



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E ENGENHARIA DE
MATERIAIS – Doutorado**

ADRIANNE TEIXEIRA BARROS

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DA ÁGUA E DOS SOLOS
DAS MARGENS DO RIO PIANCÓ, PB**

Orientadora: Dr^a. Crislene Rodrigues da Silva Morais

Campina Grande, PB
2015

ADRIANNE TEIXEIRA BARROS

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DA ÁGUA E DOS SOLOS
DAS MARGENS DO RIO PIANCÓ, PB**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito final necessário à obtenção do título de Doutor (a) em Ciência e Engenharia de Materiais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Crislene Rodrigues Silva Morais

Campina Grande, PB
2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

- B277c Barros, Adrienne Teixeira.
Caracterização físico-química e biológica da água e do solo das margens do rio Piancó, PB/ Adrienne Teixeira Barros. – Campina Grande, 2015.
180 f.; il. color.
- Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2015.
- "Orientação: Prof^a. Dr^a. Crislene Rodrigues Silva Morais".
Referências.
1. Semi-Árido Paraibano. 2. Qualidade da Água. 3. Caracterização do Solo. I. Morais, Crislene Rodrigues Silva. II. Título.

CDU 628.1(813.3)(043)

VITAE DO CANDIDATO

- Bacharel em Ciências Biológicas pela UFPB (2003).
- Licenciada em Ciências Biológicas pela UFPB (2006)
- Mestre em Ciências Biológicas pela UFPB (2005)
- Professora efetiva da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), desde agosto de 2007.

CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DA ÁGUA E DOS SOLOS
DAS MARGENS DO RÍO PIANCÓ

ADRIANNE TEIXEIRA BARROS

Tese Aprovada em 06/08/2015 pela banca examinadora constituída dos seguintes
membros:



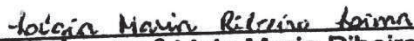
Dr.ª Crislene Rodrigues da Silva Moraes
(Orientador)
UAEMa/UFCG



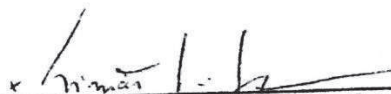
Dr. Kepler Borges França
Examinador Externo
UAEQ/UFCG



Dr.ª Josivanda Palmeira Gomes de Gouveia
Examinadora Externa
UAEA/UFCG



Dr.ª Ligia Maria Ribeiro Lima
Examinadora Externa
DESA/UEPB



Dr. Simão Lindoso de Souza
Examinador Externo
DB/UEPB

Aos meus pais, pelo esforço que fizeram para me educar, pelo incentivo dado ao estudo e ao trabalho e por acreditarem em minha capacidade de chegar aonde acredito.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus Pai, todo poderoso, por todos os dons recebidos, pela saúde física e mental, pela paciência e persistência para chegar até aqui.

A professora Dr^a. Crislene Rodrigues Silva Morais, pela orientação e confiança dispensada para realização deste trabalho.

Ao colega de trabalho, Prof. Dr. Francisco F. D. Filho (UEPB), por ter me incentivado a participar da seleção do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos/Materiais e por ter me apresentado à prof^a. Crislene. Pela companhia enquanto colega de curso, pelo apoio, conselhos e carinho dispensados.

Aos Programas de Pós-Graduação em Engenharia de Processos e Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, da UFCG (campus I), na figura de todos os seus professores, pela contribuição à minha formação acadêmica e pela oportunidade de concretização desse doutorado.

A Universidade Estadual da Paraíba (campus I) - Departamento de Biologia, pelo apoio à capacitação docente e pela minha liberação das atividades docentes durante 1 ano e 11 meses, para que eu pudesse finalizar o doutorado.

Aos professores Dr^a. Lígia Ribeiro e Dr. Simão Lindoso por todas as considerações feitas no decorrer deste trabalho e pela disponibilidade em participar de todas as bancas de avaliação.

Ao prof. Dr. Clístenes Williams A. do Nascimento, pelo apoio e disponibilização do Laboratório de Fertilidade do Solo (UFRPE), onde foram feitas as análises de metais pesados e à professora Dr^a. Josângela do Carmo T. de Araújo, pelas contribuições, principalmente, no que diz respeito aos dados referentes às análises de metais pesados no solo e na água.

A prof^a. Dr^a. Andréa Maria Brandão Mendes e ao técnico de laboratório Luiz Fernando de O. Coelho, da UFCG(campus Pombal), pelo suporte logístico nas amostragens e pelo auxílio nas análises físico-químicas e microbiológicas da água.

Aos professores Dr. José Etham de Lucena Barbosa e Dr^a. Joseline Molozzi (UEPB) pelo empréstimo da sonda multiparâmetros e pela permissão para uso das dependências do Laboratório de Ecologia Aquática – LEAq, da UEPB, bem como ao técnico de laboratório Adriano Cordeiro, pela ajuda na análise de nitritos, nitratos e fósforo total.

A prof^a. Dr^a. Lúcia Helena Garófalo Chaves e à técnica de laboratório MSc. Jaqueline Mendes, do Laboratório de Irrigação e Salinidade (UFCG/campus I), pelo auxílio na realização das análises física e química do solo e pelas explicações sobre os métodos utilizados.

Ao Professor Dr. Gelmires de A. Neves, pela autorização da execução das análises de EDX e DRX, realizadas no Laboratório de Caracterização de Materiais (UAEMa/UFCG) e aos colegas MSc. João Fernandes D. Neto e Msc. Francisco Pinto Filho, por toda ajuda prestada junto ao Laboratório de Tecnologia de Materiais (UFCG), com relação à execução e interpretação dos resultados obtidos para as análises de EDX, DRX e Termogravimetria.

Ao professor Dr. Jozemar P. dos Santos (DE/UFPB/campus I), pelo auxílio nas análises estatísticas.

A amiga e comadre MSc. Creuza Soares Cortez (UFPB/ campus I), pelos momentos de incentivo e ajuda em vários aspectos: apresentando a metodologia para análise de água, indicando professores que poderiam ajudar em tais análises, e principalmente, torcendo para que tudo desse certo.

Ao amigo e gerente operacional da atenção básica (Secretaria de Estado da Saúde/PB), Bruno Vinícius D. Bezerra, pelo auxílio nos dados de óbito por neoplasias nos municípios de Cajazeirinhas e Coremas e às Secretarias de saúde de Pombal e João Pessoa, pelo auxílio nas informações sobre câncer no Estado.

Ao extensionista rural Zildo Vicente Leite, Adriano da Silva Costa e às alunas da UEPB, Monalisa Olímpio e Lígia Costa, pelo auxílio dado durante a primeira coleta. Às ex-alunas Sheila Silva e Amanda Vieira, pela disponibilidade em ajudar sempre que necessário, nas coletas de campo, na busca de informações e na aplicação de questionários, juntamente com Veridiana Silva Mathias e Welma Moraes.

Aos colegas de curso: Jair Stefanini, Geraldo Mota, Francisco F. D. Filho, Francisco Pinto Filho, Glêdson Silva, pela companhia durante as disciplinas do doutorado e, principalmente, pelas horas de auxílio nos estudos.

Aos amigos queridos que sempre torcem pelo meu bem e por minhas vitórias, em especial a Malu, Manu, Fabiana, Wall, Segundo, Diego, Gustavo e Bruno.

A vovó Docarmo e a tia Lucinha, por terem me recebido sempre tão carinhosamente nas horas que precisei estar em Campina e, sobretudo, pelo carinho e apoio nessa caminhada.

A Larissa Sousa Guerra, pelo apoio incondicional, pela ajuda prestada, pelas lágrimas derramadas junto, pelos conselhos, planejamento, suporte financeiro e emocional, e principalmente, por sua amizade e carinho nos momentos de incerteza. Enfim, por ter aguentado os momentos de stress e de entusiasmo que a pesquisa me impôs e por sempre acreditar que eu conseguiria chegar até o final.

A minha família, especialmente aos meus pais, irmãos e sobrinhos, cunhado e cunhada, pelo amor, confiança e orações.

Caracterização físico-química e biológica da água e dos solos das margens do rio Piancó, PB

RESUMO

A sub-bacia hidrográfica do Rio Piancó está totalmente inserida no estado da Paraíba, ocupando uma área de 9.242,75 km². O presente trabalho objetivou monitorar a qualidade da água e dos solos das margens do Rio Piancó, visando auxiliar na definição de medidas de gestão ambiental da referida bacia. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos (coliformes totais e *E. coli*) da água coletada em três pontos amostrais ao longo do rio Piancó, no interior da Paraíba (Coremas, Cajazeirinhas e Pombal), foram analisados em campo, com uso de sonda multiparâmetros, Horiba U22, e em laboratório, de modo comparativo entre os períodos seco e chuvoso, de fevereiro a novembro de 2014. Para a caracterização do solo, após coleta, secagem e peneiramento, as amostras foram enviadas ao laboratório, onde foram submetidas à análise física (granulometria), química (pH, complexo sortivo, nutrientes e metais pesados), mineralógica (EDX e DRX) e térmica (termogravimetria). No intuito de verificar possíveis contaminações por metais pesados, amostras de água e de solo foram examinadas por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). Através de questionários semi-estruturados, foi realizado um levantamento junto a 140 moradores sobre o uso que fazem da água e do solo. Ao mesmo tempo, foram feitos registros fotográficos e um *checklist* dos principais impactos ambientais, onde se destacaram: despejo de esgotos domésticos e resíduos sólidos, exploração de areia, exploração agropecuária, desmatamento e plantação de capim elefante no leito do rio. Dentre os principais usos relatados para a água do rio, estão: tomar banho, preparar alimentos e lavar roupas. A qualidade microbiológica ou sanitária da água do rio Piancó não é apropriada para consumo humano sem tratamento nem para a irrigação, principalmente nos pontos amostrais CRM e PBL, onde a qualidade da água não atende aos critérios recomendados pela OMS para irrigação irrestrita. As principais doenças associadas ao uso da água do rio, relatadas pela população, foram as do sistema digestório e doenças de pele. Com relação aos metais pesados, não houve superação dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 357/05 e 420/2009, para rios classe II. Os solos foram caracterizados como franco-arenosos, não sódicos, não salinos, eutróficos (férteis), com baixa CTC, sendo a maior parte ocupada por íons de cálcio e magnésio. Quanto à mineralogia, os óxidos predominantes foram SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃, elementos mais encontrados na crosta terrestre, além de quantidades elevadas de CaO em Coremas. Os valores de nitrogênio e fósforo obtidos podem estar relacionados à presença de excrementos, fertilizantes e à descarga de efluentes domésticos, indicando poluição local. Sendo assim, medidas adequadas de manejo do solo devem ser tomadas.

PALAVRAS-CHAVE: Semi-árido paraibano. Qualidade da água. Caracterização do solo.

Physical-chemical and biological characterization of the water and soil of Piencó River shore in Paraíba

ABSTRACT

Piencó River's sub-basin is entirely inserted in the state of Paraíba and its area is of 9.242,75 km². The purpose of this research is to monitor the water and soil quality on the shore of Piencó River and it also aims to define the environmental management measures of this basin. Physical-chemical and microbiological parameters (total coliforms and *E. coli*) were collected in three sample spots through Piencó River in the countryside of Paraíba (Coremas, Cajazeirinhas and Pombal), and were analyzed on the field with the multi-parameter probe Horiba U22 and in the laboratory comparatively between dry and wet seasons from February to November, 2014. In order to characterize the soil after collection, drying and sieving, the samples were sent to the laboratory and were analyzed physically (granulometry), chemically (pH, exchangeable cations, nutrients and heavy metals), mineralogically (EDX and DRX) and thermally (thermogravimetry). For the purpose of verifying possible contaminations through heavy metals, water and soil samples were examined by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES). An analysis was made through semi-structured questionnaires together with 140 dwellers about the use they make of the water and soil. At the same time, photographic register was made and also a checklist of the principal environmental impacts as: domestic wastewater, solid waste, sand exploitation, agricultural exploitation, deforestation and elephant grass planting in the riverbed. Among the reported main uses for river water are bathing, cooking and doing laundry. Microbiological or sanitary quality of Piencó river water is neither proper for human consumption - if it is not treated -, nor for watering, especially in the sample areas CRM and PBL where water quality meet the criteria recommended by WHO for unrestricted irrigation. The main diseases associated to river water use reported by the population were in the digestive system and skin conditions. Concerning heavy metals there was no overcoming of the limits established by the resolutions of CONAMA numbers 357/2005 and 420/2009 for class II rivers. Soils were characterized as sandy loam, nonsodic, nonsaline, eutrophic (fertile), low CEC and most of it is occupied by calcium and magnesium ions. Concerning mineralogy the principal oxides were SiO₂, Al₂O₃ and Fe₂O₃, these elements are most found on Earth's crust besides the high levels of CaO in Coremas. Nitrogen and phosphorus values obtained may be related to the presence of excrement, fertilizers and domestic effluents unload and this indicates local pollution. Therefore, proper soil management measures should be taken.

KEY-WORDS: Semiarid in Paraíba. Water quality. Soil characterization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Mapa das bacias hidrográficas do Estado da Paraíba.....	21
Figura 2 –	Mapa, em detalhe, da sub-bacia hidrográfica do rio Piancó/PB.....	22
Figura 3 –	Efeito do pH na disponibilidade dos nutrientes e do alumínio no solo.....	49
Figura 4 –	Esquema referente ao ciclo degradante da agricultura.....	52
Figura 5 –	Método de coleta (a) e modo de acondicionamento das amostras de água durante transporte (b) e no laboratório (c)	64
Figura 6 –	Obtenção das amostras de solo superficial (a) e homogeneização (b).....	65
Figura 7 –	Sonda multiparâmetros utilizada em campo para coleta de dados físico-químicos da água.	67
Figura 8 –	Causas e/ou indícios atribuídos à poluição do rio Piancó pelos moradores dos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.	74
Figura 9 –	Atividades impactantes ao meio ambiente, observadas no rio Piancó, ao longo dos municípios de Pombal (a, b, c), Coremas (d, e, f) e Cajazeirinhas (g, h).	78
Figura 10 –	Usos da água do rio Piancó pelos moradores dos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.....	79
Figura 11 –	Formas de contato da população com rio nos municípios de Coremas (a, b), Pombal (c, d) e Cajazeirinhas (e, f).....	80
Figura 12 –	Principais tratamentos feitos com a água do rio antes do consumo pelos moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.....	81
Figura 13 –	Principais cultivos realizados pelos moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.	83
Figura 14 –	Casos de câncer relatados pelos moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.	84
Figura 15 –	Possíveis doenças provocadas pelo contato com a água poluída do rio, segundo os moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.	87
Figura 16 –	Valores médios de pH da água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.	93
Figura 17 –	Valores médios de ORP da água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	95
Figura 18 –	Valores médios de condutividade elétrica da água do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	96
Figura 19 –	Valores médios de sólidos totais dissolvidos (STD) da água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	98
Figura 20 –	Valores médios de turbidez da água do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	99

Figura 21 –	Quantidade de OD e de %OD na água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	100
Figura 22 –	Valores médios de nitrito e nitrato encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	102
Figura 23 –	Concentrações médias de ânions em amostras de água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	103
Figura 24 –	Valores médios dos cátions principais encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	105
Figura 25 –	Valores médios de dureza total encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	107
Figura 26 –	Valores médios de fósforo total encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	108
Figura 27 –	Valores médios de condutividade elétrica dos solos (suspensão solo-água) das margens do rio Piancó, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	113
Figura 28 –	Valores de pH do solo das margens do rio Piancó, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	114
Figura 29 –	Concentrações médias de cátions principais presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	116
Figura 30 –	Concentrações médias de MO e C _{org} presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	120
Figura 31 –	Concentrações médias de nitrogênio presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	121
Figura 32 –	Concentrações médias de fósforo assimilável presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.....	122
Figura 33 –	Difratogramas de raios-x das amostras de solo analisadas...	132
Figura 34 –	Curvas TG das amostras de solo coletadas no município de Coremas, durante o período de fevereiro a novembro de 2014.....	133
Figura 35 –	Curvas TG das amostras de solo coletadas no município de Cajazeirinhas, durante o período de fevereiro a novembro de 2014.....	134
Figura 36 –	Curvas TG das amostras de solo coletadas no município de Pombal, durante o período de fevereiro a novembro de 2014	134
Figura 37 –	Curvas TGA/DTGA da amostra de solo de Coremas, obtida em razão de aquecimento de 10 °C.min ⁻¹ , atmosfera de N ₂ ...	135

Figura 38 –	Curvas TGA/DTGA da amostra de solo de Cajazeirinhas, obtida em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2	135
Figura 39 –	Curvas TGA/DTGA da amostra de solo de Pombal, obtida em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 ...	136

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Atividades humanas e seus efeitos no meio ambiente ou nos recursos hídricos nas bacias hidrográficas da Paraíba.....	31
Tabela 2 –	Coordenadas geográficas dos pontos de coleta.....	60
Tabela 3 –	Dados da condição de tempo durante o período das coletas...	62
Tabela 4 –	Métodos utilizados para obtenção dos valores dos parâmetros.....	67
Tabela 5 –	Análise bacteriológica da água, nos pontos amostrados de fevereiro a novembro de 2014.....	89
Tabela 6 –	Resultados Analíticos por ICP-OES das amostras de águas superficiais do rio Piancó, PB, em 2014.....	90
Tabela 7 –	Valores mínimos e máximos obtidos para os parâmetros físico-químicos utilizados na avaliação da qualidade da água coletada por município.....	92
Tabela 8 –	Comparação das médias dos parâmetros de água do rio Piancó-PB, segundo municípios (CRM, CJZ e PBL).....	110
Tabela 9 –	Comparação das médias dos parâmetros de água do rio Piancó-PB, de acordo com período (chuvoso x seco).....	110
Tabela 10 –	Correlação de Pearson entre os parâmetros d'água no rio Piancó-PB.....	111
Tabela 11 –	Teores de areia, argila e silte dos solos amostrados.....	112
Tabela 12 –	Atributos químicos das amostras de solo, na profundidade 0 – 20 cm (horizonte A), na área de estudo.	115
Tabela 13 –	Comparação das médias dos parâmetros de solo às margens do rio Piancó-PB, segundo período (chuvoso x seco).....	123
Tabela 14 –	Medidas descritivas dos parâmetros de solo às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo municípios (CRM, CJZ e PBL).....	124
Tabela 15 –	Correlação de Pearson entre os parâmetros de solo no rio Piancó-PB (amostra n = 12).....	125
Tabela 16 –	Resultados analíticos por ICP-OES dos elementos selecionados para amostras de solo do rio Piancó, PB.....	126
Tabela 17 –	Comparação das médias dos óxidos dos solos das margens do rio Piancó-PB por período (chuvoso x seco).....	128
Figura 18.a –	Medidas descritivas dos óxidos dos solos às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo os municípios (Coremas, Cajazeiras e Pombal).....	129
Figura 18.b –	Medidas descritivas dos óxidos dos solo às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo os municípios (Coremas, Cajazeiras e Pombal).....	130
Tabela 19 –	Perdas de massa (%) em amostras de solo de Coremas, coletadas em período chuvoso (I-IV) e p. seco (II- III).....	136
Tabela 20 –	Perdas de massa (%) em amostras de solo de Cajazeirinhas, coletadas em período chuvoso (I-IV) e p. seco (II-III).....	137
Tabela 21 –	Perdas de massa (%) em amostras de solo de Pombal, coletadas em período chuvoso (I-IV) e p. seco (II- III).....	137

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADESE – Agência de Desenvolvimento Sustentável do Seridó
AESAs – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
ANA – Agência Nacional das Águas
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica
ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA -
ASTM – American Society for Testing and Materials
CE – Condutividade Elétrica
CE_{es} – Condutividade elétrica em solução do solo
CJZ – Cajazeirinhas
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
C_{org.} – Carbono Orgânico
CPPT – Centro de Pesquisa e Projetos Tecnológicos
CPRM – Companhia de Recursos Minerais do Brasil
CRM – Coremas
CTC – Capacidade de Troca Catiônica
DRX – Difração de Raios-X
E. coli – *Escherichia coli*
EDX – Fluorescência de Raios-X por Energia Dispersiva.
EFRF – Estação de Flotação e remoção de flutuantes do Ibirapuera.
E_H – Potencial de óxido-redução ou Potencial Redox
EPA – Environmental Protection Agency
EPI – Equipamentos de Proteção Individual
GPS – Global Positioning System
HPV – Papilomavírus humano
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-OES – Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy
INCA – Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva
ISO – International Organization for Standardization
LAAg – Laboratório de Análise de Água

LEAq – Laboratório de Ecologia Aquática
LIS – Laboratório de Irrigação e Salinidade
m% – Valor de saturação de alumínio
MDS – Minimum Data Set
MO – Matéria Orgânica
MUG – 4-metil-umbeliferil
NIST – National Institute of Standards and Technology
NMP – Número Mais Provável
NRCC – Natural Research Council
NTU – Nephelometric Turbidity Units
OD – Oxigênio Dissolvido
%OD – Saturação de Oxigênio Dissolvido
OMS – Organização Mundial da Saúde
ONPG – o-nitrofenil- β -D-galactopiranosídeo
ORP – Oxidation Reduction Potential
PAC – Programa de Aceleração do Crescimento
PBL – Pombal
pH – Potencial Hidrogeniônico
PST % – Porcentagem de Sódio Trocável no solo
PTFs – Pedotransfer Functions
QS – Qualidade do Solo
RAS – Razão de Adsorção de Sódio
S – Soma de bases
SAL% – Salinidade
SEMARH –
SES – Secretária de Estado da Saúde
SIAB – Sistema de Informação de Atenção Básica
SIM – Sistema de Informação de Mortalidade
SODIS – Solar Disinfection
SPSS – Statistical Package for Social Sciences
STD – Sólidos Totais Dissolvidos
T – CTC potencial
t – CTC efetiva
TFSA – Terras Finas Secas ao Ar

TGA – Thermogravimetric analysis

V% – Valor de saturação de bases

VI – Valores de Investigação

VMP – Valores Máximos Permitidos

VP – Valores de Prevenção

VRQs – Valores de Referência de Qualidade

UEPB – Universidade Estadual da Paraíba

UFCG – Universidade Federal de Campina Grande

UFPB – Universidade Federal da Paraíba

UFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco

UFV – Universidade Federal de Viçosa

USEPA – United States Environmental Protection Agency

Ψ_0 – Potencial Osmótico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL.....	21
2.1.1	Coremas	23
2.1.1.1	Localização e acesso.....	23
2.1.1.2	Aspectos sócioeconômicos.....	24
2.1.1.3	Aspectos fisiográficos.....	24
2.1.2	Cajazeirinhas	25
2.1.2.1	Localização e acesso.....	25
2.1.2.2	Aspectos sócioeconômicos.....	25
2.1.2.3	Aspectos fisiográficos.....	25
2.1.3	Pombal	26
2.1.3.1	Localização e acesso.....	26
2.1.3.2	Aspectos sócioeconômicos.....	26
2.1.3.3	Aspectos fisiográficos.....	27
2.2	QUALIDADE DA ÁGUA.....	27
2.2.1	Problemática ambiental	27
2.2.2	Gestão e monitoramento das águas no Brasil	32
2.2.3	Contaminação da água por metais pesados	34
2.2.4	Parâmetros físico-químicos da água	35
2.2.4.1	Temperatura.....	35
2.2.4.2	Potencial hidrogênionico.....	36
2.2.4.3	Potencial de óxido-redução (ou Potencial REDOX: E_H).....	36
2.2.4.4	Condutividade elétrica.....	37
2.2.4.5	Salinidade.....	37
2.2.4.6	Turbidez.....	38
2.2.4.7	Sólidos totais dissolvidos.....	39
2.2.4.8	Oxigênio dissolvido.....	39
2.2.4.9	Alcalinidade total.....	40
2.2.4.10	Ânions principais.....	40
2.2.4.11	Cátions principais.....	42
2.2.4.12	Fósforo total.....	43
2.2.4.13	Dureza total.....	43
2.2.5	Parâmetros microbiológicos da água	44
2.3	QUALIDADE DO SOLO.....	44
2.3.1	Indicadores de qualidade do solo	47
2.3.1.1	pH do solo (suspensão solo-solução 1:2,5).....	48
2.3.1.2	Matéria orgânica.....	49
2.3.1.3	Condutividade elétrica em solução do solo.....	50
2.3.2	A agricultura e o uso dos fertilizantes	51
2.3.3	Contaminação do solo por metais pesados	53
2.3.4	Caracterização do solo	56
2.3.4.1	Granulometria.....	56
2.3.4.2	Complexo sortivo e nutrientes.....	56
2.3.4.3	Espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado.....	57

2.3.4.4	Fluorescência de raios-x por energia dispersiva (EDX).....	58
2.3.4.5	Difração de raios-x (DRX).....	58
2.3.4.6	Análise termogravimétrica (TGA).....	59
3	METODOLOGIA	60
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	60
3.2	COLETA DE DADOS.....	61
3.2.1	Entrevistas	61
3.2.2	Análise dos impactos ambientais	62
3.2.3	Coleta das amostras de água e solo	62
3.2.4	Investigação de metais pesados nas amostras de água	66
3.2.5	Determinação dos parâmetros físico-químicos da água	66
3.2.6	Análise bacteriológica da água	68
3.2.7	Caracterização física do solo: Granulometria	69
3.2.8	Caracterização química do solo	69
3.2.8.1	Complexo sortivo e nutrientes.....	69
3.2.8.2	Investigação de metais pesados nas amostras de solo.....	69
3.2.8.3	Determinação dos elementos estruturais dos minerais presentes no solo: EDX.....	70
3.2.8.4	Caracterização de micronutrientes: DRX.....	71
3.2.8.5	Caracterização térmica.....	71
3.2.9	Processamento e análise estatística dos dados	71
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
4.1	DIAGNÓSTICO SÓCIO-AMBIENTAL.....	73
4.2	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA.....	89
4.3	METAIS PESADOS DA ÁGUA.....	90
4.4	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA.....	91
4.4.1	Temperatura	92
4.4.2	Potencial hidrogeniônico (pH)	93
4.3	Potencial de óxido-redução	95
4.4.4	Condutividade elétrica e salinidade	96
4.4.5	Sólidos totais dissolvidos (STD)	97
4.4.6	Turbidez	99
4.4.7	Oxigênio dissolvido (OD) e saturação de OD (%OD)	100
4.4.8	Ânions principais	102
4.4.8.1	Série nitrogenada: Nitrito e Nitrato.....	102
4.4.8.2	Cloretos, sulfatos e bicarbonatos.....	103
4.4.9	Cátions principais	105
4.4.10	Dureza total	107
4.4.11	Fósforo total	108
4.4.12	Análise estatística	109
4.5	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO.....	112
4.5.1	Granulometria	112
4.6	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO.....	113
4.6.1	Condutividade elétrica	113
4.6.2	pH do solo	114
4.6.3	Complexo sortivo e nutrientes	115
4.6.3.1	Cátions principais.....	116
4.6.3.2	Capacidade de Troca Catiônica.....	118
4.6.3.3	Saturação por bases (V%).....	118
4.6.3.4	Valor de saturação de alumínio no solo (m%).....	119

4.6.3.5	Matéria orgânica e carbono orgânico.....	119
4.6.3.6	Nitrogênio e fósforo assimilável.....	121
4.6.4	Análises estatísticas.....	123
4.6.5	Metais pesados.....	126
4.7	CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA: EDX e DRX.....	128
4.7.1	EDX.....	128
4.7.2	DRX.....	131
4.8	ANÁLISES TÉRMICAS.....	133
4.9	AÇÕES PROPOSTAS PARA REMEDIAR OS PROBLEMAS ADVINDOS DA POLUIÇÃO.....	139
4.9.1	Fossas Sépticas Biodigestoras.....	141
4.9.2	Biorremediação de águas residuais.....	142
4.9.3	Biomatrix.....	142
4.9.4	Estação de flotação.....	143
5	CONCLUSÕES.....	144
6	SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTUROS.....	146
	REFERÊNCIAS.....	147
	APÊNDICES	

1 INTRODUÇÃO

O padrão de qualidade de vida de uma população está diretamente relacionado à disponibilidade e à qualidade de sua água, sendo esta uma variável dependente das características naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica.

As mudanças globais estão relacionadas aos poderosos impactos produzidos pelo homem na sua vizinhança. Devido à enorme expansão demográfica e ao aumento da atividade industrial, cada vez mais tem se observado que as atividades humanas tem interferência direta no meio ambiente, causando alterações na qualidade da água, do ar e do solo. Essa interferência pode atingir dimensões catastróficas, levando ao comprometimento das águas dos rios, lagos e reservatórios disponíveis para o consumo humano.

A poluição do solo e da água pela retenção de substâncias tóxicas é reconhecida como um dos graves problemas da atualidade. As fontes de contaminação do solo e da água são bastante variáveis, sendo de fundamental importância a compreensão dos processos pelos quais a natureza influencia a saúde humana, a fim de que possibilite decisões mais adequadas no futuro.

A bacia hidrográfica do rio Piranhas, na qual está localizada a sub-bacia do rio Piancó, na Paraíba, a exemplo de tantas outras, se encontra inserida na problemática de degradação ambiental, sendo submetida a agressões constantes, desde a poluição por resíduos de esgotos, ao uso indiscriminado de defensivos agrícolas na agricultura e a criação de animais.

Há uma preocupação dos moradores locais de que as doenças que acometem a população estejam relacionadas com a qualidade da água de abastecimento ou a uma possível presença de minerais pesados oriundos do subsolo da região e lixiviados para o manancial.

Considerando que os despejos domésticos e rejeitos da agropecuária, ao serem lançados no rio Piancó, e que as atividades desenvolvidas nos solos ao seu entorno podem comprometer seriamente a qualidade de suas águas, a avaliação da qualidade da água e do solo das margens do rio Piancó irá contribuir para um maior conhecimento de suas características, bem como para a identificação das principais

fontes de degradação ambiental e de poluição, contribuindo para o banco de dados da bacia hidrográfica do rio Piranhas.

Sendo assim, este estudo teve como objetivo principal avaliar a qualidade da água e do solo das margens do rio Piencó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no interior do estado da Paraíba, através de caracterização física, química e biológica, visando identificar as principais fontes poluidoras que vem degradando o rio e auxiliar na definição de medidas de gestão ambiental da sub-bacia hidrográfica do rio Piencó.

Dentre os objetivos específicos, estão: realizar um levantamento junto aos moradores locais sobre o uso que fazem da água e dos solos das margens do rio Piencó, evidenciando aspectos de saúde pública; listar os principais impactos ambientais, originados por fontes naturais ou atividades antropogênicas no trecho de rio estudado; analisar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água do rio Piencó; investigar a presença de metais pesados na água do rio Piencó, PB; realizar análise física do solo, através de estudo granulométrico; analisar quimicamente o solo, através do complexo sortivo e teor dos nutrientes; fluorescência de raios-X por energia dispersiva (EDX); difração de raios-X (DRX); espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) e análises térmicas e, propor tecnologias para remediar os problemas advindos da poluição do rio, sob o prisma da sustentabilidade ambiental.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

De acordo com a Resolução nº 02, de 05 de novembro de 2003, do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (Brasil, 2003), o Estado da Paraíba está dividido em onze bacias hidrográficas, das quais uma delas é a bacia do rio Piranhas, dividida ainda em quatro sub-bacias (rio do Peixe, rio Piancó, rio Espinharas e rio Seridó) e duas regiões hidrográficas (Alto Piranhas e Médio Piranhas), como pode ser visto na Figura 1.

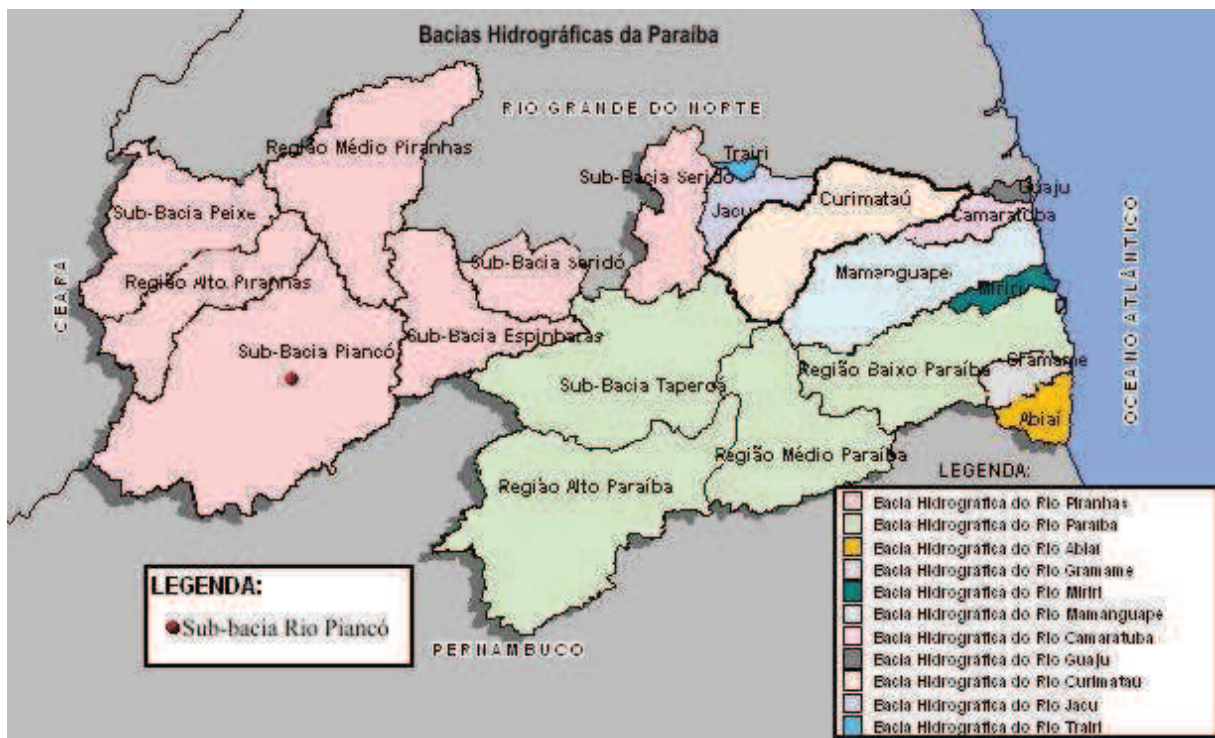


Figura 1 – Mapa das bacias hidrográficas do estado da Paraíba (Aesa, 2014).

A sub-bacia do rio Piancó comporta a sede de 30 municípios. Ocupa o primeiro lugar no espaço geográfico paraibano, abrangendo uma área de 9.242,75 km², entre as latitudes de 6°43'52" - 7°50'28" S e longitudes 37°26'56" - 38°42'56" O (Figura 2) (Aesa, 2011).

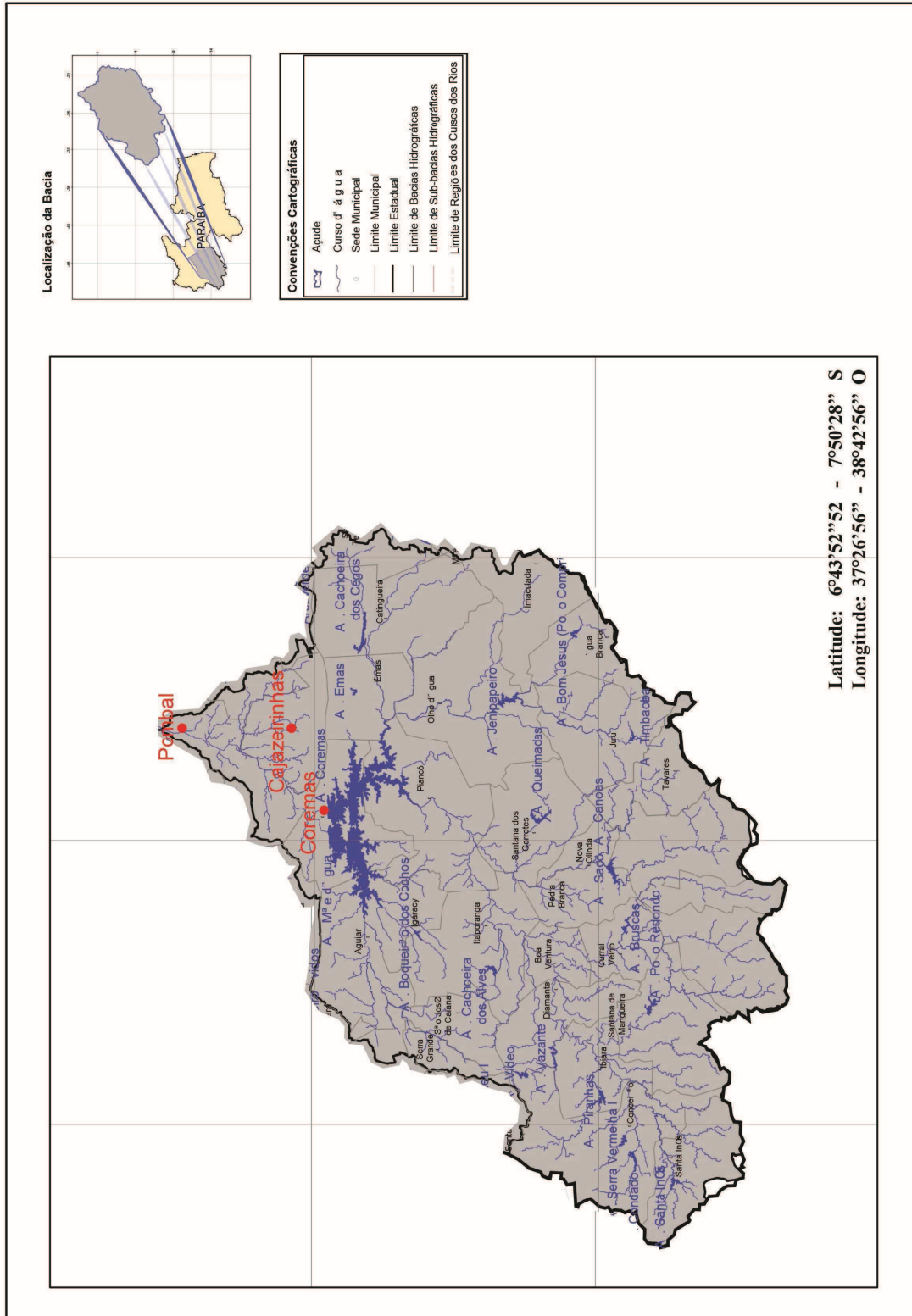


Figura 2 – Mapa, em detalhe, da sub-bacia hidrográfica do rio Piancó/PB (Adaptado da SEMARH, 2006).

Os municípios mais importantes em relação ao contingente populacional são: Pombal, Itaporanga, Princesa Isabel, Conceição, Coremas, Piancó, Tavares, Imaculada e Manaíra. Com relação à densidade demográfica, em 2010, o total da Bacia foi de 29,43 hab/km² (IBGE, 2010; Aesa, 2011).

O comprimento do rio Piancó tem um total de 208 km, a partir de suas nascentes na serra do Umbuzeiro, no município de Santa Inês, até sua foz, no município de Pombal (Figura 2). De acordo com Queiroz Dantas e Silva (2013), o reservatório Coremas – Mãe D'água, com capacidade estimada de 1,4 bilhões de m³, proporciona a perenização desse rio, no período de estiagem, garantindo o abastecimento urbano e rural.

Em termos climatológicos, está inserida no denominado “Polígono das Secas”, constituindo um tipo semiárido quente e seco, segundo a classificação de Köppen (1956). As temperaturas são elevadas durante o dia, amenizando à noite, com variações anuais dentro do intervalo de 23 a 30 °C e com picos ocasionais mais elevados, principalmente, durante a estação seca.

O regime hidrológico do rio sofre fortes influências das condições climáticas do semiárido. Notadamente, no curto período chuvoso, ocorrido anualmente, percebem-se as variações de vazões, na qualidade da água e na quantidade de sedimentos decorrentes dos volumes de água superficiais, associadas às formas de uso do solo, às características fisiográficas das bacias e ao tipo de cobertura vegetal predominante da caatinga (Queiroz; Dantas; Silva, 2013).

A vegetação é de pequeno porte, típica de caatinga xerofítica, onde se destacam a presença de cactáceas, arbustos e árvores de pequeno a médio porte. Os solos são resultantes da desagregação e decomposição das rochas cristalinas do embasamento, sendo, em sua maioria, do tipo Podizólico Vermelho-Amarelo de composição arenoargilosa, tendo-se, localmente, latossolos e porções restritas de solos de aluvião (Scientec, 1997).

De acordo com a Companhia de Recursos Minerais do Brasil (CPRM, 2005), os municípios apresentam as seguintes caracterizações:

2.1.1 Coremas

2.1.1.1 Localização e acesso: O município de Coremas está localizado na região Oeste do Estado da Paraíba, limitando-se a oeste com Aguiar, a norte com

São José da Lagoa Tapada, a nordeste com Pombal e Cajazeirinhas, a leste com Emas e ao sul com Piancó. Ocupa uma área de 461,2 km². A sede municipal apresenta uma altitude de 220 m e coordenadas geográficas de 37°56'45" de longitude Oeste e 07°00'50" de latitude Sul.

O acesso a partir de João Pessoa é feito através da BR-230 chegando-se à cidade de São Bentinho. Neste ponto, toma-se a PB-426 por 36 km chegando-se a sede municipal, a qual dista cerca de 387,8 km da capital.

2.1.1.2 Aspectos sócioeconômicos: O município foi criado pela Lei nº 1005 de 30 de dezembro de 1953 e instalado em 04 de abril de 1954. De acordo com o IBGE (2010), a comunidade possui uma população estimada de 15.391 habitantes. A agricultura, pecuária e o comércio constituem as principais atividades econômicas da comunidade.

2.1.1.3 Aspectos fisiográficos: Em termos climatológicos, o município acha-se inserido no denominado "Polígono das Secas", constituindo um tipo semiárido quente e seco, segundo a classificação de Köppen (1956). As temperaturas são elevadas durante o dia, amenizando à noite, com variações anuais dentro de um intervalo 23 a 30 °C, com ocasionais picos mais elevados, principalmente, durante a estação seca. O regime pluviométrico, além de baixo é irregular, com médias anuais de 882,3 mm/ano, contendo valores mínimos e máximos de 342,7 e 1837,7 mm/ano, respectivamente. No geral, caracteriza-se pela presença de apenas 02 estações: a seca, que constitui o verão, cujo clímax é de setembro a dezembro e a chuvosa, denominada pelo sertanejo de inverno, restrito a um período de 3 a 4 meses por ano.

A vegetação é de pequeno porte, típica de caatinga xerofítica, onde se destaca a presença de cactáceas, arbustos e árvores de pequeno a médio porte.

Os solos são resultantes da desagregação e decomposição das rochas cristalinas do embasamento, sendo, em sua maioria, do tipo Podizólico Vermelho-Amarelo, tendo-se, localmente, latossolos e porções restritas de solos de aluvião.

A rede de drenagem é do tipo intermitente e seu padrão, predominantemente, dentrítico. No geral, seus principais riachos e demais cursos d'água constituem afluentes da denominada sub-bacia do rio Piancó, o qual se encontra localmente barrado devido à construção do açude de Coremas, que constitui até o presente a maior barragem do Estado da Paraíba, onde a água

acumulada é utilizada para irrigação, pecuária e abastecimento humano (CPRM, 2005).

Em 2013, estudos batimétricos foram realizados e apontaram perdas da sua capacidade por assoreamento, portanto, o mesmo apresenta-se com a capacidade máxima de 1.159.645.358 m³.

O relevo acha-se incluso na denominada “Planície Sertaneja”, a qual constitui um extenso pediplano arrasado, onde localmente se destacam elevações residuais alongadas e alinhadas com o “*trend*” da estrutura geológica regional.

2.1.2 Cajazeirinhas

2.1.2.1 Localização e acesso: O município está localizado na região Oeste do Estado da Paraíba, limitando-se a oeste e noroeste com Pombal, ao sul com Coremas, Emas e Catingueira e a leste e nordeste com São Bentinho. Ocupa uma área de 286 km². A sede municipal apresenta uma altitude de 261 m e coordenadas geográficas de 37°48’22” longitude Oeste e 06°57’39” de latitude Sul.

O acesso a partir de João Pessoa é feito através da BR-230 até a cidade de Patos, onde segue-se por estrada pavimentada com destino a Malta e a Condado do Pombal. Nesta localidade, toma-se a PB-426 à esquerda percorrendo-se 38 km até a sede municipal, a qual dista cerca de 368,8 km da capital.

2.1.2.2 Aspectos sócioeconômicos: O município foi criado pela Lei nº 5.898 de 29 de abril de 1994 e instalado em 01 de janeiro de 1997. De acordo com IBGE (2010), a comunidade possui uma população estimada de 3.131 habitantes. A cidade contém cerca de 648 domicílios particulares, destes, um total de 194 possuem sistema de esgotamento sanitário, 220 são atendidos pelo sistema estadual de abastecimento de água. A agricultura e a pecuária constituem as principais atividades econômicas da comunidade.

2.1.2.3 Aspectos fisiográficos: Em termos climatológicos, o município acha-se inserido no denominado “Polígono das Secas”, constituindo um tipo semiárido quente e seco, segundo a classificação de Köppen (1956). As temperaturas são elevadas durante o dia, amenizando a noite, com variações anuais dentro de um intervalo 23 a 30 °C, com ocasionais picos mais elevados, principalmente, durante a estação seca. O regime pluviométrico, além de baixo é irregular, com médias entre 400 a 600 mm/ano. No geral, caracteriza-se pela presença de apenas 02 estações:

a seca que constitui o verão, cujo clímax é de setembro a dezembro e a chuvosa, denominada pelo sertanejo de inverno.

A vegetação é de pequeno porte, típica de caatinga xerofítica, onde se destaca a presença de cactáceas, arbustos e árvores de pequeno a médio porte.

Os solos são resultantes da desagregação e decomposição das rochas cristalinas do embasamento, sendo, em sua maioria, do tipo Podizólico Vermelho-Amarelo de composição areno-argilosa, tendo-se, localmente, latossolos e porções restritas de solos de aluvião.

A rede de drenagem é do tipo intermitente e seu padrão, predominantemente, dentrítico. Os riachos e demais cursos d'água que drenam a área pertencem à denominada bacia do rio Piancó.

O relevo acha-se incluso na denominada "Planície Sertaneja", a qual constitui um extenso pediplano arrasado, onde localmente se destacam elevações residuais alongadas e alinhadas com o "trend" da estrutura geológica regional.

2.1.3 Pombal

2.1.3.1 Localização e acesso: O município de Pombal situa-se na região Oeste do Estado da Paraíba, mesorregião Sertão Paraibano e microrregião Souza. Limita-se ao norte com os municípios de Santa Cruz, Lagoa e Paulista, leste com Condado, sul com Cajazeirinhas, Coremas e São José da Lagoa Tapada, e a oeste com Santa Aparecida e São Francisco. Possui área de 666,7 km². A sede municipal apresenta uma altitude de 184 m e coordenadas geográficas de 37°48'06" longitude Oeste e 06°46'13" de latitude Sul.

O acesso é feito a partir de João Pessoa através da rodovia federal BR-230, leste-oeste, até São Bento do Pombal, em percurso de 401 km, passando por Campina Grande, Juazeirinho, Santa Luzia, Patos, Malta e Condado. A partir de São Bento do Pombal, segue-se através da rodovia estadual PB-325, para o norte, em trecho de 21 km até chegar a cidade de Pombal, sede do município de mesmo nome.

2.1.3.2 Aspectos sócioeconômicos: O município de Pombal foi criado pela Lei nº 2.076, em 30 de abril de 1959 e instalado em 03 de junho de 1959. De acordo com o IBGE (2010), a população total estimada é de 32.654 habitantes.

2.1.3.3 Aspectos fisiográficos: O município de Pombal está inserido na unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, que representa a paisagem típica do semiárido nordestino, caracterizada por uma superfície de pediplanação bastante monótona, relevo predominantemente suave-ondulado, cortada por vales estreitos, com vertentes dissecadas. Elevações residuais, cristas e/ou outeiros pontuam a linha do horizonte. Esses relevos isolados testemunham os ciclos intensos de erosão que atingiram grande parte do sertão nordestino.

O clima é o Aw', segundo a classificação de Köppen (1956), semiárido, com chuvas de verão e outono e a precipitação pluviométrica média anual de 800 mm, com variabilidade intra-anual, sendo os meses de fevereiro, março e abril os que mais chovem, concentrando 60 a 80% do total da precipitação anual. Possui temperaturas médias mensais variando de 23,40 a 27,90 °C; com máximas mensais de 35,70 °C em dezembro, e mínimas de 19,30 °C, em julho e agosto (Moura, 2011).

O município de Pombal encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do rio Piranhas, entre a sub-bacia do rio Piancó e a região do Alto Piranhas. Todos os cursos d'água têm regime de escoamento intermitente e o padrão de drenagem é o dendrítico.

Com respeito aos solos, nos Patamares Compridos e Baixas Vertentes do relevo suave ondulado ocorrem os Planossolos, mal drenados, fertilidade natural média e problemas de sais; Topos e Altas Vertentes, os solos Brunos não-cálcicos, rasos e fertilidade natural alta; Topos e Altas Vertentes do relevo ondulado onde ocorrem os Podzólicos, drenados e de fertilidade natural média e as elevações residuais com os solos litólicos, rasos, pedregosos e de fertilidade natural média.

2.2 QUALIDADE DA ÁGUA

2.2.1 Problemática ambiental

Durante séculos, a humanidade considerou a água como um recurso inesgotável e a utilizou de forma predatória e insustentável. No século XX, com o aumento do crescimento populacional e do uso intenso da água para diversas atividades, chegaram à constatação de que a água tornava-se um bem cada vez mais escasso, necessitando ser usada de forma racional e equilibrada, de modo a garantir a sua conservação e sustentabilidade (Villiers, 2002).

A má distribuição espacial e temporal, somada à distribuição irregular da população humana na terra, faz com que algumas regiões sofram permanentemente com a falta desse recurso. De acordo com Maia (2002), a escassez se dá, principalmente, pela deterioração da qualidade da água, que inviabiliza a utilização de importantes mananciais e ocasiona uma demanda superior à oferta.

Apesar da sua abundância no planeta, a água possui pequena disponibilidade para uso humano. A maior parte (97,5%) é salgada, sendo, portanto, inadequada para uso sem um tratamento, geralmente, inviável economicamente. Já a água doce corresponde a pouco mais de 2,5% do volume total desse recurso e, apenas uma pequena parcela (0,27%) se apresenta sob forma facilmente utilizável pelo homem em rios e lagos (Magalhães, 2004). A existência e a manutenção da vida na Terra estão fortemente relacionadas à existência desse pequeno percentual.

O Brasil possui a maior disponibilidade hídrica do mundo, 13,8% do escoamento médio mundial, tendo em território nacional a produção hídrica de $182.170 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Porém, a sua distribuição ocorre de forma irregular entre as regiões. Na região Norte, estão concentrados aproximadamente 70% da água disponível para uso, onde habita apenas 7% da população nacional; enquanto os 30% restantes distribuem-se desigualmente pelo país, para atender a 93% da população. A região Nordeste, onde vive cerca de 28% da população brasileira, dispõe de apenas 3% dos recursos hídricos nacionais (Galindo, 2004).

De acordo com Alves *et al.* (2008), a água tem múltiplos usos, indispensáveis a um largo espectro das atividades humanas, em que se destacam, entre outras, o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação. Sendo assim, pode-se afirmar que a qualidade da água está diretamente relacionada ao uso a que se destina. Para alguns usos, como o abastecimento humano, exige-se mais qualidade, já para outros, como a diluição de efluentes industriais, menos.

Segundo Peretto (2002), o termo “qualidade da água” descreve basicamente as características físicas, químicas e biológicas, considerando a adequação do recurso hídrico para um determinado fim. Estas características, de acordo com Silva *et al.* (2001a), resultam da integração de vários fatores ambientais, alguns naturais como de solo e vegetação, e outros antrópicos, como população, saneamento e uso da terra.

Sendo assim, a qualidade da água reflete o estado em que estes fatores se encontram em uma microbacia, no sentido de fornecer um espectro completo de informações para um manejo adequado dos recursos hídricos (Callisto e Esteves, 1998; Peretto, 2002).

Segundo Basnyat *et al.* (2000), o uso e a ocupação do solo são os principais fatores de degradação dos cursos d'água, uma vez que determinam a deposição dos recursos orgânicos e compostos tóxicos, que constituem fontes pontuais e difusas de poluição ocasionada pela erosão acelerada do solo.

As atividades humanas de mineração, manufaturas, uso indiscriminado de pesticidas, raticidas e fungicidas, rejeitos químicos e esgoto doméstico, muito frequentemente afetam o meio ambiente, principalmente, o meio aquático. Os contaminantes presentes nas águas superficiais podem se encontrar em solução ou em suspensão. O material em suspensão pode ser encontrado na forma de partículas ou de gotículas (como o óleo) e os contaminantes podem estar dissolvidos ou adsorvidos a essas gotículas ou partículas sólidas. Tais formas podem ser transportadas pela água por longas distâncias ou atingindo as bacias de drenagem com o escoamento superficial das águas pluviais, o que depende de sua estabilidade e estado físico e do fluxo do corpo d'água (Chasin e Pedroso, 2003; Yang e Rose, 2005).

Gradella *et al.* (2006) enfatizam que, nas últimas décadas, tem se verificado uma diminuição quantitativa das águas superficiais, fato que pode ser atribuído às atividades desenvolvidas nas bacias hidrográficas.

No Brasil, os padrões de qualidade para os corpos de água são fixados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes (Brasil, 2005).

Para avaliar se um determinado corpo d'água apresenta condições satisfatórias para assegurar os seus usos potenciais, conforme a classificação da legislação vigente, é necessário efetuar a caracterização físico-química e bacteriológica da água, ou seja, avaliar sua qualidade (Gurgel, 2007).

Alguns parâmetros têm sido usados nos estudos da qualidade da água, principalmente, aqueles orgânicos relacionados aos esgotos domésticos e industriais. Os contaminantes inorgânicos têm ganhado uma visibilidade maior com

o estudo da contaminação por metais pesados, tendo em vista a toxicidade desses elementos. No entanto, apesar do conhecimento dos problemas associados à presença desses elementos, eles ainda não são integrados aos Índices de Qualidade (Ribeiro *et al.*, 2012).

A degradação da qualidade das águas pelas atividades humanas decorre da poluição e da contaminação. A primeira está associada a impactos estéticos, ecológicos e fisiológicos, à aparência definida pela visão e olfato humano, já a segunda relaciona-se à constituição ou à presença de substâncias ou elementos nocivos à vida, não perceptíveis pelos sentidos humanos. Esses processos podem ocorrer relacionados ou não (Ribeiro, 2010). Para Ferreira e Pádua (2006), a contaminação constitui um caso particular de poluição.

O uso racional e otimizado dos recursos hídricos passa a ser imprescindível, principalmente, no Nordeste do Brasil, face às peculiaridades climáticas e ambientais que condicionam as atividades humanas e o desenvolvimento social da região (Vieira, 1996).

Como afirma Rebouças (1997), a avaliação da problemática da água de uma determinada região não pode se restringir ao simples balanço entre oferta e demanda. Deve abranger também os inter-relacionamentos entre os seus recursos hídricos com as demais peculiaridades geoambientais e socioculturais, tendo em vista alcançar e garantir a qualidade de vida da sociedade, a qualidade do desenvolvimento socioeconômico e a conservação das suas reservas de capital ecológico. O desenvolvimento sustentável surge como opção de um processo que deve compatibilizar, no espaço e no tempo, o crescimento econômico, com a conservação ambiental, a qualidade de vida e a equidade social.

Segundo Ribeiro (2010), existe uma crescente preocupação com a gestão ambiental e isto tem conduzido a estudos para a determinação e a identificação de fontes de poluição e seus impactos nos corpos hídricos.

Na Paraíba, um panorama geral da qualidade das águas pode ser traçado a partir da identificação das diversas fontes de poluição existentes provocadas por atividades antrópicas (Tabela 1).

Tabela 1 – Atividades humanas e seus efeitos no meio ambiente ou nos recursos hídricos nas bacias hidrográficas do estado da Paraíba.

Bacia	Atividades de Destaque	Efeitos no meio Ambiente ou nos Recursos Hídricos
Piranhas (onde se localiza a sub-bacia do rio Piancó)	.Vários projetos de irrigação, tanto de dependência pública como privada, que não têm cumprido a legislação ambiental. .Atividades agropecuárias praticamente em toda a bacia do rio Piranhas (excluindo a sub-bacia do rio Seridó). .Despejo de esgotos domésticos nos municípios de Coremas, Pombal, Catolé do Rocha, São Bento, Souza, Cajazeirinhas, Piancó, Itaporanga. .Presença de garimpos na sub-bacia do rio Seridó.	.Poluição dos recursos hídricos, em função do uso indiscriminado de agrotóxicos, e assoreamento dos mananciais, em decorrência do uso inadequado do solo. .Degradação do solo, mudanças climáticas e poluição do ar e da água, perda de biodiversidade. .Alteração dos padrões de qualidade da água, inviabilizando o consumo. .Contaminação do meio ambiente por metais pesados.
Curimataú	Exploração da piscicultura, em manancial de dependência pública, e de irrigação e abastecimento, a partir de poços tubulares.	Sem informações da existência de fatores de degradação e poluição ocasionados por esses usos.
Mamanguape	Irrigação, piscicultura, carcinocultura, indústrias e abastecimento humano.	Alta concentração de agentes poluidores dos recursos hídricos da Bacia.
Camaratuba	Irrigação, abastecimento humano e, em menor escala, indústrias.	Susceptibilidade a processos de degradação e poluição.
Guaju	Piscicultura (incipiente) – dados da SEMARH.	Não observados
Gramame	Elevado número de projetos de irrigação, piscicultura e carcinocultura (informações da SEMARH), além do uso dos recursos hídricos pelas indústrias, para abastecimento humano e para dessedentação animal.	O intenso uso múltiplo dos recursos hídricos vem proporcionando sua degradação ambiental e poluição.
Miriri	Destaca-se a irrigação (informações da SEMARH).	Não observados
Abiaí	Alto número de projetos de irrigação (dados da SEMARH).	Propicia a poluição e a degradação da Bacia.

Fonte: ANA - Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba (ANA, 2005) e AESA (2006).

Como pode ser visto, a degradação e os focos de poluição das águas superficiais e subterrâneas de todas as bacias hidrográficas do Estado resultam de fatores naturais e de ações antrópicas. Os fatores naturais estão relacionados à

constituição geológica, aos elementos do clima, vegetação, solo e relevo e, naturalmente, aos recursos hídricos. Os efeitos do antropismo resultam das atividades sobre esses recursos naturais, sendo as mais significativas a urbanização, a industrialização, a pecuária e a irrigação (Aesa, 2006).

De maneira global, a situação de rarefação dos estoques hídricos, em qualidade e quantidade, trouxe novas exigências de integração de esforços na gestão racional dos usos da água (Magalhães Júnior, 2007). Para Barbosa e Barreto (2008), o homem, como gestor, deve respeitar os direitos dos demais organismos.

Neste sentido, a água, por constituir-se num bem de primeira necessidade, essencial à vida tanto em sua dimensão individual quanto coletiva, e por ser um recurso escasso e finito, agravado pelo uso predatório e desigual, coloca para as atuais gerações a necessidade urgente de desenvolver mecanismos de gestão e conservação (Pontes e Schramm, 2004).

Para Alves *et al.* (2008), ao se pensar em preservação, deve-se dar prioridade ao controle e à utilização racional das águas doces superficiais em todo o planeta, devido à limitada disponibilidade na natureza, pelo alto custo da sua obtenção nas formas menos convencionais, como é o caso da água do mar e das águas subterrâneas.

Segundo Hermanson (2008), a sustentabilidade pode ser entendida como um conjunto de práticas adotadas que visam à diminuição dos impactos gerados pelas atividades humanas e que poderiam ser prejudiciais ao meio ambiente. Ferreira (2009) acrescenta que o conceito de sustentabilidade é composto das noções de ecoeficiência e ecojustiça. A primeira noção refere-se ao uso físico dos recursos naturais; e a segunda, ao fato de que não é justo privar as gerações futuras dos mesmos recursos que dispõe a geração atual.

2.2.2 Gestão e monitoramento das águas no Brasil

Entre as questões ambientais mais polêmicas se destaca a gestão da água doce, um bem vital para a maioria dos seres vivos e um dos principais recursos para o desenvolvimento dos países (Gomes e Barbieri, 2004).

No Brasil, a questão da qualidade das águas ganhou evidência com a sanção da Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, tendo como um dos fundamentos gerir tais recursos,

proporcionando uso múltiplo, em consonância com objetivos que assegurem “à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (Brasil, 1997).

A outorga de uso da água é um dos principais instrumentos no auxílio ao gerenciamento dos recursos hídricos. No Brasil, está prevista na Lei nº 9.433/97, nas leis estaduais específicas de política e sistema de gerenciamento e decretos. Na Paraíba, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos é citada na Lei nº 6.308, de 02 de julho de 1996, que objetiva assegurar o uso integrado e racional dos recursos hídricos, para a promoção do desenvolvimento e do bem estar da população do estado e é regulamentada através do Decreto nº 19.260, de 31 de outubro de 1997 (Aesa, 1996; 1997).

Particularmente para a sub-bacia do rio Piancó, que é detentora da maior reserva hídrica do estado, formada pelos reservatórios Coremas e Mãe - D'água, o processo de outorga é bastante complexo, devido à grande quantidade de conflitos de uso causada, entre outros fatores, pela grande quantidade de reservatórios construídos e pela disponibilidade hídrica (Rodrigues *et al.*, 2009).

O gerenciamento dos recursos hídricos é um conjunto de ações que garante às populações e às atividades econômicas uma situação otimizada da água, tanto em termos qualitativos como quantitativos. Considerando-se a complexa dependência dos processos relacionados ao ciclo hidrológico, disponibilidade, uso da água e interações com a saúde humana, o manejo integrado deste recurso natural deve apoiar-se nas bases bio-geofísicas do sistema, representadas pelas unidades naturais que são as bacias hidrográficas (Souza e Tundisi, 2000).

Assim, cada bacia hidrográfica deve ter um plano de utilização integrada de recursos hídricos, o qual deve constituir o referencial de todas as decisões e intervenções setoriais nestes recursos (Mota, 1997).

Segundo Gradella *et al.* (2006), o gerenciamento dos recursos naturais destinados ao consumo de água, em quantidade e qualidade, requer por parte da sociedade um maior entendimento sobre os recursos naturais, sobretudo os hídricos, uma vez que a água é vital à sobrevivência das espécies e não é um bem natural substituível.

A boa gestão da água deve ser objeto de um plano que contemple os múltiplos usos desse recurso, desenvolvendo e aperfeiçoando as técnicas de utilização, tratamento e recuperação dos mananciais.

O monitoramento ambiental pode ser considerado um instrumento de controle e avaliação, desde que realizado de forma sistemática. Serve para conhecer o estado e as tendências qualitativas e quantitativas dos recursos naturais e as influências exercidas pelas atividades humanas e por fatores naturais sobre o ambiente. Dessa forma, subsidia medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do ambiente em estudo, bem como auxilia na definição das políticas ambientais (Emcon Ambiental, 2005).

O monitoramento da qualidade da água permite acompanhar as condições de uso e os padrões de lançamento de efluentes que devem atender aos padrões do corpo receptor, à capacidade de assimilação e diluição (Brasil, 2005). Outro fator importante refere-se às restrições de consumo e condições de potabilidade, apregoadas pela Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde e que substitui a Portaria nº 518/2004 (Brasil, 2011; Brasil, 2004a).

Esta nova portaria é a quinta versão da norma brasileira de qualidade da água para consumo que, desde 1977, vem passando por revisões periódicas, com vistas à sua atualização e à incorporação de novos conhecimentos, em especial, fruto dos avanços científicos conquistados em termos de tratamento, controle e vigilância da qualidade da água e de avaliação de risco à saúde.

2.2.3 Contaminação da água por metais pesados

A intervenção humana pode ser considerada como a maior responsável pela disposição dos metais pesados no ambiente, uma vez que a sua geração e utilização como subproduto nas atividades industriais ocorre em escala exponencial, gerando diversos impactos em níveis local e global, levando a um estresse contínuo na natureza e, conseqüentemente, a efeitos agudos ou crônicos à saúde dos ecossistemas e do homem (Brayner, 1998).

Segundo Baird (2002), o termo metal pesado se refere a uma classe de elementos químicos, muitos dos quais nocivos para os seres humanos e que possuem densidades altas em relação a outros materiais comuns. Apesar de alguns deles serem essenciais aos seres vivos, como magnésio, ferro, zinco, manganês, cobre, cobalto, molibdênio e boro (atuando em diversos processos fisiológicos, ainda que em baixas concentrações), em altas concentrações, geralmente, podem ser tóxicos. Segundo Guilherme *et al.* (2005), podem ainda causar impactos negativos a

ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se em contaminantes ou poluentes de solo e água.

Outros metais, como mercúrio, chumbo, cádmio, cromo e níquel, conforme mencionado por Esteves (1998), não tem função biológica conhecida e, geralmente, apresentam toxicidade aos organismos. Entretanto, outros fatores devem ser contextualizados para definir a real toxicidade desses elementos, tais como: concentração, tipos de organismos expostos, capacidade de assimilação dos metais e vias de exposição (Peijnenburg e Jager, 2003).

As mudanças nas características do meio aquático pelo aporte de espécies metálicas antropogênicas, por exemplo, podem provocar efeitos deletérios à biota aquática. Considerando as interdependências entre os organismos aquáticos, estas modificações sempre proporcionam desequilíbrios ecológicos (Hudson, 1998).

2.2.4 Parâmetros físico-químicos da água

Para caracterizar uma água são determinados diversos parâmetros, os quais representam as suas características físicas, químicas e biológicas. Eles permitem analisar os aspectos naturais, bem como identificar fontes de poluição, níveis de contaminação e condições de outras características químicas, como a presença de metais pesados (Ribeiro, 2010). Também diferenciam as águas naturais entre si, podendo se manifestar em uma ou outra condição. Segundo Sperling (2005), esses parâmetros retratam características condicionadas pelos componentes presentes na água. Os principais indicadores de qualidade da água são discutidos a seguir:

2.2.4.1 Temperatura

A temperatura (°C) determina vários processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem em um sistema aquático, tais como o metabolismo dos organismos e a degradação da matéria orgânica (Zuin; Loriatti; Matheus, 2009).

O aumento da temperatura altera as taxas das diversas reações que ocorrem nos ambientes aquáticos, bem como diminui a solubilidade de gases como o oxigênio dissolvido (Sperling, 2005). A temperatura varia de acordo com a localização geográfica e as condições climáticas, influenciando nos organismos e teores de gases dissolvidos.

2.2.4.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

O termo pH é usado para expressar a intensidade da condição ácida ou básica de uma solução e é uma maneira de expressar a concentração do íon hidrogênio (Sawyer; McCarty; Parkin, 2003).

Pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, assim como uma das mais difíceis de interpretar, podendo ser resultado de fatores naturais e antrópicos. Esta complexidade na interpretação de seus valores se deve ao grande número de fatores que pode influenciá-lo (Libânio, 2005).

As medidas de pH são de extrema utilidade, pois fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água. O pH indica se a água é ácida, básica ou neutra. Se estiver em torno de 7, água neutra; menor que 6, ácida e, maior que 8, básica. Em água destinada à irrigação de culturas, a faixa de pH adequada varia de 6,5 a 8,4. Valores fora desta faixa podem provocar deterioração de equipamentos de irrigação (Ayers e Westcot, 1999).

Alterações extremas podem causar ao homem certo desconforto, como irritação da pele e olhos, além de afetar a vida aquática, acarretando seu desaparecimento (Mattos, 1998). De uma forma geral, o pH determina o equilíbrio dos compostos químicos.

Segundo Maier (1987), o pH dos rios brasileiros têm tendência de neutro a ácido e pode se alterar ao longo do rio. Naturalmente, nesses casos, o pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre e suas variações estão relacionadas com a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese. A acidez no meio aquático é causada, principalmente, pela presença de gás carbônico, ácidos minerais e sais hidrolisados (Pereira, 2004).

2.2.4.3 Potencial de óxido-redução (ou Potencial REDOX: E_H)

É um valor que representa a tendência de uma substância de receber elétrons. Pode ser utilizado na determinação do caráter redutor ou oxidante do corpo d'água.

Medidas absolutas de potencial redox em matrizes ambientais, tais como águas, efluentes, sedimentos e solos começaram a ser utilizadas no início do século passado, mas foi a partir do estudo detalhado feito por Baas-Becking; Kaplan e

Moore (1960), que este parâmetro passou a ser determinado rotineiramente nos estudos geoquímicos, limnológicos e da química aquática. Muitas reações de importância na natureza envolvem tanto elétrons como prótons, o que faz com que sejam governadas tanto pelo pH como pelo E_H .

A biodisponibilidade de uma série de metais está associada ao seu estado de oxidação e o conhecimento do ORP (do inglês, *Oxidation Reduction Potential*) pode ajudar a definir quais formas dos metais estão presentes em maior concentração no corpo d'água. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece parâmetros para o ORP (Brasil, 2005).

2.2.4.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) varia com a quantidade de sais, mas também com a condução iônica dos ânions e cátions característicos de cada amostra (Sawyer; McCarty; Parkin, 2003). Refere-se à capacidade de conduzir corrente elétrica e ocorre em função da concentração de íons presentes (substâncias dissolvidas) (Apha *et al.*, 2012).

O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração e esgotos. A condutividade elétrica da água pode variar de acordo com a temperatura e a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas (Apha *et al.*, 2012).

Devido à facilidade e rapidez de determinação da condutividade elétrica, este se tornou um parâmetro padrão para expressar a concentração total de sais para classificação de solos e das águas destinadas à irrigação (Bernardo, 1995).

2.2.4.5 Salinidade

A salinidade (% SAL) é a medida dos teores de sais dissolvidos na água. Esses sais favorecem o crescimento das plantas, mas, em excesso, tornam-se prejudiciais e podem afetar o sabor da água. Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, águas doces são águas com salinidade igual ou inferior a 0,5%.

2.2.4.6 Turbidez

A turbidez é um dos parâmetros mais representativos das características físicas da água, cujas alterações são bastante perceptíveis. Pode ser entendido como o grau de clareza da água (Hermes, 2004). É expressa, entre outras unidades, por NTU (do inglês, *Nephelometric Turbidity Units*).

A turbidez é a medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de água devido à presença de partículas em suspensão, que causam a turbidez e podem causar danos à vida aquática, com a diminuição da incidência de luz, restringindo a realização da fotossíntese da vegetação submersa e algas, além da consequente reposição do oxigênio (Pinto, 2003; Tavares, 2005).

Ela está diretamente associada com a quantidade de material em suspensão, porém, ela não depende estritamente da concentração de sedimentos em suspensão, mas também de outras características do sedimento, tais como tamanho, composição mineral, cor e quantidade de matéria orgânica (Santos *et al.*, 2001).

Segundo Branco (1986), a precipitação dessas partículas perturba o ecossistema aquático, podendo aumentar a sedimentação no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também, danificando os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (Trentin e Bostelmann, 2010).

A água pode ser turva ou límpida. É turva quando recebe certa quantidade de partículas que permanecem, por algum tempo, em suspensão e podem ser do próprio solo, quando não há mata ciliar, ou provenientes de atividades minerais, como portos de areia, exploração de argila, indústrias, ou mesmo de esgoto das cidades. A turbidez, por si só, não causa danos, se for natural (Farias, 2006).

Este parâmetro não está diretamente relacionado a padrões de qualidade, no entanto, é esteticamente desagradável na água potável e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para os microrganismos patogênicos e associados a compostos tóxicos (Ribeiro, 2010).

2.2.4.7 Sólidos totais dissolvidos (STD)

É a soma dos teores de todas as substâncias presentes na água (Santos, 1997) ou efluente, incluindo matéria orgânica, minerais e outras substâncias inorgânicas (Art, 2001). O teor de sólidos totais dissolvidos relaciona-se com a condutividade elétrica, que por sua vez, relaciona-se com a presença de íons presentes na água. Os componentes primários que contribuem para a concentração de sólidos totais dissolvidos são os sais de cálcio, magnésio, sódio, cloro, bicarbonato e enxofre (Sousa *et al.*, 2014).

Segundo a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, o limite máximo permissível de STD na água é de 500 mg.L⁻¹. De acordo com a Portaria nº 2.914/2011, esse valor pode chegar a 1.000 mg.L⁻¹ em águas destinadas ao consumo humano.

Segundo Lima *et al.* (2005), a concentração de sólidos em suspensão e de sólidos dissolvidos transmite uma importante informação sobre o curso d'água. Um rio com alta concentração de sedimentos é comumente denominado um rio "barrento". A elevada concentração de sedimentos na fonte hídrica pode trazer problemas aos sistemas de captação e tratamento de água, bem como aos reservatórios e aos sistemas de geração hidrelétrica.

2.2.4.8 Oxigênio dissolvido (OD)

A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (Carmouze, 1994). Ele indica o grau de arejamento da água.

Segundo Sperling (2007), o OD é naturalmente originado com a dissolução do oxigênio atmosférico, produzido por organismos fotossintéticos e sua solubilidade varia com a altitude e a temperatura.

Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é um parâmetro extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Geralmente, o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o

número de microrganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio. A morte de peixes em rios poluídos se deve, portanto, à ausência de oxigênio e não à presença de substâncias tóxicas (Sperling, 2005).

2.2.4.9 Alcalinidade total

A alcalinidade total de uma água é dada pelo somatório das diferentes formas de alcalinidade existentes, ou seja, é a concentração de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos (Apha *et al.*, 2012), expressa em termos de carbonato de cálcio (CaCO_3).

Pode-se dizer que a alcalinidade é uma medida da capacidade de neutralizar ácidos (Brasil, 2004b; Farias, 2006) e se deve, principalmente, a sais de ácidos fracos e bases fortes, com efeito tampão, resistindo à queda de pH resultante da adição de ácidos.

Sawyer; McCarty e Parkin (2003) enfocam que a alcalinidade é uma determinação importante no controle do tratamento de esgotos, devido à sua capacidade de tamponação.

2.2.4.10 Ânions principais

- Nitrito e Nitrato: O nitrogênio (N_2) ocorre em diversas formas e estados de oxidação. No meio aquático pode ser encontrado como: nitrogênio orgânico (NO) → nitrogênio amoniacal (NH_3) → nitrito (NO_2) → nitrato (NO_3).

O nitrogênio, depois do C, H e O, é o elemento mais demandado pelos vegetais. Parte da quantidade de N requerido pelas culturas pode ser suprida pelo solo, no entanto, em muitas situações, o solo é incapaz de atender toda a demanda por N, tornando-se necessária a fertilização nitrogenada.

O nitrito é produzido por bactérias e considerado menos tóxico que a amônia, já o nitrato, representa o estágio final da oxidação da matéria orgânica proveniente de resíduos da atividade humana (esgotos sanitários e fossas sépticas), podendo constituir risco à saúde humana (Alaburda e Nishihara, 1998).

Teores de nitrato acima de 10 mg.L^{-1} podem ser indicativos de contaminação por atividades antrópicas, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. O nitrito, que é um indicador de poluição recente, quando presente na água de

consumo humano, tem um efeito mais rápido e pronunciado que o nitrato, sendo o limite máximo permitido de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Se o nitrito for ingerido diretamente, pode ocasionar metemoglobinemia, independente da faixa etária do consumidor (Cetesb, 2010).

A determinação simultânea de nitrito e nitrato no ambiente aquático é muito importante, de modo geral, porque servem como indicadores significantes da qualidade da água natural tanto pelo impacto ambiental quanto por sua ação prejudicial à saúde humana (Burakham *et al.*, 2004).

O aumento da contaminação das águas por compostos nitrogenados vem merecendo atenção especial, uma vez que está se tornando um problema mundial, devido à sua ampla e diversificada procedência (Bouchard; Williams; Surampalli, 1992; Macleaf e Shoeder, 1995; Mato, 1996).

- Cloretos: O cloro (Cl) está presente em todas as águas naturais com valores, nas águas doces, situados entre 10 e 250 mg.L^{-1} . Geralmente, é muito solúvel e muito estável e, em solução, dificilmente precipita. A presença de cloreto nas águas naturais se deve à alteração das rochas, dentre outros fatores (Cetesb, 2007). Os cloretos são oriundos da dissolução de sais, como, por exemplo, o cloreto de sódio.

O ânion cloreto (Cl^-) se instala na água, especialmente, através das descargas sanitárias. Variações de cloretos em águas naturais devem ser investigadas, pois ele é altamente poluidor (Santos, 2010).

- Sulfatos: O íon sulfato constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários (Tundisi, 2003). Apresenta-se nas águas doces, geralmente, com teores inferiores a 100 mg.L^{-1} , principalmente, nas formas SO_4^{-2} (sulfato) e HSO_4^- (bissulfato).

As fontes principais de sulfato ou cloretos em águas naturais são dissoluções de rochas e solos, sendo que as principais fontes antrópicas nas águas superficiais são as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais. A ingestão excessiva de sulfato pode provocar efeito laxativo. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece um valor de 250 mg.L^{-1} para sulfatos e cloretos (Brasil, 2005).

Para a qualidade da água de abastecimento, altos teores de sais minerais, particularmente, sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em

sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas (Trentin e Bostelmann, 2010).

2.2.4.11 Cátions principais

A qualidade da água de irrigação pode variar segundo o tipo e a quantidade de sais dissolvidos, que são encontrados em quantidades pequenas, porém, muitas vezes, significativas, tendo sua origem na intemperização das rochas e dos solos, pela dissolução lenta do calcário e de outros minerais, que são levados pelas águas de irrigação e se depositam no solo, acumulando-se à medida que a água evapora ou é consumida pelas culturas (Rhoades; Kandiah; Mashali, 2000).

As águas que se destinam à irrigação devem ser avaliadas, principalmente, sob três aspectos considerados importantes na determinação da qualidade agrônômica das mesmas, sendo eles: salinidade, sodicidade e toxicidade de íons. O efeito da salinidade é de natureza osmótica podendo afetar diretamente o rendimento das culturas. A sodicidade, determinada pela Razão de Adsorção de Sódio (RAS) da água de irrigação, se refere ao efeito do sódio contido na água de irrigação, que tende a elevar a Porcentagem de Sódio Trocável no solo (PST), afetando a sua capacidade de infiltração (Pizarro, 1985). A toxicidade refere-se ao efeito de alguns íons sobre as plantas, sendo eles o cloreto, o sódio e o boro, que quando encontrados em concentrações elevadas podem causar danos às culturas, reduzindo sua produção (Holanda e Amorim, 1997). Já Bernardo (1995) cita que além destes parâmetros básicos de avaliação, a concentração de bicarbonatos e o aspecto sanitário da água devem ser considerados.

A presença dos cátions sódio, potássio, cálcio, magnésio interfere diretamente na condutividade elétrica (Santos, 2000).

O cálcio pode estar envolvido numa série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação, mas sua função ainda não está bem definida. Influencia a ciclagem do fósforo, além de interferir no pH das águas fluviais e pluviais (Wetzel, 2001).

O magnésio tem uma ação ativadora sobre enzimas do sistema vegetativo das plantas, tem um papel importante na atividade fotossintética porque ele forma parte essencial do núcleo da molécula da clorofila "a" (Malavolta, 1981; Odum 1988). Já o sódio possui as mesmas funções que o potássio, atuando na troca e transporte

de outros íons para os meios intra e extracelulares (Esteves, 1998). A presença de altas concentrações de sódio na água de irrigação pode acarretar a perda de permeabilidade do solo pela adsorção dos íons de sódio às partículas do solo e levam à dispersão coloidal, com o conseqüente bloqueio dos poros do solo (Ayers e Westcot, 1999).

A Organização Mundial da Saúde (OMS, 1999) recomenda um valor máximo permissível, na água de irrigação, de 200 mg.L⁻¹ para sódio e cálcio, 150 mg.L⁻¹ para o magnésio e 20 mg.L⁻¹ para o potássio.

2.2.4.12 Fósforo total

O fósforo pode ser encontrado nos corpos d'água em várias formas, sendo as mais comuns os ortofosfatos, polifosfatos e o fósforo orgânico. O fósforo é constituinte em sólidos em suspensão e sólidos solutos. Na natureza, é proveniente da dissolução dos solos e decomposição de matéria orgânica.

Embora não traga prejuízos diretos à saúde humana, elevados índices de fósforo podem indicar fontes de poluição, como os já citados despejos domésticos e industriais, além de possibilitar o super crescimento de algas, causando a eutrofização do curso d'água (Sperling, 2005).

2.2.4.13 Dureza total

A dureza é uma característica natural das águas (Who, 2007). Quando a água entra em contato com rochas calcárias e rochas dolomíticas, sais de cálcio e magnésio são dissolvidos dando a propriedade de dureza.

Denomina-se “água dura”, aquelas com presença de íons metálicos polivalentes dissolvidos, predominantemente, os cátions de cálcio e os de magnésio (Agreste; Schor; Heiberg, 2001; Baccan *et al.*, 2004; Vogel *et al.*, 2002; Roloff, 2006; Russell, 1994; Shereve e Brink, 1997; Sperling, 2005; UNV, 2008; Who, 2005).

De acordo com a Universidade Federal de Viçosa (UNV, 2008), a classificação das águas em termos de dureza é:

- Menor que 50 mg.L⁻¹ CaCO₃ – água mole.
- Entre 50 e 150 mg.L⁻¹ CaCO₃ – água com dureza moderada.
- Entre 150 e 300 mg.L⁻¹ CaCO₃ – água dura.

- Maior que 300 mg.L⁻¹ CaCO₃ – água muito dura.

2.2.5 Parâmetros microbiológicos da água

Os parâmetros microbiológicos são fundamentais para definir a qualidade sanitária de uma água, de um solo, de uma cultura ou outro elemento. As bactérias do grupo coliforme vêm sendo utilizadas como indicadores de poluição fecal desde o início do século XX (Feachem *et al.*, 1983).

O grupo constitui-se de espécies comensais (não patogênicas) presentes no intestino do homem e de animais de sangue quente. A presença de coliformes na água não apresenta, por si só, um perigo à saúde, mas indica a possível presença de outros organismos causadores de problemas à saúde. Os principais indicadores de contaminação fecal são as concentrações de coliformes totais e coliformes fecais, expressa em número de organismos por 100 mL de água (Ceballos, 1998; Franco, 2003).

De acordo com a Portaria nº 2.914/2011, do Ministério da Saúde, a *Escherichia coli* (*E. coli*) é considerada o mais específico indicador de contaminação fecal recente, de origem exclusivamente fecal. Ela deve estar ausente em 100 mL de água, para que esta seja considerada potável (Brasil, 2011).

2.3 QUALIDADE DO SOLO

O termo Qualidade do Solo (QS) se tornou mais usual a partir de 1990, após a publicação do relatório intitulado “Soil and water quality – an agenda for agriculture” (*Natural Research Council - NRCC*, 1993). De acordo com esse relatório, a qualidade do solo havia sido concebida em razão de seu papel em ecossistemas naturais e agroecossistemas, uma vez que a qualidade deste recurso natural, historicamente, sempre esteve relacionada à sua produtividade.

Surgiram assim, vários conceitos de qualidade de solo, entre os quais está o de Doran e Parkin (1994), que mais tarde foi reformulado por Doran (1997), sendo ainda utilizado nos dias atuais:

Qualidade do solo é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para

sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens.

Em outras palavras, é a capacidade do solo exercer suas funções na natureza (Doran, 1997).

Para Karlen *et al.* (1997), QS é a capacidade do mesmo em exercer determinadas funções em ecossistemas naturais ou manejados pelo homem, sendo esta a visão predominante na atualidade – a natureza dinâmica dos solos, que deve funcionar como meio para crescimento das plantas e tampão ambiental, bem como para regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, para estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera.

Nesse sentido, o termo “qualidade” evoca desde valores éticos pelos pioneiros da conservação do solo, como Benett e Leopold, onde a responsabilidade e o cuidado devem prevalecer nas relações entre o homem e a terra, até relações com saúde feitas por agricultores, onde se fundamenta que a saúde das pessoas está intimamente relacionada à saúde do solo (Seybold *et al.*, 1996; Karlen *et al.*, 1997).

Doran e Parkin (1994) enfatizam ser difícil uma definição concreta e consensual e sustentam ser a qualidade do solo uma característica abstrata e que, portanto, não pode ser definida, uma vez que ela depende de fatores externos, como práticas de manejo e uso da terra, interações do meio ambiente e dos ecossistemas, prioridades socioeconômicas e políticas. Situação corroborada por Sojka e Upchurch (1999) ao demonstrarem a complexidade para definir QS, uma vez que os sistemas são mais diversos e dinâmicos.

O tema é controverso e não existe, até o presente, consenso no que diz respeito ao seu conceito, razão da existência de múltiplas definições (Doran e Parkin, 1994; Karlen *et al.*, 1997; Singer e Ewing, 1999; Sojka e Upchurch, 1999), o que sugere que seu conceito continuará a evoluir.

Pelo fato de necessitar de um número razoável de variáveis, a qualidade do solo não pode ser mensurada diretamente, mas pode ser estimada a partir de indicadores de qualidade do solo (Karlen e Stott, 1994; Karlen *et al.*, 1997; Andrews; Karlen; Cambardella, 2004), que podem ser físicos, químicos e biológicos (Doran e Parkin, 1996; Snakin *et al.*, 1996), descritivos e analíticos (Reinert, 1998).

Larson e Pierce (1994) propuseram a determinação de um Conjunto Mínimo de Dados (MDS, do inglês *Minimum Data Set*) e de Funções Pedotransfer (PTFs, do inglês *Pedotransfer Functions*).

O MDS consiste na disponibilidade de nutrientes, carbono orgânico total e lábil, textura, capacidade de água disponível para as plantas, estrutura, densidade ou resistência do solo à penetração de raízes, profundidade máxima de raízes, pH e condutividade elétrica. As PTFs são funções matemáticas, que relacionam características e propriedades do solo com atributos mensuráveis. Exemplos de PTFs são: capacidade de adsorção de fósforo (P), que é relacionada com alumínio (Al) e ferro (Fe) extraídos com oxalato e condutividade hidráulica, que é relacionada com a textura do solo. A QS é quantificada pela determinação de todos esses atributos, fazendo uma avaliação comparativa a um padrão ou à dinâmica do MDS e das PTFs no tempo.

Para nortear a escolha dos indicadores de qualidade/degradação do solo, Doran e Parkin (1996) sugerem alguns critérios, tais como: a) aspecto da funcionalidade; b) aspecto de praticidade e facilidade nos processos de difusão de tecnologia e extensão rural; c) caráter dinâmico; d) ser componente, quando possível, de uma base de dados.

Arshad e Martin (2002) sugerem as seguintes etapas como pressupostos para avaliar a qualidade do solo: a) dividir a região ou área de estudo em diferentes ecorregiões (selecionar zonas ecológicas com solos similares); b) definir o objetivo de estudo sobre a qualidade do solo; c) eleger um conjunto de indicadores para a área de estudo; selecionar um ponto de referência para cada indicador; d) especificar os limites críticos para tais indicadores, que irão variar em função de cada indicador e transformá-los em qualidade do solo/índice de sustentabilidade.

Fica evidente que a escolha de determinados indicadores depende da finalidade a que se propõe a utilização de determinado solo, o que pode ser trabalhoso, uma vez que uma determinada propriedade específica selecionada como indicador pode variar de acordo com as propriedades intrínsecas de cada ambiente (Araújo *et al.*, 2012).

2.3.1 Indicadores de qualidade do solo

Os indicadores são propriedades, processos e características físicas, químicas e biológicas que podem ser quantificadas e permitem o monitoramento das mudanças no estado de qualidade do solo, a médio e a longo prazo. Entretanto, estabelecer um indicador simples e confiável para a avaliação dos atributos do solo é um dos desafios atuais das pesquisas.

Segundo Marzall e Almeida (2000), um indicador é uma ferramenta que mede uma condição, um processo, uma reação ou um comportamento e que permite a aquisição de informações sobre uma dada realidade, em resposta às atividades antrópicas exercidas dentro de um determinado sistema.

O monitoramento da qualidade do solo pelos indicadores físicos é importante para manutenção e para avaliação de sua sustentabilidade. Segundo Carvalho; Goedert e Armando (2004), a qualidade física do solo pode ser avaliada por meio de indicadores relacionados à forma (densidade e a porosidade do solo), ou ainda pela estabilidade estrutural (estabilidade de agregados), onde o principal indicador físico desta qualidade concentra-se na textura ou granulometria do solo, composta pelas frações de areia, silte e argila.

Do ponto de vista das atividades agrícolas, os indicadores físicos assumem importância por estabelecerem relações fundamentais com os processos hidrológicos, tais como taxa de infiltração, escoamento superficial, drenagem e erosão. Possuem também função essencial no suprimento e armazenamento de água, de nutrientes e de oxigênio no solo (Gomes e Filizola, 2006).

Os indicadores visuais podem ser obtidos de observações ou de interpretação de fotografias. Segundo Santana e Bahia Filho (1999), a exposição do subsolo, mudança de cor do solo, sulcos ocasionais, acúmulo de água, enxurrada, resposta da planta, espécies de ervas daninhas, poeira e deposição são somente alguns poucos exemplos de indicadores potenciais determinados localmente. As evidências visuais podem ser uma indicação clara de que a qualidade do solo está sendo melhorada ou piorada.

Os indicadores biológicos (biomassa microbiana do solo, nitrogênio mineralizável, respiração microbiana do solo, atividade enzimática e quociente metabólico) são importantes tanto no que se refere à ciclagem dos nutrientes, como também na estimativa da capacidade do solo para o crescimento vegetal. Já os

indicadores químicos são, normalmente, agrupados em variáveis relacionadas com o teor de matéria orgânica do solo, a acidez do solo, o conteúdo de nutrientes, elementos fitotóxicos (Al^{3+}) e determinadas relações como a saturação de bases (V%) e de alumínio (m%) (Araújo *et al.*, 2012).

A análise química do solo é uma das ferramentas mais utilizadas no Brasil para avaliação da fertilidade. Pelo uso das técnicas analíticas que envolvem extrações e determinações dos teores dos elementos químicos, procura-se determinar o grau de suficiência ou deficiência destes no solo, além de quantificar condições adversas que possam prejudicar o desenvolvimento das plantas (Abreu; Muraoka; Lavorante, 2003; Raij *et al.*, 2001; Soratto e Crusciol, 2008).

Segundo Alvarega e Davide (1999), vários elementos químicos podem ser úteis como indicadores da qualidade do solo, tais como: pH, alumínio, cálcio, magnésio, potássio, enxofre, carbono orgânico, boro e manganês.

Os ensaios para a determinação do pH, condutividade elétrica e matéria orgânica também colaboram na análise comportamental do material em estudo, pois indicam, respectivamente, a fertilidade, o índice de acidez do solo e a capacidade do mesmo em conduzir corrente elétrica.

2.3.1.1 pH do solo (suspensão solo-solução 1:2,5)

O pH do solo é um indicador muito importante para a vida no solo e para as plantas, pois afeta a disponibilidade de nutrientes absorvíveis (Sparks, 1995). Refere-se à atividade dos íons H^+ na solução do solo e, normalmente, é medida numa suspensão solo-água devido às dificuldades práticas para a obtenção da solução do solo (Ebeling *et al.*, 2004).

O próton H^+ está em equilíbrio dinâmico com as superfícies das partículas minerais e orgânicas do solo, predominantemente, com cargas negativas. Em função dos íons H^+ serem fortemente atraídos para as superfícies carregadas negativamente podem substituir a maioria dos cátions, entre eles os metais (Pagnanelli *et al.*, 2003).

De forma geral, o pH dos solos aumenta com a profundidade, pois os processos pedogenéticos são menos intensos, principalmente, a lixiviação de bases no interior do perfil do solo. Assim, a concentração de íons hidrogênio (pH) é uma

propriedade importante dos solos, pois afeta de forma direta o crescimento de raízes e dos microrganismos do solo.

Em pH ácido, o alumínio, o ferro e o manganês tornam-se mais solúveis e podem ser tóxicos para as plantas, porém, quando o pH aumenta suas solubilidades diminuem e podem ocorrer precipitações. As plantas podem sofrer deficiências quando o pH sobe acima da neutralidade. O efeito do pH na disponibilidade dos nutrientes e do alumínio no solo é mostrado na Figura 3.

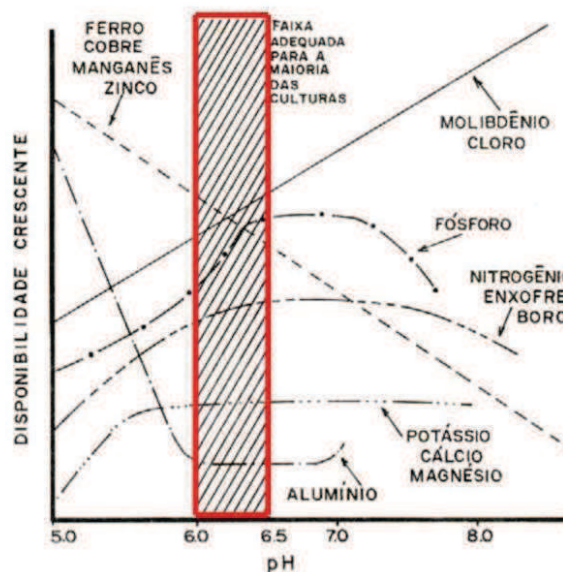


Figura 3 – Efeito do pH na disponibilidade dos nutrientes e do alumínio no solo (Malavolta, 1979).

2.3.1.2 Matéria orgânica

De acordo com Reichert; Reinert e Braida (2003), a matéria orgânica do solo (MO) é um indicador importante na determinação da qualidade do solo, pois mantém relação com várias propriedades físicas, químicas e biológicas. Lal (2004) afirma ser ela fator fundamental no conceito moderno de sustentabilidade e manejo, devido ao papel vital que exerce na manutenção e qualidade do solo, influenciando em quase todas as suas propriedades.

A matéria orgânica (MO) se constitui de um elemento importante como fonte de nutrientes e energia para muitos organismos, além de possibilitar benefícios como melhor estruturação e capacidade de armazenamento de água e solo, processos fundamentais para o desenvolvimento da cultura agrícola e da biota do

solo (Aquino e Assis, 2005), além de ser responsável por mais de 70% da capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos tropicais (Bianchi *et al.*, 2006).

Ela abrange todos os organismos que vivem no solo, juntamente com os resíduos de organismos mortos, em vários estádios de decomposição e o teor de carbono orgânico de um solo decorre de misturas heterogêneas de substâncias simples e complexas que contêm carbono (Soco, 2009).

De acordo com a Embrapa (2010), a matéria orgânica em quantidades suficientes no solo é fator decisivo para a manutenção do equilíbrio dos nutrientes. De acordo com Mello e Vitti (2002), o aumento do teor da matéria orgânica do solo causa, entre outros efeitos, o aumento do pH, assim como a complexação e a precipitação do alumínio da solução do solo e, além da influência no manejo de culturas e preparo do solo, a matéria orgânica é influenciada pela adição de fertilizantes químicos e materiais orgânicos, que atuam melhorando os processos biológicos da sua decomposição e mineralização (Leite *et al.*, 2003).

A composição, a estrutura da rocha e os processos de intemperismo são os principais condicionantes da quantidade e qualidade dos nutrientes minerais do solo. As principais fontes naturais de nutrientes das plantas são os minerais primários das rochas e os resíduos orgânicos degradados (Muggler; Pinto Sobrinho; Machado, 2006).

Em diversos campos de atividade científica (águas, solos, sedimentos), a determinação de matéria orgânica em amostras ambientais tem merecido atenção de pesquisadores. A importância dessa determinação reside no fato de que a interpretação da ocorrência de matéria orgânica nesses ambientes representa efetiva contribuição sobre origem, natureza e destino final dessa matéria no ambiente considerado (Dias e Lima, 2004).

2.3.1.3 Condutividade elétrica em solução do solo

O conhecimento da condutividade elétrica do solo é importante para que se possa avaliar a disponibilidade de nutrientes e íons tóxicos, além de quantificar o potencial osmótico da água no solo.

A quantificação da condutividade elétrica do extrato de saturação (CE_{es}) pode ser estimada, facilmente, em suspensão de solo disperso em água, de acordo com a metodologia recomendada por Richards (1954), sendo esta uma técnica

bastante usada e referenciada na literatura para caracterizar as condições de salinidade do solo, bem como a forma em que se expressa a tolerância de diferentes culturas ao efeito da salinidade.

Entretanto, Ben-Gal *et al.* (2009) afirmam que a apresentação e interpretação de respostas da planta à salinidade, em termos de potencial osmótico, é mais adequada, visto que possibilita diferenciar entre os efeitos tóxicos e osmóticos da salinidade. Altas concentrações dos íons presentes na solução do solo impedem o crescimento vegetativo natural, pois o excesso destes íons limita a capacidade de absorção de água da maioria das culturas (Türkan e Demiral, 2009).

Sendo assim, de acordo com a definição de Jones (1992), o potencial osmótico (Ψ_o) refere-se à presença de sais dissolvidos na solução, os quais reduzem o potencial hídrico da solução, fazendo com que haja diminuição da disponibilidade da água para a planta.

2.3.2 A agricultura e o uso dos fertilizantes

A partir do momento em que o homem deixou de ser nômade e tornou-se sedentário, houve a necessidade da busca de terras férteis, ricas em matéria orgânica, para produção de alimentos. Com isso, a matéria orgânica tem sido, há milênios, considerada como principal fator de fertilidade do solo (Kiehl, 1985).

Segundo o mesmo autor, até o ano de 1842, os adubos aplicados aos solos eram, praticamente, de origem orgânica; só a partir dessa data, com o lançamento da Teoria Mineralista do barão Justus von Liebig, surgiram os fertilizantes minerais. Arelado a isso, nas décadas de 1970 e 1980, a utilização dos resíduos orgânicos urbanos perdeu a popularidade na produção de composto, principalmente, pelo fato dos resíduos gerados, a partir dessa época, apresentarem características cada vez mais inadequadas para geração de fertilizantes orgânicos.

As legislações brasileiras, em relação aos compostos orgânicos, estão limitadas à fiscalização e especificação de alguns parâmetros químicos para fertilizantes comercializáveis. Nada é citado em relação a teores de metais pesados e presença de patógenos, que são, especialmente, preocupantes quando o composto é gerado com resíduo urbano e biossólidos provenientes de processos industriais. Entretanto, Monteiro (2001) afirma que a concentração de metais pesados na maioria dos fertilizantes orgânicos produzidos no Brasil estão abaixo dos

valores limites estabelecidos pelas normas da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA, do inglês *Environmental Protection Agency*) e da União Europeia, ressaltando que o Brasil ainda não conta com norma técnica própria que estabeleça limites para os metais pesados nestes fertilizantes.

Sendo assim, a partir de 1990 até os dias atuais, o processo de utilização de resíduos orgânicos para geração de fertilizantes tem despertado um novo interesse, principalmente, pela falta de locais para destinação correta desses resíduos e devido às pressões exercidas para utilização de métodos com menor impacto ambiental, visando o atendimento aos princípios do desenvolvimento sustentável (Brito, 2006).

Por outro lado, a necessidade de atender à demanda atual de alimentos impulsiona a expansão da agricultura, que aumenta, cada vez mais, o uso de fertilizantes, pesticidas, água, técnicas de desmatamentos e de revolvimento dos solos. Tais práticas de cultivo influenciam os níveis de poluição dos solos, uma vez que a disposição de resíduos e a aplicação de agrotóxicos e fertilizantes podem levar ao aumento da concentração de elementos contaminantes, tendo em vista que a matéria prima para sua composição é à base de metais pesados, produtos organofosforados e clorados (Alloway, 1990; Brito *et al.*, 2004; Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Para Araújo *et al.* (2010), as áreas que são submetidas ao cultivo ou pastoreio intensivo por longos períodos se degradam rapidamente, devido às práticas que empregam o fogo na abertura de áreas, ocorrendo a perda dos agregados de matéria orgânica e argila, como ilustrado na Figura 4.

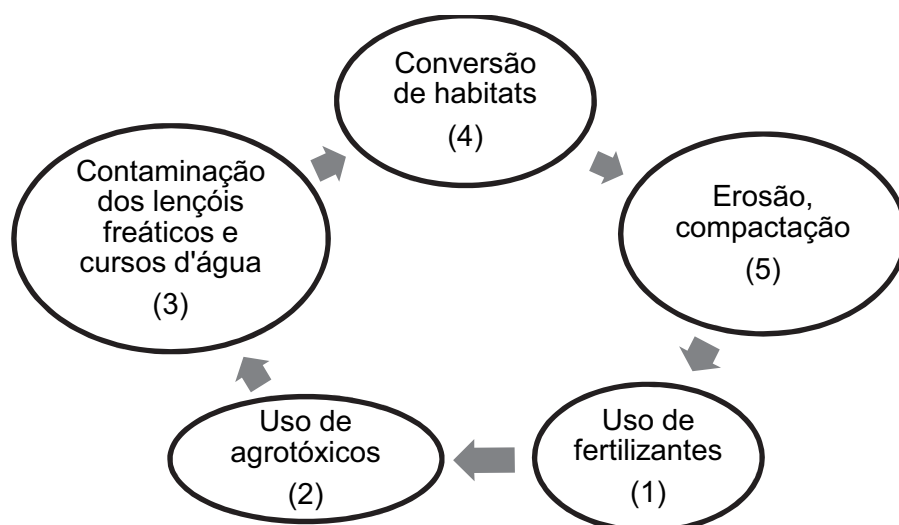


Figura 4 – Esquema referente ao ciclo degradante da agricultura (WWF, 2012).

É possível perceber através da sistematização, que o emprego das tecnologias de correção dos solos e o uso de agrotóxicos e fertilizantes acarretam a contaminação do solo, dos recursos hídricos, além de problemas referentes a processos erosivos.

No Brasil, particularmente, na região Nordeste, pesquisas identificando as características físico-químicas dos solos de áreas irrigadas e dos sedimentos depositados nas fontes hídricas, referentes a metais pesados, ainda são muito raras, devido, principalmente, aos elevados custos e a complexidade das análises (Brito *et al.*, 2004).

A exploração e/ou uso indevido dos recursos minerais tem provocado alterações no ambiente, principalmente, com a geração de resíduos. Estes, por sua vez, têm afetado os diversos compartimentos do ecossistema, principalmente, devido à heterogeneidade de seus componentes e seus efeitos deletérios aos organismos vivos, representando, assim, um risco potencial de poluição (Campos, 2010).

Dessa forma, a preocupação com a rápida degradação dos solos agrícolas no mundo, especialmente, nas regiões tropicais e subtropicais, despertou grande interesse pela qualidade do solo e pela sustentabilidade da exploração agrícola (Martins *et al.*, 2011).

2.3.3 Contaminação do solo por metais pesados

Em geral, os metais pesados ocorrem nos solos em quantidades pouco expressivas, mas, apesar disso, desempenham em sistemas naturais funções das mais importantes e influenciam diversas atividades humanas. Relatos sobre problemas de saúde humana, nutrição de plantas e animais, associados aos metais-traço, têm sido frequentes na literatura (Brantley e Liermann, 2002).

O comportamento e a distribuição dos metais pesados nos solos estão associados às diferentes fontes de poluentes (Sichorova *et al.*, 2004). De acordo com Al-Khashman (2004), essas fontes são bastante variáveis, podendo ser provenientes de atividade de mineração, beneficiamento de metais, assim como da produção de defensivos agrícolas e fertilizantes, biossólidos, resíduos industriais e a queima de combustíveis. Manchilha (2007) enfatiza ainda as atividades desenvolvidas por curtumes.

As duas principais fontes potenciais de metais pesados no solo são: contaminações naturais ou litogênicas, que são provenientes dos processos geoquímicos, sendo representada pelas concentrações dos metais pesados advindos do intemperismo das rochas (Baize e Sterckeman, 2001; Horckmans *et al.*, 2005); e contaminação antropogênica, que pode envolver deposições industriais direta no solo e uso de insumos agrícolas (Xue *et al.*, 2003), de água de irrigação poluída e pela deposição atmosférica (Costa, 2005) ou pela contaminação difusa via deposição de aerossóis na superfície do solo, podendo comprometer a qualidade do ecossistema (Imperato *et al.*, 2003).

Nos últimos anos, houve grande interesse na compreensão do comportamento e dos mecanismos de transporte dos metais no solo e em outros compartimentos do ambiente (Campos, 2010; Muniz e Oliveira-Filho, 2006), em função da influência nociva que os íons metálicos possuem no ecossistema, contaminando águas, solos e, conseqüentemente, os organismos vivos (Kowalkowski e Buszewski, 2002). O teor de metais pesados no solo é variável de um solo para outro, devido às condições edafoclimáticas da região e ao sistema de produção (Martins *et al.*, 2011).

Segundo Muniz e Oliveira-Filho (2006), a redução dos impactos causados pela poluição do solo e da água é fundamental para a melhoria da qualidade ambiental e garantia de qualidade de vida.

Dentre os diferentes contaminantes químicos, o estudo dos metais pesados vem sendo considerado prioritário nos programas de promoção da saúde em escala mundial (Alves *et al.*, 2010). Segundo Araújo e Pinto Filho (2010), o grande problema está no risco de acumulação desses elementos nos solos e nas plantas, nos quais afetam a saúde dos animais e, possivelmente, dos homens, pois são bioacumulativos.

A remediação é definida pela Resolução CONAMA nº 420/2009, como uma das ações de intervenção para reabilitação de área contaminada, que consiste em aplicação de técnicas, visando à remoção, contenção ou redução das concentrações de contaminantes (Brasil, 2009).

Entretanto, embora existam diversas tecnologias que utilizam processos físicos e/ou químicos para a descontaminação de ambientes poluídos, o processo biológico de biorremediação é uma alternativa ecologicamente mais adequada e

eficaz para o tratamento de ambientes contaminados com moléculas orgânicas de difícil degradação e metais tóxicos (Gaylard; Bellinado; Manfio, 2005).

Segundo Yakubu (2007), o termo biorremediação pode ser definido como um processo biotecnológico no qual se utiliza o metabolismo de microrganismos para a eliminação rápida de poluentes, com o objetivo de reduzir sua concentração a níveis aceitáveis, transformando-os em compostos de baixa toxicidade. A exemplo disso, pode-se elencar os trabalhos de Sayer e Gadd (2001); Balan e Monteiro (2001); Chander; Arora e Bath (2004); Conceição *et al.* (2005); Teixeira (2007); Melo e Azevedo (2008); Tonini; Rezende e Grativo (2010).

De acordo com Biondi; Nascimento e Fabrício Neta (2011), em todo o mundo, faixas de valores indicativos dos diferentes níveis de contaminação do metal nos solos são utilizadas. O objetivo é o mesmo, indicar valores pré-estabelecidos que permitam inferir a ausência de contaminação ou estimar o nível dela no solo.

A legislação brasileira estabelece três valores orientadores distintos: Valores orientadores de referência de qualidade (VRQs), de Prevenção (VP) e de Investigação (VI) (BRASIL, 2009). Esses valores são baseados na análise de solos sob condição natural (sem nenhuma ou mínima interferência antrópica) e em análise de risco (Biondi; Nascimento; Fabrício Neta, 2011).

Na prática, é extremamente difícil determinar as concentrações naturais, ou seja, aquelas existentes em regiões sem nenhuma influência antropogênica (Chen e Ma, 1998). Segundo Rice (1999), quase toda a superfície da Terra já foi afetada por atividade humana. O mais apropriado seria usar o termo *background* (concentração de base), definido como a concentração encontrada em um tempo particular durante um estudo ou programa de monitoramento.

A determinação dos teores naturais, em cada estado do país, como indicada pelo CONAMA, é o primeiro passo para a definição dos VRQs, uma vez que a Organização Internacional para Padronização (ISO, do inglês *International Organization for Standardization*, 2005) recomenda que o *background* ambiental (VRQ) de uma substância ou metal no solo seja definido como um parâmetro da distribuição de frequência dos teores usualmente encontrados, ou seja, dos teores naturais destes elementos no solo (Zhao; Mcgrant; Merrington, 2007).

Esta determinação é necessária para a construção de uma legislação voltada ao monitoramento e à intervenção legal, condizente com a realidade local.

No Brasil, realizaram-se alguns levantamentos dos teores de metais pesados em solos, observados nos trabalhos de Campos *et al.* (2003, 2005); Fadigas *et al.* (2002), Oliveira e Costa (2004) e Fernandes *et al.* (2007). Para o estado da Paraíba, Almeida Júnior (2014) define os teores naturais e os VRQs desses elementos no solo, para a indicação de uma possível contaminação.

2.3.4 Caracterização do solo

Entre as técnicas que buscam caracterizar as propriedades físicas, químicas, mineralógicas e térmicas do solo, utilizadas neste estudo, estão:

2.3.4.1 Granulometria

O principal critério para diferenciar texturas de solos se baseia na sua composição granulométrica, que é um dos parâmetros usados para identificação e classificação na física do solo, permitindo adotar uma linguagem comum nas informações referentes aos solos (Coelho *et al.*, 2009).

A análise granulométrica é uma ferramenta essencial para a caracterização e o estudo de solos e sedimentos, com aplicação em diversos campos da atividade humana, da agricultura à engenharia civil e geotecnia (Embrapa, 2006). Consiste na determinação das dimensões das partículas que constituem as amostras e no tratamento estatístico dessa informação. Os resultados dessa análise são expressos na forma de distribuição por classes de tamanho ou frações granulométricas, desde as frações grosseiras, calhaus e cascalho, frações intermediárias, areias e as frações finas, silte e argila.

2.3.4.2 Complexo sortivo e nutrientes

O complexo sortivo é um dos ensaios de classificação química dos solos. Refere-se à presença de cátions trocáveis existentes nos solos, expressos em $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ (Brant, 2005).

O número total de cátions trocáveis que um solo pode reter é chamado de capacidade de troca de cátions (CTC). Assim, quanto mais alta for a CTC de um solo, mais cátions ele pode reter.

Segundo Araújo *et al.* (2012), medidas que expressam a disponibilidade de nutrientes, como cálcio e magnésio trocáveis, fósforo, potássio, micronutrientes, assim como suas relações são importantes para avaliar qualidade de solo entre diferentes sistemas de manejo.

O nitrogênio (N), o potássio (K) e o fósforo (P) são os chamados macronutrientes primários, os quais as plantas precisam em maior quantidade. O nitrogênio é responsável pelo aumento da área foliar da planta, o que aumenta a eficiência de interceptação da radiação solar e a taxa fotossintética, e dos componentes da produtividade e, conseqüentemente, da produtividade de grãos.

O fósforo assimilável é aquela parte de fósforo que se encontra diluído na solução do solo, sendo facilmente absorvido pelas plantas. Dos três macronutrientes primários exigidos pelas plantas, o fósforo é absorvido em pequenas quantidades. Mas sua presença no solo é indispensável para o crescimento e produção de grãos e frutos, bem como para a realização da fotossíntese.

2.3.4.3 Espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado

A espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, do inglês *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy*) é tradicionalmente utilizada para a análise de solos. A técnica de ICP-OES tem sido utilizada amplamente devido a uma série de vantagens que oferece, tais como: análise multielementar simultânea, sensibilidade e precisões altas, rapidez, bem como ampla faixa dinâmica linear. O plasma é uma fonte de alta temperatura que minimiza efeitos de matriz e produz uma sensibilidade adequada para a maioria dos metais e não-metais, em diferentes faixas de concentração e esta técnica de análise é aplicável à determinação de sólidos, líquidos e gases e tem a capacidade de produzir resultados rápidos e úteis para controle de processos, tais como, o controle de tratamento de efluentes (Dahlquist e Knoll, 1978; Sandroni e Smith, 2002; Vandercasteele e Block, 1993).

A determinação de elementos-traço (tóxicos ou essenciais) em uma análise de solos é primordial para monitorar o crescimento das plantas e a possível contaminação dos alimentos (Harper e Oliveira, 2006).

2.3.4.4 Fluorescência de raios-X por energia dispersiva (EDX)

A intensidade dos raios-X emitidos é característica individual de cada elemento da tabela periódica. Desta forma, é a medida das intensidades destes raios-X emitidos que formam a base da análise instrumental por fluorescência de raios-X (Nascimento Filho, 1999). Ou seja, o espectrômetro de fluorescência de raios-X determina os elementos presentes em uma determinada amostra.

Esta técnica consiste na aplicação de raios-X na superfície de amostras que possam absorver fótons do feixe do raio-X e que no processo inverso da excitação emitam raios-X característicos.

Este ensaio tem o propósito de determinar o teor dos compostos químicos do solo, abrangendo tanto os minerais primários quanto os secundários. Destaca-se como uma importante alternativa com crescente aplicação na identificação mineralógica de solos, rochas, cerâmicas e líquidos (Albers *et al.*, 2002; Bona *et al.*, 2007; Dantas *et al.*, 1981; Ferreira *et al.*, 2003; Pataca; Bortoleto; Bueno, 2005; Sitko *et al.*, 2004; Yu *et al.*, 2002).

Os raios-X são detectados através de um detector (semicondutor), o qual permite a determinação simultânea ou sequencial (multielementar) de todos os elementos enquadrados entre o sódio (Na) e o urânio (U), sem a necessidade de destruição da amostra, ou seja, de modo instrumental, sem nenhum pré-tratamento químico e podendo atingir limites de detecção da ordem de 1 a 20 ppm (Nagata; Bueno; Peralta-Zamora, 2001; Mamani, 2006).

2.3.4.5 - Difração de raios-X (DRX)

A difração de raios-X é uma técnica que fornece informações sobre a estrutura e composição de sólidos cristalinos. A estrutura regular e periódica destes materiais difrata os raios-X, cujos comprimentos de onda apresentam valores próximos ao dos espaçamentos do cristal (Mahan e Myers, 1995).

Para a realização do ensaio, é utilizado um aparelho chamado difratômetro, onde há incidência de raios-X sobre uma amostra de rocha ou solo. Através desse processo são obtidos os registros gráficos (difratogramas), onde são apresentados os picos que representam as distâncias interplanares entre as bases formadas pelos planos cristalinos do mineral.

2.3.4.6 Análise termogravimétrica (TGA)

Análise térmica é o termo utilizado para definir “um grupo de técnicas por meio das quais uma propriedade física de uma substância e/ou de seus produtos de reação é medida em função da temperatura, enquanto essa substância é submetida a um programa controlado de temperatura (Ionashiro e Giolito, 1980; Wendlandt, 1986) sob uma atmosfera específica (Haines, 1995; Matos; Mercuri; Araújo, 2009).

A análise termogravimétrica (TGA, do inglês *Thermogravimetric analysis*) é a “técnica de análise térmica em que a variação de massa da amostra (perda ou ganho de massa) é determinada como uma função da temperatura e/ou tempo, enquanto a amostra é submetida a uma programação controlada da temperatura” (Ionashiro e Giolito, 1980). Os principais itens medidos nesta técnica incluem: evaporação, sublimação, decomposição, oxidação, redução e adsorção e dessorção de gás.

A fim de que a curva termogravimétrica possa ser interpretada de forma mais eficiente, é comum se utilizar simultaneamente a derivada em função do tempo desta curva, que é chamada de curva DTGA.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de trabalho foi delimitada a partir de viagem a campo realizada em outubro de 2013. Para fins desse estudo, foi considerada a secção hidrográfica a jusante do açude de Coremas, no município de Coremas, passando pelo distrito de São Braz II, em Cajazeirinhas e indo até o riacho do bode, no município de Pombal, antes da foz do rio Piancó.

Os pontos de coleta foram selecionados por possuírem melhores acessos ao rio Piancó e de maneira a identificar os possíveis agentes causadores de modificação das características da água (uso e ocupação do solo, despejo de fontes pontuais de poluição e conseqüente risco ambiental).

Cada um dos pontos foi marcado por georeferenciamento (GPS, do inglês *Global Positioning System* - modelo GARMIN eTrex® 10) e as coordenadas geográficas foram dispostas na Tabela 2.

Tabela 2 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta.

Pontos de Coleta	Coordenadas Geográficas	
	Latitude	Longitude
CRM	07° 00' 53,1" S	37° 56' 51,6" W
CJZ	06° 54' 56,6" S	37° 52' 35" W
PBL	06° 45' 30" S	37° 48' 48" W

Fonte: Obtido por meio de receptor GPS.

CRM = Coremas; CJZ = Cajazeirinhas e PBL = Pombal

O primeiro ponto de coleta (CRM) trata-se de um trecho do rio Piancó que corta a cidade de Coremas, dentro de um pequeno sítio, onde, há muitos anos, estava instalado o curtume da cidade, restando, atualmente, apenas as ruínas. Trata-se também de um ponto onde deságuam as galerias pluviais da cidade. O ponto CJZ corresponde a uma área de águas tranquilas, que em finais de semana e períodos de feriado é utilizada para recreação e como balneário por moradores e visitantes. O ponto PBL pertence a uma área degradada, onde deságua o mais expressivo esgoto em termos de lançamento de efluentes domésticos da cidade.

Todos os pontos amostrados têm como principais atividades a agricultura e a pecuária, com o cultivo de áreas bem próximas às margens do rio.

3.2 COLETA DE DADOS

Os procedimentos metodológicos incluíram três fases principais: trabalho de campo (entrevistas, preparação de *checklist* ambiental e coleta de amostras de água e solo), análises laboratoriais e atividades em gabinete (revisão da literatura).

As entrevistas e o *checklist* forneceram informações para a confecção de um Diagnóstico sócio-ambiental, servindo de base para as investigações laboratoriais sobre a qualidade da água e do solo que as comunidades residentes ao longo do trecho do rio Piancó vem utilizando e se a mesma pode estar interferindo no bem-estar e na saúde.

3.2.1 Entrevistas

De acordo com Gil (2006), esta pesquisa classifica-se de acordo com a sua finalidade, como exploratória e, quanto aos meios utilizados, como pesquisa de campo e bibliográfica.

A estratégia metodológica adotada para coleta de dados nos três municípios, em estudo, teve como norte a realização de uma avaliação qualitativa, do tipo exploratória e descritiva, referente à relação existente entre os casos de câncer nos moradores locais e a possível contaminação da água e do solo, ou seja, com a “degradação ambiental” do rio Piancó em função dos usos múltiplos.

Para este fim, foram escolhidas aleatoriamente, 140 pessoas, de ambos os sexos e de variadas idades, entrevistadas através de questionário (Apêndice A), em suas residências e em escolas de cada município, com intuito de verificar a percepção ambiental da população com relação à qualidade e uso da água e do solo e se os mesmos relacionam casos de câncer em suas famílias com a qualidade da água. Para isto, além das informações obtidas junto aos moradores locais, foram obtidas informações junto às respectivas Secretarias de Saúde, com objetivo de identificar casos não informados pelos entrevistados.

As respostas obtidas foram debatidas a partir da interação com informações bibliográficas, visando proporcionar uma maior credibilidade nas interpretações.

3.2.2 Análise dos impactos ambientais

Para a análise dos impactos ambientais adotou-se a observação simples, seguida de registro fotográfico dos impactos observados e *checklist*.

De acordo com Gil (2008), a observação simples é aquela em que o pesquisador, permanecendo alheio à comunidade, grupo ou situação que pretende estudar, observa de maneira espontânea os fatos que ocorrem. Já os métodos *checklists*, segundo Rovere (1992), são relações padronizadas de fatores ambientais, a partir das quais se identificam os impactos provocados por um projeto específico.

Existem hoje diversas listas padronizadas por tipo de projetos (projetos hídricos e autoestradas). Numa fase inicial, a listagem representa um dos métodos mais utilizados na análise de impactos ambientais. Às vezes, tal metodologia pode ser apresentada sob a forma de questionário a ser preenchido para direcionar a avaliação a ser realizada. Esta linha metodológica apresenta como vantagem seu emprego imediato na avaliação qualitativa de impactos mais relevantes, sendo bastante adequada em avaliações preliminares.

3.2.3 Coleta das amostras de água e solo

As coletas foram realizadas em 3 estações fixas CRM, CJZ e PBL, com intervalo de dois meses entre elas (de fevereiro a novembro de 2014), totalizando quatro coletas ao ano. A frequência das coletas foi estabelecida com o intuito de identificar os fatores contaminantes permanentes e sazonais oriundos das diferenças climáticas (período chuvoso e período seco) e das diferentes vazões do rio Piancó, uma vez que este tem seu volume de água modificado a partir da abertura das comportas da barragem dos açudes Coremas - Mãe D'água (Tabela 3).

Tabela 3 – Dados da condição de tempo durante o período das coletas.

Data	Período (Seco/Chuvoso)	Pluviosidade mensal (mm)	Vazão liberada (m ³ .s ⁻¹)
12/02/2014	chuvoso	4,06	4,00
15/05/2014	seco	1,92	0,62
06/08/2014	seco	0,59	2,94
05/11/2014	chuvoso	14,52	5,00

Fonte: AESA (2014); ANA (2014).

No Nordeste do Brasil, em particular sobre o estado da Paraíba, os meses de fevereiro a maio são considerados os mais chuvosos das regiões do Cariri/Curimataú e Sertão (Aesa, 2014). Entretanto, para fins desse estudo, a determinação do período seco e chuvoso foi feita levando-se em consideração a pluviosidade mensal (em mm) e as diferentes vazões do rio.

Para a coleta de águas superficiais, foram obtidas 5 amostras simples de cada um dos três pontos, retiradas de 20 a 30 cm de profundidade, aproximadamente, com auxílio de garrafas de polietileno de 01 litro, previamente lavadas, rotuladas e homogeneizadas com água do local por 03 vezes. Uma das amostras foi destinada à análise de metais pesados, outra à análise bacteriológica e as demais destinadas às análises físico – químicas.

De acordo com Lima (2006), a amostragem simples consiste das amostras coletadas num único local dentro de um curto período de tempo, normalmente de segundos ou minutos.

As amostras de água para análise bacteriológica foram obtidas em frascos de vidro de boca larga (frascos Schott), previamente esterilizados em autoclave e só abertas no local da coleta, após terem sido submergidas, para evitar possíveis contaminações com o ar. Após a coleta da água, os frascos foram fechados ainda embaixo d'água.

Após a coleta, para reduzir ao máximo a volatilização ou a biodegradação da amostra entre o momento da coleta e o de análise, as garrafas foram devidamente armazenadas e transportadas em caixas térmicas, conservadas com gelo para manutenção da baixa temperatura (Figura 5).

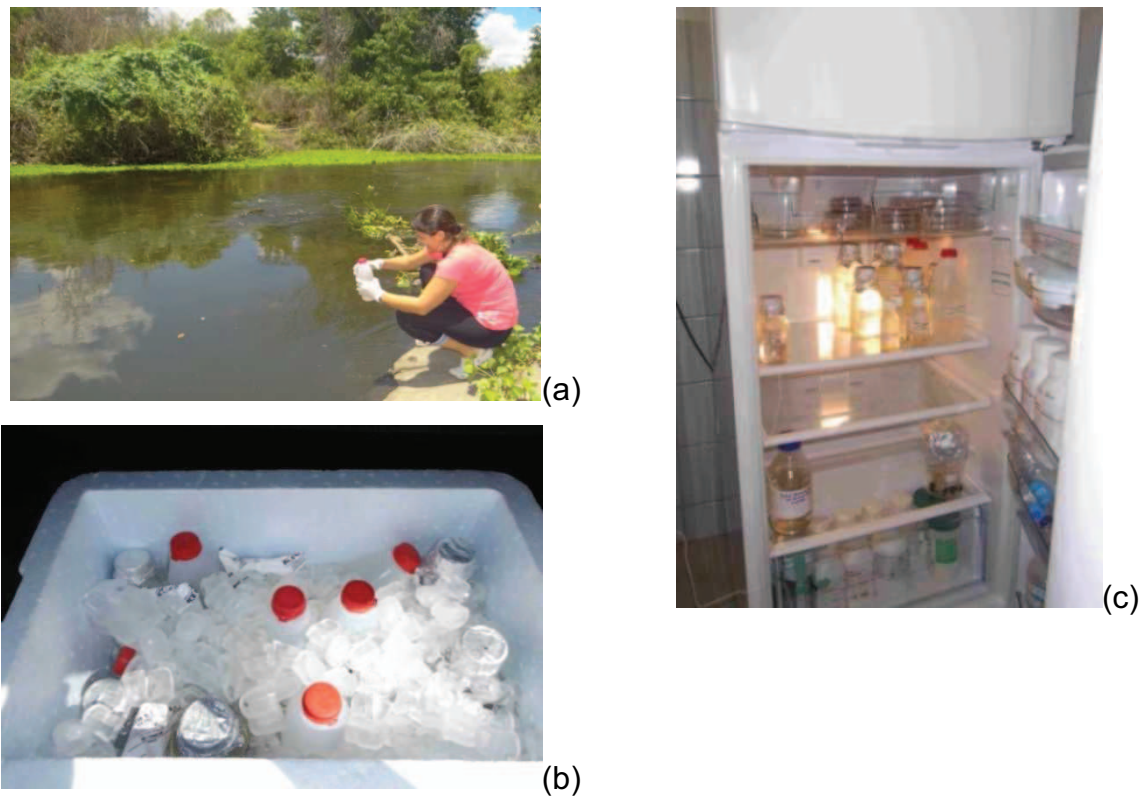


Figura 5 – Método de coleta (a) e modo de acondicionamento das amostras de água durante transporte (b) e no laboratório (c).

Nessas condições, deram entrada no Laboratório de Fertilidade de Solos, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram realizadas as análises para investigação de metais pesados por ICP-OES, no Laboratório de Análises de Água (LAAg), da Universidade Federal de Campina Grande (Pombal) e no Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq), da Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, para a realização das análises físico-químicas e microbiológicas.

Quanto ao solo, as coletas foram realizadas nos 03 pontos, CRM, CJZ e PBL, onde foram obtidas amostras simples de solo superficial, coletadas em seis pontos escolhidos aleatoriamente, com distâncias variáveis entre si, a uma profundidade de 0 - 20 cm, com uso de enxada, tomando-se o cuidado de retirar a vegetação superficial antes do processo de coleta (Figura 6), conforme folheto sobre coleta de amostras de solo, da Embrapa (2000).

As amostras simples foram homogêneas em baldes plásticos, de onde foi obtida uma amostra composta, de aproximadamente, 1 kg (para cada local de coleta), que foi acondicionada em sacos plásticos devidamente etiquetados, identificados e transportados em caixa de isopor até o laboratório.



Figura 6 - Obtenção das amostras de solo superficial (a) e homogeneização (b).

Inicialmente, as amostras foram dispostas em bandejas e secas à temperatura ambiente, tomando-se o cuidado de revolvê-las, eventualmente. Após a secagem, 500 g de cada amostra foram encaminhados para o Laboratório de Fertilidade de Solos, na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram realizadas as análises para investigação de metais pesados, feitas em duplicata, através do uso da espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

Outras frações de cada amostra foram enviadas aos laboratórios para a realização das análises (física e química) necessárias. A análise granulométrica e a determinação do complexo sortivo e nutrientes foram efetuadas no Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS), da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola, no Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG, campus I), seguindo a sistemática elaborada pelo Manual de Métodos de Análises de Solo, da Embrapa (1997).

Para a realização da caracterização termogravimétrica (TGA), da análise química por fluorescência de raios-X por energia dispersiva (EDX), e difração de raios-X (DRX), as amostras passaram por peneiramento prévio, em peneiras de 75 μm de abertura (ABNT/ASTM nº 200), com malha de aço inoxidável, no Laboratório de Tecnologia de Materiais, da UFCG. Posteriormente, os ensaios foram realizados no Laboratório de Caracterização de Materiais, pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais da UFCG/Campus I.

3.2.4 Investigação de metais pesados nas amostras de água

Foi realizada, prioritariamente, uma investigação sobre a presença de metais pesados dissolvidos nas águas superficiais do rio Piancó.

Para a obtenção dos dados, desenvolveram-se algumas etapas principais, desde a coleta das amostras, filtragem, abertura dos filtros por digestão ácida em micro-ondas e leitura no ICP-OES, modelo Optima 7000, Perkin Elmer. As leituras resultaram em valores para as concentrações na fração dissolvida.

A definição dos elementos a serem analisados considerou a toxicidade e o potencial de contaminação desses elementos à saúde humana e de outros animais. Foram eles: cádmio (Cd), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn), cobalto (Co), bário (Ba), molibdênio (Mo), alumínio (Al), boro (B), ferro (Fe), antimônio (Sb), mercúrio (Hg), arsênio (As) e selênio (Se).

Para a avaliação das concentrações dos elementos químicos na água superficial foram tomados como referência os Valores Máximos Permitidos (VMP) definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e pela Portaria nº 2.914/2011, (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011). Esta última dispõe sobre os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da água para consumo humano e padrões de potabilidade, em razão da importância que a qualidade e quantidade de água representam para a melhoria da qualidade de vida e manutenção da saúde humana.

3.2.5 Determinação dos parâmetros físico-químicos da água

As análises de temperatura da água, potencial hidrogeniônico (pH), potencial de óxido-redução (ORP), condutividade elétrica (CE), turbidez, oxigênio dissolvido (OD), saturação de oxigênio dissolvido (% OD), sólidos totais dissolvidos (STD), salinidade (% SAL) e profundidade de cada ponto amostral foram realizadas *in loco*, por meio de uma sonda multiparâmetros, modelo Horiba U22, previamente calibrada (Figura 7).



Figura 7 – Sonda multiparâmetros utilizada em campo para coleta de dados físico-químicos da água.

Além disso, por meio de análises laboratoriais específicas, foram obtidas as concentrações de cátions: cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), sódio (Na^{+}) e potássio (K^{+}); ânions: cloretos (Cl^{-}), sulfatos (SO_4^{-2}), nitritos (NO_2^{-}), nitratos (NO_3^{-}) e bicarbonatos (HCO_3^{-}), além da dureza total e fósforo total para todos os pontos amostrados.

Todos os parâmetros foram determinados, seguindo os procedimentos descritos em Apha *et al.* (2012), de maneira a manter as características de seus constituintes e suas propriedades (Tabela 4).

Tabela 4 – Métodos utilizados para obtenção dos valores dos parâmetros.

Parâmetros	Método
Sódio	Fotometria de chama
Potássio	Fotometria de chama
Cálcio	Titulometria de complexação
Magnésio	Titulometria de complexação
Dureza total	Titulometria de complexação
Alcalinidade (Bicarbonatos)	Titulometria de complexação
Sulfatos	Espectrofotometria: turbidímetro
Cloretos	Método de Mohr
Nitrito	Método colorimétrico
Nitrato	Método da coluna redutora de cádmio
Fósforo total	Espectrofotometria

Fonte: Apha *et al.* (2012).

Os dados obtidos, a partir das análises laboratoriais, foram plotados em uma tabela comparativa com os valores limites do CONAMA (Resolução nº 357/2005), para corpos de água doce de classe II e de acordo com a Portaria nº 2.914/2011.

Para as variáveis cálcio, magnésio, sódio e potássio, não referenciadas nessa Resolução e/ou Portaria, as referências da Organização Mundial de Saúde (1999) foram tomadas como base.

3.2.6 Análise microbiológica da água

Para a análise bacteriológica da água, utilizou-se a técnica do substrato cromogênico Colilert (SOVEREIGN – BR), um método qualitativo e quantitativo que permite determinar o número mais provável (NMP) de coliformes totais e *E. coli* (Apha *et al.*, 2012; Brasil, 2011).

A técnica se baseia em reações de substratos enzimáticos, onde os coliformes totais utilizam a enzima β -galactosidase para metabolizar o indicador de nutriente o-nitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) adquirindo coloração amarela. *E. coli* utiliza a enzima β -glucuronidase para metabolizar o indicador 4-metil-umbeliferil (MUG) e desenvolver fluorescência sob a luz ultravioleta.

Uma alíquota de 100 mL foi retirada e homogeneizada com uma ampola do substrato Colilert, em um frasco estéril. Homogeneizou-se e transferiu-se para a cartela *Quanti-Tray* (WP2000) com 49 células grandes e 48 células pequenas. A cartela foi selada, utilizando a seladora *Quanti-Tray Sealer* (IDEXX/SOVEREIGN - BR). As cartelas foram incubadas a 35°C por 24 horas. Para realizar a leitura, foi utilizada uma lâmpada ultravioleta Phillips de 365 nm.

Quando as células da cartela apresentaram a coloração amarela, o teste foi considerado positivo para coliformes totais. Quando as células apresentaram fluorescência sobre a luz ultravioleta, foi considerado positivo o teste para a *E. coli*.

O resultado foi avaliado utilizando uma tabela de número mais provável (NMP), no qual se relaciona a quantidade de células grandes que apresentam resultado positivo com a quantidade de células pequenas também positivas. O número resultante é o NMP em 100 mL na água.

3.2.7 Caracterização física do solo: Granulometria

Amostras de solo de cada município foram enviadas ao Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS), da Universidade Federal da Paraíba (UFCG), em Campina Grande, para realização da análise granulométrica. As análises foram efetuadas de acordo com o Manual de métodos de análises de solo, da Embrapa (1997), pelo método do densímetro ASTM (tipo 152 H-62).

3.2.8 Caracterização química do solo

3.2.8.1 Complexo sortivo e nutrientes

Foi feita a análise química das amostras de solo, por meio da determinação do complexo sortivo, onde foram obtidas as quantidades de Ca^{+2} ; Mg^{+2} ; K^{+} ; Na^{+} ; Al^{+3} ; $\text{H}^{+} + \text{Al}^{+3}$ e dos nutrientes: carbono orgânico (%), nitrogênio (%), matéria orgânica (%) e fósforo assimilável (mg/100g), além da determinação do pH em água (na suspensão solo-solução 1:2,5); da condutividade elétrica (suspensão solo-água) e do carbonato de cálcio qualitativo, segundo os procedimentos descritos pelo Manual de Métodos de Análises de Solo (Embrapa, 1997).

Ainda referente aos atributos químicos, foram computados os seguintes atributos de fertilidade do solo: soma de bases (valor S), retenção de cátions ($\text{CTC}_{\text{potencial}}$ e $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$), valores de saturação por bases (V%) saturação de alumínio (m%) e porcentagem de sódio trocável (PST%).

3.2.8.2 Investigação de metais pesados nas amostras de solo

Para análise dos teores de metais, amostras de terras finas secadas ao ar (TFSA) foram maceradas em almofariz de ágata e passadas em peneira de abertura de 0,3 mm (ABNT nº 50) com malha de aço inoxidável e utilizada para análise.

A digestão das amostras de solo foi baseada no método 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, do inglês *United States Environmental Protection Agency*, 1998). Para esse procedimento, foi transferido um grama das amostras para tubos de teflon onde foram adicionados 9 mL de ácido nítrico (HNO_3) mais 3 mL de ácido clorídrico (HCl). Os tubos foram fechados e

levados para o forno micro-ondas (Mars Xpress), inicialmente, por 17 minutos, para alcançar a temperatura de 175°C, temperatura esta que foi mantida por mais 4 minutos e 30 segundos. Após o resfriamento, as amostras foram transferidas para balões volumétricos certificados (NBR ISO/IEC), sendo o volume dos balões completados com água ultrapura e os extratos filtrados em papel de filtro de filtragem lenta. As análises foram realizadas em duplicatas.

Para o controle de qualidade das análises foi utilizada amostra de solo SRM 2710 Montana Soil (*Moderately elevated trace element concentrations*) com teor de elementos certificado pelo Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia (NIST, do inglês *National Institute of Standards and Technology*).

Para a determinação dos metais pesados foram utilizadas curvas de calibração preparadas a partir de padrões 1000 mg.L⁻¹ (TRITISOL®, MERCK), utilizando água pura para diluição. Nos extratos das digestões foram determinados os elementos cádmio (Cd), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn), cobalto (Co), bário (Ba), molibdênio (Mo), alumínio (Al), boro (B), ferro (Fe), antimônio (Sb), mercúrio (Hg), arsênio (As), selênio (Se), por ICP-OES (Optima 7000, Perkin Elmer), com modo de observação dupla (axial e radial) e detector do estado sólido, com sistema de introdução via amostrador automático AS 90 plus.

Utilizou-se desta análise visando determinar apenas os teores totais dos elementos, e não as diferentes formas em que eles estivessem ocorrendo no solo.

3.2.8.3 Determinação dos teores dos compostos químicos presentes no solo: EDX

A determinação dos teores dos compostos químicos (micronutrientes) presentes no solo foram determinadas por meio de um espectrômetro de fluorescência de raios-X por energia dispersiva, da Shimadzu, modelo EDX 720. As seguintes condições de operação do equipamento foram selecionadas: tensão do tubo de 50 keV (Ti-U) e 15 keV (Na-Sc), colimador de 10 mm, utilizando o método da pastilha fundida, em atmosfera de vácuo.

Através desta análise foram quantificados os teores de sílica (SiO₂), alumínio (Al₂O₃), ferro (Fe₂O₃), potássio (K₂O), cálcio (CaO), magnésio (MgO), titânio (TiO₂), dentre outros óxidos das amostras ensaiadas.

3.2.8.4 Determinação dos elementos estruturais dos minerais presentes no solo: DRX

Após separação granulométrica, a identificação de minerais presentes na fração argila do solo foi analisada por difratometria de raios-X (DRX). As análises por difração de raios-X das amostras foram realizadas em equipamento XRD 6000 da Shimadzu. A radiação utilizada foi a $K\alpha$ do cobre (Cu), com tensão/corrente de 40 kV/30 mA, modo de leitura em etapas com passo de $0,02^\circ$ e tempo de permanência de 0,6 s por passo.

3.2.8.5 Caracterização térmica

Foi feita a caracterização das amostras de solo por Termogravimetria (TGA). As curvas termogravimétricas foram obtidas em uma termobalança, marca *TA Instruments*, modelo SDT 600 – Simultaneous TGA-DTA-DSC Apparatus, em atmosfera de nitrogênio, com cadinho de alumina, fluxo de $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e razão de aquecimento de $10^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, numa faixa de temperatura que varia da ambiente até 1000°C . A massa utilizada foi em torno de $7,0 \pm 0,5 \text{ mg}$.

3.2.9 Processamento e análise estatística dos dados

O software Microsoft Excel for *windows* (2010) foi utilizado na construção de um banco de dados para as variáveis contidas no instrumento de coleta dos dados. As informações contidas no banco de dados foram transferidas para o pacote estatístico SPSS (do inglês, *Statistical Package for Social Sciences*) for *windows*, versão 13.0. As variáveis estudadas foram mensuradas nos níveis das escalas: nominal, intervalar e escala das razões.

Inicialmente, efetuou-se a codificação das variáveis pertinentes e procedeu-se a consistência dos dados. A seguir, para a caracterização dos parâmetros microbiológicos e físico-químicos da água, bem como dos parâmetros químicos do solo (complexo sortivo, nutrientes e óxidos), procedeu-se à análise estatística através da obtenção de medidas descritivas resultantes (média, desvio padrão e/ou erro padrão da média, valores mínimo e máximo), segundo comparação dos períodos (chuvoso e seco) e segundo comparação entre os municípios (Coremas,

Cajazeirinhas e Pombal). Também foram obtidos intervalos de confiança de 95% para as verdadeiras médias (μ) dos parâmetros físicos e químicos considerados, segundo os três municípios de coletas.

Na sequência, e de acordo com objetivos específicos propostos, foram utilizadas técnicas da estatística inferencial uni e bivariada, com uso do pacote estatístico SPSS, tendo sido aplicados os seguintes testes estatísticos, ao nível de 5% de significância:

- Teste de Normalidade (Kolmogorov-Smirnov): teste não-paramétrico para verificação da normalidade da distribuição de probabilidade de uma variável quantitativa. Compara a distribuição de frequência amostral acumulada da variável quantitativa considerada com a função de distribuição acumulada da Normal padronizada.
- Teste de Levene para comparação de duas variâncias: teste paramétrico para comparação da igualdade de duas (ou três) variâncias populacionais (homocedasticidade). Usa a estatística F de Snedecor, graus de liberdade, g.l = (v_1, v_2) como estatística de teste.
- Teste t para comparação de duas amostras independentes: teste paramétrico para comparação das médias de duas amostras independentes. Usa como condições ou premissas a normalidade e a homocedasticidade dos dados.
- ANOVA (de uma classificação): procedimento paramétrico para comparação das médias de três ou mais amostras independentes. Usa como condições ou premissas a normalidade e a homocedasticidade dos dados.
- Teste *Post-Hoc* (comparação múltipla) de Tukey – teste complementar à aplicação da ANOVA paramétrica (de uma classificação) para verificar quais pares de tratamentos (categorias) apresentam diferença significativa em relação à variável quantitativa analisada.
- Teste de Significância da Correlação de Pearson: teste paramétrico para verificação da significância do coeficiente de correlação “*r*” de Pearson. A medida de associação linear “*r*” entre duas variáveis quantitativas assume valores entre -1 a +1.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, a classificação das águas é considerada essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes.

O rio Piancó se enquadra ao grupo de rios classe II, que segundo a Resolução anteriormente citada, podem ser destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho; à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, aquicultura e atividades de pesca.

4.1 DIAGNÓSTICO SÓCIO-AMBIENTAL

Os questionários foram aplicados junto a 140 moradores locais (92 mulheres e 48 homens), com faixas etárias mais representativas entre 16 e 40 anos (59,3%; n =) e entre 41 e 59 anos (32,1%, n =). A maioria (58,6%, n = 82) reside em seus municípios há mais de 10 anos.

Quanto a saberem o nome do rio que passa em suas cidades, 83% (n = 116) dos entrevistados sabem nomeá-lo corretamente e 92,1% (n = 129) o consideram poluído, com estado de conservação categorizado como de regular a péssimo, os outros 7,9% (n = 11) o consideram em bom estado.

Para Coelho (2002), uma das dificuldades para a proteção dos ambientes naturais está na existência de diferenças nas percepções dos valores e da importância dos mesmos entre os indivíduos de culturas diferentes que desempenham funções distintas, nesses ambientes. Nesse sentido, conhecer o ponto de vista da comunidade contribui para o entendimento sobre o valor que as pessoas atribuem aos elementos ambientais, indo mais além, do que o caráter econômico dos recursos naturais.

Diante dos usos múltiplos das águas do rio Piancó, os entrevistados foram indagados sobre as causas e/ou indícios da poluição da água e responderam conforme a Figura 8.

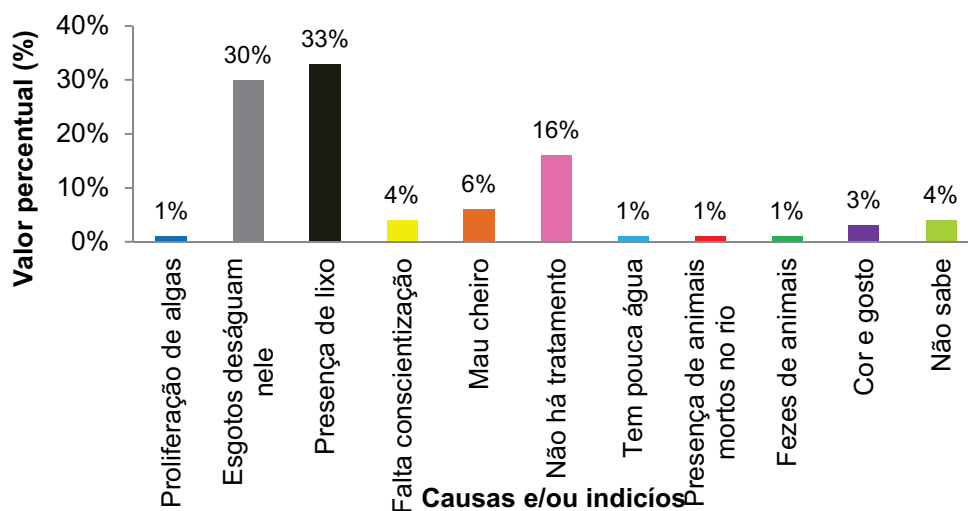


Figura 8 – Causas e/ou indícios atribuídos à poluição do rio Piancó pelos moradores dos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

Pode-se observar que as principais causas apontadas foram: presença de lixo (33%), despejos de esgotos (30%) e a falta de tratamento da água do rio (16%).

Segundo Pereira Filho *et al.* (2013), a inutilização dos cursos de águas, a cada dia que se passa, no mundo, vem se tornando um fator preocupante, pois os rios estão sendo usados para diluir resíduos provenientes de esgotos, lixo doméstico, efluentes industriais e insumos químicos da agricultura. Segundo Oliveira e Rios (2013), além das perdas ambientais, o lançamento de águas residuais domésticas restringe os usos para abastecimento, pois existe o risco de proliferação de doenças transmitidas pelos esgotos lançados *in natura*.

Isso se torna ainda mais agravante quando esses efluentes chegam aos corpos d'água, como acontece com o rio Piancó, no município de Coremas, por exemplo, que é destino de toda a rede de esgotos da cidade, sem nenhum tratamento (Andrade, 2007), sendo utilizado, ao passar pela zona rural para: irrigação, uso doméstico e lazer, seguindo seu percurso por Cajazeirinhas e Pombal.

Todos os itens apresentados na Figura 8 foram evidenciados “in loco” ao longo da pesquisa.

Algumas atividades realizadas, principalmente, na área urbana, estão gerando impactos negativos ao rio Piancó, com destaque para a problemática dos resíduos sólidos e líquidos, já que os municípios não possuem sistema de saneamento básico adequado.

As principais causas da poluição e degradação ambiental desse manancial, observadas, principalmente, em Coremas e Pombal, são:

- A própria barragem, que pode apresentar vantagens e desvantagens. Entre estas, os impactos ambientais e sociais à montante e à jusante do empreendimento, interferindo significativamente na vazão afluente do sistema e conseqüentemente na disponibilidade de água para outorga.
- Degradação por fontes pontuais e difusas de poluição (lançamento de esgotos domésticos).
- Acúmulo de lixo depositado nas margens do rio, inclusive com a presença de lixo hospitalar.
- Desmatamento da mata ciliar, que intensifica a erosão e o assoreamento do rio, provocando a contaminação e aumento de sólidos em suspensão nas águas do rio.
- Criação de animais ao longo do leito do rio (pecuária), que contribuem significativamente para a degradação do mesmo, através do pisoteio e compactação do solo.
- Presença de coliformes totais e *E. coli* na água, acima dos níveis recomendados pelo CONAMA.
- Plantação de capim elefante e agricultura irrigada.
- Retirada de areia das margens do rio para construção civil.
- Lavagem de veículos.

No que se refere ao município de Cajazeirinhas, dados da Aesa (2007), indicam que o ponto mais próximo do rio, neste município, fica a 9 km de distância e o lixão está em área bastante afastada, não tendo qualquer influência de poluição direcionada para esse corpo d'água. Os esgotos sanitários são dispostos em três fossões e os esgotos não vão para o rio. Possivelmente, foi por isso que o distrito de São Braz II foi considerado como o ambiente que estava, visivelmente, menos degradado, entretanto, não livre de impactos.

Entre os impactos observados no trecho de rio que percorre esse município, destacam-se: a irrigação para agricultura familiar, a pecuária, a presença de lavadeiras (mulheres que lavam roupas nas margens do rio), o desmatamento da

mata ciliar, a poluição com acúmulo de lixo nas margens dos pontos do rio utilizados como balneário.

Por se tratar de uma área com águas claras, os moradores locais, principalmente, nos finais de semana e feriados, dispõem de cadeiras e mesas dentro da água, utilizam o som dos carros em volumes altíssimos (poluição sonora) e comem e bebem, deixando no local todos os resíduos produzidos (sacolas plásticas, garrafas, latinhas, embalagens de biscoitos e salgadinhos, dentre outros). No ponto de coleta, foi observada a construção de uma churrasqueira artesanal e sacos de carvão que devem ser utilizados nesses momentos.

As atividades econômicas predominantes na região são: a agricultura e a pecuária. Sendo assim, vale destacar, que a atividade pecuarista quando desenvolvida sem o manejo adequado pode ocasionar uma série de impactos ao meio ambiente.

A Agência de Desenvolvimento Sustentável do Seridó (ADESE, 2011) destaca que a criação de caprinos, embora seja uma possibilidade para a economia produtiva local, pode trazer vários aspectos negativos em relação ao meio ambiente, podendo chegar até a acelerar processos de desertificação em áreas susceptíveis. Além disso, a criação intensiva de animais, especialmente gado, é grande consumidora dos recursos hídricos disponíveis, além da água para dessedentação, pode-se computar água para higiene dos animais.

Atualmente, a área ocupada pelo plantio de culturas temporária e permanente utiliza a irrigação como um instrumento necessário para o desenvolvimento da atividade, no entanto, sabe-se que, muitas vezes, há desperdício de água por falha no sistema de irrigação, e, também, evaporação significativa, devido o ambiente de aridez típico da região. Segundo Corrêa *et al.* (2009), a prática da agricultura irrigada é, quando mal planejada, uma atividade de risco potencial para a qualidade do solo, pois pode apresentar riscos de degradação de solos, incluindo a salinização e a sodificação.

No caso de uso para irrigação, a utilização de uma água de baixa qualidade pode acarretar problemas de operacionalização em sistemas de irrigação, neste caso, ocorre o risco de contaminação dos alimentos irrigados, comprometendo a qualidade do produto e, principalmente, a saúde humana, uma vez que hortaliças e frutas, especialmente aquelas consumidas cruas, podem servir de veículo de

transmissão de uma série de doenças aos consumidores (Franco; Vanzela; Hernandez, 2006).

Segundo Lima, Curi e Curi (2006), o processo de degradação da vegetação na Bacia está bastante acentuado. A área de antropismo já ocupa mais da metade das terras, causando um elevado grau de degradação, contribuindo para o processo de aridez mais acentuado na região. Um outro problema que figura entre os impactos ambientais da região é o uso de agrotóxicos nas lavouras.

Apesar das aplicações dos agrotóxicos não terem sido vistas nem investigadas neste trabalho, sabe-se que, nos últimos tempos, este é um problema comum e crescente no Brasil, cujas consequências são a contaminação de alimentos, a poluição ambiental e problemas de saúde dos trabalhadores rurais. Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), em 2006, o Brasil estava colocado como o segundo maior consumidor de agrotóxico do mundo.

Em estudo realizado por Silva *et al.* (2014), junto a cinco comunidades rurais do município de Pombal-PB, 93% dos entrevistados informaram que usavam agrotóxicos em suas lavouras, mais de 50% não receberam informação técnica sobre a aplicação e manejo do agrotóxico e também relataram não conhecer os Equipamentos de Proteção Individual (EPI) e 96% não destinavam corretamente as embalagens vazias de tais produtos.

De acordo com Gliessman (2000), os agrotóxicos aplicados à lavoura são com facilidade lavados e lixiviados para a água superficial e subterrânea, que entra na cadeia alimentar, dissipando os contaminantes entre as populações de animais em todos os níveis e, normalmente, prosseguindo por décadas no ambiente. Eles afetam não apenas trabalhadores que têm um maior tempo de contato, já que, mesmo quantidades muito pequenas, podem causar efeitos que são manifestados tardiamente ou são transmitidos a gerações posteriores (Reis Filho; Luvizotto-Santos; Vieira, 2007).

A Figura 9 apresenta registros fotográficos dos principais impactos ambientais observados nos pontos de coleta, ao longo do rio Piancó, PB.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 9 – Atividades impactantes ao meio ambiente, observadas no rio Piancó, ao longo dos municípios de Pombal (a, b, c), Coremas (d, e, f) e Cajazeirinhas (g, h).

Mesmo considerando o rio Piancó poluído, 73% (n = 102) dos entrevistados afirmaram fazer uso da água do rio (diariamente, ou uma vez por semana) para diversos fins, como demonstrado na Figura 10.

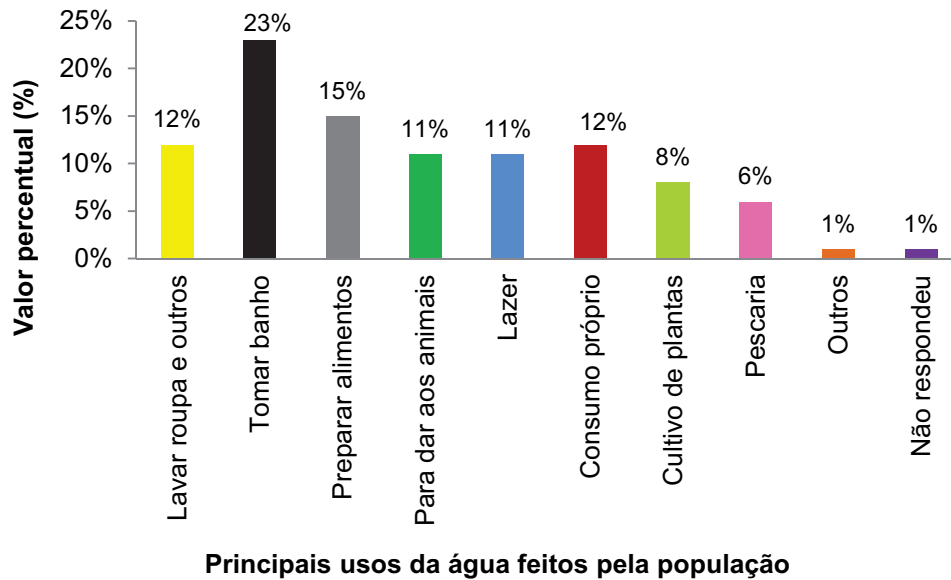


Figura 10 – Usos da água do rio Piancó pelos moradores dos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

Como pôde ser observado, 84% dos usos mais citados da água foram para tomar banho (23%), preparar alimentos (15%), lavar roupa e outros utensílios (12%), bem como para consumo próprio (12%) e de animais (11%) ou utilizada em momentos de lazer (11%).

No trecho do rio que percorre os três municípios, foi observada a presença de pessoas pescando (com rede ou arpão), buscando água para armazenar em casa para usos gerais, bem como tomando banho e utilizando as margens do rio em momentos de lazer (Figura 11).

Sabe-se, porém, que a contaminação pode se dar de diversas formas: bebendo água contaminada; comendo alimentos lavados com esta água ou tomando banho.



Figura 11 – Formas de contato da população com o rio nos municípios de Coremas (a, b), Pombal (c, d) e Cajazeirinhas (e, f).

De acordo com Isaac-Marquez *et al.* (1994), a água de consumo humano é um dos importantes veículos de enfermidades diarreicas, de natureza infecciosa, o que torna primordial a avaliação de sua qualidade microbiológica. As doenças de veiculação hídrica são causadas, principalmente, por microrganismos patogênicos de origem entérica, animal ou humana, transmitidos basicamente pela rota fecal-oral, ou seja, são excretados nas fezes de indivíduos infectados e ingeridos na forma de água ou alimento contaminado por água poluída com fezes (Grabow, 1996; Brasil, 2006).

O risco de ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica no meio rural é alto, principalmente, em função da possibilidade de contaminação bacteriana de águas, que, muitas vezes, são captadas em poços velhos, inadequadamente vedados e próximos de fontes de contaminação, como fossas e áreas de pastagem ocupadas por animais (Stukel *et al.*, 1990).

Sendo assim, os entrevistados foram perguntados se faziam algum tipo de tratamento antes da utilização ou consumo da água. 88% (n = 123) afirmaram que sim, 7% (n = 9) não utilizam de nenhum meio para tratar a água que usam e os 5% restantes não responderam a pergunta.

Alguns entrevistados relataram não utilizar nenhum tratamento, e isto deve-se ao fato de que muitos acham ruim o gosto da água quando se utiliza o hipoclorito de sódio ou acham que ele faz mal à saúde. Outros não tratam por utilizar água mineral, ou água de cisternas e poços artesianos, o que também foi evidenciado por Cavalcante (2012), em estudo sobre os métodos de tratamento da água pela população da cidade de Coremas.

Os principais cuidados prévios tomados com relação à água para consumo estão representados na Figura 12.

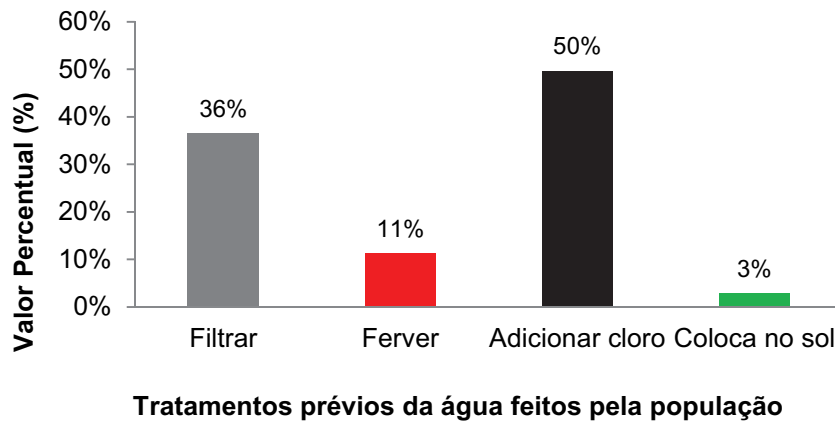


Figura 12 - Principais tratamentos feitos com a água do rio antes do consumo pelos moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

Tais métodos já foram citados em publicações científicas e tiveram suas ações comprovadas no tratamento da água. Segundo Meyer (1994) o uso de cloro no tratamento da água pode ter como objetivos a desinfecção (destruição dos

microrganismos patogênicos), a oxidação (alteração das características da água pela oxidação dos compostos nela existentes) ou ambas as ações ao mesmo tempo.

Como pôde ser visto, o método mais utilizado para tratamento da água é a cloração, muito embora tenha sido citado, algumas vezes, acompanhado de outros métodos. No município de Coremas, esse dado é confirmado pelas informações disponíveis no programa Sistema de Informação de Atenção Básica (SIAB), em 2011, até porque é política da Secretaria Municipal de Saúde e da Prefeitura a distribuição de cloro para tratamento domiciliar, uma vez que ela é responsável pelo “tratamento” da água.

Segundo Venâncio (2009), o método mais seguro de tratamento para a água de beber, em áreas desprovidas de outros recursos, é a fervura. Ferver a água para beber é um hábito que se deve infundir na população para ser adotado quando sua qualidade não mereça confiança e em épocas de surtos epidêmicos ou de emergência. Entretanto, a água fervida perde o ar nela dissolvido e, em consequência, torna-se de sabor desagradável. Para fazer desaparecer esse sabor, é necessário arejar a água, fazendo-a passar de um recipiente para outro com agitação suficiente de modo que o ar atmosférico penetre na massa de água. Já a filtração, consiste em fazer a água passar por substâncias porosas capazes de reter e remover algumas de suas impurezas (Nunes, 2003). Porém, esse sistema não é suficiente para garantir a sua potabilidade, pois parte dos microrganismos é capaz de ultrapassar as camadas de areia dos filtros.

A adição de cloro, seguida da filtração e fervura totalizam cerca de 97% das citações. Entretanto, vale ressaltar que nenhum dos tratamentos citados, isoladamente, possui efeito algum sobre a “purificação” da água, que a torne própria para consumo. Sendo esta uma questão de Saúde Pública, torna-se de extrema importância que uma atitude governamental seja tomada.

Algumas famílias estão aderindo ao método SODIS (do inglês, *Solar Disinfection*), por ser de baixo custo, onde se utiliza apenas garrafas PET transparentes expostas ao sol por algumas horas. A OMS aprova o método, cuja abordagem é semelhante à água fervente, embora seja mais eficaz, porque junto com o calor, utiliza um espectro de luz UV-A que mata muitos microrganismos patogênicos. No entanto, ele não limpa totalmente uma água muito barrenta ou que contenha poluentes químicos tóxicos (Meierhofer e Wegelin, 2002).

No que diz respeito ao uso do solo das margens do rio Piancó, foram obtidas 57 citações para atividades agrícolas. Os respondentes afirmaram que cultivam, principalmente, frutíferas, dentre elas coco, manga, caju, acerola, goiaba e banana. Também foram citados o plantio de capim (alimentação para os animais de pecuária) e outros itens alimentícios (milho, feijão, mandioca e verduras) (Figura 13).

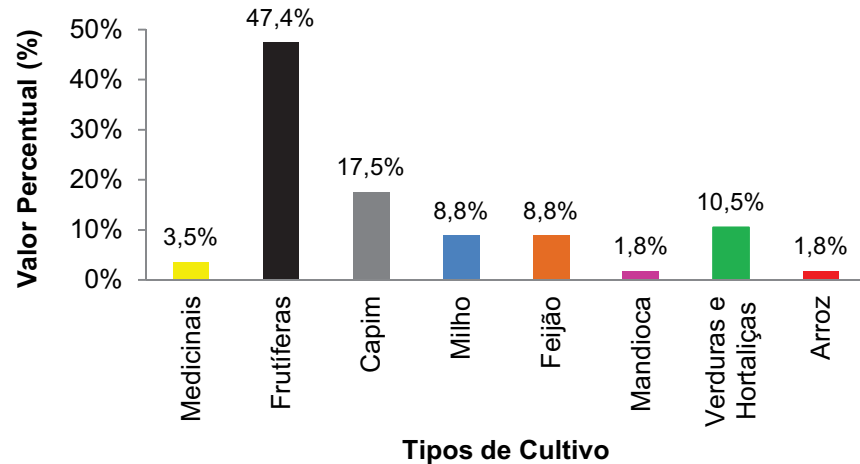


Figura 13 – Principais cultivos realizados pelos moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

Segundo o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Piranhas-Açu (2013), na sub-bacia do rio Piancó, devido a pequena irrigação difusa que é praticada às margens dos açudes e vales perenizados, se cultiva, principalmente, gêneros alimentícios e pastagens. A sub-bacia, se destaca ainda, por ter uma maior área destinada a cultura temporária, principalmente, ao cultivo de arroz e milho.

O mau planejamento e gestão das atividades agrícolas podem causar problemas ambientais tão sérios como os oriundos das áreas urbanas. Sabe-se que tanto na área urbana como na área rural, a degradação ambiental é fruto do uso inadequado do solo, caracterizando-se por atividades que não possuem um planejamento prévio.

A qualidade dos solos agrícolas é o mais importante elo entre as práticas agrícolas e a agricultura sustentável. Se os solos ficam degradados, mais recursos em termos de tempo, dinheiro e energia e agroquímicos vão ser necessários para produzir menor quantidade de alimentos de pior qualidade, e os objetivos de uma agricultura sustentável não vão ser alcançados. Por outro lado, se a degradação do

solo é revertida e a qualidade do solo é mantida ou melhorada, utilizando-se métodos de manejo adequados, a sustentabilidade da agricultura pode ser uma realidade (Acton e Gregorich, 1995). Portanto, a qualidade do solo é um componente crítico da agricultura sustentável.

De acordo com Cunha e Guerra (2000), existem também processos naturais como lixiviação, movimentos de massa, entre outros, que ocorrem sem a intervenção humana, porém quando o homem desmata, planta, constrói, transforma o ambiente, esses processos, ditos naturais, tendem a ocorrer com intensidade muito mais violenta e, nesse caso, as consequências para a sociedade são quase sempre desastrosas.

Os impactos ambientais atingem diretamente ou indiretamente a saúde, a segurança e o bem-estar da população, atividades sociais e econômicas, a biota, condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (Araújo *et al.*, 2010).

Quando indagados sobre casos de câncer na família, 26% (n = 36) dos entrevistados afirmaram que conhecem parentes doentes (de 01 até mais de 03 casos). Os principais tipos relatados foram categorizados de acordo com os principais sistemas do corpo humano, como pode ser visto na Figura 14.

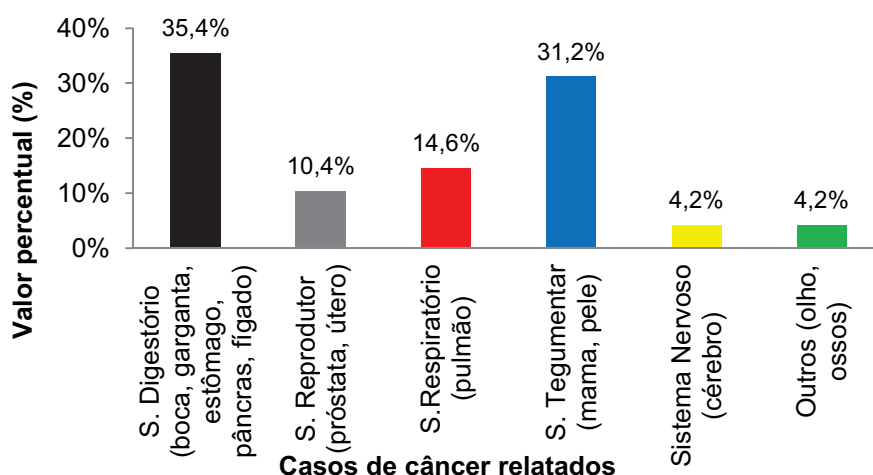


Figura 14 – Casos de câncer relatados pelos moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

Os casos mais citados foram: câncer do sistema digestório (35,4%) e do sistema tegumentar (31,2%).

De acordo com o Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva (INCA, 2015), câncer é um nome dado a um conjunto de mais de 100 doenças, que têm em comum o crescimento desordenado (maligno) de células que invadem os tecidos e órgãos, podendo espalhar-se (metástase) para outras regiões do corpo. Os diferentes tipos de câncer correspondem aos diversos tipos de células do corpo. As causas são variadas, podendo ser externas (relacionadas ao meio ambiente e aos hábitos ou costumes próprios de um ambiente social e cultural) ou internas (na maioria das vezes, geneticamente pré-determinadas e ligadas à capacidade do organismo de se defender das agressões externas).

De acordo com as respostas fornecidas pela população entrevistada na área de estudo, os tipos de câncer relatados podem estar associados ao meio ambiente e aos hábitos locais.

Dados da Secretaria de Estado da Saúde (SES, 2015) apontam que o câncer de pulmão foi responsável por 528 mortes nos últimos dois anos na Paraíba. De acordo com estimativas do INCA, a Paraíba possui hoje 453.546 fumantes. O tabagismo é considerado pela OMS, a principal causa de morte evitável em todo o mundo. A nicotina, presente no cigarro, causa dependência e age na região do cérebro relacionada com o prazer. Além das alterações físicas, emocionais e comportamentais, cerca de 50 doenças graves estão relacionadas ao tabaco, entre elas: câncer de pulmão, boca, laringe, estômago; leucemia; infarto; bronquite; infecções respiratórias; trombose vascular. A fumaça do cigarro tem mais de 4600 substâncias, entre elas, 40 são cancerígenas.

Existe ainda, segundo estudos epidemiológicos, a possibilidade de associação entre vários tipos de câncer e a exposição a agrotóxicos. Entretanto, os efeitos crônicos dessa exposição, incluindo alterações neurológicas, reprodutivas e o câncer (Fong, 1991; Fong e Meinders, 1990; Formoli, 1993; Formoli e Ross, 1991), são mais difíceis de determinar, mas há estudos que encontraram associação entre a exposição a pesticidas e esses efeitos (Blair; Dosemeci; Heineman, 1993; Blair *et al.*, 1992; Davis; Blair; Hoel, 1992; Sharp *et al.*, 1986).

Com relação ao câncer de pele, uma pesquisa realizada pela Sociedade Brasileira de Dermatologia, em Pernambuco, revela que a frequência dos casos de câncer de pele nos municípios do interior é 40% maior que nos municípios do litoral (Capec, 2012). Os agricultores estão entre as principais vítimas da doença e a falta

de informação pode ser um dos fatores que levam quem mora no interior a se preocupar menos com os cuidados que a pele deve ter. Os cuidados tomados com a exposição ao sol são simples ou errados e se resumem, na maioria das vezes, apenas ao uso de chapéus. O uso do protetor solar não é prioridade entre os agricultores, e isto pode estar relacionado ao alto preço do produto no mercado, o que oneraria muito a renda familiar.

É incontestável o fato de que hoje, no Brasil, o câncer é um problema de saúde pública e, por isso, seu controle e prevenção devem ser priorizados no país. Segundo a “Estimativa 2014 – Incidência de câncer no Brasil” (INCA, 2014), para 2014/2015, espera-se, aproximadamente, 576 mil novos casos de câncer no país, incluindo os casos de pele não melanoma, que é o tipo mais incidente para ambos os sexos (182 mil casos novos), seguido de próstata (69 mil), mama feminina (75 mil), cólon e reto (33 mil), pulmão (27 mil), estômago (20 mil) e colo do útero (15 mil).

O Ministério da Saúde incluiu ações de controle do câncer entre seus objetivos estratégicos para o período 2011-2015. Por ser uma doença que se desenvolve em múltiplas etapas ao longo dos anos, acredita-se que alguns tipos de câncer podem ser evitados pela eliminação da exposição aos fatores determinantes. Medidas preventivas relacionadas ao câncer de pulmão, por exemplo, envolvem estratégias para o controle do tabagismo; para a prevenção dos cânceres de estômago e intestino, a promoção da alimentação saudável; e contra o câncer do colo do útero e do fígado, a vacinação para Papilomavírus humano (HPV) e hepatite, respectivamente.

Também foram obtidas informações junto à Secretaria de Estado da Saúde da Paraíba sobre o número de óbitos decorrentes de neoplasias, para o período 2010-2014. De acordo com o Sistema de Informação de Mortalidade (SIM), o número de óbitos em todo o estado foi de 16.920. Em Coremas morreram 63 pessoas, em Cajazeirinhas 10 e em Pombal 8. Entretanto, estes dados, segundo a própria Secretaria são preliminares e passíveis de correções.

Quando perguntados se outras doenças poderiam estar relacionadas ao contato com a água do rio, 55,7% dos entrevistados (n = 78) acreditam que sim e elencaram tais doenças de acordo com a Figura 15.

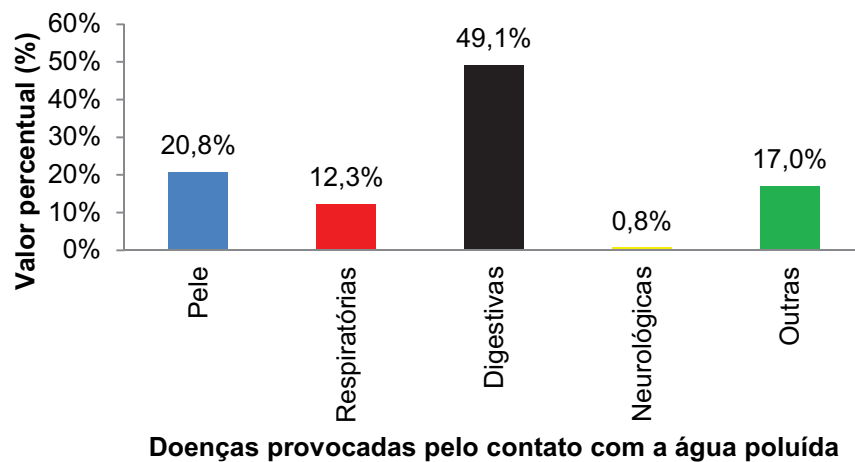


Figura 15 – Possíveis doenças provocadas pelo contato com a água poluída do rio, segundo os moradores de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

Sabe-se que a água poluída por resíduos fecais, de esgotos domésticos, pode conter grande acúmulo de restos orgânicos e bactérias coliformes. Tais poluentes causam distúrbios gastrointestinais, diarreia e intoxicações. Além disso, o simples contato com a água poluída pode provocar doenças de pele como as micoses, causadas por fungos.

De acordo com Amaral *et al.* (2003), a maioria das doenças, nas áreas rurais, pode ser, consideravelmente, reduzida, desde que a população tenha acesso a água potável. Diversos estudos mostram a importância e os benefícios que as intervenções ambientais proporcionam para a minimização das doenças diarreicas, e como os investimentos em saneamento têm consequências positivas na saúde pública (Arruda e Araújo, 1997; Azevedo, 2003; Borja e Moraes, 2003; Briscoe; Feachem; Rahaman, 1986; SVS, 2003; Esrey *et al.*, 1991; Gross *et al.*, 1989; Heller, 1995; Heller, 1997a,b; Lippy e Waltrip, 1984; Silva *et al.*, 2001b; Teixeira, 2003).

A presença constante das doenças e de poluição ambiental em uma comunidade é, segundo Oliveira e Rios (2013), a razão para que ações de saneamento sejam contínuas. Eles acreditam que a questão da poluição é complexa, existindo fatores educacionais, culturais, políticos, econômicos e técnicos, sem falar da falta de planejamento e, para a minimização ou erradicação das doenças oriundas da falta de saneamento, diversas ações de saúde pública e de preservação ambiental devem ser implementadas nos ambientes frequentados pelo homem: habitação, cidade e campo.

Infelizmente, como foi evidenciado na presente pesquisa, apesar do município de Coremas possuir o maior complexo hídrico do Estado, beneficiando mais de 600 mil pessoas, até os dias atuais, a cidade não conta com estação de tratamento de água, muito embora a maioria das residências possua água encanada (rede pública de abastecimento). Segundo os dados do SIAB (2011), principalmente na zona rural, há também a utilização de poços artesianos, cisternas e açudes particulares.

Para Sousa (2008), o problema da instalação de uma Estação de Tratamento de Água em Coremas é político. Segundo ele, todos os prefeitos de Coremas foram e são “contra” a instalação de uma companhia de água e esgoto para o município, pelo fato do povo não querer pagar pela água tratada, o que acarretaria o fracasso político (ou a não re-eleição) do candidato que propusesse ou efetuasse tal obra.

Em Cajazeirinhas, 1/3 dos domicílios particulares são atendidos pelo sistema estadual de abastecimento de água e possuem sistema de esgotamento sanitário (CPRM, 2005). Já em Pombal, de acordo com o SIAB (2013), o município possui 79% dos domicílios com rede de abastecimento.

Em outubro de 2014, o ministro Arthur Chioro inaugurou a estrutura de abastecimento sanitário em Pombal (PB), uma obra que faz parte do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) e que deve beneficiar cerca de 19 mil pessoas, com a construção e ampliação de estação de tratamento de esgoto e ligações domiciliares. Espera-se com isso, que os esgotos que deságuam no Riacho do Bode sejam alcançados e tenham o devido tratamento, diminuindo o impacto que eles vem causando ao rio Piancó, ao longo dos anos, melhorando a qualidade da água e do solo da região, bem como diminuindo os episódios de inundações, que ocorrem em períodos de chuva, devido a ausência de um bom sistema de saneamento e drenagem das águas pluviais.

As águas para abastecimento humano devem ser submetidas a tratamento, mas a proteção do manancial é igualmente importante, pois seu comprometimento por elementos nocivos à saúde encarece o processo de tratamento e pode até impedir sua utilização (Sperling, 2005).

De acordo com o artigo 23 da Constituição Federal, é competência comum à União, Estados e Municípios a proteção do meio ambiente e o combate à poluição

em qualquer de suas formas. O gestor municipal deve ter conhecimento que a proteção e a recuperação ambiental são obrigações legais.

Entretanto, conforme afirmam Oliveira e Rios (2013), recuperar e preservar o meio ambiente não pode e não deve ser uma tarefa exclusivamente dos organismos de Estado, mesmo porque a realidade tem mostrado que somente leis, normas, regulamentos e fiscalizações punitivas por parte do Estado não são suficientes para deter o avanço do processo de degradação em curso. A comunidade deve ser direcionada para a compreensão e busca de superação dos problemas ambientais por meio da ação coletiva organizada, fazendo uso sustentável dos recursos do meio ambiente.

4.2 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA

Os resultados da análise bacteriológica das amostras de água podem ser vistos na Tabela 5.

Tabela 5 – Análise bacteriológica da água, nos pontos amostrados de fevereiro a novembro de 2014.

Parâmetros (NMP.100mL ⁻¹)	Período Seco			Período Chuvoso		
	CRM	CJZ	PBL	CRM	CJZ	PBL
Coliformes Totais	>1100 a >2419,6	240,00 a >2419,6	>1100 a >2419,6	>2419,6	63,3 a >2419,6	>2419,6
<i>E. coli</i>	Presença	A/P	Presença	Presença	A/P	Presença

A= ausência; P = presença.

Fonte: Barros, A. T (2015).

Todos os pontos, em pelo menos uma das amostras coletadas, apresentaram resultados insatisfatórios em termos de parâmetros microbiológicos, com valores elevados de coliformes totais e presença de *E. coli*, tanto no período seco como no período chuvoso. Os resultados mostraram que em 83% (n = 10) das amostras, o valor de coliformes totais foi superior a 1100 NMP.100 mL⁻¹, não sendo possível atender ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para rios classe II, que é de 1 x 10³ NMP.100 mL⁻¹. Também em 83% das amostras, houve presença da *E. coli*.

De acordo com a Resolução supracitada, a presença de *E. coli* em valores de até 800 NMP.100 mL⁻¹ é permitida, entretanto, não atende aos padrões de

potabilidade para o consumo humano, segundo a Portaria nº 2.914/2011, que estabelece a ausência de bactérias do grupo coliformes fecais, como a *E. coli*, estando a água imprópria para o consumo humano e animal, sem o devido tratamento, como também para a irrigação de hortaliças folhosas devido à possível contaminação por microrganismos patogênicos.

O consumo de água contaminada por este patógeno de origem fecal é responsável por numerosos casos de enterites, diarreias infantis e doenças epidêmicas (como a febre tifóide), com resultados frequentemente letais (Alessio; Pinto; Moura, 2009).

4.3 METAIS PESADOS DA ÁGUA

As concentrações de metais pesados das amostras de água superficial bem como os valores máximos permissíveis (VMP) para corpos de água doce classe II, estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Resultados Analíticos, por ICP-OES, das amostras de águas superficiais do rio Piancó, PB, em 2014.

Elementos (mg.L ⁻¹)	Pontos de Amostra			*VMP CONAMA 357/2005 (mg.L ⁻¹)	*VMP Port.2914/2011/MS (mg.L ⁻¹)
	Valores em ppm				
	CRM	CJZ	PBL		
Cd	0	0	0	0,001	0,005
Cu	0	0	0	0,009	2,0
Ni	0	0	0	0,025	0,07
Pb	0	0	0	0,01	0,01
Zn	0	0	0	0,18	5,0
Cr	0	0	0	0,05	0,05
Mn	0	0	0	0,1	0,1
Co	0,005	0,005	0,005	0,05	-
Ba	0,036	0,037	0,03	0,7	0,7
Mo	0,007	0,006	0,002	-	-
Al	0	0	0	0,1	0,2
B	0,04	0,039	0,042	0,5	-
Fe	0	0	0	0,3	0,3
Sb	-	-	-	0,005	0,005
Hg	0	0	0	0,0002	0,001
As	0,00001	0,00001	0,000006	0,01	0,01
Se	0,000004	0,000003	0,000004	0,01	-

*V.M.P.: Valor máximo permissível (mg.L⁻¹), segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 e Portaria 2.914/2011 do MS.

As concentrações dos elementos analisados não permitiram nenhum tipo de consideração, uma vez que suas determinações, em todas as amostras, resultaram em valores inferiores aos valores máximos permissíveis pela Resolução CONAMA nº 357/2005, o que indica que as águas superficiais não estão contaminadas por metais.

Os íons de manganês raramente são encontrados em concentrações superiores a 1 mg.L^{-1} , portanto, este metal não é considerado um metal em águas doces, pelo contrário, é um micronutriente vital às plantas e aos animais. Normalmente, são ingeridos traços de manganês, pela alimentação, chegando a média de 0,01 miligramas ao dia (Brigante e Espíndola, 2003).

4.4 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

Para análise das variáveis físico-químicas, utilizou-se como parâmetro o que preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe II.

Em estudos qualitativos, a vazão é um parâmetro de suma importância para o entendimento do comportamento dos demais parâmetros analisados. A vazão considerada para o período chuvoso, de acordo com dados da ANA e da AESA (2014) variou de $4,0$ a $5,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (pluviosidade média de $9,3 \text{ mm}$ ao mês) e no período seco de $0,62$ a $2,94 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (pluviosidade média de $1,3 \text{ mm}$ ao mês).

A seguir são apresentados os comportamentos das variáveis de qualidade de água em função da vazão liberada para o rio, no período de fevereiro a novembro de 2014. Os modelos ajustados neste trabalho são válidos para o rio Piancó, nas vazões entre $0,62 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $5,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos, a partir das análises de água efetuadas, por município, mostraram a variação apresentada na Tabela 7. Tais dados foram comparados com os limites estabelecidos pelos órgãos reguladores competentes.

Tabela 7 – Valores mínimos e máximos obtidos para os parâmetros físico-químicos utilizados na avaliação da qualidade da água coletada por município.

Parâmetros	Unidade	CRM	CJZ	PBL	Limite
		Min – Máx	Min – Máx	Min – Máx	
Temperatura	°C	28 – 29,7	28,1 – 30,6	28 – 31	-
Potencial Hidrogeniônico	-	6,8 – 8,9	6,4 – 8,6	6,4 – 8,8	6,0- 9,0
Potencial de óxido-redução	mV	-101 – 114	-101 – 163	-52 – 77	-
Condutividade elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	298 – 375	119 – 375	209 – 575	100
Salinidade	%	0,01 – 0,02	0,01 – 0,02	0,01 – 0,03	0,05
Turbidez	NTU	0 – 44	0 – 213	0 – 166	100
Sólidos Totais Dissolvidos	mg.L^{-1}	194 – 244	70 – 244	127 – 368	500
Oxigênio Dissolvido	mg.L^{-1}	0,6 – 5,8	0,6 – 6,6	0,6 – 8,2	$\geq 5,0$
Saturação de oxigênio	%	7,9 – 76,7	7,9 – 85,3	8,5 – 108,8	-
Alcalinidade Total	mg.L^{-1}	88,6 – 116,8	86,8 – 118	92,2 – 168,3	400
Nitrito	mg.L^{-1}	0,0 – 0,06	0,0 – 0,01	0,01 – 0,04	1,0
Nitrato	mg.L^{-1}	0,0 – 0,2	0,0 – 0,1	0,0 – 0,1	10
Cloretos	mg.L^{-1}	27,9 – 49,6	28,6 – 46,8	33,2 – 73,0	250
Sulfatos	mg.L^{-1}	0,1 – 2,8	0,0 – 2,6	0,0 – 3,0	250
Sódio	mg.L^{-1}	0,0 – 1,4	0,0 – 1,4	0,0 – 1,5	200
Potássio	mg.L^{-1}	0,0 – 0,3	0,0 – 0,3	0,0 – 0,3	20
Cálcio	mg.L^{-1}	25,2 – 47,5	21,9 – 47,5	23,9 – 58,4	200
Magnésio	mg.L^{-1}	23,9 – 87,1	23,9 – 79,2	31,8 – 87,1	150
Fósforo Total	mg.L^{-1}	0,1 – 0,7	0,1 – 0,1	0,2 – 0,7	0,05
Dureza Total	mg.L^{-1}	55,7 – 134,6	57,7 – 126,7	59,7 – 142,6	500

Fonte: APHA *et al.* (2005), Brasil (2005), Brasil (2011), OMS (1999).

Pode-se observar que, de uma forma geral, os parâmetros estiveram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA, com exceção do oxigênio dissolvido, da condutividade elétrica (CETESB, 2007), da turbidez e do fósforo total (BRASIL, 2011).

4.4.1 Temperatura

É um parâmetro importante, pois influencia praticamente todos os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na água, sendo necessária a medição simultânea destes parâmetros com a temperatura da água.

As temperaturas registradas não apresentaram grandes variações entre o período chuvoso (28°C a 30,6°C) e o período seco (28°C a 31,2°C). Estes são valores bem representativos da região, de clima seco, onde as temperaturas são

mais elevadas durante o dia, momento em que foram realizadas as coletas, bem como devido à baixa profundidade (20 – 30 cm) em que tais valores foram obtidos.

Com relação à temperatura da água, não existem normas legais específicas. A Resolução CONAMA nº 357/2005 define apenas um limite máximo de 40°C para o lançamento de efluentes.

4.4.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH foi um parâmetro que se manteve, em sua totalidade, dentro dos limites exigidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, a qual estabelece uma faixa de 6,0 a 9,0. Ao se pensar no consumo humano, a Portaria nº 2.914/2011 determina que o pH da água potável deve ser mantida na faixa de 6,0 a 9,5. Os valores médios de pH obtidos durante essa pesquisa variaram de 7,2 a 8,1 (Figura 16).

De acordo com Libânio (2005), águas naturais de superfície apresentam pH entre 6,0 e 8,5, considerado por ele, um intervalo ótimo para a manutenção da vida aquática.

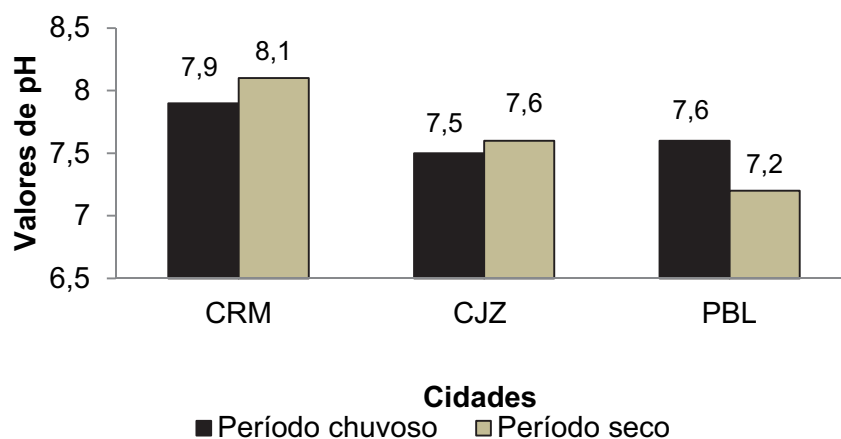


Figura 16 – Valores médios de pH da água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Tanto em CRM como em CJZ, foi observada a diminuição dos valores médios de pH, do período seco para o período chuvoso. Barros (2008) acredita que com a diminuição na vazão haja concentração de cátions de reação básica, como o sódio, potássio, cálcio e magnésio, contribuindo, desta forma, para o aumento do pH na água.

No período chuvoso, devido à precipitação pluvial e maior vazão, o aporte de material carreado dos solos é mais evidente e interfere na qualidade da água diminuindo o teor alcalino das águas superficiais. Segundo Maier (1987), uma pequena diminuição no pH pode estar associado ao aumento no teor de matéria orgânica que leva a consequente queda na quantidade de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água.

A única exceção a essa tendência ocorreu em PBL, onde o pH foi mais alto no período chuvoso, o que pode ser explicado, possivelmente, pelo fato de ter sido observado, durante as coletas, o preparo do solo para plantio com adubação orgânica a menos de 10 m de distância do rio Piancó e, que deve ter sido carreada para a água do rio. O número elevado de algas observadas no local também pode estar relacionado a este fato ou aos elevados teores de nutrientes advindos da poluição por esgotos domésticos.

O pH é diretamente influenciado pelas taxas de fotossíntese do ecossistema, pois quando esta se eleva, favorecida pelo enriquecimento da água por nitrogênio e fósforo, o pH da água tende a aumentar, ou seja, tornar-se mais alcalino em decorrência da diminuição das concentrações de gás carbônico na água (Wetzel, 2001).

Bambic *et al.* (2006), estudando rios de Serra Nevada, na Califórnia, verificaram decréscimo no pH com o aumento da vazão, assim como observado por Barros (2008). Entretanto, segundo esses autores, é difícil estabelecer uma explicação imediata para este padrão de comportamento, pois, é influenciado por inúmeros fatores, como, sólidos, gases dissolvidos, dureza, alcalinidade, temperatura e fatores bióticos.

CRM foi o local que apresentou os valores mais altos de pH. Segundo Sperling (2005), quando os valores de pH estão afastados da neutralidade, podem afetar a vida aquática e os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico de esgotos (Zuin; Loriatti; Matheus, 2009).

Entre os anos de 2010 e 2011, Queiroz; Dantas e Silva (2013) encontraram valores de pH variando de 7,54 a 8,34 também para o rio Piancó, indicando valores aceitáveis com a legislação vigente.

Donadio; Galbiatti e de Paula (2005) e Gonçalves *et al.* (2005), que também visaram avaliar a qualidade da água de rios de bacias hidrográficas agrícolas,

alcançaram valores de pH semelhantes, o que pode indicar que o uso e a ocupação do solo, nestes pontos, é predominantemente agrícola.

A pequena variação do pH observada nessa pesquisa, entre os dois períodos de coleta, pode estar associada à capacidade de tamponamento, que permite manter um pH mais ou menos estável no sistema (Diniz, 2005).

4.4.3 Potencial de óxido-redução

Apesar da Resolução CONAMA nº 357 não estipular número máximo permitido para esse parâmetro, os valores de ORP representam o caráter oxidante ou redutor de um corpo d'água.

Os valores médios do Potencial de óxido-redução obtidos encontram-se representados na Figura 17.

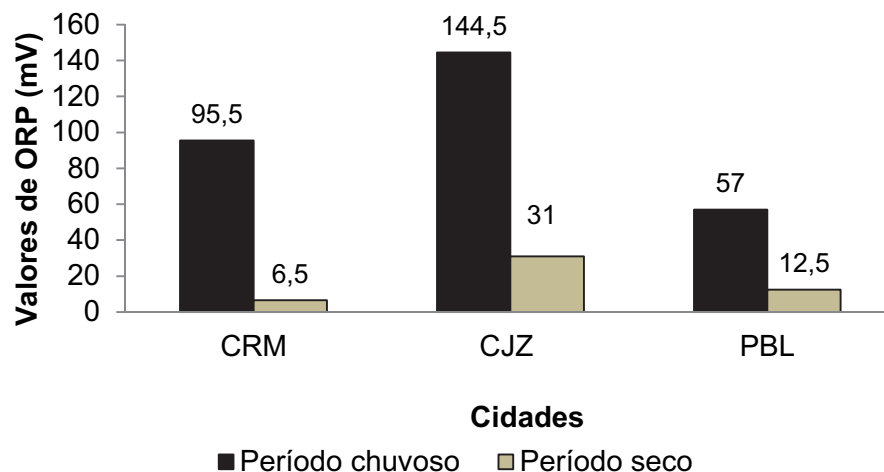


Figura 17 – Valores médios de ORP da água do rio Piancó nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os valores variaram de 57 a 144,5 mV no período chuvoso e de 6,5 a 31 mV no período seco. O período chuvoso apresentou alto valor redox, indicando que havia melhores condições na água do manancial (em função do conteúdo de O₂) neste período, enquanto que no período seco, verificou-se valores médios bem mais baixos. Isto ocorreu, possivelmente, devido aos processos redutivos dominantes, da respiração anaeróbica de bactérias e, ainda, em virtude da contaminação (proteína de alimentos e excrementos) gerada, sobretudo, pelo provável acúmulo de efluentes naquele trecho.

4.4.4 Condutividade elétrica e salinidade

Embora a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabeleça nenhum padrão à CE para águas de rios classe II, em geral, a quantidade de sais existentes na água, pode representar indiretamente a concentração de poluentes. Geralmente, em níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, indicam ambientes impactados (lançamentos de esgotos domésticos e o adicionamento de corretivos e fertilizantes ao solo) e podem indicar características corrosivas da água (Baggio, 2008; Brasil, 2005; Cetesb, 2007; Ismael; Sousa; Queiroz, 2012).

Os valores médios de CE encontrados para as amostras analisadas podem ser vistos na Figura 18.

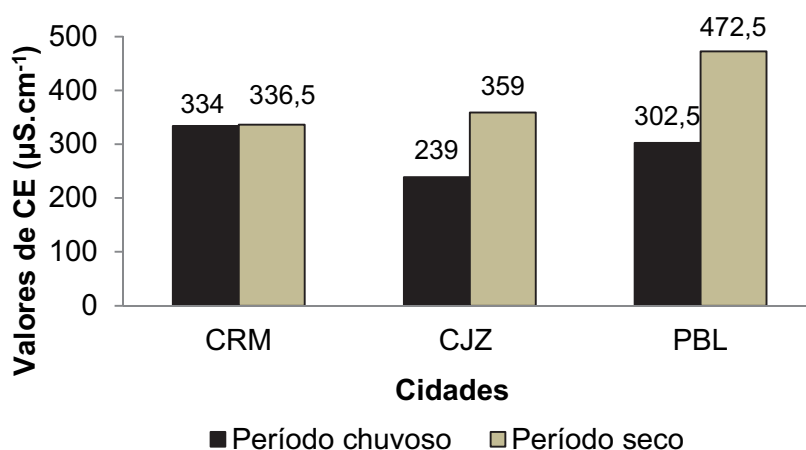


Figura 18 – Valores médios de condutividade elétrica da água do rio Piancó, nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Todos os pontos amostrados tiveram valores médios acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, variando de 239 a $472,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, indicando elevada quantidade de íons em solução que podem estar relacionados a algum impacto ambiental ou a característica dos solos da região (rochas cristalinas). Os valores médios mais altos foram observados no período seco.

No período chuvoso, os valores de CE foram menores, provavelmente, devido ao efeito da diluição pelas águas das chuvas, enquanto que no período seco, houve um aumento da CE, ocasionado pelo efeito do aumento da concentração de sais decorrente da diminuição das precipitações pluviométricas, da diminuição da

vazão e do aumento da evaporação de água na região, bem como do acúmulo de nutrientes provenientes do despejo de esgotos.

Tal qual como no presente estudo, Vanzela (2004) observou que a variação temporal da condutividade elétrica em rios da microbacia do córrego Três Barras - SP também foi inversamente proporcional à quantidade de chuva acumulada entre os intervalos de avaliação. Segundo o autor, este comportamento decorre da redução do volume de água do córrego, com conseqüente aumento da concentração de sais dissolvidos e da condutividade elétrica. Essa mesma observação também foi feita por Barros (2008) em um estudo sobre as águas do rio Turvo Sujo.

O valor elevado de CE, em todos os pontos deve-se, provavelmente, à grande emissão de esgotos domésticos nas três localidades, sendo o ponto mais impactado, com valor médio de $472,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, o Riacho do Bode (PBL), trecho do Rio Piancó, que recebe os esgotos domésticos da cidade de Pombal-PB, refletindo na degradação da qualidade de água nesse ponto. Com a diminuição da vazão do rio, no período de seca, os valores de CE são afetados.

Segundo Guimarães e Nour (2001), tais despejos, provenientes, em sua maioria, de residências, compõem-se, basicamente, de urina, fezes, restos de alimentos, sabão, detergentes e água de lavagem, contendo elevada quantidade de matéria orgânica, que contribuem para a entrada, no corpo d'água de espécies iônicas, como cálcio, magnésio, potássio, sódio, fosfatos, carbonatos, sulfatos, cloretos, nitratos, nitritos e amônia.

Os valores percentuais de sais encontrados nas amostras comprovam esse aumento no período seco (0,03%) em comparação com os valores do período chuvoso (0,01%), entretanto, tais valores estavam dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces. De acordo com Molle e Cadier (1992), a concentração de sais em água só é perceptível ao paladar quando a CE atinge valores superiores a $800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Levando-se em consideração este valor, as águas amostradas nessa pesquisa não teriam sabor salgado ou desagradável ao ser humano.

4.4.5 Sólidos totais dissolvidos (STD)

Os valores médios de STD estão representados na Figura 19.

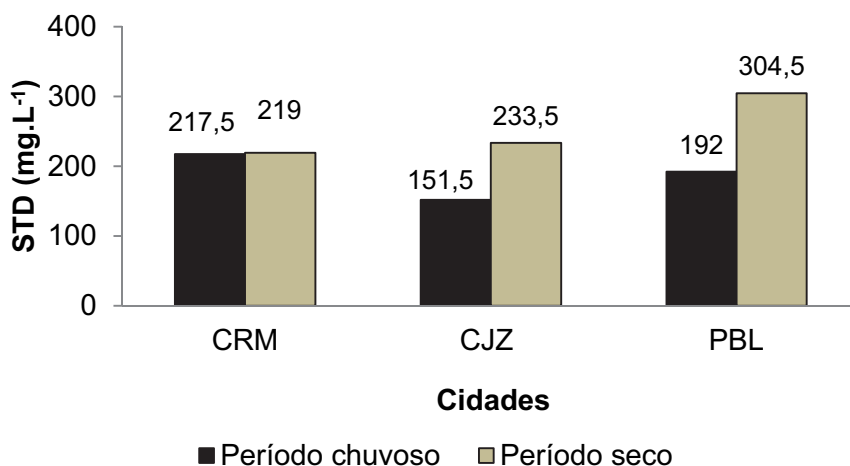


Figura 19 – Valores médios de sólidos totais dissolvidos (STD) da água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os valores de STD variaram de 151,1 a 304,5 mg.L⁻¹. Valores mais altos ocorreram no período seco. Entretanto, os valores não ultrapassaram o limite máximo de 500 mg.L⁻¹, estipulados pelo CONAMA 357/2005 para rios classe II.

As maiores concentrações de STD encontradas no período seco deve-se, provavelmente, ao intenso lançamento de efluentes que o rio recebe ao longo de seu curso, tendendo a acumular cargas desses sedimentos, principalmente, quando a vazão está muito baixa, que pode contribuir para a maior concentração de sais.

Sousa *et al.* (2014), também observaram numa de suas campanhas de coleta (no mês de março) valores de STD com comportamento contrário ao da vazão.

Os resultados encontrados para CE, salinidade, STD e ânions (HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄⁻²) podem ser correlacionados positivamente entre si, bem como podem ser correlacionados negativamente com o OD, onde observa-se que, no período seco, ocorreu a depleção de oxigênio.

Segundo Carvalho e Oliveira (2003), os sólidos dissolvidos na água indicam a presença de sais, ácidos minerais e outros contaminantes que se despejados no curso hídrico podem aumentar a demanda química e bioquímica de oxigênio nas águas, levando à depleção do oxigênio dissolvido no meio. Além disso, os sólidos totais dissolvidos podem demonstrar a carga de poluentes lançadas no curso de água.

4.4.6 Turbidez

A Figura 20 mostra os valores médios de turbidez encontrados para as amostras analisadas.

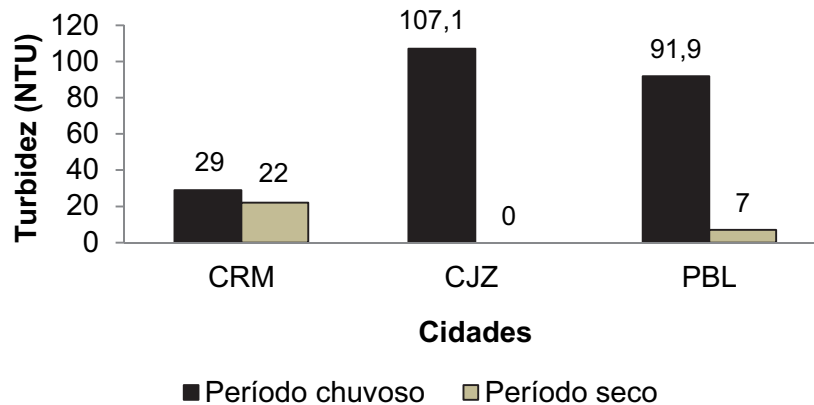


Figura 20 – Valores médios de turbidez da água do rio Piancó, nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Valores de turbidez mais baixos (0,0 - 22 NTU) foram observados no período seco e valores mais altos foram encontrados no período chuvoso. Desta forma, pode-se afirmar que o aumento da vazão influenciou diretamente no aumento da turbidez.

Segundo Santos *et al.* (2013), tal comportamento pode ser explicado devido ao fato de que durante as cheias, partículas de solo são carregadas para os rios em que a cobertura vegetal, em sua grande parte, é constituída de pastagens degradadas. De acordo com a Cetesb (2010), o aporte maior de água também ocasiona o revolvimento e o transporte dos sedimentos presente no fundo do rio, a erosão das margens por falta de vegetação ripária, folhagens e galhos de árvores que são levados para dentro do corpo hídrico por ação dos ventos e da correnteza. Detritos orgânicos como algas, bactérias, plâncton, dentre outros, também interferem na turbidez (por biogênese) da água.

O município de CJZ apresentou valor médio superior a 100 NTU (107,1 NTU) no período chuvoso, não atendendo ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Uma água com alto índice de turbidez compromete as reações fotossintéticas da vegetação enraizada submersa e das algas, principalmente, em

águas paradas ou mesmo em rios de baixa turbulência, uma vez que ocorre a redução da penetração da luz solar, o que reflete na quantidade de oxigênio dissolvido na água (Cetesb, 2007; Fritzsons, *et al.*, 2003), fato que pode ser observado em CJZ, que apresentou quantidade de OD de $5,1 \text{ mg.L}^{-1}$ também no período chuvoso.

O desenvolvimento reduzido das plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar a comunidade biológica aquática. Também afeta o uso doméstico, industrial e recreacional dos corpos d'água (Imhoff; 1996; Cetesb, 2007; Cetesb, 2010). Segundo Paterniani *et al.*, (1994), a turbidez é ainda responsável pelo entupimento de emissores para a irrigação.

A turbidez utilizada isoladamente não é um parâmetro confiável para efeitos de contaminação, ela deve ser utilizada com outras análises que garantam maior confiabilidade aos resultados.

No período seco, os valores de turbidez obtidos foram muito baixos, o que pode ser interpretado como o resultado da baixa vazão do rio nesse período, favorecendo à sedimentação de sólidos.

4.4.7 Oxigênio dissolvido (OD) e saturação de OD (%OD)

A Figura 21 apresenta os valores médios de OD obtidos, a partir das análises efetuadas.

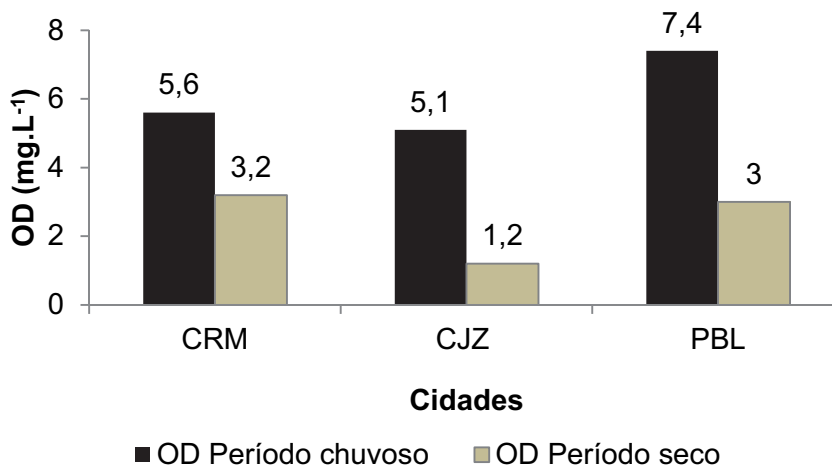


Figura 21 – Quantidade de OD (mg.L^{-1}) na água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Ao avaliar os dados obtidos em campo, observaram-se concentrações de OD entre 1,2 mg. e 3,2 mg.L⁻¹ no período seco, o que corresponde a uma variação de saturação de oxigênio dissolvido de 15,9 a 42,3 %OD, sendo consideradas, sob este aspecto, como águas poluídas.

No período chuvoso, as concentrações de OD variaram de 5,1 a 7,4 mg.L⁻¹, correspondendo a saturações de OD de 73,4 a 97,3%, estando dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA ($\geq 5,0$ mg. L⁻¹).

O OD é vital para a respiração de microrganismos e outras formas aeróbicas de vida, sendo que a sobrevivência dos peixes exige concentrações mínimas de OD não inferior a 4,0 mg.L⁻¹ e entre 10 e 60% de saturação, dependendo da espécie e outras características do sistema aquático (Orssatto, 2008).

Os valores de OD observados no período seco indicam que, o aumento da temperatura acelerou o metabolismo microbiano, intensificando a decomposição da matéria orgânica e desoxigenando a água. Segundo a Cetesb (2012), quando esse aumento de temperatura é associado ao fator de diminuição da solubilidade do oxigênio pode tornar o meio impróprio para a sobrevivência dos peixes.

Esteves (1998) afirma que a atmosfera e a fotossíntese são as principais fontes de oxigênio para as águas fluviais. Por outro lado, as perdas de oxigênio se devem ao consumo pela decomposição da matéria orgânica, trocas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos. Para Sperling (2005), valores de OD inferiores à saturação são indicativos da presença de matéria orgânica, provavelmente, proveniente de esgoto.

Outro ponto que merece destaque, diz respeito à elevada saturação de OD no ponto PBL (97,3%, período chuvoso), o que pode revelar a capacidade de autodepuração do rio, após sua passagem por uma zona contendo muitas espécies vegetais, como taboas e aguapés. De acordo com Jordão *et al.* (2007), uma concentração apropriada de oxigênio dissolvido é essencial à manutenção dos processos naturais de autodepuração em sistemas aquáticos.

Segundo Diniz *et al.* (2005), as regiões de transição solo/água com macrófitas aquáticas, também chamadas *wetlands* ou terras úmidas são ecótonos e tem papel significativo em processar nutrientes, adsorver substâncias tóxicas, e em regular o fluxo hidráulico.

4.4.8 Ânions principais

4.4.8.1 Série nitrogenada: Nitrito e Nitrato

A Figura 22 mostra um gráfico representativo dos valores médios de nitrito e nitrato, encontrados nas amostras de água analisadas.

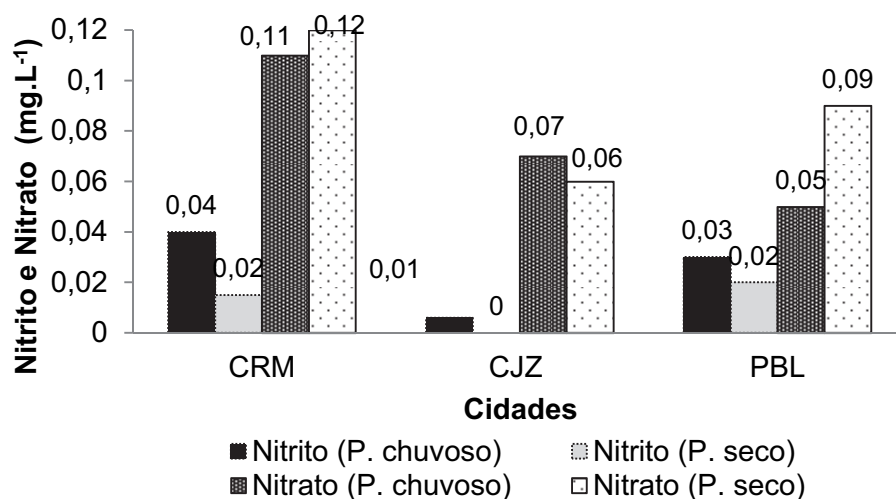


Figura 22 – Valores médios de nitrito e nitrato encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os valores de nitrito encontrados, nesse trabalho, variaram de 0,0 a 0,04 mg.L⁻¹, sendo maiores no período chuvoso. Os valores de nitrato variaram de 0,05 a 0,12 mg.L⁻¹, com concentrações mais elevadas no período seco, em COR e PBL, locais que estavam recebendo os despejos de efluentes domésticos, entretanto tais valores não superaram os limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe II, que é de 1,0 mg.L⁻¹ para nitrito, e 10 mg.L⁻¹ para nitrato.

A presença de compostos de nitrogênio nos seus diferentes estados de oxidação é indicativo de contaminação do aquífero e de possíveis condições higiênico-sanitárias insatisfatórias (Branco, 1986).

O nitrato (NO₃⁻) é um dos íons mais encontrados em águas naturais, geralmente, ocorrendo em baixos teores nas águas superficiais, mas podendo atingir altas concentrações em águas profundas (Apha *et al.*, 2012). As concentrações são muito baixas porque ele é utilizado em mecanismos bioquímicos de solos e plantas e em processos de denitrificação. Entretanto, esses processos não utilizam todo o

nitrito adicionado ao solo por fertilizantes ou por efluentes domésticos, podendo tornar-se um contaminante de águas subterrâneas, agente de eutrofização de águas superficiais e prejudicial para a saúde humana em concentrações acima de 10 mg.L^{-1} (Brasil, 2004; 2005).

A presença de baixas concentrações de nitrito pode indicar que o nitrogênio esteja presente na forma orgânica ou amoniacal, sugerindo a poluição do rio Piancó por esgotos domésticos, com concentrações de nitrito pequenas e possível predominância das formas intermediárias do ciclo geoquímico (orgânica, de nitrito e de amônia), provenientes de dejetos orgânicos lançados ao ambiente.

Por ser um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, o nitrogênio atua como fator limitante na produção primária de ecossistemas, sendo que concentrações elevadas desse nutriente favorecem esta produção. Por isso, é um dos nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização e, conseqüentemente, influencia na quantidade de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e clorofila existente no meio, podendo causar a diminuição da biodiversidade existente no local (Wetzel, 2001; Esteves, 1998).

4.4.8.2 Cloretos, bicarbonatos e sulfatos

A Figura 23 apresenta os valores médios de cloretos e bicarbonatos, encontrados nas amostras de água analisadas.

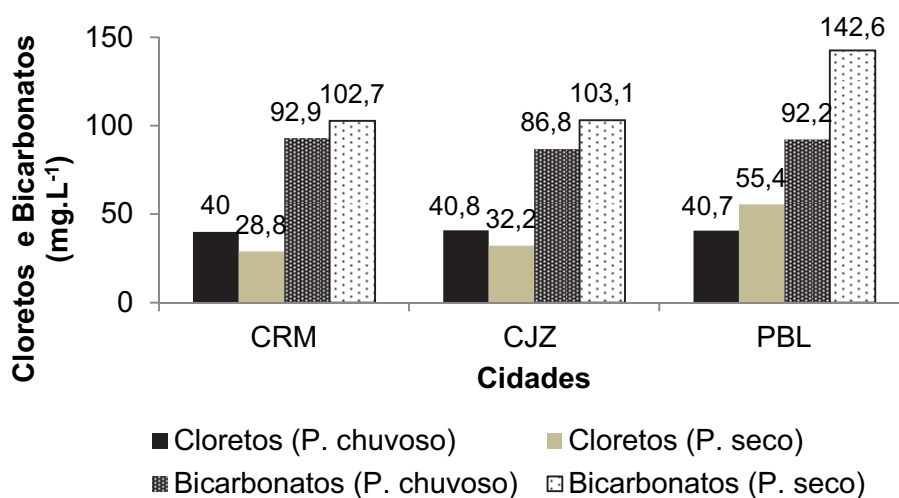


Figura 23 – Concentrações médias de cloretos e bicarbonatos em amostras de água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os sulfatos foram encontrados em quantidades pequenas, variando de 2,4 a 2,7 mg.L⁻¹ no período seco e de 0 a 0,2 mg.L⁻¹ no período chuvoso.

Nas águas do rio Piancó, coletadas nos períodos chuvoso e seco, foram encontradas, respectivamente as seguintes concentrações médias de ânions: bicarbonato (HCO₃⁻) = 90,4 e 116,1 mg.L⁻¹; cloreto (Cl⁻) = 40,5 e 38,8 mg.L⁻¹; sulfato (SO₄⁻²) = 0,1 e 2,5 mg.L⁻¹.

Como pode ser observado, nessas águas, os íons bicarbonatos são os que predominam, tanto no período seco como no período chuvoso. Considerando as concentrações médias dos ânions nas águas tem-se a sequência decrescente HCO₃⁻>Cl⁻>SO₄⁻² nos dois períodos deste estudo.

Houve pouca variação entre as concentrações dos ânions no período chuvoso. Já no período seco, observou-se variações maiores, principalmente para os bicarbonatos e os cloretos. Mesmo assim, tais variações estiveram abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que prevê limite de 400 mg.L⁻¹ para íons bicarbonatos e 250 mg.L⁻¹ tanto para cloretos como para sulfatos.

Para ambos os períodos investigados, as águas analisadas possuíram valores de alcalinidade total dentro dos normais.

Comparando as concentrações dos ânions presentes nas amostras de água, observa-se que elas aumentaram do período chuvoso para o período seco, corroborando com a afirmativa de que no período chuvoso os elementos encontram-se em menores concentrações nas águas devido ao efeito de diluição das chuvas. Já para o período seco, devido à diminuição das precipitações, ocorre a concentração dos mesmos. A única exceção foi em PBL, onde a quantidade de cloretos foi maior no período chuvoso.

Entretanto, para nenhum município, o valor máximo permitido (VMP) superou os 250mg/L estabelecidos como padrão de aceitação de consumo humano pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde. O íon Cl⁻, mesmo em concentrações razoáveis, não é prejudicial aos seres humanos, porém acima desse valor, conferem um sabor salgado que é desagradável para muitos consumidores (Brasil, 2011; Rocha *et al.*, 2006).

De acordo com Fernandes Filho (2013), por ser muito solúvel, o íon Cl⁻ aporta nas águas naturais de vários modos: um deles é por descarga de águas residuais domésticas que contém, em média, mais de 15 mg/L de íon Cl⁻ que a água de abastecimento original continha.

Os sulfatos também não tiveram valores excedentes ao máximo permitido, para rios classe II, mas a sua presença em águas superficiais, decorre através das descargas de esgotos domésticos (por exemplo, através da degradação de proteínas). A predominância dos íons bicarbonato podem ter contribuído com o pH mais alcalino, encontrado durante o período seco, pelo menos para COR e CJZ.

4.4.9 Cátions principais

Os valores médios obtidos para os cátions principais estão representados na Figura 24 (a – b).

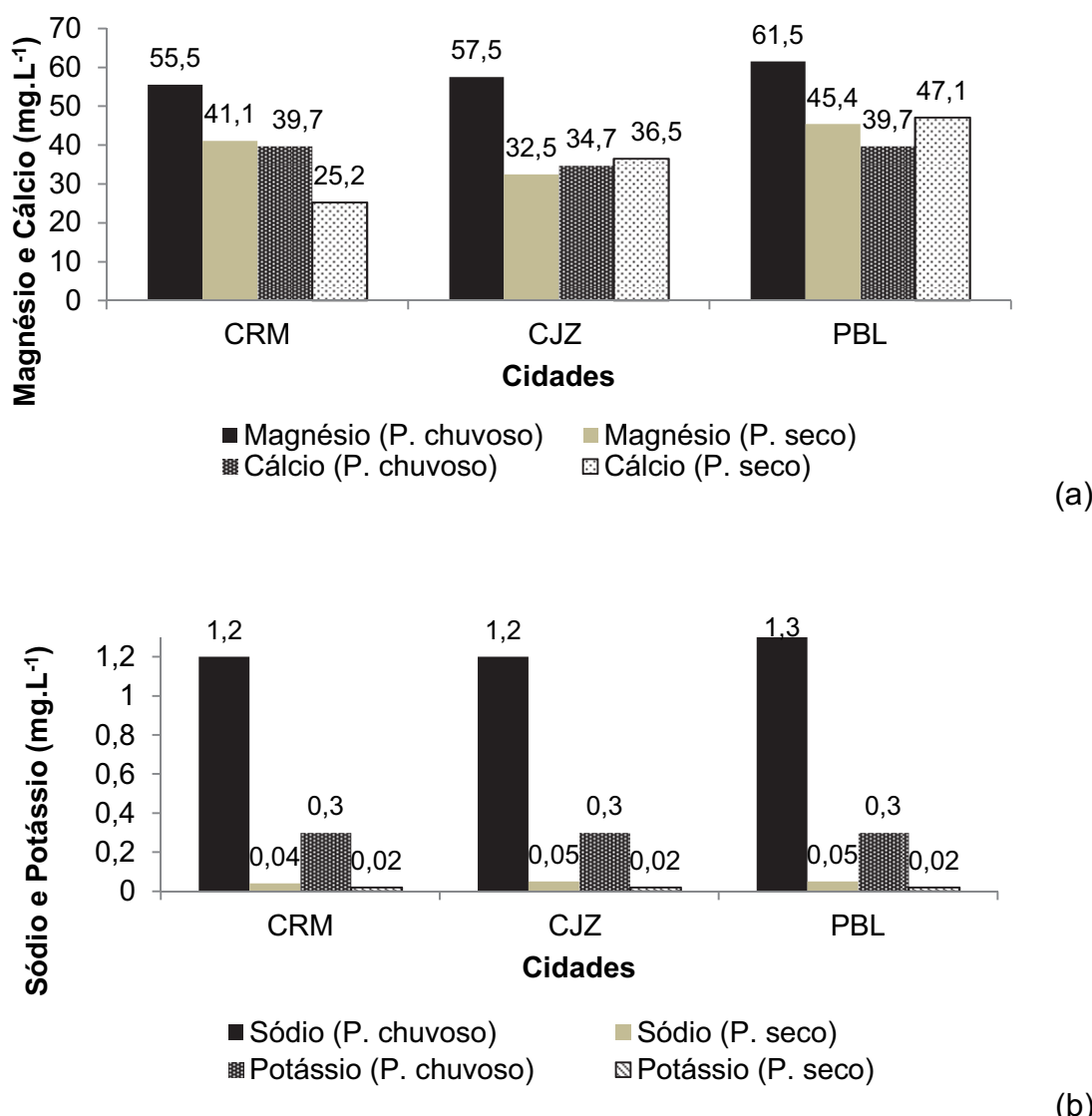


Figura 24 – Valores médios dos cátions principais encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Nas águas do rio Piancó, coletadas nos períodos chuvoso e seco, foram encontrados, respectivamente, as seguintes concentrações médias: cálcio (Ca^{2+}) = 38,0 e 36,3 mg.L^{-1} ; magnésio (Mg^{2+}) = 58,2 e 39,7 mg.L^{-1} ; sódio (Na^+) = 1,2 e 0,04 mg.L^{-1} e potássio (K^+) = 0,3 e 0,02 mg.L^{-1} . Todos os teores de Na^+ , K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} diminuíram do período chuvoso para o período seco.

Os cátions mais representativos nas amostras de água coletadas foram Mg^{2+} e Ca^{2+} . O íon Mg^{2+} é o que predomina entre os cátions presentes na água do rio, tanto no período chuvoso como no período seco. Em uma sequência decrescente, as concentrações médias dos cátions nas águas foram de $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$.

A concentração dos cátions nas águas, muitas vezes, é o reflexo de suas concentrações nos solos do entorno da fonte de água.

Em relação às épocas de amostragem, tem-se que as concentrações de cátions, em média, aumentaram no período chuvoso. Já o íon cálcio apresentou padrão diferente em CJZ e PBL, aumentando seu valor no período seco. Esse aumento era esperado, uma vez que no período seco a baixa precipitação pluviométrica e a evaporação da água provocam um aumento na concentração dos elementos nas águas.

Mendes; Chaves e Chaves (2008) afirmam que nos solos da região semiárida, devido seu baixo grau de intemperismo e serem poucos lixiviados, em decorrência das baixas precipitações pluviométricas da região, ocorrem elevados teores de cátions, o que possivelmente tem refletido nos teores das águas.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limites para a quantidade dos cátions, entretanto, o monitoramento de tais parâmetros torna-se eficaz na avaliação da qualidade da água, uma vez que íons cálcio e magnésio podem interferir diretamente na Dureza Total da água, causando danos à saúde e problemas para a indústria.

De acordo com Tomaz (2012), as concentrações elevadas de cálcio e magnésio produzem na água um gosto salobro e efeitos biológicos adversos, não eliminam a sede e podem ter efeitos laxativos. “As pessoas expostas a quantidades de magnésio maiores do que estão acostumadas podem sofrer distúrbios intestinais temporários”.

Entretanto, de acordo com os dados obtidos nesse estudo e conforme os limites estabelecidos pela OMS (1999) em relação aos valores máximos permissíveis dos cátions (cálcio, magnésio e potássio) presentes nas águas

utilizadas para consumo humano, pode-se dizer que com relação a estes elementos, as águas coletadas nos dois períodos do ano são consideradas próprias para consumo. Com relação ao íon sódio, a Portaria nº 2.914/2011 reconhece valor máximo permissível de 200 mg.L⁻¹ (Brasil, 2011).

4.4.10 Dureza total

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não apresenta valores máximos para a dureza total. Entretanto, de acordo com a Portaria nº 2.914/2011, o valor máximo de dureza na água permitido para consumo humano é de 500 mg.L⁻¹ CaCO₃ (BRASIL, 2011).

Os valores médios de dureza total encontrados para as amostras de água analisadas, estão representados na Figura 25.

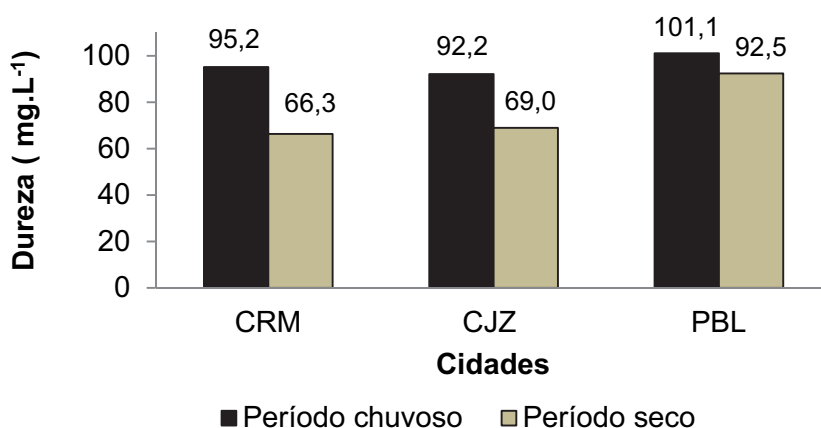


Figura 25 – Valores médios de dureza total encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Sendo assim, pode-se dizer que todas as amostras da água coletadas são consideradas próprias para consumo. As amostras apresentaram valores de Dureza total entre 50-150 mg.L⁻¹ CaCO₃, sendo classificadas como moderadamente duras, de acordo com estudos da UFV (2008).

No período chuvoso, o valor médio foi de 96,2 mg.L⁻¹ (55,7 a 142,6 mg.L⁻¹), já no período seco, o valor médio foi de 76,0 mg.L⁻¹ (61 a 117,4 mg.L⁻¹).

Como a dureza da água é uma propriedade que está relacionada com a concentração de íons de determinados minerais dissolvidos nesta substância, predominantemente, causada pela presença de sais de cálcio e magnésio, os dados

encontrados estão de acordo com o resultado obtido para as concentrações dos cátions presentes na água.

Coremas (CRM) apresentou aumento no valor médio da Dureza, no período seco, bem como aumento do pH, o que pode estar relacionado com as concentrações de sais de bicarbonatos nesse município, possivelmente como consequência da evaporação das águas.

A UFV (2008) e Roloff (2006) indicam que a dureza da água causa sabor desagradável, efeitos laxativos e reduz a formação da espuma do sabão.

4.4.11 Fósforo total

A Figura 26 apresenta os valores médios de fósforo total encontrados para as amostras de água analisadas.

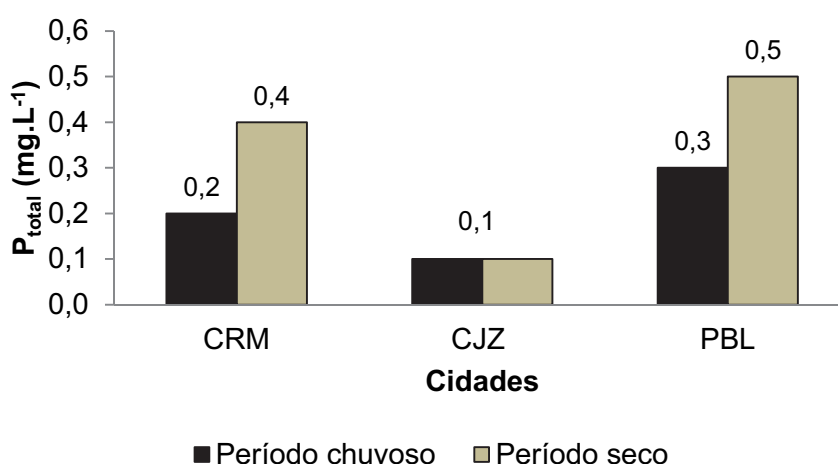


Figura 26 – Valores médios de fósforo total encontrados na água do rio Piancó nos municípios de Coremas Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Como pode ser visto, os valores encontrados variaram de 0,1 a 0,3 $mg.L^{-1}$ no período chuvoso e de 0,1 a 0,5 $mg.L^{-1}$ no período seco. Ou seja, com o aumento da vazão, houve a diminuição dos valores de fósforo, sendo possível compreender esse fato, porque quando o rio está muito cheio ou em períodos de maior precipitação, os nutrientes encontram-se diluídos.

Em todos os pontos, a concentração de fósforo total estavam acima do permitido para rios classe II, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, que é de $\leq 0,05 mg.L^{-1}$ de fósforo total. A presença elevada de fósforo pode ser explicada pela

descarga de efluentes, especialmente, domésticos, provavelmente, na forma de detergentes, em locais onde não há separação das galerias de águas pluviais da rede coletora de esgoto, melhor observado em CRM e PBL

A grande quantidade de fosfato pode ser considerada como um fator desencadeador do processo de eutrofização destas águas, tanto quanto nitrato, e assim, provocam o crescimento acelerado de algas e macrófitas aquáticas, que intensificam a produção primária e aumentam a concentração de clorofila, alterando, como consequência, as características químicas e físicas do meio, conferindo odor e gosto desagradáveis, além de contribuir para a redução dos teores de oxigênio dissolvido, podendo provocar a morte de diversos organismos (Buzelli e Cunha-Santino, 2013; Esteves, 1998; Sardinha *et al.*, 2008; Sperling, 2005).

De acordo com Sperling (2005), a ocorrência por ação humana pode advir do uso de fertilizantes, despejos domésticos e industriais, detergentes e excrementos animais, bem como pelo uso de agrotóxicos. Sendo assim, acredita-se que a elevada presença de fósforo total, verificada nas amostras, indica um péssimo manejo do solo nas lavouras e pastagens da Bacia.

Segundo Suassuna e Audry (1992), os rios perenizados se destacam com águas de melhor qualidade e menor variação sazonal. É claro, que neste, caso, esta qualidade reflete estritamente a do reservatório de regularização, o que leva a se ter prudência diante deste resultado, sabendo-se que os açudes podem apresentar qualidade diversificada.

4.4.12 Análise estatística

A partir dos resultados encontrados com a análise das variáveis limnológicas (parâmetros físico-químicos), foi aplicado o teste estatístico ANOVA paramétrica *one-way* aos resultados, comparando as médias das variáveis de acordo com os pontos de coleta (Coremas, Cajazeirinhas e Pombal), conforme pode ser visto da Tabela 8.

As medidas descritivas dos parâmetros físico-químicos da água do rio Piancó-PB, por municípios, encontram-se no Apêndice B.

Tabela 8 – Comparação das médias dos parâmetros de água do rio Piancó-PB, segundo municípios (CRM, CJZ e PBL).

Parâmetros da água	Sig. <i>p</i> -valor	Parâmetros da água	Sig. <i>p</i> -valor
Temperatura	0,874	NO ₂	0,181
CE	0,564	NO ₃ ^(a)	0,417
Turbidez	0,859	Cl ⁻	0,307
ORP	0,753	SO ₄ ⁻²	0,981
pH ^(a)	0,705	Na ⁺	0,994
SAL (%)	0,569	K ⁺	1,000
OD (%)	0,718	Ca ⁺²	0,491
DUREZA	0,772	Mg ⁺²	0,897
OD	0,601	P _{total}	0,144
STD	0,600	HCO ₃ ⁻	0,392

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Homogeneidade, rejeita a hipótese Ho: igualdade de variâncias, significância *p*-valor <0,05. OBS: Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

Os resultados do teste não forneceram diferença significativa entre as médias das variáveis analisadas, por municípios, sendo *p*-valor > 0,05 em cada análise, considerado. A partir disto, foi aplicado também o teste t para comparação das médias das variáveis limnológicas por período e o teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov, para verificar a normalidade dos dados (Tabela 9).

Tabela 9 – Comparação das médias dos parâmetros de água do rio Piancó-PB, de acordo com período (chuvoso x seco).

Parâmetros da água	Sig. <i>p</i> -valor ⁽⁺⁾	Parâmetros da água	Sig. <i>p</i> -valor ⁽⁺⁾
Temperatura	0,486	NO ₂	0,271
CE	0,129	NO ₃	0,686
Turbidez ^(a)	0,133	Cl ⁻	0,828
ORP ^(a)	0,151	SO ₄ ⁻²	0,000**
pH ^(a)	0,956	Na ⁺ ^(a)	0,000**
SAL (%)	0,174	K ⁺ ^(a)	0,000**
OD (%) ^(a)	0,011*	Ca ⁺²	0,822
DUREZA ^(a)	0,329	Mg ⁺² ^(a)	0,199
OD	0,013*	P _{total} ^(a)	0,257
STD	0,123	HCO ₃ ⁻	0,184

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Levene, rejeita a hipótese Ho: igualdade de variâncias, significância *p*-valor <0,05

⁽⁺⁾ Teste t resultado significativo, ^(*) *p*-valor < 0,05 e ^(**) *p*-valor < 0,01.

De acordo com os resultados do teste t, apenas %OD, OD, SO₄⁻², Na⁺ e K⁺ forneceram diferença significativa (*p*-valor < 0,05 e *p*-valor < 0,01) em comparação

aos períodos (Apêndice C), apresentando médias superiores no período chuvoso, com exceção de SO_4^{-2} . A Tabela 10 apresenta o resultado do teste de correlação de Pearson, para os parâmetros físico-químicos.

Tabela 10 – Correlação de Pearson entre os parâmetros d'água no rio Piancó-PB.

	pH	Dureza	Cl⁻	Ca²⁺	HCO₃⁻
Temperatura	r=0,638* Sig p=0,026	r=0,629* Sig p=0,029	r=0,671* Sig p=0,017	r=0,636* Sig p=0,026	r=0,701* Sig p=0,035
	pH	Salinidade	Dureza	STD	Mg²⁺
Turbidez	r=0,614* Sig p=0,034	r=-0,697* Sig p=0,012	r=0,681* Sig p=0,015	r=-0,850** Sig p=0,000	r=0,712** Sig p=0,009
	Turbidez	Salinidade	STD	HCO₃⁻	
CE	r=-0,827** Sig p=0,001	r=0,896** Sig p=0,000	r=0,999** Sig p=0,000	r=0,821** Sig p=0,007	
	OD	SO₄²⁻	Na⁺	K⁺	
%OD	r=0,986** Sig p=0,000	r=-0,632* Sig p=0,027	r=0,698* Sig p=0,012	r=-0,683* Sig p=0,014	
	NO₂	Cl⁻	Ca²⁺	Mg²⁺	
Dureza	r=0,729** Sig p=0,007	r=0,761* Sig p=0,004	r=0,874** Sig p=0,000	r=-0,966** Sig p=0,000	
	STD	Ca²⁺	Mg²⁺	P_{total}	
HCO₃⁻	r=0,819** Sig p=0,007	r=0,815** Sig p=0,007	r=0,833** Sig p=0,005	r=0,757* Sig p=0,018	
	%OD	OD	P_{total}		
ORP	r=0,637* Sig p=0,026	r=0,598* Sig p=0,040	r=-0,640* Sig p=0,025		
	Salinidade	Dureza	Mg²⁺		
pH	r=-0,722** Sig p=0,008	r=0,701* Sig p=0,011	r=0,720** Sig p=0,008		
	%OD	STD	HCO₃⁻		
Salinidade	r=-0,615* Sig p=0,033	r=0,890** Sig p=0,000	r=-0,753* Sig p=0,019		
	SO₄²⁻	Na⁺	K⁺		
OD	r=-0,581* Sig p=0,047	r=0,681* Sig p=0,015	r=-0,670* Sig p=0,017		
	Cl⁻	Ca²⁺	Mg²⁺		
NO₂	r=0,596** Sig p=0,041	r=0,639* Sig p=0,025	r=0,703* Sig p=0,011		
	Ca²⁺	Mg²⁺	HCO₃⁻		
Cl⁻	r=0,838** Sig p=0,001	r=0,643* Sig p=0,024	r=-0,895** Sig p=0,001		
	Na⁺	K⁺			
SO₄⁻²	r=-0,927** Sig p=0,000	r=-0,914** Sig p=0,000			
	K⁺				
Na⁺	r=0,998** Sig p=0,000				
	Mg²⁺				
Ca²⁺	r=0,718** Sig p=0,009				

(*)Correlação significativa ao nível de 5% (p-valor<0,05);

(**)Correlação significativa ao nível de 1% (p-valor<0,01)

De acordo com a Tabela 10, pode-se observar que NO_3 foi o único parâmetro que não teve correlação com nenhum outro parâmetro considerado. Já o HCO_3^- foi o parâmetro que teve o maior número de correlações (8), seguido da Dureza Total (7).

Os íons bicarbonato (HCO_3^-) se correlacionaram positivamente com temperatura, CE, STD, Ca^{2+} , Mg^{2+} , P_{total} e negativamente com a salinidade e Cl^- .

A dureza total da água se correlacionou positivamente com temperatura, turbidez, NO_2 , Cl^- , Ca^{2+} e pH e negativamente com Mg^{2+} .

4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO

4.5.1 Granulometria

As amostras de solo de cada localidade foram caracterizadas, através da análise granulométrica, conforme pode ser visto na Tabela 11.

Tabela 11 – Teores de areia, argila e silte dos solos amostrados.

Pontos Amostrais	Granulometria (%)		
	Areia	Silte	Argila
CRM	76,82	22,17	1,01
CJZ	72,70	23,23	4,07
PBL	76,79	20,15	3,06

De acordo com a Tabela 11, o solo se caracteriza por um baixo teor de argila e silte e alto teor de areia. Essas características foram observadas em todos os pontos amostrais, possibilitando o enquadramento na classe textural “Areia franca” ou “Franco arenoso” (Embrapa, 2006).

A textura do solo é considerada como uma propriedade básica do solo, uma vez que não é prontamente sujeita a mudanças. A determinação das proporções dos diferentes tamanhos de partículas é importante para o entendimento do comportamento e manejo do solo.

4.6 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO

4.6.1 Condutividade elétrica

Os valores médios de condutividade elétrica (CE) observados no solo podem ser vistos na Figura 27.

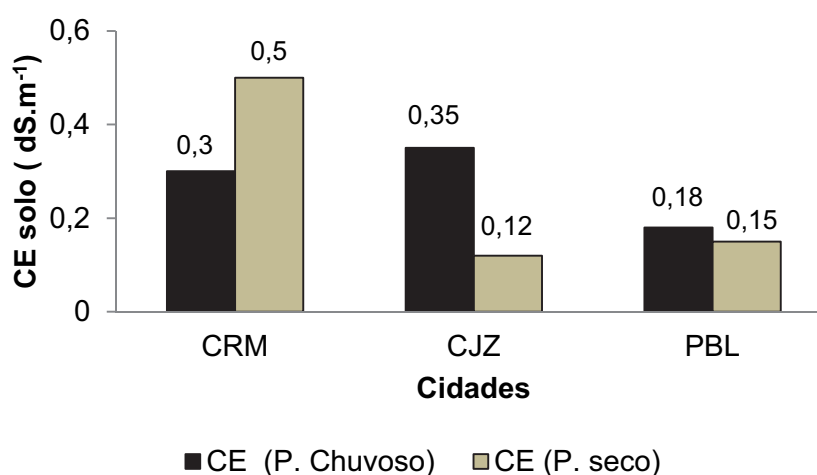


Figura 27 – Valores médios de CE dos solos (suspenção solo-água) das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

A CE do solo foi, em média, maior no período chuvoso (0,28 dS.m⁻¹), que no período seco (0,26 dS.m⁻¹), com exceção de CRM, que apresentou alta CE no período seco.

Tais resultados apontam para uma maior quantidade de sais presentes no solo no período chuvoso, proveniente do aporte de nutrientes advindos das cheias. De acordo com Volkweiss (1989), quanto maior a concentração de sais no solo menor será o seu pH em água, porque os sais deslocam o H⁺, principalmente, o trocável, aumentando a concentração destes íons na solução do solo. Ao analisar a Figura 16, sobre o pH das águas do rio Piancó, comprovou-se essa informação.

Os efeitos imediatos da salinidade sobre os vegetais são a seca fisiológica, o desequilíbrio nutricional, devido ao aumento da concentração de determinados íons, inibindo a absorção de outros nutrientes; além do efeito tóxico de certos íons em concentração elevada, como, particularmente, o cloro, sódio e boro (Ferreira e Ruiz, 2007).

O solo é considerado salino quando apresenta condutividade elétrica superior a 4 ds.m^{-1} . Entretanto, diante dos valores de CE encontrados para as amostras de solo, pode-se dizer que eles não são salinos, o que se deve, possivelmente, à irrigação adequada e à uma boa drenagem do solo, o que evita o acúmulo de sais nas camadas superficiais.

4.6.2 pH do solo

Os valores de pH (suspensão solo - água) das amostras de solo podem ser observados na Figura 28.

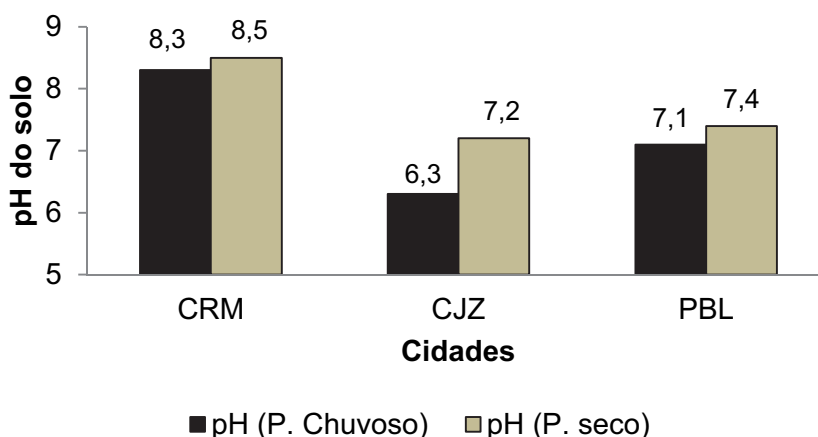


Figura 28 – Valores de pH dos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os valores médios de pH variaram de 6,3 a 8,5 (ligeiramente ácidos a moderadamente alcalinos). Maiores variações de pH foram observadas em CRM, no período seco (8,2) e no período chuvoso (8,5). Segundo Brady (1983) e Santos (2008) quando o pH do solo se encontra muito elevado, isto é, acima de 8,0, indica a ocorrência de carbonato de cálcio e/ou magnésio livres e baixas disponibilidades de ferro, manganês e zinco para o vegetal, também interferindo em seu desempenho.

Com o pH acima da neutralidade, as plantas tendem a sofrer deficiência de alguns nutrientes. Para Malavolta (1979), a faixa adequada para a maioria das plantas é entre 6 – 6,5. Ele afirma, também, que quando o pH é menor, o alumínio é mais solúvel para as plantas, podendo até ser tóxico. Santos (2008) acredita que solos que têm o pH entre 5,8 e 7,5 tendem ser livres de problemas do ponto de vista do crescimento de plantas.

A amostra de solo de CJZ, do período chuvoso, teve pH ligeiramente ácido, igual a 6,3. Foi nessa amostra, também, que o teor de alumínio apresentou valor de $0,4 \text{ cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$, ressaltando o efeito do pH na disponibilidade dos nutrientes. Em todas as outras amostras, o solo se comportou com pH variando de 7,1 a 8,5 (neutro a moderadamente alcalinos).

4.6.3 Complexo sortivo e nutrientes

Os atributos químicos do complexo sortivo do horizonte estudado, bem como o teor de nutrientes encontrados, estão apresentados na Tabela 12 e nas figuras, a seguir.

Tabela 12 – Atributos químicos das amostras de solo, na profundidade 0 – 20 cm (horizonte A), na área de estudo.

Atributos químicos	Período chuvoso			Período seco		
	CRM	CJZ	PBL	CRM	CJZ	PBL
Ca^{2+} ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	8,75	5,05	3,13	12,25	3,20	3,77
Mg^{2+} ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	1,95	2,27	3,13	2,10	2,44	2,18
Na^+ ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	0,94	0,43	0,30	0,48	0,32	0,48
K^+ ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	0,34	0,63	0,28	0,19	0,37	0,42
S (\sum bases) ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	11,98	8,38	6,84	15,02	6,33	6,85
H^+ ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	0	3,16	0	0	0	0
Al^{+3} ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	0	0,40	0	0	0	0
T (CTC) ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	11,98	11,94	6,84	15,02	6,33	6,85
t ($\text{CTC}_{\text{efetiva}}$) ($\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$)	11,98	8,78	6,84	15,02	6,33	6,85
V (%)	100	70,20	100	100	100	100
m (%)	0	4,6	0	0	0	0
PST (%)	7,8	3,6	4,4	3,2	5,0	7,0
MO ($\text{g}.\text{kg}^{-1}$)	9,0	8,2	2,5	19,2	20,0	6,4
N ($\text{g}.\text{kg}^{-1}$)	0,5	0,5	0,2	1,1	1,1	0,3
P assimilável ($\text{mg}.\text{100g}^{-1}$)	4,5	4,5	3,7	3,3	3,3	4,5
Corg. ($\text{g}.\text{kg}^{-1}$)	5,2	4,8	1,4	11,1	11,5	3,7

S (Soma de bases = $\sum \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \text{Na}^+, \text{K}^+$); T ou CTC (Capacidade de troca de cátions = \sum bases + H^+ + Al^{+3}); "t" ou $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ ($t = S + \text{Al}^{+3}$); V (%) (Percentagem por saturação de bases; $V (\%) = (100 \times S) / T$); m (%) = valor de saturação de alumínio no solo ($100 \times \text{Al}^{+3} / \text{CTC}_{\text{efetiva}}$); Percentual de saturação por sódio na CTC ($\text{PST} = \text{Na}^+ / T \times 100$).

4.6.3.1 Cátions principais

Os cátions mais representativos nas amostras de solo do rio Piancó foram Ca^{2+} e Mg^{+2} (Figura 29).

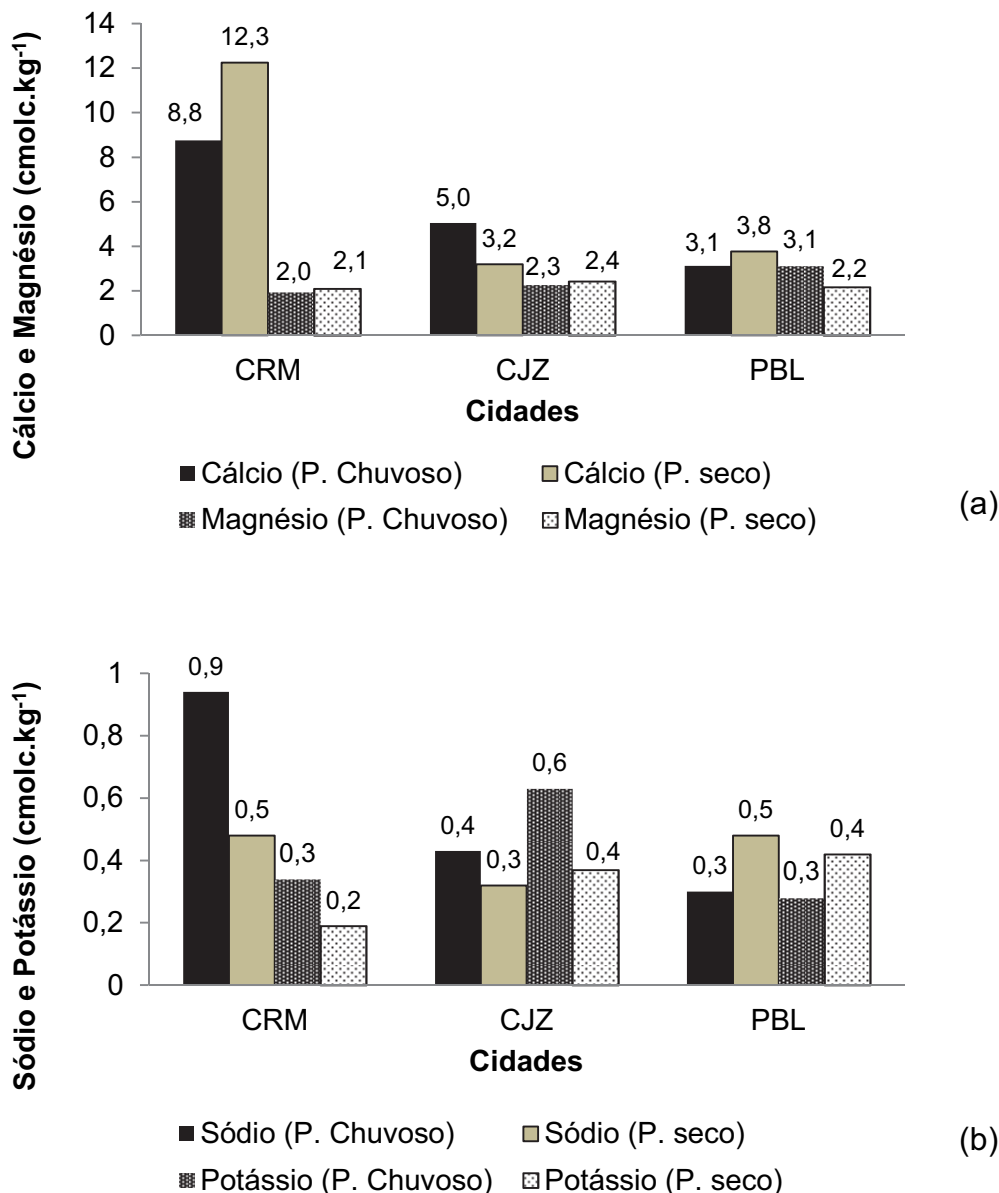


Figura 29 (a – b) – Concentrações médias de cátions principais presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

O íon Ca^{+2} é o que predomina entre os cátions presentes no solo das margens do rio Piancó, tanto no período chuvoso como no período seco. Em uma sequência decrescente, as concentrações médias dos cátions no solo foram de Ca^{2+}

> Mg^{2+} > Na^+ > K^+ , diferindo um pouco dos cátions presentes nas águas do rio, onde o íon magnésio predominou.

A análise do solo quanto a seus nutrientes, fornece uma visão sobre sua fertilidade. Os solos brasileiros, em geral, são ácidos e pobres em nutrientes. A calagem é a prática inicial para melhorar a fertilidade do solo. Com a aplicação do calcário está se neutralizando a acidez do solo e adicionando cátions trocáveis como o cálcio e o magnésio. Com o aumento do pH (na faixa de 6,5) consegue-se aumentar a disponibilidade dos nutrientes para serem absorvidos pelas plantas. Com a análise do solo é possível visualizar as deficiências de macros e micronutrientes e traçar um plano de adubação para promover o aumento da produtividade das culturas. A planta quanto mais produz, mais é exigente em quantidades maiores de nutrientes.

Os teores de Mg^{+2} e Ca^{+2} são usados como indicadores do nível de fertilidade do solo. A inter-relação entre os nutrientes cálcio e magnésio na nutrição vegetal está relacionada às suas propriedades químicas próximas, como o raio iônico, valência, grau de hidratação e mobilidade, fazendo com que haja competição pelos sítios de adsorção no solo, e na absorção pelas raízes. Como consequência, a presença de um pode prejudicar os processos de adsorção e absorção do outro, fato ocorrente para os íons Ca^{+2} e Mg^{+2} (Orlando Filho *et al.*, 1996).

Atualmente, a maioria dos trabalhos considera relações Ca:Mg entre 4:1 e 8:1 como adequadas para as plantas. Porém, de acordo com Medeiros *et al.* (2008), embora estabelecidas as relações Ca:Mg ideais para as plantas, não está claramente estabelecido ainda a partir de que proporção destes elementos na CTC começam a ocorrer problemas nutricionais nas plantas.

Neste trabalho, apenas CRM apresentou relação Ca:Mg de 4,5:1 (período chuvoso) e 6:1 (período seco). Tanto CJZ como PBL apresentaram relações abaixo da proporção 2,2:1 não sendo satisfatórias para as plantas.

Comparativamente aos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , os valores de Na^+ e K^+ foram bem mais baixos, o que pode ser explicado pelo fato do solo reter muito fracamente cátions monovalentes.

Segundo Fageria (2004), a maioria das culturas não responde em solos cujos teores de cálcio e magnésio sejam maiores que 2 cmolc.kg^{-1} e 1 cmolc.kg^{-1} , respectivamente, o que foi observado em todas as amostras de solo analisadas. Entretanto, sugere-se que, ao se pensar na produção de culturas anuais, a

concentração desses elementos seja avaliada não só na camada superficial como também em outros horizontes do solo e, que a prática da calagem seja efetuada de maneira adequada.

A porcentagem de saturação por sódio (PST < 15%) observada nas amostras não foi suficiente para conferir ao solo o caráter sódico. Uma vez que a condutividade elétrica apresentou-se menor que 4 dS.m⁻¹, eliminou-se a possibilidade de se tratar de solos salinos.

Com relação ao potássio, sabe-se que ele é um elemento imprescindível à vida vegetal, encontra-se nos solos sob a forma trocável, em teores muito baixos, como os observados neste estudo. Ele ativa algumas enzimas e desempenha um papel importante no equilíbrio de água nas plantas. É também essencial para algumas transformações de carboidratos.

4.6.3.2 Capacidade de Troca Catiônica

Segundo a Embrapa (2006), a CTC com valores inferiores a 14 cmol_c.Kg⁻¹ é considerada baixa, entre 14 e 19 média, e acima de 19 alta.

Os solos analisados apresentam capacidade de troca catiônica considerada baixa (CTC < 15), sendo sua maior parte ocupada por íons Ca⁺² e Mg⁺², o que caracteriza solos Podizólicos, arenosos e com pouca MO. Um valor baixo de CTC indica que o solo tem pequena capacidade para reter cátions em forma trocável; nesse caso, não se devem fazer as adubações e as calagens em grandes quantidades de uma só vez, mas sim de forma parcelada para que se evitem maiores perdas por lixiviação (Embrapa, 2010).

Uma exceção ocorreu no período seco, em CRM, que apresentou CTC > 15 cmol_c.Kg⁻¹ (média CTC), possivelmente, devido à presença de íons cálcio e magnésio em maior quantidade (Figura 28 a,b).

4.6.3.3 Saturação por bases (V%)

A saturação por bases (V%) é outra propriedade química do solo, importante para a produção das culturas. Pode ser definida como a proporção da CTC ocupada por bases trocáveis, que são potássio, cálcio, magnésio e sódio. Baixa porcentagem de saturação por bases significa predominância de hidrogênio e alumínio no

complexo de troca. Deficiências de cálcio, magnésio e potássio ocorrem, comumente, em solos com baixas CTC e saturação por bases (Fageria, 2004).

De acordo com o Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa (Embrapa, 2010), a saturação por bases é um excelente indicativo das condições gerais de fertilidade do solo, sendo utilizada até como complemento na nomenclatura dos solos. A maioria das culturas apresenta boa produtividade quando no solo é obtido valor V% entre 50 e 80%.

A partir dos resultados obtidos nesse trabalho, os solos analisados, mesmo apresentando baixa CTC, podem ser classificados como eutróficos (férteis), pois apresentaram valores de V% \geq 50%.

4.6.3.4 Valor de saturação de alumínio no solo (m%)

A saturação por alumínio é considerada um dos melhores índices para estimar o nível de toxidez de alumínio nos solos tropicais, sendo considerado tóxico para algumas culturas, como a do feijão, o valor de, aproximadamente, 10% (Fageria, 2004).

Sabe-se que quanto mais ácido o solo, maior o teor de alumínio trocável. De acordo com Raij (1991), o alumínio é a causa da acidez excessiva dos solos, sendo um dos responsáveis pelos efeitos desfavoráveis desta sobre os vegetais, por ser um elemento fitotóxico. Entretanto, Osaki (1991) afirma que, se o alumínio trocável não ultrapassar determinada porcentagem dos cátions existentes na CTC efetiva (dependendo da textura do solo), possivelmente não será maléfico.

No caso da amostra CJZ (período chuvoso), o valor de m% igual a 4,6, foi considerado como de baixa saturação no solo (ou pouco prejudicial). Todas amostras de solo apresentaram m% $<$ 50%, sendo classificadas como não-álidas.

4.6.3.5 Matéria orgânica e carbono orgânico

Os valores médios de matéria orgânica e carbono orgânico (g.kg^{-1}) estão representados na Figura 30.

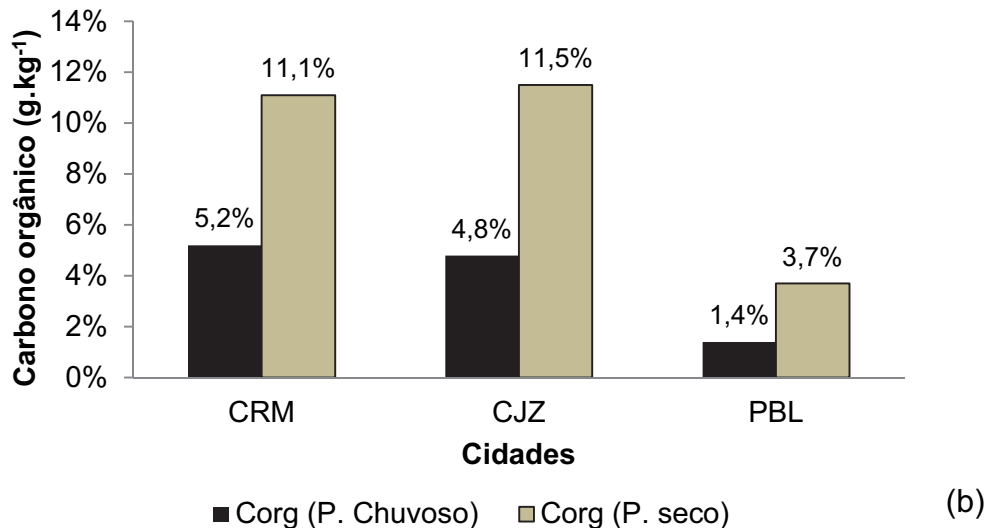
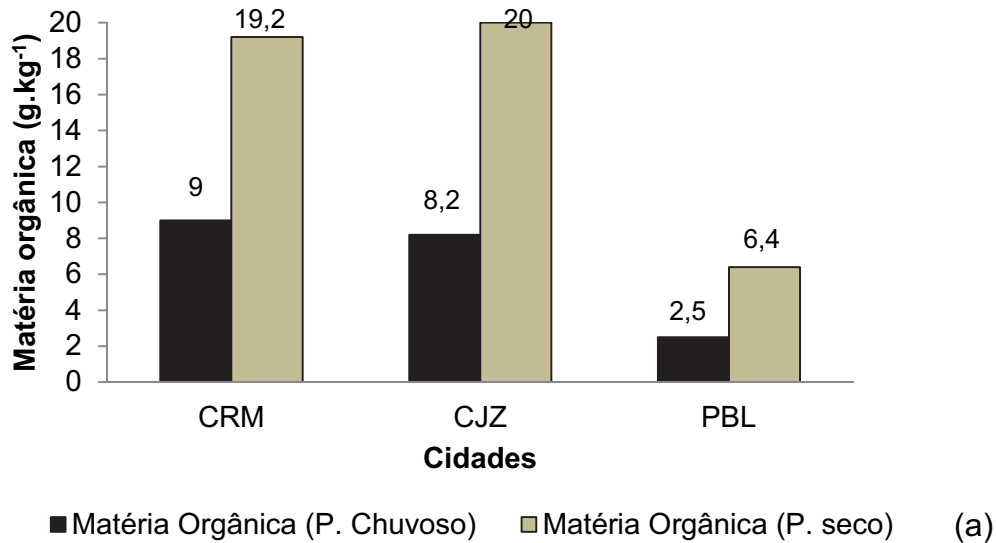


Figura 30 (a - b) – Concentrações médias de MO e C_{org} presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os valores de matéria orgânica encontrados nas amostras de solo variaram de 2,5 a 9,0 g.kg⁻¹ no período chuvoso e de 6,4 a 20 g.kg⁻¹ no período seco, quando houve um leve aumento devido ao acréscimo de nutrientes advindos, possivelmente, de material orgânico utilizado no preparo da terra para plantação à espera das chuvas.

Considerando-se o teor de 1,5% (15 g.kg⁻¹) de matéria orgânica no solo como um limite mínimo para a prática de uma agricultura de grãos, pode-se dizer, que apenas CRM e CJZ (período seco) apresentaram valores médios de MO (1,5 a 4,5%), sendo todas as outras amostras reconhecidas com valores baixos.

A perda de matéria orgânica é causada pela presença de uma quantidade reduzida de organismos em decomposição, ou um aumento da taxa de decomposição decorrente de alterações de fatores naturais ou antropogênicos. A matéria orgânica é considerada um componente essencial de um solo sadio; a sua perda resulta numa degradação deste.

O C_{org} foi encontrado em pequenas concentrações nas amostras (Figura 29). Houve correlação positiva, ao nível de 1% entre os teores de C_{org} e MO ($p < 0,01$; $r = 1,000$) e entre os valores de C_{org} e Nitrogênio ($p < 0,01$; $r = 0,998$) no horizonte estudado.

A matéria orgânica absorve água (tem capacidade para uma quantidade de água cerca de seis vezes superior ao seu peso), constituindo um fator vital para a vegetação em solos naturalmente secos e arenosos. Os solos grosseiros são mais arejados, resultando a presença de oxigênio numa decomposição mais rápida da matéria orgânica. A perda de matéria orgânica do solo reduz a capacidade de infiltração da água, aumentando as escorrências e a erosão. Esta, por sua vez, reduz o teor de matéria orgânica, uma vez que elimina as camadas superficiais férteis. Em condições de semi-aridez, este processo pode conduzir à desertificação (Soco, 2009).

4.6.3.6 Nitrogênio e fósforo assimilável

Os valores de nitrogênio encontrados nas amostras analisadas estão representados na Figura 31.

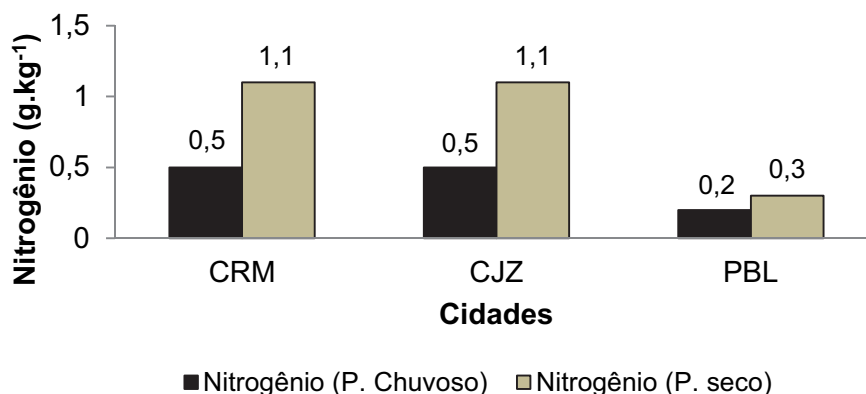


Figura 31 – Concentrações médias de nitrogênio presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

No período chuvoso, os valores de nitrogênio variaram de 0,2 a 0,5 g.kg⁻¹ e no período seco variaram de 0,3 a 1,1 g.kg⁻¹.

As principais fontes de nitrogênio são os fertilizantes químicos, que apresentam variações químicas e físicas. Devido a estas diferenças, cada fertilizante reage no solo de maneira diversa, e sua eficiência, como fonte de nitrogênio, também varia (Embrapa, 2004).

Os valores encontrados para o fósforo assimilável encontram-se na Figura 32.

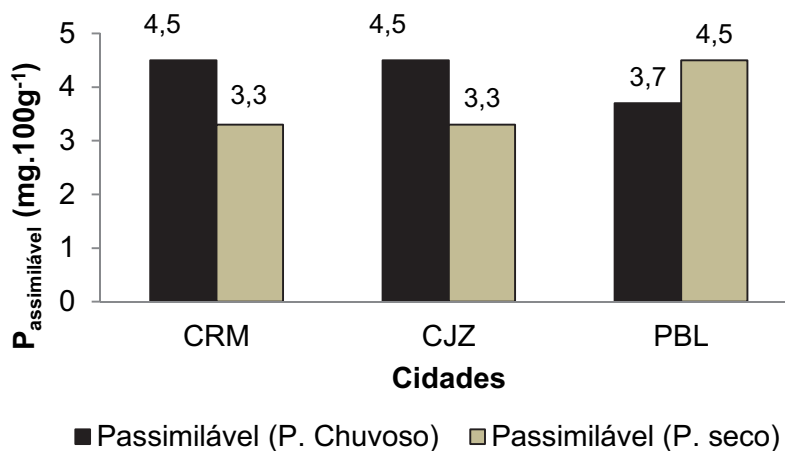


Figura 32 – Concentrações médias de fósforo assimilável presentes nos solos das margens do rio Piancó, nos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, no período de fevereiro a novembro de 2014.

Os valores encontrados para o fósforo assimilável variaram de 3,3 a 4,5 mg.100g⁻¹, sendo maiores as suas concentrações nos três municípios durante o período chuvoso e, em PBL (período seco), provavelmente, devido à concentração de poluentes.

Ao longo do curso do rio, sabe-se que existe grande atividade econômica em torno da agricultura e da pecuária. Dessa forma, as fontes de nitrogênio e fósforo podem estar relacionadas a excrementos de animais e/ou fertilizantes utilizados nas plantações, bem como às descargas de efluentes sanitários oriundos das atividades domésticas.

Os teores de fósforo assimilável podem estar associados ao aumento de poluição carregada pela água do rio durante os períodos de maior precipitação pluviométrica. Já em Pombal, no período seco, a falta de água, faz com que todo o

lixo advindo do esgoto do riacho do bode, se acumule nesse ponto, o que pode contribuir para o aumento nos teores de fósforo assimilável.

6.6.4 Análises estatísticas

Os dados de condutividade elétrica, pH, complexo sortivo, nutrientes e óxidos presentes no solo foram submetidos à análise estatística descritiva, bem como a testes específicos.

O teste t foi aplicado para comparação das médias dos parâmetros de solo (CE, pH, complexo sortivo e nutrientes) por período (chuvoso x seco). Entretanto, o teste não apresentou diferença significativa entre as médias para nenhum dos parâmetros (sendo significância p -valor $> 0,05$ considerada), conforme mostra a Tabela 13.

Posteriormente, foi aplicado o teste ANOVA paramétrica *one-way* para comparação das médias dos mesmos parâmetros de solo por pontos de coleta (três grupos independentes).

Tabela 13 – Comparação das médias dos parâmetros de solo às margens do rio Piancó-PB, segundo período (chuvoso x seco).

Parâmetros de solo	Sig. p -valor	Parâmetros de solo	Sig. p -valor
pH	0,433	T (CTC _p)	0,925
CE	0,852	t (CTC _e)	0,748
Ca ²⁺	0,739	V (%) ^(a)	0,363
Mg ²⁺	0,725	m (%) ^(a)	0,363
Na ⁺	0,475	PST (%)	0,405
K ⁺	0,529	C _{org}	0,105
S (Σ bases)	0,731	MO	0,105
H ⁺ ^(a)	0,281	N ^(a)	0,154
Al ⁺³ ^(a)	0,363	P _{assimilável} ^(a)	0,383

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Levene, rejeita a hipótese Ho: igualdade de variâncias, significância p -valor $< 0,05$.

Quando o resultado da ANOVA foi significativo, o teste pos-hoc de Tukey foi aplicado para realização de comparações múltiplas das médias, onde as letras iguais representavam conjuntos homogêneos, conforme mostra a Tabela 14.

Tabela 14 – Medidas descritivas dos parâmetros de solo às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo municípios (CRM, CJZ e PBL).

Parâmetros de solo	Municípios	n	Média	E. padrão	IC95%(média): L _{inf} - L _{sup}	Sig. p-valor ⁽⁺⁾
Físico-Químicos						
pH	Coremas	4	8,38 ^A	0,12	8,00 - 8,75	0,015*
	Cajazeirinhas	4	6,76 ^B	0,46	5,30 - 8,21	
	Pombal	4	7,24 ^{AB}	0,28	6,36 - 8,11	
Complexo Sortivo						
Ca ²⁺	Coremas	4	10,50 ^A	1,20	6,68 - 14,31	0,001**
	Cajazeirinhas	4	4,13 ^B	0,87	1,36 - 6,89	
	Pombal	4	3,45 ^B	0,54	1,72 - 5,17	
S (Σ bases)	Coremas	4	14,40 ^A	1,51	9,60 - 19,20	0,007**
	Cajazeirinhas	4	7,35 ^B	1,66	2,06 - 12,64	
	Pombal	4	6,84 ^B	0,91	3,95 - 9,74	
T (CTC _p)	Coremas	4	14,40 ^A	1,51 ^A	9,60 - 19,20	0,008**
	Cajazeirinhas	4	8,24 ^B	1,59 ^A	3,20 - 13,29	
	Pombal	4	6,99 ^B	0,80 ^B	4,45 - 9,52	
t (CTC _e)	Coremas	4	14,40 ^A	1,51 ^A	9,60 - 19,20	0,007**
	Cajazeirinhas	4	7,45 ^B	1,63 ^A	2,26 - 12,64	
	Pombal	4	6,84 ^B	0,91 ^B	3,95 - 9,74	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Homogeneidade, rejeita a hipótese H_0 : igualdade de variâncias, significância p -valor $< 0,05$

⁽⁺⁾ ANOVA paramétrica *one-way*: resultado significativo, ^(*) p -valor $< 0,05$ e ^(**) p -valor $< 0,01$

^(**) Teste Post-hoc de Tukey (comparações múltiplas), letras diferentes (ex. $a \neq b$), diferença significativa entre as médias, quando a ANOVA apresentou resultado significativo.

Todos os parâmetros atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov). As medidas descritivas para estes parâmetros encontram-se nos Apêndices D e E.

De acordo com a Tabela 14, a ANOVA paramétrica *one-way* aplicada para comparação das médias dos parâmetros de solo (físico-químicos e complexo sortivo) entre os municípios Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, forneceu diferença significativa entre as médias (p -valor $< 0,05$) apenas para os parâmetros pH ($p = 0,015$), Ca²⁺ ($p = 0,001$), S (Σ bases) ($p = 0,007$), T (CTC_p) ($p = 0,008$) e t (CTC_e) ($p = 0,007$).

O teste post hoc de Tukey para cada uma das ANOVAS significativas forneceu a comparação múltipla de médias, onde letras iguais representam conjuntos homogêneo e indicam que Cajazeirinhas e Pombal são mais semelhantes entre si. Pombal apresenta semelhança tanto com Coremas como com Cajazeirinhas, no que diz respeito ao pH.

A Tabela 15 apresenta os resultados encontrados a partir da correlação de Pearson para os parâmetros (CE, pH, complexo sortivo e nutrientes) do solo.

Tabela 15 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de solo no rio Piancó-PB (amostra n = 12).

	Ca²⁺	S (∑bases)	H⁺	Al³⁺	T (CTC_p)
pH	r=0,694* Sig p=0,012	r=0,733** Sig p=0,007	r=-0,766** Sig p=0,004	r=-0,710** Sig p=0,010	r=0,587* Sig p=0,055
	t (CTC_e)	v%	m%		
pH	r=0,719** Sig p=0,008	r=0,710** Sig p=0,010	r=-0,710** Sig p=0,010		
	S (∑bases)	T (CTC_p)	t (CTC_e)		
Ca²⁺	r=0,930** Sig p=0,000	r=-0,921** Sig p=0,000	r=0,931** Sig p=0,000		
	Ca²⁺	Na⁺	S (∑bases)	T (CTC_p)	t (CTC_e)
CE	r=0,657* Sig p=0,020	r=0,847** Sig p=0,001	r=0,834** Sig p=0,001	r=0,863* Sig p=0,000	r=0,839** Sig p=0,001
	PST				
CE	r=0,773* Sig p=0,003				
	S (∑bases)	T (CTC_p)	t (CTC_e)	PST	
Na⁺	r=0,721** Sig p=0,008	r=-0,726** Sig p=0,008	r=0,723** Sig p=0,008	r=-0,970* Sig p=0,000	
	T (CTC_p)	t (CTC_e)	PST		
S (∑bases)	r=-0,973** Sig p=0,000	r=1,000** Sig p=0,000	r=0,635* Sig p=0,026		
	t (CTC_e)	PST			
T (CTC_p)	r=0,978** Sig p=0,000	r=0,624* Sig p=0,030			
	PST				
t (CTC_e)	r=0,636* Sig p=0,026				
	MO	N			
C_{org}	r=1,000** Sig p=0,000	r=0,998** Sig p=0,000			
	Al³⁺	v%	m%		
H⁺	r=0,983** Sig p=0,000	r=-0,983* Sig p=0,000	r=0,983* Sig p=0,000		
	K				
P_{assimilavel}	r=0,657* Sig p=0,020				
	N				
MO	r=0,998** Sig p=0,000				
	v%	m%			
Al³⁺	r=1,000** Sig p=0,000	r=1,000** Sig p=0,000			
	m%				
v%	r=1,000** Sig p=0,000				

(*) Correlação significativa ao nível de 5% (p-valor < 0,05) (**) Correlação significativa ao nível de 1% (p-valor < 0,01)

OBS: 1) **Mg²⁺** único parâmetro sem correlação com nenhum outro parâmetro considerado. 2) parâmetros com maior número de correlações: **pH** (8), seguido por **S (∑bases)** (7) e **T(CTC_p)** (7).

Nela, pode-se observar que o Mg^{2+} foi o único parâmetro que não teve correlação com nenhum outro parâmetro considerado. Já o pH foi o parâmetro que teve o maior número de correlações (8), seguido da S (Σ bases) e da CTC_p com 7 correlações. O pH se correlacionou positivamente com Ca^{2+} , S (Σ bases), T (CTC_p), t (CTC_e), e V%, e negativamente com H⁺, Al³⁺ e m%. A S (Σ bases) se correlacionou negativamente apenas com T (CTC_p). A T (CTC_p) se correlacionou negativamente com Ca⁺, Na⁺ e S (Σ bases).

4.6.5 Metais pesados

As concentrações de metais pesados nas amostras de solo, seus valores de prevenção, de acordo com a Resolução CONAMA nº 420/2009 e os valores de referência de qualidade (VRQs) determinados para o estado da Paraíba, de acordo com Almeida Jr. (2014) estão apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 – Resultados analíticos por ICP-OES dos elementos selecionados para amostras de solo do rio Piancó, PB.

Elementos	Pontos de Amostra			VP ⁺ CONAMA 420/2009	VQRs/PB P75 Almeida Jr.(2014)
	Valores em ppm ou mg.kg ⁻¹				
	CRM	CJZ	PBL		
Cd	0,14	0,14	0,11	1,3	0,06
Cu	11,22	9,48	8,33	60	11,22
Ni	7,76	9,41	8,61	30	9,12
Pb	4,48	4,15	4,12	72	10,01
Zn	22,20	19,32	16,89	300	23,46
Cr	16,80	19,37	20,41	75	28,81
Mn	135,18	271,22	170,33	n.d*	350,83
Co	3,86	4,75	4,34	25	7,93
Ba	56,57	55,98	46,15	150	87,96
Mo	0	0	0	30	<LD ^{**}
Al^{**}	15029,83	16638,55	11871,05	n.d*	n.d
B	0	0	0	n.d*	n.d
Fe^{**}	13113,55	18731,03	15394,83	n.d*	18,74
Sb	0	0	0	2,0	0,39
Hg	0,000066	0,000063	0,000076	0,5	n.d
As	0,00075	0,00050	0,00029	15,0	n.d
Se	0,00025	0,0002	0,00022	5,0	n.d

⁺VP = Valores de prevenção, segundo a CONAMA 420/2009 (ppm).

^{**}<LD = valor abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado na análise.

* n.d = valor não determinado. ** Para Fe e Al, os valores apresentados, são pseudo-totais, não são teores disponíveis, por isso teores tão elevados.

O estabelecimento dos VRQs de solo para o estado da Paraíba foi um passo extremamente importante, pois eles permitem identificar áreas contaminadas ou poluídas e, concomitantemente, avaliar o potencial de risco ao meio ambiente e à saúde humana.

A legislação brasileira, através da Resolução CONAMA nº 420/2009, preconiza que os VRQs podem ser estabelecidos com base no percentil 75 ou 90 do universo amostral, retirada as anomalias. A escolha do percentil 75 assegura maior segurança ambiental, reduzindo a exposição de seres vivos a ambientes com concentrações elevadas de metais pesados, dada sua reduzida permissividade.

Ao se comparar as concentrações dos elementos analisados no presente estudo com os VRQs sugeridos por Almeida Jr. (2014), observou-se que a maioria estava abaixo dos valores estabelecidos com base no percentil 75, com exceção do cádmio que variou de 0,11 a 0,14 mg.kg⁻¹ e do níquel, que em CJZ apresentou valor de 9,41 mg.kg⁻¹, o que pode ser interpretado como alterações nos teores desse elemento no solo, possivelmente, por ações antrópicas ou até mesmo característicos do material de origem. Os solos da PB, segundo o mesmo autor, apresentaram teores naturais de Ni igual 10,25 mg.Kg⁻¹.

O cádmio tende a estar presente em maiores concentrações nas camadas superficiais do solo, o que é um reflexo da adição do elemento via deposição atmosférica, aplicação de fertilizantes fosfatados e incorporação de restos vegetais acumuladores de metais (Alloway, 1990). Segundo Amaral Sobrinho *et al.* (1992), o cádmio e outros elementos semelhantes quanto à toxicidade fazem parte da composição química de vários insumos agrícolas, como fertilizantes, corretivos de solos, agrotóxicos e até mesmo esterco de curral.

Entretanto, vale ressaltar que nenhum valor superou os valores de prevenção (VP) preconizados pela Resolução CONAMA nº 420/2009, o que indica a não contaminação dos solos, em questão, por metais pesados, no horizonte 0 - 20 cm.

De acordo com Geagea *et al.* (2008); Veja; Covelo; Andrade (2008); Maas *et al.* (2010); Moreno-Jimenez (2011), os maiores teores de metais pesados são encontrados nas áreas urbanas, devido a maior influência das atividades antrópicas. Por isso, a maioria dos estudos sobre contaminação com metais pesados em solos urbanos, geralmente, têm sido realizadas em grandes cidades, com alta densidade populacional ou em cidades com alto grau de industrialização.

A partir dos resultados obtidos, acredita-se que, por se tratarem de cidades pequenas, onde as atividades agropecuárias predominam e não se observa a presença de indústrias, curtumes ativos ou atividades de mineração próximas à área de coleta, o impacto causado por metais pesados advindos dessas atividades é ausente ou mínimo. Sendo assim, pode-se afirmar, *a priori*, que as concentrações encontradas para esses elementos nos solos ou na água não são as causadoras de câncer na população.

4.7 CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA: EDX e DRX

4.7.1 EDX

Na caracterização dos teores de elementos químicos do solo através do EDX, verificou-se a presença de 17 óxidos. O Teste t foi aplicado para comparação das médias dos óxidos em relação aos períodos (chuvoso x seco), os resultados são mostrados na Tabela 17 e as medidas descritivas no Apêndice F.

Tabela 17 – Comparação das médias dos óxidos dos solos das margens do rio Piancó-PB por período (chuvoso x seco).

Óxidos	Sig. p-valor	Óxidos	Sig. p-valor
SiO₂	0,717	P₂O₅	0,656
Al₂O₃	0,776	SO₃	0,658
Fe₂O₃	0,714	ZrO₂	0,521
K₂O	0,856	MnO	0,259
CaO	0,747	SrO	0,553
MgO ^(a)	0,288	Rb₂O ^(a)	1,000
TiO₂	0,333	ZnO	0,706
Na₂O	0,841	Y₂O₃ ^(a)	0,729
BaO ^(a)	0,175		

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014).

^(a) Teste de Levene, rejeita a hipótese H_0 : igualdade de variâncias, significância p -valor < 0,05.

Com relação aos períodos (chuvoso x seco), o teste t não apresentou diferença significativa para nenhum dos óxidos considerados (sendo significância p -valor > 0,05). Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

Para analisar a comparação das médias dos óxidos segundo os municípios (Coremas, Cajazeirinhas e Pombal), o teste ANOVA paramétrica *one-way* foi aplicado e os resultados foram apresentados nas Tabelas 18.a e 18.b.

Tabela 18.a – Medidas descritivas dos óxidos dos solo às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo os municípios (Coremas, Cajazeirinhas e Pombal).

Óxidos	Período	n	Média ⁽⁺⁺⁾ (%)	Erro padrão	IC95%(média): L _{inf} - L _{sup} (%)	Sig. <i>p</i> - valor ⁽⁺⁾
SiO₂ ^(a)	Coremas	4	52,36 ^A	3,95	39,79 - 64,93	0,017*
	Cajazeirinhas	4	62,42 ^B	0,79	59,89 - 64,95	
	Pombal	4	63,31 ^B	0,73	60,98 - 65,64	
Al₂O₃	Coremas	4	16,43 ^A	0,64	14,39 - 18,47	0,002**
	Cajazeirinhas	4	19,67 ^B	0,34	18,59 - 20,75	
	Pombal	4	19,03 ^B	0,31	18,04 - 20,01	
Fe₂O₃	Coremas	4	6,28	0,24	5,52 - 7,05	0,076
	Cajazeirinhas	4	5,94	0,20	5,31 - 6,57	
	Pombal	4	5,44	0,24	4,68 - 6,20	
K₂O	Coremas	4	2,85 ^A	0,09	2,56 - 3,14	0,001**
	Cajazeirinhas	4	3,66 ^B	0,09	3,38 - 3,95	
	Pombal	4	3,39 ^B	0,12	3,01 - 3,76	
CaO ^(a)	Coremas	4	16,25 ^A	4,48	1,99 - 30,51	0,008**
	Cajazeirinhas	4	3,06 ^B	0,20	2,43 - 3,70	
	Pombal	4	3,27 ^B	0,13	2,84 - 3,69	
MgO	Coremas	4	1,79	0,07	1,56 - 2,01	0,054
	Cajazeirinhas	4	1,82	0,05	1,67 - 1,98	
	Pombal	4	1,59	0,07	1,38 - 1,80	
TiO₂	Coremas	4	1,55 ^A	0,05	1,38 - 1,72	0,011*
	Cajazeirinhas	4	1,35 ^B	0,03	1,25 - 1,44	
	Pombal	4	1,34 ^B	0,04	1,20 - 1,48	
Na₂O ^(a)	Coremas	4	0,66	0,39	-0,60 - 1,91	0,155
	Cajazeirinhas	4	0,98	0,34	-0,12 - 2,07	
	Pombal	4	1,57	0,07	1,36 - 1,78	
BaO ^(a)	Coremas	4	0,00	0,00	0,00 - 0,00	0,622
	Cajazeirinhas	4	0,06	0,06	-0,13 - 0,26	
	Pombal	4	0,06	0,06	-0,13 - 0,25	
P₂O₅ ^(a)	Coremas	4	1,11 ^A	0,23	0,38 - 1,84	0,008**
	Cajazeirinhas	4	0,40 ^B	0,07	0,16 - 0,63	
	Pombal	4	0,40 ^B	0,03	0,29 - 0,51	
SO₃ ^(a)	Coremas	4	0,31 ^A	0,03	0,23 - 0,39	0,005**
	Cajazeirinhas	4	0,22 ^{AB}	0,02	0,15 - 0,29	
	Pombal	4	0,09 ^B	0,05	-0,08 - 0,25	
ZrO₂	Coremas	4	0,17 ^A	0,00	0,16 - 0,19	0,001**
	Cajazeirinhas	4	0,21 ^A	0,02	0,14 - 0,29	
	Pombal	4	0,32 ^B	0,02	0,24 - 0,40	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Homogeneidade, rejeita a hipótese Ho: igualdade de variâncias, significância *p*-valor < 0,05.

⁽⁺⁾ ANOVA *one-way* (comparação das médias de 3 grupos independentes): resultado significativo, ^(*) *p*-valor < 0,05 e ^(**) *p*-valor < 0,01. ⁽⁺⁺⁾ Teste Post-hoc de Tukey (comparações múltiplas), letras diferentes (ex. a≠b), diferença significativa entre as médias, quando a ANOVA apresentou resultados significativo.

Tabela 18.b – Medidas descritivas dos óxidos dos solo às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo os municípios (Coremas, Cajazeirinhas e Pombal).

Óxidos	Período	n	Média ⁽⁺⁺⁾	Erro padrão	IC95%(média):		Sig. p-valor ⁽⁺⁾
					L _{inf}	L _{sup}	
MnO ^(a)	Coremas	4	0,12	0,00	0,10	0,13	0,766
	Cajazeirinhas	4	0,13	0,01	0,10	0,16	
	Pombal	4	0,13	0,03	0,04	0,22	
SrO ^(a)	Coremas	4	0,10	0,03	0,02	0,18	0,053
	Cajazeirinhas	4	0,05	0,00	0,04	0,06	
	Pombal	4	0,05	0,00	0,04	0,06	
Rb₂O	Coremas	4	0,013	0,000	0,012	0,013	0,055
	Cajazeirinhas	4	0,013	0,001	0,011	0,015	
	Pombal	4	0,011	0,001	0,009	0,013	
ZnO	Coremas	4	0,014 ^A	0,001	0,011	0,016	0,000**
	Cajazeirinhas	4	0,009 ^B	0,000	0,008	0,010	
	Pombal	4	0,008 ^B	0,000	0,007	0,009	
Y₂O₃ ^(a)	Coremas	4	0,009	0,001	0,007	0,011	0,100
	Cajazeirinhas	4	0,007	0,000	0,007	0,007	
	Pombal	4	0,009	0,001	0,006	0,012	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Homogeneidade, rejeita a hipótese H_0 : igualdade de variâncias, significância p -valor $< 0,05^{(+)}$ ANOVA paramétrica one-way (comparação das médias de 3 grupos independentes): resultados significativo, ^(**) p -valor $< 0,01$

Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

Como demonstrado pelas Tabelas 18.a e 18.b anteriores, foram observadas diferenças significativas entre as médias (p -valor $< 0,05$) para a maioria dos parâmetros: SiO₂ ($p = 0,017$), Al₂O₃ ($p = 0,002$), K₂O ($p = 0,001$), CaO ($p = 0,008$), TiO₂ ($p = 0,011$), P₂O₅ ($p = 0,008$), SO₃ ($p = 0,005$), ZrO₂ ($p = 0,001$) e ZnO ($p = 0,000$).

O teste *post hoc* de Tukey para cada uma das ANOVAS significativas forneceu comparação múltipla de médias, onde letras iguais representam conjuntos homogêneos. Ou seja, quanto a estes óxidos, Cajazeirinhas e Pombal apresentam os solos com composição mais parecida, diferindo de Coremas. Apenas com relação aos óxidos SO₃ e ZrO₂, Coremas se assemelha com Cajazeirinhas.

Conforme esperado, SiO₂ e Al₂O₃ foram encontrados em maior quantidade. O silício e o alumínio estão, também, entre os elementos mais comuns da crosta terrestre. O silício é componente majoritário de minerais do grupo dos silicatos (RAIJ, 1991). Embora não faça parte da lista dos elementos considerados como

essenciais para as plantas (Brady, 1992), o silício é considerado útil para o crescimento e a produção de muitas gramíneas, como arroz, cana-de-açúcar, sorgo, trigo e milho, especialmente quando estas plantas são submetidas a algum tipo de estresse, seja ele de caráter biótico ou abiótico (Korndörfer; Arantes; Corrêa, 1999; Prado; Fernandes; Natale, 2001).

Os dados mostram uma tendência diretamente proporcional entre os teores de Al e Si, ou seja, quanto maior o teor de Al maior o de Si, o que é compreendido como sendo a sequência esperada da ausência de intemperismo.

Segundo Kämpf e Schwertmann (1983), o óxido de silício é um composto de pureza quase completa; os óxidos de ferro influenciam na cor do solo na retenção aniônica (Cornell e Schwertmann, 1996), na estruturação e agregação dos solos por meio da associação com outros minerais e compostos orgânicos (Barberis *et al.*, 1991; Dick e Schwertmann, 1996) e os óxidos de alumínio são componentes importantes da fração argila do solo (Curi, 1993), sendo um agente que contribui de maneira eficaz na estrutura do solo tropical (Embrapa, 2010).

Os teores de Fe_2O_3 foram baixos, no perfil amostrado (horizonte A), no geral, para todos os municípios (ver Tabela 16.a), possivelmente, reflexo dos baixos teores de minerais ferromagnesianos nas rochas de origem dos solos.

Em CRM, observou-se que o CaO (também conhecido como óxido de cálcio, cal virgem ou calcário) apareceu em 2º lugar, em valores percentuais, o que corrobora com os valores mais altos de cálcio encontrados nesse município, fato que pode estar relacionado a algum tipo de correção química que o solo tenha sofrido como preparo para a implantação e/ou condução das culturas ali existentes (calagem).

O óxido de potássio (K_2O) presente com diferença significativa entre os municípios, está relacionado a uma possível presença de mica

4.7.2. DRX

A Figura 33 apresenta os difratogramas de raios-X das amostras de solo analisadas.

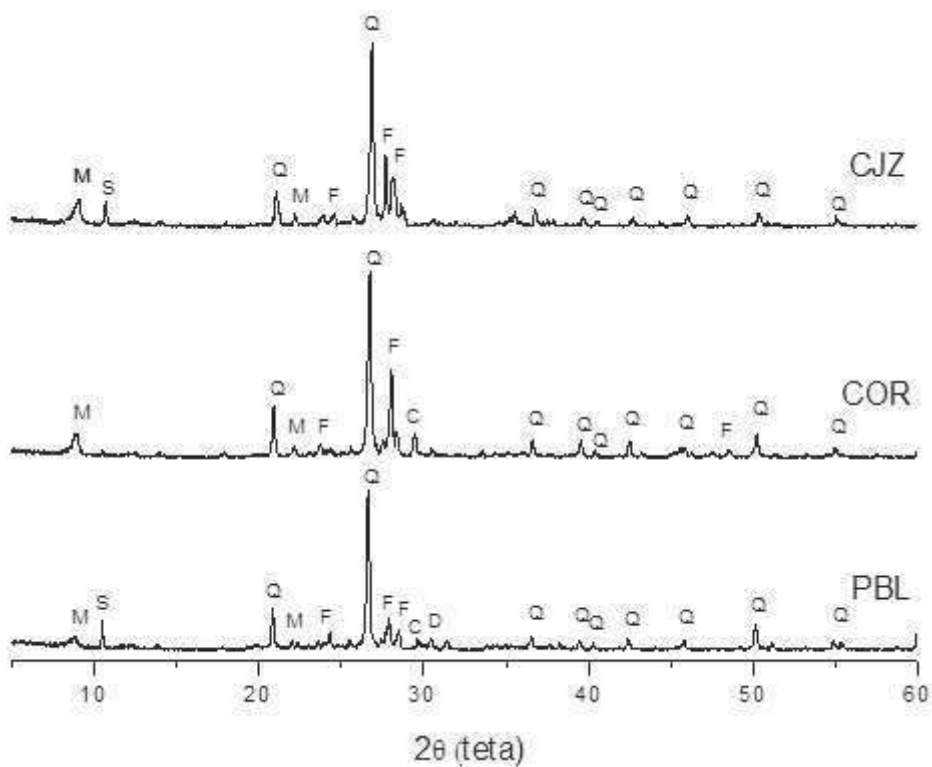


Figura 33 - Difratomogramas de raios-X das amostras de solo analisadas.

A análise das fases mineralógicas detectadas via difratometria de raios-X (DRX) mostrou picos indicativos da presença de quartzo (Q), feldspatos polimórficos (F); silicato composto (S) (grupo das anfíbolas - variação da catóforita); mica (M); calcita (C) e dolomita (D) como os principais minerais presentes nas amostras de solo.

Os minerais encontrados através da difratometria de raios-X (DRX) revelaram composição muito similar aos elementos encontrados através do EDX e da análise termogravimétrica. Observou-se a predominância de picos de quartzo (SiO_2) nas três amostras e maior semelhança entre os solos de CJZ e PBL, devido a presença de picos indicativos de silicatos. A calcita (CaCO_3) apareceu tanto em Coremas como em Pombal e picos indicativos da presença de dolomita foram encontradas apenas em PBL. A dolomita é uma mistura natural de carbonatos de cálcio e carbonato de magnésio ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$).

Em alguns casos, a predominância de quartzo significa que a fração areia geralmente tem um conteúdo muito pequeno de nutrientes disponíveis para as plantas, em relação a partículas de menor diâmetro.

Os difratogramas também justificam o elevado teor de CaO na amostra de solo de Coremas, devido ao pico indicativo da calcita.

4.8 ANÁLISES TÉRMICAS

As curvas termogravimétricas obtidas para as amostras de solo de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, coletadas em quatro meses diferentes (no período de fevereiro a novembro de 2014, estão representadas nas Figuras 34, 35 e 36. As amostras utilizadas pesaram aproximadamente $7,0 \text{ mg} \pm 0,5 \text{ mg}$.

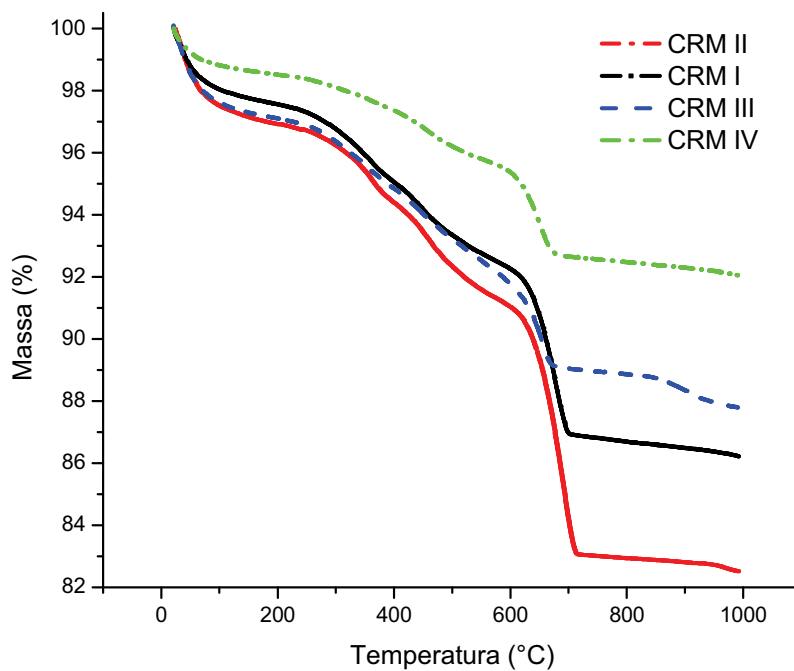


Figura 34 – Curvas sobrepostas TGA das amostras de solo coletadas no município de Coremas, obtidas em razão de aquecimento de $10 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 .

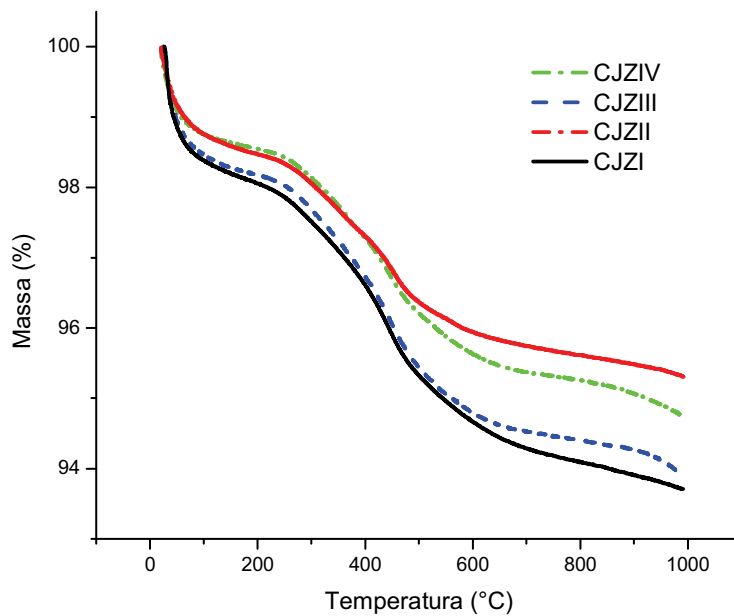


Figura 35 – Curvas sobrepostas TGA das amostras de solo, coletadas no município de Cajazeirinhas, obtidas em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 .

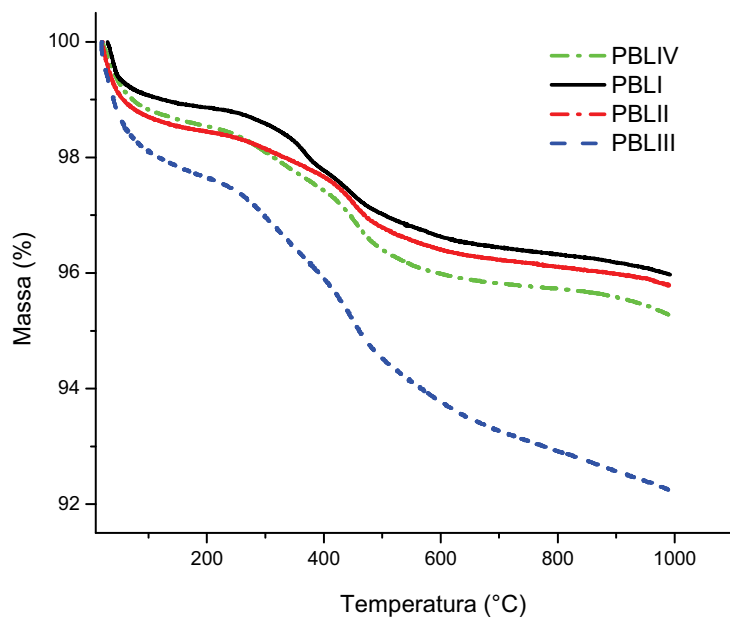


Figura 36 – Curvas sobrepostas TGA das amostras de solo, coletadas no município de Cajazeirinhas, obtidas em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 .

De forma geral, é possível observar que as curvas TGA dos solos, em cada município, não apresentaram diferenças consideráveis. Para observação das perdas de massa, foi selecionada a curva TGA/DTGA de apenas uma amostra de cada município (Figuras 37, 38 e 39). As demais curvas constam dos Apêndices G, H e I.

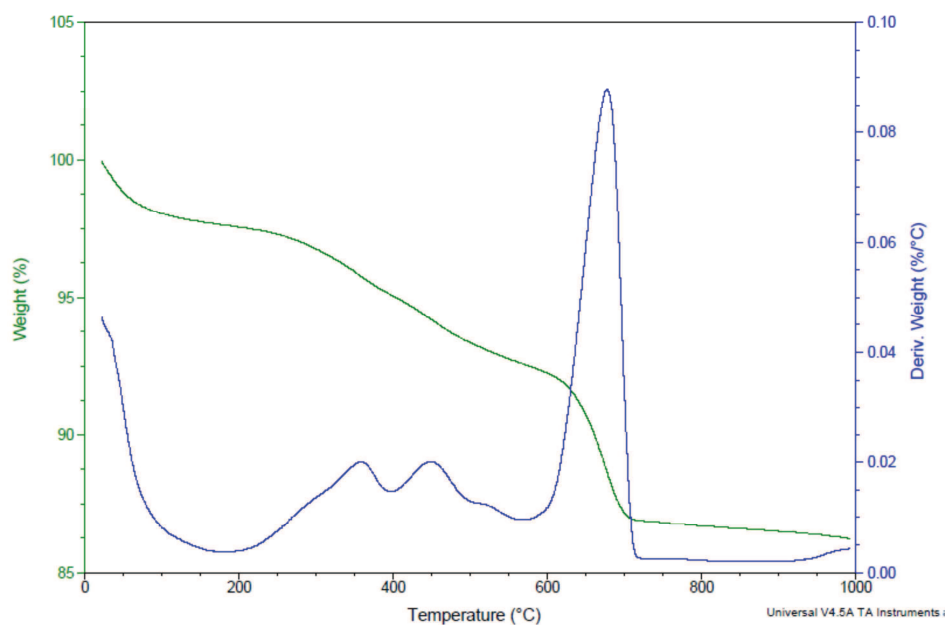


Figura 37 – Curvas TGA/DTGA da amostra de solo de Coremas, obtida em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 .

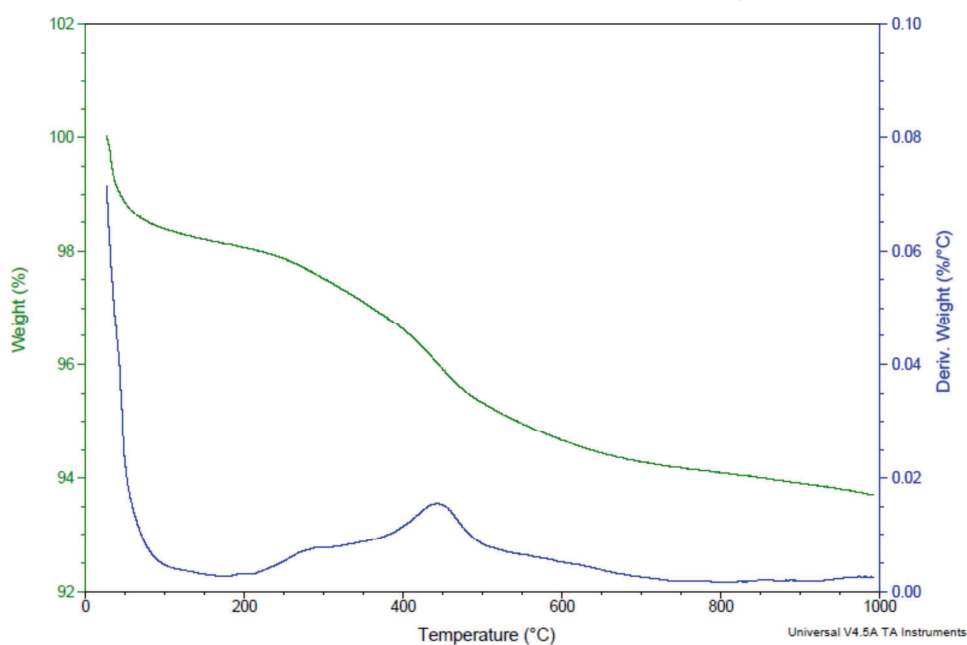


Figura 38 – Curvas TGA/DTGA da amostra de solo de Cajazeirinhas, obtida em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 .

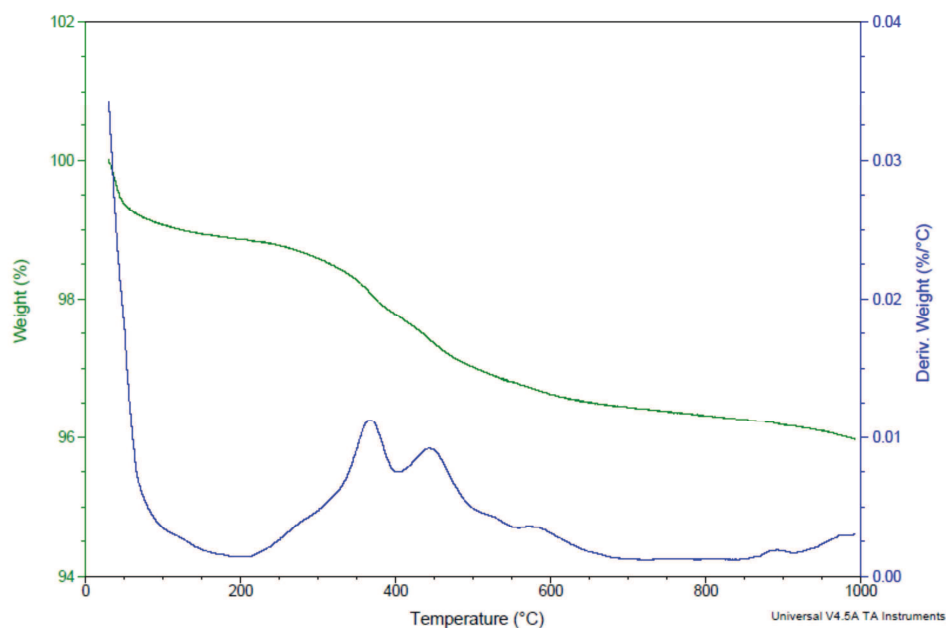


Figura 39 – Curvas TGA/DTGA da amostra de solo de Pombal, obtida em razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, atmosfera de N_2 .

As Tabelas 19, 20 e 21 mostram os intervalos de temperatura, as variações de massa (%) e a perda total degradada (%) em todas as amostras, a fim de se observar como as mesmas se comportaram de acordo com o período.

Tabela 19 – Perdas de massa (%) em amostras de solo de Coremas, coletadas em período chuvoso (I e IV) e período seco (II e III)

Município	Intervalo de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Varição de massa (%)	Perda Total Degradada (%)
CRM I	22 – 185	2,4	13,7
	185 – 396	2,5	
	396 – 493	1,6	
	493 – 987	7,2	
CRM II	23 – 191	3,0	17,4
	191 – 395	2,5	
	395 – 513	2,3	
	513 – 991	9,6	
CRM III	22 – 195	2,9	12,2
	195 – 396	2,2	
	396 – 515	1,9	
	515 – 992	5,2	
CRM IV	22 – 174	1,4	7,9
	174 – 389	1,1	
	389 – 498	1,2	
	498 – 992	4,2	

Tabela 20 – Perdas de massa (%) em amostras de solo de Cajazeirinhas, coletadas em período chuvoso (I e IV) e período seco (II e III).

Município	Intervalo de Temperatura (°C)	Variação de massa (%)	Perda Total Degradada (%)
CJZ I	26 – 174	1,9	6,3
	174 – 346	1,0	
	346 – 541	2,1	
	541 – 990	1,3	
CJZ II	26 – 199	1,5	4,7
	199 – 394	1,1	
	394 – 538	1,2	
	538 – 985	0,9	
CJZ III	24 – 187	1,8	6,1
	187 – 365	1,1	
	365 – 565	2,1	
	565 – 992	1,1	
CJZ IV	25 – 184	1,4	5,2
	184 – 394	1,2	
	394 – 517	1,3	
	517 – 990	1,3	

Tabela 21 – Perdas de massa (%) em amostras de solo de Pombal, coletadas em período chuvoso (I e IV) e período seco (II e III).

Município	Intervalo de Temperatura (°C)	Variação de massa (%)	Perda Total Degradada (%)
PBL I	31 – 185	1,1	4,0
	185 – 396	1,1	
	396 – 524	0,9	
	524 – 990	0,9	
PBL II	28 – 165	1,5	4,2
	165 – 361	0,6	
	361 – 552	1,3	
	552 – 989	0,8	
PBL III	28 – 159	2,2	7,6
	159 – 371	1,6	
	371 – 535	1,9	
	535 – 985	1,9	
PBL IV	29 – 171	1,4	4,7
	171 – 385	1,1	
	385 – 521	1,3	
	521 – 990	0,9	

As curvas TGA/DTGA das amostras de solo de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal evidenciaram perda de massa em 4 etapas contínuas, no intervalo de 22 °C

a 992 °C. Observou-se que a perda total de massa foi maior nas amostras coletadas no período seco, tanto em Coremas como em Pombal, estando, possivelmente, relacionada com a degradação da matéria orgânica. Coremas apresentou perda total de 14,8% no período seco (II e III) e 10,8% no período chuvoso (I e IV), Pombal apresentou perda total de 5,9% no período seco (II e III) e de 4,4 no período chuvoso (I e IV) e Cajazeirinhas teve perda de massa total de 5,4% no período seco (II e III) e 5,8% no período chuvoso (I e IV).

Como pode ser observado nas curvas TGA de todas as amostras de solo, a primeira etapa ocorre entre 22 °C e 199 °C, com uma perda de massa da ordem de 1,1 a 3,0%, que corresponde à perda de água (água livre, água retida nos capilares, água adsorvida ou de volatilização).

A segunda etapa pode ser observada no intervalo de temperatura de 159 °C e 396 °C, com perda de massa da ordem de 1,0 a 2,5%, que pode ser atribuída à decomposição da matéria orgânica, principalmente, dos grupos funcionais carboxílicos e fenólicos dos ácidos húmicos, fúlvicos, hidrocarbonetos e MO volátil, ou também à liberação de compostos orgânicos de baixo peso molecular e devido à oxidação de carbono da MO, como pode ser visto na Equação Química 1.

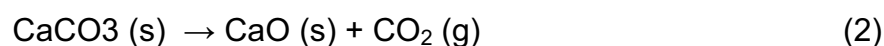


De acordo com Segnini *et al.* (2008) a decomposição de carbono da MO ocorre numa faixa de temperatura entre 270 a 370°C.

Segundo Fontana (2009) tem sido constantemente reportado na literatura científica, ao se analisar curvas de substâncias húmicas, que os grupos funcionais ácidos (carboxílicos e fenólicos) são eliminados entre 250 e 400°C.

O terceiro evento térmico ocorre entre 346 e 565 °C, com perda de massa de 0,9 a 2,3%, associado ainda à decomposição da matéria orgânica. Segundo Provenzano e Senesi (1999), a quebra de estruturas aromáticas e o rompimento de ligações C-C ocorre entre 350-600 °C.

A última fase ocorre entre 493 – 992 °C, com perda de massa atribuída a descarbonatação do CaCO₃, de acordo com a Equação Química 2.



Em CRM, a última fase é onde ocorre a maior perda de massa, 4,2 – 9,6%, comprovando a elevada concentração desse elemento nos solos analisados desse município. Já as amostras de solo de CJZ e PBL, são mais semelhantes entre si e a perda de massa nessa etapa oscila entre 0,9 – 1,3%.

A análise termogravimétrica é uma importante ferramenta para estudos da dinâmica de carbono no solo, fornecendo informações sobre as interações organominerais.

Baseado nos resultados obtidos por meio das análises de água e de solo, foi possível observar a necessidade de ações mitigadoras para os impactos ambientais observados ao longo do rio Piancó. As ações propostas são indicadas no item 6.9, a seguir.

4.9 AÇÕES PROPOSTAS PARA REMEDIAR OS PROBLEMAS ADVINDOS DA POLUIÇÃO

Como forma de auxiliar com medidas que previnam ou diminuam os impactos sofridos na bacia hidrográfica do rio Piancó, são recomendáveis práticas conservacionistas, como:

- Educação ambiental, pois as pessoas precisam estar sensibilizadas para o problema, uma vez que são as pessoas que residem no local, as causadoras e ao mesmo tempo, vítimas dos problemas impactantes da região afetada.
- Planos de manejo com abordagem sistêmica, integrada e participativa, envolvendo o estudo das dimensões antrópicas, sociais e econômicas e das formas de desenvolvimento sustentável inerentes à área onde serão aplicadas.
- Ações de saúde pública e de preservação ambiental nos ambientes frequentados pelo homem (habitação, cidade, campo) para minimizar ou erradicar as doenças oriundas da falta de saneamento.
- Melhoria das moradias e das instalações sanitárias (incentivo à utilização das fossas sépticas).
- Implantação de sistemas de tratamento e abastecimento de água e deposição dos esgotos.

- Monitoramento das ligações clandestinas de esgotos que caem nas galerias pluvias, que devem ser destinadas apenas a água das chuvas.
- Tratamento dos efluentes domésticos e reuso da água para as indústrias ou para a irrigação.
- Controle do escoamento superficial da água das chuvas com medidas de controle da erosão urbana e rural, através da revitalização das matas ciliares, que diminuirão a sedimentação e conseqüente assoreamento.
- Observação das variações e condições físico-químicas do solo, durante o preparo do mesmo, antes de efetivar alguma atividade na área.
- Seleção de sistemas de irrigação adequados, evitando o desperdício de água.
- Incentivo para os agricultores que vivam nas margens dos rios para não poluí-los e multa para as empresas que despejem substâncias poluidoras na água.
- Monitoramento em escala local e regional dos indicadores de qualidade de água e de solo, uma vez que a sub-bacia do rio Piancó apresenta grande extensão de área ocupada por atividades agropecuárias.
- Fiscalização do uso e da ocupação irregular das margens do rio e da retirada de areia para a construção civil.
- Avaliação do uso de agrotóxicos, formas e tipos.

No que concerne à remediação, de forma genérica, destaca-se a Resolução CONAMA nº 314, de 29 de outubro de 2002, que dispõe sobre o registro de produtos destinados à remediação e dá outras providências. A norma em comento entende que são diversos os benefícios ambientais que podem advir da utilização adequada de remediadores na recuperação de ecossistemas contaminados, no tratamento de resíduos e efluentes, na desobstrução e limpeza de dutos e equipamentos. E entende por remediador, o produto, constituído ou não por microrganismos, destinado à recuperação de ambientes e ecossistemas contaminados, tratamento de efluentes e resíduos, desobstrução e limpeza de dutos e equipamentos atuando como agente de processo físico, químico, biológico ou combinados entre si.

O aumento da contaminação no meio ambiente tem levado a comunidade científica a procurar meios de reparar tais perturbações de forma barata, viável e menos impactante possível.

O uso de microrganismos como ferramentas para a remediação de ambientes contaminados é chamado de biorremediação. Este processo pode ser realizado por meio de um ou mais consórcios microbianos, indígenas ou não, para a degradação de contaminantes orgânicos poluentes (Pereira e Lemos, 2003).

Assim, a partir de uma breve revisão bibliográfica sobre processos de recuperação de rios poluídos por ações antrópicas, mas que não estejam relacionadas a contaminação por metais pesados ou resíduos de petróleo, podem ser indicadas como propostas, algumas tecnologias em desenvolvimento ou já aplicadas com sucesso no meio ambiente:

4.9.1 Fossas Sépticas Biodigestoras

São um sistema inovador de esgoto sanitário composto por três caixas coletoras com 1.000 litros cada uma. Ficam enterradas no solo, funcionam conectadas exclusivamente ao vaso sanitário e são interligadas entre si por tubos e conexões de PVC. Trata-se de uma excelente alternativa de saneamento básico na área rural e podem contribuir para o desenvolvimento local. Afinal, o sistema biodigestor tem tripla função: previne contra doenças, protege o lençol freático (água do poço) e produz adubo orgânico de qualidade.

É uma solução desenvolvida pela Embrapa, na unidade de Instrumentação Agropecuária, em São Carlos, SP. Em 2003, a experiência ganhou mais divulgação e reconhecimento ao conquistar o Prêmio Fundação Banco do Brasil de Tecnologia Social.

Como Tecnologia Social entende-se produtos, técnicas e equipamentos de baixo custo que podem ser reaplicados em qualquer ponto do País, com o envolvimento das comunidades e que signifiquem efetivas soluções de transformação social.

As fossas sépticas biodigestoras garantem o saneamento básico na área rural porque permitem o tratamento das fezes e da urina depositadas no vaso sanitário das residências rurais. Isso é feito por meio da chamada Biodigestão. Compreende um processo que utiliza esterco bovino fresco ou de outro animal ruminante, para eliminar micróbios e bactérias dos dejetos expelidos pelo ser humano. No final do processo de biodigestão, é produzido um adubo natural líquido,

sem cheiro desagradável nem vermes nocivos à saúde humana e ao meio ambiente (FBB, 2010).

4.9.2 Biorremediação de águas residuais

Existe um estudo que está sendo desenvolvido atualmente pela Linhares Geração em parceria com o Centro de Pesquisa e Projetos Tecnológicos (CPPT), em Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), que envolve, pioneiramente, a biorremediação de águas residuais contendo contaminantes como óleos e graxas, entre outros que não atendem a legislação ambientais (Resoluções do CONAMA). O tratamento de biorremediação é agregado ao estímulo do número de microalgas utilizadas através de fotobioreator, com o incremento significativo dessas microalgas (estimado a superior a 50 milhões de células por ml), com vistas a dar maior eficiência ao processo.

4.9.3 Biomatrix

Um sistema ecológico criado na Inglaterra que une a despoluição dos rios à preservação da paisagem natural. Trata-se de uma obra de engenharia flutuante de baixo custo que pode ser instalada em reservatórios, canais e lagos contaminados. Está entre as 100 inovações sustentáveis de 2014. A tecnologia já despoluiu o canal Paco, da cidade de Manila, nas Filipinas.

O Sistema de despoluição usado pela Biomatrix Water, realiza um tratamento biológico, onde se utiliza a adição de ar à água e a introdução de uma bactéria que se alimenta dos poluentes, fazendo com o que o rio consiga se recuperar muito mais rápido do que em seu processo natural (autodepuração).

O sistema da Biomatrix serve como catalizador do processo natural de autodepuração, fazendo com que a decomposição aconteça de forma mais rápida. Para ajudar também são utilizadas ilhas flutuantes compostas de plantas aquáticas capazes de filtrar poluentes - dispensando o uso de produtos químicos. Além disso, a Biomatrix Water faz a revitalização do entorno e obras de infraestrutura, todo esse processo de despoluição e revitalização permite uma vida saudável ao rio e ao entorno, possibilitando a vida de diversas espécies aquáticas e a recomposição da mata ciliar do corpo hídrico (Moura, 2014).

4.9.4 Estação de flotação

Sistema de estações de tratamento dentro do rio para remover os despejos de esgotos lançados. Uma das melhores opções para remover a sujeira que cai no rio é a chamada estação de flotação. No fundo do rio, uma rede de tubos injeta microbolhas de oxigênio que fazem a sujeira boiar, facilitando sua retirada.

Desde 2000, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) implantou e vem operando a EFRF – Estação de Flotação e remoção de flutuantes do Ibirapuera.

Uma usina experimental de flotação, montada no rio Pinheiros (que joga água no rio Tietê), deve entrar em operação ainda em 2015.

5 CONCLUSÕES

Ao final do estudo foi possível destacar as seguintes considerações finais:

- A população ribeirinha utiliza da água do rio para diversos fins, sendo necessário que essa água esteja livre de contaminações, devendo ocorrer o monitoramento periódico da qualidade microbiológica da água, principalmente, aquela destinada ao consumo humano, como forma de prevenção contra as doenças de veiculação hídrica.
- O levantamento dos aspectos sociais, geográficos e ambientais junto aos moradores da região estudada, mostrou que todos os municípios apresentaram poluição da água e do solo, associadas ao despejo de esgotos domésticos no rio, poluição e ao manejo inadequado dos solos (atividade agropecuária, uso de fertilizantes, adubagem excessiva e poluição), o que pode acarretar várias doenças na população local.
- A determinação de parâmetros físico-químicos para as amostras de água foram importantes para determinar trechos impactados, os quais puderam ser evidenciados, por exemplo, por meio da correlação dos valores muito baixos de OD e dos valores elevados de condutividade elétrica, da turbidez e do fósforo total.
- As águas do rio Piancó, nos municípios estudados, podem ser consideradas impróprias para o consumo humano e animal e até para a irrigação de hortaliças folhosas, podendo causar sérios danos à saúde, devido à presença de microrganismos patogênicos (coliformes totais e *E. coli*) acima dos níveis aceitáveis.
- A investigação dos teores de metais pesados, nesta pesquisa, foi de extrema importância, pois estes dados puderam contribuir com a informação sobre a quantidade de metais pesados presentes no ambiente estudado, antes do agravamento dos impactos ambientais, indicando que a qualidade da água e do solo são boas, não apresentando contaminação.
- Os solos foram caracterizados como franco-arenosos, eutróficos, não sódicos, não salinos e não álicos. Apresentaram CTC baixa, sendo a maior parte ocupada por íons cálcio e magnésio, cuja relação Ca:Mg não foi

satisfatória ao crescimento das plantas em CJZ e PBL, havendo relação satisfatória apenas em Coremas, onde houve predominância de íons cálcio, tanto no período seco como no período chuvoso, elevada quantidade de óxido de cálcio e calcita obtidas por EDX e DRX e pela maior perda de massa degradada (TGA).

- Nos três municípios, houve correlação positiva entre os valores de matéria orgânica, carbono orgânico e nitrogênio, que pode estar relacionada com a alta taxa de decomposição decorrente de alterações de fatores naturais ou antropogênicos.
- Altas concentrações de fósforo foram observadas no período chuvoso, podendo estar relacionadas com a presença de excrementos animais ou ao uso de fertilizantes nas plantações ou provenientes da descarga de efluentes domésticos.
- Ações de coleta e tratamento de efluentes domésticos, aliados à preservação da vegetação ripária restante, se apresentam como medidas de grande potencial na melhoria da qualidade das águas do rio. Além disso, alternativas de baixo custo tem sido aplicadas no intuito da recuperação de rios poluídos e manutenção da paisagem, no Brasil e no mundo.

A qualidade da água e do solo do rio Piancó ainda podem ser consideradas boas. Alterações que indicam impactos à água podem ser observados através dos valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, fósforo total e dos parâmetros microbiológicos. Com relação ao solo, a poluição, o despejo de esgotos domésticos no rio, atividade agropecuária, uso de fertilizantes, adubagem excessiva e poluição se apresentam como impactos mais diretos ao ambiente e à saúde humana.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTUROS

Recomenda-se a continuidade do monitoramento da qualidade da água do rio, através da análise de metais pesados no sedimento, uma vez que, considera-se que teores de pH alcalinos favorecem a precipitação de íons metálicos sob a forma de hidróxidos para o sedimento, motivo que diminui a concentração dos metais nas águas superficiais, e também para se obter uma série consistente de dados sistematizados para subsidiar, de forma concreta, as ações de planejamento e controle do uso da água no rio Piancó e do solo em seu entorno.

As causas da doença na população devem ser melhor investigadas e medidas de educação ambiental e conscientização sobre o uso dos pesticidas devem ser tomadas no intuito de alertar para a forma correta de manusear tais produtos.

Por fim, em decorrência da importância que este rio perenizado tem para a região semiárida, sobretudo para o Município de Pombal - PB e adjacências, são necessárias políticas públicas eficientes que busquem protegê-lo, uma vez que trata-se de um importante patrimônio ecológico de valor para a população sertaneja. Medidas efetivas, no intuito de se obter o desenvolvimento sustentável, devem envolver a todos, moradores e poder público. Assim, o enfoque para avaliar a qualidade do solo tem que ser holístico e útil na identificação de sistemas de manejo agrícola que conservem os recursos naturais e continue a satisfazer as necessidades do agricultor (competitividade) e das gerações futuras, preservando o meio ambiente.

REFERÊNCIAS

ABREU, C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F. Exchangeable aluminum evaluation in acid soils. **Scientia Agricola**. v. 60, p. 543-548, 2003.

ACTON, D. F.; GREGORICH, L. J. **The health of our soils: toward sustainable agriculture in Canada**. Ottawa: Canada Center for Land and Biological Resources, 1995. 138p

ADESE (Agência de Desenvolvimento Sustentável do Seridó). 2011. **Diagnóstico da bacia leiteira do território do Seridó**. Caicó: Ministério do Desenvolvimento Agrário – MDA, 2011. 161p. Disponível em:
<http://adese.com.br/documentos/Publicacoes/Diagnostico_Bacia_Leiteira.pdf> .

AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). 1996. **Lei nº 6.308, de 02 de julho de 1996**. Disponível em:
<http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/leis/estadual/Lei_n_6.308_96_Politica_Estadual_Atualizada.pdf>.

AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). 1997. **Decreto nº 19.260, de 31 de outubro de 1997** – Regulamenta a Outorga do Direito de Uso dos Recursos Hídricos. Disponível em:
<http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/decretos/estadual/19260_97_outorga_agua.pdf>.

AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). 2006. **Fatores de degradação e principais focos de poluição**. Disponível em:
<http://www.aesa.pb.gov.br/perh/relatorio_final/Capitulo%205/pdf/5.12%20-%20FatoresDegradPrincipaisFocosPoluicao.pdf>.

AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). 2007. **Levantamento ambiental do rio Piranhas-açu**: atividades poluidoras ou potencialmente poluidoras. Disponível em:
<http://www.aesa.pb.gov.br/comites/piranhasacu/igarn/Relatorio_2007_%20Final_3.pdf>.

AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). 2011. **Cenários Demográficos e de Desenvolvimento Econômico**. Disponível em:
<http://www.aesa.pb.gov.br/perh/relatorio_final/Capitulo%209/pdf/9.1%20-%20CenariosDemogDesenvEconomico.pdf>.

AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). 2014. **Monitoramento: estações do ano**. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/monitoramentoClimatologiaEstacaoDoAno.do?metodo=exibir&codigo=Ver%E3o>>.

AGRESTE, S. A., SCBOR, N.; HEIBERG, I. P. Atualização em nefrologia clínica: Papel da constituição físico química da água potável na litogênese renal: **Jornal Brasileiro de Nefrologia**. v. 23, n. 1, p. 45-48, 2001.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**. v. 32, n. 2, p. 531-537. 1998.

ALBERS, A. P. F.; MELCHIADES, F. G.; MACHADO, R.; BALDO, J. B.; BOSCHI, A. O. Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X. **Cerâmica**. v. 48, p. 34-37, 2002.

ALESSIO, C. E.; PINTO, F. G. S.; MOURA, A. C. Avaliação microbiológica das águas das principais fontes de praças e parques de Cascavel – PR. **Revista UNOPAR Científica, Ciências Biológicas e da Saúde**. Londrina, v.11, n. 2, p. 41-4, 2009.

AL-KHASHMAN, O. A. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. **Atmospheric Environment**, Amsterdam, v. 38, n. 39, p. 6803–6812, 2004.

ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soils. In: _____ (Ed.). **Heavy Metals in Soils**. New York: Blackie Academic and Professional Publ, 1990. p. 38–57.

ALMEIDA JÚNIOR, A. B. **Teores naturais e Valores de Referência de Qualidade para metais pesados em solos da Paraíba**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife – Pernambuco.

ALVAREGA, M. I. N.; DAVIDE, A. C. Características físicas e químicas de um latossolo vermelho-escuro e a sustentabilidade de agrossistemas. **Revista Brasileira de Ciência do solo**. v. 23, p. 933-942, 1999.

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; SOUZA FILHO, E. E.; CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Acta Scientiarum Technology**. v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.

ALVES, R. I. S.; TONANI, K. A. A.; NIKAIDO, M.; CARDOSO, O. O.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Avaliação das concentrações de metais pesados em águas superficiais e sedimentos do córrego Monte Alegre e afluentes, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, SP, v. 5, n. 3, p. 122-132, 2010.

AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A.; ROSSI JÚNIOR, O. D.; FERREIRA, F. L. A.; BARROS, L. S. S. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista Saúde Pública**. v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. de; VELLOSO, A. C. X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 271-276, 1992.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba – PERH/PB** *apud* Atlas de Obras Prioritárias para a Região Semiárida: Diagnóstico da Oferta de Água Bruta e Avaliação Preliminar de Alternativas Técnicas no Estado da Paraíba. ANA: Projeto Proágua Semiárido. p. 28, 2005.

ANVISA – AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resíduos de agrotóxicos em alimentos. **Revista Saúde Pública**, v. 40, n. 2, p. 361-3, 2006.

ANDRADE, D. A. C. **A (in)sustentabilidade do turismo no sertão da Paraíba: o município de Coremas, “a terra das águas”**. 2007. 152f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa – Paraíba.

ANDREWS, S. S.; KARLEM, D. L.; CAMBARDELLA, C. A. The soil management assessment framework: a qualitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society of America**. p. 123 - 141, 2004. (Special Publication, 49).

American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th edition. Washington, D.C. American Public Health Association, 2012. 1496p.

AQUINO, A. M.; ASSIS, R. L. Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável. Embrapa Agrobiologia. **Embrapa Informações Tecnológicas**, Brasília, 2005, p.19.

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, PR, v.5, n. 1, p. 187 – 206, 2012.

ARAÚJO, M. L. M. N.; Reinaldo, L. R. L. R.; Almeida, P. G.; Wanderley, J. A. C.; Sousa, J. S. Impactos Ambientais nas margens do rio Piancó causados pela agropecuária. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, Pombal, v. 4, n. 1, p. 13-33, 2010.

ARAÚJO, J. B. S; PINTO FILHO, J. L. O. Identificação de fontes poluidoras de metais pesados nos solos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró/RN, na área urbana de Mossoró-RN. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, Mossoró, RN, v. 5, n. 2, p. 80-94, 2010.

ARRUDA, H. S. A.; ARAUJO, T. M. Epidemia de febre tifóide em Laranja da Terra – Espírito Santo: relato preliminar. **Informe Epidemiológico do SUS**, Brasília, n. 2, p. 21-31, 1997.

ARSHAD, M. A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 88, n. 22, p. 153-160, 2002.

ART, H. W. (Ed.). **Dicionário de ecologia e ciências ambientais**. 2. ed. São Paulo: UNESP/Melhoramentos, 2001. 584p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p. (FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1).

AZEVEDO, E. A. **Exclusão sanitária em Belo Horizonte - MG**: caracterização e associação com indicadores de saúde. 2003. 145f. Dissertação (Mestrado em Saneamento). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais.

BAAS-BECKING, L. G. M.; KAPLAN, I. R.; MOORE, D. Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potentials. **Journal of geology**. v. 68, n. 3, 243-284. 1960.

BACCAN, N.; ANDRADE, J. C.; GODINHO, O. E. S.; BARONE, J. S. **Química analítica quantitativa elementar**. 3. ed. São Paulo: Instituto Mauá de Tecnologia, 2004.

BAGGIO, H. F. 2008. **Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em sedimento de corrente na bacia do rio do Formoso, município de Buritizeiro – MG**. 2008. 234f. Tese (Doutorado em Geologia). Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BAIZE, D., STERCKEMAN, T. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. **Science of the total Environment**, v. 264, p. 127–139. 2001.

BALAN, D. S. L.; MONTEIRO, R. T. R. Decolorization of textile índigo dye by ligninolytic fungi. **Journal of Biotechnology**, Amsterdam, v. 89, n. 2-3, p. 141-145. 2001.

BARBERIS, E.; MARSAN, F. A.; BOERO, V.; ARDUINO, E. Aggregation of soil particles by iron-oxides in various size fractions of soil B-horizons. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 42, p. 535-542, 1991.

BARBOSA, F.; BARRETO, F. C. S. Diferentes visões da água. In: BARBOSA, F. (Org.). **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008. p. 11-23.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico das águas do rio Turvo Sujo**. 2008. 172f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – Minas Gerais.

BASNYAT, P.; TEETER, L. D.; LOCKABY, B. G.; FLYNN, K. M. The use of remote sensing and GIS in the watershed level analyses of non-point source pollution problems. **Forest Ecology and Management**. v. 128, p. 65-73, 2000.

BEN-GAL, A.; BOROCHOV-NEORI, H.; YERMIYAHU, U.; SHANI, U. Is osmotic potential a more appropriate property than electrical conductivity for evaluating whole-plant response to salinity? **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v. 65, p. 232–237, 2009.

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

BIANCHI, S. R.; MIYAZAWA, M.; OLIVEIRA, E. L.; PAVAN, M. A. Características da matéria orgânica no perfil do solo. In: 29ª REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 19-22 de maio de 2006, Águas de Lindóia, 2006.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRÍCIO NETA, A. B. Teores naturais de bário em solos de referência do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, p. 1819-1826, 2011.

BLAIR, A.; DOSEMECI, M.; HEINEMAN, E. F. Cancer and other causes of death among male and female farmers from twenty-three states. **American Journal of Industrial Medicine**. v. 23, n. 5, p. 729-742, 1993.

BLAIR, A.; ZAHM, S.; PEARCE, N. E.; HEINEMAN, E. E.; FRAU MENI, J. F. Clues to cancer etiology from studies of farmers. **Scandinavian Journal of Work, Environment & Health**. v. 18, n. 4, p. 209-215, 1992.

BONA, I. A. T.; SARKIS, J. E. S.; SALVADOR, V. L. R.; SOARES, A. L. R.; KLAMT, S. C. Análise arqueométrica de cerâmica Tupiguarani da região central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, usando fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF). **Química Nova**, São Paulo, n. 30, p. 785-790, 2007.

BORJA, P. C.; MORAES, L. R. S. Indicadores de saúde ambiental com enfoque para a área de saneamento. Parte 2: Estudo de caso. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 26- 38, abr./jun. 2003

BOUCHARD, D. C.; WILIAMS, M. K.; SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of ground water: sources and potencial health effects. **Journal of the American Water Works Association**, Denver, CO, v. 84, p. 85-90, 1992.

BRADY, N. C. **Natureza e Propriedades dos Solos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1983. 647p.

BRADY, N. C. **The nature and properties of soil**. 10. ed. New York: Macmillan Publishing Copany. 1992. 750p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ACATESB. 1986. 640p.

BRANT, F. A. C. **Propriedades físicas, químicas, mineralógicas e mecânicas de um perfil de solo residual basáltico localizado em um corte da Ferrovia Norte-**

Sul, no estado de Tocantins. Rio de Janeiro, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ.

BRANTLEY, S. L.; LIERMANN, L. **Microbial extraction of Ni, Mo and Fe micronutrients from earth materials.** Goldschmidt Conference Abstract. 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 53, seção 1, 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente [CONAMA]. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 02, de 05 de novembro de 2003. “Dispõe sobre a divisão do estado da Paraíba em 11 bacias hidrográficas”.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água.** 1. ed. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004b. 146p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. “Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989”. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. “Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências”. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 16 mar. 2004a. Seção 1, p. 266-70.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: MS, 2006. 284p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância Sanitária. Portaria nº. 2914 de 12 de Dezembro de 2011. “Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011. Disponível em: <http://www.cvs.saude.sp.gov.br/zip/Portaria_MS_2914-11.pdf>.

BRAYNER, F. M. M. **Determinação de taxas de retenção de metais-traço por sedimentos orgânicos em um viveiro de piscicultura em área estuarina e urbana**. 1998. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos – São Paulo.

BRIGANTE, J; ESPÍNDOLA, G. L. E. **Limnologia fluvial**: um estudo do rio Mogi-Guaçu. São Carlos: RIMA, 2003. 278p.

BRISCOE, J.; FEACHEM, R. G.; RAHAMAN, M. M. **Evaluating health impact, water supply, sanitation and hygiene education**. Ottawa: International Development Research Center, 1986.

BRITO, M. **Manual de Compostagem**. Escola Superior Agrária de Ponte Lima (ESAPL), Portugal, 2006.

BRITO, L. T. L.; SRINIVASAN, V. S.; SILVA, A. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; HERMES, L. C. Metais Pesados nos solos e nos sedimentos depositados nas Fontes Hídricas da bacia hidrográfica do rio Salitre. In: XXXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 02 a 06 de Agosto de 2004 - São Pedro – SP.

BURAKHAM, R.; OSHIMA, M.; GRUDPAN, K.; MOTOMIZU, S. Simple flow-injection system for the simultaneous determination of nitrite and nitrate in water sample. **Talanta**, Thailand, n. 64, p. 1259, 2004.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in South-east Brazil. **Hydrobiologia**. v. 482, p. 25-136, 2002.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração bauxita. p. 299-309. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Eds.). **Ecologia de Insetos Aquáticos**, Series Oecologia brasiliensis. v.5. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998.

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência**, Guarapuava, v. 6 n. 3, p. 547-565, 2010.

CAMPOS, M. L.; PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; CURI, N. Baseline concentration of heavy metals in brazilian latosols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34 n. 3/4, p. 547-557, 2003.

CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N.; FURTINI NETO, A. E.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.

CAPEC – Casa de apoio às pessoas com câncer. **Incidência de câncer de pele é maior no interior que no litoral**. 2012. Disponível em: <<http://capec.org.br/site/blog/4437/incidencia-de-cancer-de-pele-e-maior-no-interior-que-no-litoral/>>.

CARMOUZE, J. P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher – FAPESP, 1994.

CARVALHO, R.; GOEDERT, W. J.; ARMANDO, M. S. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1153-1155, 2004.

CARVALHO, R. A.; OLIVEIRA, M. C. V. **Princípios Básicos de Saneamento do Meio**. São Paulo: Editora SENAC. 3. ed, 2003.

CAVALCANTE, M. R. S. **Métodos de tratamento da água pela população Coremense**. 2012. 3f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em

Educação Ambiental). Programa de Pós- Graduação Lato Sensu. Faculdades Integradas de Patos, FIP. Patos - Paraíba.

CEBALLOS, B. S. O. Determinação de coliformes fecais *E. coli* pelo método de substratos definidos: alguns inconvenientes. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 3, n. 1, p. 9-10, 1998.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Variáveis de qualidade das águas**. 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov/agua/rios/variaveis>>.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2010. **Relatório de qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo: 2007-2009**. São Paulo: CETESB, 258p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental: Qualidade da água. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/curiosidades.asp>>.

CHANDER, M.; ARORA, D. S.; BATH, H. K. Biodecolourisation of some industrial dyes by white-rot fungi. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, Hampshire, v. 31, n. 2, p. 94-97, 2004.

CHASIN, A. A. M.; PEDROSO, M. F. M. O estudo da Toxicologia. p. 1-25. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Eds.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa; São Paulo: InterTox, 2003.

CHEN, M.; MA, L. Q. Comparison of four USEPA digestion methods for trace metal analysis using certified and Florida soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 1294-1300, 1998.

COELHO, A. **Percepção ambiental dos alunos da Faculdade Brasileira**, 2002. Disponível em: <<http://www.abees.org.br/paginas/trabalhos/percepcao>>.

COELHO, G. F.; GONÇALVES JR., A. C.; SEIDEL, E.; CARVALHO, E. A.; SCHWANTES, D. Avaliação da granulometria dos solos de sete municípios da região oeste do Paraná. **Synergismus scyentifica – UTFPR**, Pato Branco. v. 4, n. 1, 2009.

CONCEIÇÃO, D. M.; ANGELIS, D. A. ; BIDOIA, E. D.; ANGELIS, D. F. Fungos filamentosos isolados do rio Atibais, SP e refinaria de petróleo biodegradadores de

compostos fenólicos. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 72, n. 1, p. 99-106, 2005.

CORNELL, R. M.; SCHWERTMANN, U. (Eds.) **The Iron Oxides: structure, properties, reactions, occurrence and uses**. New York: VCH Publishers, 1996. 573p.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G. S.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 305 - 314, 2009.

COSTA, C. N. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 2005. 110f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – Rio Grande do Sul.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2005. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. MASCARENHAS, J. C.; BELTRÃO, B. A.; SOUZA Jr., L. C. (Orgs.). Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs). **Geomorfologia e meio ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.

CURI, N. **Vocabulário de Ciência do Solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. 89p.

DAHLQUIST, R. L; KNOLL, J. W. Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry: Analysis of biological materials and soils for major, trace, and ultra-trace elements. **Journal of Applied Spectroscopy**. v. 32, p. 1-29, 1978.

DANTAS, C. C.; DANTAS, H. S.; VAN'T DACK, L.; VAN GRIEKEN, R. Análise de solos por meio de Fluorescência de Raios X Não-Dispersiva. **Química Nova**, p. 110-116. 1981.

DAVIS, D.; BLAIR, A.; HOEL, D. Agricultural exposures and cancer trends in developed countries. **Environmental Health Perspectives**, v. 100, p. 39-44, 1992.

DIAS, J. C.; LIMA, W. N. Comparação de métodos para a determinação de matéria orgânica em amostras ambientais. **Revista Científica da UFPA**, Belém, PA, v. 4. 2004.

DICK, D. P.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from oxisols and inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 49-63, 1996.

DINIZ, C. R. **Nictemerais e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias em dois açudes de trópico semiárido (PB)**. 2005. 193f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - Paraíba.

DINIZ, C. R.; DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 226-230. 2005.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; DE PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DORAN, J. W. Soil quality and sustainability. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society American, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 35).

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Eds.). **Methods for assessing soil quality**. Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1996. p. 25-37. (Special Publication, 49).

EBELING, A. G.; ESPINDULA Jr., A., VALLADARES, G. S.; ANJOS L. H. C.; PEREIRA, M. G. Propriedades químicas como indicadores ambientais em organossolos do estado do Rio de Janeiro. **Revista universidade rural**, série Ciências da vida. Seropédica, RJ, EDUR, v. 24, n. 1, jan-jun, p. 1-6, 2004.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Folheto demonstrativo sobre coleta de amostras de solo**. Azevedo, A. N. R. Pesquisador responsável. Embrapa Rondonia, 2000. 2fls.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2006, 306p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. 1. ed. Campinas: Embrapa monitoramento por satélite, 2010, 26p.

EMCON AMBIENTAL– Empresa de Consultoria Ambiental. **Monitoramento 2005**. Disponível em: <<http://www.emconambiental.com.br/monitoramento>>.

ESREY, S. A.; POTASH, J. B.; ROBERTS, L.; SHIFF, C. Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhea, dracunculiasis, hookworm infection, schistosomiasis and trachoma. **Bulletin of the World Health Organization**, Switzerland, v. 59, n. 5, p. 609-21, 1991.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP. 1998.

FADIGAS, F. S.; AMARAL-SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 2, p. 151-159, 2002.

FAGERIA, N. K. **Produção de sementes sadias de feijão comum em várzeas tropicais**. Embrapa Arroz e Feijão, Sistemas de Produção, ISSN 1679-8869 Versão eletrônica, 2004.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cabelo**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – Paraíba.

FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. **Sanitation and Disease- Health Aspects of Excreta and Wasterwater Management**. Washington: Copyright, 1983.

FERNANDES, R. B. A.; LUZ, W. V.; FONTES, M. P. F.; FONTES, L. E. F. Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**. v. 11, n. 1, p. 81-93, 2007.

FERREIRA, A. C. S. Contabilidade ambiental: uma informação para o desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2009.

FERREIRA, A. C.; PÁDUA, V. L. Qualidade da água para consumo humano. Capítulo. In: HELLER, L. H.; PÁDUA, L. (Org.). **Abastecimento de água pra consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006. p. 62-84.

FERREIRA, B. A.; FABRIS, J. D.; SANTANA, D. P.; CURI, N. Óxidos de ferro das frações areia e silte de um Nitossolo desenvolvido de basalto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 27, n. 3, p. 405-413. 2003.

FERREIRA, P. A., RUIZ, H. A. **Transporte de solutos no solo**. Viçosa – MG: UFV, 2007. 30p. (Apostila).

FERNANDES FILHO, C. F. **Abastecimento de água**. Disponível em: <<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento>>.

FONG, R. Bromoxynil: **metabolic fate, dermal transport and human exposure data (appendix B)**. HS-1467. Sacramento, California: Department of Food Agriculture, 1991.

FONG, R.; MEINDERS, D. **Oxydemeton-methyl (metasys-tox-r): Metabolic fate dermal transport and human exposure data**. HS – 1536. Sacramento, California: Department of Food and Agriculture, 1990.

FONTANA, A. **Fracionamento de matéria orgânica e caracterização dos ácido húmicos e sua utilização no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Seropédica, Rio de Janeiro, 2009. 82f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal do Rio de Janeiro,. Rio de Janeiro, RJ.

FORMOLI, A. **Estimation os exposure of persons in California to the pesticide products that contain diquat-dibromide**. HS-1662. Sacramento, California: Environmental Protection Agency, 1993.

FORMOLI, A.; ROSS, H. **Estimation of exposure od persons in California to pesticide products that contain paraquat**. HS-1560. Sacramento, California: Department of Food and Agriculture, 1991.

FRANCO, B. D. M. **Microbiologia dos Alimentos**. Ed. Atheneu, São Paulo, 2003.

FRANCO, R. A. M.; VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T. Avaliação biológica da qualidade da água para irrigação do córrego Três Barras, Marinópolis, SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16., 2006, Goiânia. **Anais...** Brasília: Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, 2006.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 239-248, 2003.

FBB - FUNDAÇÃO BANCO DO BRASIL. **Tecnologia Social, Fossa Séptica Biodigestora**. Saúde e Renda no Campo – Saiba como montar um sistema inovador de esgoto sanitário. Brasília: Câmara Brasileira do livro, 2010. 31p.

FUREDY, C. Reduzindo os riscos para a saúde do uso do lixo orgânico sólido urbano. **Revista Agricultura Urbana**, março, n. 3, 2001.

GRADELLA, F. S.; SILVA NETO, J. C. A.; ECHEVERRIA, J. L.; LEITE, E. F.; SILVA, G.; GENTIL, R. H. P. **Análise preliminar dos elementos químicos e físicos da água da bacia hidrográfica do córrego João Dias, Aquidauana, MS**. In: 1º SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, Campo Grande, Brasil, 11-15 novembro de 2006, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 96-105.

GALINDO, E. F. **A intersectoralidade como requisito para construção de uma cidade saudável**: política de Saneamento e de Saúde no Recife (gestão 2001-2004) - Estudo de Caso. Recife, 2004. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano). Universidade Federal de Pernambuco. Recife – Pernambuco.

GAYLARD, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. Aspectos biológicos e técnicas da biorremediação de xenobióticos. **Biociência, Ciência e Desenvolvimento**,

Brasília, v. 8, n. 34, 2005. Disponível em:
<<http://www.bioteecnologia.com.br/edicoes/ed34.php>>.

GEAGEA, M. L.; STILLE, P.; GAUTHIER-LAFAYE, F.; MILLET, M. Tracing of industrial aerosol sources in an urban environment using Pb, Sr, and Nd isotopes. **Environmental Science Technology**, v. 42, p. 692-698, 2008.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2006.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008. 220p.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia**: processos ecológicos em agricultura sustentável. Porto Alegre: Editora Universidade – UFRGS, 2000.

GOMES, J. L.; BARBIERI, J. C. **Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no estado de São Paulo**: um novo modelo de política pública. Cadernos EBAVE-BR, v. 2, n. 3, p. 1-21, 2004.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola**. Jaguariúna: Embrapa meio ambiente, 2006. 8p.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 9, n. 3, p. 391-399. 2005.

GRABOW, W. Waterborne diseases: update on water quality assessment and control. **Water S.A.** v. 22, p. 193-202, 1996.

GROSS, R.; SCHELL, B.; MOLINA, M. C.; LEÃO, M. A.; STRACK, U. The impact of improvement of water supply and sanitation on diarrhea and intestinal parasites: a Brazilian experience with children in two low income urban communities. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 214-20, jun. 1989.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sedimentos aquáticos. **Tópicos em Ciência do solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: Processos que imitam a natureza. **Cadernos temáticos de Química Nova na Escola – Química Ambiental**. Maio, p. 19-30, 2001.

GURGEL, B. S. **Avaliação de impactos ambientais por estudo geoquímico na bacia do Córrego Rico, Paracatu – MG**. 2007. 136f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade de Brasília. Instituto de Geociências, Brasília – Distrito Federal.

HAINES, P. J. **Thermal methods of analysis: principles, application and problems**. London: Chapman & Hall, 1995. 286p.

HARPER, K.; OLIVEIRA, A. P. Determinação de elementos-traço em solos e lodos de esgoto por ICP-OES. **Revista Analytica**. n. 23, p. 53-59, 2006.

HELLER, L. **Associação entre cenários de saneamento e diarreia em Betim – MG: o emprego do delineamento caso-controle na definição de propriedades de intervenção**. 1995. 294f. Tese (Doutorado em Epidemiologia). Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais.

HELLER, L. **Pesquisa em saúde e saneamento no DESA/UFMG: base conceitual e projetos desenvolvidos**. In: SEMINÁRIO SANEAMENTO E SAÚDE NOS PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO, 1997, Belo Horizonte. Rio de Janeiro: CC&P, 1997a. p. 259-80.

HELLER, L. **Saneamento e saúde**. Brasília: Organização Pan Americana de Saúde/Organização Mundial da Saúde, 1997b.

HERMANSON, B. **Sustentabilidade, este conceito veio pra ficar**. Portal SEBRAE-SP, São Paulo, dez. 2008. Disponível em: <<http://www.sebraesp.com.br>>.

HERMES, L. C **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

HOLANDA, J. S. de; AMORIM, J. R. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. In: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. de (Eds). Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB, 1997, p.137-169.

HORCKMANS, L.; SWENNEN, R.; DECKERS, J.; MAQUIL, R. Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. **Catena**, Amsterdam, v. 59, n. 3, p. 279-304, 2005.

HUDSON, R. J. M. Which aqueous species control the rates of trace metal uptake by aquatic biota? Observations and predictions of non-equilibrium effects. **Science of the Total Environment**. v. 219, p. 95-115, 1998.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br>>. Acesso em: 28 jul. 2013.

IMPERATO, M.; ADAMO, P.; NAIMO, D.; ARIENZO, M.; STANZIONE, D.; VIOLANTE, P. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy), **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 124, p. 247–256, 2003.

IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. Tradução de Max Lothar Hess. São Paulo: Edgard Blucher, 1996.

INCA (Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. Estimativa 2014 - Incidência de câncer no Brasil. Disponível em: <http://www.inca.gov.br/rbc/n_60/v01/pdf/11-resenha-estimativa-2014-incidencia-de-cancer-no-brasil.pdf>.

IONASHIRO, M. A.; GIOLITO, I. Nomenclatura, padrões e apresentação dos resultados em análise térmica. **Cerâmica**. v. 26, n. 121, p. 17-24, 1980.

ISAAC-MARQUEZ, A. P.; LEZAMA-D'ÁVILA, C. M.; KU-PECH, P. P.; TAMAY-SEGOVIA, P.; *et al.* Calidad sanitaria de los suministros de agua para consumo humano en Campeche. **Salud Pública de México**. v. 36, p. 655-661, 1994.

ISMAEL, L. L.; SOUSA, T. M. I.; QUEIROZ, M. M. F. Estudo do aporte e transporte de nutrientes no rio Piranhas – PB. In: XI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 2012, João Pessoa. **Anais...Paraíba**: 2012.

ISO – International Organization for Standardisation. **Soil Quality: Guidance on the determination of background values**. ISO 19258: 2005.

JONES, H. G. **Plants and microclimate**: A quantitative approach to environmental plant physiology. 2. ed. Cambridge University Press, 1992. 85p.

JORDÃO, C. P.; RIBEIRO, P. R. S.; MATOS, A. T.; FERNANDES, R. B. A. Aquatic contamination of the Turvo Limpo River basin at the Minas Gerais state, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 18, n. 1, p. 116-125, 2007.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. Goethite and hematite in a climosequence in Southern Brazil and their application in classification of kaolinitic soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 29, p. 27-39, 1983.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. **Soil Science Society America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4-10, 1997.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. A framework for evaluating physical and chemical indicators. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1994. Cap. 4, p. 53-72. (Special Publication, 35).

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1985.

KORNDÖRFER, G. H.; ARANTES, V. A.; CORRÊA, G. F. Efeito do silicato de cálcio no teor de silício no solo e na produção de grãos de arroz de sequeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 23, n. 3, p. 623-629, 1999.

KOWALKOWSKI, T.; BUSZEWSKI, B. Sorption and migration of selected heavy metals in different soil matrices. **Pollution Journal Environmental Studies**, v. 11, p. 135-139. 2002.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate changes. **Geoderma**. v. 123 p. 1-22, 2004.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F. e STEWART, B. A., (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Soil Science Society American, 1994. p. 37-51. (Special Publication, 35).

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 821-832, 2003.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LIMA, C. A. G.; CURTI, W. F.; CURTI, R. C. Concepção hídrica do sistema de reservatórios Coremas-Mãe D'água e sua influência sobre a vazão regularizável. **RECIE**, Uberlândia, v. 15, n. 1/2, p. 63-71, jan-dez. 2006.

LIMA, E. P. **Planos e técnicas de amostragem**. 1. ed. CEFET/Pelotas, 2006.

LIMA, J. E. F. W.; LOPES, W. T. A.; SILVA, E. M. da.; VIEIRA, M. R. Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia de rio Paranapanema. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2005. João Pessoa. **Anais...** João Pessoa ABES, 2005.

LIPPY, E. C.; WALTRIP, S. C. Waterborne disease outbreaks 1946-1980: a thirty-five-year perspective. **Journal American Water Works Association**, v. 6, n. 2, p. 60-7, Feb. 1984.

MAAS, S.; SCHEIFLER, R.; BENSLAMA, M.; CRINI, N.; LUCOT, E.; BRAHMIA, Z.; BENYACOUB, S.; GIRAUDOUX, P. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, unisuburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 2294-2301, 2010.

MACLEAF, P. R.; SHOEDER, E. D. Denitrification using a membrane-immobilized filter. **Journal of the American Water Works Association**, Denver, CO, v. 87, p. 77-86, 1995.

MAGALHÃES, P. C. O custo da água gratuita. **Ciência Hoje**, v. 36, n. 211, p. 45-49. 2004.

MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: Realidade e Perspectivas para o Brasil a partir da Experiência francesa**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 688p.

MAHAN, B. M.; MYERS, R. J. Química: um curso universitário. 4 ed. Editora Edgard Blucher, 1995.

MAIA, A. P. A. **Gestão de recursos hídricos em Pernambuco**: o comitê de bacia hidrográfica do rio Pirapama. Recife, PE, 2002. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais). Universidade Federal de Pernambuco, Recife – Pernambuco.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do rio Jacaré-Pepira (47° 55'- 48° 55' W; 22° 30'- 21° 55' S - Brasil). Qualidade da água do Rio Principal. **Ciência & Cultura**, v. 39, n. 2, p. 164-185, 1987.

MALAVOLTA, E. **ABC da Adubação**. 4 ed. Editora Agronomia Ceres: São Paulo SP, 1979. 255 p.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola: adubos e adubação**. 3. ed. São Paulo: Editora Agronômica Ceres. 1981. 596p.

MAMANI, M. C. V. **Determinação qualitativa e quantitativa de metais em plantas medicinais por fluorescência de raios-x e voltametria de redissolução anódica**. 2006. 130f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica). Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – São Paulo.

MANCHILHA, J. C. **Estudo do comportamento químico do ferro micro e nano particulado na despoluição de solos contaminados com metais pesados**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Tecnologia Espaciais/Ciência e Tecnologia de Materiais e Sensores). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos – São Paulo.

MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 17, n. 3-4, p. 383-391, 2011.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas: estado da arte, limites e potencialidades de uma ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciências e Tecnologia**, Brasília, v. 17, n. 1, p. 41-59, 2000.

MATO, A. P. **Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência metemoglobinemia infantil**. 1996. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental). Universidade Mackenzie. São Paulo, SP.

MATOS, J. R.; MERCURI, L. P.; ARAUJO, G. L. B. Aspectos gerais relativos ao desenvolvimento farmacotécnico de medicamento: análise térmica aplicada a fármacos e medicamentos. In: STORPIRTIS, S.; GONÇALVES, J. E.; CHIANN, C.; GAI, M. N. **Biofarmacotécnica**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009, p. 32-65.

MATTOS, A. R. **Índice de qualidade de águas para a bacia do rio das Velhas: Aspectos metodológicos e avaliação quantitativa do ambiente**. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – Minas Gerais.

MEDEIROS, J. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; ROSA, J. D.; GATIBONI, L. C. Relação cálcio:magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em um Cambissolo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 4, p. 799-806, 2008.

MEIERHOFER, R.; WEGELIN, M. **Solar Water Disinfection: a guide for the application of SODIS**, EAWAG, SANDEC (Eds.). Dübendorf, October, n. 6. 2002. 88p.

MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. **Microbiologia ambiental**. 2. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008.

MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Influência de materiais orgânicos no desenvolvimento do tomateiro e nas propriedades químicas do solo em ambiente protegido. **Horticultura Brasileira**, v. 20, p. 452-458, 2002.

MEYER, S. T. O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 9-110, Jan/Mar, 1994.

MOLLE, F.; CADIER, E. **Manual do pequeno açude**. Recife: Sudene. 509 p. 1992.

MONTEIRO, J. H. P. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM. 2001. 193p.

MORENO-JIMENEZ, E.; BEESLEY, L.; LEPP, N. W.; DICKINSON, N. M.; HARTLEY, W.; CLEMENTE, R. Field sampling of soil pore water to evaluate trace element mobility and associated environmental risk. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 3078-3085, 2011.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). v. 1, p. 95-142, 1997.

MOURA, E. M.; RIGHETTO, A. M.; LIMA, R. R. M. Avaliação da disponibilidade hídrica e da demanda hídrica do trecho do rio Piranhas-Açú entre os açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves. 2011. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. V. 16, n. 4, p. 07-19, 2011.

MOURA, G. 2014. **Biomatrix: como despoluir um rio gastando pouco**. Disponível em: <<http://www.greenme.com.br/viver/saude-e-bem-estar/474-biomatrix-como-despoluir-um-rio-gastando-pouco>>.

MUGGLER, C. C.; PINTO SOBRINHO, F. A.; MACHADO, V. A. Educação em solos: princípios, teoria e métodos. Seção VII – Ensino da ciência do solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**. v. 30, p. 733-740, 2006.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1/2, p. 83-100, 2006.

NAGATA, N.; BUENO, M. I. M. S.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Métodos Matemáticos para Correção de Interferências Espectrais e Efeitos Interelementos na Análise Quantitativa por Fluorescência de Raios-X. **Química Nova**, v. 24, n. 4, p. 531-539, 2001.

NASCIMENTO FILHO, V. F. **Técnicas Analíticas Nucleares de Fluorescência de Raios X Por Dispersão de Energia (EDXRF) e por Reflexão Total (TXRF)**, 1999. Disponível em: <<http://www.cena.usp.br/apostilas/Virgilio/CEN-5723/EDXRF-TXRF.doc>>.

NATURAL RESEARCH COUNCIL – NRCC. **Soil and water quality: and agenda for agriculture**. Washington, DC: National Academy Press, 1993. 542p.

NUNES, E. P. Filtração. 2003. Disponível em: <<http://amigonerd.net/trabalho/7338-filtracao>>.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koggan, 1988. 433p.
OLIVEIRA, A. M.; RIOS, M. L. A degradação das águas do rio Itapicuru: O olhar da população residente do povoado de Itapicuru. **Enciclopédica Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 1 - 16. 2013.

OLIVEIRA, T. S.; COSTA, L. M. Metais pesados em solos de uma topolitossequência do Triângulo Mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 785-796, 2004.

OMS. Organization Mundial de la Salud. **Guias para la calidad del agua potable**. 2. ed. v. 1. Genebra, 1999.

ORSSATTO, F. Avaliação do Oxigênio Dissolvido do Córrego Bezerra a Montante e a jusante de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 27-28, 2008.

OSAKI, F. **Calagem e adubação**. Campinas: Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola, 1991. 503 p.

PATERNIANI, J. E. S.; MATSURA, E. E.; ROSTON, D. M.; PAULA JR, D. R.; TESTEZLAF, R.; RIBEIRO, T. A. P. Diagnóstico da qualidade da água de irrigação em propriedades produtoras de hortaliças da região de Campinas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 23, 1994. Campinas. **Anais...**Campinas: SBEA, 1994.

PAGNANELLI, F.; ESPOSITO, A.; TORO, L.; VEGLIÒ, F. Metal speciation and pH effect on Pb, Cu, Zn and Cd biosorption onto *Sphaerotilus natans*: Langmuir-type empirical model. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, p. 627-633, 2003.

PATACA, L. C. M.; BORTOLETO, G. G.; BUENO, M. I. M. S. Determinação de arsênio em águas contaminadas usando fluorescência de raios-x por Energia dispersiva. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 579-582, 2005.

PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 63-77, 2003.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20 - 36, 2004.

PEREIRA FILHO, L. A.; SILVA, J. C. R.; SILVA, M. B. B.; CASTRO, M. N. A questão da água no mundo e no Brasil. In: II JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DOS CURSOS DE GRADUAÇÃO DA FACULDADE ARAGUAIA CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2013. Goiânia, GO. **Anais...**Faculdade Araguaia, Goiânia, 2013.

PEREIRA, L. T. C.; LEMOS, J. L. S. O fungos filamentosos, uma opção em estudo para a biorremediação. In: XI JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO CETEM/MCT. 2003. Rio de Janeiro, RJ. **Anais...**Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, 2003.

PERETTO, A. **Índice de qualidade da água do Córrego André**. Universidade Estadual do Mato Grosso, 2002, p. 1-5. Disponível em: http://www.geo.efv.br/smposio/trabalhos/resumos_expandidos/eixo11/002.pdf.

PINTO, A. L. Saneamento básico e qualidade das águas subterrâneas. In: MORETTI, E. C.; CALIXTO, M. J. M. S. (Org.). **Geografia e Produção Regional: Sociedade e Ambiente**. Campo Grande – MS: Editora da UFMS, p. 11-55. 2003.

PIZARRO, F. **Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos**. Madrid: Editorial Agrícola, Española, 1985. 521p.

PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA PIRANHAS-AÇU. Relatório Parcial: RP-03 – Diagnóstico da bacia rio Piranhas-Açu. 2013.

PONTES, C. A. A.; SCHRAMM, F. R. Bioética da proteção e papel do Estado: problemas morais no acesso desigual à água potável. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 5, p. 1319-1327. 2004.

PRADO, R. de M.; FERNANDES, F. M.; NATALE, W. **Uso agrícola de siderúrgica no Brasil: estudos na cultura da cana-de-açúcar**. Jaboticabal: FUNEP, ISBN: 85-87632-43-4. 2001. 67p.

PROVENZANO, M.R.; SENESI, N. Thermal properties of standard and reference humic substances by differential scanning calorimetry. **Journal of Analytical Colorimetry**, v. 57, p. 517- 526, 1999.

QUEIROZ, M. M. F.; DANTAS, E. F.; SILVA, A. L. Qualidade e quantidade da água do rio Piancó, tributário do Rio Piranhas-açu na região Nordeste. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, v. 8, n. 2, p. 49-58, 2013.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Potafos, 1991. 343p.

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

REBOUÇAS, A. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos avançados**, v. 11, n. 29, p. 127-154. 1997.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 27, p. 29-48, 2003.

REINERT, D. J. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L. E.; GRIFFIT, J. J. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 163-173.

REIS FILHO, R. W.; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; VIEIRA, E. M. Poluentes emergentes como desreguladores endócrinos. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 3, 2007. Disponível em:
<http://ecotoxbrasil.org.br/index.php?option=com_rokdownloads&view=file&task=download&id=177%3Apoluentes-emergentes-como-desreguladores-endocrinos-pp&Itemid=103>.

RHOADES, J. D; KANDIAH, A.; MASHALI, A. M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. Tradução de H.R. Gheyi, J.R. de Sousa, J. E. Queiroz. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p. Estudos da FAO Irrigação e Drenagem, 48.

RIBEIRO, E. V. **Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora – MG**: Metais Pesados e atividades antropogênicas. 2010. 196f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

RIBEIRO, E. V.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; HORN, A. H.; TRINDADE, W. M. Metais Pesados e qualidade da água do Rio São Francisco no Segmento entre Três Marias e Pirapora – MG: índices de contaminação. **Geonomos**. v. 20, n. 1, p. 49-63, 2012.

RICE, K. C. Trace-element concentrations in streambed sediment across the conterminous United States. **Environmental Science Technology**, Washington, v. 33, n. 15, p. 2499-2504, 1999.

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

ROCHA, C. M. B. M.; RODRIGUES, L. S.; COSTA, C. C.; OLIVEIRA, P. R.; SILVA, I. J.; JESUS, E. F. M.; ROLIM, R. G. Avaliação da qualidade da água e percepção

higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 9, p. 1967-1978, 2006.

RODRIGUES, A. C. L.; ALCIGEIMES BATISTA CELESTE, A. B.; BARBOSA, R. L.; CURI, W. F.; CURI, R. C. Influência dos reservatórios a montante do sistema Coremas-Mãe D'água no processo de outorga na bacia hidrográfica do rio Piancó-PB. 22 a 26 de novembro de 2009. In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

RECURSOS HÍDRICOS. 2009. Campo Grande, MS. **Anais...Acqua Consultoria**, Campo Grande – MS.

ROLOFF, T. A., Efeitos da não aplicação do controle de qualidade da água nas indústrias alimentícias. **Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 1, n. 1, p. 52-57, 2006.

ROVERE, E. L. **Metodologia de Avaliação de Impacto Ambiental**. Documento final, Instrumentos de Planejamento e Gestão Ambiental para a Amazônia, Pantanal e Cerrado – Demandas e Propostas. Brasília: IBAMA, 1992.

RUSSELL, J. B. **Química geral**. 2. ed. São Paulo: Editora Makron Books do Brasil, 1994.

SANDRONI, V.; SMITH, C. M. M. Microwave digestion of sludge, soil and sediment samples for metal analysis by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, v. 468, p. 335-344, 2002.

SANTANA, D. P.; BAHIA FILHO, A. F. C. Indicadores de qualidade do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 27, 1999, Brasília, DF. **Anais...Planaltina: Embrapa Cerrados**, 1999. 1 CD-ROM.

SANTOS, A. C. Noções de Hidroquímica. Feitosa, F. A. C. & Manuel Filho, J., 1997. In: **Hidrologia: Conceitos e aplicações**. CPRM/LABHID-UFPE, 1997. Cap. 5. p. 81-108.

SANTOS, E. S. **Caderno Pedagógico de Química: Análises físico-químicas de água e de solos**. Pinhais, SP. 2008, 61p.

SANTOS, J. G. R. dos. **A salinidade na agricultura irrigada: teoria e prática**. Campina Grande: UFPB, 2000. 171p.

SANTOS, V. O. Análise físico-química da água do Rio Itapetininga-SP: Comparação entre dois pontos. **Revista Eletrônica de Biologia**, v. 3, n. 1, p. 99-115, 2010.

SANTOS, I.; FILL, H. D. A.; SUGAI, M. R. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. C. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: LACTEC, 2001. v. 1. 372 p.

SANTOS, Q. R.; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M.; REIS, A. S.; BARROS, F. M. Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio Catolé, Itapetininga-BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 16, 2013.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, A. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 329-338, 2008.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5. ed. McGraw-Hill, 2003. 752p.

SAYER, J. A.; GADD, G. M. Binding of cobalt and zinc by organic acids and culture filtrates of *Aspergillus niger* grown in the absence or presence of insoluble cobalt or zinc phosphate. **Mycological Research**, Cambridge, v. 105, p.1261-1267, 2001.

SCIENTEC, 1997. Associação para Desenvolvimento da Ciência e Tecnologia. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Paraíba: Bacias do Piancó e do Alto Piranhas. **SEPLAN**, v. 3, p. 229p.

SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Surto de rotavírus em Ecoporanga – ES**. Boletim Eletrônico Epidemiológico, Secretaria de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde, v. 3, n. 2, 2003. Disponível em:
<http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/periodicos/boletim_eletronico_epi_ano03_n02.pdf>.

SEGNINI, A.; SANTOS, L. M. SILVA, W. T. L. MARTIN-NETO, L.; BORATO, C. E.; MELO, W. J.; BOLONHEZI, D. Estudo comparativo de métodos para a determinação da concentração de carbono em solos com altos teores de Fe (Latosolos). **Química Nova**. v. 31. p. 94-97, 2008.

SES – Secretaria de Estado da Saúde. **Câncer de pulmão mata 528 paraibanos em dois anos; Estado alerta sobre os malefícios do cigarro**. Disponível em:
<<http://www.paraiba.com.br/2015/05/30/68268-cancer-de-pulmao-mata-528-paraibanos-em-dois-anos-estado-alerta-sobre-os-maleficios-do-cigarro>>.

SEYBOLD, C. A.; MAUSBACH, M. J.; KARLEN, D. L.; ROGERS, H. H. Quantification of soil quality. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F. AND

STEWART, B. A. The Soil Quality Institute (Eds.) **The soil quality concept**. Washington, DC: USDA-NRCS, 1996. p. 53-68.

SHARP, D. S.; ESKENAZI, B.; HARRISON, R.; CALLAS, P.; SMITH, A. H. Delayed health hazards of pesticide exposure. **Annual Review of Public Health**, Danvers, Massachusetts. v. 7, p. 441-471. 1986.

SHEREVE, R. N.; BRINK Jr., J. A. **Indústrias de processos químicos**. 4. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1997.

SIAB. Sistema de Informação de Atenção Básica. 2011. Programa da Secretaria Municipal de Saúde de Coremas-PB.

SIAB. Sistema de Informação de Atenção Básica. 2013. Programa da Secretaria Municipal de Saúde de Pombal-PB.

SICHOROVA, K.; TLUSTOŠ, P.; SZÁKOVÁ, J.; KOŘÍNEK, K.; BALÍK, J. Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area. **Plant, Soil Environmental**, Amsterdam, v. 50, p. 525–534, 2004.

SILVA, F. M.; ANDRADE SOBRINHO, L. G.; COELHO, D. C.; FERREIRA, P. M. L.; AZEVEDO, P. B. Percepção de risco no uso de agrotóxicos em cinco comunidades rurais no município de Pombal – PB. **Revista Verde (Pombal – PB – Brasil)**. v. 9. n. 5. p. 01 – 09, 2014.

SILVA, M. A. L.; CALASANS, C. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. Dissolved nitrogen and phosphorus dynamics in the lower portion of the Paraíba do Sul river, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. **An International Journal of Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 44, n. 4, p. 365-371, 2001a.

SILVA, S. R.; VENETURIM, J. B.; FRANÇA, R. B.; MARTINS, V. S. Avaliação e definição do padrão de comportamento das diarreias agudas, considerando as condições sanitárias e os resultados do Programa MDDA No Bairro Novo Horizonte, Serra – ES. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001b, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001b. 1 CD-Rom.

SINGER, M. J.; EWING, S. S. Soil quality. In: SUMMER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Georgia, USA: University of Georgia, 1999. p. 271-298.

SITKO, R.; ZAWISZA, B.; , JURCZYK, J.; BUHL, F.; ZIELONKA, U. Determination of High Zn and Pb Concentrations in Polluted Soils Using Energy-Dispersive X-ray Fluorescence Spectrometry, **Polish Journal of Environmental Studies**. v. 13, n. 1, 91p, 2004.

SNAKIN, R. E., KRECHETOV, P. P.; KUZOVNIKOVA, T. A.; ALYABINA, I. O.; GUROV, A. F.; STEPICHEV, A. V. The system of assessment of soil degradation. **Soil Technology**, v. 8, n. 4, p. 331-343, 1996.

SOCO, 2009. Agricultura sustentável e conservação dos solos. Processos de degradação do solo. Ficha informativa n. 3. Disponível em: <<http://agriflife.jrc.ec.europa.eu/documents/PTFactSheet-03.pdf>>.

SOJKA, R. E.; UPCHURCH, D. R. Reservations regarding the soil quality concept; discussion. **Soil Science Society American**. v. 63, n. 5. p. 1039 – 1054, 1999.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Métodos de determinação de cálcio e magnésio trocáveis e estimativa do calcário residual em um Latossolo submetido à aplicação de calcário e gesso em superfície. **Revista Brasileira de Ciência do solo**. v. 32, p. 663-673, 2008.

SOUSA, P. S. **O Saneamento Básico Sofrível de Coremas-PB**. 2008. Disponível em: <<http://pedroseverinoonline.blogspot.com/2008/10/o-saneamento-bsicosofrivel-de-coremas.html>>.

SOUSA, T. M. I.; FERREIRA, P. M. L.; GARRIDO, J. W. A.; QUEIROZ, M. M. F. Qualidade ambiental da bacia do rio Piancó Piranhas Açu. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal-PB, v. 9, n. 4, p. 84-94, 2014.

SOUZA, A. D. G.; TUNDISI, J. G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré-Guaçú river water-sheds, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 60, n. 4, p. 563-570, 2000.

SPARKS, D. L. The Chemistry of soil acidity. **Environmental soil chemistry**, chapter 9. San Diego: Academic Press, 1995. 267p.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA - UFMG. 3. ed. 2005. 456p.

SPERLING, M. V. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 588p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 7).

STUKEL, T. A.; GREENBERG, E.; DAIN, B.; REED, F.; JACOBS, N. A longitudinal study of rainfall and coliform contamination in small community drinking water supplies. **Environmental Science Technology**, v. 24, p. 571-575, 1990.

SUASSUNA, J.; AUDRY, P. **Estudo da salinidade das águas de irrigação das propriedades do GAT e da sua evolução sazonal durante os anos de 1988 e 1989**. Catálogo de observações de campo e dos resultados de análises. Recife: CNPq, 1992. 318p.

TAVARES, A. R. **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. Originalmente apresentada como dissertação de Mestrado, Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA, São José dos Campos, São Paulo. 176p. 2005.

TEIXEIRA, A. S. **Isolamento e caracterização de bactérias degradadoras de gasolina comercial**. Porto Alegre, RS, 2007. Originalmente apresentada como dissertação de Mestrado em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

TEIXEIRA, J. C. **Associação entre cenários de saneamento e indicadores de saúde em crianças**: estudo em áreas de assentamento subnormal em Juiz de Fora – MG. 2003. 278f. Tese (Doutorado em Saneamento). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais - Belo Horizonte.

TOMAZ, J. Água dura e seus riscos. 2012. Disponível em:
<<http://www.agsolve.com.br/noticias/agua-dura-e-seus-riscos>>.

TONINI, R. M. C. W.; REZENDE, C. E.; GRATIVO, A. D. Degradação e biorremediação de compostos do petróleo por bactérias: revisão. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 4, p. 1010-1020, 2010.

TRENTIN, P. S.; BOSTELMANN, E. **Programa Inter laboratorial para sólidos totais, dissolvidos, e em suspensão em amostras de água**. **Metrologia e**

Instrumentação. 2010. Disponível em: <<http://banasmetrologia.com.br/wp-content/uploads/2012/01/Programa-Interlaboratorial.pdf>>.

TUNDISI, J. G. **Água do século XXI: Enfrentando a escassez.** 2. ed., São Carlos: Editora Rima, 2003. 248p.

TÜRKAN, I; DEMIRAL, T. Recent developments in understanding salinity tolerance. **Environmental and Experimental Botany**, v. 67, p. 2-9, 2009.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Qualidade da água.** Disponível em:<<http://www.ufv.br/dea/lqa/qualidade.htm>>.

UFV - Universidade Federal de Viçosa. Qualidade da água. Disponível em: <<http://www.ufv.br/dea/lqa/qualidade.htm>>

USEPA – United State Environmental Protection Agency. **Method 3051a – Microwave assisted acid digestion of sediments, sluges, soils, and oils.** Revision 1 Feb 2007. 30 p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>.

VANDERCASTEELE, C; BLOCK, C. B. **Modern Methods for Trace Elements Determination**, John Wiley, Chichester, 1993. 168p.

VANZELA, L. S. **Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego três barras, no município de Marinópolis, SP.** 2004. 91f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual de São Paulo, Ilha Solteira – São Paulo.

VEGA, F. A.; COVELO, E. F.; ANDRADE, M. L. Impact of industrial and urban waste on the heavy metal content of salt marsh soils in the southwest of the province of Pontevedra (Galicia, Spain). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 96, p. 148-160, 2008.

VENANCIO, S. **Noções Sobre Tratamento de Água.** 2009. Disponível em: <<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/Tratam00.htm>>.

VIEIRA, V. P. P. B. Recursos hídricos e o desenvolvimento sustentável do semiárido Nordeste. **Revista Brasileira de Recursos Naturais**. v. 1, n. 1, p. 89-107, 1996.

VILLIERS, M. **Água**: como o uso deste precioso recurso natural poderá acarretar a mais séria crise do século XXI. Rio de Janeiro: Ediouro, 2002.

VOGEL, A. I.; MENDHAM, J.; DENNEY, R. C.; BARNES, J. D. **Análise química quantitativa**, 6. ed., Rio de Janeiro: Editora LTC, 2002. 462p.

VOLKWEISS, S. J. Química da acidez dos solos. In: KAMINSKI, J.; VOLKWEISS, J. & BECKER, F.C. SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS DA ACIDEZ DO SOLO, 2. Santa Maria, 1989. **Anais...** Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 1989. p.7-38.

WENDLANDT, W. W. **Thermal Analysis**. 3. ed. New York: Willey, 1986. 814p.

WETZEL, R. G. **Limnology**. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION: Nutrients in drinking water, Water, Sanitation and Health protection and the Human Environment, Geneva, 2005.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION: Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management, Geneva 2007.

WWF – WORLD WIDE FUND FOR NATURE. Análise dos Impactos Ambientais da Atividade Agropecuária no Cerrado e suas inter-relações com os Recursos Hídricos na Região do Pantanal. 2012. 98p.

XUE, H.; NHAT, P. H.; GÄCHTER, R.; HOODA, P. S. The transport of Cu and Zn from agricultural soils to surface water in a small catchment. **Advances in Environmental Research**, v. 8, p. 69–76, 2003.

YAKUBU, M. B. Biological approach to oil spills remediation in the soil. **African Journal of Biotechnology**, Nigeria, v. 6, n. 24, p. 2735-2739. 2007.

YANG, H; ROSE, N. Trace element pollution records in some UK lake sediments, their history, influence factors and regional differences. **Environmental International**, v. 31, p. 63 – 75, 2005.

YU, K. N.; YEUNG, Z. L. L.; LEE, L. Y. L.; STOKES, M. J.; KWOK, R. C. W. Determination of multi-element profiles of soil using energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF). **Applied Radiation and Isotopes**, Amsterdam, v. 57,

n. 2, p. 279-284, 2002.

ZHAO, F. J.; MCGRANT, S. P.; MERRINGTON, G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soil for risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 148, p. 221-229. 2007.

ZUIN, V. N.; LORIATTI, M. C. S.; MATHEUS, C. E. O emprego de parâmetros Físicos e Químicos para a Avaliação da Qualidade de Águas Naturais: Uma proposta para a Educação Química e Ambiental na Perspectiva CTSA. **Química Nova na Escola**. v. 31, n. 1, p. 3-8. 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Questionário aplicado junto aos moradores dos municípios de Coremas, Cajazeirinhas e Pombal, PB.

QUESTIONÁRIO

1. Faixa etária

() 0 a 15 anos () 16 a 40 anos () 41 a 59 anos () 60 anos ou mais

2. Sexo

() Feminino () Masculino

3. Há quanto tempo mora no local?

() 06 meses até 01 ano () 01 até 05 anos () 06 até 10 anos
() 11 até 20 anos () 21 até 30 anos () Mais de 30 anos

4. Você sabe qual é o nome do rio que atravessa o Município?

() sim () não Qual é o nome? _____

5. Você acha que o rio está poluído?

() sim () não Por que? _____

6. Você acha que o estado de conservação deste rio pode ser considerado:

() ótimo () bom () regular () péssimo

7. Você faz algum tratamento da água do rio antes do seu consumo?

() sim () não Qual? _____

8. Qual a sua frequência de contato com o rio?

() Diariamente () Semanalmente () Mensalmente () Não tem contato

9. Que tipo de contato você tem com o rio/margens do rio?

() Lavar roupa, ou outros utensílios () Tomar banho
() Utilizar a água para fazer alimentos () Utilizar a água para consumo próprio
() Utilizar a água para os animais () Cultivo de Plantas

Apêndice B – Medidas descritivas dos parâmetros físico-químicos da água do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo municípios (CRM, CJZ e PBL).

Parâmetros da água	Município	n	Média	Erro padrão	IC95%(média): L _{inf} - L _{sup}	Sig. p-valor ⁽⁺⁾
Físico-químicos						
Temperatura	Coremas	4	29,07	0,40	27,80 - 30,33	0,874
	Cajazeirinhas	4	29,49	0,61	27,56 - 31,42	
	Pombal	4	29,34	0,70	27,12 - 31,56	
CE	Coremas	4	335,25	21,53	266,73 - 403,77	0,564
	Cajazeirinhas	4	299,00	60,36	106,93 - 491,07	
	Pombal	4	387,50	74,94	149,00 - 626,00	
Turbidez	Coremas	4	25,50	11,06	-9,69 - 60,69	0,859
	Cajazeirinhas	4	53,55	53,15	-115,60 - 222,70	
	Pombal	4	49,45	39,04	-74,79 - 173,69	
ORP	Coremas	4	51,00	51,41	-112,62 - 214,62	0,753
	Cajazeirinhas	4	87,75	63,24	-113,51 - 289,01	
	Pombal	4	34,75	30,11	-61,07 - 130,57	
pH ^(a)	Coremas	4	7,98	0,55	6,23 - 9,73	0,705
	Cajazeirinhas	4	7,53	0,47	6,04 - 9,02	
	Pombal	4	7,39	0,51	5,77 - 9,02	
SAL (%)	Coremas	4	0,015	0,003	0,006 - 0,024	0,569
	Cajazeirinhas	4	0,018	0,003	0,010 - 0,026	
	Pombal	4	0,020	0,004	0,007 - 0,033	
OD (%)	Coremas	4	57,85	16,72	4,63 - 111,07	0,718
	Cajazeirinhas	4	46,15	18,14	-11,57 - 103,87	
	Pombal	4	68,28	21,45	0,01 - 136,55	
DUREZA	Coremas	4	80,75	18,25	22,66 - 138,84	0,772
	Cajazeirinhas	4	80,60	15,83	30,21 - 130,99	
	Pombal	4	96,83	19,88	33,55 - 160,11	
OD	Coremas	4	4,41	1,27	0,37 - 8,45	0,601
	Cajazeirinhas	4	3,15	1,30	-1,00 - 7,30	
	Pombal	4	5,20	1,63	0,02 - 10,39	
STD	Coremas	4	218,25	14,01	173,65 - 262,85	0,600
	Cajazeirinhas	4	192,50	41,06	61,84 - 323,16	
	Pombal	4	248,25	49,30	91,34 - 405,16	
NO₂	Coremas	4	0,026	0,012	-0,013 - 0,064	0,181
	Cajazeirinhas	4	0,004	0,002	-0,002 - 0,009	
	Pombal	4	0,023	0,008	-0,013 - 0,048	
NO₃ ^(a)	Coremas	4	0,115	0,043	-0,023 - 0,253	0,417
	Cajazeirinhas	4	0,063	0,019	0,002 - 0,123	
	Pombal	4	0,065	0,022	-0,004 - 0,134	
Cl⁻	Coremas	4	34,40	5,11	18,15 - 50,66	0,307
	Cajazeirinhas	4	36,50	3,80	24,40 - 48,60	
	Pombal	4	48,05	8,91	19,70 - 76,40	
SO₄⁻²	Coremas	4	1,26	0,65	-0,81 - 3,34	0,981
	Cajazeirinhas	4	1,27	0,72	-1,02 - 3,57	
	Pombal	4	1,44	0,74	-0,91 - 3,79	
Na⁺	Coremas	4	0,61	0,34	-0,49 - 1,71	0,994
	Cajazeirinhas	4	0,61	0,34	-0,47 - 1,69	
	Pombal	4	0,66	0,37	-0,52 - 1,83	

K⁺	Coremas	4	0,15	0,08	-0,10 - 0,39	1,000
	Cajazeirinhas	4	0,14	0,08	-0,10 - 0,38	
	Pombal	4	0,15	0,08	-0,10 - 0,39	
Ca⁺²	Coremas	4	32,44	5,26	15,71 - 49,17	0,491
	Cajazeirinhas	4	35,60	5,32	18,67 - 52,52	
	Pombal	4	43,38	8,20	17,27 - 69,48	
Mg⁺²	Coremas	4	48,31	13,73	4,61 - 92,01	0,897
	Cajazeirinhas	4	45,00	11,96	6,96 - 83,05	
	Pombal	4	53,45	12,72	12,96 - 93,94	
P_{total}	Coremas	4	0,30	0,13	-0,11 - 0,70	0,144
	Cajazeirinhas	4	0,09	0,01	0,04 - 0,13	
	Pombal	4	0,37	0,11	0,04 - 0,70	
HCO₃⁻	Coremas	4	99,20	8,86	61,07 - 137,33	0,392
	Cajazeirinhas	4	97,68	10,15	53,99 - 141,37	
	Pombal	4	125,81	22,41	29,40 - 222,22	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Homogeneidade, rejeita a hipótese H_0 : igualdade de variâncias, significância p-valor <0,05

⁽⁺⁾ ANOVA paramétrica one-way (comparação das médias de 3 grupos independentes): resultado não significativo, valor-p>0,05

OBS: Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

Apêndice C – Medidas descritivas dos parâmetros físico-químicos da água do rio Piancó-PB. Comparação das médias de acordo com período (chuvoso x seco).

Parâmetros da água	Período	n	Média	Erro padrão	Mínimo	Máximo	Sig. p-valor ⁽⁺⁾
Físico-químicos							
Temperatura	Chuvoso	6	29,07	0,41	28,0	30,6	0,486
	Seco	6	29,53	0,48	28,0	31,2	
CE	Chuvoso	6	291,83	49,06	119	396	0,129
	Seco	6	389,33	39,05	298	575	
Turbidez (a)	Chuvoso	6	76,00	36,84	1,2	213,0	0,133
	Seco	6	9,67	7,24	0,0	44,0	
ORP (a)	Chuvoso	6	99,00	17,53	40	156	0,151
	Seco	6	16,67	47,24	-101	163	
PH (a)	Chuvoso	6	7,65	0,50	6,4	8,9	0,956
	Seco	6	7,62	0,29	6,8	8,9	
SAL (%)	Chuvoso	6	0,02	0,00	0,01	0,02	0,174
	Seco	6	0,02	0,00	0,01	0,03	
OD (%) (a)	Chuvoso	6	82,35	6,12	67,5	108,8	0,011*
	Seco	6	32,50	13,20	7,9	76,7	
DUREZA (a)	Chuvoso	6	96,17	17,33	55,7	142,6	0329
	Seco	6	75,95	8,59	61,0	117,4	
OD	Chuvoso	6	6,04	0,62	3,6	8,2	0,013*
	Seco	6	2,47	1,01	0,6	5,8	
STD	Chuvoso	6	187,00	30,15	70	257	0,123
	Seco	6	252,33	24,43	194	368	
NO₂	Chuvoso	6	0,02	0,01	0,00	0,06	0,271
	Seco	6	0,01	0,00	0,00	0,03	
NO₃	Chuvoso	6	0,07	0,02	0,03	0,18	0,686
	Seco	6	0,09	0,03	0,03	0,20	
Cl⁻	Chuvoso	6	40,53	3,51	30,4	49,6	0,828
	Seco	6	38,77	7,05	27,8	73,0	
SO₄⁻²	Chuvoso	6	0,13	0,06	0,00	0,37	0,000**
	Seco	6	2,52	0,15	1,96	3,01	
Na⁺ (a)	Chuvoso	6	1,21	0,11	0,93	1,53	0,000**
	Seco	6	0,04	0,00	0,04	0,05	
K⁺ (a)	Chuvoso	6	0,27	0,03	0,20	0,33	0,000**
	Seco	6	0,02	0,00	0,02	0,02	
Ca⁺²	Chuvoso	6	38,01	5,72	21,9	55,4	0,822
	Seco	6	36,27	4,97	25,2	58,4	
Mg⁺² (a)	Chuvoso	6	58,16	0,41	23,9	87,1	0,199
	Seco	6	39,69	0,48	23,9	59,0	
P_{total} (a)	Chuvoso	6	0,18	0,04	0,06	0,32	0,257
	Seco	6	0,33	0,11	0,06	0,68	
HCO₃⁻	Chuvoso	3	90,40	1,81	86,8	92,2	0,184
	Seco	6	116,14	11,91	88,3	168,3	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

(a) Teste de Levene, rejeita a hipótese H₀: igualdade de variâncias, significância p-valor < 0,05

(+) Teste t (comparação das médias de 2 grupos independentes): resultado significativo, (*) p-valor < 0,05 e (**) p-valor < 0,01

OBS: Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério da normalidade.

Apêndice D – Medidas descritivas dos parâmetros de solo às margens do rio Piancó-PB. Comparação das médias segundo período (chuvoso x seco).

Parâmetros de solo	Período	n	Média	E. padrão	Mínimo	Máximo	Sig. ρ -valor
Físico-Químicos							
pH	Chuvoso	6	7,24	0,46	5,4	8,4	0,433
	Seco	6	7,67	0,28	7,0	8,7	
CE	Chuvoso	6	0,28	0,05	0,13	0,45	0,852
	Seco	6	0,26	0,09	0,07	0,68	
Complexo Sortivo							
Ca ²⁺	Chuvoso	6	5,64	1,16	1,93	9,77	0,739
	Seco	6	6,41	1,90	2,08	13,45	
Mg ²⁺	Chuvoso	6	2,45	0,46	1,02	3,86	0,725
	Seco	6	2,24	0,36	1,35	3,46	
Na ⁺	Chuvoso	6	0,56	0,18	0,18	1,45	0,475
	Seco	6	1,03	0,61	0,11	0,66	
K ⁺	Chuvoso	6	0,41	0,10	0,12	0,88	0,529
	Seco	6	0,33	0,08	0,12	0,62	
S (Σ bases)	Chuvoso	6	9,06	1,33	4,63	12,05	0,731
	Seco	6	10,00	2,29	3,73	18,19	
H ⁺ ^(a)	Chuvoso	6	0,62	0,52	0,00	3,16	0,281
	Seco	6	0,00	0,00	0,00	0,00	
Al ³⁺ ^(a)	Chuvoso	6	0,07	0,07	0,00	0,40	0,363
	Seco	6	0,00	0,00	0,00	0,00	
T (CTC _p)	Chuvoso	6	9,75	1,05	5,21	12,05	0,925
	Seco	6	10,00	2,29	3,73	18,19	
t (CTC _e)	Chuvoso	6	9,13	1,30	4,63	12,05	0,748
	Seco	6	10,00	2,29	3,73	18,19	
V (%) ^(a)	Chuvoso	6	93,52	6,48	61,0	100,0	0,363
	Seco	6	100,00	0,00	100,0	100,0	
m (%) ^(a)	Chuvoso	6	1,12	1,12	0,00	6,70	0,363
	Seco	6	000	000	0,00	0,00	
PST (%)	Chuvoso	6	5,40	1,34	3,40	12,00	0,405
	Seco	6	8,17	2,89	3,00	22,00	
Nutrientes							
C _{org}	Chuvoso	6	3,78	1,00	0,8	7,0	0,105
	Seco	6	8,77	2,61	3,7	19,2	
MO	Chuvoso	6	6,52	1,72	1,4	12,1	0,105
	Seco	6	15,12	4,50	6,4	33,1	
N ^(a)	Chuvoso	6	0,37	0,10	0,1	0,7	0,154
	Seco	6	0,83	0,27	0,3	1,9	
P _{assimilável} ^(a)	Chuvoso	6	4,22	0,26	2,93	4,50	0,383
	Seco	6	3,69	0,51	2,07	4,50	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Levene, rejeita a hipótese H₀: igualdade de variâncias, significância p -valor <0,05

OBS: Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

Apêndice E – Medidas descritivas dos parâmetros de solo (físico-químicos e complexo sortivo) às margens do rio Piancó-PB. Comparação das médias segundo municípios (CRM, CJZ e PBL).

Parâmetros de solo	Período	n	Média	E. padrão	IC95%(média): L _{inf} - L _{sup}	Sig. p-valor ⁽⁺⁾
Físico-Químicos						
pH	Coremas	4	8,38 ^A	0,12	8,00 - 8,75	0,015*
	Cajazeirinhas	4	6,76 ^B	0,46	5,30 - 8,21	
	Pombal	4	7,24 ^{AB}	0,28	6,36 - 8,11	
CE	Coremas	4	0,40	0,10	0,08 - 0,73	0,128
	Cajazeirinhas	4	0,24	0,08	-0,02 - 0,49	
	Pombal	4	0,16	0,02	0,09 - 0,24	
Complexo Sortivo						
Ca ²⁺	Coremas	4	10,50 ^A	1,20	6,68 - 14,31	0,001**
	Cajazeirinhas	4	4,13 ^B	0,87	1,36 - 6,89	
	Pombal	4	3,45 ^B	0,54	1,72 - 5,17	
Mg ²⁺	Coremas	4	2,03	0,40	0,76 - 3,29	0,700
	Cajazeirinhas	4	2,36	0,66	0,25 - 4,46	
	Pombal	4	2,65	0,45	1,22 - 4,09	
Na ⁺ (a)	Coremas	4	1,62	0,84	-1,05 - 4,28	0,177
	Cajazeirinhas	4	0,37	0,09	0,08 - 0,66	
	Pombal	4	0,39	0,10	0,07 - 0,72	
K ⁺	Coremas	4	0,26	0,05	0,10 - 0,43	0,357
	Cajazeirinhas	4	0,50	0,16	-0,02 - 1,02	
	Pombal	4	0,35	0,09	0,08 - 0,62	
S (Σbases)	Coremas	4	14,40 ^A	1,51	9,60 - 19,20	0,007**
	Cajazeirinhas	4	7,35 ^B	1,66	2,06 - 12,64	
	Pombal	4	6,84 ^B	0,91	3,95 - 9,74	
H ⁺ (a)	Coremas	4	0,00	0,00	0,00 - 0,00	0,470
	Cajazeirinhas	4	0,79	0,79	-1,72 - 3,30	
	Pombal	4	0,15	0,15	-0,32 - 0,61	
Al ⁺³ (a)	Coremas	4	0,00	0,00	0,00 - 0,00	0,405
	Cajazeirinhas	4	0,10	0,10	-0,22 - 0,42	
	Pombal	4	0,00	0,00	0,00 - 0,00	
T (CTC _p)	Coremas	4	14,40 ^A	1,51 ^A	9,60 - 19,20	0,008**
	Cajazeirinhas	4	8,24 ^B	1,59 ^A	3,20 - 13,29	
	Pombal	4	6,99 ^B	0,80 ^B	4,45 - 9,52	
t (CTC _e)	Coremas	4	14,40 ^A	1,51 ^A	9,60 - 19,20	0,007**
	Cajazeirinhas	4	7,45 ^B	1,63 ^A	2,26 - 12,64	
	Pombal	4	6,84 ^B	0,91 ^B	3,95 - 9,74	
V (%) (a)	Coremas	4	100,00	0,00	100,00 - 100,00	0,405
	Cajazeirinhas	4	90,28	9,73	59,33 - 121,22	
	Pombal	4	100,00	0,00	100,00 - 100,00	
M (%) (a)	Coremas	4	0,00	0,00	0,00 - 0,00	0,405
	Cajazeirinhas	4	1,68	1,68	-3,66 - 7,01	
	Pombal	4	0,00	0,00	0,00 - 0,00	
PST (%) (a)	Coremas	4	10,50	4,27	3,10 - 24,10	0,251
	Cajazeirinhas	4	4,25	0,63	2,25 - 6,25	
	Pombal	4	5,60	1,19	1,80 - 9,40	

Nutrientes						
C _{org}	Coremas	4	8,15	2,04	1,65 - 14,65	0,243
	Cajazeirinhas	4	8,13	3,76	-3,84 - 20,09	
	Pombal	4	2,55	0,71	0,30 - 4,80	
MO	Coremas	4	14,05	3,54	2,78 - 25,32	0,248
	Cajazeirinhas	4	13,98	6,49	-6,69 - 34,64	
	Pombal	4	4,43	1,22	0,55 - 8,30	
N	Coremas	4	0,80	0,21	0,14 - 1,46	0,244
	Cajazeirinhas	4	0,78	0,38	-0,44 - 1,49	
	Pombal	4	0,23	0,05	0,07 - 0,38	
P _{assimilável}	Coremas	4	3,88	0,60	1,96 - 5,80	0,950
	Cajazeirinhas	4	3,89	0,60	1,97 - 5,81	
	Pombal	4	4,10	0,39	2,86 - 5,33	

Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

^(a) Teste de Homogeneidade, rejeita a hipótese H₀: igualdade de variâncias, significância *p*-valor < 0,05

⁽⁺⁾ ANOVA paramétrica *one-way*: resultado significativo, ^(*) *p*-valor < 0,05 e ^(**) *p*-valor < 0,01

^(**) Teste Post-hoc de Tukey (comparações múltiplas), letras diferentes (ex. a≠b), diferença significativa entre as médias, quando a ANOVA apresentou resultado significativo.

OBS: Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

Apêndice F – Medidas descritivas dos óxidos dos solos às margens do rio Piancó-PB: Comparação das médias segundo período (chuvoso x seco).

ÓXIDOS	Período	n	Média (%)	Erro padrão	Mínimo (%)	Máximo (%)	Sig. <i>p</i> -valor ⁽⁺⁾
SiO ₂	Chuvoso	6	60,12	2,05	51,30	65,23	0,717
	Seco	6	58,61	3,48	41,63	64,77	
Al ₂ O ₃	Chuvoso	6	18,52	0,64	16,13	20,67	0,776
	Seco	6	18,23	0,79	14,75	19,93	
Fe ₂ O ₃	Chuvoso	6	5,83	0,23	4,96	6,32	0,714
	Seco	6	5,95	0,23	5,39	6,90	
K ₂ O	Chuvoso	6	3,28	0,15	2,86	3,77	0,856
	Seco	6	3,32	0,19	2,59	3,85	
CaO	Chuvoso	6	6,73	2,46	2,55	17,26	0,747
	Seco	6	8,32	4,12	2,95	28,48	
MgO ^(a)	Chuvoso	6	1,78	0,09	1,40	1,96	0,288
	Seco	6	1,68	0,02	1,59	1,76	
TiO ₂	Chuvoso	6	1,45	0,06	1,29	1,66	0,333
	Seco	6	1,37	0,05	1,27	1,58	
Na ₂ O	Chuvoso	6	1,11	0,25	0,00	1,63	0,841
	Seco	6	1,02	0,33	0,00	1,69	
BaO ^(a)	Chuvoso	6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,175
	Seco	6	0,08	0,05	0,00	0,25	
P ₂ O ₅	Chuvoso	6	0,57	0,11	0,32	0,90	0,656
	Seco	6	0,69	0,24	0,22	1,79	
SO ₃	Chuvoso	6	0,19	0,04	0,00	0,31	0,658
	Seco	6	0,22	0,05	0,00	0,38	
ZrO ₂	Chuvoso	6	0,22	0,03	0,16	0,31	0,521
	Seco	6	0,25	0,04	0,17	0,38	
MnO	Chuvoso	6	0,12	0,01	0,09	0,15	0,259
	Seco	6	0,14	0,02	0,11	0,21	
SrO	Chuvoso	6	0,062	0,008	0,044	0,092	0,553
	Seco	6	0,075	0,021	0,047	0,177	
Rb ₂ O ^(a)	Chuvoso	6	0,012	0,001	0,009	0,013	1,000
	Seco	6	0,012	0,001	0,011	0,014	
ZnO	Chuvoso	6	0,010	0,001	0,007	0,014	0,706
	Seco	6	0,011	0,001	0,008	0,016	
Y ₂ O ₃ ^(a)	Chuvoso	6	0,008	0,001	0,007	0,011	0,729
	Seco	6	0,009	0,001	0,007	0,010	

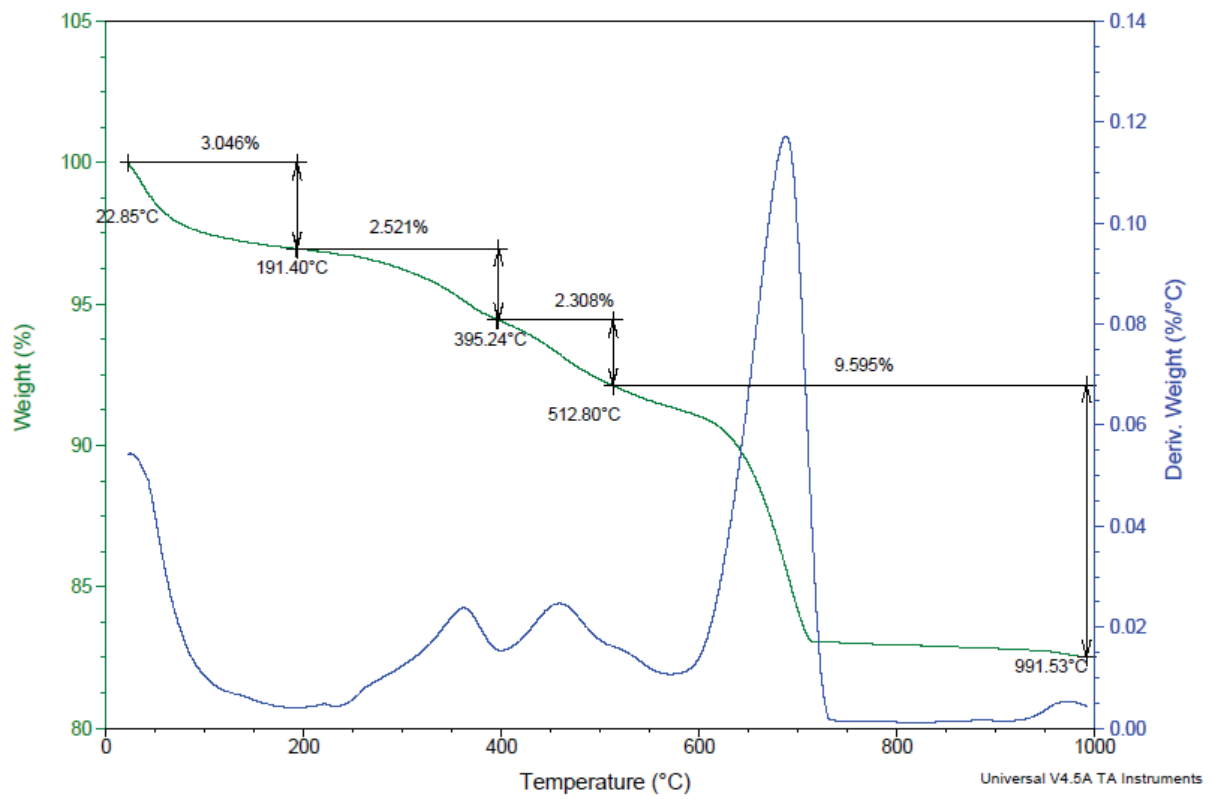
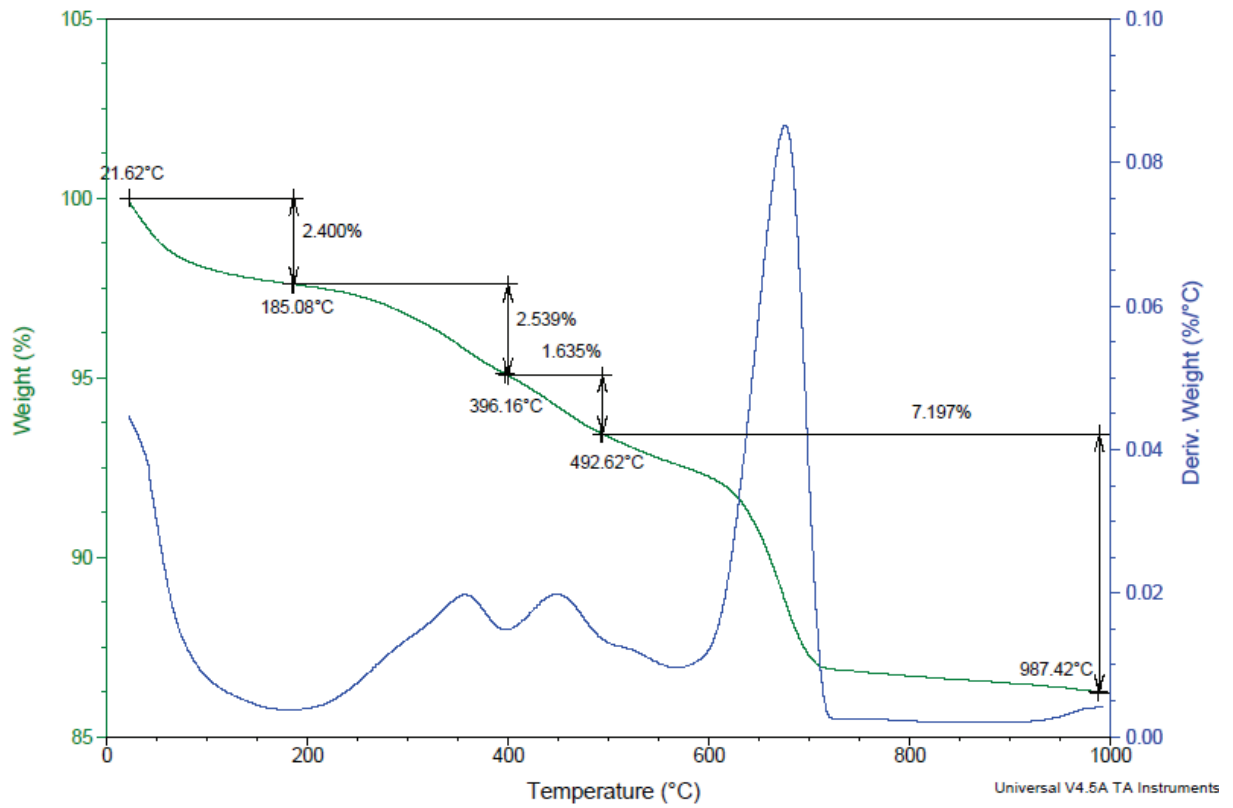
Fonte: Coleta de dados no rio Piancó-PB (2014)

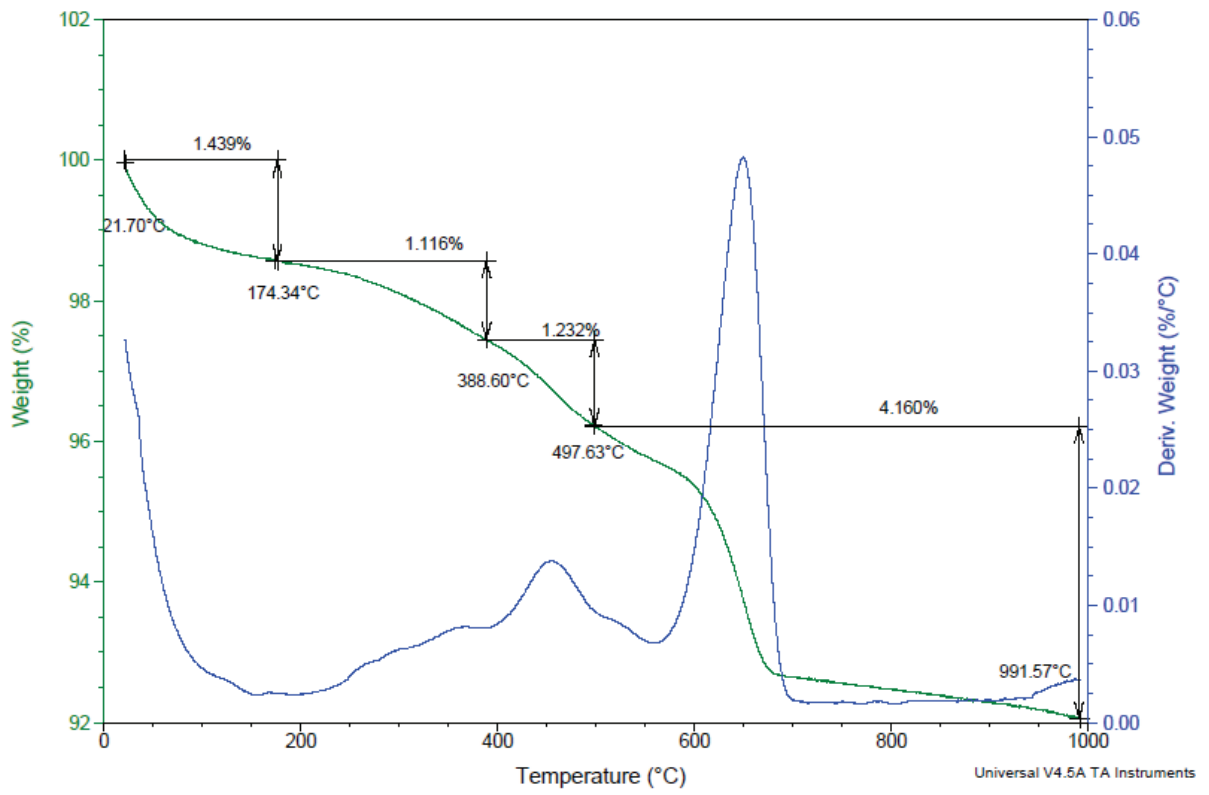
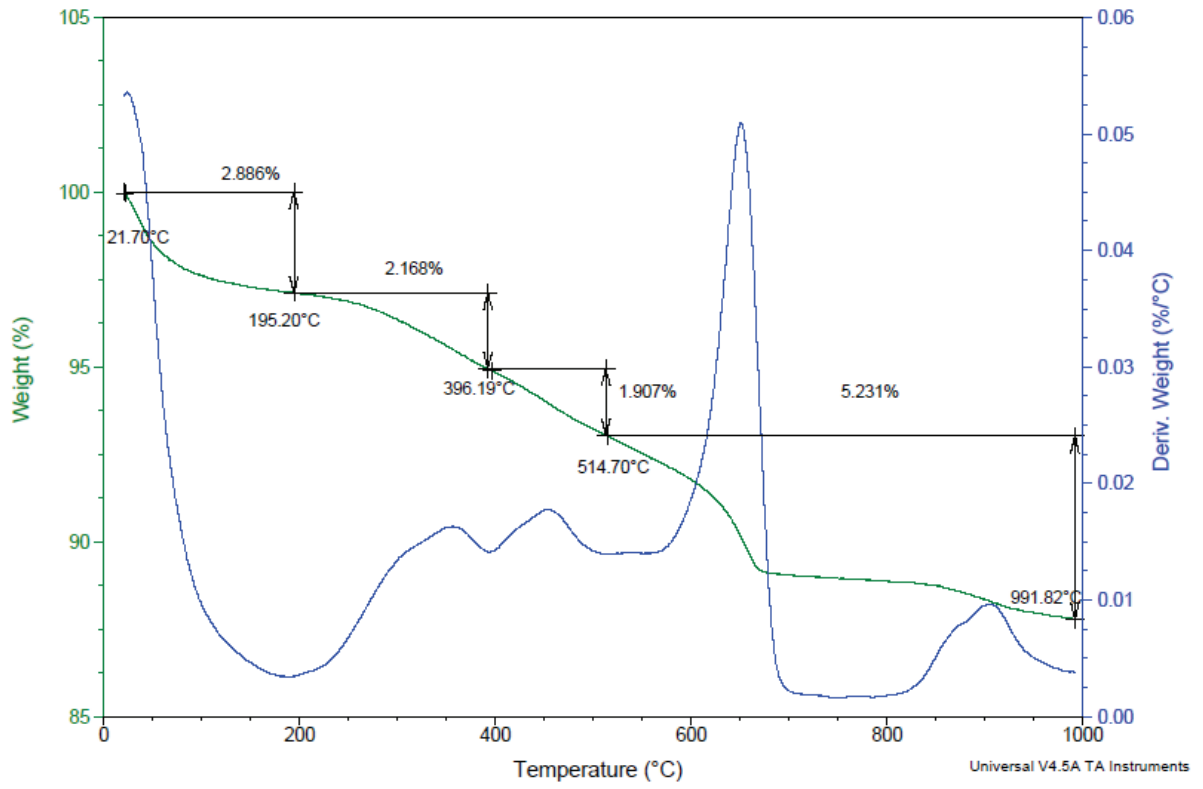
^(a) Teste de Levene, rejeita a hipótese H₀: igualdade de variâncias, significância *p*-valor <0,05

⁽⁺⁾ Teste t (comparação das médias de 2 grupos independentes): resultado não significativo, *p*-valor > 0,05

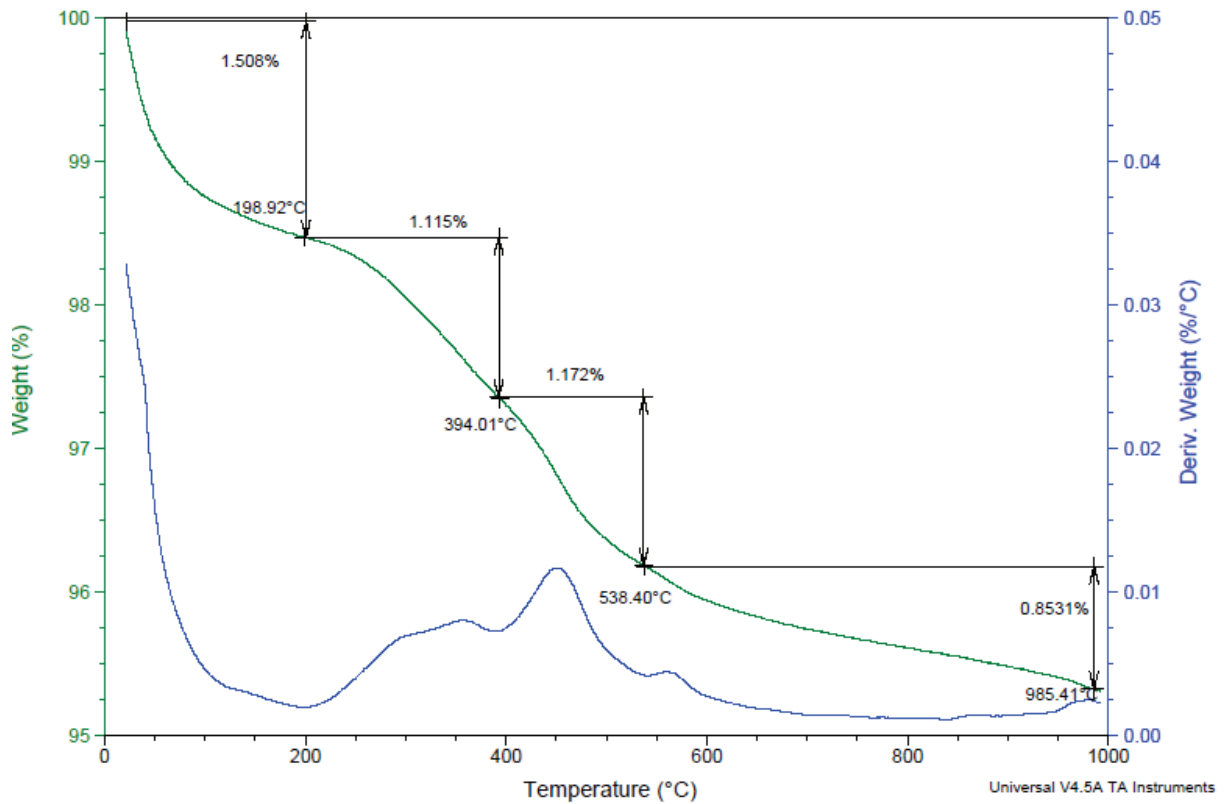
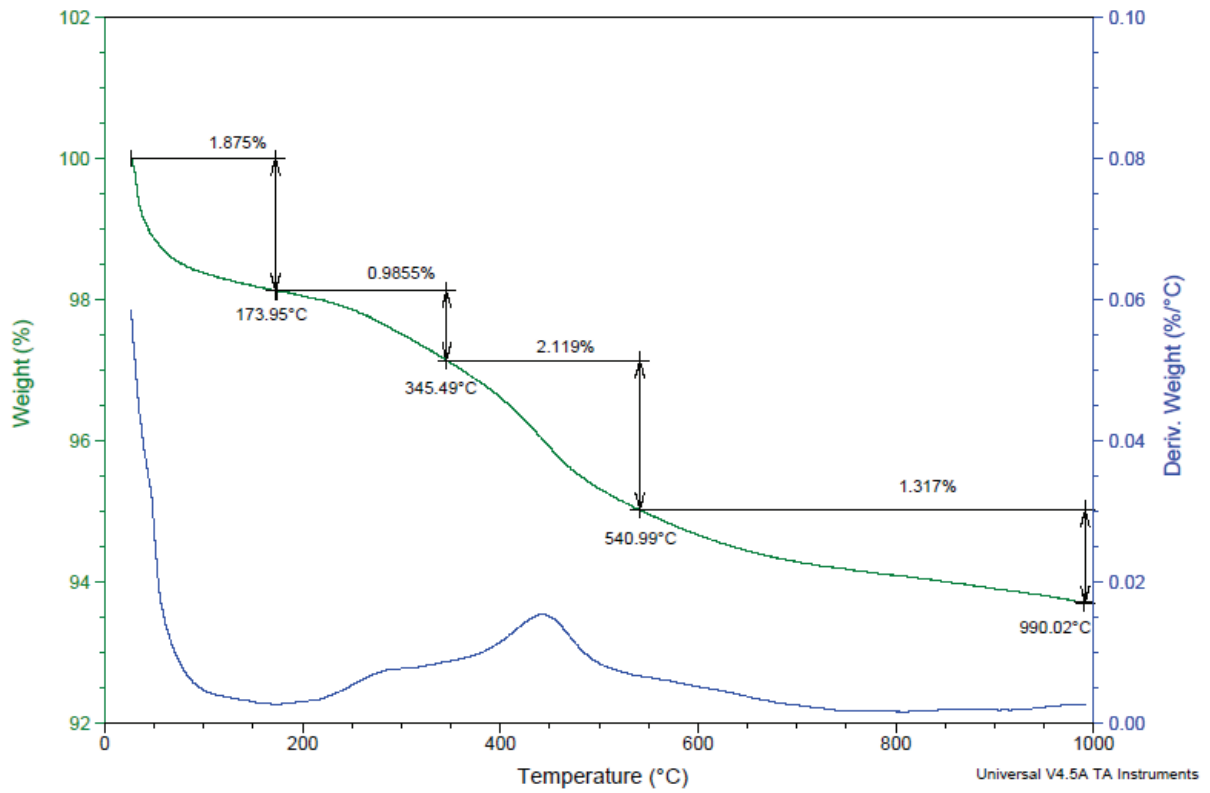
OBS: Todas as variáveis (parâmetros físico-químicos) atenderam ao critério de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov).

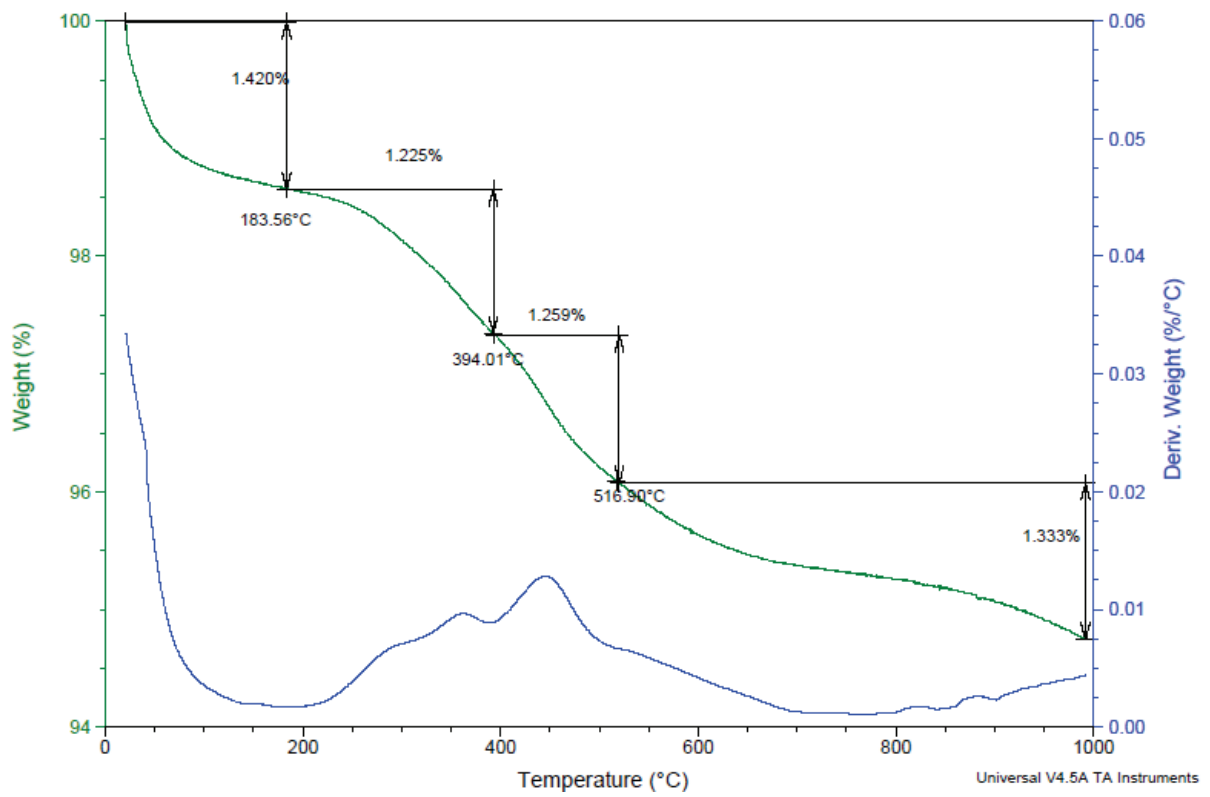
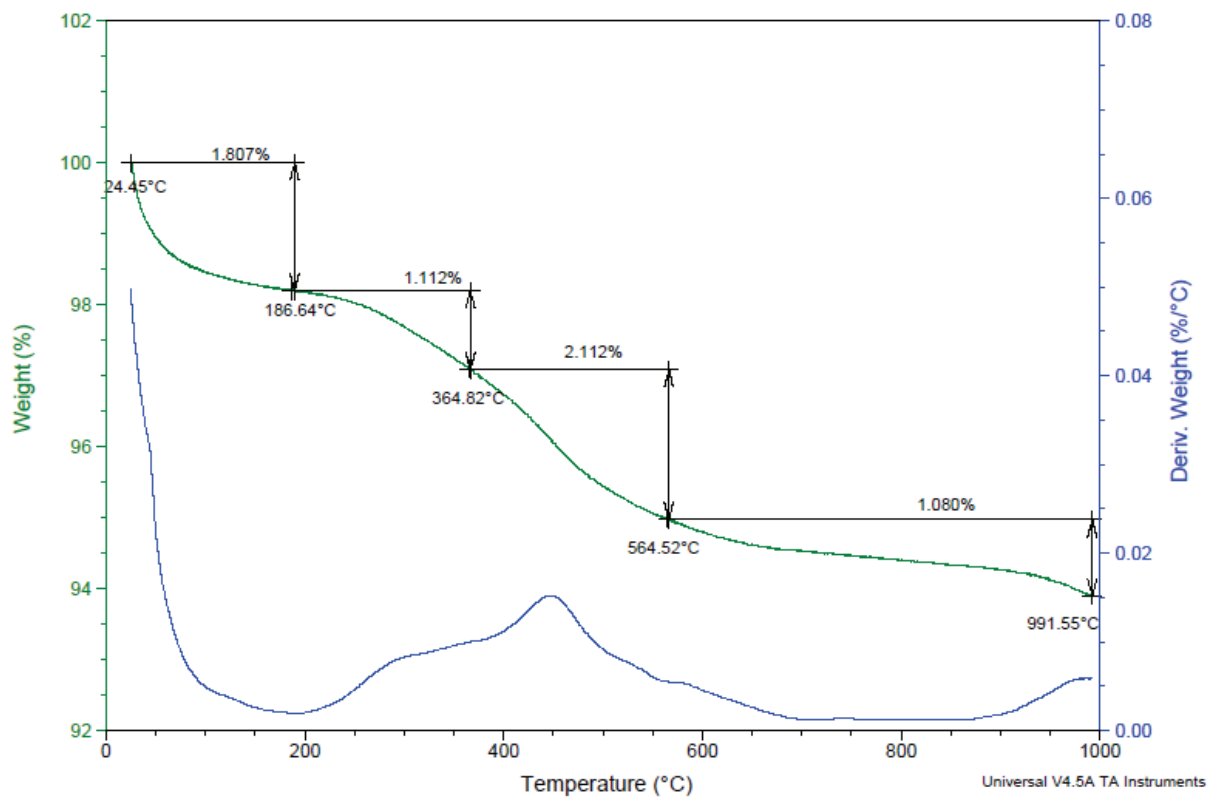
Apêndice G – Curvas TGA/DTGA de amostras de solo do município de Coremas, referentes a 4 coletas realizadas entre fevereiro e novembro de 2014.





Apêndice H – Curvas TGA/DTGA de amostras de solo do município de Cajazeirinhas, referentes a 4 coletas realizadas entre fevereiro e novembro de 2014.





Apêndice I – Curvas TGA/DTGA de amostras de solo do município de Pombal, referentes a 4 coletas realizadas entre fevereiro e novembro de 2014.

