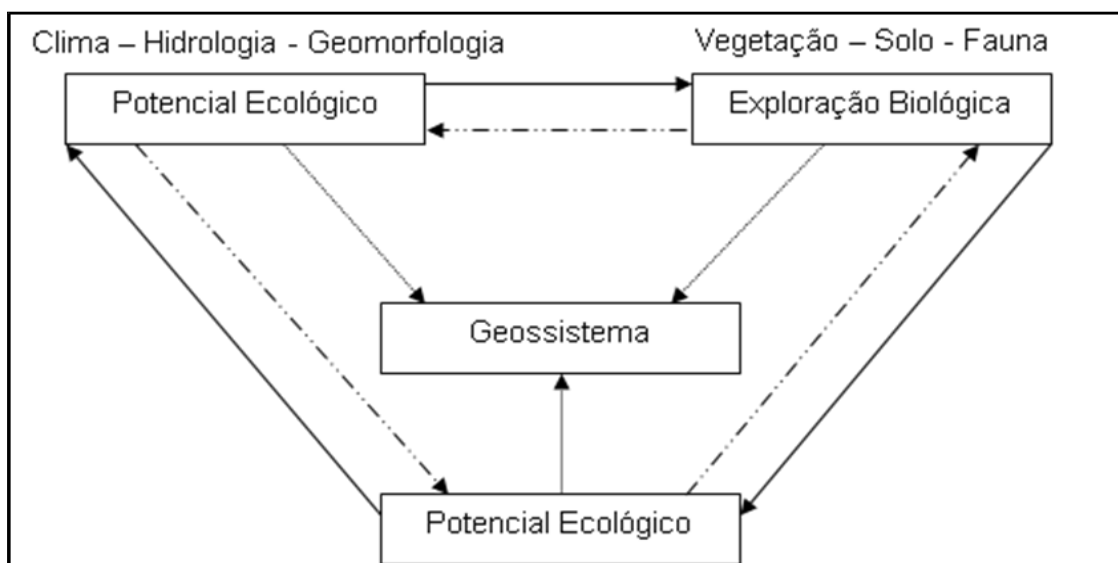
se afastar da descrição fisionômica e passaram a se deter na análise da dinâmica das unidades, na busca por uma metodologia voltada para a morfologia e o entendimento dos fenômenos de forma integrada.

Dessa forma, enfatizaram-se as trocas de matéria e energia dentro do sistema (complexo físico-químico-biológico), passando a ter uma abordagem sistêmica. Os dois primeiros conceitos que vão influenciar a compreensão da paisagem são o de Ecossistema exposto por A. G. Tansley, em 1934, com unidade básica que reúne todos os seres vivos que habitam uma determinada área ou região, com as condições físicas ou ambientais que o caracterizam, e o de Geossistema apresentado por V. S. Sotchava, em 1963 (GUERRA, *et al.*, 2010). Nimer (1988) ressalta que cada ecossistema possui certa homogeneidade natural em um ambiente, onde os seres vivos e o meio físico realizam interações, entre os seres vivos e estes e o meio. Destaca ainda, que esta relação desperta o interesse de muitos ecólogos devido à homogeneidade simultânea entre os aspectos climático, topográfico, botânico, zoológico, hidrológico e geoquímico.

Sotchava (1978) apresentou a abordagem geossistêmica como um modelo teórico e conceitual destinado a identificar, interpretar e classificar a paisagem terrestre, vista como uma classe peculiar dos sistemas dinâmicos abertos e hierarquicamente organizados. O autor identifica os geossistemas como sistemas ambientais físicos, abertos e não necessariamente homogêneos. Considera a Terra como sendo um geossistema planetário dividido em inúmeros domínios e propôs uma classificação bilateral de geossistemas, partindo do binômio homogeneidade e diferenciação que seriam considerados princípios fundamentais de análise. Nesta apreciação Sotchava buscou compreender as conexões existentes na paisagem, não se restringindo à morfologia da paisagem e às subdivisões, tentou conceituar uma abordagem que analisasse a dinâmica, a estrutura funcional e as conexões. Essa combinação incluía, ainda, os fatores econômicos e sociais, que exercem influência na estrutura, desta forma devem ser considerados durante o estudo e a descrição.

Bertrand (2004, p. 141) definiu paisagem como o “resultado da combinação dinâmica, portanto instável, em uma determinada porção do espaço, de elementos físicos, biológicos e antrópicos, os quais, reagindo dialeticamente, uns sobre os outros, fazem dela um conjunto único e indissociável, em perpétua evolução”. O referido autor destaca que essa forma de abordagem embasa como modelo teórico o potencial ecológico, a exploração biológica e a ação antrópica (Figura 1).

Figura 1 – Modelo esquemático de geossistema proposto por Bertrand.



Fonte: Bertrand, 2004.

Bertrand (2004) propôs um sistema de classificação da paisagem baseado em seis níveis temporo-espaciais divididos em duas unidades, superior e inferior. As unidades superiores correspondem às grandes zonas climato-botânicas: 1) Zona – relacionada ao conceito de zonalidade planetária (zona temperada, zona tropical); 2) Domínio – corresponde às unidades de segunda grandeza (domínio cerrado, domínio caatinga); 3) Região Natural – situa-se entre a 3ª e 4ª grandeza (região dos cocais). As unidades inferiores representam a subdivisão da Região Natural, em três unidades: 4) Geossistema – situa-se entre a 4ª e a 5ª grandeza temporo-espacial é a unidade, onde se observam a maior parte dos fenômenos de interferência entre os elementos da paisagem e suas combinações dialéticas; 5) Geofácies – é uma subdivisão do geossistema, corresponde a um setor fisionomicamente homogêneo da paisagem; 6) Geótopo – é a menor unidade geográfica homogênea diretamente discernível no terreno.

Em 1950, Carl Troll, expõe sua abordagem sobre a paisagem por meio da Ecologia das Paisagens, como sendo o estudo da mais complexa conexão causal entre as comunidades de vida e seu ambiente, esta visão procura articular a paisagem natural e a paisagem cultural para formar um sistema ambiental (GUERRA, *et al.*, 2010). Dentro da análise da ecologia das paisagens, Troll destaca que todos os geofatores se encontram em interação, dentre eles os econômicos e culturais, em uma dimensão sócio-ecológica.

Rodriguez *et al.* (2002) constata que a ecologia das paisagens surge diante da busca para entender a paisagem como uma expressão espacial dos ecossistemas por

meio de um mosaico. Esta visão reporta a estrutura da paisagem como sendo as relações entre os sistemas bióticos e o espaço físico.

Wu (2006) observa que a ecologia das paisagens é uma proposta de integração entre a abordagem geográfica e estrutural e a abordagem ecológica e funcional, e estas abordagens possuem caráter complementar. Desta forma, o estudo da ecologia das paisagens requer uma visão interdisciplinar e transdisciplinar, hierárquica e pluralista em diferentes domínios da ciência. Essa característica demonstra sua relevância para com as questões ambientais na perspectiva de integração entre os fatores sociais e econômicos da paisagem para atender as necessidades de compreensão e resolução dos problemas de gestão e planejamento.

Turner (2005) salienta que o estudo em ecologia das paisagens tem auxiliado para entender as causas e consequências da heterogeneidade espacial. Esse conceito surgiu a partir de uma nova perspectiva oferecida pelas fotografias aéreas, permitindo a observação da paisagem por meio de uma abordagem sistêmica, como ferramenta de análise para a geografia regional e as ciências naturais. Essa visão consente a interação recíproca entre heterogeneidade espacial e processos ecológicos, por uma conexão holística, espacial e funcional dos sistemas natural e cultural.

Tricart (1977) sugeriu uma metodologia para classificar o ambiente com base nos estudos da dinâmica ecótopos, estudo que denominou ecodinâmica. O conceito de ecodinâmica está relacionado ao conceito de ecossistema, baseado na abordagem sistêmica e enfoca as relações mútuas entre os diversos componentes da dinâmica e os fluxos de energia e matéria no ambiente. O método de análise proposto por Tricart se refere à relação morfogênese/pedogênese que expressaria a instabilidade/resolução temporal. O autor identifica três grandes tipos de ambientes morfodinâmicos, em função da intensidade dos processos: ambientes estáveis; ambientes intergrades e os ambientes fortemente instáveis.

Vitte (2007) destaca que no Brasil, a maior contribuição aos estudos sobre as paisagens naturais foi de Ab'Saber, que promoveu uma renovação metodológica e instrumental nas pesquisas geomorfológicas desenvolvidas no território nacional. Recuperando o conceito de fisiologia da paisagem, Ab'Saber compreendeu a paisagem como sendo o resultado de uma relação entre os processos passados e os atuais. Assim, os processos passados foram os responsáveis pela compartimentação regional da

superfície, enquanto que os processos atuais respondem pela dinâmica atual das paisagens.

Ab'Saber (2003) compreende a paisagem como um conjunto de elementos naturais ou artificiais sempre atrelados à herança. Este caráter de herança é estabelecido por processos de atuação antigos e recentes, que remodelam a topografia diante de forças da natureza em uma escala de tempo de milhões a dezenas de milhões de anos. A magnitude espacial do território brasileiro propicia um mosaico bastante completo das principais paisagens e ecologias tropicais. Deste modo, o entendimento dessas potencialidades é constituído a partir dos domínios morfoclimáticos e fitogeográficos compreendidos como um conjunto espacial de certa ordem de grandeza territorial, onde estejam integradas as feições de relevo, tipos de solos, formas de vegetação e condições climático-hidrológicas para formação de complexos fisiográficos e biogeográficos homogêneos e extensivos. Tais complexos podem ser estruturados em arranjos poligonais possuidor de áreas *core*. Estas áreas possuem domínios de transição e de contato, que podem formar competências com combinações físico-ambientais diferenciadas com expressão regional, além dos enclaves distinguidos por sua própria natureza.

Christofoletti (1999) expõe que o meio natural é constituído pelos sistemas e, estes interferem e condicionam as atividades econômicas, políticas e sociais do homem, diante de uma organização geográfica dos elementos da natureza, que forneceram matéria e energia, nutrindo os sistemas socioeconômicos e de forma dialética recebendo seus resultados.

As inter-relações sistêmicas nos sistemas naturais ocorrem por interconexão e interação. Portanto, a interferência do homem ocorre através de cortes, desmatamentos em uma pequena escala e no seu modelo produtivo em grandes escalas. Esse debate associa-se à compreensão da ocorrência de novas estruturas em desordem se readaptando (CASSETTI, 1991).

Essa abordagem holística permite compreender tanto um componente vertical, desde o clima atmosférico até aquíferos, quanto um elemento horizontal, solos, terrenos e elementos de uso da terra e hidrológico. Atualmente, essa visão representa a abordagem utilizada pela maioria dos estudos de classificação de unidades de paisagem na busca de entender a ordem de um sistema, de acordo com seus padrões de

regularidade ou aleatoriedade para discutir a complexidade da funcionalidade das paisagens em diferentes graus de humanização.

2.2 Degradação Ambiental e seus Impactos sobre o Ecossistema

O processo de desertificação começou a ser discutido pelo pesquisador francês Louis Lavauden no final da década de 1930, entretanto foi com Andre Aubreville durante os anos de 1940, que este processo teve maior visibilidade. Aubreville discutiu a desertificação em sua obra, intitulada *Climats, Forêts et Désertification* (1949), sua pesquisa leva a reflexão sobre os locais onde a desertificação pode ocorrer, realizando estudos nas florestas tropicais da África com a utilização das isoietas como parâmetro de análise. Tal método possibilitou ao pesquisador a observação da existência de isoietas de 700 a 1.500 mm, sendo que nestas localidades estavam surgindo desertos devido à elevada taxa de destruição, resultante das atividades humanas (GLANZT & ORLOVSKY, 1983).

Na década de 1930, alguns estados do meio oeste dos Estados Unidos sofreram com uma forte seca entre os anos de 1929 e 1932 (SCHENKEL & MATALLO JUNIOR, 2003). No entanto, a desertificação só passou a ter visibilidade como um fenômeno mundial durante a seca de seis anos entre 1968-1973, na região de Sahel, África (MMA, 2007).

A partir deste momento iniciou-se o despertar mundial para a desertificação. Em 1972, foi realizada a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente, em Estocolmo, que resultou no relatório de Estudo do Impacto Humano no Clima (Study on Man's Impact on Climate – SMIC). Este documento serviu de base para a realização, em 1977, pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), da Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação, em Nairóbi, que teve a finalidade de ampliar e divulgar a desertificação como um problema mundial (JALFIM, 2004; CONTI, 2008).

Durante a Conferência de Nairóbi, 1977, a desertificação foi descrita como:

"... A diminuição ou a destruição do potencial biológico da terra, que pode finalmente conduzir a condições desérticas. É um aspecto da deterioração generalizada dos ecossistemas, e diminuiu ou destrói o potencial biológico, ou seja, plantas e produção animal, para fins de uso múltiplo, em um momento em que o aumento da produtividade é necessário para suportar as

populações que crescem em busca do desenvolvimento de fatores importantes na sociedade contemporânea - na luta pelo desenvolvimento e o esforço para aumentar a produção de alimentos, e para adaptar e aplicar modernas tecnologias, contra o crescimento da população e mudanças demográficas, numa rede de causa e efeito. Em geral, a busca cada vez maior da produtividade intensificou a exploração e levou a perturbação pelo homem em terras menos produtivas e mais frágeis. Superexploração dá origem à degradação da vegetação, do solo e da água, a três elementos que servem como fundamento natural para a existência humana. Nos ecossistemas extremamente frágeis, tais como aqueles à margem do deserto, a perda de produtividade biológica, através da degradação dos recursos vegetais, animais, solo e água pode facilmente tornar-se irreversíveis e redução permanente sua capacidade de sustentar a vida humana. Desertificação é um processo de auto-aceleração, alimentando-se de si mesmo, e à medida que avança, os custos de reabilitação tende a subir exponencialmente. Ação de combate à desertificação é necessária com urgência antes que os custos do aumento de reabilitação, além da possibilidade prática, ou antes, da oportunidade do ato seja perdido para sempre (Conferência das Nações Unidas de Combate à Desertificação, 1977, p. 88)”.

De acordo com o Plano de Ação para Combater a Desertificação (PACD), resultante da mesma Conferência, a desertificação pode ser compreendida como a “degradação progressiva dos ecossistemas naturais de uma área, resultante de fatores naturais ou da ação do homem, e geralmente de ambos conjuntamente” (VASCONCELOS SOBRINHO, 1983 p. 20). Em 1992, no Rio de Janeiro foi realizada a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), a Rio 92, que buscou dentre outras questões alertar a comunidade mundial para o avanço da desertificação e para os perigos que lhe são inerentes. Durante a realização da Conferência foi criado um programa de ação, um documento consensual para o qual contribuíram governos e instituições da sociedade civil de 179 países, a Agenda 21 (SCHENKEL & MATALLO JUNIOR, 2003; JALFIM, 2004).

A Conferência das Nações Unidas de Combate à Desertificação (UNCCD), em 1994, em seu artigo 1º definiu que

“por combate à desertificação entende-se as atividades que fazem parte do aproveitamento integrado da terra nas zonas áridas, semiáridas e sub-úmidas secas, a preservação e/ou redução da degradação das terras, a reabilitação de terras parcialmente degradadas e a recuperação de terras degradadas”.

Glanzt & Orlovsky (1983) advertem para a compreensão do conceito de desertificação. Esclarecem que alguns pesquisadores consideram a desertificação como um processo de mudança, enquanto outros compreendem como o resultado final de um processo de mudança. Deste modo, a desertificação pode ser entendida como um

processo contínuo de mudança em ecossistemas áridos, semiáridos e subúmidos ou como um evento caracterizado pela criação de condições desérticas como o resultado de um processo de mudança.

Os parâmetros propostos no Plano de Ação de Combate à Desertificação, elaborado pelas Nações Unidas, ocorreu em 1977, para classificação das zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, baseadas na classificação climática de Thornthwaite em 1941. A metodologia de análise de Thornthwaite é fundamentada no Índice de Aridez (IA), sendo à relação entre a precipitação média anual (P) e a evapotranspiração potencial total anual (ETP), com variação entre $< 0,05$ a $> 0,65$ (Tabela 1).

Tabela 1 – Tipos de clima segundo a amplitude de variação do Índice de Aridez (P/ET).

Clima	Amplitude do Índice de Aridez (IA)
Hiperárido	$< 0,05$
Árido	$0,05 - 0,20$
Semiárido	$0,21 - 0,50$
Subúmido seco	$0,51 - 0,65$
Subúmido e úmido	$> 0,65$

UNEP (1991).

Segundo Saadi (2000) o grau de aridez de uma região depende do volume de precipitação (P) e capacidade de perda de água pela evaporação e transpiração (ETP) a partir do Índice de Aridez é possível indicar o grau de susceptibilidade de uma região à desertificação (Tabela 2).

Tabela 2 – Classes de susceptibilidade à desertificação.

Grau de susceptibilidade	Índice de Aridez
Muito alto	$0,03 - 0,20$
Alto	$0,21 - 0,50$
Moderado	$> 0,50$

Fonte: SAADI (2000).

Araújo *et al.* (2008) destacam essa classificação adotada pela UNESCO, afirmando que essa relação de precipitação (P) e Evapotranspiração (ETP) fornece

apenas a noção de aridez ou umidade do clima. Contudo, essa proposta não leva em consideração o potencial agrícola ou de pastoreio da região, fatores estes que terão relação com suprimento de água, por meio da precipitação ou armazenamento no solo, seja a quantidade suficiente para o crescimento das culturas ou da vegetação. Neste sentido, a FAO (1984) diante dos estudos sobre Zonas Agroecológicas desenvolveu o conceito de Comprimento de Período de Crescimento (CPC) (LGP – *Length of Growing Period*) (Tabela 3). O Comprimento de Período de Crescimento terá início a partir do momento que a precipitação exceder metade da evapotranspiração potencial e terminará quando a precipitação for inferior à metade da evapotranspiração, acrescido do período necessário para evapotranspirar 100 mm de água.

Tabela 3 – Classificação das diferentes áreas de acordo com o Comprimento de Período de Crescimento (CPC).

Classificação	CPC
Hiperáridas (deserto)	< 1 dia
Áridas	< 75 dias
Semiáridas (secas)	> 75 - < 120 dias
Semiáridas (úmidas)	> 120 - < 180 dias

FAO (1984).

A FAO (1986), estabelece que a desertificação é somente um aspecto extremo da deteriorização dos ecossistemas disseminado sob a pressão combinada do clima adverso e da exploração agrícola. Glantz & Orlovsky (1983) ressaltam que a desertificação ou o avanço da desertificação possuem influência das flutuações climáticas e estas podem ocorrer em qualquer variável atmosférica (precipitação, temperatura, velocidade de direção dos ventos, evaporação, entre outras), sendo que o resultado dessas variações podem se refletir em alterações sobre o ecossistema. Desta forma, mesmo flutuações de curto prazo dos fatores climáticos, quando combinados com as práticas de uso do solo impróprias, exercem influência nas atividades socioeconômicas desenvolvidas para a exploração da produtividade biológica.

De acordo com a Avaliação Global de Degradação dos Solos (GLASOD – *Global Assessment of Soil Degradation*), o processo de degradação dos solos não está relacionado à fragilidade do ecossistema, mas a existência de um balanço entre a

resistência natural dos solos associado à cobertura vegetal e a influência climática, juntamente com os distúrbios provocados pelas intervenções humanas. São estabelecidas duas categorias para analisar o processo de degradação dos solos: a primeira se refere ao deslocamento do solo, que pode ser compreendido em dois tipos a erosão pela força da água (erosão hídrica) e pela força do vento (erosão eólica); a segunda pela degradação/deteriorização em in-situ químico ou físico do solo.

1- Erosão hídrica: o deslocamento da camada do solo pode ter consequências severas, devido à remoção da camada superficial do solo, horizonte mais fértil, o que reduz a capacidade produtiva do solo.

2- Erosão eólica: a erosão pela força do vento quase sempre é causado pela diminuição da cobertura vegetal sobre o solo, pelo sobrepastoreio ou para propósitos agrícolas.

3- A deteriorização/degradação química pode ser constituída em: (a) perda de nutrientes do solo (especificamente nitrogênio, fósforo e potássio) ou matéria orgânica, estes nutrientes são perdidos pelo esgotamento do solo devido à prática agrícola em solos pobres ou moderadamente férteis; (b) salinização ou concentração de sais na camada superior do solo, que pode ocorrer por causa de: (i) técnica de irrigação inadequada para regiões áridas ou alta concentração de sais na água de irrigação ou um deficiente sistema de drenagem; (ii) invasão da água do mar ou águas subterrâneas salinas em reservas de água de boa qualidade; (iii) atividades humanas que aceleram evaporação em solos salinos ou com a água do lençol freático; (c) acidificação, que pode ocorrer pela aplicação excessiva de fertilizantes ácidos ou pela drenagem; (d) poluição de diversas origens relacionada à acumulação de lixo, utilização de pesticidas ou fertilizantes, derramamento de óleo, estes fatores podem diminuir o potencial agrícola do solo.

4- No processo de deteriorização/degradação física do solo são conhecidos três fatores: (a) compactação do solo resultante do uso de máquinas pesadas em solos ou pisoteio do gado, isso pode ocasionar um selamento e encrostamento, geralmente causados pelo impacto das gotas de chuva; (b) elevação do lençol freático até a zona radicular das plantas, motivado pela entrada excessiva de água em relação à capacidade de drenagem do solo; (c) subsidência de solos orgânicos, que pode ter como fatores a drenagem e a oxidação (ISRIC/UNEP, 1991).

Estudos desenvolvidos pelo GLASOD evidenciam que um total de 240 milhões de hectares do mundo são afetados pela degradação química dos solos, enquanto que aproximadamente 12% da área total são afetadas por este tipo de degradação motivada, principalmente por interferências humanas. Na América do Sul 29% dos solos degradados estão relacionados à degradação química. Observa-se que esse total é quase todo influenciado pelo resultado da perda de nutrientes e a perda de matéria orgânica (Tabela 4).

Tabela 4 – Grau de deteriorização/degradação química de solos por continentes.

Continentes	Perda de nutrientes	Salinização	Poluição	Acidificação	Total	Porcentagem
África	45	15	+	1	62	12%
Ásia	15	53	2	4	74	10%
América do Sul	68	2	-	-	70	29%
América Central	4	2	+	-	7	11%
América do Norte	-	+	+	+	+	+
Europa	3	4	19	+	26	12%
Oceania	+	1	-	-	1	1%
Mundo	136	77	21	6	240	12%

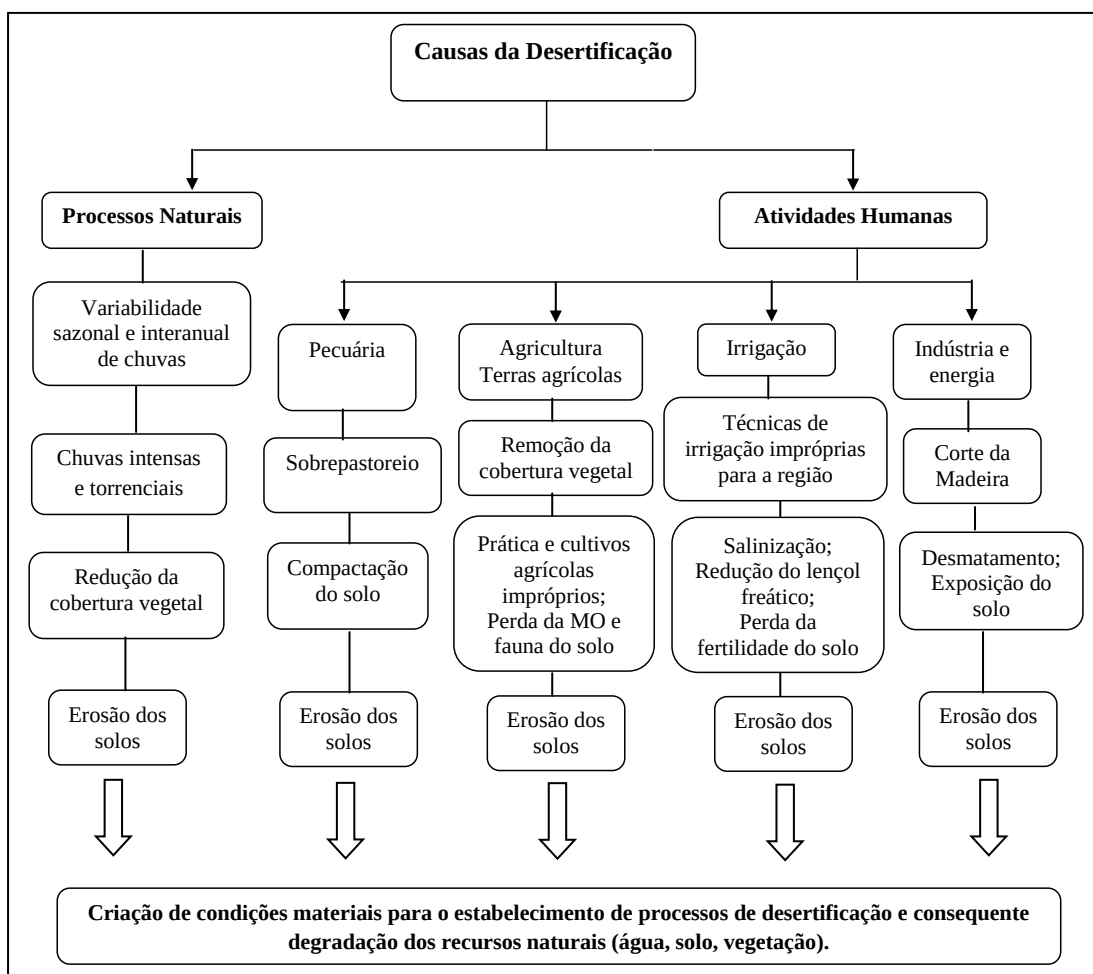
Fonte: ISRIC/UNEP, 1991. Legenda: dados fornecidos em hectares (M ha).

A degradação das terras tem afetado diretamente cerca de 250 milhões de pessoas nos países desenvolvidos (REYNOLDS *et al.*, 2007), devido à redução ou perda da produtividade biológica e econômica (PRINCE *et al.*, 2007; REYNOLDS *et al.*, 2002; WWF, 2008; VERÓN *et al.*, 2010), resultante de uma degradação progressiva dos ecossistemas naturais, influenciada por fatores naturais e pela ação humana, e geralmente de ambos conjuntamente (REYNOLDS *et al.*, 2002, 2007; VASCONCELOS SOBRINHO, 1983). A desertificação é um processo dinâmico fechado em ciclos viciosos, numa cadeia de eventos, que tem como amplitude, causas que podem se converter em consequências (SAMPAIO *et al.*, 2003).

Os efeitos da desertificação englobam fatores biogeofísicos, biogeoquímicos e sociais em diferentes escalas temporais e espaciais. Tais efeitos são produtos de interações complexas entre elementos biofísicos (clima, solo, biota) e humanos

(demográfico, econômico, político) e podem sofrer influência de variáveis internas e externas (REYNOLDS *et al.*, 2002; 2007). Analisar, de forma integrada, os cenários da desertificação, estabelecidos na paisagem como resultada da combinação dinâmica, instável, de elementos físicos, biológicos e antrópicos (BERTRAND, 2004), propicia compreender suas consequências a partir da observação de seus indicadores (BERTILLER *et al.*, 2002). Dentre as diferentes formas de degradação está a remoção da vegetação natural para a introdução da agricultura (BERTILLER *et al.*, 2002; OKIN *et al.*, 2009; VERÓN *et al.*, 2010), a erosão eólica e laminar, que reduz a infiltração e aumenta a lixiviação dos nutrientes do solo (OKIN *et al.*, 2009), acarretando a diminuição da fertilidade (REYNOLDS *et al.*, 2007) e a salinização (AMEZKETA, 2006) (Figura 2).

Figura 2 - Desertificação, causas e consequências.



Fonte: Aquino *et al.* (2012), adaptado pela autora.

Araújo *et al.* (2008) estabelecem que os riscos de erosão podem depender tanto das condições naturais quanto dos métodos de uso da terra, ressaltam também a influência climática como fatores importantes a serem observados, sobretudo a intensidade das chuvas, as características das encostas, a cobertura vegetal e a natureza do solo.

A FAO (1980) aborda que existem fatores que causam impactos diretamente sobre o meio (fatores diretos) e aqueles que interferem indiretamente (fatores facilitadores) do processo de degradação (Quadro 1). Assim, a erosão pode ter sua causa direta de ação a erosão hídrica ou eólica e como indireta tanto atividades antrópicas (retirada da cobertura vegetal, corte de encostas, sobrepastoreio, técnicas agrícolas) quanto naturais (chuvas torrenciais, declividade, textura do solo, composição do solo).

Quadro 1 – Classificação dos fatores de degradação das terras.

	Ações antrópicas	Condições naturais
Fatores facilitadores	- desmatamento - permissão de superpastoreio - uso excessivo da vegetação - taludes de corte - remoção da cobertura vegetal para o cultivo	- topografia - textura do solo - composição do solo - cobertura vegetal - regimes hidrográficos
Fatores Diretos	- uso de máquinas - condução do gado - encurtamento do pousio - entrada excessiva de água/ drenagem insuficiente - excesso de fertilização ácida - uso excessivo de produtos químicos - deposição de resíduos doméstico-industriais	- chuvas fortes - alagamentos - ventos fortes

Fonte: FAO (1980).

O GLOSAD destaca ainda cinco diferentes tipos de atividades humanas que tem causado a degradação de solos: desmatamento para a agricultura ou pastagem; sobrepastoreio; práticas agrícolas; superexploração da vegetação; e atividades bio (industriais) (ISRIC/UNEP, 1991). A degradação ambiental gera impactos acentuados em escala mundial. De acordo com a FAO (1992), aproximadamente 25 bilhões de toneladas de solo (17 toneladas por hectare cultivado) são erodidos a cada ano. Os impactos da degradação podem possuir semelhanças a nível global, porém a nível regional os fatores causa apresentarão diferenciações. Os efeitos sobre o ambiente irão variar de região para região, dependendo dos tipos de culturas agrícolas, da exploração da produtividade biológica, da técnica e do manejo, do grau de desmatamento, das políticas públicas e dos recursos naturais (geomorfológico, pedológico, fitogeográfico, climático, hidrológico).

2.3 Degradação Ambiental e seus Indicadores

A UNCCD (1994) considera o Nordeste do Brasil como sendo uma área potencialmente propícia ao processo de desertificação. A região semiárida brasileira caracteriza-se por ser um ambiente em equilíbrio instável (VASCONCELOS SOBRINHO, 1983; SCHENKEL & MATALLO JUNIOR, 2003; SAMPAIO *et al.*, 2003), e interferências nesse ecossistema podem ocasionar uma sucessão de impactos na cobertura vegetal e no solo. Dentre as formas de degradação estão lavouras itinerantes, criação extensiva, queimadas (VASCONCELOS SOBRINHO, 1983), manejo inadequado do solo e utilização de cultivos agrícolas inapropriados para as características climáticas e pedológicas da região. A região semiárida do Nordeste brasileiro caracteriza-se por um regime de distribuição irregular de chuvas, que variam entre 268 e 800 mm anuais com elevadas taxas de evaporação (AB' SABER, 2002; MMA, 2007) e solos rasos, pedregosos, com tendência a salinidade e sodicidade, alta concentração de material mineral e baixa capacidade de drenagem (EMBRAPA, 1999).

Vasconcelos Sobrinho (2000) destaca a fenomenologia da desertificação no Nordeste do Brasil, expondo que a região conhecida como o Polígono das Secas, está sujeita ao fenômeno. Estabelece ainda, duas causas fundamentais para o processo nesta área: o equilíbrio instável da área, resultante de fatores do clima e do solo, e a ação humana. Abordando que:

“enquanto não há interferência, esse periclitante equilíbrio entre flora e fauna e o meio hostil, vai se mantendo a duras penas. Mas vem o homem e ocupa a área; derruba e queima a cobertura vegetal, quebrando um dos elos da cadeia de condicionantes, e dá-se a ruptura do complexo: o solo foge perdendo a fertilidade, assoreando os rios, sua superfície resseca-se e impermeabiliza-se; a cobertura vegetal perde a pujança e degrada-se; a atmosfera desidrata-se e aquece-se, dificultando as precipitações; as reservas de água das profundidades do solo mínguas, as fontes estacam-se e os rios tornam-se intermitentes” (VASCONCELOS SOBRINHO, 2000, p. 10)

Reis (1988) expõe que essa questão é favorecida pela pressão exercida pelo homem em ecossistemas de baixa estabilidade considerados frágeis ou suscetíveis, como sendo ambientes em equilíbrio instável, onde o rompimento dessa estrutura acarreta o desgaste, que tende a se processar de modo rápido e acentuado. A quebra desse equilíbrio pode ser manifestada, mediante a exploração irracional dos componentes, pelo uso inadequado do suporte físico, que ocasiona a diminuição da flora e fauna e da capacidade produtiva dos solos, exaurindo as nascentes e assoreando os mananciais. Tais ações têm como consequência a quebra do equilíbrio natural.

Reining (1978 *apud* MABBUTT, 1986) propôs a utilização de sinais ou indicadores para avaliação do processo de desertificação, identificando como possíveis indicadores: solo, água, reflectância relativa, vegetação, animais, terra e uso da água, mudanças nos padrões de assentamentos, parâmetros biológicos humanos, e, parâmetros do processo social. Estas variáveis de análise foram integradas nos seguintes indicadores: físico, biológico/agricultura, social, sendo levada em consideração a escolha dos indicadores de acordo com o local de análise.

Mabbutt (1986) ressalta que para compreender o processo de desertificação, a partir dos seus indicadores é necessário diferenciá-los em diretos e indiretos. Os indicadores diretos são constituídos por elementos de diagnóstico diante de um conjunto inter-relacionado ou um sistema de fenômenos específicos, que determinam uma condição ambiental. Os indicadores indiretos refletem elementos secundários ou consequentes interações de sistemas adjacentes. O autor adverte que devido à desertificação está associado a condições ambientais complexas, um indicador indireto pode integrar e generalizar efeitos ao fenômeno.

Vasconcelos Sobrinho (1978a) estabelece que para entender o processo da desertificação é necessário a mensuração e a aplicação de indicadores, físicos, biológicos e sociais. Compreendidos a partir de suas variáveis (Quadro 2).

Quadro 2 – Indicadores da desertificação propostos por Vasconcelos Sobrinho.

Indicadores	Variáveis
Físicos	▪ Climatologia ▪ Pluviometria ▪ Temperatura ▪ Vento (velocidade do vento) ▪ Umidade relativa ▪ Evaporação e evapotranspiração ▪ Tipo de clima/Zoneamento árido ▪ Características geomorfológicas ▪ Hidrologia ▪ Hidrografia
Biológicos – Agrícolas	▪ Vegetação
Sociais	▪ Densidade demográfica ▪ Uso da terra ▪ Tipos de assentamentos ▪ Parâmetros biológicos humanos ▪ Migração ▪ Circulação de dinheiro

Fonte: VASCONCELOS SOBRINHO (1978a).

Vasconcelos Sobrinho (1978b) a partir do trabalho desenvolvido por Reining em 1978 foi o primeiro pesquisador brasileiro a propor indicadores como método de análise do processo de desertificação, tendo como foco de avaliação suas observações nas seis áreas-piloto distribuídas pelo Nordeste brasileiro.

1 - Área-Piloto 1: Piauí, municípios de Gilbués, Simplício Mendes, Cristino Castro, Ribeiro Gonçalves, Corrente e municípios vizinhos;

2 - Área-Piloto 2: Ceará, municípios de Tauá, Arneiroz, Mombaça, Aiuaba, Catarina, Saboeiro, Irauçuba e municípios vizinhos;

3 - Área-Piloto 3: Rio Grande do Norte, municípios de Currais Novos, Acari, Parelhas, Equador, Carnaúba dos Dantas, Jardim do Seridó e municípios vizinhos;

4 - Área-Piloto 4: Paraíba, municípios de Juazeirinho, São João do Cariri, Serra Branca, Cabaceiras, Camalaú, Piauí e municípios vizinhos;

5 - Área-Piloto 5: Pernambuco, municípios de Salgueiro, Parnamirim, Cabrobó, Itacuruba, Belém do São Francisco, Petrolina, Afrânio, Ouricuri, Araripina e municípios vizinhos;

6 - Área-Piloto 6: Bahia, municípios de Uauá, Macuré, Chorrochó, Abaré, Rodelas, Curaçá, Glória, Jeremoabo, Juazeiro e municípios vizinhos.

Foram propostos 36 indicadores distribuídos em seis categorias de parâmetros (Quadro 3). As seis categorias foram subdivididas da seguinte forma: físico (9 indicadores), biológico/agrícola (8 indicadores), sociais/uso da terra (7 indicadores), tipos de assentamentos nas populações rurais (4 indicadores), parâmetros biológicos humanos (3 indicadores) e parâmetros de processo social (5 indicadores).

Quadro 3 - Indicadores do processo de desertificação sugeridos por Vasconcelos Sobrinho baseados em Reining (1978).

Categorias	Indicadores
Físicos	▪ Grau de salinização e alcalinização do solo ▪ Profundidade das águas subterrâneas ▪ Qualidade da água ▪ Número de tormentas de pó e de areia ▪ Presença de crostas no solo ▪ Quantidade e teor de matéria orgânica no solo ▪ Volume dos sedimentos nas correntes de água ▪ Turbidez das águas superficiais ▪ Albedo
Biológicos/Agrícolas	▪ Cobertura vegetal ▪ Biomassa acima da superfície ▪ Espécies vegetais chave; distribuição e frequência ▪ Espécies animais chave (incluindo

	invertebrados) ▪ População de animais domésticos ▪ Composição dos rebanhos ▪ Produção ▪ Rendimento (colheita)
Sociais/Use da terra	▪ Agricultura por irrigação ▪ Agricultura de sequeiro ▪ Pastoreio ▪ Corte da cobertura vegetal para combustível e construções (prática extrativa) ▪ Mineração ▪ Produção ▪ Instalações de turismo e de recreio
Tipos de assentamentos nas populações rurais	▪ Assentamento recente ▪ Expansão do assentamento ▪ Diversificação do assentamento ▪ Abandono do assentamento
Parâmetros biológicos humanos	▪ Estrutura da população e taxas demográficas ▪ Medições da situação em matéria de nutrição ▪ Índice de saúde pública
Parâmetros de processo social	▪ Conflito ▪ Migração ▪ Esquema de redistribuição ▪ Marginalização ▪ Circulação de dinheiro relativamente à subsistência

Fonte: VASCONCELOS SOBRINHO (1978b).

Os indicadores sugeridos por Vasconcelos Sobrinho (1978b) receberam reconhecimento pela sua divisão em categorias, distinguindo o aspecto integralizado da

desertificação e expondo indicadores de desertificação reais e não apenas potenciais. Fato este, que facilitou o desdobramento de pesquisas e a elaboração de um número de indicadores para cada categoria possibilitou a constatação de que cada localidade possui características singulares.

Rodrigues (1992) buscou elaborar um método de identificação de indicadores físicos e socioeconômicos para a desertificação, que permitisse uma maior aproximação e seleção das áreas de estudo. Para tal a região Nordeste foi dividida em oito microrregiões, englobando os Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia. Foram identificadas e selecionadas para as microrregiões, informações sobre: área de decapeamento, erosão, salinização, uso de defensivos agrícolas e mecanização, qualidade de água, redução de fertilidade, estagnação econômica, pecuarização, atividade humana (mineração, agricultura de sequeiro e irrigada, pecuária de bovinos, caprinos e ovinos), dados populacionais, tempo de ocupação e sistema de propriedade da terra. A partir das informações foi possível construir uma matriz de indicadores, por meio das relações entre as microrregiões indicadas e as variáveis causas e consequências da desertificação. A matriz revela somente a presença ou ausência das variáveis na microrregião, tendo como parâmetros de separação das microrregiões em muito grave (>80% de presença), grave (60 a 80% de presença) e moderada (>60% de presença).

Matallo Junior (2001) descreve o processo de organização dos países da América Latina e Caribe para formulação de indicadores do processo de desertificação. No tocante ao Brasil, em 1995, foi confeccionado um documento com os indicadores da desertificação, que contou com a participação de diferentes pesquisadores como: Valdemar Rodrigues e Deocleciano Guedes Rodrigues (Instituto Desert), Marcos Leandro Kazmieczak (Fundação Cearense de Meteorologia - FUNCEME), Georges André Fotius (Centro de Pesquisa do Trópico Semiárido), Ana Lúcia Galvão (Centro de Sensoriamento Remoto do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente - IBAMA), José Bueno Conti (Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo - USP) e Eduardo Mendoza Torrico (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE). O resultado dessa reunião foi a formulação de 19 indicadores, divididos em aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos com suas respectivas variáveis de análise (Quadro 4).

Quadro 4 – Indicadores da desertificação propostos por Matallo Junior.

Indicadores	Variáveis
1. Erosão	Percentual de solo erodido Intensidade e tipo
2. Salinização	Condutividade elétrica Sodicidade/Alcalinização
3. Perda de fertilidade	CTC/pH/Aluminização
4. Cobertura vegetal	Percentual de cobertura
5. Índice de vegetação	Método específico de sensoriamento remoto
6. Produtividade agrícola	kg/ha
7. Produtividade pecuária	kg/ha
8. Disponibilidade de água de superfície	Vazão
9. Disponibilidade de água subterrânea	Profundidade dos lençóis
10. Qualidade da água	Conteúdo salino
11. Coeficiente de uso	Demanda atual de mão de obra/Demanda potencial de mão de obra
12. Coeficiente de excesso	Oferta atual de mão de obra/Demanda atual de mão de obra
13. Coeficiente de saturação	Demanda atual de mão de obra/Demanda potencial de mão de obra
14. Ingresso	Renda <i>per capita</i>
15. Estrutura etária	Distribuição de idades
16. Migrações	Crescimento líquido da população
17. Densidade demográfica	hab/km ²
18. Nível de educação	Tempo de escolaridade
19. Dinâmica demográfica	Série temporal da densidade demográfica e migrações

Fonte: MATALLO JUNIOR (2001).

Os indicadores formulados foram anexados aos demais grupos de trabalho para preparação do documento final destinado a FAO – Metodología Unificada para la Evaluación y Monitoreo de la Desertificación en America Latina, sob a coordenação do pesquisador Fernando Santibañez. Matallo Junior (2001) ressalta alguns questionamentos realizados sobre a efetivação desses indicadores para formulação de uma metodologia unificada em nível regional: i) a grande quantidade de indicadores (52 indicadores); ii) a dificuldade em trabalhar com essa quantidade de indicadores; iii) os problemas para integrar os indicadores físicos, biológicos e socioeconômicos por meio de uma abordagem sistêmica; iv) a alta complexidade do sistema e a dificuldade de implantação em regiões de grande heterogeneidade entre os países; v) a necessidade da conciliação entre os indicadores e seu caráter metodológicos associado a epistemologia do tema.

Sampaio & Sampaio (2002) sugeriram a construção de dois índices, como mais uma ferramenta de análise, um relacionado para estimar a propensão ou susceptibilidade à desertificação e outro para avaliar a ocorrência da desertificação. O índice de propensão é composto por cinco sub-índices: 1) redução na cobertura vegetação; 2) degradação ambiental; 3) deterioração da agricultura; 4) declínio econômico; 5) complicações sociais. Cada sub-índice é formado por indicadores específicos, que auxiliaram na construção das principais variáveis locais. Os autores salientam que os indicadores de propensão são semelhantes aos indicadores de desertificação, sendo estes avaliados quanto a sua mudança no tempo.

A desertificação constituísse de um fenômeno complexo e a construção de indicadores auxilia na tentativa de compreender os fatores causas e consequências para tentar propor ações mitigadoras. Rodrigues (1992) expõe que a desertificação deve ser entendida como um fenômeno integrador de processos econômicos, sociais e naturais e/ou induzidos que destroem o equilíbrio do solo, da vegetação, do ar e da água, bem como a qualidade de vida humana, nas áreas sujeitas a uma aridez edáfica e/ou climática. Como causas mais frequente da existência deste fenômeno, podem ser indicadas algumas atividades humanas: sobrepastoreiro, irrigação, desmatamento, mineração e cultivo excessivo, além do sistema de propriedade da terra e da superpopulação.

Vasconcelos Sobrinho (1983, p. 30) ressalta que como:

“... espelho do meio, a vegetação que recobre o solo de uma área é o indicador mais evidente e seguro da sua vocação ecológica. Nas regiões semi-áridas essa vocação ecológica tende espontaneamente para a desertificação. Contudo, é a presença do homem que se rompe esse equilíbrio, deflagrando os processos de degradação ambiental que, uma vez iniciados, tendem a se agravar em um processo dinâmico auto propelido, difícil de ser contido”.

Assim, a vegetação de Caatinga constituísse um espelho das condições: restritivas, limitantes do meio ambiente: solo, regime hídrico, temperatura e luminosidade. Vasconcelos Sobrinho (2000) destaca que o Nordeste não é a região-problema. O problema é o homem que o habita, que erradamente planeja, e insiste em ignorar as limitações ecológicas dos seus recursos.

A recuperação das áreas críticas constitui-se de uma ação necessárias por meio da implantação de medidas de contenção/minimização para conter o processo de desertificação, sendo fundamental o sábio manejo dos recursos naturais. Ressaltasse as pesquisas desenvolvidas por Le Houérou, que aborda a “cura da desertificação é conhecida desde longo tempo: consiste em fazer reverter o procedimento, isto é, conduzir à recuperação biológica das condições ambientais pelos processos naturais ou induzidos artificialmente” (VASCONCELOS SOBRINHO, 2000, p. 44).

2.4 Remediação de Áreas Degradadas

O aumento populacional e a pressão econômica pela produção de alimentos tem resultado na elevação de áreas de solos degradados por salinidade e sodicidade, em virtude da expansão das áreas irrigadas em terras marginais, do uso de águas salinas na irrigação, do manejo inadequado da água e do solo e da ausência de drenagem, com grandes prejuízos para a economia regional do Nordeste brasileiro (RIBEIRO, 2010).

Neste sentido, estão sendo desenvolvidas técnicas para remediação/redução impactos ambientais suscitados pela salinidade e sodicidade dos solos, que tem como consequência a perda da fertilidade e da matéria orgânica e diminuição da produção agrícola. Dentre as técnicas empregadas para recuperação de áreas degradadas por sais estão: a lavagem dos sais e a aplicação de compostos químicos, porém existem técnicas auxiliares tais como: mecânicas através da aração profunda, da subsolagem, e da

mistura com areia para aumentar a macroporosidade e permeabilidade; técnicas biológicas: aplicação de resíduos orgânicos, cultivos de elevada evapotranspiração para rebaixamento do lençol freático (CAVALCANTE *et al.*, 2010), bem como o uso de organismos biológicos e plantas.

A biorremediação consiste na utilização de organismos vivos tais como: microrganismos, fungos, plantas, algas verdes ou suas enzimas, tendo como finalidade reduzir ou remediar compostos orgânicos tóxicos ao ambiente. O processo de biodegradação atua diante da introdução de processos biológicos, que aceleram e incrementam a velocidade do processo natural de degradação (MARIANO, 2006).

Ueta *et al.* (1999) expõem que a biorremediação é um dos campos mais promissores da biotecnologia, devido à utilização de microrganismos na remediação de áreas contaminadas por agroquímicos. Os microrganismos presentes no solo são capazes de degradar e mineralizar substâncias tóxicas, tal fato permite a remediação biológica ou biorremediação de uma área pela incorporação de microrganismos.

Dentro do contexto da remediação de solos se constata a fitorremediação, que consiste na utilização de plantas e sua microbiota, associada a práticas agrícolas para removerem, imobilizarem ou tornarem os contaminantes inofensivos ao ambiente. A vegetação empregada são normalmente halófitas, que tem a capacidade de absorver e acumular elementos químicos dispersos no solo (QADIR *et al.*, 2001). A fitorremediação consiste na fitoextração absorção e acumulação de contaminantes nos tecidos das plantas; fitoabsorção com a absorção do contaminante no sistema radicular, tornando os contaminantes inertes; fitoestabilização relacionado à adição de materiais ao solo que podem imobilizar os contaminantes; fitoestimulação que tem o efeito de estimular a biorremediação por meio de fungos e outros microrganismos localizados no sistema solo-raiz (BAÑUELOS, 2000).

A fitorremediação é uma técnica empregada em solo salino sódico com espécies vegetais hiperacumuladoras de sais como o NaCl. Estudos estão sendo desenvolvidos na tentativa de recuperação/redução da sodicidade em solos afetados pela salinização como a utilização de gesso e calcário (BARROS *et al.*, 2004) e da planta *Atriplex nummularia* como alternativa para fitorremediação, constatando que está halófita é hiperacumuladora de sódio (LEAL *et al.*, 2008).

Leal (2005) avaliou a capacidade de remediação de *A. nummularia* associada a gesso de jazida na fitorremediação de solo salino-sódico. Constatou, que quando

incorporado o gesso a espécie vegetal potencializa a capacidade de fitoextração. Tais dados foram observados a partir de 100 dias, período que foi possível verificar a transferência de sódio para a planta.

Souza (2010) observou em quatro tipos diferentes de tratamentos que a espécie *A. nummularia* foi capaz de fito extrair sódio, cloreto e potássio de Neossolo flúvico de caráter salino-sódico. Estes dados foram ratificados por Santos (2012) que comprovou o potencial hiperacumulador de espécie vegetal, constatando que a aplicação de gesso favorece a qualidade física do solo por meio do incremento da condutividade hidráulica e diminuição do teor de argila dispersa em água.

Miranda (2013) verificou em experimentos com *A. nummularia* em Perímetro Irrigado de Custódia (PE), em áreas degradadas pela salinidade e sodicidade, que em camadas mais profundas do solo houve um aumento dos teores de sódio. O autor destaca que essa elevação nos valores de sódio pode está condicionada a água utilizada, que se encontra com valores de sódio com risco moderado de toxidade para as plantas. Tal estudo ressalta ainda, que a *A. nummularia* associada à aplicação de polímero e esterco ovino foi capaz de reduzir os valores da condutividade elétrica, sódio solúvel e cloreto, principalmente na camada superficial do solo.

A biorremediação revela-se como uma proposta de otimização do processo de degradação de solos contaminados a partir de reações bioquímicas através de microrganismos presentes no ambiente (ATLAS, 1981). As propriedades químicas e físicas do solo podem influenciar no processo de biorremediação (BEŠKOSKI *et al.*, 2011), ou pela biodegradação de hidrocarbonetos e metais pesados associado a radiação ultravioleta (CHEN *et al.*, 2011). Nesse contexto, a ação de ácidos orgânicos pode estimular a atividade microbiana envolvida na biorremediação (DERCOVÁ *et al.*, 2007). Colla *et al.* (2008) comprovou essa capacidade ao utilizar fungos dos gêneros *Aspergillus*, *Penicillium* e *Trichoderma* na biorremediação de áreas contaminadas por pesticidas triazínicos, demonstrando que os locais contaminados funcionam como meio seletivo para os microrganismos, de tal forma que existe um processo de adaptação das espécies ao local que se utilizam do contaminante como fonte de nutrientes.

2.5 Ação Quelante dos Líquens sobre Rochas e Solos

A ação dos líquens sobre as rochas é fundamental no processo de pedogênese para a formação dos solos. As substâncias liquênicas iniciam o processo de intemperismo biogeofísico e biogeoquímico, tornando disponíveis minerais antes consolidados na rocha matriz (SEAWARD, 1977). Rundel (1978) destaca o importante papel ecológico das substâncias liquênicas pela capacidade dos compostos produzidos agirem como agentes complexantes. Silva (2007) reporta que a partir da decomposição química realizada pelos dos líquens é criado um substrato orgânico para o desenvolvimento de outros seres por meio da sucessão ecológica, além de serem capazes de repassar suas substâncias, que exercem influência na população microbiana do solo. Leinz & Amaral (1980) reportam que através de suas rizinas os líquens podem manter relações com seu substrato, segregando seus fenóis e outras substâncias resultantes do seu metabolismo, como gás carbônico e nitratos.

Adamo & Violante (2000) enfatizam que a adesão íntima dos líquens sobre a rocha é estabelecida pela penetração das hifas em áreas fraturadas da rocha, provocando uma desagregação física e fragmentação da superfície mineral. Rundel (1978) se refere a essa capacidades dos líquens, analisando a solubilidade dos ácidos liquênicos que pode ser fortemente facilitada pela presença de grupos polares, como —OH, —CHO e —COOH. Iskandar & Syers (1972) descobriram que substâncias liquênicas conseguem formar complexos solúveis com biotita, cálcio, magnésio, ferro e alumínio. Em adição Adamo & Violante (2000) destacam que dependendo da natureza dos minerais presentes na rocha e do padrão de decomposição podem ser formados processos de biossolubilização, principalmente quando analisada a interface rocha-líquen, com a segregação pelo micobionte, do ácido oxálico. Salter (1856) em estudos pioneiros confirmou ser o ácido oxálico o principal agente responsável pelo processo de alterações químicas na rocha, enfatizando que esta substância exerce influência em quase todas as classes de minerais halogênicos ou mesmo em compostos de sílica.

As substâncias liquênicas, de natureza fenólica (CULBERSON *et al.*, 1977), estão envolvidas nos mecanismos de decomposição de rochas consolidadas através da quelação. Jones (1988) menciona à capacidade quelante das substâncias liquênicas que podem solubilizar cátions de substratos minerais. Pereira (1997) designa quelação como uma reação química onde a substância orgânica capta íons de substâncias provenientes

da rocha. A habilidade dos líquens de decompor rochas se dá, também, pela atividade do micobionte atribuída ao CO₂ de sua respiração.

Dentro do ecossistema a ciclagem de nutrientes é um processo funcional que possibilita a retomada por meio da troca de elementos entre os componentes bióticos e abióticos, o que suscita uma permuta de compostos a partir de fatores biogeoquímicos (RICKLEFS, 2010). Estabelecida por movimentos circulares dos elementos tais como o nitrogênio, fósforo, cálcio, oxigênio, hidrogênio e carbono que se movimentam dentro da biota terrestre, permitindo a relação dos compostos inorgânicos com os elementos vivos (ODUM, 1988).

Pinto-Coelho (2000) salienta que os nutrientes presentes na rocha matriz são considerados como depósitos abióticos de renovação lenta. Devido ao intemperismo, estes nutrientes podem ser realocados tanto na forma de íons dissolvidos na água, quanto na forma de gases na atmosfera.

Nash III (2003) ressalta que a ciclagem de nutrientes pode ser dividida em intrassistema e inter sistema. O ciclo de intrassistema estaria relacionado aos movimentos dos nutrientes dentro do ecossistema e o ciclo inter sistema engloba o fluxo de nutrientes entre os ecossistemas e suas conexões com os ciclos globais. Devido a sua capacidade de capturar elementos dispersos no ar atmosféricos permite aos líquens contribuir para a produtividade de ecossistemas pobres em nutrientes, seja a partir do ciclo intrassistema ou inter sistema.

Os líquens possuem grande capacidade de adaptação a ambientes variados devido a sua nutrição higroscópica, sua relação indireta com o substrato, e com os demais fatores do ecossistema, permite a estes capturar nutrientes halogênicos dispersos para serem absorvidos pelo ecossistema (NASH III, 2003). Por isso, sua relação com o substrato pode influir no repasse desses nutrientes ao solo, que atuam de forma direta ou indireta na biossíntese de seus compostos, que são repassados ao substrato promovendo modificações e interferência em sua biota e em sua química.

As substâncias liquênicas se constituem como importantes agentes no processo de intemperismo sobre minerais rochosos. A capacidade das substâncias de ocasionarem modificações na morfologia e composição dos minerais, principalmente pelas alterações nas características da superfície rochosa, fragmentação de grãos, separação de camadas e dissolução de cátions (CHEN *et al.*, 2000).

2.5.1 Ação de substâncias liquênicas sobre a degradação de rochas

As substâncias liquênicas se constituem como importantes agentes no processo de intemperismo sobre minerais rochosos. A capacidade das substâncias de ocasionarem modificações na morfologia e composição dos minerais, principalmente pelas alterações nas características da superfície rochosa, fragmentação de grãos, separação de camadas e dissolução de cátions (CHEN *et al.*, 2000).

Galvan *et al.* (1981) observaram a capacidade dos líquens em modificar rochas metamórficas, descobriram que a interação líquen-rocha propiciava a retenção de quartzo, já os minerais de mica foram encontrados retidos sob o talo liquênico, destacando que o teor de retenção está relacionado à compactação da rocha e/ou teor de minerais de mica na rocha matriz.

Silva & Silva (2001) analisaram a ação da atranorina sobre amostra de granito da Região Metropolitana do Recife, em Pernambuco. Avaliaram em condições laboratoriais, amostras de granito submetidas à ação da atranorina em solução de água deionizada, e o ácido oxálico como padrão. Observaram que a capacidade de formar quelatos não está diretamente relacionada às carboxílicas, posto que essa capacidade no caso da atranorina foi mais evidenciada nos compostos fenólicos, o que comprova a ação de degradação dessa substância na rocha para a formação do solo.

Silva *et al.* (2001) avaliaram a ação quelante do ácido úsnico sobre amostras de ignimbrito, rocha ígnea, do município de Ipojuca, Pernambuco. Constataram que as amostras de ignimbrito sofreram quelação pelo ácido úsnico, sendo esse processo mais efetivo nas primeiras 72h. Análise de cromatografia da ação quelante do ácido úsnico, 24h após a montagem do experimento, evidenciaram a presença de manchas púrpuras, possivelmente devido à quelação do ferro presente na composição mineralógica da rocha.

Costa (2003) avaliou o processo de pedogênese do basalto a partir da ação do ácido úsnico sob condições laboratoriais, diante de três situações. A primeira o basalto submetido ao ácido úsnico durante seis meses, à temperatura ambiente; a segunda utilização do basalto e o ácido úsnico aquecidos a 40°C durante 15 dias; e a terceira fez uso de tufos de *Cladonia substellata* (Vainio) *in natura* e subjacente a estas amostras de basalto. Constatou que em todas as ocasiões houve o processo de quelação, esta situação foi mais visível nos experimentos com ácido úsnico a temperatura ambiente e quando

submetido à temperatura mais elevada. Isso corrobora a ação do ácido úsnico no processo de intemperismo e que fatores físicos ambientais (temperatura, umidade e relevo) aceleram o processo de degradação da rocha.

Moura (2004) analisou a capacidade de intemperização do milonito por *C. substellata* e observou em ensaios realizados em cromatografia com os extratos retirados das alíquotas contendo ácido úsnico e amostras de milonito, revelaram que o ácido úsnico reagiu com os íons liberados da rocha, formando quelatos. A quelação ocorreu já nas primeiras 24h, o que confirma a ação quelante do ácido úsnico em amostras de milonito. Em ensaios submetidos à temperatura de 40°C, demonstraram que a atividade quelante é intensificada com o aumento da temperatura, propiciando decomposição dos minerais da rocha.

Barbosa (2005) observou o comportamento do migmatito sob atuação do líquen *C. substellata* como fator de formação primária do solo a partir de três circunstâncias, amostras de migmatito submetidas à ação do ácido úsnico em solução com água deionizada e à temperatura de 40°C por 12h diárias, durante intervalo de tempo de 15 dias e outro com os mesmos parâmetros por três meses, e por último a observação do comportamento do talo de *C. substellata*, no seu estado natural, sob amostras da rocha. Verificou que houve a interação do líquen com a rocha nas três situações, já constatado nas primeiras 24h, sendo comprovado que o aumento na temperatura interfere positivamente na velocidade da intemperização da rocha, produzindo, em 15 dias, o mesmo efeito obtido à temperatura ambiente.

Silva (2005) testou a ação do ácido fumarprotocetrárico sobre amostras de migmatito utilizando-se amostras de *Cladonia verticillaris* e temperatura como parâmetro de avaliação do aumento da velocidade das reações de quelação em ambientes quentes e úmidos. Concluiu que a substância é eficiente no processo de quelação, mas a temperatura é primordial no processo.

Vasconcelos (2007) examinou o efeito de suprimento exógeno de ureia na produção de substâncias degradadoras do migmatito pelo líquen *C. verticillaris*. Foram analisados experimentos com quartzo e migmatito sobre estes depositados talos de *C. verticillaris*, onde se utilizou soluções de ureia em diferentes concentrações. Constatou que os minerais de migmatito sofreram mais significativamente a degradação química pelas substâncias produzidas por *C. verticillaris*, enfatizada, sobretudo pela adição de ureia a 1%. O quartzo (dureza sete), por ser resistente ao intemperismo, não se observou

ação evidente de quelação pelas substâncias percoladas pelo líquen, porém foram registrados altos valores de absorbância, principalmente nos extratos borrifados com ureia. Possivelmente, a introdução de uma fonte exógena de ureia induziu maior síntese de metabolitos intermediários acumulados na superfície da rocha.

Barbosa (2009) contribuiu para o estudo da ação das substâncias liquênicas no intemperismo biogeoquímico quando avaliou a influência de fonte exógena de nitrogênio, sob a forma de ureia na produção de substâncias quelantes de *C. substellata* e sua ação no intemperismo do milonito. Verificou que a ureia quando adicionada sobre o milonito, propiciou maiores teores de ácido úsnico, especialmente a concentração de 0,1%. Contudo, as amostras borrifadas com solução de ureia a 0,01%, demonstraram uma produção crescente durante todo o experimento. Tal fato evidenciou a reação sofrida pelos minerais do milonito em decorrência do ácido úsnico e influenciada pela ureia, comprovando que a ureia ao sofrer volatilização é capturada pelo líquen, alterando seu metabolismo para a produção de metabólitos secundários que foram repassados para o milonito.

Silva (2006) verificou as possíveis mudanças na produção do ácido úsnico pelo líquen *C. substellata*, submetido a diferentes dosagens da radiação gama para a determinação da capacidade quelante desse líquen e o consequente efeito sobre rochas calcárias. Constatou que houve um aumento na produção do ácido úsnico, diretamente proporcional às doses mais altas, até a de 10 Gy, doses superiores a este valor tiveram uma tendência à redução da produção. A ação quelante do ácido úsnico sobre rochas calcárias foi intensificada com a utilização de doses de radiação gama, que interferiu na biossíntese do líquen com o aumento nos teores de produção à medida que são elevadas as doses de radiação gama.

2.5.2 Ação de substâncias liquênicas na modificação da composição química de solos

Os solos têm importância singular na constituição do ecossistema por se tratar de um complexo sistema de elementos bióticos e abióticos, constituído de organismos, fragmentos de rocha e minerais (LEPSCH, 2002). Estabelecido pela ação cinco variáveis independentes que caracterizam os fatores de sua formação como clima, organismos, material originário, relevo e tempo (BUNTING, 1971; PALMIERI & LARACH, 2003), sendo o resultado de fatores de sua formação e da biosfera sobre a

rocha, que a partir do intemperismo físico (desintegração), químico (decomposição) e biológico (recombinação) transforma a rocha matriz em solo (DREW, 2002).

Devido à necessidade de manutenção, conservação e preservação do solo, Silva (2007) avaliou a influência do líquen *Cladonia salzmannii* sobre a atividade microbiana e de fungos micorrízicos arbusculares. Constatou que o líquen libera suas substâncias, e estas atuam na microbiota do solo, já que os fenóis líquênicos possuem ação microbiana. Tal fato sugere uma relação direta entre o líquen, o solo e as plantas, pois as substâncias líquênicas afetam a composição química e a população microbiana do solo, possuindo papel ecológico na distribuição da vegetação.

Neste contexto Silva & Pereira (2008) examinaram a influência de suprimentos exógenos de ureia no metabolismo de *C. verticillaris* e possíveis modificações químicas no solo subjacente a partir da percolação dos fenóis do líquen. Observaram que a ureia influencia na síntese de substâncias de *C. verticillaris*, o que ocasiona maiores teores que são repassadas ao solo. Contudo, soluções de ureia em concentrações elevadas poderão bloquear ou interferir no metabolismo deste líquen, ocasionando uma saturação e diminuição da produção. Evidenciou-se que houve a percolação dos fenóis, e estes promoveram modificações na composição química do solo com a diminuição do pH e alterações nos teores de hidrogênio e alumínio.

Silva & Pereira (2009) em estudos aprofundados avaliaram como a utilização de fontes exógenas poderiam ativar a síntese de *C. verticillaris* a partir da incorporação de fonte nitrogenada e cloreto de níquel, como ativador da enzima uréase, e hipoclorito de sódio, como fonte de sódio. Constataram que houve um aumento na biossíntese do líquen, influenciada pela ureia em conjunto com o cloreto de níquel e hipoclorito de sódio, o que reporta um incremento na produção de metabólitos intermediários produzidos por *C. verticillaris*, consequentemente percolados para o solo, comprovado pela formação de quelatos.

Vasconcelos (2009) buscou avaliar como o incremento de uma fonte exógena de fosfato de potássio, em diferentes concentrações, poderia afetar a biossíntese de *C. verticillaris* e como os ácidos orgânicos produzidos pelo líquen, e, percolados ao solo subjacente causaria alterações químicas no solo, em condições laboratoriais. Verificou que nutrientes do solo quando são volatilizados ou dissolvidos em água, promovem modificações na síntese das substâncias do líquen. Essa transformação é suscitada pela absorção de elementos dispersos na forma iônica, propiciando uma hiperprodução dos

fenóis que são repassados ao substrato. Isso indica que o líquen influenciado pelo fosfato de potássio percolou seus fenóis ao solo, aumentando a capacidade de troca catiônica, a disponibilidade de hidrogênio e a neutralidade do solo.

Melo (2011) analisou como suprimentos de radiação gama em diferentes dosagens poderiam afetar a produção de ácido barbático pelo líquen *C. salzmannii* e as possíveis alterações no solo subjacente. Evidenciou que existe uma tolerância do líquen as dosagens da radiação, sendo na dose de 5Gy os melhores níveis de produção de ácido barbático, a partir dessa dose se observou uma tendência de redução da produção em doses mais elevadas. A radiação gama possibilitou uma biossíntese diferenciada do ácido barbático, que foi percolado para o solo proporcionando um aumento nos parâmetros de pH, carbono total e nitrogênio total, demonstrando que a percolação das substâncias produzidas pelo líquen contribuiu para mudanças nas propriedades químicas do solo.

2.5.3 Ação das substâncias liquênicas como biorremediadoras de solos salinizados de Núcleos de desertificação em Pernambuco

A degradação ambiental da região semiárida do Nordeste brasileiro tem se tornado objeto de estudo devido à necessidade de preservação e conservação do bioma Caatinga ali ocorrente. Dentre os processos de degradação dos solos no semiárido nordestino, a utilização de técnicas de irrigação mal supervisionadas é o que mais tem condicionado o processo de salinização, tornando grandes áreas de solo inutilizadas para o cultivo. Assim, revela-se a importância do uso sustentado dos ecossistemas, no qual o conhecimento sobre o solo, suas propriedades e características, bem como de sua biota possibilitam indicar a melhor forma para seu manejo.

A capacidade de interação dos líquens com o seu substrato permitem a segregação de substâncias que interagem com os elementos químicos do solo. Desta forma, estudos tem se voltado para utilização de espécies de líquens como biorremediadores de solos salinizados em áreas em processo de desertificação. Atlas (1981) reporta que a biorremediação é uma alternativa para áreas contaminadas ou degradadas, consistindo no uso de agentes biológicos. Em adição Pires *et al.* (2003) abordam que essa técnica pode ser utilizada em áreas contaminadas seja por compostos orgânicos ou inorgânicos, por meio do uso de organismos vivos, microrganismos e

plantas. A partir da aceleração do processo de biodegradação, por meio de reações bioquímicas através dos microrganismos presentes no ambiente.

Silveira (2010) utilizou o líquen *C. substellata* na recuperação de Luvisolos salinizados e não salinizados, verificou que o ácido úsnico percolado promoveu modificações químicas no solo subjacente e, a adição da ureia incrementou a produção fenólica da espécie, que liberava quantidades crescentes de seu fenol favorecendo a quelação.

Silva & Pereira (2010) fizeram uso da espécie *C. verticillaris* em Luvisolo salinizado e não salinizados para a observação da interação dos compostos liquênicos com este tipo de solo. Constataram que o líquen associado ao tratamento com água deionizada teve um incremento na produção dos seus fenóis, alterando os compostos químicos do solo.

Silva & Pereira (2011) também utilizando *C. verticillaris* em Luvisolo salinizado e não salinizados com adição de ureia a diferentes doses (Figura 3), verificaram que após sete meses de experimento o líquen absorve sais contidos no solo, ocasionando interferência no metabolismo alterando a biossíntese do líquen, proveniente da volatilização dos sais que estão sendo captados higroscopicamente pela espécie.

Silva (2011) constatou que o líquen *C. verticillaris* sob Luvisolo salinizado e não salinizado promoveu modificações químicas no solo subjacente, influenciado pela adição de ureia, o que possibilitou ao solo melhores condições de fertilidade com a diminuição dos teores de sódio e aumento de cálcio.

Silva & Pereira (2012) em estudos continuados sobre a capacidade do líquen *C. verticillaris* recuperar a fertilidade de Luvisolo salinizado, observaram essa interação a partir da adição de fonte exógena de ureia e radiação UVB na produção de substâncias pelo líquen percoladas para o solo. Constataram que a radiação UVB estimula o metabolismo do líquen, juntamente com a ureia, proporcionaram modificações nas características químicas do solo com diminuição do sódio e da condutividade elétrica, e consequente aumento dos teores de cálcio, magnésio e pH.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

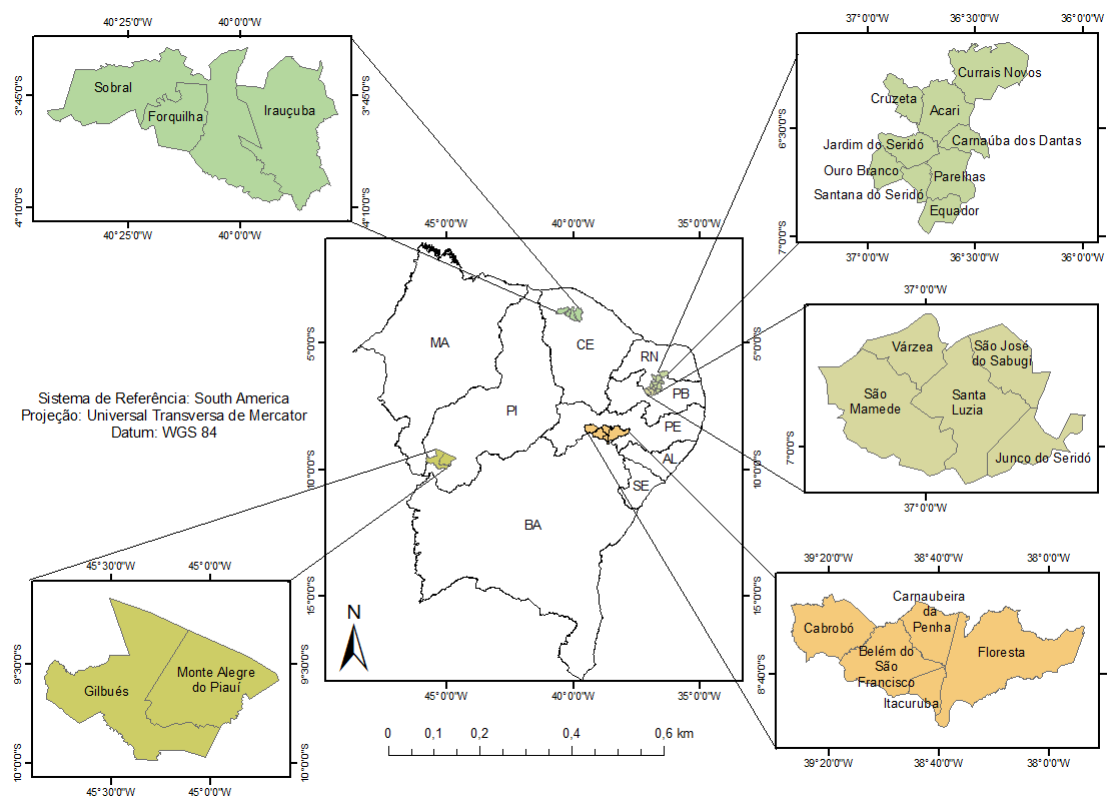
O semiárido do Nordeste do Brasil apresenta uma extensão territorial de 1.554.387,7 km², e, destas cerca de 180.000 km² são áreas em processo de degradação entre parâmetros muito graves e graves (MMA, 2007). Nestas condições encontram-se extensas áreas em processo de desertificação, divididas segundo sua localização e denominadas de núcleos de desertificação, que são considerados os níveis mais elevados de degradação com características a expandirem-se por áreas circunvizinhas aumentando o seu raio de influência (VASCONCELOS SOBRINHO, 1983). No Nordeste brasileiro, a condição de semiaridez dominante faz com que se desencadeiem processos naturais de retrogressão biótica nos períodos de secas prolongadas que, associados à antiga e intensa pressão antrópica, tem levado a formação de núcleos de degradação edáfica e biótica de caráter às vezes irreversível (RODRIGUES, 1992).

Em 1977, Vasconcelos Sobrinho, juntamente, com a SUDENE iniciaram um estudo para identificar as áreas em processo de desertificação. Tal estudo visou distinguir e selecionar as áreas mais críticas do fenômeno, como áreas pilotos. Neste sentido, Vasconcelos Sobrinho selecionou seis áreas piloto para observação e posterior mapeamento da desertificação no Nordeste brasileiro. Posteriormente, o Núcleo Desert, da Universidade Federal do Piauí – UFPI, fez novos estudos na década de 1990, a partir dos dados expostos por Vasconcelos Sobrinho, com o apoio do Ministério do Meio Ambiente e da Embrapa Semiárido (MMA, 2005).

Esses estudos trouxeram novas evidências sobre as áreas submetidas ao processo de desertificação, constatando que uma das principais causas para a intensa degradação dessas áreas é referente à substituição da caatinga pela agricultura e pecuária, como também pela mineração (Gilbués), extração de argila de solos aluviais (Seridó) e retirada de madeira para lenha e carvão. Essas áreas foram caracterizadas pelo alto risco ao processo de desertificação, sendo conhecidas como núcleos de desertificação (MMA, 2005).

Os núcleos de desertificação ocupam uma área de 18.740 km², compreendidos os núcleos de Gilbués (PI), Irauçuba (CE), Seridó (RN) e (PB), Cabrobó (PE) (MMA, 2007) (Figura 3).

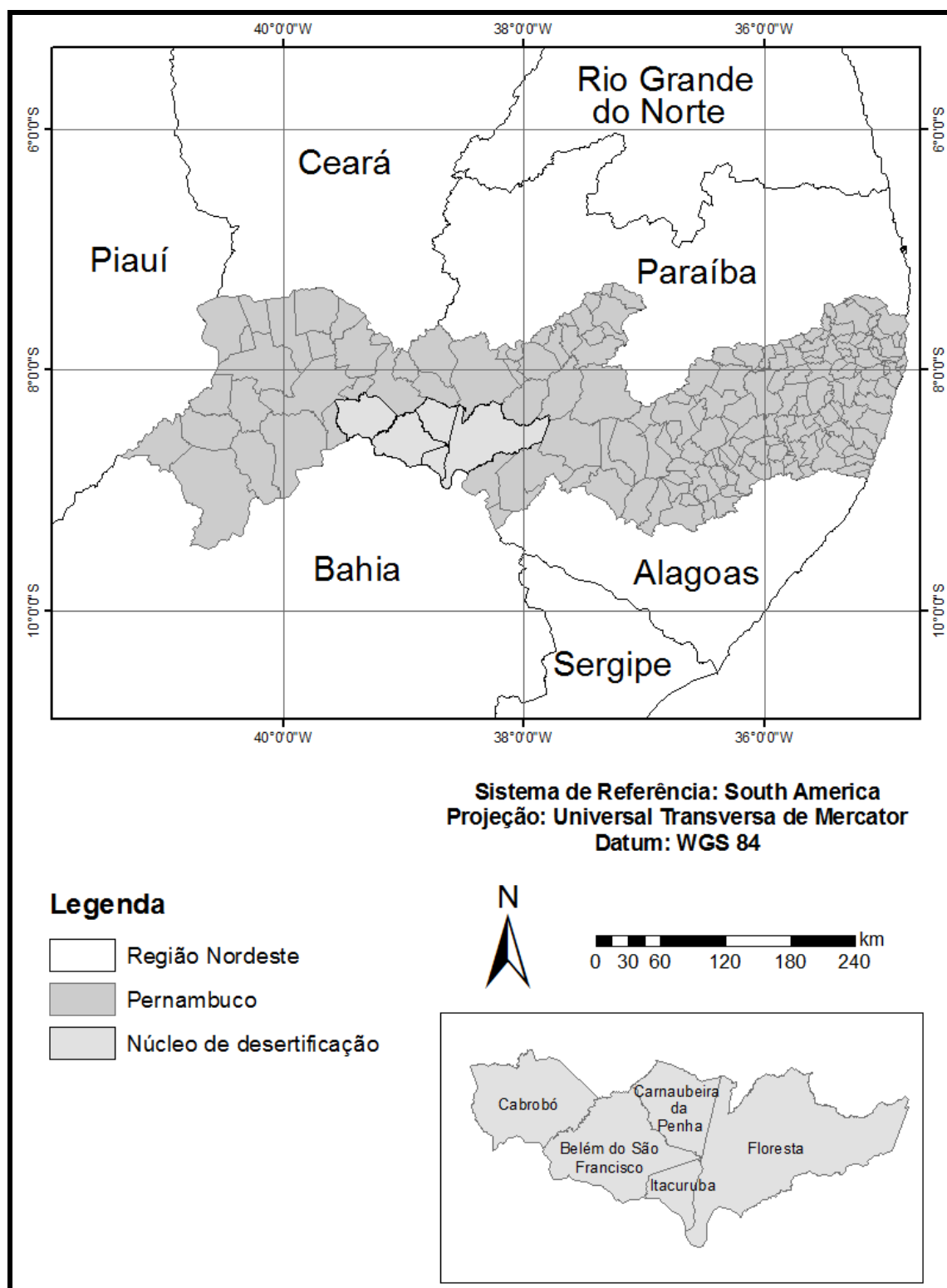
Figura 3 – Núcleos de desertificação do Nordeste brasileiro.



Fonte: IBGE, 2001; MMA, 2007.

Cada núcleo possui uma característica própria, se distinguindo pela formação geológica e pelos aspectos pedológicos. Entretanto, alguns impactos são semelhantes como a erosão, salinização, queimadas, mecanização, pecuária extensiva, compactação de solos, sobrepastoreio, desmatamento, perda da fertilidade do solo e diminuição da produção agrícola. As exceções ficam por conta dos núcleos de Gilbués (PI) e Seridó (RN e PB) com a exploração mineral de diamantes e cassiterita e berilo, respectivamente. Tal atividade exerceu grande papel econômico para as regiões, mas também contribuiu fortemente na ampliação do processo de desertificação (MMA, 2005). O núcleo de desertificação de Cabrobó, em Pernambuco, é formado por cinco municípios Belém do São Francisco, Cabrobó, Carnaubeira da Penha, Floresta e Itacuruba (Figura 4). O município de Cabrobó está localizado às margens do rio São Francisco, na Mesorregião do São Francisco e na Microrregião de Petrolina, no Estado de Pernambuco. Possui na sua localidade a ilha de Assunção, que se configura como principal núcleo agrícola, habitada pela população indígena Truká. A região passou por vários conflitos pela posse da terra entre os indígenas, a igreja católica e os fazendeiros.

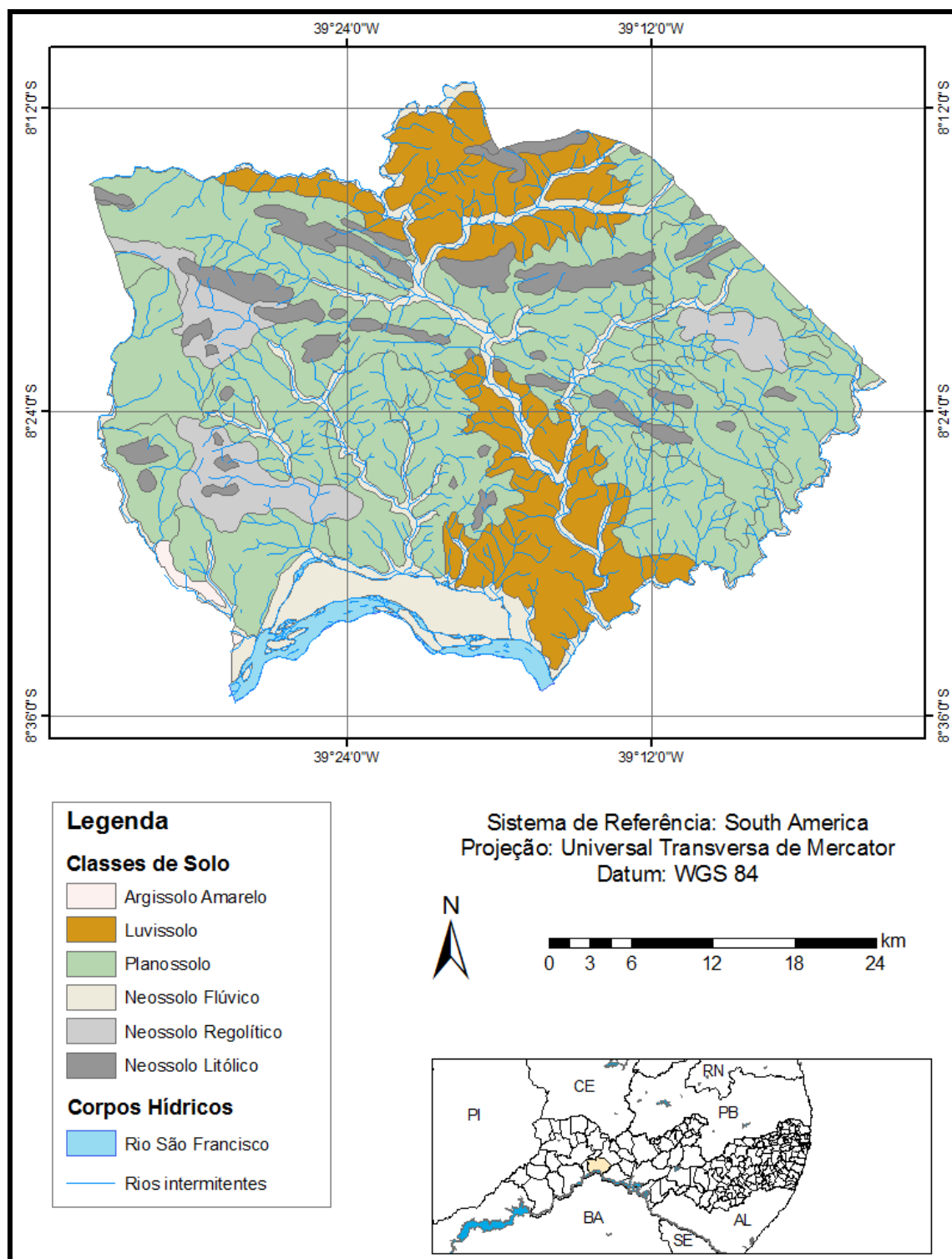
Figura 4 – Núcleo de desertificação de Cabrobó, Pernambuco.



Fonte: IBGE, 2001.

No município de Cabrobó predomina uma paisagem com solos (Figura 5), em sua maioria, Planossolos, Neossolos e Luvisolos.

Figura 5 – Mapa de solo do município de Cabrobó, Pernambuco.



Fonte: IBGE, 2001; EMBRAPA, 2001.

Os Planossolos são solos de agrupamento de solos minerais que possuem horizonte B plânico, subjacente a qualquer tipo de horizonte A, podendo ou não

apresentar horizonte E (Háplico ou não). Possui expressão de desargilização intensa constatada pela diferenciação entre o horizonte diagnóstico B plânico e os horizontes A ou E, com mudança de textura abrupta. São solos com restrição de permeabilidade em subsuperfície, que interfere na infiltração e no regime hídrico (EMBRAPA, 2013). Caracterizam-se por apresentarem cores de redução e/ou mosqueamento resultante de drenagem imperfeita ou má e com estrutura em blocos subangulares e/ou angulares médio a grandes ou, ainda, prismática (OLIVEIRA *et al.*, 1992).

Oliveira *et al.* (1992) ressaltam que este tipo de solo dependendo o local de origem na paisagem, especificamente são encontrados em terrenos baixos, em terraços, ou terço inferior de encostas pouco íngremes, localidades favoráveis ao acúmulo de água durante certos períodos do ano, atrelado a isso a baixa permeabilidade fazem com que este solo apresente sinais de hidromorfismo.

São solos que possuem atividade de argila tanto alta (Ta) quanto baixa (Tb), com predominância de solos com argila de atividade alta. Encontrados com frequência no semiárido nordestino, especificamente no município de Cabrobó são responsáveis por mais de 50% da paisagem. Na região semiárida nordestina e no Pantanal matogrossense, estes solos apresentam teores de sódio (Na^+) trocáveis elevados identificados como Planossolos salinos, sálcos e solódicos (OLIVEIRA *et al.*, 1992; EMBARPA, 2013).

Os solos do tipo Neossolos são caracterizados por apresentarem em sua formação material mineral ou material orgânico pouco espesso que não apresenta alterações significantes em relação ao material originário devido à reduzida atuação dos processos pedogenéticos. Essa característica se relaciona a sua maior resistência ao intemperismo ou composição químico-mineralógica por meio dos fatores de formação, tais como: clima, relevo ou tempo, que podem exercer influência no processo de evolução dos solos (EMBRAPA, 2013).

Podem ser subdivididos em Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico, Neossolo Flúvico e Neossolo Quartzarênico. No município de Cabrobó, de acordo com mapeamento realizado foram encontradas quatro subordens dos Neossolo (Litólico, Regolítico, Flúvico), e algumas manchas de Neossolo Quartzarênico.

Os Neossolos Flúvicos dentro da subordem dos Neossolos é um tipo de solo fundamental na paisagem do município de Cabrobó, sendo encontrado próximo às margens do rio São Francisco, limite sul do município. Este tipo de solo caracteriza a paisagem da ilha de Assunção, um dos principais núcleos agrícolas da área.

O caráter flúvico está relacionado a solos formados por sedimentos de natureza aluvionar ou colúvio-aluvionar. Os Neossolos flúvicos são derivados de sedimentos aluviais com horizonte A estável sobre camada ou horizonte C e que apresentam caráter flúvico dentro de 150 cm de profundidade a partir da superfície do solo. Admitem um horizonte Bi inferior a 10 cm de espessura e ausência de gleização expressiva dentro dos 50 cm de superfície do solo (EMBRAPA, 2013).

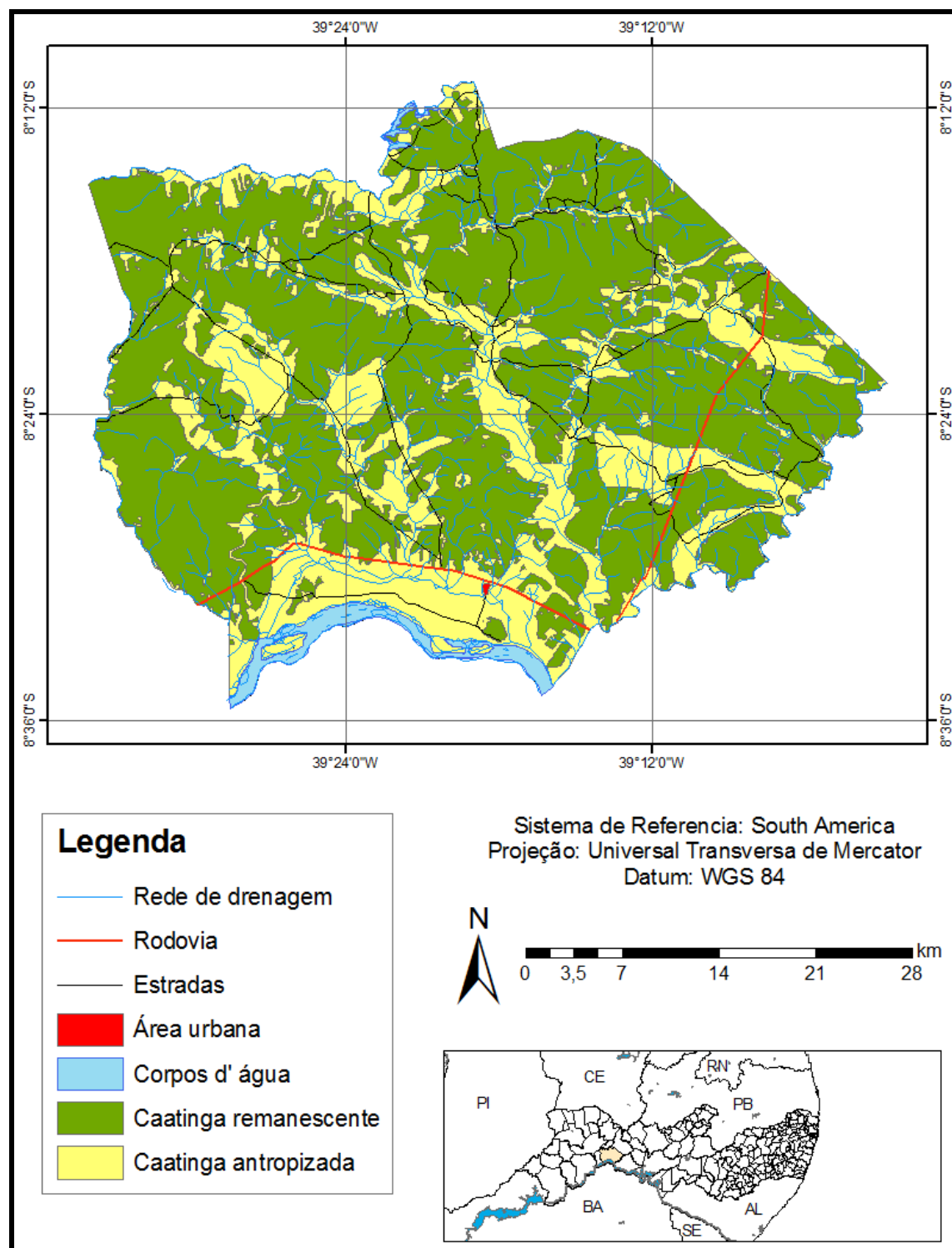
Os Luvisolos são característicos de terrenos do Pré-Cambriano desenvolvidos a partir de rochas de micaxisto, biotita-xisto, gnaiss, tilito, anfibolito (SUDENE, 1973). São solos de constituição mineral, não hidromórficos, possuindo um horizonte B textural com argila de atividade alta com capacidade de troca de 2:1 e saturação por bases alta, imediatamente abaixo do horizonte A ou E pouco desenvolvido. Apresentam profundidade média que varia entre 45 e 85 cm, além de variarem entre bem a imperfeitamente drenados (SUDENE, 1973). Possuem coloração avermelhada, laranja, brunada ou acinzentada, com estrutura em blocos, moderada ou fortemente desenvolvida, ou prismática. São solos moderadamente ácidos a ligeiramente alcalinos, com teores de alumínio extraível baixo ou nulo (EMBRAPA, 2013).

Luvisolos possuem uma nítida diferenciação entre os horizontes A e Bt devido ao contraste de textura, cor e/ou estrutura, onde se observa uma transição para o horizonte B textural de forma abrupta. Este tipo de solo pode ou não apresentar pedregosidade na parte superficial e caráter solódico ou sódico na parte subsuperficial (EMBRAPA, 2013). Estes solos apresentam erosão laminar moderada a severa, chegando a formar sulcos, bem como se caracterizam por possuir uma camada de cascalhos e calhaus de quartzo, constituindo um pavimento desértico (SUDENE, 1973). Essa classe de solo possui em sua constituição altas quantidades de nutrientes disponíveis às plantas e de minerais primários intemperizáveis ricos em bases trocáveis (OLIVEIRA *et al.*, 1992), tornando-o muito fértil e apto à agricultura, caso manejados adequadamente.

No município de Cabrobó são encontradas áreas com presença de pavimento desértico na parte superficial do solo e presença de altos teores de sais, principalmente sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}) e potássio (K^+). São encontradas também áreas com manchas de sais provenientes do manejo e das técnicas de irrigação inadequadas para as características da área, condutividade elétrica igual ou superior a 4 dS m^{-1} e PST variando de 6% a $< 15\%$, o que demonstra o caráter salino, sódico e solódico desta

classe de solo. Estes solos possuem ocorrência em regiões mais secas, semiáridas, com prolongados períodos de estiagem com vegetação original do tipo caatinga (Figura 6).

Figura 6 - Mapa de vegetação do município de Cabrobó (PE).



Fonte: PROBIO, 2001.

Leal *et al.* (2003) destacam que as províncias da Caatinga estendem-se por aproximadamente 800.000 km² (IBGE,1985), abrangendo aos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, grande parte de Pernambuco e da Paraíba, sudeste do Piauí, oeste de Alagoas e Sergipe, regiões norte e central da Bahia, além de uma faixa de Minas Gerais atrelada às margens do rio São Francisco.

Andrade-Lima (2007) ressalta que as diferentes zonas fitogeográficas encontradas em Pernambuco são partes ou repetições das grandes zonas fitogeográfica do Brasil. O autor afirma que o referido Estado é dividido em quatro zonas fitogeográficas e suas subzonas, dentre elas: litoral, mata, caatinga e savana. A zona da caatinga é a maior zona fitogeográfica pernambucana, caracterizada por uma vegetação de porte médio a baixo, com espécies tropófila (decídua), formada de pequenas folhas ou espinhos, com presença de cactáceas e bromeliáceas.

A zona da Caatinga é compreendida de duas subzonas: agreste e sertão. A subzona do sertão pode ser ainda subdividida em sertão central; sertão dos chapadões areníticos; sertão do São Francisco; sertão de Jatinã; sertão do Araripe. O município de Cabrobó está inserido na subzona do sertão central, que é caracterizado por uma vegetação, em sua homogeneidade, arbórea, de pequeno porte. Além desta, fitofisionomia são encontradas áreas com cobertura vegetal arbustiva, bem como complexos degradados por efeito antrópico (ANDRADE-LIMA, 2007).

Vasconcelos Sobrinho (1978) destaca que a caatinga é um espelho das condições restritivas e limitantes do ambiente: solo, regime hídrico, temperatura e luminosidade. Reis (1996, p. 15) salienta que a cobertura vegetal nas áreas de semiárido é essencial para a manutenção do ciclo de energia. Expõe que o processo de devastação causa uma esterilização do solo, comprometendo

“os sítios ecológicos e a quebra dos elos das cadeias alimentares, atingindo diretamente a fauna de superfície e do solo. Interrompe o fornecimento de matéria orgânica e extermina os estoques existentes pela exposição aos raios solares, inibindo a vida microbiana e afetando a estabilidade dos agregados dos solos”.

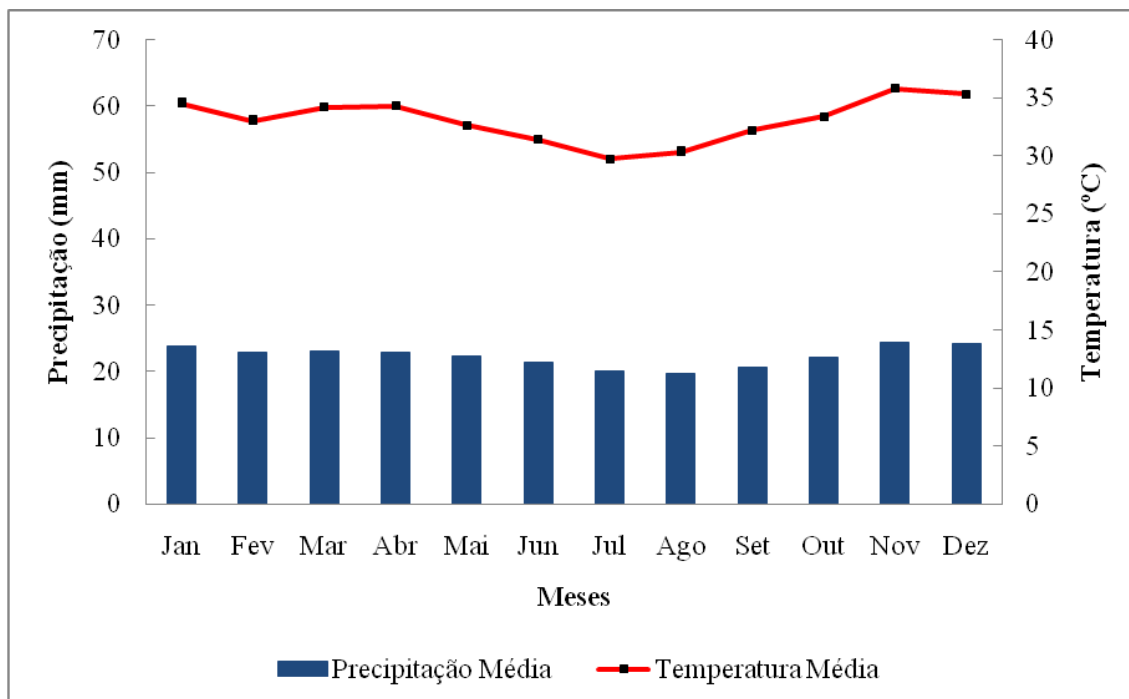
A exploração da caatinga com a retirada da cobertura vegetal exerce impactos sobre esse ecossistema. Tais fenômenos são verificados pela remoção de estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos para a agricultura e pecuária, principalmente criação de caprinos e ovinos, que se alimentam de forma violenta de algumas espécies vegetais,

ocasionando o rompimento dos vasos condutores do xilema e floema e consequente interrupção da passagem da seiva elaborada para as raízes, levando a morte vegetal. Além disso, a exposição do solo gera impacto provocado pelas gotas da chuva devido à energia cinética (REIS, 1996).

A caatinga é um bioma de elevada biodiversidade e inúmeros endemismos. Leal *et al.* (2003) expõem que a caatinga é uma região de características áridas cercada de biomas tropicais, enquadrando esse bioma como uma anomalia climática detentora de variedades de plantas, invertebrados e vertebrados adaptados a um regime de chuvas espasas.

Essa distribuição irregular das chuvas é uma característica da região semiárida nordestina. Em 2012, o município de Cabrobó teve um índice médio de precipitação de 22,2 mm anual e temperaturas do ar acima dos 29 °C (Figura 7). Essa situação está atrelada a variabilidade temporal das precipitações. Tal particularidade condiciona ao município uma rede de rios temporários, tendo como principal fonte hídrica o rio São Francisco, elevada evapotranspiração potencial e consequente déficit hídrico durante o ano.

Figura 7 – Climograma do município de Cabrobó para o ano de 2012.



Fonte: INMET, 2013.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta e Processamento das Amostras de Solo

O solo foi coletado no município de Cabrobó, 500 km do Recife, Pernambuco. As amostras foram coletadas em uma área de 1 hectare de forma aleatória, ziguezague, em 20 pontos, cada amostra com aproximadamente 1,5 kg e profundidade média de 20 cm (Figuras 8 e 9) (EMBRAPA, 1999).

Figura 8 - Área de coleta do solo.



Foto: Thaís Assunção. (09/08/2012).

Figura 9 - Profundidade de coleta do solo.



Foto: Thaís Assunção. (09/08/2012).

As amostras de Luvissole em áreas degradadas foram conduzidas ao Laboratório de Geografia Ambiental (LAGEAM/UFPE), para secagem à temperatura ambiente (25°C), posteriormente foi composta uma única amostra (Figura 10), destorroada e peneirada por processo granulométrico com peneiras de 6,3, 4,0 e 2,0 mm (Figura 11). Em seguida a amostra foi fracionada e depositada em sacos plásticos com 1,2 kg cada.

Figura 10 - Formação de amostra composta.



Foto: Andrezza Karla. (14/08/2012).

Figura 11 - Processo de peneiramento do solo.



Foto: Andrezza Karla. (14/08/2012).

4.1.1 Coleta e Caracterização do Líquen

O líquen *C. verticillaris* que faz parte da família da Cladoniaceae (MARCELLI, 2006) é um líquen terrícola que possui estruturas carpogênicas vegetativas variando entre 7 a 12 centímetros de altura. A espécie foi descrita pela primeira vez por Vainio, em 1854. Por suas características é considerada uma espécie endêmica, encontrada na costa leste do Brasil entre os Estados da Paraíba ao Rio Grande do Sul (PEREIRA, 1998) e em algumas áreas do Nordeste brasileiro como nos brejos de altitudes. Este líquen em períodos chuvosos possui coloração mesclada entre verde e branco, em estações de baixos índices de umidade seu talo encontra-se em cor branco-acinzentada e amarronzada quando exposto diretamente a incidência da radiação solar.

A espécie *C. verticillaris* produz como seu principal fenol o ácido fumarprotocetrárico (FUM) e substâncias intermediárias de sua biossíntese. De acordo com Pereira (2000), esta espécie inicialmente, sintetiza atranorina (ATR), que em etapas subsequentes transforma-se em ácido hipoprotocetrárico (HIPO) e seu aldeído. A partir desta sequência é possível obter a síntese do ácido protocetrárico (PRO), precursor para a biossíntese do ácido fumarprotocetrárico (FUM).

O líquen *C. verticillaris* foi coletado no município de Alhandra, à margem da BR 101 km-24, João Pessoa, Paraíba. Foram coletados 300 g do líquen (Figura 12), que foi seco em laboratório à temperatura ambiente ($25 \pm 3^\circ\text{C}$). As amostras foram limpas para a retirada de materiais exógenos, pesadas e separadas em envelopes de papel para montagem do experimento e parte para irradiação. O material foi depositado no Herbário UFP, do Depto. de Botânica da UFPE, sob registro nº 59.258.

4.2 Irradiação das Amostras de Solo e Líquen

Amostras de 150 g de *C. verticillaris* e 10 kg de Luvisolo foram colocadas em envelopes de papel para submissão à irradiação gama, no laboratório GAMALAB/DEN/UFPE, na dose de 5 Gy, em fonte ^{60}Co , modelo Gammacell 220 Excel MDS Nordion (Figura 13), a uma taxa de dose de 0,5 Gy/s.

Figura 12 – Coleta do material líquênico.



Foto: Herika Barbosa. (18/07/2013).

Figura 13 – Aparelho Gammacell 220 Excel MDS Nordion.



Foto: Andrezza Karla. (29/10/2012).

4.3 Montagem de experimentos

Foram utilizadas 30 cúpulas de vidro para montagem dos experimentos, dividido em seis tratamentos com cinco repetições cada (Experimento 1: líquen controle); (Experimento 2: líquen controle irradiado); (Experimento 3: líquen e solo controle);

(Experimento 4: líquen irradiado e solo); (Experimento 5: líquen irradiado e solo irradiado) e (Experimento 6: líquen e solo irradiado) (Figura 14). Amostras de Luvisolo 1,2 kg salinizado foram depositadas em cúpulas de vidro e sobre elas 10 g de *C. verticillaris*. Parte do material foi irradiado com dose de 5 Gy, como demonstrado na sequência de distribuição dos experimentos. As cúpulas foram borrifadas com 3 mL de água deionizada duas vezes na semana, esse procedimento foi contínuo até o final do experimento (300 dias), além disso, semanalmente as cúpulas foram modificadas de posição de forma aleatória para proporcionar igualdade dos fatores ambientais.

Figura 14 – Distribuição do experimento em seis tratamentos.



Foto: Andreza Karla. (30/10/2012).

4.4 Obtenção dos Fenóis Liquênicos e Percolados para o Solo

As coletas foram realizadas a cada 30 dias até o período de 5 meses de montagem do experimento, e, posteriormente mais uma coleta aos 10 meses. Foram coletadas 1 g de *C. verticillaris* e 10 g de solo de cada cúpula dos diferentes tratamentos. As amostras liquênicas foram maceradas, para aquisição dos fenóis medulares, após este processo o líquen foi depositado em tubos de ensaio e o solo em Erlenmeyer. Em seguida, as amostras liquênicas foram submetidas à extração com éter etílico (5 mL), clorofórmio (5 mL) e acetona (5 mL) e no solo utilizou-se 10 mL, 5 mL e 5 mL dos respectivos solventes. As amostras ficaram submetidas a cada reagente por 2 horas em geladeira a temperatura de $(2 \pm 3^\circ\text{C})$ e a cada intervalo do reagente o material foi filtrado e depositado em tubos de ensaio para obtenção dos extratos orgânicos.

4.5 Avaliação dos Extratos por Espectrofotometria

4.5.1 Avaliação de Fenóis Percolados para o Solo por Cloreto de Ferro III (FeCl_3)

Foram avaliados os fenóis percolados para o solo a partir da utilização do Cloreto de ferro III (FeCl_3). Foi realizada solução em tubos de ensaio com 1 g de solo, diluído em 2,5 mL de água deionizada, 2,0 mL de acetona e 0,5 g de FeCl_3 . As amostras de 30, 60, 90, 120, 150 e 300 dias foram quantificadas em espectrofotômetro a 415 nm.

4.5.2 Avaliação de Fenóis do Talo Líquênico e Percolados para o Solo por Extração Sucessiva

Os extratos obtidos do líquen e percolados para o solo foram pesados para verificação do peso do extrato. O material foi diluído em acetona na concentração mg/mL e analisados por espectrofotometria a 210 nm, 254 nm e 366 nm (HUNECK & YOSHIMURA, 1996). Com os resultados obtidos foi calculada a concentração dos ácidos Fumarprotocetrárico (FUM), Protocetrárico (PRO) e Atranorina (ATR), tanto produzidos pelo líquen quanto percolados para o solo, pelas seguintes equações: FUM: $\mu\text{g mL}^{-1} = 53,4 \text{ DO}_{254} - 17,5 \text{ DO}_{210} + 29,26 \text{ DO}_{366}$; PRO: $\mu\text{g mL}^{-1} = 47,5 \text{ DO}_{366} - 0,23 \text{ DO}_{210} + 0,53 \text{ DO}_{254}$; ATR: $\mu\text{g mL}^{-1} = 3,9 \text{ DO}_{210} - 1,72 \text{ DO}_{366} + 0,05 \text{ DO}_{254}$.

4.6 Digestão Úmida do Líquen

Foi realizada digestão úmida com ácido nítrico e ácido perclórico (3:1). Amostras de 4 g de líquen ao final do experimento, além do controle de campo e controle irradiado, foram levadas a moinho para trituração, e posteriormente pesados 0,5 g. Este material foi colocado em tubo digestor e adicionado 8 mL da mistura ácida (ácido nítrico e ácido perclórico). Foi mantido a frio por um período de 4 h, e posteriormente colocado no bloco digestor até atingir a temperatura de 200 °C de forma gradativa. O tempo de aquecimento será relacionado a partir do momento que o material exalar uma fumaça branca e o tubo estiver frio. Após este momento deve-se retirar os tubos do bloco digestor e transferi-los para o bloco frio e deixar o material esfriar. A solução do tubo digestor ficará com coloração transparente, esta solução é transferida

para balão volumétrico de 25 mL, sendo o volume completado com água deionizada (SILVA, 2009). Foram realizadas as determinações dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ solúveis; sendo Na^+ e K^+ dosados por fotometria de chama; e Ca^{2+} e Mg^{2+} por espectrofotometria de absorção atômica.

4.7 Análise química do solo

4.7.1 Cátions Trocáveis

Amostras do solo (5g) foram coletadas para análises de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ . O material foi depositado em tubos de plástico, diluído em 33 mL de álcool etílico, levado ao agitador horizontal por 5 minutos, e, em seguida à centrifuga por 15 minutos a 2000 rotações por minuto (rpm). Esse processo é repetido 3 vezes, onde o sobrenadante foi descartado. Foi realizada solução de hidróxido de amônio (70 mL) e ácido acético glacial (57 mL) para 1L de água deionizada. A solução de acetato de amônio 33 mL foi depositada juntamente com o material precipitado e repetido o mesmo processo do álcool etílico, sendo pipetado o sobrenadante das três repetições para formar uma única amostra e posterior análise. A solução foi testada com nitrato de prata, onde a reação indicou transparência. A solução sobrenadante foi depositada em balão de vidro de 100 mL, completada com acetato de amônio para leitura em espectrofotômetro de chama e espectrometria de absorção atômica (THOMAS, 1982). A partir das leituras calculou-se a percentagem de sódio trocável (PST) do solo pela equação (USSL Staff, 1954):

$$\text{PST} = (\text{Na}^+/\text{CTC}) \times 100$$

4.7.2 pH em Água

Para análise de pH em água foram utilizadas 10 g de solo diluído em 10 mL de água deionizada, agitado por 5 minutos e deixado decantar por 30 minutos e posterior leitura em pHmetro (EMBRAPA, 1997).

4.7.3 Cátions Solúveis

A partir de 400 g de solo foi elaborada uma pasta avaliados pH e teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ e condutividade elétrica da pasta. O material foi depositado em recipientes de plástico e diluído em água deionizada até a amostra apresentar aspecto brilhante ou espelhante se desprendendo da lâmina da espátula. A pasta saturada ficou em repouso por 16 h, e, posteriormente transferida para um funil de Buckner contendo papel filtro e adaptado a um balão Kitasato de 500 mL, acoplados a bomba a vácuo para sucção da parte líquida (EMBRAPA, 1997). Soluções de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ Merck foram utilizados como padrão. No mesmo extrato, foram realizadas as determinações dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ solúveis; sendo Na^+ e K^+ dosados por fotometria de chama; e Ca^{2+} e Mg^{2+} por espectrofotometria de absorção atômica (USSSL Staff, 1954); calculando-se a relação de adsorção de sódio:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}}$$

4.8 Carbono Orgânico Total do Solo

Amostras de 0,5 g de solo foram colocadas em tubos digestores e neste depositados 5 mL de dicromato de potássio $0,167 \text{ mol L}^{-1}$, e, em seguida 7,5 mL de ácido sulfúrico concentrado. Os tubos foram colocados em chapas digestoras pré-aquecidas, após a temperatura chegar a 170°C os tubos permaneceram nesta temperatura por 30 minutos. Em seguida, foi deixado a solução esfriar e transferida para Erlenmeyer e o volume foi completado com água deionizada (67,5 mL). Adicionou-se 0,3 mL de solução indicadora para titulação (ferroína). Para a titulação foi utilizada solução de sulfato ferroso amoniacal $0,20 \text{ mol L}^{-1}$, onde dissolvesse 156,8 g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Sal de Mohr) em 100 mL de ácido sulfúrico concentrado para um volume de 2.000 mL de água destilada (MENDONÇA & MATOS, 2005).

Fórmulas:

$$A = [(V_{ba} - V_{am}) (V_{bn} - V_{ba}) / V_{bn}] + (V_{ba} - V_{am})$$

V_{ba} = volume gasto na titulação do branco controle com aquecimento

V_{bn} = volume gás na titulação do branco controle sem aquecimento

Vam = volume gasto na titulação das amostras

$CO \text{ (dag kg}^{-1}\text{)} = (A) \times (\text{molaridade do sulfato ferroso}) \times (3) \times (100)/\text{peso da amostra (mg)}$

Molaridade do sulfato ferroso = $0,20 \text{ mol L}^{-1}$

4.8.1 Matéria Orgânica do solo

Para obtenção do valor da matéria orgânica no solo foi utilizada a fórmula:

$M.O. \text{ g.kg}^{-1} = 1,724 \times C$, onde C é o valor obtido na análise do Carbono orgânico do solo (CONCEIÇÃO *et al.*, 1999).

4.9 Nitrogênio Total do solo

Foram separadas 30 subamostras de solo pesando 0,5 g peneiradas a 100 mesh. O solo de cada subamostras foi colocado em tubos digestores e adicionado 5 mL de ácido sulfúrico concentrado e colocado em placa digestora à temperatura de 350 °C. Os tubos ficaram no bloco por 30 minutos após esse período os tubos foram retirados do bloco e adicionado 0,5 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e novamente reconduzido ao bloco digestor (Figura 15). Os tubos foram novamente recolocados no bloco digestor por mais 8 minutos e depois retirados deixados esfriar por 12 minutos, e, posteriormente adicionado 0,5 mL de peróxido de hidrogênio. Esse processo foi repetido até líquido apresentar coloração transparente. O material foi deixado por mais 30 minutos no bloco digestor para eliminação do peróxido de hidrogênio restante. O material foi diluído para 50 mL em água deionizada (THOMAS *et al.*, 1967).

Para leitura do nitrogênio foram pipetados 20 mL do extrato digerido e colocado em tubo digestor, que foi acoplado ao destilador. Foram pipetados 10 mL de solução de ácido bórico e colocado em Erlermeyer de 125 mL. Adicionou-se 10 mL de hidróxido de sódio (NaOH) 13N, diretamente, no topo da entrada do destilador, onde está acoplada uma torneira que foi aberta para mistura do conteúdo com o tubo de digestão contendo o extrato digerido. O hidróxido de sódio juntamente com o extrato digestor contido no tubo de digestão sofreu um processo de aquecimento e passaram pelo

destilador para reagir com a solução de ácido bórico até atingir, aproximadamente o volume de 50 mL.

Figura 15 – Tubos digestores com amostras de solo.



Foto: Andrezza Karla (10/01/2014).

Para a titulação foi utilizado ácido clorídrico (HCl) 0,07143N até a mudança da cor verde para rosa escuro. Para o cálculo foi utilizada a fórmula:

$$N \text{ (dag.kg}^{-1}\text{)} = ((V_{am} - V_{br}) \times [H^+] \times 1,4) / \text{peso solo (g)}$$

Onde:

V_{am} = volume de HCl gastos na titulação da amostra;

V_{br} = volume de HCl gastos na titulação do branco;

$[H^+]$ = concentração real do ácido clorídrico (mol L^{-1});

1,4 = peso equivalente do N (14) dividido por 10 (conversão de unidade g.kg^{-1} para dag.kg^{-1}).

4.9.1 Nitrogênio Total no líquen

Para a obtenção do nitrogênio total do material liquênico foram pesados 0,250 g do líquen triturado e moído. O nitrogênio total do material vegetal segue o mesmo procedimento exposto para obtenção do nitrogênio total no solo.

4.10 Microrganismos totais do solo

Foram selecionadas subamostras dos tratamentos e subamostras do controle de campo e controle irradiado, totalizando 30 subamostras. De cada tratamento com suas respectivas repetições foram retiradas e pesadas duas subamostras de 10 g de solo. As primeiras subamostras foram depositadas em placas de Petri e conduzidas à estufa com temperatura constante de 105°C por 48h para determinação da umidade das amostras, a partir da equação:

$$\text{Umidade: } \frac{\text{peso amostra solo úmido (g)} - \text{peso amostra solo seco (g)}}{\text{peso amostras solo seco (g)}} \times 100$$

O segundo grupo das subamostras foi depositado em Erlenmeyer de 125 mL, e nestes se adicionou 100 mL de água autoclavada, e, posteriormente as subamostras foram levadas para mesa agitadora com agitação a 50% por 30 minutos. Após a agitação foi realizada diluições em série. Para cada tratamento foram selecionados 25 tubos de ensaio, em cada tubo foram depositados 9 mL de água autoclavada e pipetada uma alíquota de 1 mL da subamostra e sequencialmente realizada diluições em série nas concentrações de 10^{-1} ; 10^{-2} ; 10^{-3} ; 10^{-4} ; 10^{-5} , 10^{-6} , 10^{-7} . De cada uma das diluições foi pipetada uma alíquota de 1 mL para fungos e actinomicetos e 0,5 mL para bactérias, que foram depositadas em placas de Petri (Figura 16), contendo meio seletivo para cada microrganismo (Tabelas 5, 6 e 7). Foram utilizadas as diluições 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} para actinomicetos; 10^{-3} , 10^{-4} e 10^{-5} para fungos e 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} para bactérias. Para cada diluição foram realizadas duas réplicas. As culturas foram mantidas em estufas incubadoras, à temperatura constante de 28°C, por cinco dias para fungos e actinomicetos e, dois dias para bactérias.

O número de unidades formadoras de colônias (UFC) foi então contado e calculado por grama de solo, a partir da equação:

$$\text{UFC} = \frac{\text{nº de microrganismo} \times n}{\text{g}}$$

peso da amostra solo seco/peso da amostra solo úmido

n = fator de diluição

g = grama de solo (10 g)

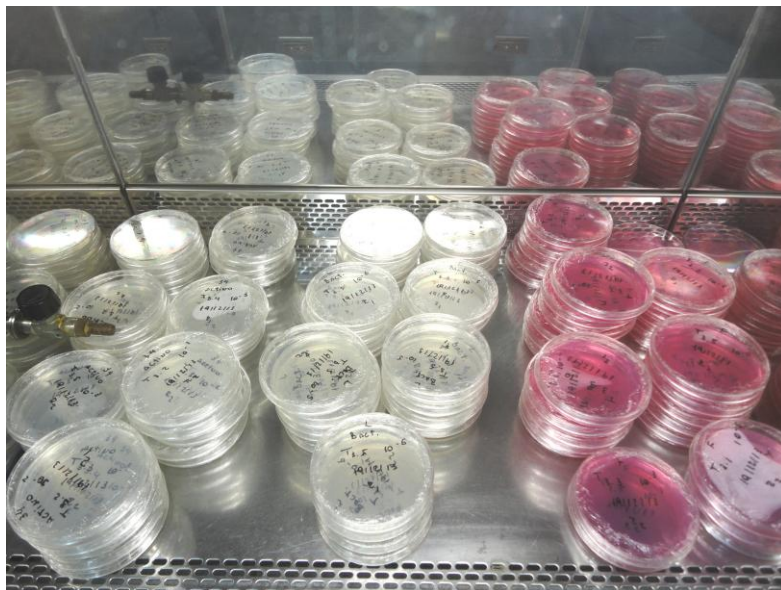
Figura 16 – Aplicação das diluições nas placas.

Foto: Andrezza Karla. (19/12/2013).

Para fungos e actinomicetos foram contadas as placas com 0 – 200 colônias e para bactérias placas com 30 – 300 colônias. O resultado da contagem em diluições diferentes foi estabelecido por Swanson *et al.* (2001) para quando a contagem da maior diluição for duas vezes ou mais vezes maior que o resultado obtido na diluição anterior, ou o da menor diluição for duas ou mais vezes maior que o resultado obtido na diluição posterior, será considerado como resultado final o valor da menor diluição.

Tabela 5 – Meio para isolamento para bactérias (Albumina de sódio-agar).

Reagente	Quantidade
Agar-agar	12,5 g
Glicose	1,0 g
KH ₂ PO ₄	0,5 g
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,2 g
Fe(SO ₄) ₃ .7H ₂ O	0,01 g
Albumina de ovo	0,25 g
Água destilada	1. 000 mL

Tabela 6 – Meio para isolamento para actinomicetos (extrato sacarose-agar).

Reagente	Quantidade
----------	------------

Agar-agar	15,0 g
NaNO ₃	2,0 g
K ₂ HPO ₄	1,0 g
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,5 g
KCl	0,5 g
FeSO ₄	0,01 g
Sacarose	30 g
Água destilada	1. 000 mL

Tabela 7 – Meio para isolamento para fungos.

Reagente	Quantidade
Peptona	5,0 g
Glicose	10,0 g
KH ₂ PO ₄	1,0 g
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,5 g
Agar-agar	20 g
Rose Bengal	0,03 g
Água destilada	1. 000 mL

4.11 Determinação da umidade relativa frente à capacidade de campo do solo

Para a realização da determinação da umidade do solo na capacidade máxima de retenção de água (capacidade de campo) se utilizou de uma proveta de 100 mL com cerca de 100 mL de solo e adicionou-se água até atingir a frente encharcamento com cerca de 40 a 50% do volume do solo. A proveta foi recoberta com papel alumínio e o solo deixado em repouso por 12h, ou até a parada da frente de umedecimento. Foi retirada uma porção de solo da parte molhada que variou entre 75 mL a 50 mL da marcação da proveta (Figura 17). A porção retirada foi pesada e levada para estufa a 105°C por 48h até atingir peso constante para obtenção, posteriormente do peso do solo seco.

Figura 17 – Porção retirada do solo molhado.



Foto: Andrezza Karla. (20/12/2013).

A determinação da umidade total do solo na capacidade de campo e das amostras é obtida pela equação:

$$U \text{ (g de água g}^{-1} \text{ de solo)} = (P_u - P_s)/P_s$$

Onde,

P_u = peso úmido do solo;

P_s = peso seco do solo;

4.12 Determinação da respiração basal (RBS)

Amostras de 20 g foram separadas em duplicatas dos tratamentos e do controle de campo e controle irradiado. As subamostras de solo foram acondicionadas em recipientes de plástico e para cada amostra se utilizou um recipiente de plásticos um com solução de 10 mL de NaOH 1M (hidróxido de sódio). Transferiu-se cada subamostra, juntamente com seu respectivo frascos contendo NaOH para um frasco de vidro de 2 L, hermeticamente fechado, para que não haja entrada de CO₂ do ar externo ou fuga do CO₂ internamente produzido (Figura 18). Além das subamostras dos tratamentos e controles de campos foram colocadas três amostras apenas NaOH, que

serviu como solução controle (branco). Após a colocação da solução de NaOH em todos os tubos foi anotada a data e o horário da incubação das amostras para posterior cálculo da respiração basal do solo. Os recipientes de vidro contendo as subamostras de solo e a solução de NaOH, bem como as amostras controle (branco) foram mantidas em local isento de luminosidade e com temperatura em torno de 25 a 28°C, durante um período de quatro dias (SILVA, *et al.*, 2007a).

Figura 18 – Incubação do solo.

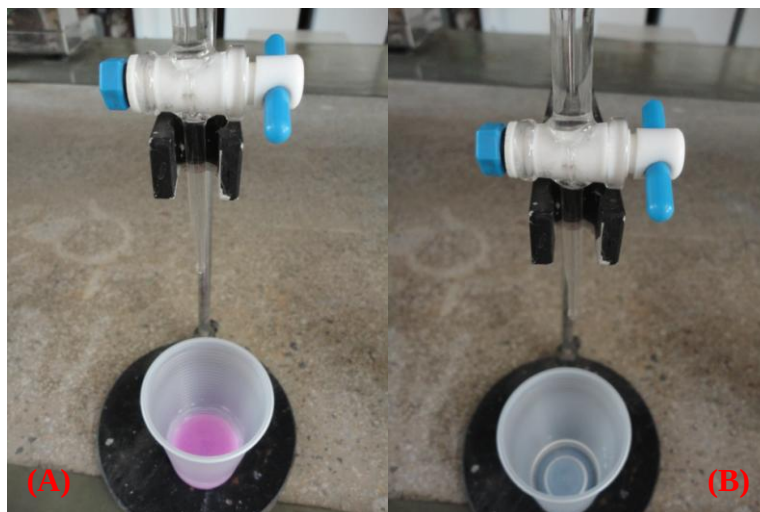


Foto: Andrezza Karla. (20/01/2014)

4.12.1 Quantificação do CO₂ respirado

Após quatro dias foram retirados os recipientes de vidro de 2 L, contendo as subamostras, a solução de NaOH. O frasco com NaOH foi retirado e adicionados 2 mL de BaCl₂ 10% (Cloreto de Bário) para completar a precipitação do CO₂, seguido de imediato fechamento do frasco com solução precipitada. Para a titulação das subamostras precipitadas foram adicionadas 2 gotas de fenolftaleína 1% no frasco a ser titulado e para titulação se utilizou solução de HCl (ácido clorídrico) 0,5 M. Ao final da titulação a coloração da solução passou de rosa (A) à incolor (B) (Figura 19).

Figura 19 – Ponto estequiométrico de volumetria de neutralização ácido-base.



Fonte: Andrezza Karla. (24/01/14).

4.12.2 Cálculo da respiração basal do solo

Para realização do cálculo da respiração basal do solo foi utilizada a equação:

$$\text{RBS (mg de C-CO}_2\text{ kg}^{-1}\text{ solo hora}^{-1}) = (((V_b - V_a) \times M \times 6 \times 1000) / P_s) / T$$

Onde:

V_b (mL) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco);

V_a (mL) = volume gasto na titulação da amostras;

M = molaridade exata do HCl;

P_s (g) = massa do solo seco;

T = tempo de incubação da amostra em horas.

4.13 Carbono da Biomassa Microbiana

Para a análise do carbono da biomassa microbiana foram selecionadas 10 g de solo dos diferentes tratamentos, dois controles de campo e três brancos. Foi utilizado o método de fumiga-extração proposto por Vance *et al.* (1987) e adaptado por Brookes *et al.* (1982) e Witt *et al.* (2000). Para cada amostra foram retiradas duas subamostras, duas submetidas a fumigação e duas processadas sem fumigação. Nas amostras submetidas à fumigação foram depositados os 10 g de solo em frascos de vidro de 50

mL e adicionados 1 mL de clorofórmio isento de etanol, estabilizado com amileno, diretamente sobre solo. Após a aplicação do clorofórmio os frascos de vidro foram vedados com plástico PVC e tampa plástica. Os frascos foram mantidos em temperatura ambiente em caixas de papelão no escuro por 24h (WALKLEY & BLACK, 1934), modificado segundo Tedesco *et al.* (1995). As amostras de solo não fumigadas (sem a incubação com o clorofórmio) foram imediatamente processadas para a quantificação do carbono.

Após a fumigação, os frascos de vidro contendo o solo com clorofórmio foram destampados e levados para capela de exaustão por um período de 30 minutos para evaporação do clorofórmio. Para a extração do carbono das subamostras tanto fumigadas quanto não fumigadas adicionou-se 50 mL de sulfato de potássio (K_2SO_4) (0,5 M) nos frascos de vidro contendo as amostras de solo, que foram conduzidos a agitador orbital por 30 minutos a 220 rpm. Após o período de decantação o extrato do solo foi filtrado por gravidade em papel de filtro Whatman N° 4.

A quantificação do carbono, foi realizada pela transferência de 8 mL do extrato filtrado para frascos de Erlenmeyer, adicionou-se 2 mL de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) (66 mM) e 10 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e 5 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4).

O volume do extrato foi ajustado com o acréscimo de 70 mL de água deionizada e transferido para frascos de Erlenmeyer, que foi submetido à titulação com sulfato ferroso amoniacal (0,033 M), utilizando-se 4 gotas de difenilamina a 1% como indicador, até a mudança da cor azul para verde (Figura 20) (SILVA *et al.*, 2007b).

Para a determinação do carbono nos extratos foi utilizada a fórmula:

$$C \text{ (mg C kg}^{-1} \text{ solo)} = \frac{(V_b - V_a) \times M \times 0,003 \times V_1 \times 10^6}{P_s \times V_2}$$

Onde:

V_b = volume do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra branco;

V_a = volume do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra;

M = Molaridade exata do sulfato ferroso amoniacal;

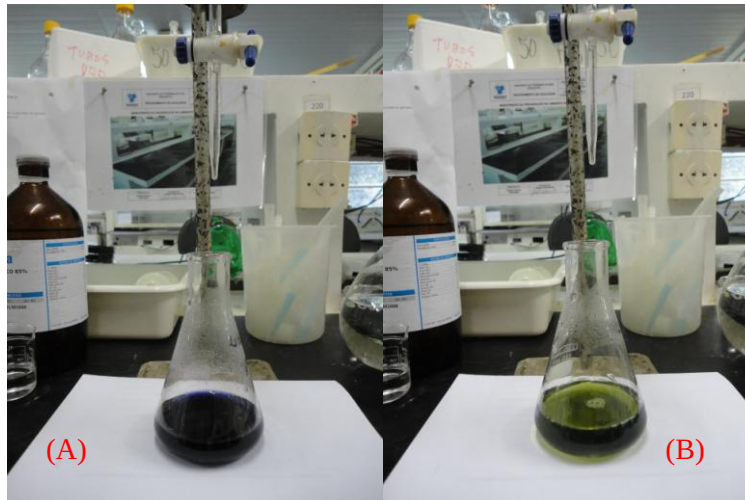
V_1 = volume do extrator (K_2SO_4) utilizado;

V_2 = alíquota pipetada do extrato para a titulação;

0,003 = miliequivalente do carbono;

Ps (g) = massa do solo seco

Figura 20 – Ponto estequiométrico da volumetria de oxi-redução.



Fonte: Andrezza Karla. (31/01/2014).

Cálculo da BMS-C

O cálculo da biomassa microbiana do solo foi determinado pela equação sugerida por Sparling & West (1988), utilizando $k_c = 0,33$ para temperaturas acima de 25°C.

$$\text{BMS-C (mg de C microbiano kg}^{-1} \text{ solo)} = \text{FC} \times k_c^{-1}$$

Onde:

FC = fluxo obtido da diferença entre a quantidade de C (mg kg⁻¹) entre a amostra fumigada e a amostra não fumigada;

k_c = fator de correção

4.14 Quociente metabólico do solo ($q\text{CO}_2$)

O cálculo do $q\text{CO}_2$ da respiração basal do solo é dado pela equação:

$$q\text{CO}_2 (\text{mgC} - \text{CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ BMS} - \text{C} \cdot \text{h}^{-1}) = \frac{\text{RBS (mg de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo hora}^{-1})}{\text{BMS} - \text{C (mgC} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ solo)} \cdot 10^{-3}}$$

Onde:

qCO_2 = quociente metabólico do solo;

RBS = respiração basal do solo;

BMS – C = carbono da biomassa microbiana do solo.

4.15 Quociente microbiano do solo (qMIC)

O quociente microbiano do solo é determinado pela relação entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico total do solo. Expresso pela fórmula:

$$\% = \frac{\text{BMS-C (mg de C microbiano kg}^{-1} \text{ solo)}}{\text{CO (mg kg}^{-1})}$$

4.16 Difractometria de Raios-X

Realizou-se análise de Difractometria de Raios-X no Laboratório de Tecnologia Mineral CTG/UFPE. As amostras foram peneiradas em peneiras de 45 μm equivalente a 345 mesh, e, posteriormente maceradas. Amostras controle de campo, controle campo irradiado, 150 dias e 300 dias dos tratamentos 3, 4, 5 e 6, foram selecionadas para análise. A leitura em difratometria de Raios-X, em aparelho Bruker D2 Phaser (Figura 21), com voltagem de 30 kV e corrente de 10 mA, com irradiação de $\text{Cu-K}\alpha_1 = 1,54060 \text{ \AA}$ com a utilização de detector Bruker-Lynxeye. A faixa de leitura foi 2θ que consiste na emissão de um feixe de Raios-X por uma lâmina de espessura de 0,4 mm na amostra, em ângulos que variam entre 4° a 80° por intervalo de 0,0202 $^\circ/\text{s}$ passos, tempo de contagem por passo de 0,5 s por amostra e 20 rpm (Figura 22), onde são obtidos picos que serão relacionados aos elementos químicos pertencentes ao material analisado. Após a difração os dados foram plotados no software Bruker Diffrac.suite Eva, neste programa foram quantificadas as amostras, por meio de um banco de dados padrão COD - Crystallography Open Dates, onde foi possível indexar os minerais existentes na amostra. Foram analisados os principais minerais constituintes desta classe de solo, tais como: esmectita; vermiculita; caulinita; mica; goethita; hornoblenda; feldspato; plagioclásios; quartzo; silício; hematita, dentre estes foram indexados nas amostras albita, biotita, microcline e quartzto.

Figura 21 – Análise de difratometria de Raios-X.



Foto; Herika Barbosa. (20/12/2013).

Figura 22 – Amostra acoplada no difratômetro de Raios-X.

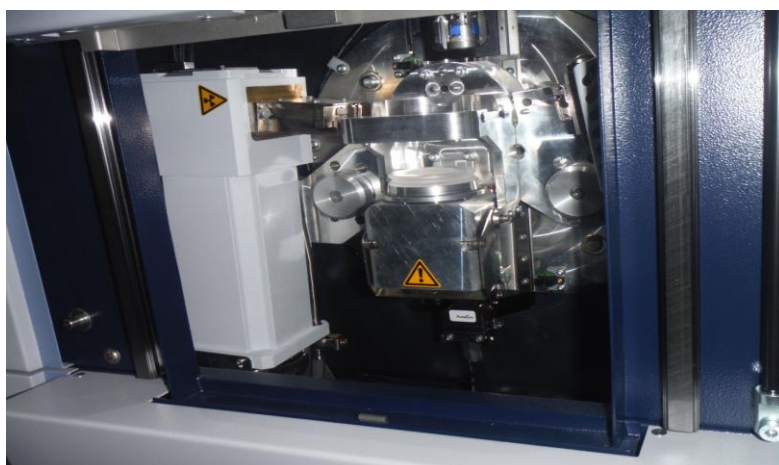


Foto: Herika Barbosa. (20/12/2013).

4.17 Análise estatística

Os resultados foram analisados através do programa JMP 8 para blocos causalizados, que levaram em consideração a repetição, a casualização e o controle local, por meio de análise de variância e as diferenças entre as médias comparadas pelo teste de Turkey a 5%. Realizou-se análise de correlações entre os atributos avaliados para obtenção do coeficiente de correlação de Pearson.

CAPÍTULO I



Manejos e impactos do uso de solo em áreas degradadas no município de Cabrobó (PE)

Será submetido a: Agricultural Water Management

Manejos e impactos do uso de solo em áreas degradadas no município de Cabrobó (PE)

A ilha de Assunção é uma das ilhas do rio São Francisco pertencente ao município de Cabrobó, localizada no médio curso do rio São Francisco, entre os estados de Pernambuco e Bahia. Possui uma área de 5.769 hectares, sendo habitada pela comunidade indígena Truká com população estimada de 5.800 habitantes (IBGE, 2010). O processo de colonização da ilha de Assunção teve sua fundação em 1722. No início do século XVIII o povoado de Cabrobó era considerado um centro de rota de relativa importância, constituído de vários aldeamentos (CONDEPE/FIDEM, 1981).

A população indígena residente nesta localidade foi particularmente afetada pelo processo de povoamento do interior do Nordeste, em decorrência da expansão do ciclo do gado na época do Brasil colonial. Tal fato gerou períodos de expansão e crescimento do município, bem como da ilha de Assunção, porém seguido de longos períodos de abandono e decadência econômica (CONDEPE/FIDEM, 1981). A região passou por vários conflitos de posse da terra entre os indígenas, a igreja católica e os fazendeiros, durante o final da década de 1980, grandes áreas foram desmatadas por fazendeiros para o plantio de capim e criação de gado (GOVERNO DE PERNAMBUCO, 2011).

Em 2011, o governo do Estado de Pernambuco por meio da Unidade Técnica do Programa de Desenvolvimento Rural Sustentável (ProRural) em associação com o Banco Mundial e o governo da Espanha criaram o Projeto Pernambuco Rural Sustentável (PRS) realizaram um levantamento sobre os povos indígenas de Pernambuco. O documento relata que a comunidade indígena Truká possui como meios de subsistências a agricultura de base familiar, destacando a produção de arroz referente a 80% da produção pernambucana, a pesca artesanal do rio São Francisco, o incremento da fruticultura irrigada e da piscicultura (GOVERNO DE PERNAMBUCO, 2011).

A agricultura se vincula como o principal meio de subsistência dos índios Truká, porém a utilização de defensivos e insumos agrícolas na agricultura convencional, cultivos e práticas agrícolas inadequadas para as características do solo da região, têm causado um processo de degradação ambiental em extensas áreas, e, conseqüente diminuição da produtividade, perda da fertilidade e salinização do solo. Quando o ambiente atinge tais estágios de degradação terá como conseqüência o abandono pelos

agricultores dessas áreas, que se tornaram improdutivas e a decorrente ocupação de outras localidades ainda preservadas, gerando um ciclo contínuo de degradação.

Kassas (1995) destaca que a degradação ambiental possui várias causas dentre elas a superexploração agrícola, que surge da combinação de dois fatores: (1) excessiva exploração humana que ultrapassa a capacidade natural de absorção dos nutrientes pelo solo; (2) fragilidade ecológica do ecossistema, compreendendo essa fragilidade relacionada à susceptibilidade do ecossistema. Dentre os fatores de exploração excessiva dos recursos naturais estão o aumento da população, os processos políticos que convencem as comunidades rurais a reorientar sua produção para mercados regionais, nacionais e internacionais (mudança da economia de subsistência para economia comercial), os processos econômicos que reduzem o valor de mercado dos produtos rurais e os preços dos bens necessários para a população rural, os processos de desenvolvimento nacional, especificamente a expansão para a produção de culturas de rendimento, a fim de exarcebar os conflitos de uso da terra e da água.

Jalfim (2004, p. 117) salienta que:

“quando as famílias degradam o ambiente onde vivem, fazem isso porque há várias gerações são vítimas de um modelo de desenvolvimento insustentável e perverso, no qual os interesses dos grupos econômicos e políticos locais, regionais e nacionais reservam-lhes apenas a possibilidade da sobrevivência num horizonte de curtíssimo prazo, geralmente buscando meios para obter dinheiro a fim de fazer a feira que garanta a alimentação básica da semana seguinte e, ao mesmo tempo, tendo que buscar sozinhos formas de aprender a conviver com um ambiente de secas cíclicas, bastante suscetível à salinização, à erosão e com um regime de chuvas irregular e altíssima taxa de evapotranspiração. Por conseguinte, as famílias sertanejas, mais do que causadoras, são vítimas da desertificação. Vítimas também de uma educação formal de difícil acesso e completamente inadequada à realidade do semi-árido, que não contribui para um aprendizado valorizador da cultura local, da convivência com o semi-árido e da cidadania”.

A população da região semiárida do Nordeste brasileiro é marcada pelo ruralismo tradicional, com pouco ou nenhum acesso ao mercado, extrema dificuldade de absorção de novas tecnologias, hábitos de vida de caráter hereditário através de gerações e uma relação condicionada por imposições do Estado. Essa relação é resultante de práticas sociais e políticas ambíguas refletidas pela busca por uma dependência junto ao aparelho estatal e os seus representantes e, de outro, por uma recorrente dificuldade em absorver as informações técnicas disponíveis geradas pelo

próprio aparelho estatal (Universidades, Centros de Pesquisas, entre outros), para a solução dos problemas existentes (RODRIGUES, 1992).

O manejo inadequado e a utilização de técnicas de irrigação mal supervisionadas tem tornado extensas áreas inutilizadas para o cultivo. Essas áreas quando utilizadas de forma intensiva durante intervalo de tempo curto a médio, tendem a diminuição da fertilidade e da produção, e conseqüentemente a um processo de salinização do solo e o abandono pelos agricultores.

Rodrigues (1992) destaca que a irrigação quando praticada sem levar em consideração as características ecológicas e socioeconômicas da terra tem provocado o surgimento de áreas desertificadas em aproximadamente 50 milhões de hectares (40% das terras irrigadas, afetando em média 40% da população rural das terras áridas, 70 milhões de habitantes), o que ocasiona impactos socioeconômicos e ambientais.

Ribeiro (2003) expõe que nas regiões semiáridas a seca é um dos principais fatores determinantes da vulnerabilidade econômica regional. Fato este, que inviabiliza a produção agrícola baseada em atividades de sequeiro. Neste sentido, a inclusão de sistemas de irrigação se torna ferramenta indispensável à sobrevivência das pequenas e médias propriedades agrícolas em grande parte do semiárido nordestino. Santos (1988) ressalta que a utilização de sistemas de irrigação condiciona um processo de superexploração dos recursos naturais, promovendo considerável mudança na dinâmica natural dos solos, o que pode ocasionar degradações das propriedades físicas e químicas do solo.

O manejo inadequado do solo e da água condicionado por desrespeito às características dos solos devido a desconhecimento ou priorização de fatores políticos e financeiros. Tais implicações fazem com que, em determinadas localidades, não haja execução dos sistemas de drenagem e irrigação de terras marginais por meio do uso excessivo de água e a falta de manejo, fatos estes verificados com frequência em perímetros irrigados na região semiárida brasileira (RIBEIRO, 2010).

A criação de projetos governamentais de irrigação implantados pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) e pela Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba (CODEVASF) tem contribuído para alterar a economia local, criando novos eixos econômicos e rotas de comércio. Essas áreas, dependendo do tipo de cultivo e da assistência técnica fornecida aos agricultores, podem sofrer um processo de crescimento e declínio, ou mesmo o

abandono e desativação, como os perímetros de Moxotó e Custódia, em Pernambuco, Sumé, na Paraíba, dentre outros, causando graves implicações sociais e econômicas tanto para a região e quanto para os agricultores (RIBEIRO, 2003).

A implantação dos projetos de irrigação na região Nordeste teve início na década de 1930, por meio da construção de grandes açudes pelo DNOCS, a partir deste momento o DNOCS incentivou os estudos de levantamento de solos. As áreas selecionadas pelo DNOCS para a implantação dos perímetros irrigados foram, em sua maioria, planícies aluviais, a jusante das grandes barragens, caracterizadas pela presença de Neossolos Flúvicos de textura argilosa, argilo - siltosa ou franco argilosa, com altos teores de silte e baixa permeabilidade. Nestas localidades, a salinidade e sodicidade eram características já existentes na área, condicionada pelo tipo de solo. Os sistemas de irrigação adotados foram por sulcos e inundação, apesar das recomendações técnicas indicarem o requerimento de drenagem, porém os sistemas não foram implantados, ou quando implantados não foram suficientes para promover o rebaixamento do lençol freático e a lavagem dos sais (RIBEIRO, 2010).

A utilização de técnicas de irrigação inadequadas em solos com tendência a sodicidade e salinidade são um dos fatores que condiciona a um processo de salinização. Dependendo da quantidade de água, do método utilizado para a irrigação e da evapotranspiração da região, o solo pode se tornar salinizado (AGUIAR NETTO *et al.*, 2007). Esta susceptibilidade relaciona-se aos sais encontrados no solo que são transportados por capilaridade para sua superfície e condições imperfeitas de drenagem (BASTOS, 2004), e a presença de camadas impermeáveis e elevada evapotranspiração contribui para o aumento da concentração de sais solúveis na solução do solo (salinidade) e/ou o aumento da percentagem de sódio trocável (sodicidade) (RIBEIRO, 2010b). Reis (1996) ressalta que as atividades antrópicas exercem influência no processo de erosão do solo do semiárido, devido ao uso agrícola, não considerando a capacidade de suporte do solo, por meio de métodos de cultivo impróprios.

A salinização é o processo pelo qual a concentração de sais dissolvidos na água e no solo é maior devido a processos naturais, ou induzidos pelo homem (SALAMA *et al.*, 1999). O problema da salinização ocorre com mais frequência em regiões áridas e semiáridas, devido às características físico-ambientais da região, baixa drenagem e solos rasos. Santos *et al.* (2010) afirmam que devido aos solos das regiões áridas e semiáridas possuírem baixo conteúdo de água, os minerais primários e secundários sofrem um

processo de degradação química, com reações de hidrólise, hidratação, carbonatação e oxirredução, restringidas a um curto período de tempo, com a liberação de poucos eletrólitos para a solução solo. Em contrapartida, ao longo do tempo há acumulações periódicas de cátions e ânions, que tendem a precipitar-se devido ao grande índice de evapotranspiração.

Os solos afetados por sais têm sua classificação baseada na concentração de sais solúveis do extrato da solução do solo, na percentagem de sódio trocável e no pH. Os solos salinos são aqueles em que o crescimento das plantas é limitado pela grande quantidade de sais solúveis. Caracterizados por uma condutividade elétrica superior a 4 dS m⁻¹ e o percentual de sódio trocável (PST) menor que 15%, com pH inferior a 8,5. Os solos salino sódicos apresentam CE maior que 4 dS m⁻¹ e PST superior a 15%, enquanto o pH se situa em torno de 8,5. A limitação deste tipo de solo a produção vegetal está relacionada ao efeito conjunto de concentração excessiva de sais solúveis e de sódio trocável. Neste tipo de solo ocorre a lixiviação mais intensa dos sais solúveis, que do sódio trocável, transformando-o em solo sódico. Os solos sódicos tem CE inferior a 4 dS m⁻¹, PST maior que 15%, e, geralmente pH superior a 8,5 (EMBRAPA, 2013).

Andrade-Lima (1972) salienta que na constituição dos solos, existe um aspecto que merece ênfase, a presença de elevadas quantidades de sais no solo, especificamente o cloreto de sódio, pois é um sal de difícil metabolização pelos vegetais, como também sulfatos, carbonatos, cloretos e bicarbonatos (SANTOS, *et al.*, 2010). O aumento da concentração de sais solúveis no solo prejudica o crescimento das plantas devido ao aumento da tensão osmótica da solução do solo, que reduz a absorção de água pelas plantas, da acumulação de quantidades tóxicas de vários íons e de distúrbios no balanço de íons (HENRY & JOHNSON, 1977; CHHABRA, 1996). A saturação do complexo de troca pelo Na⁺ implicação em condições altamente desfavoráveis ao crescimento vegetal através de distúrbios nutricionais (USSSL Staff, 1954; RIBEIRO, 2010b).

No município de Cabrobó o tipo de irrigação mais frequente é por inundação e sulcos, que forma uma lâmina constante de água que cobre parte do caule da planta cultivada, podendo este tipo de irrigação ser por gravidade ou bombeamento, esse excesso de água deixa o solo alagado, dissolvendo os sais existentes, com a evaporação da água, estes sais são elevados para os horizontes mais superficiais (BERNARDO, 1995). Esta técnica é utilizada principalmente nos cultivos de arroz (*Oryza sativa L.*),

cebola (*Allium cepa* L.) e em algumas fruticulturas. Este tipo de irrigação é fator condicionante para a salinização, que tem como consequência a inibição da germinação de sementes e causa prejuízos ao desenvolvimento vegetativo das plantas sensíveis à salinidade, reduzindo sua produtividade e, em casos mais intensos, levam à morte das plantas (Figura 23). Dias & Blanco (2010) expõem que dependendo do grau de salinidade, a planta, em vez de absorver, poderá até perder a água que se encontra no seu interior.

A qualidade da água para irrigação é um dos pontos a serem observados, tendo em vista que todas as águas contêm sais, mesmo aquelas que apresentam concentrações reduzidas, existe certo potencial de salinização em condições de chuvas e/ou drenagem insuficiente. Nas regiões áridas e semiáridas o aumento da demanda por fontes de água de boa qualidade disponíveis têm obrigado a utilização de águas que apresentem níveis de salinidade mais elevados (MEDEIROS, *et al.*, 2003). Os parâmetros para classificar as águas destinadas para a irrigação são baseados, geralmente na condutividade elétrica, que indica o risco de salinidade e na razão de absorção de sódio (RAS) como indicador da sodicidade (RICHARDS, 1954). No caso, específico das águas do rio São Francisco, utilizadas para a irrigação foi verificado que a CE é de $0,07 \text{ dS m}^{-1}$ (MEDEIROS *et al.*, 2003; MEDEIROS *et al.*, 2010), o que demonstra um valor baixo de sais dissolvidos.

Constatou-se que os agricultores da ilha de Assunção diante dos impactos gerados ao ecossistema estão modificando seus métodos e cultivos, passando a introduzir a irrigação por aspersão, micro aspersão e gotejamento. A fruticultura tem se tornado uma nova alternativa de produção, que está ocupando espaços antes destinados ao cultivo do arroz (*Oryza sativa* L.) e da cebola (*Allium cepa* L.). As principais espécies frutíferas plantadas pelos agricultores são: banana (*Musa* spp.), goiaba (*Psidium guajava*), coco (*Cocos nucifera* L.), manga (*Mangifera indica*), maracujá (*Passiflora edulis* Sims), mamão (*Carica papaya* L), entretanto ainda predomina, mesmo com a fruticultura, a irrigação por inundação e sulcos (Figura 24).

Estabelece-se a partir disso uma reconfiguração da paisagem, refletida através da substituição de determinados cultivos agrícolas por novas culturas e novos manejos do solo. Esses diferentes intercâmbios funcionais podem ser entendidos como a capacidade de compreender a concordância estrutural das diversas partes ou dos diferentes mosaicos, estabelecidos na ilha de Assunção.

Troll (1997) salienta que a paisagem é dotada de certa fisionomia, onde seus distintos aspectos e elementos, sejam eles visíveis ou não, se encontram em determinada relação funcional, a partir do momento que houver uma variação em qualquer um dos elementos, terá como consequência, modificações em toda a paisagem.

A junção de paisagens naturais e culturais, compreendidas através das áreas de vegetação nativa encontradas na ilha de Assunção e a retirada dessa cobertura vegetal para a implantação de cultivos agrícola estabelecem uma sobreposição de funcionalidades que repercutem na criação de mosaicos paisagísticos. Dessa forma, é necessário entender a paisagem como uma combinação de elementos físico, biológico e antrópico, ou seja, como uma unidade orgânica, constituída de um caráter temporal e espacial, onde seus numerosos e diversos fatores reagem dialeticamente uns sobre os outros, em constante evolução na busca por equilíbrio (TROLL, 1997; BERTRAND, 2004).

Constata-se que a estrutura da paisagem na ilha de Assunção repercute da interação de diferentes elementos físico, biológico e antrópico, que terão na vegetação o centro do ecossistema, fato já ressaltado por Vasconcelos Sobrinho (1983). A vegetação institui a existência de um microclima, influencia na erosão por meio da deposição de resíduos orgânicos, da consolidação de partículas do solo, da regulação da estrutura hídrica e implica na qualidade dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

Áreas degradadas, seja por fator natural ou antropogênico, como no caso da ilha de Assunção relacionado ao manejo agrícola ocasionam alterações, que modificam a estrutura geográfica e a interações dos elementos da paisagem. Neste sentido, a natureza busca, diante certo intervalo de tempo, regular-se a si mesma e tende a recuperar o equilíbrio perturbado mediante a regeneração da vegetação e, como consequência, também dos demais fatores a ela interligados.

Os cultivos agrícolas empregados na ilha de Assunção possuem diferentes graus de tolerância à salinidade. O manejo constate do mesmo gênero agrícola e a utilização da irrigação por sulcos e/ou inundação, fazem com que haja uma perda dos atributos químicos e biológicos do solo.

Figura 23 - Áreas degradadas pelo manejo do solo no município de Cabrobó (PE).

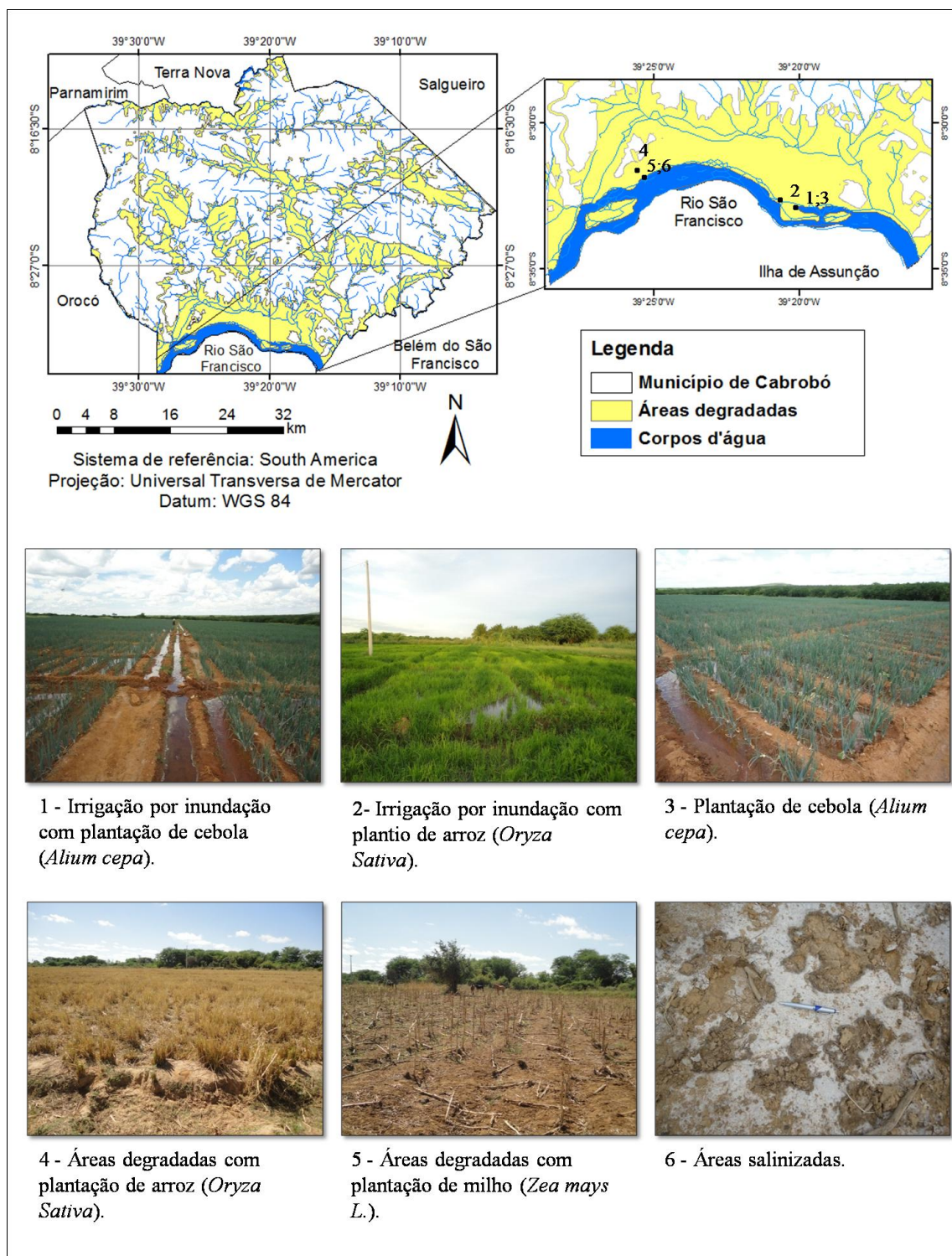
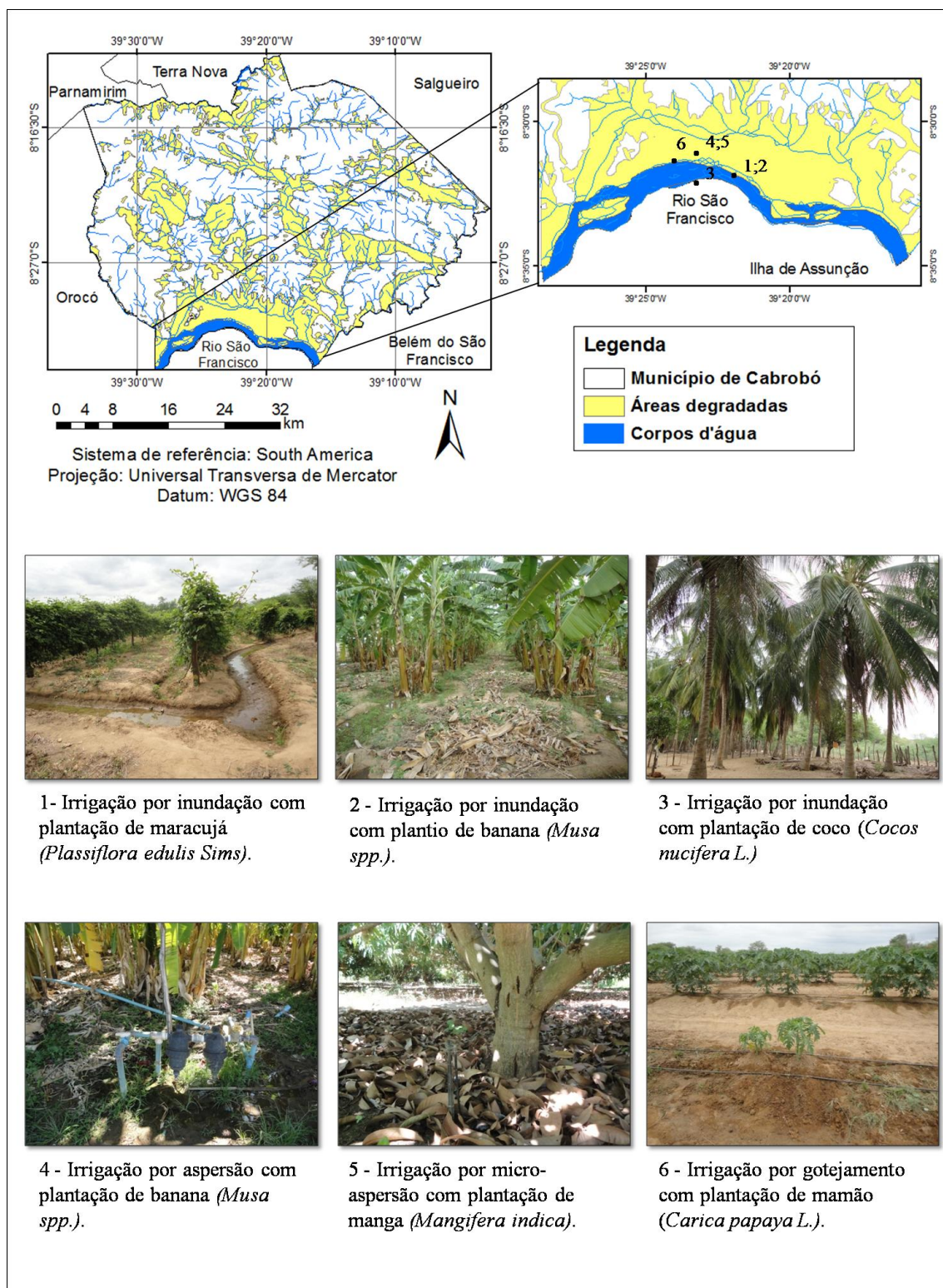


Figura 24 - Áreas de agricultura irrigada no município de Cabrobó (PE).



Medeiros *et al.* (2010) destacam que são conhecidas a tolerância relativa de algumas culturas extensivas, hortaliças e frutíferas. Calculada pela relação da salinidade da água de irrigação e a salinidade medida no extrato da pasta saturada do solo (CE_{es}). Esses valores são formulados para a tolerância relativa entre os grupos de culturas, tendo em vista que os valores de tolerância absoluta variam com o clima, com o solo e práticas agrícolas. Os valores de salinidade foram calculados, considerando a relação entre salinidade do solo e da água ($CE_{es} = 1,5 CE_a$) e a fração de lixiviação equivalente a 15-20%. Dentre as culturas avaliada por Medeiros *et al.* (2010 adaptado de MAAS, 1986) são encontradas espécies agrícolas plantadas na ilha de Assunção (Tabela 8).

Tabela 8 – Tolerância relativa entre culturas à salinidade.

Cultura	Nome científico	SL ($dS\ m^{-1}$)	Perda relativa %/($dS\ m^{-1}$)	Classe de tolerância ¹
Arroz	<i>Oryza sativa</i>	3,0 ²	12,0	S
Milho	<i>Zea mays</i>	1,7	12,0	MS
Cebola	<i>Allium cepa</i>	1,2	-	S

Legenda: 1 - (T = Tolerante, MT = Moderadamente Tolerante, MS = Moderadamente Sensível e S = Sensível); 2 - (Como arroz é cultivado sob condições de inundação, os valores se referem às condutividades elétrica da água do solo, enquanto plantas estão inundadas. Menos tolerantes durante fase de plântula).

A elevação do conteúdo de sais solúveis no solo influencia no comportamento das culturas de diversas maneiras, algumas espécies são mais tolerantes e se adaptam a ambientes com solos com elevado grau de sais dissolvidos. O manejo adequado dos solos afetados por sais é essencial para obtenção de bons resultados com a agricultura irrigada. Áreas afetadas por sais, geralmente causadas por uma irrigação inadequada, têm mudanças nas proporções de sódio trocável, na reação dos solos, nas propriedades físicas dos solos, no potencial osmótico da solução do solo e efeitos tóxicos de íons específicos. Essas modificações influenciam na atividade das raízes das plantas e nos microrganismo do solo, conseqüentemente, na produtividade das culturas. Neste sentido, deve-se buscar a utilização de técnicas de recuperação de áreas afetadas por sais. O método ou a técnica utilizada na recuperação dos solos depende do diagnóstico, uma vez que, se tem diferentes fatores de salinização, além da aplicação combinada de duas ou mais técnicas, simultaneamente.

CAPÍTULO II



Influência da radiação gama e de elementos químicos do substrato no metabolismo de *Cladonia verticillaris*

Será submetido a: Environmental and Experimental Botany

Influência da radiação gama e de elementos químicos do substrato no metabolismo de *Cladonia verticillaris*

Em experimentos montados com líquens irradiados ou não com radiação gama, bem como solos submetidos ou não a esta fonte radioativa, foram considerados como os tratamentos monitorados em laboratório ao longo de dez meses. A radiação gama foi utilizada como instrumento para potencializar a produção fenólica do líquen. As amostras de solo e de líquen tiveram quantificados os fenóis contidos no talo de *Cladonia verticillaris*, ou estes percolados ao solo subjacente ao líquen. Considerou-se como controle de campo, o líquen avaliado no momento de sua coleta, enquanto uma amostra não submetida a nenhum tratamento e mantida em cúpula periodicamente hidratada, foi considerada como controle de laboratório, irradiado ou não.

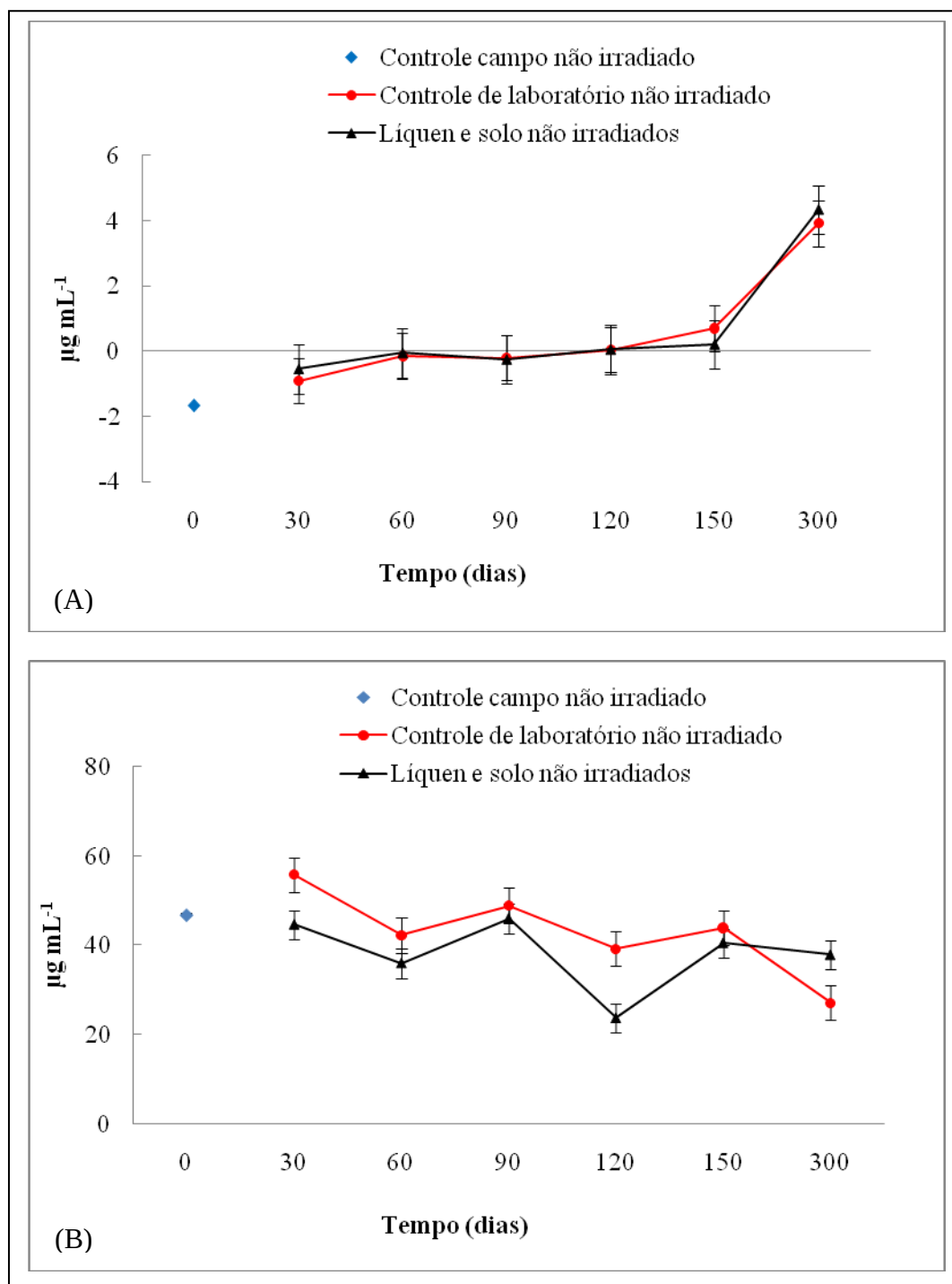
Constatou-se em experimentos com o solo e o líquen não irradiados (Figura 25) e, nos que apenas o líquen foi submetido à radiação (Figura 26), que as concentrações do ácido protocetrário (PRO) no líquen estão superiores ao ácido fumarprotocetrário (FUM). Isto pode ser relacionado a modificações no metabolismo do líquen submetido a algum tipo de estresse, evidenciado já no controle de campo e, principalmente, no controle de campo submetido à radiação. Em situações ambientais de equilíbrio, a espécie concentra mais FUM (AHTI *et al.*, 1993; PEREIRA, 1998), sendo o PRO em menor teor, assim como atranorina e outras substâncias minoritárias, bem como as intermediárias da biossíntese do primeiro composto.

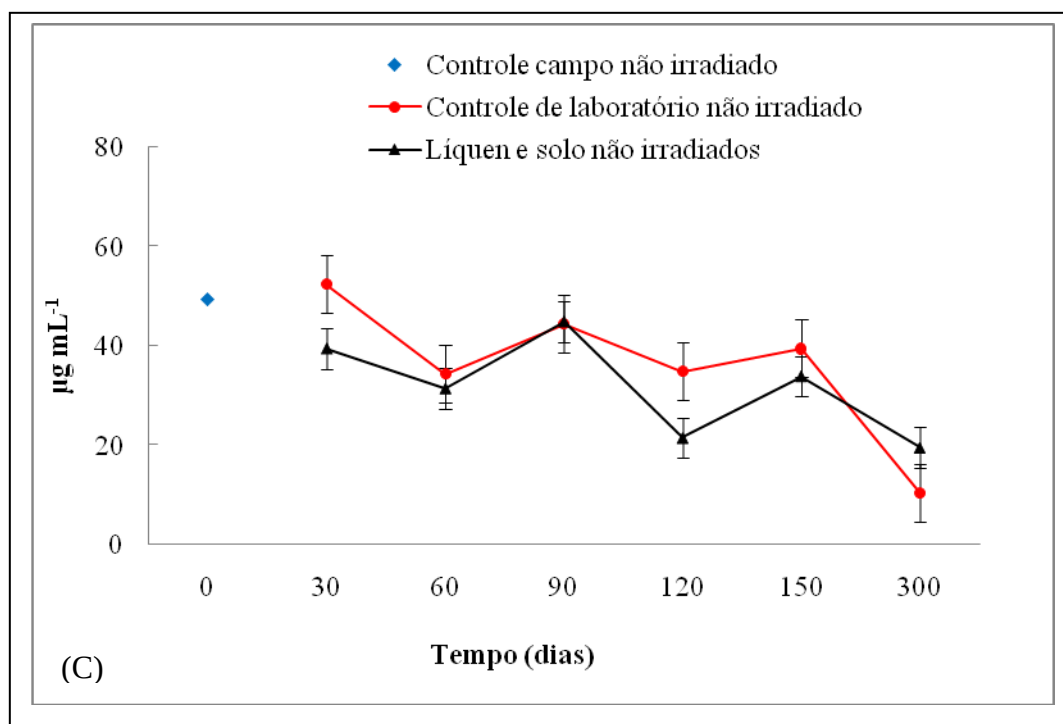
Observou-se que no controle de laboratório não irradiado as concentrações de PRO e FUM estão superiores ao tratamento com solo, exceto no material coletado aos 300 dias de experimento, o que também se observou no controle de laboratório não irradiado (Figura 25). Essa relação evidencia modificação na síntese metabólica de *C. verticillaris*, possivelmente influenciada pela volatilização de íons contidos no solo, capturados higroscopicamente pela espécie, bloqueando assim alguma etapa na produção de seus compostos. Silva (2011) verificou este fato em experimentos, associando a mesma espécie de líquen e solo, com a adição de ureia ao talo do líquen em diferentes concentrações. Constatou esse bloqueio, provavelmente relacionado a reações químicas com elementos contidos no solo.

Vasconcelos (2009) realizou experimentos com *C. verticillaris* e solos de áreas de tabuleiros costeiros do Nordeste brasileiro, tendo como fonte de nutrição para o

líquen fosfato de potássio em diferentes concentrações. Evidenciou que o líquen quando em contato direto com o solo teve redução na produção de suas substâncias majoritárias.

Figura 25 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrárico, (C) fumaprotocetrárico em extratos orgânicos de talos de *C. verticillaris* não irradiados, sobrepostos ou não a Luvisolo Crômico não irradiados.





A morfologia dos líquens confere enorme resistência devido à proteção do córtex superior, formada por uma camada de hifas, associada à cristalização de suas substâncias fenólicas que sobre elas se depositam, tanto ao nível cortical quanto medular (HALE, 1983; SEAWARD, 1977). Tal fato confere ao líquen capacidade de adaptação às adversidades, visto os cristais funcionarem como fotorreceptores e/ou fotoindutores, de caráter seletivo da radiação que lhe seja conveniente (NASH, 2003; PEREIRA, 1998).

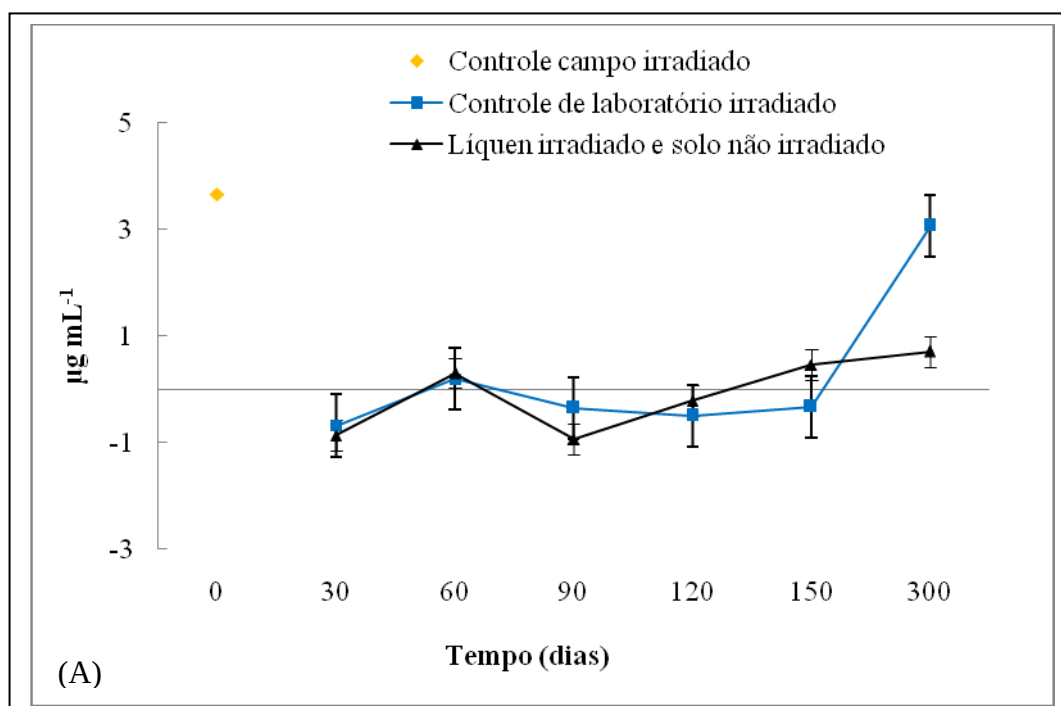
Os líquens têm a capacidade de assimilação de elementos dispersos tanto na atmosfera quanto volatilizados do substrato. A captação de cátions é um processo rápido, passivo e físico-químico que ocorre por meio da membrana extracelular dos líquens (NIEBOER *et al.*, 1978) ou na parte intracelular (BRONW & BRONW, 1991). Esse processo leva o líquen a uma rápida saturação e a capacidade de retenção dos cátions dentro da parede celular, dependendo da espécie, é estimada entre 6 a 77 $\mu\text{mol.g}^{-1}$ (NASH, 1989).

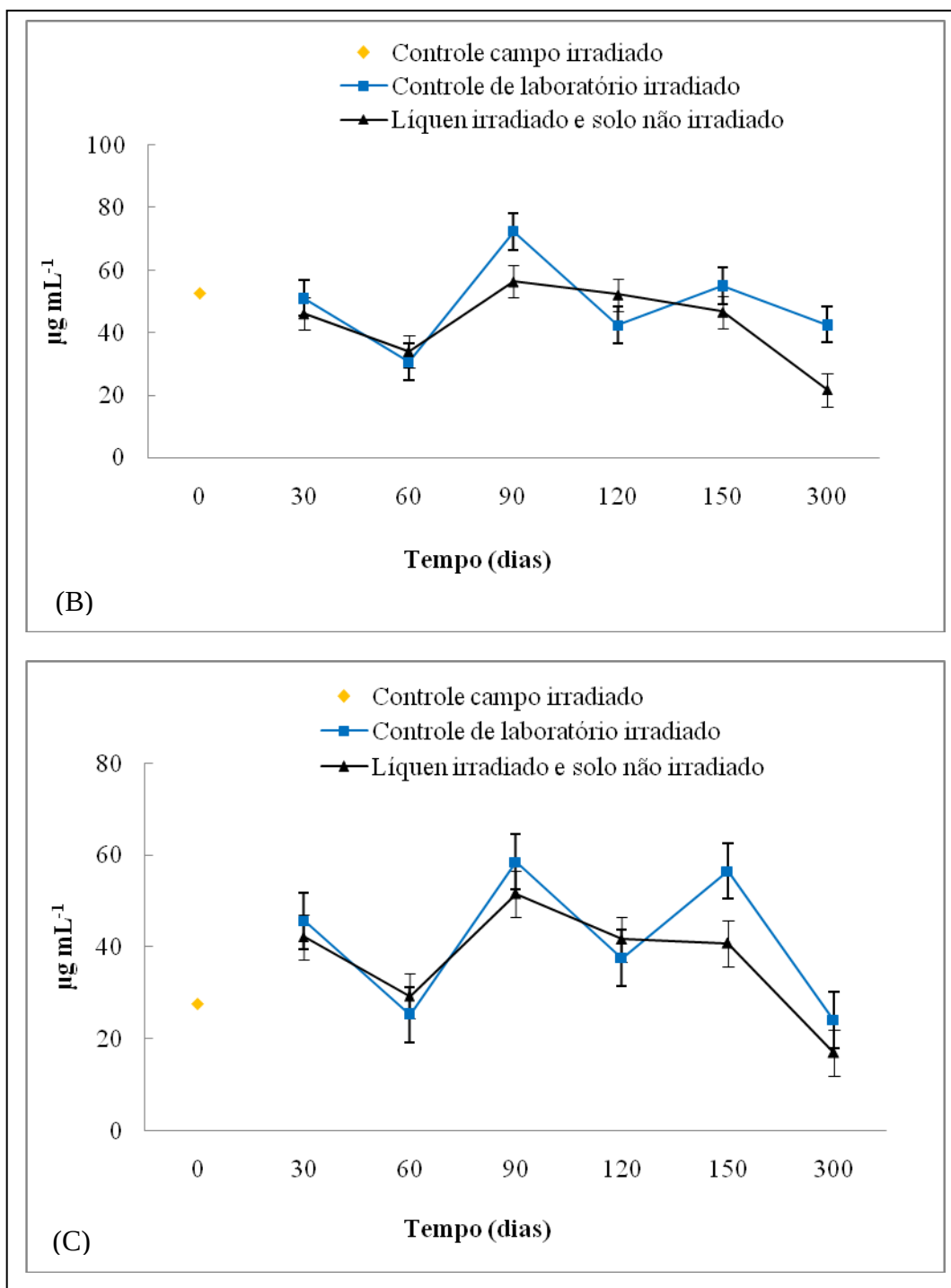
A radiação gama potencializou a produção fenólica do líquen, sobretudo do FUM (Figura 26). Melo (2011) verificou em experimentos com *C. salzmännii* que nas doses iniciais de 5 e 10 Gy houve um aumento no teor de ácido barbártico e que em doses mais elevadas, 60 e 100 Gy, foi observada uma diminuição na produção. Este fato

foi ratificado por Grodzinsky (1989) quando evidenciou que baixas doses de radiação estimulam processos como crescimento, fotossíntese, assimilação, transporte e funções reguladoras de plantas superiores. Entretanto, doses mais elevadas causam destruição das rotas metabólicas e consequente diminuição da diversidade, especialmente de espécies mais sensíveis aos efeitos da radiação. Lara & Benavante (2007) ressalta que doses baixas de irradiação auxiliam a limpeza superficial da membrana de impurezas existentes.

Constatou-se um comportamento cíclico da produção fenólica com tendências de aumento e queda. O tratamento líquen irradiado com solo subjacente não irradiado durante intervalo do experimento teve baixa produção de ATR e decréscimo do FUM e PRO, exceto aos 90 dias. O controle de laboratório demonstrou comportamento diferente com incremento na produção de ATR, mas com decréscimo do FUM e do PRO, como no tratamento analisado (Figura 26). Silva (2011) observou essa mesma tendência de hiperprodução dos fenóis de *C. verticillaris* nas amostras irradiadas com gama em diferentes dosagens no intervalo de 90 dias de experimento. Possivelmente, seja neste período em que as células do líquen consigam se recuperar e promover funções metabólicas mais eficientes.

Figura 26 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrárico, (C) fumaprotocetrárico em extratos orgânicos de talos de *C. verticillaris* submetidos à radiação gama, na dose de 5 Gy, sobreposta ou não a Luvisolo não irradiado.





Evidenciou-se que o controle de campo submetido à radiação teve uma hiperprodução de atranorina, se comparado com o controle de campo não irradiado (Figuras 25 e 26). Tal fato foi observado, novamente, ao final do experimento nas cúpulas que receberam radiação. Aos 300 dias houve um aumento na síntese ou acúmulo de ATR e uma consequente diminuição de PRO e FUM. Pereira (1998) e

Pereira *et al.* (1999) sugerem que a biossíntese da atranorina, em determinadas situações, é priorizada em detrimento do ácido fumarprotocetrárico, por este se encontrar no final da rota metabólica, quando alguma interferência externa bloqueia algumas de suas etapas de produção.

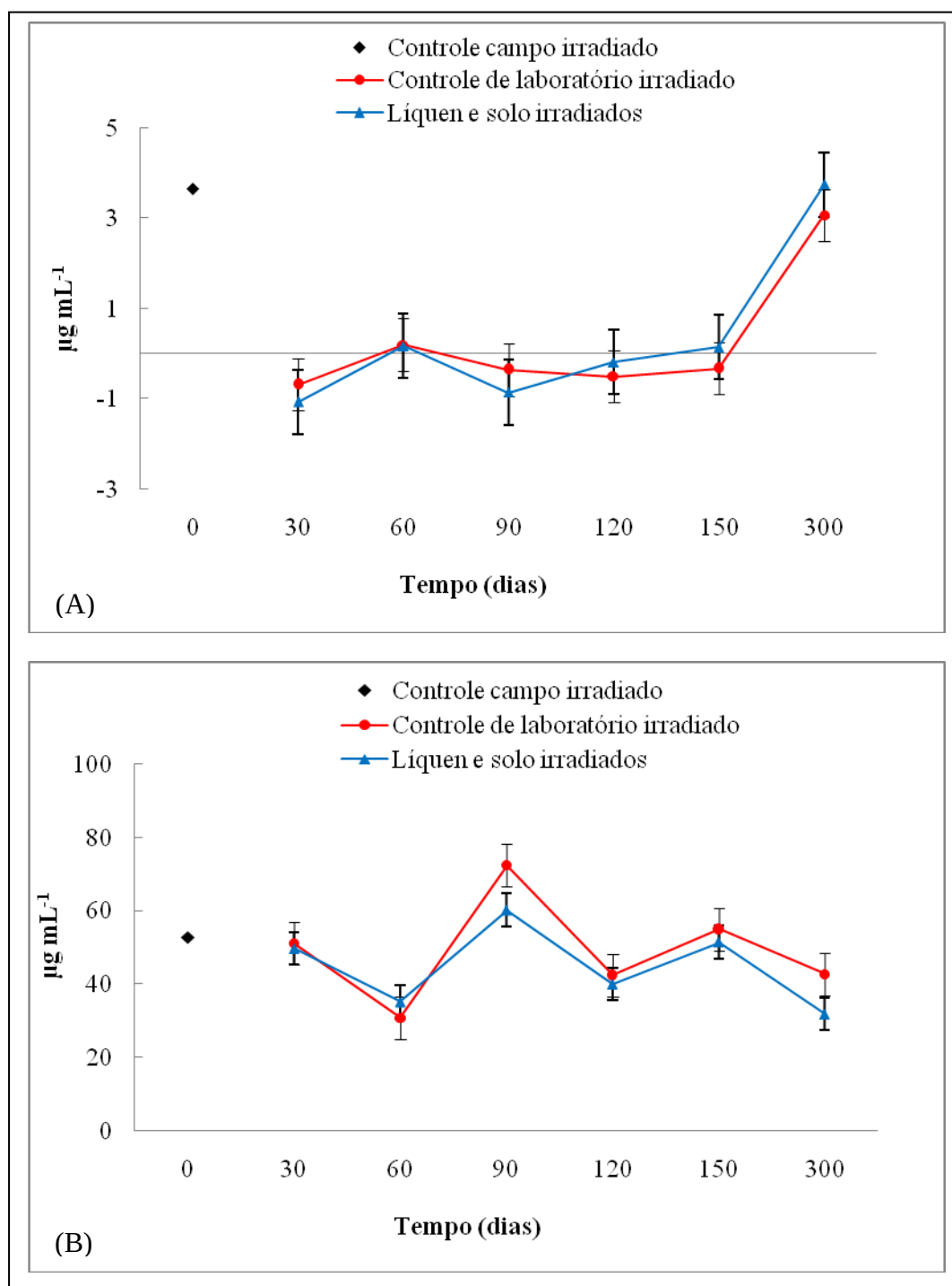
A radiação gama pode causar impactos na fisiologia do líquen (NINFONTOVA, *et al.*, 1995). Woodwell & Gannutz (1968) salientam que a radiação gama reduziu a população de espécies de líquens em uma área de floresta de carvalhos e pinheiros, em Long Island. Os autores afirmam que o declínio da diversidade de espécies é linearmente proporcional ao aumento logarítmico da exposição diária à radiação.

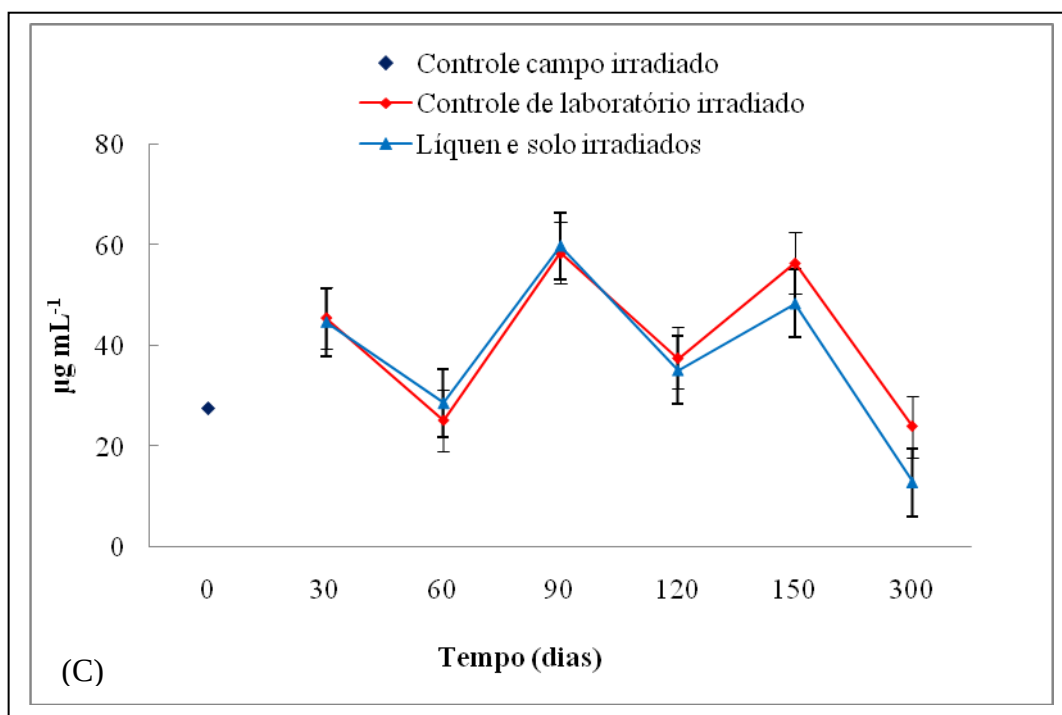
Lara & Benavante (2007) expõem que a radiação causa danos a membrana interna com consequente alargamento dos poros pela quebra da cadeia, principalmente em doses mais baixas (10 J/kg). Destacam ainda, que a radiação altera a permeabilidade da membrana no sistema NaCl e sua carga elétrica, modificando o transporte de íons. Doses mais elevadas de radiação podem afetar a rugosidade da superfície, devido à dilatação dos poros, alterando a interface de solução da membrana.

Plikk *et al.* (2006) ressaltam que a radiação altera química e fisicamente as propriedades alifáticas de polímeros com o encurtamento da cadeia por uma cisão ou mecanismo de compactação. A radiação gama eleva o peso molecular do material irradiado e afeta a microestrutura da cadeia.

A aplicação da radiação gama tanto no líquen quanto no solo demonstraram que a biossíntese do líquen teve comportamento similar ao tratamento apenas com líquen submetido à irradiação (Figura 27). Constatou-se que as cúpulas que tiveram o líquen irradiado, além do acréscimo na produção verificada aos 90 dias foi evidenciado, especificamente, aos 150 dias um aumento do FUM. Este fato confirma que a radiação pode estar exercendo efeitos na síntese metabólica do líquen com uma hiperprodução de seus compostos. Erbisch (1974) ratifica a existência de efeitos tardios sobre espécies de líquens submetidos a doses de radiação gama que podem ser agudos ou crônicos a depender da dosagem utilizada. Tais efeitos estão relacionados ao acúmulo da radiação no interior do talo do líquen observada sobre *Cladonia sylvatica* e *Cladonia verticillata*.

Figura 27 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrário, (C) fumaprotocetrário em extratos orgânicos de talos de *C. verticillaris* submetidos à radiação gama, na dose de 5 Gy, sobreposta ou não a Luvisolo irradiado.





Shibata *et al.* (2003) destacam que a radiação gama causa a rugosidade da membrana, ocasionando uma tensão na localidade de incidência da radiação, que induzirá um estresse ao nível de microescala. Essa tensão se dará tanto no sentido intra-granular quanto inter-granular, que propiciará uma degradação da molécula e sua deformação com consequente dilatação da membrana.

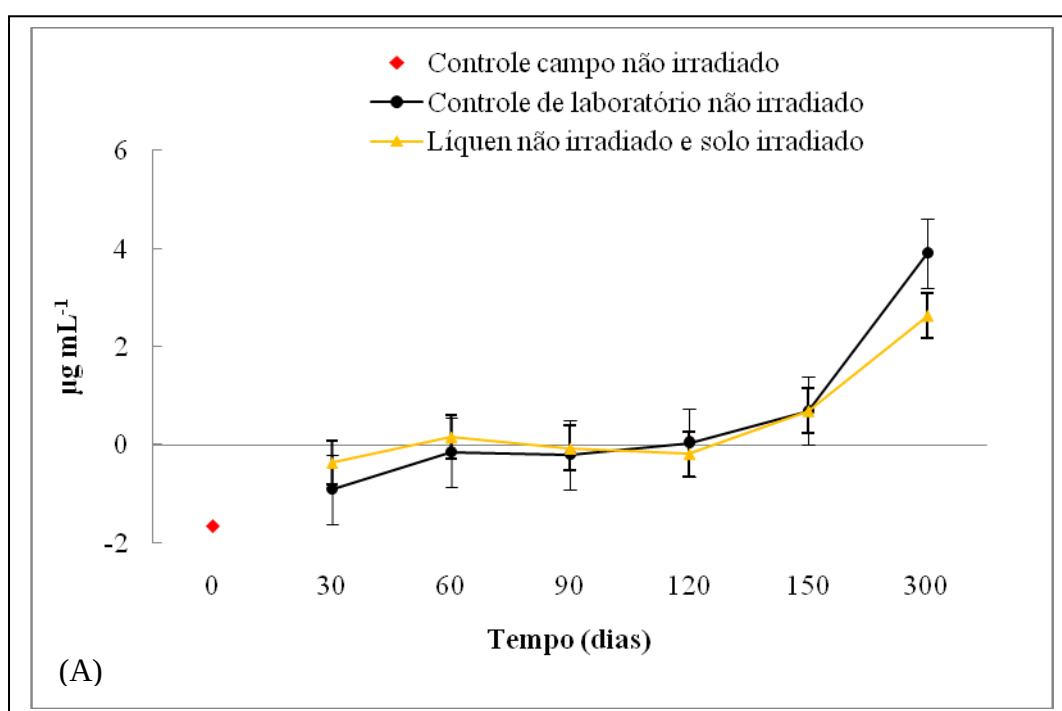
A radiação gama aplicada no solo promove a total ou parcial esterilização do solo (POWLSON & JENKINSON, 1975). Com a aplicação da radiação no líquen e no solo pode ter havido uma dilatação da membrana do líquen com uma possível hiperprodução dos fenóis majoritários produzidos por *C. verticillaris*. Araújo & Melo (2012) destacam que além da esterilização a radiação tem o papel de promover a lise celular do solo com consequente liberação do citoplasma para o ambiente.

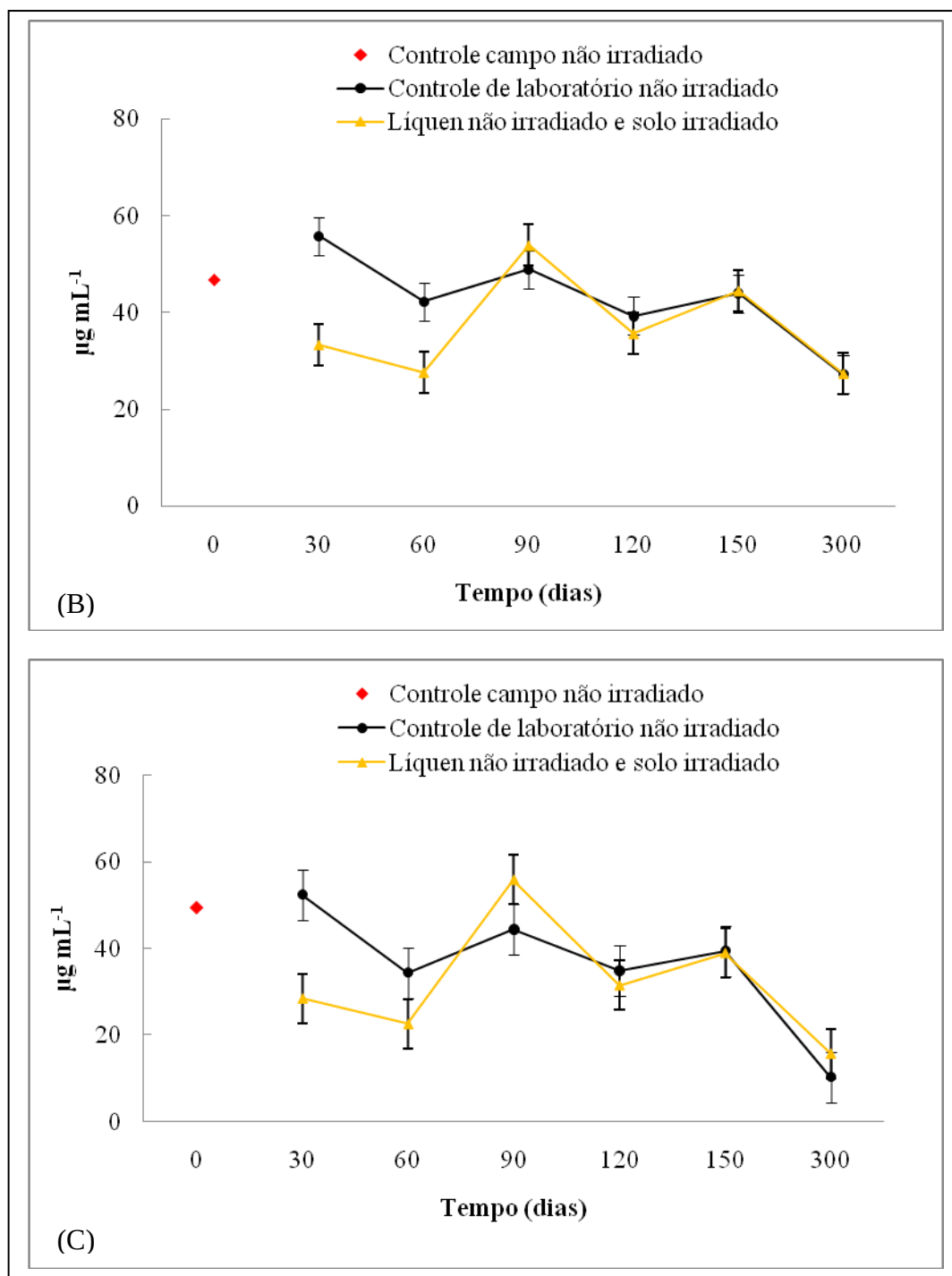
Ninfontova *et al.* (1975) afirmam em estudos desenvolvidos com *Cladonia arbuscula*, *Cetraria islandica*, *Hypogymnia physodes* e *Peltigera aphthosa* a radiação gama exerce influência no aumento do efluxo de potássio do exterior da célula. Além disso, altera a permeabilidade da membrana com a liberação dos compostos orgânicos e perda de eletrólitos, que estão diretamente relacionados a doses crescentes de radiação. Tais efeitos evidenciam danos à membrana celular e alterações na respiração que serão mais intensos em talos de líquen úmidos mais sensíveis à radiação do que talos secos.

Os efeitos da radiação ionizante em amostras secas de *C. verticillaris* podem ter contribuído para a permanência da produção fenólica durante os dez meses de experimento e ser fator direto na intensificação da produção de FUM aos 90 e 150 dias de experimento. No tratamento em que apenas o solo foi submetido à radiação gama (Figura 28) foi verificado que nos primeiros 60 dias de experimento a radiação parece não ter exercido efeito potencializador no metabolismo do líquen. Entretanto, se observou que aos 90 dias a síntese fenólica do FUM foi hiperativada, fato que se assemelha aos encontrados nas demais cúpulas, onde o líquen recebeu diretamente a radiação gama.

Constatou-se que o intervalo de 90 dias do experimento referente ao final do mês de janeiro, período do ano de maior incidência de raios solares, especialmente, pelo fato do experimento estar localizado em uma área que é influenciada pela luminosidade e calor do sol poente, o que pode ter exercido influência na produção dos fenóis da espécie. Legaz *et al.* (1986) salientam que *C. verticillaris* apresenta maiores teores de fenóis, quando diretamente exposta ao sol, em relação às localidades em local sombreado.

Figura 28 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrárico, (C) fumaprotocetrárico em extratos orgânicos de talos de *C. verticillaris* não irradiados, sobreposta ou não a Luvisolo submetido à radiação gama, na dose de 5 Gy.





Em seguida à quantificação dos fenóis majoritários contidos no talo de *C. verticillaris* submetida ou não à radiação gama, sobreposta em Luvisolos irradiados ou não, verificou-se a possível percolação dessas substâncias para o solo subjacente, no intuito de se verificar uma possível alteração química desse substrato.

Os líquens têm a capacidade de segregar suas substâncias ao substrato seja a rocha ou o solo. A ação de intemperismo dos líquens em rochas por meio de processos biogeo físicos e biogeoquímicos possibilita alterações dos minerais constituintes das rochas e, conseqüente dissolução e reação a partir da bioformação de novos minerais (ADAMO & VIOLANTE, 1999).

Favero-Long *et al.* (2005) avaliaram a ação pedogenética dos líquens *Lecidea atrobrunnea*, *Rhizocarpon geographicum gr.* e *Sporastatia testudinea* em rochas ultramáficas em ambiente alpino. Os autores analisaram a influência das características mineralógicas e estruturais dos litotipos e destacaram que estes são fatores decisivos para penetração das hifas dos líquens que invadem até 2 mm de profundidade. Pietro Lamas *et al.* (1995) ressaltam que o crescimento e penetração das hifas ocorre tanto verticalmente quanto horizontalmente e pode ser superior a 4 mm, principalmente, pela existência de espaços vazios inter-granulares.

A adesão íntima do talo do líquen à superfície da rocha, através da penetração das hifas, provoca a desagregação física e fragmentação da superfície do mineral. Além do intemperismo físico, os processos químicos são essenciais devido à liberação de ácidos orgânicos, decompondo minerais pelo processo de biosolubilização (ADAMO & VIOLANTE, 1999).

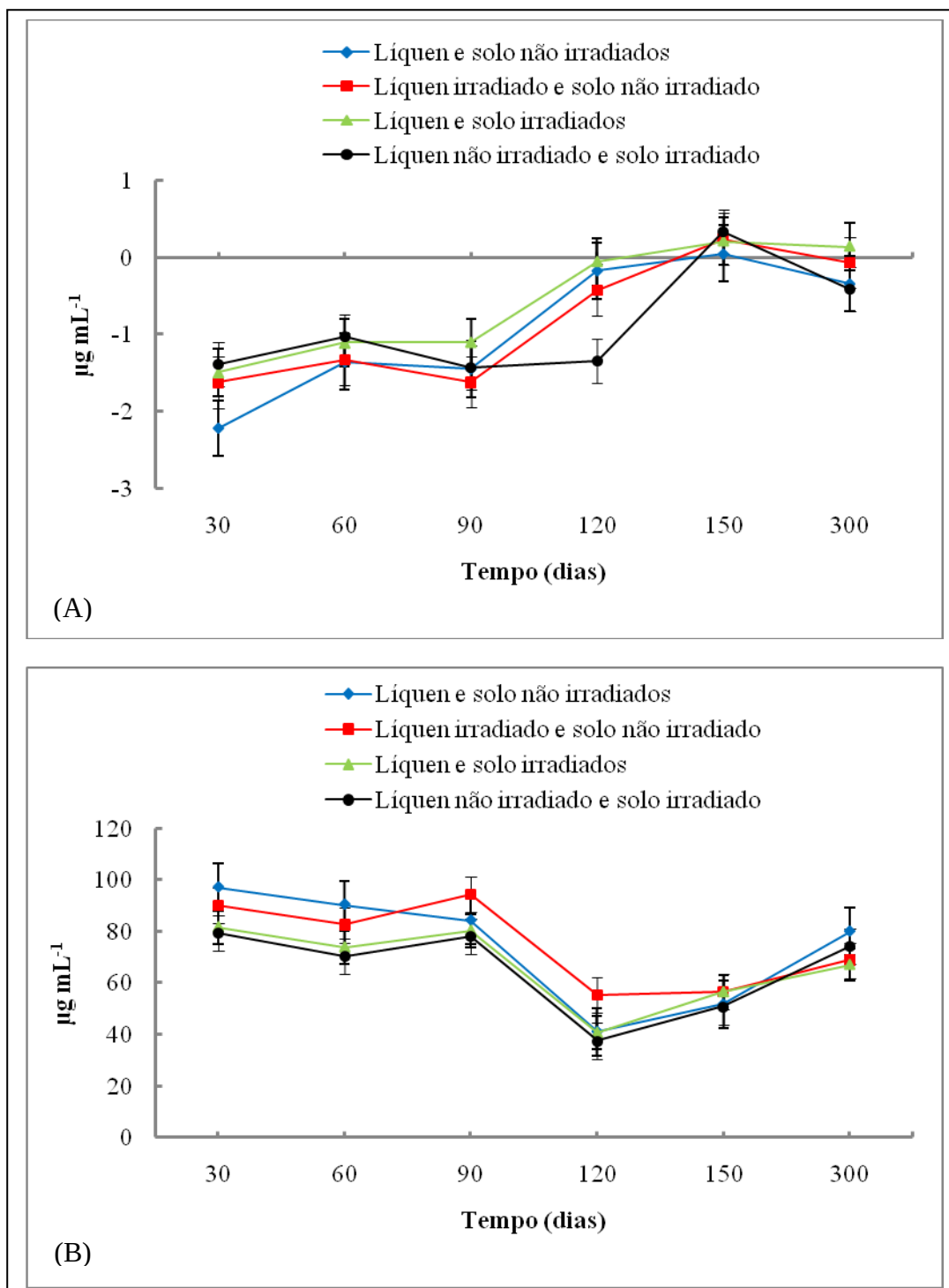
Constatou-se que houve percolação das substâncias produzidas por *C. verticillaris* (Figura 29) em quantidades superiores às encontradas no talo do líquen. Observou-se que o experimento teve um comportamento estável em sua produção até os 90 dias e, posteriormente apresentou uma diminuição dos principais fenóis da espécie e uma relativa ascensão aos 150 dias de experimento. O acúmulo de íons no talo do líquen pode levá-lo a produzir substâncias em excesso que podem ser liberadas para o meio ambiente, neste caso para o solo subjacente ao líquen (NASH III, 2003).

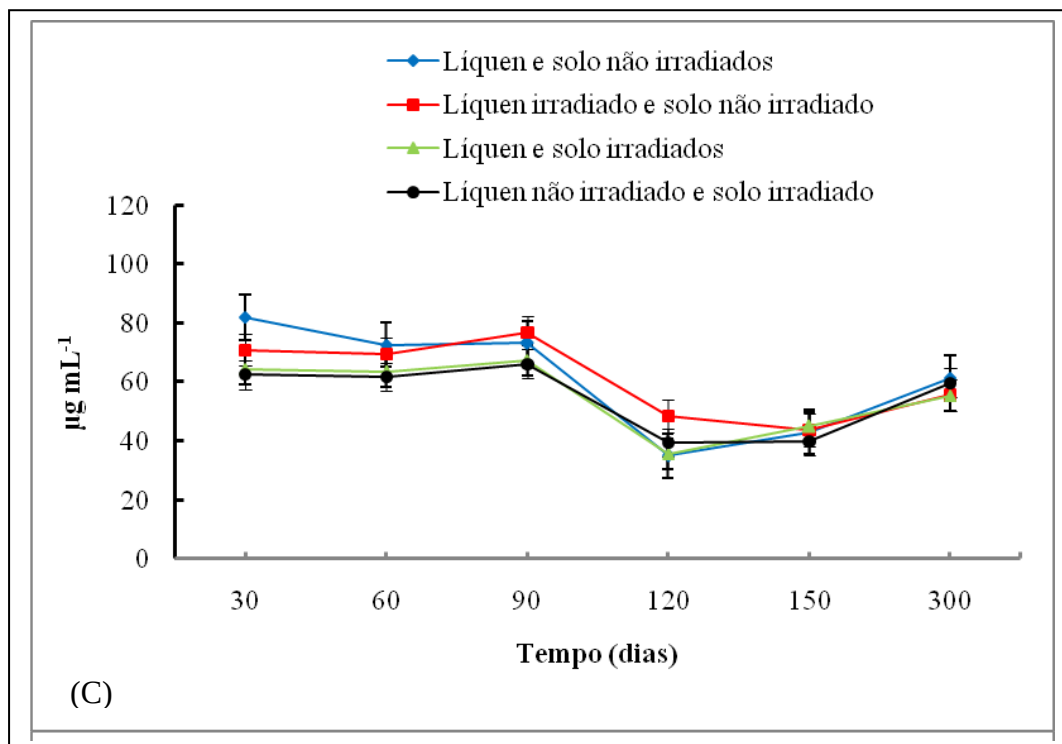
Melo (2011) estudando o líquen *C. salzmannii* submetido a diferentes dosagens de radiação gama verificou que após três meses de experimento houve um aumento do ácido barbático, demonstrando que a percolação desta substância contribuiu para as mudanças das propriedades químicas do solo, principalmente nos valores de pH.

Adamo *et al.* (1993) sugerem que a capacidade dos líquens de alterarem o substrato não estão relacionadas a morfologia do talo que se adere com maior ou menor intensidade, mas a fisiologia das diferentes espécies. Deste modo, as substâncias

produzidas por *C. verticillaris* serão percoladas para o solo e irão interagir com os íons do solo, ocasionando quelação e/ou complexação dos elementos químicos do solo.

Figura 29 – Concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ da (A) atranorina e dos ácidos (B) protocetrárico, (C) fumaprotocetrárico de extratos orgânicos de talos de *C. verticillaris* submetidos ou não a radiação gama, na dose de 5 Gy, percolados para o Luvisolo irradiado não irradiado.





Experimentos realizados com talos de *C. verticillaris* sobrepostos a solos arenosos de tabuleiros costeiros do Nordeste do Brasil demonstraram a presença do FUM e PRO em extratos do solo, durante todo o experimento (VASCONCELOS, 2009), apesar de sua textura. Em adição, Barbosa (2009) observou que concentrações de ácido úsnico produzido por *C. subtellata* foram percoladas para rocha de milonito subjacente ao líquen em teores crescentes até os 6 meses de experimento.

Adamo & Violante (1999) ressaltam que a fragmentação mecânica e a ação química do talo do líquen aumentam a área de superfície do mineral ou da rocha por meio do processo de dissolução, principalmente por ácidos orgânicos, ocorrentes nas microfissuras. Tal fato possibilita a ampliação da superfície do substrato e a incorporação de grãos no talo do líquen das rochas ou do substrato subjacente ao talo. Jones *et al.* (1981) salientam que como consequência da interpenetração das hifas nas partículas do substrato ocorre um inchaço do talo pela absorção de grãos ou micropartículas desagregadas do substrato.

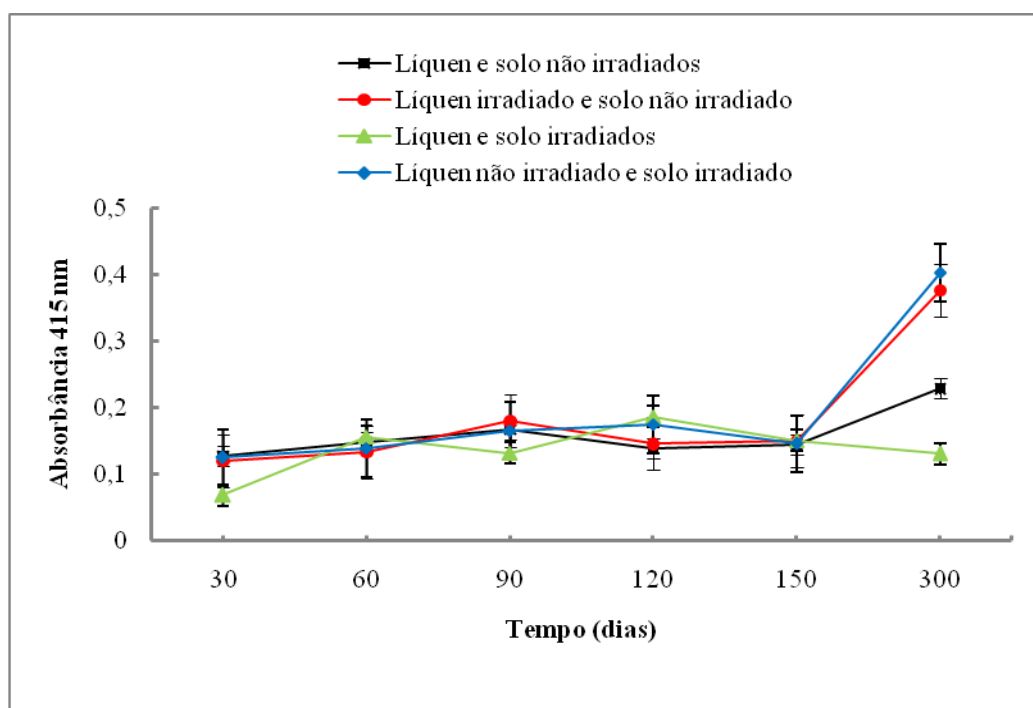
Quantificações de fenóis de *C. verticillaris* no solo subjacente ao líquen, utilizando o cloreto de ferro III ratificaram a existência da percolação das substâncias (Figura 30). Foi verificado um comportamento linear em todos os tratamentos do experimento até os 150 dias, havendo diferença nos dados de 300 dias. Observou-se que

a absorção aumentou consideravelmente nas amostras que foram submetidas à radiação apenas no líquen ou no solo, enquanto nos demais tratamentos como controle de laboratório e cúpulas com líquen e solo irradiados, os valores de absorbância não mostram tendência inicial a aumentar.

Zanella *et al.* (2010) ressaltam que o cloreto de ferro quando dissolvido em água sofre hidrólise e libera calor. É um ácido de Lewis, razoavelmente forte e utilizado com catalisador da síntese de substâncias orgânicas. Por isso, extratos do solo sobreposto com líquens reagiram colorimetricamente à adição deste sal, sendo possível sua quantificação.

Em adição, a constatação dos compostos liquênicos no solo está de acordo com os postulados de Shibata *et al.* (2003), Pliikk *et al.* (2006) e Lara & Benavante (2007) que salientam que a radiação gama causa a dilatação dos materiais e poros de abertura, que, seja pela expansão do líquen e alargamentos dos espaços intercelulares, seja pela expansão do solo, então a capacidade de liberar ou absorver fenóis, respectivamente, deve ser intensificada.

Figura 30 – Quantificação das substâncias de *Cladonia verticillaris* percoladas para Luvissolo subjacente aos talos liquênicos, determinada por reação com FeCl III .



Seaward (1973) expõe que os líquens obtêm nutrientes do seu substrato, porém, as quantidades e a acumulação de elementos, tanto do ambiente quanto do substrato, ainda são objetos de estudos devido às características dos processos metabólicos. Salienta ainda, que o metabolismo secundário dos líquens funciona como eficazes agentes quelantes. Este fato pode auxiliar no entendimento da grande concentração de elementos químicos obtidos em análises do talo líquênico.

Nash III (2003) ressalta que os íons são elementos importantes para o metabolismo de líquens, seja positivamente carregados, cátions, ou negativamente - ânions. Ligações aniônicas, tais como ácidos carboxílicos e hidroxicarboxílicos, que são porções dentro dos polissacarídeos, responsáveis pela estrutura da parede celular. Ligações catiônicas são consideradas fundamentais na capacidade de troca de íons dispersos no meio através da parede celular do líquen.

Observou-se a partir da análise de digestão úmida do talo de *C. verticillaris* realizada no material controle de campo submetido ou não a irradiação e nas amostras de 300 dias de todos os tratamentos do experimento, demonstraram elevados teores de cálcio no interior do talo (Tabela 9). Evidenciou-se que o talo líquênico quando submetido à irradiação teve uma tendência a igualdade nos teores de cálcio e magnésio ou um significativo aumento, em detrimento aos demais tratamentos que tiveram redução desses elementos. A presença de cálcio e magnésio no interior talo do líquen está em concordância com Brown & Beckett (1984) quando afirmam que a parede celular e o interior da membrana plasmática contêm grupos fixados negativamente carregados que unem cátions de forma intercambiável. Ressaltam ainda que os locais de intercâmbio estão ocupados, principalmente, por Ca^{2+} , Mg^{+2} e H^{+} .

Nash III (2003) destaca que líquens ocorrentes em solos e rochas são afetados por fatores ambientais como o deslocamento de poeiras pelo vento, onde partículas dispersas no ar podem ser facilmente incorporadas em espaços intracelulares dentro dos líquens e resultar em concentrações relativamente elevadas de elementos químicos tais como Al, Fe, Sc, Ti entre outros dentro do talo.

Comprova-se que os líquens são capazes de absorver e liberar elementos ao meio através da permuta de sua parede celular, confirmado pela variação, principalmente de cálcio, magnésio e sódio existentes no talo. Nieboer & Richardson (1980) ressaltam a capacidade de captação extracelular de cátions solúveis pelos líquens, destacando que cátions bivalentes podem descolar um único átomo bivalente ou

dois monovalentes. Advertem ainda, que a existência de elevada concentração de elementos dispersos no ambiente, resulta na saturação da área de permuta do talo do líquen.

Análises de nitrogênio orgânico total do talo do líquen demonstraram baixos teores desse elemento (Tabela 9). Os tratamentos em que o líquen foi submetido à radiação gama apresentaram uma pequena elevação no teor de nitrogênio, tendo por base talos do líquen controle de campo não irradiado.

Tabela 9 – Elementos químicos quantificados no talo de *Cladonia verticillaris*.

Tratamentos	Elementos químicos (mg.g ⁻¹)				(g.kg ⁻¹)
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	
Controle campo não irradiado	4,52	0,45	0,26	0,03	0,9
Controle campo irradiado	4,74	0,49	0,27	0,03	1,0
Controle de laboratório não irradiado	4,35	0,41	0,22	0,02	1,0
Controle de laboratório irradiado	4,69	0,52	0,28	0,02	0,8
Líquén sobreposto a solo não irradiado	3,91	0,44	0,23	0,02	0,8
Líquén irradiado sobreposto a solo não irradiado	4,52	0,51	0,26	0,02	1,2
Líquén irradiado sobreposto a solo irradiado	4,39	0,56	0,29	0,03	1,3
Líquén não irradiado sobreposto a solo irradiado	4,03	0,37	0,21	0,08	1,0

Legenda: NT (Nitrogênio Orgânico Total do líquen).

Ressalta-se de acordo com Nash III (2003) e Legaz *et al.* (2006) que a fixação e acumulação de nitrogênio é restrita a líquens que possuem cianobactéria como único fotobionte, ou mesmo quando este se encontra associado com mais duas, três ou quatro outras algas. Evidencia-se que mesmo a espécie em sua constituição fisiológica não possuir cianobactérias como fotobionte, foram detectados valores de nitrogênio orgânico, que pode ter sido captado do meio atmosférico, devido ao fato das cúpulas nas quais os experimentos foram desenvolvidos não serem hermeticamente fechadas.

CAPÍTULO III



Capacidade quelante de *Cladonia verticillaris* na modificação da composição química de Luvisolo

Será submetido a: Journal of Arid Environments

Capacidade quelante de *Cladonia verticillaris* na modificação da composição química de Luvissolo

No município de Cabrobó observa-se a predominância do plantio de arroz (*Oryza sativa*) e cebola (*Allium cepa*) além da fruticultura e cultivos de pequena monta. O manejo do solo para utilização destes cultivos agrícolas se desenvolve através de técnicas de irrigação por sulcos e/ou inundação. Em função dos problemas decorrentes deste sistema agrícola, que imprime o uso de quantidade excessiva de água em solos com baixa capacidade de drenagem, observam-se cultivos contínuos sem a reposição dos nutrientes retirados, levando à perda da fertilidade, consequentemente dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

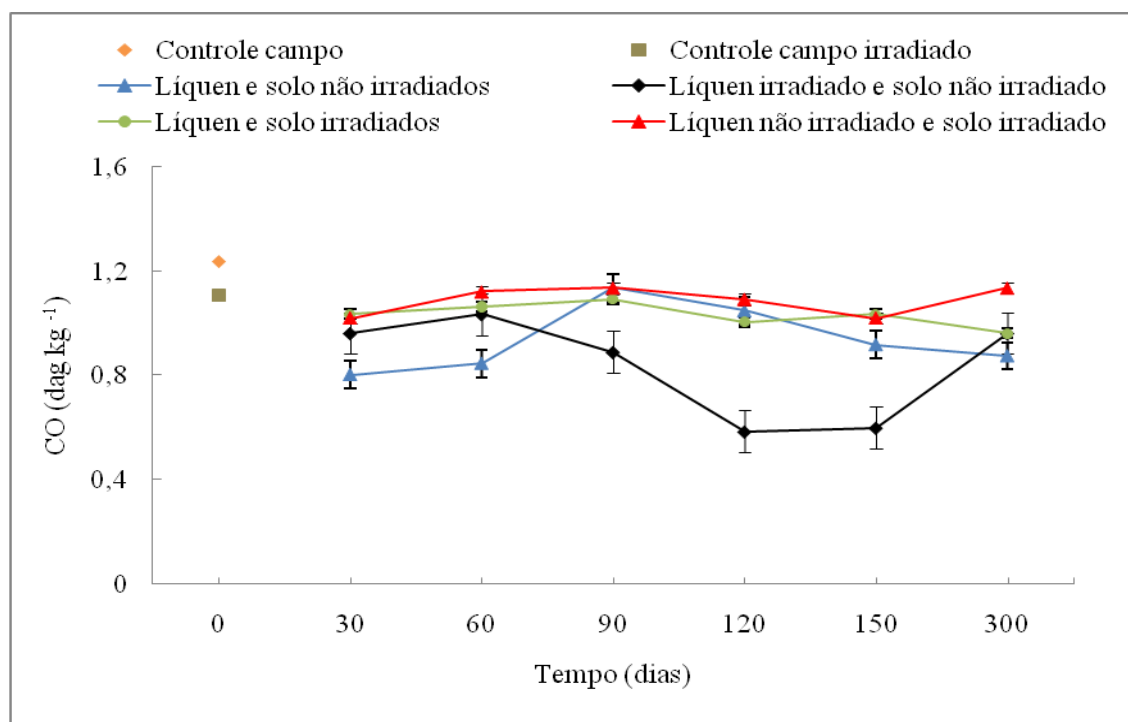
O carbono orgânico do solo é um dos indicadores da qualidade e da produtividade do solo (REEVES, 1997). Observou-se que *C. verticillaris* não exerceu influência na variação das concentrações de carbono orgânico total do solo (CO), visto que estes teores, em todos os tratamentos ficaram abaixo do controle de campo. Verificou-se que o tratamento líquen irradiado sobreposto ao solo não irradiado (Figura 31) demonstrou uma diminuição dos teores de carbono no intervalo entre 60 e 150 dias do experimento, representando uma diminuição de 47% aos 120 dias, quando comparado com o controle de campo. Os demais tratamentos tiveram comportamentos similares ao da aplicação do líquen não irradiado aplicado ao solo irradiado, isto é, mantiveram teores constantes, próximos ao controle de campo irradiado, durante todo experimento. Em adição Souza *et al.* (2011) também evidenciaram essa mesma tendência de estabilidade no valor do carbono orgânico total em experimentos realizados com *A. nummularia* em Neossolos Flúvicos de caráter salino-sódico.

Carneiro *et al.* (2008) analisaram os teores de carbono orgânico do solo em áreas de Cerrado brasileiro e detectaram que em locais como cultivo de braquiária (*Brachiaria* spp.) associada a soja (*Glycinemax*) houve uma redução na concentração de CO, que pode estar relacionado a aceleração do processo de oxidação do carbono orgânico nativo. Araújo & Melo (2012) ressaltam que os microrganismos presentes no solo podem utilizar o carbono orgânico disponível tanto na imobilização quanto na mineralização deste elemento.

Melo (2011) em experimento realizado com a espécie *C. salzmannii*, submetida a diferentes dosagens de radiação gama e sobreposta em solos arenosos, verificou que o

líquen exerceu influência nos teores de carbono orgânico total do solo, aumentando em 443,8% em relação ao controle de campo após 136 dias de experimento. Esse fato está em desacordo com os dados obtidos, possivelmente pelas características do solo utilizado no experimento (argiloso), bem como por ser decorrente de ambiente semiárido. Em contrapartida, Martins *et al.* (2010) salientam que solos da região semiárida do Nordeste brasileiro sofrem efeitos da sazonalidade e apresentam como principal limitante a deficiência hídrica. Expõem ainda, que ambientes de áreas degradadas a moderadamente degradadas possuem baixos teores de carbono orgânico, principalmente durante o período seco com variação entre 1,092 e 0,581 dag.kg⁻¹, respectivamente. Tal fato está em concordância com os dados obtidos, tendo em vista o solo ser procedente de áreas degradadas pelo manejo. Deve-se levar em conta, o ano e o período de coleta do solo. De acordo com o climograma do município de Cabrobó (Figura 7), é observado o déficit hídrico da área.

Figura 31 – Teor de carbono orgânico total do Luvisolo irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.



Legenda: Valores em dag.kg⁻¹, conversão para g.kg⁻¹ (dag.kg⁻¹ x 10).

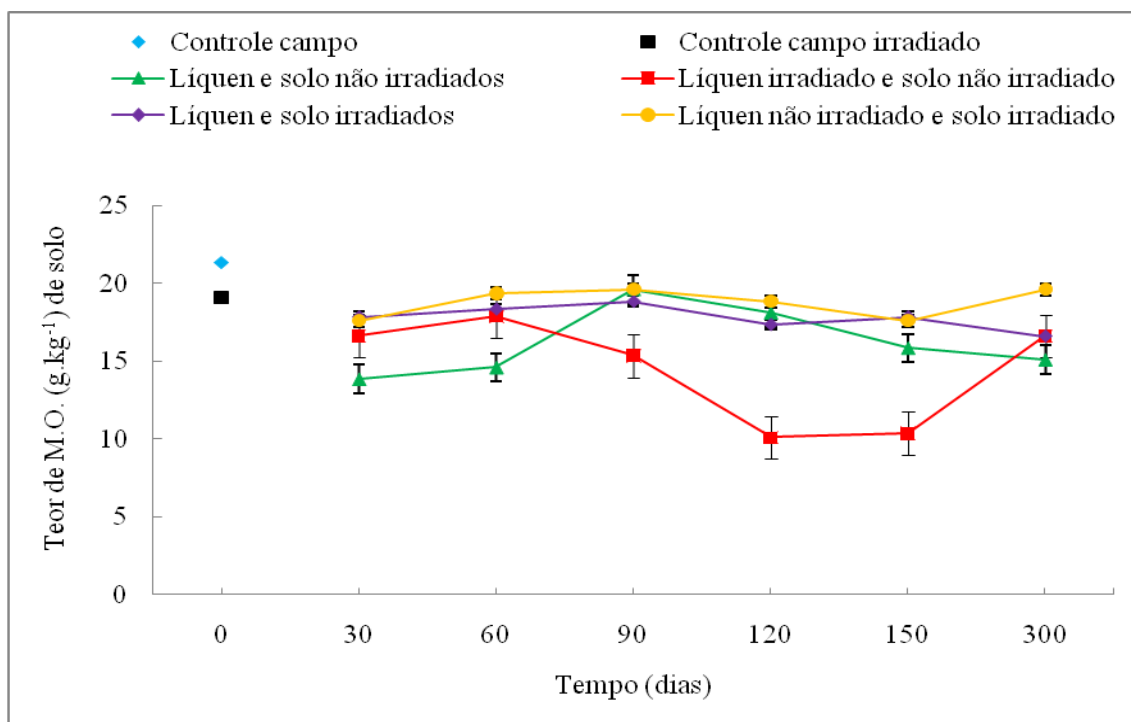
O aumento de carbono orgânico total é importante para a sustentabilidade do solo, pois por influência da matéria orgânica são aumentadas as propriedades físicas,

químicas e biológicas do solo (SPARLING, 1997). A matéria orgânica do solo (MO) apresenta potencial para ser utilizada como atributo chave na indicação da qualidade do solo devido a sua susceptibilidade às modificações pelo manejo do solo (GREGORICH *et al.*, 1994). Atua também sobre a estabilidade estrutural do solo, erosão, disponibilidade de nutrientes (DORAN *et al.*, 1996) e interfere na capacidade de armazenamento de água, facilitando a infiltração do líquido precipitado, com decorrência a uma maior estabilidade dos agregados do solo, reduzindo o risco a erosão. A região semiárida brasileira devido às características climáticas e pedológicas possui baixos teores de matéria orgânica em seus solos, acarretando seu maior desgaste do solo (REIS, 1996).

Setia *et al.* (2011) destacam que em solos afetados por sais, os níveis de carbono orgânico do solo são geralmente baixos devido ao reduzido crescimento das plantas, fato que pode inibir a decomposição da matéria orgânica.

A matéria orgânica (MO) é calculada a partir de determinações por meio de conversões do carbono orgânico total do solo (CONCEIÇÃO *et al.*, 1999). Neste trabalho dados obtidos da matéria orgânica do solo demonstram semelhança com os valores do CO (Figura 32). Observou-se que o tratamento líquen não irradiado sobreposto ao solo irradiado, não apresentou variações ao longo do experimento, ratificando similaridade nos valores, com o controle de campo irradiado. Com a exceção do tratamento líquen irradiado e solo não irradiado, que apresentou redução nos teores de matéria orgânica com diminuição de 47,5% aos 120 dias de experimento, os demais tratamentos não evidenciaram modificações.

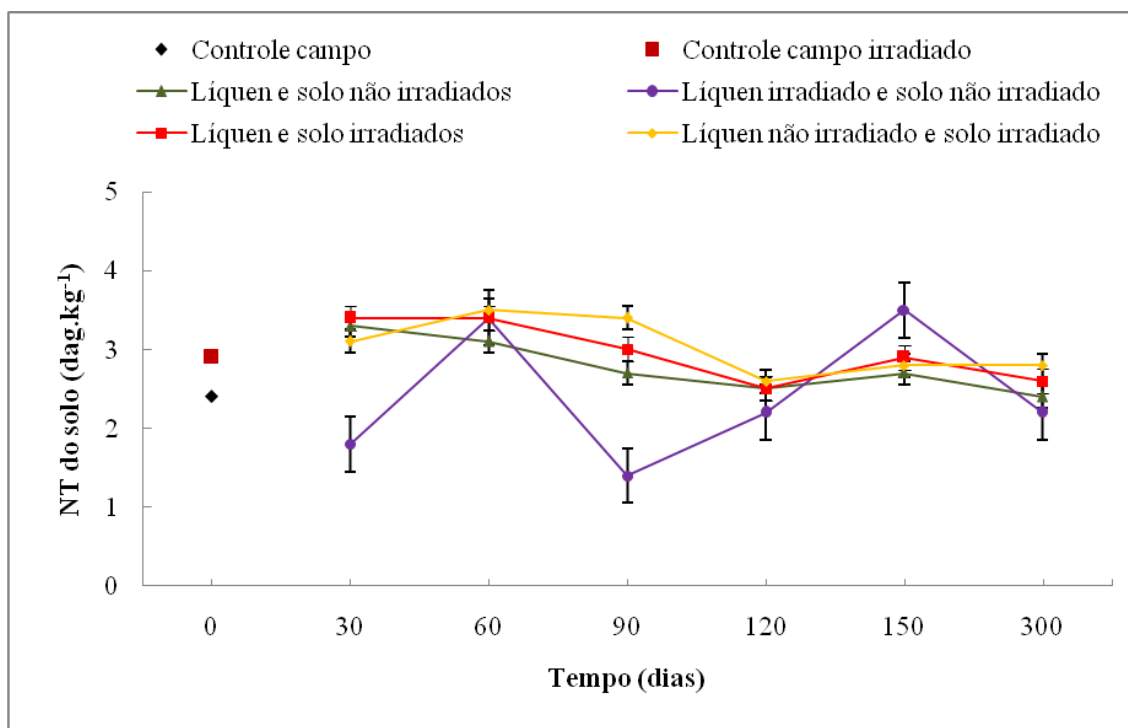
Figura 32 – Teores de matéria orgânica do Luvisolo irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.



A quantidade e a qualidade dos resíduos orgânicos e as condições edafoclimáticas, podem exercer influência na catalisação, fonte e/ou reserva de nutrientes (WARDLE, 1992). Deste modo, a gestão do solo com lavoura e fertilização afeta a qualidade e quantidade de matéria orgânica (DORAN *et al.*, 1996). Solos de baixa fertilidade com cobertura vegetal pobre em nitrogênio, a taxa de decomposição da matéria orgânica é pequena, pelo fato da utilização dos elementos contidos na biomassa serem preferencialmente assimilados pelos microrganismos (imobilização) durante o processo de decomposição da matéria orgânica em detrimento às absorvidas pelas plantas (ARAÚJO & MELO, 2012).

Constatou-se que *C. verticillaris* contribuiu no aumento dos teores de nitrogênio total do solo (NT) em todos os tratamentos, exceção do ensaio líquen irradiado com solo não irradiado, que teve alterações nos valores com indicativos de redução e aumento (Figura 33). Esta conduta confirma os dados obtidos para o carbono orgânico total, que demonstrou no tratamento líquen não irradiado sobreposto a solo irradiado concentrações iguais ou superiores ao controle de campo.

Figura 33 – Teores de nitrogênio total do Luvisolo irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.



Os teores de NT são dependentes de fatores como temperatura, umidade, aeração, quantidade e natureza do material orgânico depositado (CAMARGO *et al.*, 1999). Em solos agrícolas, os teores de NT variam, em geral, entre 0,02 e 0,5 dag.kg⁻¹, sendo que, 98% se encontram na forma orgânica e os 2% restante na forma inorgânica, principalmente NH₄⁺ e NO₃⁻ (MENDONÇA & MATOS, 2005). Bittencourt (1999) ressalta que a secagem do solo para o cultivo das culturas de sequeiro e o alagamento para o plantio do arroz, aumenta a mineralização do nitrogênio e, consequentemente, eleva as chances de perdas deste nutriente por lixiviação ou por desnitrificação.

Melo (2011) analisou o teor de nitrogênio total do solo em experimentos com *C. salzmännii* submetida à radiação gama em diferentes dosagens, tendo como substrato solos arenosos. Observou que a presença do líquen sobre o substrato contribuiu de forma positiva com acréscimo de nitrogênio. Destaca ainda, que amostras irradiadas com doses de 100 Gy obtiveram aumento nas concentrações de nitrogênio total em 23,8%, quando comparadas ao controle, após sete dias de experimento. Esses dados ratificam a capacidade de *C. verticillaris* de alterar atributos químicos do seu substrato.

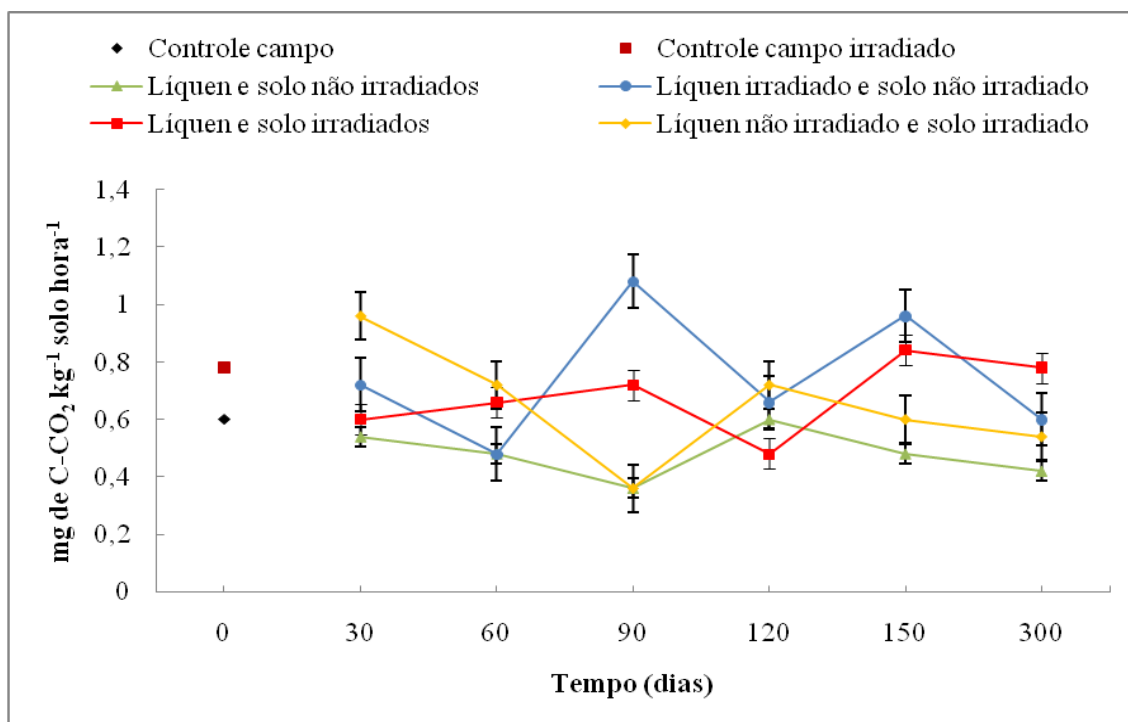
A atividade da microbiota do solo pode ser avaliada de diversas formas, como pela medição de sua biomassa, da atividade de certas enzimas no solo, medidas da

respiração basal (TÓTOLA & CHAER, 2002), que possibilitaram avaliar a qualidade do solo. Turco & Blume (1999) ressaltam que é necessário o estabelecimento de indicadores para aferir os impactos da atividade agrícola no solo. A respiração do solo, assim como outros processos metabólicos, é dependente do estado fisiológico da célula microbiana e é influenciada por diversos fatores do solo, tais como: umidade, temperatura, estrutura, disponibilidade de nutrientes, textura, relação carbono/nitrogênio, presença de resíduos orgânicos, dentre outros (ISLAM & WEIL, 2000).

A microbiota do solo possui uma diversidade de organismos, tendo como principais representantes as bactérias, actinomicetos, leveduras, fungos, protozoários e algas, partículas de vírus e animais invertebrados macro e microscópicos. O crescimento e desenvolvimento destes microrganismos estão relacionados à interação de diversos fatores, que incluem a disponibilidade de substratos orgânicos, fatores ambientais (temperatura, umidade e aeração), disponibilidade de nutrientes minerais como N, P, S, Ca, pH e potencial de oxidação/redução (MENDONÇA & MATOS, 2005).

Evidenciou-se que a radiação gama não eliminou de forma total a população microbiana do solo, constatado pelas concentrações de CO₂ liberadas. A radiação exerceu influência na redução na taxa de CO₂ do controle de campo irradiado (Figura 34). Os tratamentos em que o líquen foi submetido à radiação, apresentaram variações significativas ao longo do experimento, destacando-se os intervalos de 90 e 150 dias em que houve maior emissão de CO₂. Devido ao fato do solo apresentar baixas concentrações de matéria orgânica, possivelmente a fonte utilizada pelos microrganismos do solo no processo de decomposição e, conseqüente liberação de CO₂, foram os fenóis produzidos pelo líquen. Tais dados estão de acordo com a produção fenólica de *C. verticillaris*, onde os tratamentos em que o talo do líquen foi irradiado demonstraram uma hiperprodução do FUM e sua percolação para o solo subjacente no período de 90 e 150 dias de experimento.

Figura 34 – Respiração basal do Luvisso solo irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.



Moreira & Siqueira (2006) ressaltam que os resíduos orgânicos podem apresentar composição variada, sendo compostos principalmente por carboidratos, celulose, lignina, compostos nitrogenados, entre outros. Resíduos orgânicos como glicose e proteínas são rapidamente decompostos, quando comparados com a celulose e lignina. As substâncias químicas produzidas pelos líquens são diferenciadas, segundo a localização no talo, em produtos intracelulares (metabólitos primários) e extracelulares (metabólitos secundários). Os produtos intracelulares (carboidratos, carotenóides e vitaminas, aminoácidos e proteínas) estão ligados à parede celular e ao protoplasto. Os produtos extracelulares derivados da medula ou córtex do líquen são substâncias que apresentam coloração, como as antraquinonas, derivados do ácido pulvínico e ácido úsnico, outras incolores como atranorina e liquexantona (HONDA & VILEGAS, 1998), são os conhecidos fenóis liquênicos. Deste modo, os microrganismos existentes no solo podem ter utilizado essa fonte heterogênea de matéria orgânica para imobilização, favorecendo a manutenção da biomassa microbiana do solo.

A biomassa microbiana é um componente importante da MO do solo responsável por regular as transformações e acúmulo de nutrientes, corresponde em

média de 1 a 3% do conteúdo do CO e aproximadamente 5% do NT do solo (MENDONÇA & MATOS, 2005). Reflete mudanças na MO e no desenvolvimento do solo devido a alterações na gestão e no manejo (POWLSON & JENKINSON, 1981). A matéria orgânica do solo representa uma complexidade constituída por tecidos vivos ou mortos, e, de substâncias orgânicas ou inorgânicas em processo de transformação (ARAÚJO & MELO, 2012). As mudanças na biomassa microbiana aferidas em períodos relativamente curtos podem indicar tendências no teor de matéria orgânica, antes de serem detectados por análises químicas (POWLSON, 1987).

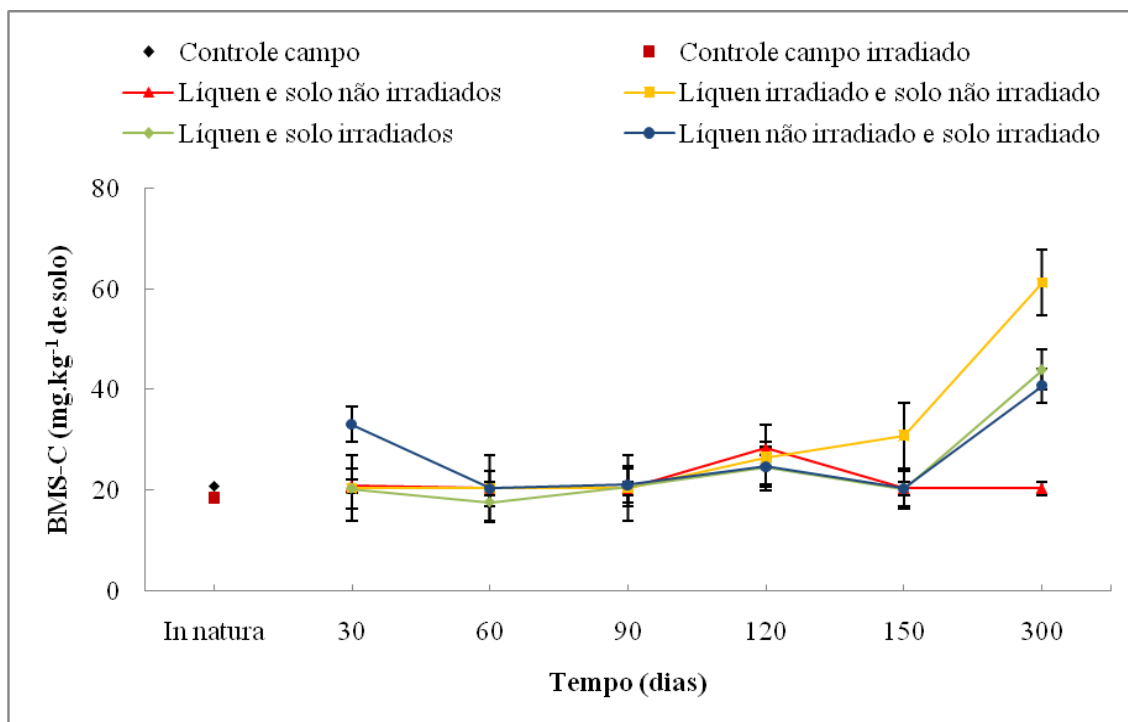
A biomassa microbiana do solo é constituída pela fração viva que corresponde, geralmente, de 1 a 5% do total de materiais orgânicos do solo, desta fração vida aproximadamente 60 a 80% é composta por microrganismo (ARAÚJO & MELO, 2012). Os microrganismos do solo estão associados à ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, alterações nos estoques de carbono e na dinâmica da matéria orgânica, o que auxilia no entendimento dos fluxos de nutrientes em ecossistemas naturais e manejados (MENDONÇA & MATOS, 2005).

Constatou-se que o solo possui baixas concentrações de carbono microbiano. A presença do líquen sobre o solo influenciou positivamente para um relativo aumento nas taxas de carbono da biomassa microbiana (BMS-C), evidenciado em todos os tratamentos (Figura 35). Nicodemo (2009) ressalta que os baixos teores de carbono microbiano podem está relacioandos a fatores ambientais, como solos de ambiente semiárido regidos por forte défict hídrico, a presença de argila e, complementando, a exposição a temperaturas elevadas. Tais fatores favorecem a decomposição da matéria orgânica e têm como consequência a diminuição da atividade dos microrganismos. Os baixos teores de carbono microbiano podem ser atribuídos tanto ao manejo intensivo quanto à utilização de agrotóxicos. Maluche-Barreta *et al.* (2007) salientam que quanto maior a perturbação efetuada em uma área, devido ao uso de controle de pragas e doenças, incidirá maior variação na biomassa microbiana.

Verificou-se que até os 150 dias de experimento houve um comportamento semelhante entre os tratamentos, com valores próximos. Aos 300 dias de experimento se constata uma diferenciação entre os tratamentos. Os tratamentos que foram submetidos à radiação seja o líquen ou o solo, ou ambos conjuntamente, apresentaram neste intervalo incremento nas taxas de carbono microbiano. Esse acréscimo obsevado

ao final do experimento indica aumento dos microrganismos presentes no solo, o que interfere positivamente na qualidade e produtividade do solo.

Figura 35 – Carbono da biomassa microbiana (BMS-C) do Luvisolo irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.



A quantificação dos dados por meio dos quocientes metabólico (qCO_2) e microbiano ($qMIC$) e, a relação Carbono orgânico total/Nitrogênio orgânico total (CT/NT) dos diferentes tratamentos, demonstraram que as taxas de qCO_2 estão mais elevadas que o $qMIC$ (Tabela 10). Tal fato indica que há uma menor disponibilidade de carbono para a biomassa microbiana. As baixas concentrações de BMS-C, evidencia perda de carbono através da respiração. Essa relação remete à existência de uma baixa população microbiana do solo, que irá necessitar de grandes quantidades de carbono, na forma de energia, para a manutenção dos microrganismos. Anderson (2003) salienta que quanto maior o $qMIC$ melhores condições para o crescimento microbiano, o que deve estar relacionado a presença de melhores solos.

A relação CT/NT permite indicar a velocidade de decomposição dos resíduos orgânicos. Resíduos orgânicos de baixa relação CT/NT favorecem a decomposição/mineralização, enquanto que, com alta relação CT/NT há uma

diminuição na velocidade de decomposição que favorecerá o processo de imobilização microbiana (ARAÚJO & MONTEIRO, 2006). Araújo & Melo (2012) ressaltam que relações de $CT/NT > 30$ indicam solos pobres com maior imobilização do que mineralização e menor disponibilidade de nutrientes; CT/NT 20-30 haverá igualdade entre imobilização e mineralização, não alterando a matéria orgânica disponível; $CT/NT < 20$ está relacionado à maior mineralização com grande disponibilidade de nutrientes para os microrganismos presentes no solo.

Evidenciou-se tendência de igualdade entre imobilização e mineralização dos resíduos orgânicos existentes no solo por meio da relação CT/NT . Constatou-se que no tratamento líquen irradiado e solo não irradiado, aos 90 dias de experimento, houve um aumento de 84,03% do qCO_2 se comparado com o controle de campo (Tabela 10). Esses dados corroboram os resultados da respiração basal do solo e dos fenôis produzidos por *C. verticillaris*, que indicaram uma hiperprodução do FUM aos 90 dias de experimento. Os valores obtidos no BMS-C, demonstraram uma tendência de aumento dos teores de carbono aos 300 dias de experimento, especificamente no tratamento líquen irradiado e solo não irradiado, o que está em acordo a redução do qCO_2 no mesmo intervalo de tempo.

Tabela 10 – Atributos químicos e microbianos em Luvisolo submetidos a diferentes tratamentos irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.

Tratamento/Métodos	Controle	Tempo (dias)					
Líquen e solo não irradiados	Campo	30	60	90	120	150	300
$qMIC^1$	1,69	2,41	1,80	2,71	2,22	2,33	2,61
qCO_2^2	28,74	23,51	17,63	21,15	23,53	20,59	25,80
CT/NT^3	34,37	20,39	19,33	20,28	27,31	23,18	25,81
Líquen irradiado e solo não irradiado	Campo	30	60	90	120	150	300
$qMIC^1$	1,69	2,12	1,97	2,30	4,54	5,16	6,37
qCO_2^2	28,74	35,26	23,51	52,89	24,87	31,04	9,79
CT/NT^3	34,37	40,07	18,47	55,58	18,27	10,33	30,05
Líquen e solo irradiados	Irradiado	30	60	90	120	150	300
$qMIC^1$	1,68	1,97	1,66	1,91	2,46	1,98	4,58
qCO_2^2	42,03	29,38	37,35	34,57	19,40	41,12	17,73

CT/NT ³	24,06	18,47	18,99	22,75	26,45	22,48	24,04
Líquen não irradiado e solo irradiado	Irradiado	30	60	90	120	150	300
qMIC ¹	1,68	3,25	1,82	1,85	2,27	2,00	3,60
qCO ₂ ²	42,03	28,98	35,26	17,13	29,10	29,42	13,22
CT/NT ³	24,06	20,39	19,33	20,28	27,31	23,18	25,81

Legenda: 1-Quociente microbiano (%); 2-Quociente metabólico (mg C-CO₂ mg⁻¹ C-CBM dia⁻¹); 3-Relação entre o carbono e o nitrogênio totais do solo.

As baixas concentrações de BMS-C e qMIC, em correlação aos elevados índices de qCO₂, detectados já no controle de campo, podem estar relacionados à utilização de pesticidas (fungicidas, inseticidas e herbicidas) que causam efeitos sobre a biomassa microbiana do solo. A utilização de pesticidas é fato comum em áreas de cultivo de cebola (Figura 36), bem como em outros cultivos agrícolas existentes no município de Cabrobó. Bjornlund *et al.* (2000) e Munier-Lamy & Borde (2000) ressaltam que a aplicação de pesticidas ao solo promove redução do tamanho da biomassa microbiana, bem como alterações na composição de comunidades microbianas do solo.

Figura 36 – Pesticidas utilizados por agricultores no cultivo da cebola no município de Cabrobó – PE.



Foto: Andrezza Karla. (03/2011).

O número de unidades formadoras de colônias de actinomicetos (UFC) demonstrou que o controle de campo apresentava grande quantidade desses microrganismos (Figura 37), e que este no decorrer dos tratamentos e do intervalo de tempo teve uma redução de sua população (Tabela 11). O solo controle de campo

irradiado teve uma redução da quantidade de actinomicetos (Figura 38), porém a radiação não eliminou completamente esse grupo. Destaca-se que no controle de campo, este grupo foi o de maior expressividade, tendo em vista sua maior resistência a elevadas temperaturas, como também foi evidenciado a produção de antibióticos. Willians & Vickens (1988) salientam que os actinomicetos são capazes de produzir antibióticos, enzimas e inibidores enzimáticos de interesse industrial. Os actinomicetos têm a capacidade de decompor matérias como fenóis, quitina, húmus, parafina e lignina (HEIM & SCHMIDT, 2007). Possivelmente, os compostos fenólicos produzidos por *C. verticillaris* tenham sido decompostos pelos actinomicetos presentes no solo subjacente. Estes também utilizaram o meio de cultura das placas de cultivo utilizadas nos ensaios de quantificação da microbiota das amostras de solo, como fonte de carbono para sua nutrição (Figuras 39, 40, 41 e 42).

As UFC das bactérias comprovou que este tipo de solo possui reduzida quantidade desse microrganismo (Figuras 43 e 44), que pode estar relacionada às elevadas temperaturas e o baixo índice de umidade em ambientes semiáridos, como no caso do município de Cabrobó (Tabela 11). Nicodemo (2009) ressalta que as bactérias têm preferência por elevada umidade no ar e do solo, sendo encontradas quando a capacidade de retenção de água no solo está entre 50 e 75%. Esse fato corrobora os resultados obtidos, onde a maior disponibilidade de água, temperaturas mais amenas e oferta de resíduos orgânicos, podem ter favorecido o aumento populacional das bactérias nos tratamentos líquen sobreposto a solo não irradiado, líquen irradiado sobreposto a solo não irradiado e, líquen irradiado sobreposto a solo irradiado (Figuras 45 e 46), quando comparados com o controle de campo.

O número de unidades formadoras de colônias de fungos teve sua população elevada devido à influência da radiação gama, quando relacionada com o controle de campo (Figuras 47 e 48). Este fato foi constatado no controle de campo irradiado, que passou de 10^{-2} para 10^{-3} UFC, quando relacionado ao controle de campo não irradiado (Tabela 11). Essa aumento está em consonância com os trabalhos de Shibata *et al.* (2003), Pliikk *et al.* (2006) e Lara & Benavante (2007) quando ressaltam o processo de dilatação dos poros devido à radiação. Por isso, possivelmente houve a expansão dos espaços dos agregados do solo, tendo em vista que as hifas dos fungos se aderirem à argila. Os tratamentos em que o líquen foi irradiado apresentaram um aumento da população de fungos (Figuras 49, 50, 51 e 52), tendo como padrão o controle de campo.

Tabela 11 – Unidades formadoras de colônias (UFC) de actinomicetos, bactérias e fungos de amostras de Luvisolo Crômico irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.

Tratamento	Microrganismo (Nº de UFC/g de solo)		
	Actinomicetos	Bactérias	Fungos
Controle campo	$3,1 \times 10^4$	$1,9 \times 10^4$	9×10^2
Controle campo irradiado	3×10^3	$2,1 \times 10^4$	$3,4 \times 10^3$
Líquen sobreposto a solo não irradiado	$5,9 \times 10^2$	$2,7 \times 10^5$	$5,9 \times 10^2$
Líquen irradiado sobreposto a solo não irradiado	$2,5 \times 10^2$	$2,8 \times 10^5$	$1,3 \times 10^4$
Líquen irradiado sobreposto a solo irradiado	$1,5 \times 10^3$	1×10^5	$1,7 \times 10^3$
Líquen não irradiado sobreposto a solo irradiado	$1,5 \times 10^3$	1×10^4	$5,9 \times 10^2$

Figura 37 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico controle campo não submetido à radiação gama.

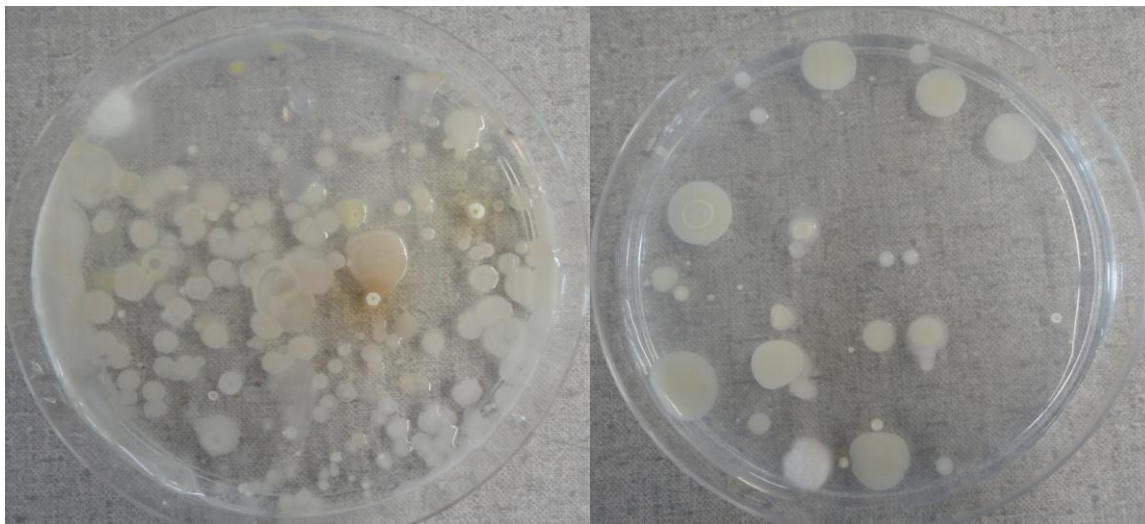


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 38 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama.

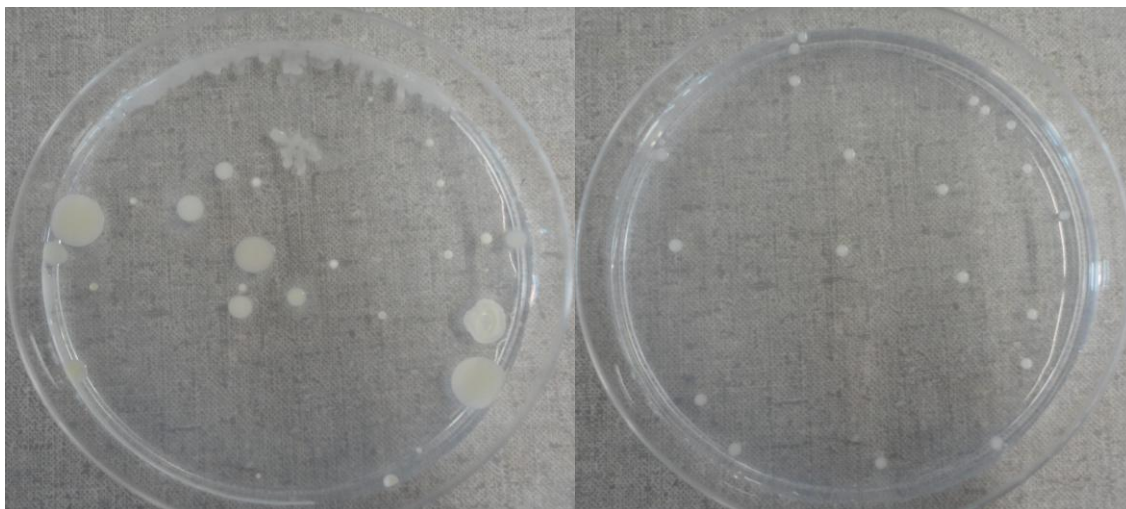


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 39 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico não irradiado, exposto a *Cladonia verticillaris* não submetida à radiação gama.

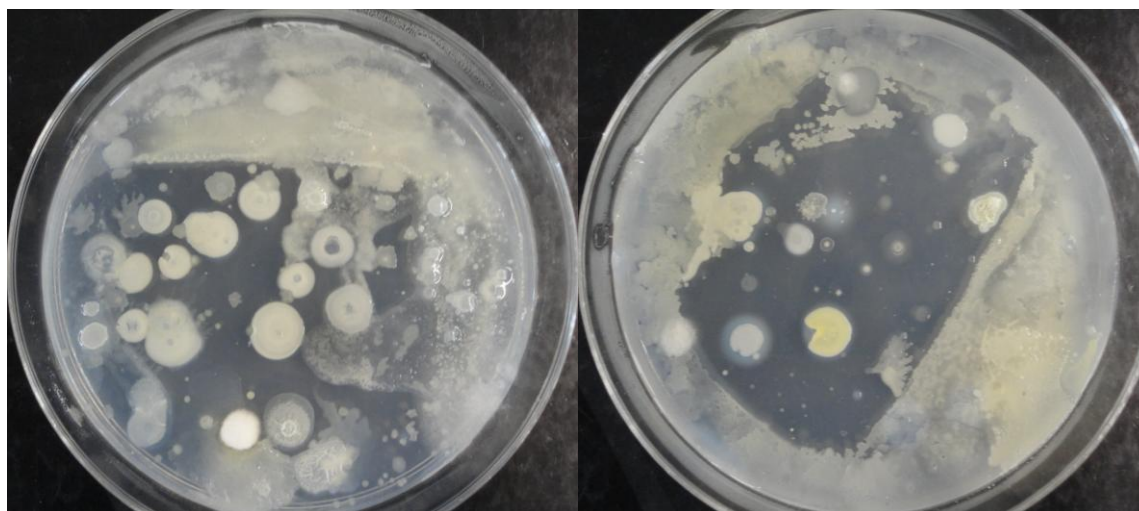


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 40 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico não irradiado, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida à radiação gama.

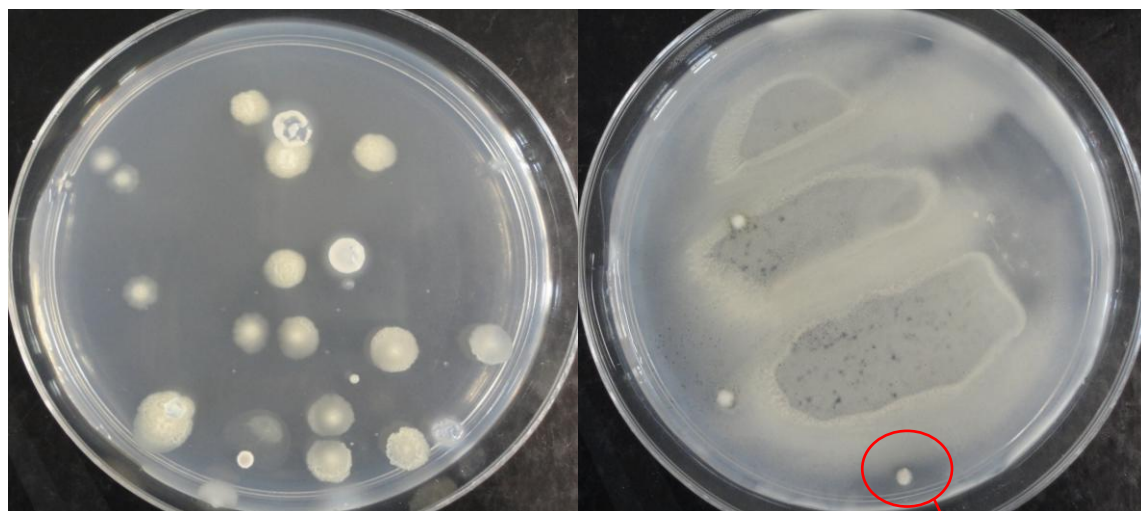


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Produção de
antibióticos.

Figura 41 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico, exposto a *Cladonia verticillaris* ambos submetidos à radiação gama.

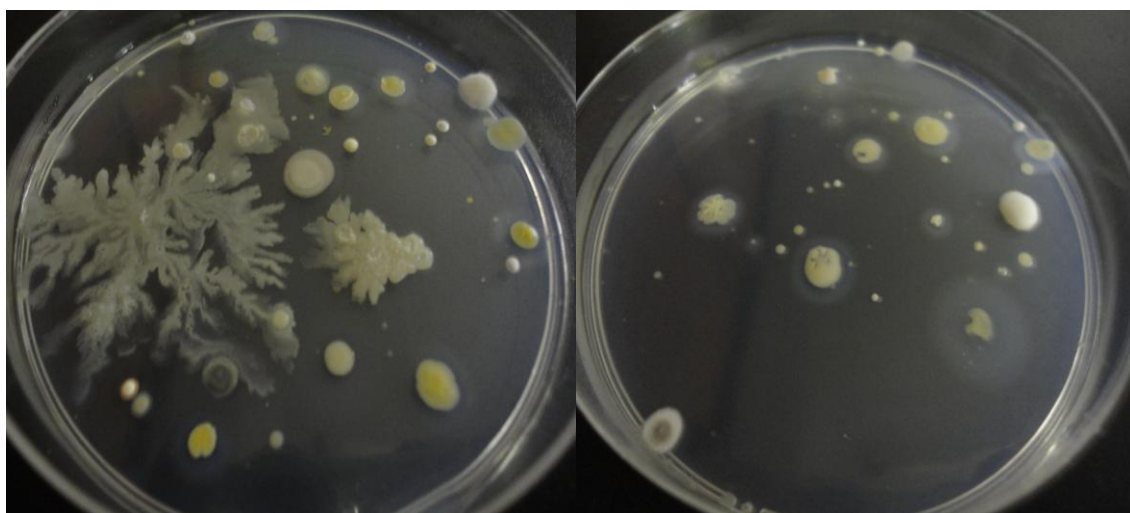


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 42 – População de Actinomicetos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama, exposto a *Cladonia verticillaris* não irradiado.

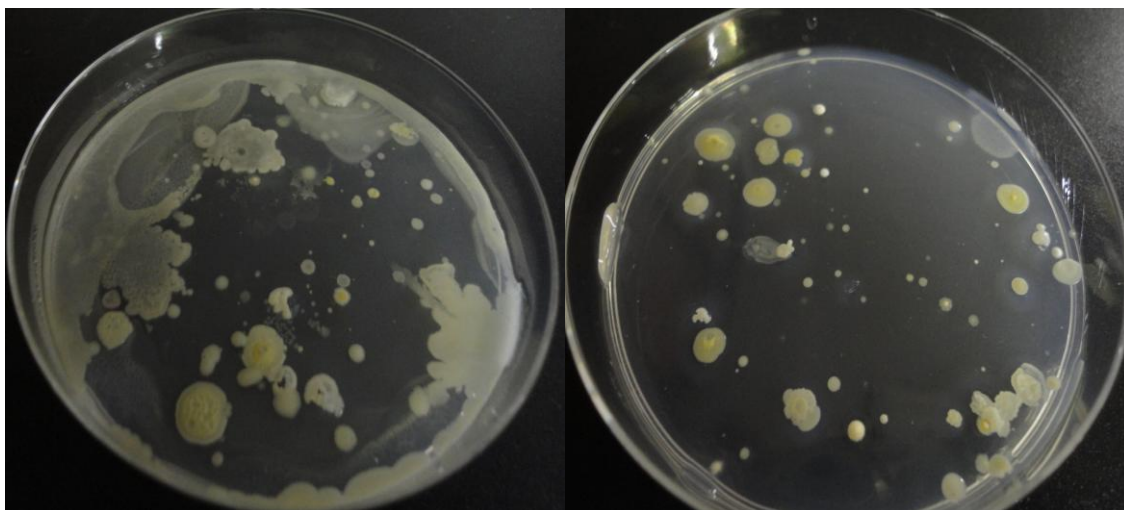


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 43 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico controle campo não submetido à radiação gama.

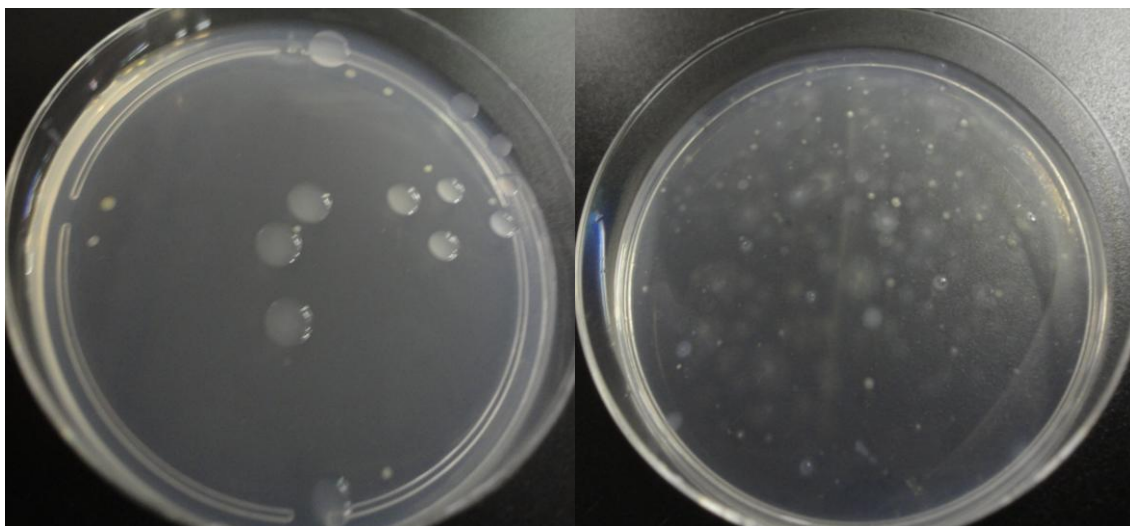


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 44 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama.

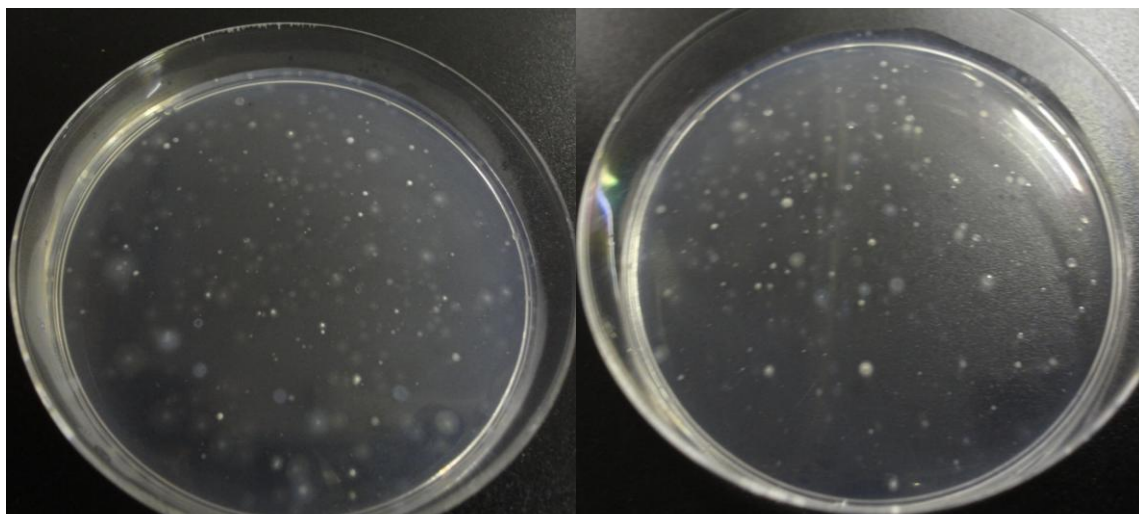


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 45 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico, exposto a *Cladonia verticillaris* ambos submetidos à radiação gama.

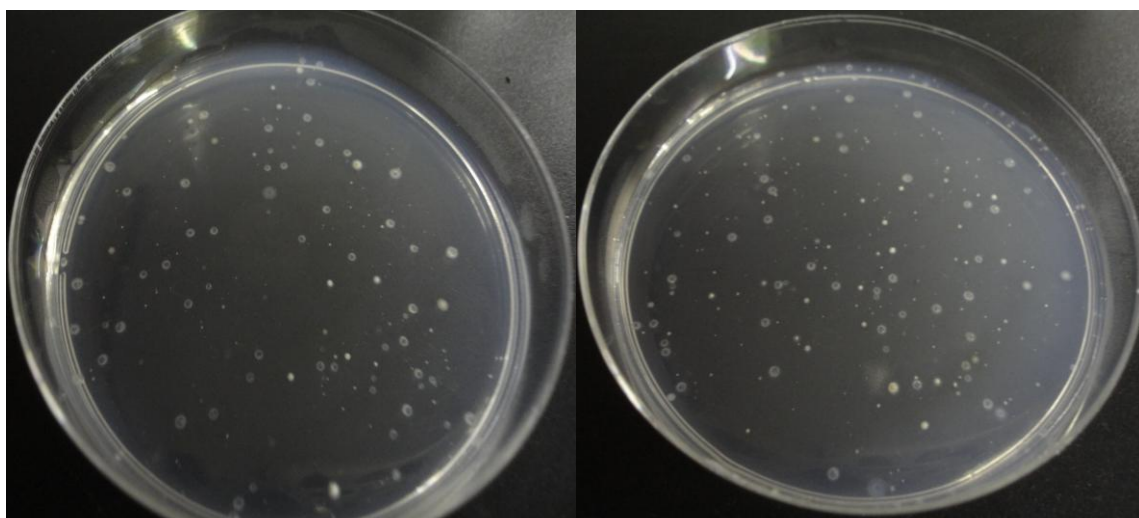


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 46 – População de Bactérias observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama, exposto a *Cladonia verticillaris* não irradiado.

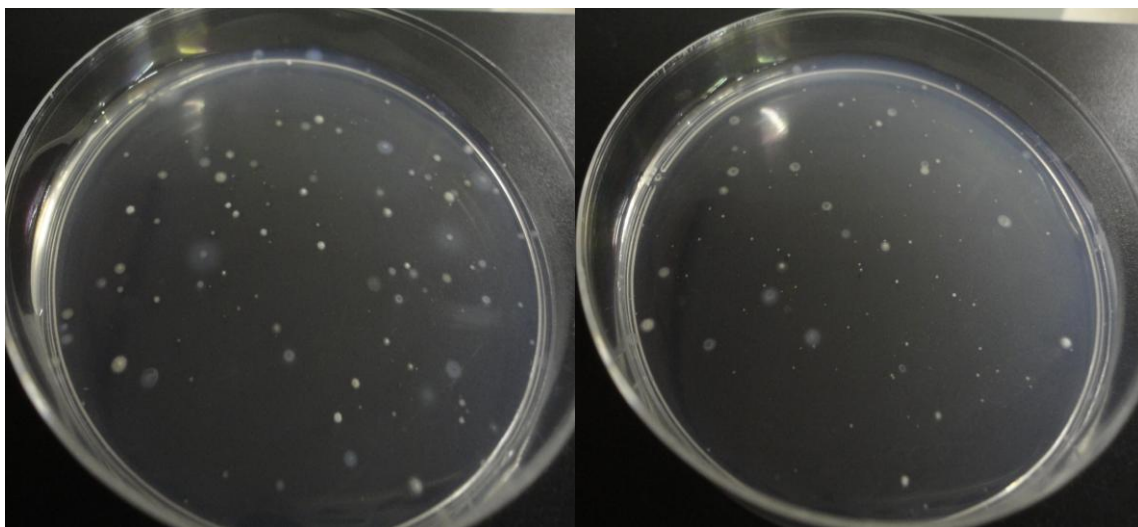


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 47 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico controle campo não submetido à radiação gama.

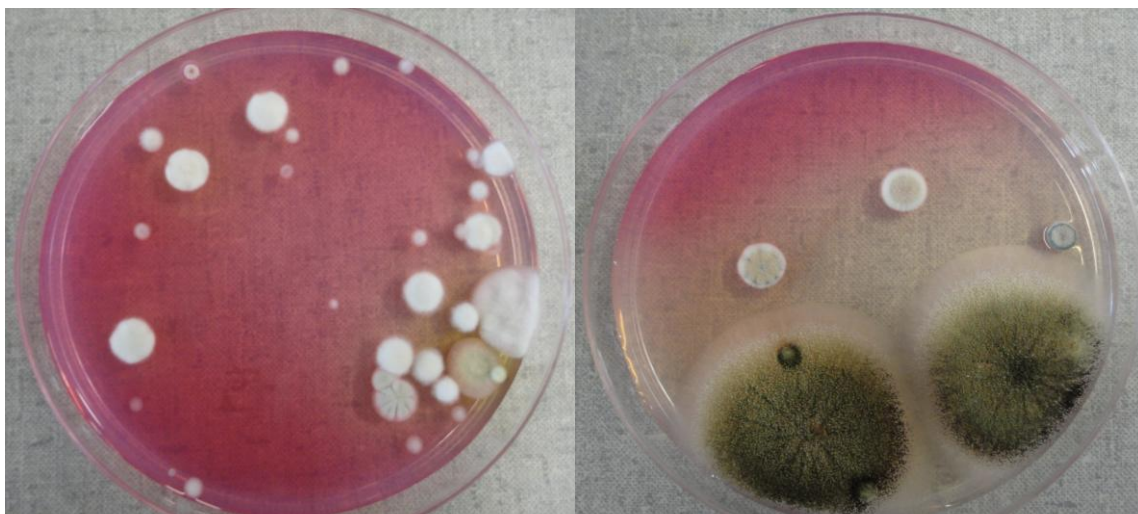


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 48 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama.

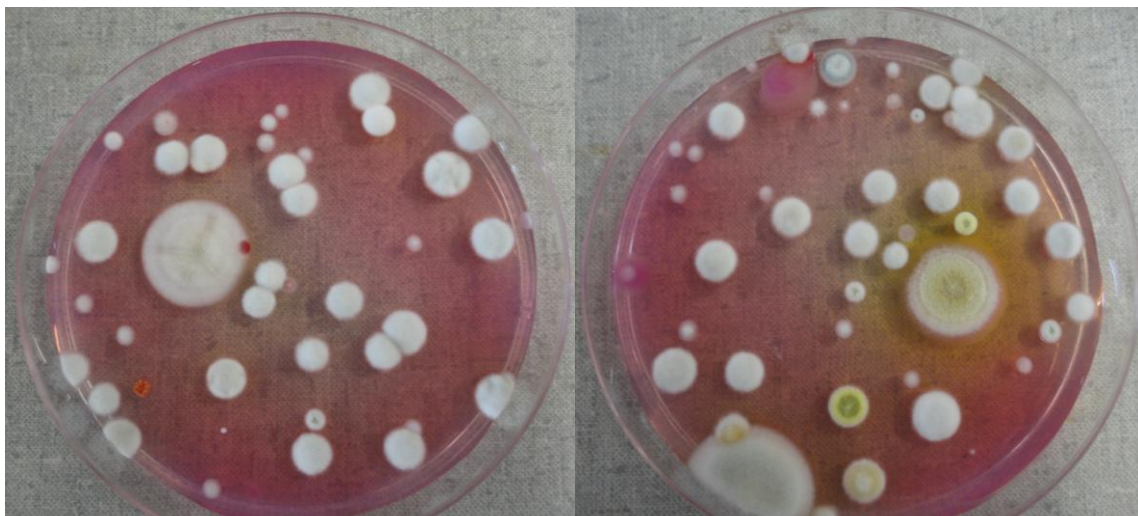


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 49 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico não irradiado, exposto a *Cladonia verticillaris* não submetida à radiação gama.



Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 50 – População de Fungos observada em amostras de Luvissolo Crômico não irradiado, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida à radiação gama.

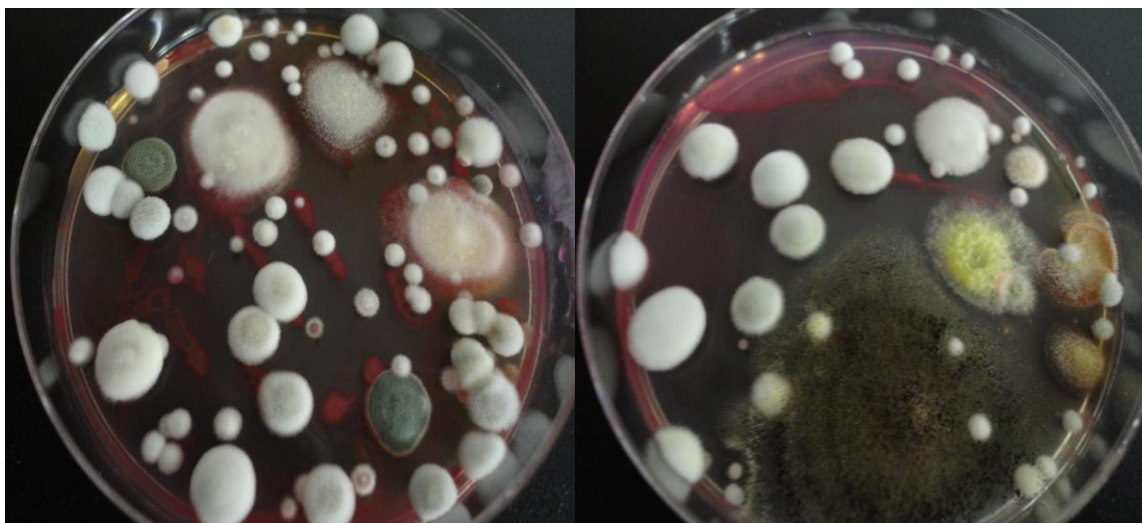


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 51 – População de Fungos observada em amostras de Luvissolo Crômico, exposto a *Cladonia verticillaris* ambos submetidos à radiação gama.

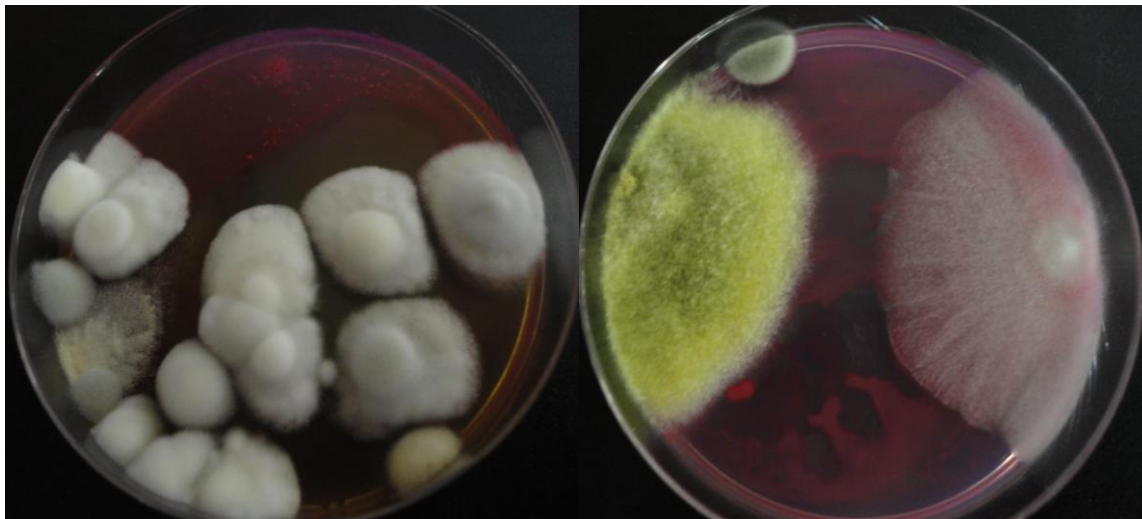


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Figura 52 – População de Fungos observada em amostras de Luvisolo Crômico submetido à radiação gama, exposto a *Cladonia verticillaris* não irradiado.

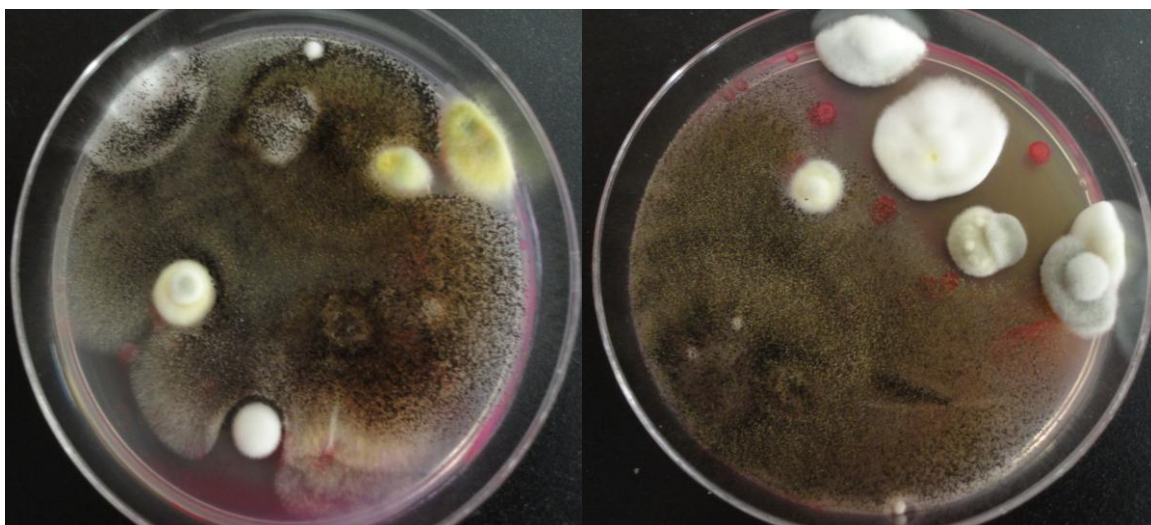


Foto: Andrezza Karla. (12/2013).

Análises de cátions trocáveis indicaram que a presença de *C. verticillaris* exerceu influência na dinâmica do solo (Tabela 12). Constatou-se que a radiação gama modificou quimicamente o solo, tendo em vista a redução dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} de 6,5% e 60%, respectivamente, quando comparado com o controle de campo. Tal fato pode estar relacionado ao efeito de expansão dos poros, ocasionado pela radiação gama (SHIBATA *et al.*, 2003; PLIKK *et al.*, 2006; LARA & BENAVENTE 2007), onde alguns íons podem ter sofrido complexação.

Na análise química se observou que aos 150 dias de experimento houve perda de cálcio e magnésio do solo, com a exceção do tratamento líquen e solo irradiados que apresentou aumento de cálcio de 38%. A redução dos teores de magnésio do solo pode estar relacionada à função estabilizadora, que esse elemento exerce sobre as estruturas intracelulares, especialmente macromoléculas de DNA e RNA (LEGAZ *et al.*, 2006). Esse fato estaria associado ao estresse sofrido pelo líquen devido à presença em ambiente contrário as suas características naturais, bem como pela influência do solo por meio da volatilização de elementos que interferem no metabolismo de *C. verticillaris*. Em adição Brown & Beckett (1984) ressaltam que a parede celular e o interior da membrana plasmática do líquen contêm grupos fixados carregados negativamente que unem cátions de forma intercambiável, ocupados principalmente por Ca^{2+} , Mg^{2+} e H^+ . Deste modo, os cátions de Ca^{2+} do solo poderiam ter sido absorvidos

devido à maior afinidade com a parede celular do líquen, ocasionando a assimilação de Ca^{2+} em concentrações elevadas.

O acréscimo no teor de cálcio, no tratamento líquen e solo irradiados, está em consonância com os dados obtidos da produção fenólica de *C. verticillaris*, quando se verificou uma hiperprodução de FUM no talo do líquen aos 150 dias de experimento e sua consequente percolação para o substrato. Constatou-se que os teores de cálcio no intervalo de 300 dias de experimento tiveram uma elevação com destaque para o tratamento líquen não irradiado e solo irradiado. A incorporação de grandes quantidades de Ca^{2+} pode levar o talo do líquen a uma saturação, que causará o deslocamento do cátion original e consequente liberação para o meio (NASH III, 2003). Os dados podem ser ratificados por Vasconcelos (2009) quando observou que *C. verticillaris* interage com os minerais do solo subjacente, aumentando a capacidade de troca catiônica e a disponibilidade de H^+ , que manteve o pH do solo subjacente próximo à neutralidade. Em adição Silva (2011) utilizando *C. verticillaris*, hidratada com diferentes concentrações de ureia, para observação dos efeitos que as substâncias do líquen ocasionam em Luvisolo, observou o aumento de Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que influenciou no acréscimo da CTC do solo e, em contrapartida, redução do teor de Na^+ . Tais fatores corroboram os dados obtidos, demonstrando a influência de *C. verticillaris* na melhoria da qualidade química do solo.

Tabela 12 – Caracterização química das amostras de Luvisolo Crômico, submetido à *Cladonia verticillaris*, em diferentes intervalos de tempo, ambos líquen e solo irradiados ou não.

Complexo de Troca							
Concentrações/Unidades	(1:2,5)	cmol _c .kg ⁻¹					(%)
Tratamentos	pH H ₂ O	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CTC	PST
Controle campo	6,67	9,49	1,89	0,46	0,01	11,84	3,90
Controle campo irradiado	6,45	8,86	0,74	0,43	0,01	10,03	4,27
3 (150 dias)	6,49	8,78	1,09	0,39	0,01	10,27	3,83
4 (150 dias)	6,57	9,20	1,04	0,37	0,01	10,61	3,47
5 (150 dias)	6,52	13,06	1,11	0,45	0,01	14,63	3,04
6 (150 dias)	6,55	3,43	1,01	0,38	0,01	4,82	7,80

3 (300 dias)	6,51	10,32	1,02	0,39	0,01	11,74	3,35
4 (300 dias)	6,64	9,31	0,99	0,35	0,00	10,65	3,29
5 (300 dias)	6,5	10,07	1,08	0,45	0,01	11,61	3,91
6 (300 dias)	6,51	11,23	1,09	0,45	0,01	12,77	3,49
Média	6,54	9,38	1,11	0,41	0,01	10,90	4,04
Desvio padrão	0,07	2,46	0,30	0,04	0,00	2,53	1,37
CV*	0,01	0,26	0,27	0,10	0,12	0,23	0,34

Legenda: 3 (Líquen+solo); 4 (Líquen irradiado+solo não irradiado); 5 (Líquen irradiado+solo irradiado); 6 (Líquen não irradiado+solo irradiado). PST (percentagem de sódio trocável ((Na/CTC)x100). CV = Coeficiente de variação

As análises dos cátions solúveis do solo indicam que a radiação elevou os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , em 115% e 117,2%, respectivamente, o que também foi observado nos tratamentos onde o solo tinha a presença do líquen, com valores muito superiores, quando comparados ao controle de campo (Tabela 13). Da mesma maneira, observou-se um acréscimo de Ca^{2+} e Mg^{2+} de 418,87% e 208,3%, respectivamente, no tratamento líquen e solo não irradiado, sendo este o de maior elevação no teor de cálcio. Além dos aumentos mencionados, foi também constatado incremento de Ca^{2+} e Mg^{2+} nos demais tratamentos com, respectivamente, 143,5% e 8,5% no tratamento com líquen irradiado com solo não irradiado, 284,7% e 234,2% no tratamento líquen e solo irradiados, além de 302,75% e 77,75% no tratamento líquen não irradiado e solo irradiado.

Tabela 13 – Extrato de saturação de amostras de Luvisolo Crômico submetido à *Cladonia verticillaris*, ambos líquen e solo irradiados ou não.

Extrato de Saturação							
Unidades	mS/cm		mmol _c .L ⁻¹				
Tratamentos	CE _{ES}	pH _{es}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	RAS
Controle campo	5,00	6,98	3,66	1,93	0,00	0,01	0,00
Controle campo irradiado	4,81	7,16	7,89	4,19	0,00	0,01	0,00
3 (300 dias)	5,59	6,33	18,99	5,95	0,00	0,01	0,00
4 (300 dias)	4,62	4,21	8,91	2,09	0,00	0,00	0,00
5 (300 dias)	6,62	5,07	14,08	6,45	0,00	0,01	0,00
6 (300 dias)	5,51	5,18	14,74	3,43	0,00	0,01	0,00
Média	5,36	5,82	11,38	4,01	0,00	0,01	0,00

Desvio padrão	0,73	1,18	5,56	1,90	0,00	0,00	0,00
CV*	0,14	0,20	0,49	0,47	0,11	0,22	0,22

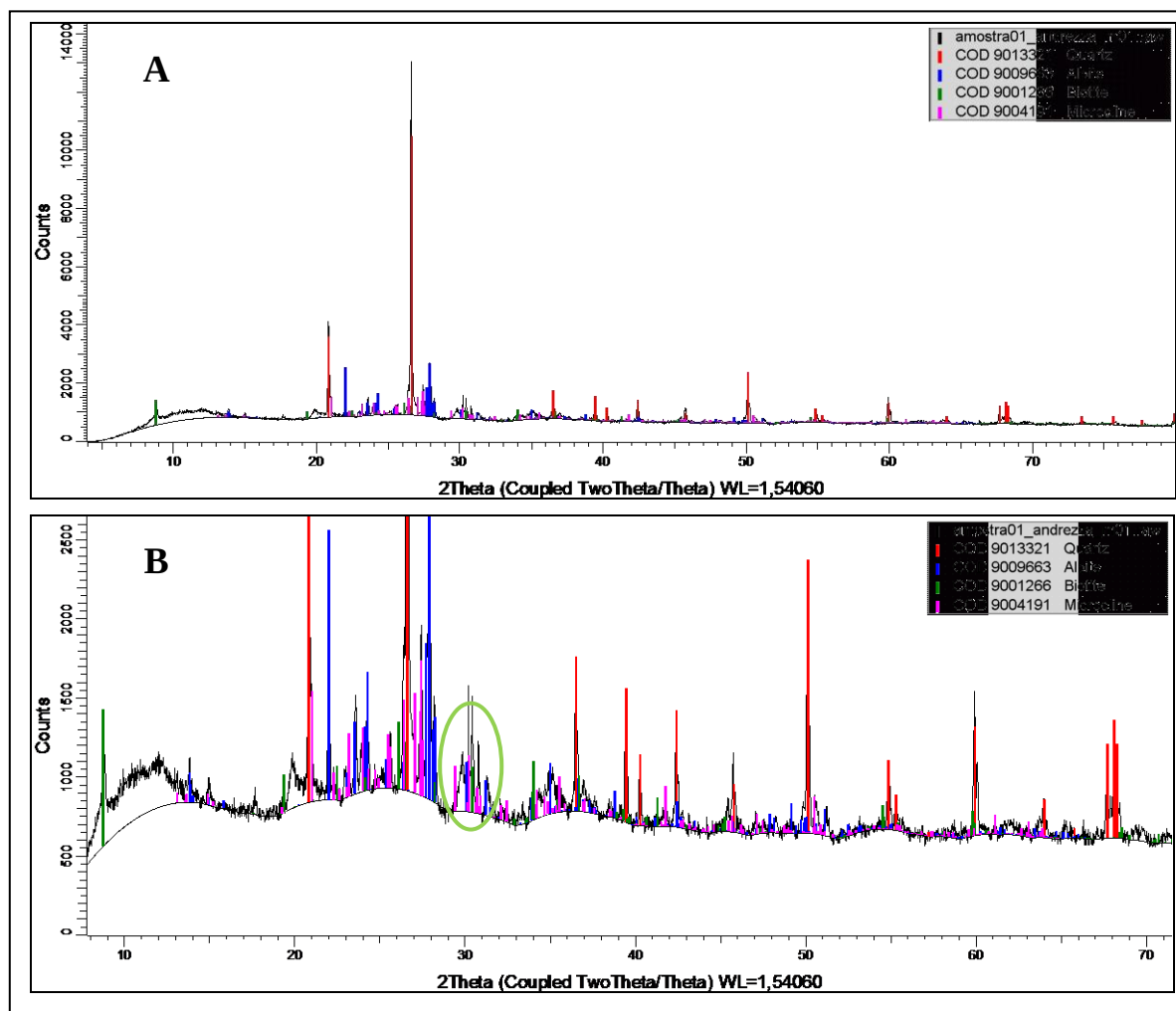
Legenda: 3 (Líquen+solo); 4 (Líquen irradiado+solo não irradiado); 5 (Líquen irradiado+solo irradiado); 6 (Líquen não irradiado+solo irradiado). RAS (relação de absorção de sódio). Cv =Coeficiente de variação.

O acréscimo observado no teor de Ca^{2+} pode ter relação, com a possível, liberação de oxalato de cálcio ($\text{CaC}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) pelo líquen, secretado pelo micobionte ocasionando a complexação de minerais presentes no solo (SEAWARD, 1988). Russ *et al.* (1996) destacam que a espécie *Aspiciliacalcarea* habita rochas calcárias ou dolomíticas e produz whewellita, um tipo de oxalato de cálcio, em superfícies expostas de rochas ou secas ou abrigadas por sombras de árvores.

Os minerais encontrados no solo através da difratometria de raio-X foram albita, biotita, microclina e quartzo (Figura 53). É possível que além da segregação do oxalato de cálcio pelo líquen, este por meio de suas substâncias tenha degradado quimicamente minerais como o albita ($\text{Al}_1\text{Ca}_{0,02}\text{Na}_{0,98}\text{O}_8\text{Si}_{2,98}$), que contém em sua constituição química cálcio e a biotita, que possui magnésio em sua constituição. Neste sentido, o magnésio encontrado pode ter sido liberado, fato que corresponderia à existência de quantidades superiores desse mineral no solo, quando correlacionado com o controle de campo. Desta forma, com a consequente quelação ocasionada pelos fenóis do líquen, estes minerais passaram a ser encontrados em abundância na forma solúvel do solo.

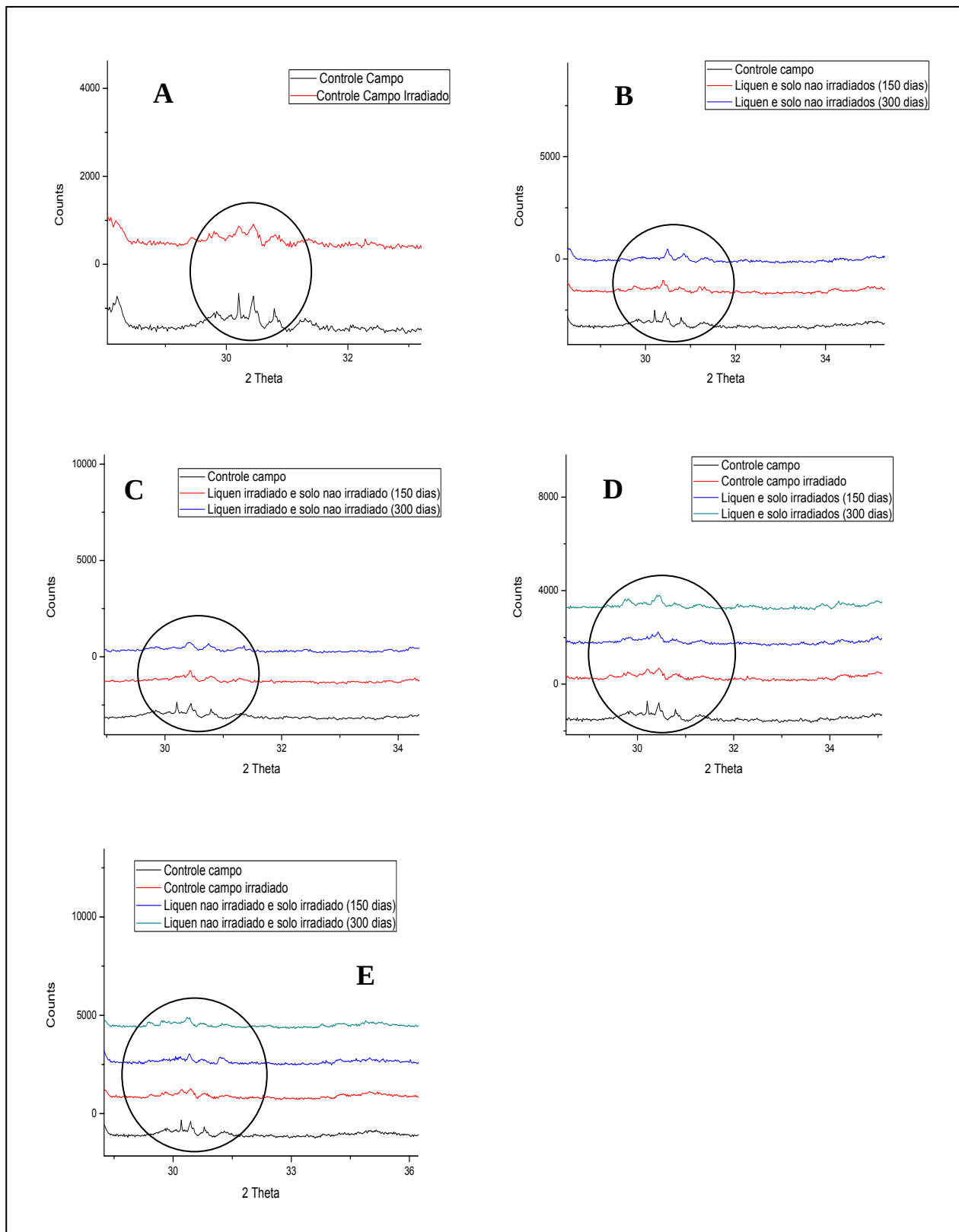
A análise de difratometria de raio-x corrobora os dados obtidos, pois foi possível identificar a degradação da albita e da microclina existentes no solo. Observou-se que em todos os tratamentos houve a deterioração dos referidos minerais, evidenciados aos 150 dias com uma diminuição dos picos e, aos 300 dias demonstrou a quase inexistência dos referidos minerais, quando comparados ao controle de campo (Figura 54).

Figura 53 – Difratoograma indexado de amostra de Luvissole Crômico em tempo zero.



Legenda: A (difratograma de Luvissole Crômico realizada na amostra controle de campo); B (difratograma indexado, mostrando área de degradação da albite e da microclina).

Figura 54 – Difrátograma de amostras de Luvisolo irradiado ou não, exposto a *Cladonia verticillaris* submetida ou não à radiação gama.



Legenda: A (controle de campo e controle de campo irradiado); B (tratamento líquen e solo não irradiados); C (tratamento líquen irradiado solo não irradiado); D (tratamento líquen e solo irradiados); E (tratamento líquen não irradiado e solo irradiado). Área circulada referente ao ponto de degradação.

6. CONCLUSÕES

Observou-se que no município de Cabrobó, a ilha de Assunção é o principal núcleo agrícola. Foi verificado que a paisagem está sendo alterada pelos agricultores da ilha diante dos impactos gerados ao ecossistema. Estes estão modificando seus métodos e cultivos, passando a introduzir a irrigação por aspersão, micro aspersão e gotejamento, no cultivo da fruticultura, em detrimento a plantação de cebola e arroz, porém ainda com acentuada predominância da irrigação por sulco e/ou inundação mesmo na fruticultura.

Verificou-se que os extratos orgânicos de *C. verticillaris* obtidos dos diferentes tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes devido à ciclicidade na queda e ascensão da produção fenólica. Esse efeito se tornou mais evidente nos tratamentos submetidos à radiação gama.

Constatou-se que a radiação causa efeitos no metabolismo e química do líquen, sendo observado nos tratamentos em que o talo de *C. verticillaris* foi submetido à radiação hiperprodução do FUM, detectados aos 90 e 150 dias de experimento.

Evidenciou-se que a presença do líquen influenciou positivamente os atributos do solo devido à percolação das substâncias produzidas por *C. verticillaris* terem contribuído para o aumento da população microbiana, além do incremento nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} pela complexação dos minerais de albita e microclina.

Constatou-se que *C. verticillaris* não pode ser considerada como biorremediador de solos salinizados devido a pouca alteração ocasionada no teor de sódio do solo, principal problema nesse tipo de solo, porém a espécie é capaz de melhorar a qualidade do solo, tornando-o mais fértil a partir da liberação de nutrientes.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. 5. ed. Cotia, São Paulo: Ateliê, 2003. 159 p.

ADAMO, P.; VIOLANTE, P. Weathering of rocks and neogenesis of minerals associated with lichen activity. *In: Applied Clay Science*. V. 16. 229–256. 2000.

ADAMO, P.; MARCHETIELLO, A.; VIOLANTE, P. The weathering of mafic rocks by lichens. *In: Lichenologist*. 25_3, 285–297. 1993.

AGUIAR NETTO, A. O.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V.; BARROS, A. C.; CAMPECHEN, L. F. S. M.; BLANCO, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. *In: Revista de Ciência Rural*, Santa Maria, v. 37, n.6, p. 1640-1645, nov-dez. 2007.

AHTI, T.; STENROOS, S.; XAVIER-FILHO, L. The lichen family Cladoniaceae in Paraíba, Pernambuco and Sergipe, northeast Brazil. *In: Tropical Biology*, v. 7, p. 55-70, 1993.

AMEZKETA, E. An integrated methodology for assessing soilsalinization, a pre-condition for land desertification. *In: Journal of Arid Environments*, v. 67, p. 594–606. 2006.

ANDRADE-LIMA, D. **Um pouco de ecologia para o nordeste: parte geral**. Recife: UFPE. Centro de Ensino de Ciências do Nordeste, 1972. 76p.

ANDRADE-LIMA, D. Estudos Fitogeográficos de Pernambuco. *In: Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica*. Recife, vol. 4, p.243-274, 2007.

ANJOS, M. J. **Análise de solos agrícolas por Fluorescência de Raio-X por dispersão em energia**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação e Pesquisa em Engenharia, COPPE-UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2000. 192 p.

ANDERSON, T. H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *In: Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 98, p. 285-293, 2003.

ARAUJO, G. H.S.; ALMEIDA, J .R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 3º ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008. 320 p.

ARAÚJO, A. S. F.; MELO, W. J. **Biomassa microbiana do solo**. Teresina: Universidade Federal do Piauí. 2012. 150 p.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. *In: Chemosphere*, v. 64, p. 1028-1032. 2006.

ATLAS, R. M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *In: Microbiology*, 45(1):180-209. 1981.

BAÑUELOS, G.S. Factors influencing field phytoremediation of selenium-laden soils. *In: TERRY, N. AND BAÑUELOS, G. (Ed), Phytoremediation of contaminated soil and water*, Boca Raton: Lewis Publishers, 2000, pp 41-59.

BASTOS, D. C. O. **Manejo da salinidade em irrigação localizada: análise da alternativa de lixiviação incompleta**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2004. 92p.

BARBOSA, H. M. S. **Análise do comportamento do migmatito sob atuação de *Cladonia substellata* (líquen) como fator de formação primária dos solos**. Monografia de Bacharelado em Ciências Geográficas. Universidade Federal de Pernambuco, 2005.

BARBOSA, H. M. S. **Influência do nitrogênio na produção de substâncias degradadoras do milonito por *Cladonia substellata* (líquen)**. Dissertação de Mestrado em Geografia. Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

BARROS, M. F. C.; FONTES, M. P. F.; ALVAREZ, V. H.; RUIZ, H. A. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. *In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.8, n.1, p.59-64, 2004.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6. ed. Viçosa: UFV, 1995. 657 p.

BERTILLER, M. B. Grazing Effects on Sustainable Semiarid Rangelands in Patagonia: The State and Dynamics of the Soil Seed Bank. *In: Environmental Management*. Vol. 20, No. 1, 2002. pp. 123-132.

BERTRAND, G. Paisagem e Geografia física global. Esboço metodológico. *In: R. RAÍE GA*, Curitiba, n. 8, p. 141-152, 2004.

BEŠKOSKI, V. P.; GOJGIĆ-CVIJOVIĆ, G.; SOLEVIC, T. Ex situ bioremediation of a soil contaminated by mazut (heavy residual fuel oil) - A field experiment. *In: Chemosphere*. Vol. 83. 2011. 34-40.

BESSE, J. M. **Ver a terra**: seis ensaios sobre a paisagem e a geografia. São Paulo: Perspectiva, 2006.

BITTENCOURT, A. **Propriedades químicas de um Planossolo após doze anos de cultivo sob diferentes sistemas**. Pelotas. 1999. 40f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, UFPel.

BJORNLUND, L.; EKLUND, F.; CHISTENSEN, S.; SUHR, C.; JOHNSEN, J. Y. K. Interactions between saprotrophic fungi, bacteria and protozoa on decomposing wheat roots in soil influenced by the fungicide fenpropimorph (Corbelã): A field study. *In: Soil Biology & Biochemistry*. V. 32, p. 967-975. 2000.

BROWN, D. H.; BECKETT, R. P. Uptake and effect of cations on lichen metabolism. *In: Lichenologist*, 16, 173–188. 1984.

BROWN, D. H.; BROWN, R. M. Mineral cycling and lichens: the physiological basis. *In: Lichenologist*. 23:293-307. 1991.

BROOKES, P. C.; POELSON, D. S.; JENKINSON, D. S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *In: Soil Biology & Biochemistry*. Oxford, v. 14, n. 4, p. 319-329. 1982.

BUNTING, B. T. **Geografia do solo**. Rio de Janeiro: Zahar, 1971. 259 p.

CAMARGO, F. A. C.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. *In: SANTOS, G. A. & CAMARGO, F. A. O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo*. Porto Alegre, Genesis, 1999. p.117-137.

CARNEIRO, M. A. C.; ASSIS, P. C. R.; MELO, L. B. C.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B.; SILVEIRA NETO, A. N. Atributos bioquímicos em dois solos de

Cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. *In: Pesquisa Agropecuária Tropical*. v. 38, n. 4, p. 276-283, out./dez. 2008.

CASSETTI, V. **Ambiente e apropriação do relevo**. São Paulo: Contexto, 1991.

CAVALCANTE, L. F.; SANTOS, R. V. dos; FERREYRA F. F. H.; GHEYI, H. R.; DIAS, T. J. Recuperação de solos afetados por sais. *In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. Manejo da salinidade na agricultura*. Fortaleza, INCT Sal, 2010. p. 472.

CHHABRA, R. **Soil salinity and water quality**. Rotterdam: A.A. Balkema Publishers, 1996. 283p.

CHEN, J.; BLUME, H. P.; BEYER, L. Weathering of rocks induced by lichen colonization — a review. *In: Catena*. 39. 121–146. 2000.

CHEN, J.; YANG, Q.; HUANG, T.; ZHANG, Y.; DING, R. Enhanced bioremediation of soil contaminated with viscous oil through microbial consortium construction and ultraviolet mutation. *In: World J Microbiol Biotechnol*. Vol. 27. 2011. 1381–1389.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236p.

COLLA, L. M.; PRIMAZ, A. L.; LIMA, M.; BERTOLIN, T. E.; COSTA, J. A. V. Isolamento e seleção de fungos para biorremediação a partir de solos contaminados com herbicidas triazínicos. *In: Ciênc. agrotec.*, Lavras, v. 32, n. 3, p. 809-813, maio/jun., 2008.

CONCEIÇÃO, M.; MANZATTO, C. V.; ARAÚJO, W. S.; MARTIN NETO, L.; SAAB, S. C.; CUNHA, T. J. F.; FREIXO, A. A. Estudo comparativo de métodos de determinação do teor de matéria orgânica em solos orgânicos do Estado do Rio de Janeiro. *In: Ministério da Agricultura e Abastecimento*. N° 3, agosto 1999, p.1-5.

CONDEPE/FIDEM. **As comunidades indígenas de Pernambuco**. Recife: Condepe, 1981. p. 44 a 47.

CONTI, J. B. **O conceito de desertificação**. *In: Climatologia e estudos da paisagem*. Rio Claro, Vol. 03 – n.2, junho/dezembro, 2008. p. 39.

COSTA, D. L. C. R. **Avaliação do processo de pedogênese do basalto a partir da ação do ácido úsnico sob condições ambientais e laboratoriais.** Dissertação de Mestrado em Geografia. Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

CULBERSON, W. L.; JOHNSON, A. **Second Supplement to Chemical and Botanical Guide of Lichen Products.** St. Louis, The American Bryological and Lichenological Society, Inc., 1977. 400p.

DERCOVA, K.; SEJÁKOVÁ, Z.; SKOKANOVA, M. Bioremediation of soil contaminated with pentachlorophenol (PCP) using humic acids bound on zeolite. *In: Chemosphere.* Vol. 66. 2007. 783-790.

DREW, D. **Processos interativos homem-meio ambiente.** 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2002. 206p.

DIAS, N. S.; BLANCO, F. F.. Efeitos dos sais no solo e na planta. *In: Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados.* Orgs. GHEYI, H. R., DIAS, N. S., LACERDA, C. F. Fortaleza, INCT Sal, 2010. 472p.

DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M.A. Soil health and sustainability. *In: Advances in Agronomy.* 56:1-54. 1996.

EMBRAPA. **Sistema de classificação brasileiro de solos.** Brasília: SPI, 1999. 412 p.

EMBRAPA. **Sistema de classificação brasileiro de solos.** 3º ed. rev ampl. - Brasília, DF: EMBRAPA, 2013. 353 p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solos.** Rio de Janeiro: SPI, 1997. 212 p.

ERBISCH, F. H. Effects of acute and chronic gamma radiation on *Cladonia sylvatica* and *Parmelia sulcata*. *In: USAEC REPORT COO-2087-7*, Michigan Technological University, 1974

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 1980.

_____. **Food aid in figures.** Roma. 1984.

_____. **African agriculture: the next 25 years.** Roma, 1986.

_____. **Protect and produce.** Roma, 1992.

FAVERO-LONGO, S. E.; CASTELLI, D.; SALVADORI, O.; BELLUSO, E.; PIERVITTORI, R. Pedogenetic action of the lichens *Lecidea atrobrunnea*, *Rhizocarpon geographicum* gr. and *Sporastatia testudinea* on serpentinized ultramafic rocks in an alpine environment. *In: International Biodeterioration & Biodegradation*. 56. 17-27. 2005.

GALVAN, J.; ASCASO, C.; RODRIGUEZ. The pedogenic action of lichen in metamorphic rocks. *In: Pedobiologia*, 21. 1981. pp.60-73.

GLANZT, M. H.; ORLOVSKY, N. S.; Desertification: A review of the concept. *In: Desertification Control Bulletin*. 9: 15-22. 1983.

GOVERNO DE PERNAMBUCO. **Projeto Pernambuco Rural Sustentável – PRS:** marco dos povos indígenas de Pernambuco. 2011. 27 p.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; MONREAL, C.M.; ELLERT, B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *In: Can. J. Soil Sci.*, 367-375, 1994.

GRODZINSKY, D. M. Radiobiologia rastenii. *In: Radiobiology of plants*. Kiev: Naukova umka. 1989.

GUERRA, A. J. T.; MARÇAL, M. S. **Geomorfologia ambiental**. 3 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

GUERRA, A. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 4º ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. 372 p.

HALE, M. E. **The Biology of Lichens**. 3ed. London. Edward Arnold Pub., 1983, 90p.

HARTSHORNE, R. **Propósitos e natureza da geografia**. São Paulo: HUCITEC. 1978.

HAWKSWORTH, D. L.; HILL, D. J. **The lichen-forming fungi**. Blackie & Sons Ltda. Glasgow. 1984.

HENRY, J. L.; JOHNSON, W. E. **The nature and management of salt-affected soils in Saskatchewan**. Saskatoon: University of Saskatchewan, 1977. 26p.

HEIM, A.; SCHMIDT, M. W. I. Lignin turnover in arable soil and grassland analysed with two different labelling approaches. *In: European Journal of Soil Science*, v.58, p.599-608, 2007.

HONDA, N. K.; VILEGAS, W. A química dos líquens. *In: Química Nova*, 21(6). 1998.

HUNECK, S.; YOSHIMURA, I. **Identification of lichen substances**. Springer Verlag, Berlin. 1996. 504p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário**. 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. 2010.

ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Soil quality indicator properties in mid-atlantic soils as influenced by conservation management. *In: J. Soil Water Conser.*, 55:69-78, 2000.

ISKANDER, I. K.; SYERS, J. K. Soil. *In: J. Soil, Sci.* v. 23. 255. 1972.

JALFIM, A. **Meio Ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós-Rio 92**. CAMARGO, A; CAPOBIANO, J. P. R.; OLIVEIRA, J. A. P. (orgs.). 2 ed. São Paulo: Estação Liberdade: Instituto Socioambiental; Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas. 2004.

JONES, D. Lichens and pedogenesis. *In: Handbook of lichenology*. Vol III, M. Galun ed. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 109-124. 1988.

KASSAS, M. Desertification: a general review. *In: Journal of Arid Environments*. 30:115-128. 1995

LAL, R. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *In: Soil & Tillage Research*, 27, 1-8. 1993.

LARA, R.; BENAVENTE, J. Electrokinetic and surface chemical characterizations of an irradiated microfiltration polysulfone membrane: Comparison of two irradiation doses. *In: Journal of Colloid and Interface Science*. 310. 519–528. 2007.

LEAL, I. G.; ACCIOLY, A. M. A.; NASCIMENTO, C. W. A.; FREIRE, M. B. G. S.; MOTENEGRO, A. A. A.; FERREIRA, F. L. Fitorremediação de solo salino sódico por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida. *In: Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Vol. 32, pp. 1065-1072, 2008.

LEAL, I. G. **Utilização de *Atriplex nummularia* e gesso de jazida na fitorremediação de solo salino-sódico**. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2005. 61 p.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Ed. Universitária UFPE, 2003. 400 p.

LEGAZ, M. E.; MILLANES, A. M.; CÓRDOBA, C. V. Fisiologia dos Líquens. *In: XAVIER-FILHO, L.; LEGAZ, M. E.; CÓRDOBA, C. V.; PEREIRA, E. C. Biologia de Líquens*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 2006, pp. 145-252.

LEGAZ, M. E.; VICENTE, C.; ASCASO, C.; PEREIRA, E. C.; XAVIERFILHO, L. Pigment analysis of sun and shade populations of *Cladonia verticillaris*. *In: Biochem.System. Ecol*, v. 14, p. 575-580, 1986.

LEINZ, V.; AMARAL, S. E. **Geologia geral**. 8 ed. São Paulo: Nacional, 1980. 396 p.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 177 p.

MAAS, E. V. Salt tolerance in plants. *In: Applied Agricultural Research*. v.1, p.12-26, 1986.

MABBUTT, J. A. Desertification indicators. *In: Climatic Change*. 9. p. 113-122. 1986.

MALUCHE-BARETTA, C.R.D.; KLAUBERG-FILHO, O.; AMARANTE, C. V. T.; RIBEIRO, G.M. & ALMEIDA, D. Atributos microbianos e químicos do solo em sistemas de produção convencional e orgânico de maçãs no Estado de Santa Catarina. *In: R. Bras. Ci. Solo*, 31:655-665, 2007.

MARCELLI, M.P. Fungos Liqueenizados. *In: XAVIER-FILHO, L.; LEGAZ, M. E.; CÓRDOBA, C. V.; PEREIRA, E. C. G. **Biologia de Liqueens***. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 2006. pp. 23-74.

MATALLO JUNIOR, H. **Indicadores de desertificação**: histórico e perspectivas. Brasília: UNESCO, 2001.

MARIANO, A. P. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados como óleo diesel**. Rio Claro/SP: UEP, 2006.p 06 – 22. Programa de Pós-Graduação em Geociência e Meio Ambiente pela Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

MARTINS, C. M.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R.; POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo de áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. *In: R. Bras. Ci. Solo*, 34:1883-1890, 2010.

MELO, P. **Radiação gama na funcionalidade e interação de *Cladonia salzmannii* Nyl. (líquen) com o solo**. Dissertação de Mestrado em Tecnologias Energéticas Nucleares. Universidade Federal de Pernambuco, 2011. 49 p.

MEDEIROS, J. F.; LISBOA, R. A.; OLIVEIRA, M. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. *In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.7, p.469-472, 2003.

MEDEIROS, J. F.; NASCIMENTO, I. B.; GHEYI, H. R. Manejo do solo-água-planta em áreas afetadas por sais. *In: Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados*. Orgs. GHEYI, H. R., DIAS, N. S., LACERDA, C. F. Fortaleza, INCT Sal, 2010. 472p.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

MIRANDA, M. F. A. **Diagnóstico e recuperação de solos afetados por sais em perímetro irrigado do sertão de Pernambuco**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-

Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2013. 102 p.

MOREIRA, R. **Pensar e ser em Geografia**: ensaios de história, epistemologia e ontologia do espaço geográfico. 2 ed. São Paulo: Contexto, 2011a.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Atlas de áreas susceptíveis a desertificação no Brasil**. Santana, M.O. (Org.). Brasília: MMA, 2007. 134 p.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca PAN-Brasil**. Brasília: MMA, 2005. 242 p.

MOREIRA, R. **O pensamento geográfico brasileiro**: as matrizes clássicas originárias. 2 ed. 1º reimpressão. São Paulo: Contexto, 2011b.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006. 626 p.

MOURA, D. Z. O. **Intemperização do milonito de *Cladonia substellata***. Monografia de Bacharelado em Ciências Geográficas. Universidade Federal de Pernambuco, 2004.

MUNIER-LAMY, C.; BORDER, O. Effect of triazole fungicide on the cellulose decomposition by the soil microflora. *In: Chemosphere*. V. 41, p. 1029-1035. 2000.

NASH III, T. H. **Lichen Biology**. Cambridge: Cambridge University Press/USA, 2003. 303 p.

NASH III, T. H. **Metal tolerance in lichens. In Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects**, ed. A. J. Shaw, pp. 119–131. Boca Raton: CRC Press. 1989.

NICODEMO, M. L. F. **Uso de biomassa microbiana para avaliação de qualidade do solo em sistemas silvipastoris**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 34 p.

NIEBOER, E.; RICHARDSON, D.H. S. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *In: Environmental Pollution*, 1, 3–26. 1980.

NIEBOER, E.; RICHARDSON, D. H. S.; TOMASSINI, F. D. Mineral uptake and release by lichens: an overview. *In: Bryologist*, 81, 226–246. 1978.

NIFONTOVA M. G.; RAVINSKAYA, A. P.; SHAPIROJ, I. A. Effect of acute gamma radiation on some physiological features of lichens. *In: Lichenologist*, v. 27, n. 3, p. 215-224, 1995.

NIMER, E. Desertificação: realidade ou mito? *In: Revista Brasileira de Geografia/IBGE*. Rio de Janeiro, 50 (1): 7-39, jan./mar. 1988.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

OKIN, G. S.; PARSONS, A. J.; WAINWRIGHT, J.; HERRICK, J. E.; BESTELMEYER, B. T.; PETERS, D. C.; FREDRICKSON, Ed L. Do Changes in Connectivity Explain Desertification? *In: BioScience*. Vol. 59. Nº 3. March 2009.

OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil**: guia auxiliar para seu reconhecimento. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201 p.

PALMIERI, F.; LARACH, J. O. I.; Pedologia e Geomorfologia. *In: Geomorfologia e Meio Ambiente*. GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). 4º ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. 372 p.

PEREIRA, E. C. G. **Produção de metabólicos por espécies de Cladoniaceae (líquen) a partir de imobilização celular**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Botânica. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1998. 240 p.

PEREIRA, E. C.; VICENTE, C.; LEGAZ, M. E.; SILVA, N. H.; SILVA, E. F.; ANDRADE, L. H. C.; Production of lichen metabolites by immobilized cells of *Cladonia clathrata*. *In: Phyton*, v. 39, p. 79–90. 1999.

PLIKK, P.; ODELIUS, K.; HAKKARAINEN, M.; ALBERTSSON, A.C. Finalizing the properties of porous scaffolds of aliphatic polyesters through radiation sterilization. *In: Biomaterials*. 27. 5335–5347. 2006.

PRIETO LAMAS, B.; RIVAS BRAE, MT; SILVA HERMO, BM. Colonização POR líquenes de Igrejas de granito na Galiza noroeste da Espanha. *In: Sci.Total Environ*. 167, 343-351. 1995

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000. 252p.

PIRES, F. R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, I. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. *In: Revista Planta Daninha*. Viçosa – MG, v. 21, n.2, p. 335-341, 2003.

POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. II. Gamma irradiation, autoclaving, air-drying and fumigation. *In: Soil Biology and Biochemistry*. v. 8, p. 179-188, 1975.

POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and directdrilled soils. *In: Journal of Agricultural Science*, Cambridge.97, 713-721. 1981.

POWLSON, D.S. The effects of grinding on microbial and non-microbial organic matter in soil. *In: Soil Biol. Biochem.*, v.18, n.2, p.159-164. 1987

PRINCE, STEPHEN D.; WESSELS, KONRAD J.; TUCKER, COMPTON J.; NICHOLSON, SHARON E. Desertification in the Sahel: a reinterpretation of a reinterpretation. *In: Global Change Biology*. Vol. 13, 2007. 1308–1313.

QADIR, M.; GHAFOOR, A.; MURTAZA, G. Use of saline-sodic waters through phytoremediation of calcareous saline-sodic soils. **Agricultural Water Management**, v. 50, p.197-210, 2001.

REIS, J. G. **Desertificação no Nordeste**. Recife: SUDENE, 1988. 40p.

REIS, J. G. **Conservação do solo no semi-árido Nordeste**: Uma análise crítica. Recife: SUDENE, 1996. 51p.

REYNOLDS, J. F.; STAFFORD SMITH, D. M. Do Humans Cause Deserts? *In: Dahlem University Press*. ISBN 3-934504-10-8. 2002. 25 p.

REYNOLDS, J. F.; STAFFORD SMITH, D. M.; LAMBIN, E. F.; TURNER, B. L.; MORTIMORE, M.; BATTERBURY, S. P. J.; DOWNING, T. E.; DOWLATABADI, H.; FERNÁNDEZ, R. J.; HERRICK, J. E.; HUBER-SANNWALD, E.; JIANG, H.;

LEEMANS, R.; LYNAM, T.; MAESTRE, F. T.; AYARZA, M.; WALKER, B. Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *In: Science*. Vol. 316, 11 may 2007.

REEVES, D.W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *In: Soil & Tillage Research*. 43. 131-167 p. 1997.

RIBEIRO, M. R. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Orgs. Rachel Bardy Prado, Ana Paula Dias Turetta e Aluísio Granato de Andrade. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010a. 171-180 pp.

RIBEIRO, M. R. Origem e classificação dos solos afetados por sais. *In: GHEYI, R.H.; DIAS, N.S.; LACERDA, C.F. Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados*. Fortaleza: INCT Sal, 2010b. 472p.

RIBEIRO, M. R. A pedologia e o planejamento da irrigação no Nordeste do Brasil: uma avaliação crítica. *In: Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 3, p.13-15, 2003.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: USDA, Agriculture Handbook, 60. 1954. 160p.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 546 p.

RODRIGUES, V. (Org). Avaliação do quadro da Desertificação no nordeste do Brasil: Diagnósticos e perspectivas. *In: Conferência Internacional sobre Impacto das Variações Climáticas e Desenvolvimento Sustentável em Regiões Semiáridas*. Fortaleza, 1992. Disponível em: < http://www.icid18.org/arquivos/volume8_pt.pdf>. Acesso em: 24 ago. 2012.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. A classificação das paisagens a partir de uma visão geossistêmica. *In: Mercator - Revista de Geografia da UFC*. Vol. 1, nº 1, 2002. pp. 1-18.

RUNDEL, P. W. The Ecological Role of Secondary Lichen Substanc. *In: Biochemical Systematics and Ecology*, Vol. 6, 1978. pp. 157-170.

RUSS, J.; PALMA, R.L.; LOYD, D.H.; BOUTTON, T.W.; COY, M.A. Origin of the whewellite-rich rock crust in the lower pecos region of southwest Texas and its significance to Paleoclimate reconstructions. *In: Quaternary Research*. 46, 27. 1996.

SAADI, A. Os sertões que viram desertos. *In: Boletim Informativo da Sociedade de Ciência do Solo*, v. 25, n. 1, p. 10-17, jan/mar. 2000.

SALAMA, R. B.; OTTO, C. J.; FITZPATRICK, R. W. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization. *In: Journal Hydrogeology*. Vol. 7, nº 1, p. 46-64. 1999.

SALTER, J.W. On some reactions of oxalic acid. *In: Chem. Gaz.*, XIV: 130-131. 1856.

SAMPAIO, E. V. B.; SAMPAIO, Y. S. B. **Desertificação: conceitos, causas, consequências e mensuração**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2002. 85 p.

SAMPAIO, E. V. B.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, Y. S. B. Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no Nordeste do Brasil. *In: Revista de Geografia*. v. 22, n. 1, p. 90-112. 2003.

SANTOS, E. E. F. **Influência da agricultura irrigada nas propriedades de latossolos e podzólicos da região do Submédio São Francisco**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1998. 103 p.

SANTOS, M. A. **Recuperação de solo salino-sódico por fitorremediação com *Atriplex nummularia* ou aplicação de gesso**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2012. 89 p.

SANTOS, R. V.; CAVALCANTE, L. F.; VITAL, A. F. M. Interações salinidade-fertilidade do solo. *In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. Manejo da salinidade na agricultura*. Fortaleza, INCT Sal, 2010. p. 472

SEAWARD, M. R. D. Lichen ecology of the Scunthorpe heathlands. I. Mineral accumulation. *In: Lichenologist*, 5, 423–433. 1973.

SEAWARD, M. R. D. Lichens in air-polluted environments: multivariate analysis of the factors involved. *In: Proceedings of the Kuopio Meeting on Plant Damages Caused by Air Pollution*. Kuopio, 1977. p. 57-63.

SEAWARD, M. R. D. Contribution of lichens to ecosystems. *In: CRC Handbook of Lichenology*, Vol. 2, ed. M. Galun, pp. 107–129. Boca Raton: CRC Press. 1988.

SCHENKEL, C. S.; MATALLO JUNIOR, H. **Desertificação**. Brasília: UNESCO, 2003. 80p.

SETIA, R.; MARSCHNER, P.; BALDOCK, J.; CHITTLEBOROUGH, D.; SMITH, P.; SMITH, J. Salinity effects on carbon mineralization in soils of varying texture. *In: Soil Biology & Biochemistry*. 43. 1908-1916. 2011.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília, DF: EMBRAPA Informação tecnológica, 2009. 627p.

SILVA, B. C.G. **Ação do ácido fumarprotocetrárico e talo *in natura* de *Cladonia verticillaris* sobre amostras de migmatito**. Monografia de Bacharelado em Ciências Geográficas. Universidade Federal de Pernambuco, 2005.

SILVA, H. P. B. **Radiossensibilidade gama de *Cladonia substellata* Vainio (líquen) e o conseqüente efeito sobre rochas calcárias**. Dissertação de Mestrado em Energia Nuclear. Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

SILVA, H. P. B. **Efeitos da radiação gama e ultravioleta sobre *Cladonia verticillaris* (Raddi) Fr. (líquen) coletado em diferentes ambientes do Nordeste do Brasil**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco. 2011. 116 p.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2)**. Seropédia: Embrapa Agrobiologia, 2007. 4 p. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado técnico, 99).

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C)**. Seropédia: Embrapa Agrobiologia, 2007. 6 p. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado técnico, 98).

SILVA, F. P. **Influência de *Cladonia salzmannii* na ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em rizosfera e desenvolvimento de plântulas**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Bioquímica, Universidade Federal de Pernambuco, 2007. 90 p.

SILVA, A. K. O.; PEREIRA, E. C. G. **Uso da radiação gama no líquen *Cladonia verticillaris* para incremento da produção de substâncias modificadoras de solos salinizados.** In: 16º Jornada de Iniciação Científica PIBI/FACEPE/CNPq. Recife, 2012.

SILVA, A. K. O. **Uso de fonte nitrogenada para incremento da síntese de substâncias modificadoras de Luvissolo salinizado no município de Belém do São Francisco (PE) pelo líquen *Cladonia verticillaris* (Raddi) Fr.** Monografia de graduação em Geografia. Universidade Federal de Pernambuco, 2011. 56 p.

SILVA, A. K. O.; PEREIRA, E. C. G. **Uso de fonte nitrogenada para incremento da síntese de substâncias modificadoras de solos salinizados pelo líquen *Cladonia verticillaris*.** In: 15º Jornada de Iniciação Científica PIBI/FACEPE/CNPq - Centenário do Prêmio Nobel de Química: Marie Curie a mulher na ciência. Recife, 2011.

SILVA, A. K. O.; PEREIRA, E. C. G. **Capacidade de recuperação de solos salinizados por *Cladonia verticillaris* (líquen) - Ciclagem de nutrientes em solos subjacentes a liquens.** In: 14º Jornada de Iniciação Científica PIBIC/FACEPE/CNPq - Joaquim Nabuco e a luta pela cidadania, Recife, 2010.

SILVA, R. F.; PEREIRA, E. C. Influência do nitrogênio no metabolismo de *Cladonia verticillaris* e modificação química do solo subjacente. In: **XVI Congresso de Iniciação Científica da UFPE.** Recife, 2008.

SILVA, R. F.; PEREIRA, E. C. Uso do NiCl_2 para ativação do metabolismo de *Cladonia verticillaris* e interação de seus produtos com o solo subjacente. In: **XVII Congresso de Iniciação Científica – CONIC/UFPE.** Recife, 2009.

SILVA, A. M.; SILVA, N. H. Ação da atranorina sobre amostras de granito da Região Metropolitana do Recife – PE. In: **IX Congresso de Iniciação Científica UFPE.** V. 1. 2001. p. 100.

SILVA, H. P. B.; MACIEL, L. N. Q.; SILVA, A. M.; SANTOS, R. A.; MOTA-FILHO, F. O.; PEREIRA, E. C.; SILVA, N. H. Avaliação da ação quelante do ácido úsnico sobre ignimbrito (dados preliminares). In: **IX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada.** Recife – Brasil. p. 296. 2001.

SILVEIRA, A. C. **Uso da uréia e do líquen *Cladonia substellata* como proposta para recuperação de Luvissolo salinizado.** Monografia de Bacharelado em Ciências Geográficas. Universidade Federal de Pernambuco, 2010.

SHIBATA, N.; TOMITA, N.; IKEUCHI, K. Gamma-irradiation aggravates stress concentration along subsurface grain boundary of ultra-high molecular weight polyethylene (UHMWPE) under sliding fatigue environment. *In: Bio-Medical Materials and Engineering*. 13. 35–45. 2003.

SOTCHAVA, V. B. Por uma teoria de classificação de geossistemas de vida terrestre. *In: Biogeografia*, n. 14, São Paulo, 1978.

SOUZA, E. R. **Fitorremediação de Neossolo Flúvico sódico salino de Pernambuco com *Atriplex nummularia***. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2010. 75 p.

SOUZA, E. R.; FREIRE, M. B. G. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; MONTEIRO, A. A. A.; FREIRE, F. J.; MELO, H. F. Fitoextração de sais pela *Atriplex nummularia* Lindl. sob estresse hídrico em solo salino sódico. *In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.15, n.5, p.477–483, 2011.

SPARLING, G. P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. *In: PANKHURST, C.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R.* (Eds.). **Biological indicators of soil health**. Cambridge: CAB International, 1997. p. 97-120.

SWANSON, K.M.J.; PETRAN, R.L.; HANLIN, J.H. Culture methods for enumeration of microorganisms *In: Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods*, 4. ed. Washington DC. American Public Health Association. Frances Pouch Downes & Keith Ito (Eds.), 2001. p.53-62.

SUDENE. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco**. Vol. 01. Recife: SUDENE, 1973. 358 p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; VLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 174 p.

THOMAS, G. W. Methods of Soil Analysis. *In: Am. Soc. Agron.* 1982. pp 159-165.

THOMAS, R. L.; SHEARRD, R. W.; MOYER, J. R. Comparasion of conventional and automated procedures for N, P and K analysis of plant material using a single digestion. **Agronomy Journal**, Madison, 59: 240-243, 1967.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. *In*: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p.195-276.

TURCO, R. F.; BLUME, E. Indicators of soil quality. *In*: SIQUEIRA, J. O; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. G. R.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. (Org.). **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa: SBCS; Lavras: UFLA/DCS, 1999. p. 529-549.

TURNER, M. G. **Landscape ecology**: What Is the State of the Science?. *In*: **Rev. Ecol. Evol. Syst.** 36:319–44. 2005.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE/SUPREN, 1977. 91 p.

TROLL, C. A paisagem geográfica e sua investigação. *In*: **Espaço e cultura**. nº 4, jun/1997.

UETA, J.; PEREIRA, N. L.; SHUHAMA, I. K.; CERDEIRA, A. L. Biodegradação de herbicidas e biorremediação: microrganismos degradadores do herbicida atrazina. **Biotecnologia**, Brasília, v. 10, p. 10-13, 1999.

UNCCD. Ficha Informativa, 2. 1994. Disponível em:
<<http://www.unccd.int/publicinfo/factsheets/spa.php>>. Acesso em: 25 set. 2012.

UNCCD. Ficha Informativa, 14. 1977. Disponível em:
<<http://www.unccd.int/publicinfo/factsheets/spa.php>>. Acesso em: 25 jan. 2013.

UNEP. **Status of desertification and implementation of the United Nations Plan of Action to Combat Desertification**. Nairobi, 1991.

UNITED STATES SALINITY LABORATORY – USSSL STAFF. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, U.S. Department of Agriculture, 1954. 160p. (Handbook 60).

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *In: Soil Biology & Biochemistry*. V. 19, n. 6. 1987. 703-707 p.

VASCONCELOS, T. L. **Influência do fósforo na produção de substâncias transformadoras do solo sob *Cladonia verticillaris* (Raddi) Fr.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal de Pernambuco, 2009. 74 p.

VASCONCELOS, T. L. **Efeito do suprimento exógeno de uréia na produção de substâncias degradadoras do migmatito pelo líquen *Cladonia verticillaris*.** Monografia de Bacharelado em Ciências Geográficas. Universidade Federal de Pernambuco, 2007.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Processos de desertificação ocorrentes no Nordeste do Brasil: sua gênese e sua contenção.** Recife, Convênio SEMA/SUDENE. 1978a. 101 p.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Metodologia para identificação dos processos de desertificação:** manual de indicadores. Recife: SUDENE, 1978b. 18 p.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Processos de desertificação no Nordeste.** Recife: SUDENE, 1983. 98 p.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Desertificação no Nordeste brasileiro: sua formação e sua contenção.** Recife: Ministério da Educação e Cultura, 2000. 64 p.

VERÓN, S. R.; PARUELO, J. M.; OESTERHELD, M. Assessing desertification. *In: Journal of Arid Environments*. Vol. 66, 2010. 751–763.

VITTE, A. C. O desenvolvimento do conceito de paisagem e a sua inserção na Geografia Física. *In: Mercator - Revista de Geografia da UFC*. vol. 6, nº 11, 2007, pp. 71-78.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *In: Soil Science*, Baltimore. V. 37. 1934. 29-38 p.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *In: Biological Reviews*. 67, 321-358. 1992.

WILLIAMS, S.T. & VICKENS, J.C. Detection of actinomycetes in the natural environment-problems and perspectives. *In: Okani, Y., Bepper, T. & Ogawara, H. (Eds.) Biology of the Actinomycetes*. Tokyo, 1988. pp.265-270.

WITT, C.; GAUNT, J. L.; GALICIA, C. C.; OTTOW, J. C. G.; NEUE, H. U. A rapid chloroform-fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass and nitrogen in flooded rice soils. *In: Biology and Fertility of Soil*. V. 30. N. 5-6. 2000. 510-519 p.

WOODWELL, G. M.; GANNUTZ, T. Effects of chronic gamma irradiation on lichen communities of a forest, *In: Amer. J. Bot.*, v.54, p.1210-1215, 1968.

WU, J. J. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *In: Landscape Ecology*. 21:1-4. 2006.

WWF. **Sobreiro, uma barreira contra a desertificação**. Relatório de junho de 2008. Disponível em: < assets.panda.org/downloads/relatorio_desertificacao.pdf >. Acesso em: Jul. de 2010.

ZANELLA, H. R.; KANUMFRE1, F.; ROSSO, N. D.; CARVALHO FILHO, M. A. Comportamento do ácido fítico na presença de Fe(II) e Fe(III). *In: Ciênc. Tecnol. Aliment.*, Campinas, 29(1): 24-32, jan.-mar. 2010.