

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

NAYARA ROCHELLI DE SOUSA LUNA

INVESTIGAÇÃO DE MUDANÇAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS DO BAIXO ACARAÚ EM DECORRÊNCIA DO MANEJO DA
IRRIGAÇÃO

FORTALEZA – CEARÁ

2012

NAYARA ROCHELLI DE SOUSA LUNA

INVESTIGAÇÃO DE MUDANÇAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS DO BAIXO ACARAÚ EM DECORRÊNCIA DO MANEJO DA
IRRIGAÇÃO

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido

Orientadora: Profa Eunice Maia de Andrade, Ph. D

FORTALEZA - CEARÁ

2012

-
- L983i Luna, Nayara Rochelli de Sousa.
Investigação de mudanças na qualidade das águas subterrâneas do Baixo Acaraú em decorrência do manejo da irrigação. / Nayara Rochelli de Sousa Luna. – 2012.
87 f. : il. color., enc. ; 30 cm.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Agrícola, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2012.
- Área de Concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.
Orientação: Profa. PhD. Eunice Maia De Andrade.
Coorientação: Lindbergue Araújo Crisóstomo.
1. Irrigação - manejo. 2. Águas subterrâneas - qualidade. 3. Recursos hídricos – Semiárido
I. Título.

NAYARA ROCHELLI DE SOUSA LUNA

INVESTIGAÇÃO DE MUDANÇAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS DO BAIXO ACARAÚ EM DECORRÊNCIA DO MANEJO DA
IRRIGAÇÃO

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: ---/---/---

BANCA EXAMINADORA



Profa. Eunice Maia de Andrade (Orientadora), Ph. D.

Universidade Federal do Ceará – UFC

Prof. Lindbergue Araújo Crisóstomo, Ph. D.- EMBRAPA
(Co-orientador)

Dra. Ana Célia Maia Meireles (conselheira)

Universidade Federal do Ceará – UFC

Aos meus pais Jesus Luna Filho e Maria Neire de Sousa Luna
e aos meus irmãos Neyreane Luna e João Victor Luna,
Por tudo que representam em minha vida.

Com amor

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Jesus Cristo, a LUZ que me guia e a Nossa Senhora, minha eterna intercessora junto ao PAI.

Agradeço a toda minha família: pais, irmãos, avós, em especial a minha avó Maria Jarina Albuquerque (In Memoriam), tios, primos, pelo apoio a mim concedido.

A Universidade Federal do Ceará (UFC) pela oportunidade de realização do curso de Mestrado, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola.

A professora Eunice Maia de Andrade (Orientadora) e a Ana Célia Maia Meireles (Conselheira) pela importante ajuda, orientação, estímulo, atenção, paciência, amizade e dedicação neste trabalho.

Ao professor Lindbergue Araújo Crisóstomo pelas importantes observações, sugestões e correções para finalização deste trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pelos conhecimentos transmitidos durante o curso, que tanto contribuíram para a minha formação profissional.

Aos amigos conquistados durante o curso de mestrado, Raimundo Monteiro, Kelly, Rochele, Clescy, Michele, Monikuely, Alexandre, André, Daniely, Daniel e a tantos outros, pelo apoio e amizade.

Aos amigos do grupo MASSA: Helba, Bergson, Fernando, Eveline, Julio, Luiz, Amauri, Meilla, Rebeca, Merivalda, Lécio, Gabriele, Márcio, Cleiton, Jairo, pela participação direta ou indireta nas etapas deste trabalho.

Aos meus amigos fora do ambiente acadêmico que entenderam a minha ausência em alguns momentos, pelo apoio e amizade.

A FUNCAP (Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela concessão da bolsa.

A todos os funcionários da UFC, em especial a Aninha.

Ao INCTsal (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade) pelo financiamento da pesquisa.

A Embrapa Agroindústria Tropical na pessoa do professor/pesquisador Lindbergue Araújo Crisóstomo com toda sua equipe, pelo valioso apoio na realização das análises de água e solo no laboratório.

A Todos os proprietários de lotes do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú que tão gentilmente cederam e se prontificaram à realização do experimento, donos de grandiosa humildade e hospitalidade.

E a todos que de alguma forma participaram do meu crescimento pessoal e profissional durante essa experiência, e aos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização desse trabalho meus sinceros agradecimentos.

*“O rio era largo, solene e sempre.
Meu olhar não alcançava a outra margem sem ajuda da fantasia.
Mas, eu guardava a certeza de haver sempre um outro lado”.*

Bartolomeu Campos de Queirós

RESUMO

LUNA, Nayara Rochelli de Sousa, Universidade Federal do Ceará. Março de 2012. **Investigação de mudanças na qualidade das águas subterrâneas do Baixo Acaraú em decorrência do manejo da irrigação.** Orientadora: Eunice Maia de Andrade. Examinadores: Lindbergue Araújo Crisóstomo, Ana Célia Maia Meireles.

A irrigação é atualmente uma componente importante no desenvolvimento da agricultura, não somente nas regiões áridas e semiáridas, mas também em outras regiões, proporcionando o equilíbrio da produção e evitando as possíveis interferências ocasionais provocadas pela falta de água. A agricultura irrigada tem aumentado a produtividade das culturas, mas o retorno dos fluxos de irrigação é um dos principais contribuintes na degradação das águas superficiais e subterrâneas. Esta pesquisa foi desenvolvida objetivando identificar a interferência do manejo da irrigação e da sazonalidade climática nos recursos solo e água de forma quantitativa e qualitativa do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú – DIBAU, Ceará. O estudo foi desenvolvido com dados de águas coletadas em nove poços rasos, sendo seis inseridos na área irrigada e três fora da área útil do DIBAU. As coletas de água foram realizadas mensalmente durante o período de Agosto/10 a Julho/11, totalizando 12 campanhas de coletas. As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Solo e Água da EMBRAPA Agroindústria Tropical. Os atributos analisados na água foram: pH, CEA, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- e RAS. As amostras de solos foram efetuadas em dois pontos de amostragem, sendo um em lote irrigado e o outro em uma área não irrigada. Ambas as coletas foram efetuadas no período seco e chuvoso, a cada 50 cm de profundidade da superfície até a zona de saturação do lençol freático. Para verificar a similaridade da qualidade das águas foi empregada a técnica estatística de análise multivariada (análise de agrupamento) processada no SPSS 16.0. A classificação da qualidade química das águas foi realizada pelo diagrama de Piper através do software QUALIGRAF (FUNCEME, 2009). De acordo com os resultados as águas dos poços investigados foram agrupadas sem apresentar continuidade geográfica, formando dois grupos distintos para as duas estações. Os maiores valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ foram registradas nas águas dos poços P1, P8 e P9. A granulometria do solo foi o fator determinante para a redução dos teores de sódio, cloreto e nitrato no perfil do solo da área irrigada de acordo com as camadas mais profundas. Houve um incremento nos teores de nitrato nas águas dos poços influenciados pelas práticas agrícolas (P5 e P7).

Estas concentrações excederam os limites máximos aceitáveis pela Resolução 357/2005 (CONAMA) e pela Portaria 518/2004 (MS) para consumo humano em determinados meses de coletas. As águas subterrâneas do DIBAU foram predominantemente classificadas como cloretadas sódicas.

Palavras Chave: Manejo da irrigação. Águas subterrâneas. Análise de agrupamento.

ABSTRACT

LUNA, Nayara Rochelli de Sousa, Universidade Federal do Ceará. Março de 2012. **Investigação de mudanças na qualidade das águas subterrâneas do Baixo Acaraú em decorrência do manejo da irrigação.** Orientadora: Eunice Maia de Andrade. Examinadores: Lindbergue Araújo Crisóstomo, Ana Célia Maia Meireles.

Irrigation is currently an important component in the development of agriculture, not only in arid and semiarid regions, but also in other regions, providing the balance of production and avoiding the possible interference caused by the occasional lack of water. Irrigated agriculture has increased the productivity of crops, but the return flows of irrigation are a main contributor in the degradation of water resources (surface and groundwater). This research was conducted aiming to identify the inference of irrigation management and climate seasonality in soil and water resources of form a quantitative and qualitative of Irrigation District Baixo Acaraú – DIBAU, Ceará. The study was conducted with data from water collected in nine shallow wells, six (6) inserted in the irrigated area and three (3) outside irrigated area of DIBAU. Water samples were collected monthly during the August/10 July/11, totaling 12 sampling campaigns. The chemical analyses were performed at the Laboratory of Soil and Water Embrapa agribusiness Tropical. The attributes analyzed in the water were: pH, electrical conductivity (EC), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- and Sodium Adsorption Ratio (SAR). Soil samples were taken in (2) points, one batch area irrigated and the other in an uncultivated area. Both samples were collected the dry and rainy periods, each 50 cm depth from the surface to the zone of saturation of water table. To check the similarity of water quality was employed the statistical technique of multivariate analysis (cluster analysis) processed in SPSS 16.0. The classification of the chemical quality of water was performed by using the Piper diagram software QUALIGRAF (FUNCEME, 2009). According to the results of the water wells investigated were grouped without presenting geographical continuity, forming two distinct groups for the two seasons. The highest values of cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and K^+) were recorded in the waters of wells P1, P8 and P9. The soil texture was the determining factor for the reduction of sodium, chloride and nitrate in the soil profile of irrigated area according to the deeper layers. There was an increase in levels of nitrate in water from wells affected by agricultural practices (P5 and P7).

These concentrations exceeded the maximum allowed limits by Resolution 357/2005 and by Ordinance 518/2004 for human consumption in certain months of collected. Groundwater the DIBAU were predominantly classified as chlorinated sodium.

Keywords: Irrigation management. Groundwater. Cluster analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tipos de aquíferos quanto à porosidade	22
Figura 2 - Localização da área de estudo	33
Figura 3 - Precipitações pluviiais mensais da estação meteorológica do Acaraú	35
Figura 4 - Classes de solos encontradas no DIBAU.....	36
Figura 5 - Distribuição dos pontos dentro do perímetro irrigado.....	37
Figura 6 - Tradagem de solo no Distrito Irrigado Baixo Acaraú	41
Figura 7 - Diagrama de Piper	44
Figura 8 - Granulometria (%) e umidade gravimétrica do solo (%) na área não cultivada (P1)	46
Figura 9 - Granulometria (%) e umidade gravimétrica do solo (%) na área irrigada (P5).....	47
Figura 10 - Teores de sódio no perfil dos solos da área não cultivada (P1) e irrigada (P5) no período seco e chuvoso	48
Figura 11 - Teores de cloreto no perfil dos solos da área não cultivada (P1) e irrigada (P5) no período seco e chuvoso	50
Figura 12 - Teores de nitrato no perfil dos solos da área não cultivada (P1) e irrigada (P5) no período seco e chuvoso	52
Figura 13 - Variação do lençol freático do DIBAU	54

Figura 14 - Variação do lençol freático para um poço inserido em área não cultivada (P1 ANC) e outro inserido em área irrigada (P5 AI).....	55
Figura 15 - Similaridade das concentrações iônicas das águas dos poços localizados no perímetro irrigado Baixo Acaraú para a estação seca	57
Figura 16 - Similaridade das concentrações iônicas das águas dos poços localizados no perímetro irrigado Baixo Acaraú para a estação chuvosa	60
Figura 17 - Lâminas de água do lençol freático (m) e níveis de cloreto (mg L^{-1}) dos poços da área não cultivada (P1 e P8) – A e da área irrigada (P2 e P5) B.....	64
Figura 18 - Concentrações de nitrato (mg L^{-1}) dos poços do distrito irrigado Baixo Acaraú .	71
Figura 19 - Criação de pequenos animais domésticos nas proximidades do poço P1 (área não cultivada).....	71
Figura 20 - Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú para o período seco	74
Figura 21 - Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú para o período chuvoso.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características climáticas para a Região do Distrito Irrigado Baixo Acaraú DIBAU, Ceará	34
Tabela 2 - Identificação e profundidade dos poços	38
Tabela 3 - Atributos da qualidade das águas considerados no estudo.....	39
Tabela 4 - Granulometria do perfil do solo na área não cultivada (P1) e na área irrigada (P5)	40
Tabela 5 - Manejo da adubação adotada na área estudada DIBAU, Ceará	42
Tabela 6 - Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos.....	56
Tabela 7 - Valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período seco	58
Tabela 8 - Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos	59
Tabela 9 - Valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período chuvoso	61
Tabela 10 - Valores médios do pH, CE, RAS, NH_4^+ e NO_3^- para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período seco.....	66
Tabela 11 - Valores médios do pH, CE, RAS, NH_4^+ e NO_3^- para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período chuvoso	66

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	18
2.1	Geral	18
2.2	Específicos	18
3	REVISÃO DE LITERATURA	19
3.1	Recursos hídricos: visão geral	19
3.2	Águas subterrâneas: características e conceitos	20
3.3	Sazonalidade climática e a qualidade das águas subterrâneas	23
3.4	Impactos da irrigação na qualidade das águas subterrâneas	25
3.5	Avaliação da qualidade das águas subterrâneas para consumo humano e riscos à saúde pelo uso de água contaminada	27
3.6	A análise multivariada	29
3.6.1	Análise de agrupamento	30
3.6.1.1	Medidas de similaridade	31
3.6.1.2	Métodos de agrupamentos hierárquicos	32
4	MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1	Características da área de estudo	33
4.1.1	Localização	33
4.1.2	Condições climáticas	34
4.1.3	Geologia, relevo e vegetação	35
4.1.4	Solo	36
4.2	Monitoramento das águas do lençol freático	37
4.2.1	Pontos e época de coleta	37
4.2.2	Atributos analisados nas águas dos poços	39
4.2.3	Pontos e épocas de coletas das amostras de solo	40
4.3	Estatística multivariada	42
4.4	Classificação e Avaliação das águas	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	Granulometria e umidade ao longo do perfil dos solos	45
5.2	Íon Na⁺ ao longo do perfil dos solos	48
5.3	Íon Cl⁻ ao longo do perfil dos solos	49
5.4	Íon NO₃⁻ ao longo do perfil do solo	51

5.5	Dinâmica do nível do lençol freático.....	53
5.6	Análise de agrupamento	56
5.6.1	Estação seca.....	56
5.6.2	Análise de agrupamento para a estação chuvosa.....	59
5.6.3	Dinâmica espacial dos cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} e K^{+}) e ânions (Cl^{-} , e HCO_3^{-}) nas águas amostradas do DIBAU	61
5.6.3.1	Sódio (Na^{+}).....	62
5.6.3.2	Cloreto (Cl^{-}).....	62
5.6.3.3	Bicarbonato (HCO_3^{-})	65
5.6.4	Dinâmica espacial do pH, CEa, RAS, NH_4^{+} e NO_3^{-} nas águas subterrâneas do DIBAU	65
5.6.4.1	Potencial Hidrogeniônico (pH)	67
5.6.4.2	Condutividade elétrica (CE).....	67
5.6.4.3	Relação de Adsorção de Sódio (RAS)	68
5.6.4.4	N-amoniacal e Nitrato (NH_4^{+} e NO_3^{-})	69
5.7	Classificação hidroquímica das águas subterrâneas do DIBAU.....	73
6	CONCLUSÃO	76
	REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem natural de extrema importância para manutenção dos seres vivos, sendo considerada pela Ciência como o ambiente em que surgiu a vida. Por este motivo, sua ocorrência é uma das condições básicas para a admissão da existência de vida. Apesar de todos os esforços para armazenar e diminuir o seu consumo, a água está se tornando, cada vez mais, um bem escasso, e sua qualidade se deteriora cada vez mais rápido.

As atitudes comportamentais do homem, desde que ele se tornou parte dominante dos sistemas, têm uma tendência em sentido contrário à manutenção do equilíbrio ambiental. O modelo de desenvolvimento atual utiliza os recursos naturais de forma ineficiente, desestabiliza as condições de equilíbrio pelo aumento de sua densidade populacional, além da capacidade de tolerância da natureza, e de suas exigências individuais. Não podendo criar as fontes que satisfaçam suas necessidades fora do sistema ecológico, o homem impõe uma pressão cada vez maior sobre o ambiente.

Atualmente, uma das grandes preocupações da humanidade diz respeito ao meio ambiente, sobretudo no que se refere à qualidade da água potável no mundo. Sabe-se que a agricultura é uma das inúmeras fontes possíveis de contaminação ambiental, geralmente apontada como importante contribuinte de poluentes. Desta forma, existe um consenso geral que a atividade agrícola rege uma importante função na contaminação dos mananciais, sendo uma atividade com alto potencial degradador, e que a qualidade da água é um reflexo do uso e manejo do solo. É indispensável um estudo minucioso dos aquíferos que revelem a situação qualitativa e quantitativa das águas, para que sua exploração seja executada de forma racional, nesse contexto, as áreas de recargas e descargas devem ser conhecidas para evitar-se a disposição de atividades que se tornem passíveis fontes de poluição e/ou alteração na qualidade das águas subterrâneas.

Na região semiárida brasileira, além da variável clima, com a ocorrência das incertezas das precipitações pluviárias e elevadas taxas de evapotranspiração, que favorecem a concentração de solutos nas águas. Os sais dissolvidos na água de irrigação podem se acumular no perfil do solo ou atingir as águas subterrâneas. Portanto, o controle de sais nos fluxos de retorno da irrigação é uma preocupação importante já que a agricultura irrigada é considerada o principal contribuinte para a poluição difusa dos corpos superficiais e subterrâneos. No entanto sabe-se que a irrigação é o único meio de garantir a produção

agrícola com segurança em regiões com condições climáticas adversas a produção de sequeiro. Assim, o conhecimento da ação do manejo da irrigação sobre a qualidade das águas é imprescindível para a exploração sustentável dos recursos naturais na produção agrícola.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Diagnosticar a influência do manejo da irrigação e da sazonalidade climática nos recursos solo e água em valores quantitativos e qualitativos do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú – DIBAU, Ceará.

2.2 Específicos

- Realizar um diagnóstico da qualidade das águas subterrâneas que abastecem os irrigantes e moradores do Perímetro Irrigado do Baixo Acaraú;
- Investigar o perfil de umidade das áreas irrigadas, desde a superfície até o nível do lençol freático;
- Identificar a adição de sais ao lençol freático das áreas irrigadas devido ao manejo adotado pelos irrigantes;
- Investigar a ascensão do lençol freático pelo manejo da irrigação.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Recursos hídricos: visão geral

A água é aparentemente muito abundante, uma vez que cerca de $\frac{3}{4}$ da superfície total do planeta é coberta pela mesma. Entretanto, de toda água existente na Terra 97,3% é salgada e, conseqüentemente, somente 2,7% é doce. Do total de água doce disponível 78,1% encontram-se nas geleiras e 21,5% correspondem aos reservatórios de águas subterrâneas. As águas superficiais correspondem a menos de 1% do total onde 0,33% encontram-se nos lagos, 0,035% na atmosfera e 0,03% fluem nos rios. Assim como os recursos hídricos de superfície, a quantidade de água subterrânea distribui-se de forma muito desigual no planeta (PAIVA et al., 2001).

O Brasil detém 11,6% da água doce superficial do mundo, porém está distribuída de forma desuniforme. Destaca-se que 70% da água disponível para os mais diferentes usos no Brasil estão localizadas na Região Amazônica, que concentra apenas 7% da população do País. Os 30% restantes distribuem-se desigualmente pelo País, para atender os 93% restantes da população. Estima-se que 51% do abastecimento de água no Brasil é feito por captações subterrâneas através de 200.000 poços tubulares e mais de 1 milhão de poços/cacimbas. A ausência de controle sobre as diversas atividades do homem (práticas domésticas, agrícola e comercial) modificadoras dos mecanismos de reposição natural da água, principalmente dos recursos hídricos subterrâneos, denotam a importância da regulamentação e controle sobre os nossos recursos. (SECTAM, 2005).

Mundialmente as reservas hídricas subterrâneas se distribuem de forma desigual, como é o caso do sistema conhecido como Botucatu/Guarani que é possivelmente o maior reservatório subterrâneo de água doce do planeta com uma extensão de 1,3 milhões de km² distribuído geograficamente pelo Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai. (CABRAL et al. 2001). Segundo o mesmo autor, no Nordeste do país, região com graves problemas de abastecimento d'água existem sistemas aquíferos que podem amenizá-los. É o caso do aquífero costeiro no litoral de Pernambuco até o Rio Grande do Norte, a bacia sedimentar da chapada do Araripe entre Pernambuco e o Ceará, o aquífero cabeças, no vale do Gurguéia no Piauí, o aquífero Serra Grande que é o mais importante da região Sudeste do Piauí e o aquífero Açú na região de Mossoró no Rio Grande do Norte.

Observa-se que o Ceará vem tratando os seus recursos hídricos de forma mais consistente do que aquela habitualmente realizada nos demais estados nordestinos. Após a construção da represa Castanhão, com cerca de 6,7 bilhões de m³ (depois de Sobradinho, que tem capacidade de armazenar cerca de 34 bilhões de m³, o Castanhão é a maior represa do Nordeste na atualidade), o Estado passou a ter um potencial acumulatório em suas represas da ordem de 16 bilhões de m³. Isto é mais de 50% de todo o volume acumulado nas represas nordestinas. Além do mais, o Ceará vem trabalhando no sentido de interligar as diversas bacias que o compõem. Segundo os governantes cearenses, a ideia é fazer com que as regiões do Estado que apresentem dificuldades de fornecimento de água às populações sejam supridas por outras regiões que apresentem melhores condições hídricas. (SUASSUNA, 2004).

3.2 Águas subterrâneas: características e conceitos

A partir da década de 60, a denominação de “águas subterrâneas” para as águas do subsolo foi considerada mais apropriada. Defini-se como água subterrânea toda a água que ocorre abaixo da superfície da Terra, preenchendo os poros ou vazios intergranulares das rochas sedimentares, fraturas, falhas ou fissuras de rochas compactas, que sendo submetida às forças de adesão e gravidade desempenha um papel essencial na manutenção da umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos. As águas subterrâneas cumprem uma fase do ciclo hidrológico, uma vez que constituem uma parcela de água precipitada (BORGUETTI *et al.*, 2004)

Sob o ponto de vista de ocorrência de água, o solo pode ser dividido em zona saturada e zona não saturada. A zona de aeração, ou zona não saturada do solo, é a ligação entre as águas subterrâneas, que caracterizam a zona saturada do solo, e a atmosfera. Nessa zona, os vazios entre as partículas do solo são preenchidos por água. (CABRAL *et al.*, 2001). Guimarães (2007), também explica que o percurso de infiltração da água depende de vários fatores como a porosidade do solo, a existência da cobertura vegetal, da inclinação do terreno e da intensidade pluviométrica.

De forma geral, as águas subterrâneas estão contidas nos solos e formações geológicas permeáveis denominadas aquíferos. Este pode ser classificado de acordo com a pressão das águas nas suas superfícies limítrofes e também em função da capacidade de

transmissão de água das respectivas camadas limítrofes: camada confinante superior e inferior (FEITOSA; FILHO, 2000).

Os aquíferos são fontes renováveis de recursos hídricos e apresentam potencial para o desenvolvimento agrícola em pequena ou grande escala. Os períodos chuvosos tendem a gerar taxas de recarga que contribuem para recuperar os níveis nos poços. A recarga dos aquíferos pode ocorrer através da precipitação direta, pela infiltração e também devido à conexão hidráulica do sistema aquífero poroso e permeável. Os poros apresentam intercomunicações que dependem das variações granulométricas que afetam a porosidade e a permeabilidade e condicionam o fluxo subterrâneo. (MONTENEGRO, 2003).

A palavra aquífero significa a formação geológica de rochas permeáveis, seja pela porosidade granular ou pela porosidade fissural, capaz de armazenar e transmitir quantidades significativas de água, podendo ser de tamanhos variados com extensão de poucos a milhares de quilômetros quadrados ou, também, podem apresentar espessuras de poucos a centenas de metros. (GUIMARÃES, 2007).

Existem basicamente, três formas de aquífero quanto a sua porosidade:

Aquífero poroso ou sedimentar - é aquele formado por rochas sedimentares consolidadas, sedimentos não consolidados ou solos arenosos, onde a circulação da água se faz nos poros formados entre os grãos de areia, silte e argila de granulação variada. Constituem os mais importantes aquíferos, pelo grande volume de água que armazenam e por sua ocorrência em grandes áreas. (BORGUETTI *et al.*, 2004; ZIMBRES, 2000).

Aquífero fissural ou fraturado - é aquele formado por rochas ígneas, metamórficas ou cristalinas, duras e maciças, onde a circulação da água se faz nas fraturas, fendas e falhas, abertas devido ao movimento tectônico. Como exemplo cita-se: basaltos, granitos, gabros e filões de quartzo. A capacidade dessas rochas de acumularem água está relacionada à quantidade de fraturas, suas aberturas e intercomunicação, permitindo a infiltração e fluxo da água. (BORGUETTI *et al.*, 2004; ZIMBRES, 2000).

Aquífero cárstico (Karst) - formado em rochas calcárias ou carbonáticas, onde a circulação da água se faz nas fraturas e outras discontinuidades (diáclases) que resultaram da dissolução do carbonato pela água. Essas aberturas podem atingir grandes dimensões, criando, nesse caso, verdadeiros rios subterrâneos. São aquíferos heterogêneos, descontínuos, com águas duras, com fluxo em canais. As rochas são os calcários, dolomitos e mármore (BORGUETTI *et al.*, 2004; ZIMBRES, 2000).

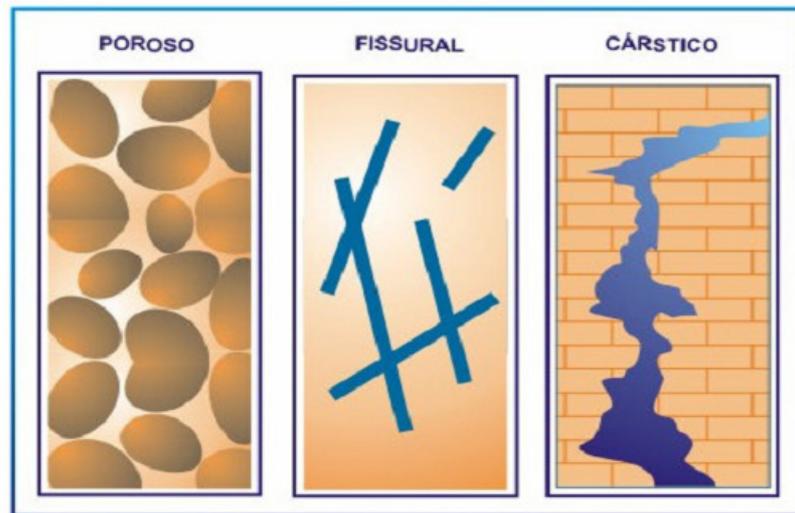


Figura 1 - Tipos de aquíferos quanto à porosidade
(Fonte: Borguetti *et al.* 2004).

As águas subterrâneas podem aflorar naturalmente na superfície da terra, ou serem captadas artificialmente, como se vê quotidianamente através de poços verticais perfurados com sondas de percussão ou por equipamentos rotativos. Atualmente a tecnologia permite que se chegue a grandes profundidades e se possa extrair águas armazenadas há centenas de anos. (RAMOS, 2009). Segundo o mesmo autor, para abertura de poços é necessária a existência de licença e autorização fornecida pelo Estado e órgão ambiental responsável. O ideal é que haja estudo prévio das condições ambientais da água a ser extraída, do entorno e também da vida útil que um poço possa representar. Poços abertos sem estudo e avaliação por técnicos habilitados podem acarretar grandes perdas e riscos ambientais, já que um poço que logo seca torna-se um canal aberto de contato do mundo exterior com as profundezas da terra, servindo como conduto de diferentes contaminantes, os quais podem colocar em risco a saúde de um aquífero, e por consequência de populações que possam estar se servindo das águas próximas.

Segundo estimativas da Unesco (Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura 1992), no período de 1970 a 1975 foram perfurados no mundo cerca de 300 milhões de poços. Essas obras fornecem água subterrânea para o abastecimento de mais de 50% da população do planeta e para irrigação de aproximadamente 90 milhões de hectares. No Brasil, a falta de controle na utilização da água subterrânea não permite fazer estimativas sem erros significativos. (FEITOSA; FILHO, 2000).

Custódio e Llamas (1996) apontam que ao contrário da contaminação das águas superficiais, mais facilmente identificáveis, a contaminação das águas subterrâneas não é visível e sua exploração é muito distribuída, dificultando assim a identificação e a caracterização dos problemas de contaminação. Os mesmos autores ressaltam ainda que a ação protetora ou de interrupção da atividade contaminante é aplicada somente quando a contaminação se torna perceptível, o que geralmente ocorre quando já atingiu uma larga extensão.

Elhatip *et al* (2003) sinalizam que as atividades humana e agrícola têm apresentado efeitos diretos e indiretos na velocidade de contaminação da água subterrânea de uma região da Turquia. Os efeitos diretos incluem dissolução e transporte de quantidade excessiva de fertilizante e alterações hidrológicas relacionadas à irrigação e drenagem. A técnica da irrigação quando manejada de forma inadequada pode tornar-se um fator negativo determinante na qualidade da água e influenciar a qualidade da água subterrânea. O problema mais sério que apresenta a utilização de efluentes como água de irrigação é que, estes podem chegar a contaminar um aquífero, sendo impossível descontaminá-lo. (DEMING, 1979). Outro fator negativo sobre a qualidade da água vem a ser que, a água de um poço aberto, não seja tão boa quanto se esperava. Pode ocorrer também, que seja um pouco salgada, ou ainda que não haja água. Nestes casos o melhor a ser feito é fechar o poço outrora aberto, para que não venha a ser fonte de poluição. Às vezes acontece casos de tornarem-se depósitos de lixo, como se lixeiras fossem, o que por conseqüência vem a comprometer a qualidade do solo e da água do entorno. (RAMOS, 2009)

O gerenciamento das águas subterrâneas se torna cada vez mais imprescindível para aumentar a disponibilidade hídrica da região Nordeste do Brasil, em longo prazo. No entanto, gerir os recursos hídricos subterrâneos dessa região revela-se um grande desafio devido à falta generalizada de informações hidrogeológicas. (MENESCAL *et al.*, 2005).

3.3 Sazonalidade climática e a qualidade das águas subterrâneas

No Nordeste do Brasil, assim como nas demais regiões semiáridas do globo, o regime pluvial se caracteriza por alta variabilidade espacial e temporal, com estações longas e secas, alternados por estações úmidas de curta duração com chuvas de alta intensidade

(PALÁCIO *et al.*, 2004). A qualidade da água em regiões semiáridas, como o estado do Ceará, é fortemente influenciada por fatores climáticos. (LOBATO *et al.*, 2008). Variações temporais de qualidade de água são causadas, principalmente, por fontes poluidoras pontuais e/ou fatores climáticos. (XIAOLONG *et al.*, 2010).

A baixa eficiência na aplicação da água de irrigação, aliado ao regime pluvial do semiárido brasileiro, o inadequado manejo dos solos e o uso excessivo de fertilizantes, têm contribuído significativamente para o aumento da salinidade das fontes hídricas da região (BRITO *et al.*, 2003). As concentrações de sais no lençol freático e na solução do solo são variáveis, no espaço e no tempo, devido à natureza dinâmica dos efeitos e interações de diversos fatores edáficos, climáticos e a ação antrópica (MEIRELES *et al.*, 2003; CRUZ *et al.*, 2003).

Os períodos chuvosos tendem a gerar lâminas de recarga, estas contribuem para a lavagem dos sais do solo, conduzindo-os para a zona saturada. Dependendo do grau de circulação do aquífero, os sais lixiviados tendem a ser naturalmente carreados das camadas superficiais sofrendo, assim, diluições nas águas subterrâneas (MONTENEGRO *et al.*, 2003). Apesar da estação úmida em regiões semiáridas ser curta, a mesma é determinante na variação da qualidade das águas. (ANDRADE *et al.*, 2008). Palácio *et al.* (2009) observaram uma grande influência da sazonalidade na definição da similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará, monitorada em sete pontos durante o período de janeiro a agosto de 2005. Segundo os autores, este estudo mostrou uma maior influência da variação sazonal do que da espacial na definição da similaridade da qualidade das águas.

Afonseca *et al.* (2005) em estudo da ação do clima na dinâmica do nitrato e cloreto no lençol freático do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú (DIBAU-CE) observaram uma maior concentração do íon cloreto nas águas do lençol freático, durante e após a estação chuvosa. Tal comportamento pode ser explicado devido ao processo de lixiviação ser muito intenso na área em estudo, uma vez que os solos são classificados como arenosos, com alta permeabilidade propiciando o arraste destes elementos. Estudos desenvolvidos por Vieira *et al.* (2005), na região do semiárido paraibano, observaram que a diminuição ou aumento da concentração dos nutrientes varia de acordo com o regime de chuva da região. Deste modo, com as variações sazonais os corpos d'água sofrem constantes alterações no seu volume hídrico e conseqüentemente, nas suas características físicas e químicas. Diversos autores salientam a influência sazonal do clima na qualidade das águas (XIAOLONG *et al.*, 2010; BU *et al.*, 2010; SOUSA *et al.*, 2009).

3.4 Impactos da irrigação na qualidade das águas subterrâneas

A moderna agricultura que busca constante elevação de produtividade e maximização dos lucros emprega uma carga expressiva de agroquímicos, dentre os quais se encontram os agrotóxicos (herbicidas, inseticidas e fungicidas) que podem causar poluição ambiental e desequilíbrio do agroecossistema. (GRUTZMACHER *et al.*, 2008). O impacto da intensiva prática agrícola sobre a água subterrânea foi primeiramente relatado nos anos 1970 quando concentrações de nitrato foram encontradas excedendo o limite permitido pela União Européia (HARIA; HODNETT; JOHNSON, 2003). Como a grande maioria das atividades antrópicas gera algum tipo de impacto negativo ao meio ambiente, a irrigação se não for conduzida de modo racional pode acarretar sérios danos ao solo com aumento na concentração de sais e de sódio trocável, o que reduz a sua fertilidade e, em longo prazo, pode promover uma maior concentração de sais no lençol freático ou levar a desertificação da área afetada (ANDRADE *et al.*, 2002; MESQUITA *et al.*, 2004).

A irrigação é atualmente uma componente importante no desenvolvimento da agricultura, não somente nas regiões áridas e semiáridas, mas também em outras regiões, proporcionando o equilíbrio da produção e evitando as possíveis interferências ocasionais provocadas pela falta de água (COSTA, 2003). A agricultura irrigada tem aumentado a produtividade das culturas, mas o retorno dos fluxos de irrigação é um dos principais contribuintes para a poluição das águas subterrâneas. (ARAGUÉS; TANJI, 2003).

A prática da irrigação, associada ao regime irregular das chuvas e as elevadas taxas de evapotranspiração em climas secos, resultam em alterações nos teores de sais nos solos e nas águas com conseqüente elevação na concentração de íons tóxicos. O aumento das concentrações dos sais e dos resíduos de fertilizantes nos sistemas hídricos promove a limitação desse recurso no uso urbano, industrial, agrícola e ecológico (WICHELNS *et al.*, 2002). O excesso de água aplicada à área irrigada, que não é evapotranspirada é direcionada aos depósitos subterrâneos, por percolação profunda, arrastando consigo sais solúveis, fertilizantes (N, P e Nitratos), resíduos de defensivos e herbicidas, elementos tóxicos, sedimentos etc. Sem dúvida, a contaminação dos recursos hídricos tem causado sérios problemas ao suprimento de água potável, tanto no meio rural como nos centros urbanos. (BERNARDO, 1997).

Testezlaf *et al.* (2005) mostraram que a irrigação, sendo um fator que contribui para o aumento da produção agrícola, precisa ser operada de forma eficiente e adequada sob o

ponto de vista ambiental por todos os agentes que se relacionam à técnica, como irrigantes, projetistas, fabricantes, pesquisadores, para não se tornar um elemento gerador de problemas oriundos da produção intensiva.

Chaves (2006) estudando o impacto da irrigação no Distrito de Irrigação do perímetro Araras Norte, DIPAN, Ceará, encontrou os maiores incrementos dos íons cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto e da RAS nos solos localizados na área do perímetro irrigado quando comparado com os incrementos encontrados na mata nativa.

Valenzuela (2009) identificou que 98% e 46% das cargas de sais e nitrato, respectivamente, adicionadas ao rio Arba, eram oriundas dos campos irrigados do Distrito de Irrigação Bardenas, na Espanha. O referido autor apontou para a necessidade de uma mudança na prática de adubação nitrogenada, para assim minimizar a contaminação dos corpos hídricos. Concentrações dos sais e dos nitratos, nas águas de drenagem dos campos agrícolas, devem ser monitoradas periodicamente. (MULLER *et al.*, 2007; DOWD *et al.*, 2008).

Em estudo sobre a sustentabilidade dos recursos solo e água na área do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú – DIBAU -Ceará, Aquino *et al.* (2008) identificaram um aumento preocupante dos teores de nitrato nas águas dos poços em áreas irrigadas, excedendo significativamente aos limites máximos aceitáveis pela resolução CONAMA 357/2005 e pela Portaria 518/2004. Outro exemplo de risco de degradação dos recursos solo e água é o que vem ocorrendo nas áreas irrigadas do Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodi (DIJA), localizado no Baixo Jaguaribe, Ceará. Estudos comparativos da Condutividade Elétrica do extrato de saturação (CEes) e da Razão de Adsorção de Sódio (RAS), em áreas irrigadas e na mata nativa, identificam aumentos na concentração dos sais totais de até 32%, expressando um aumento cumulativo dos sais no solo ao longo do tempo. (ANDRADE; D'ALMEIDA, 2006).

Avaliando a condutividade elétrica e dos níveis do íon sódio no lençol freático do Baixo Acaraú, Rodrigues *et al.* (2005) observaram que em dois poços estudados, os valores da condutividade elétrica excediam a $2,5 \text{ dS m}^{-1}$. Os fatores responsáveis por essa grande concentração de sais podem estar relacionados com os altos valores de sódio verificado nas análises e também com possíveis contaminações dos aquíferos em função da ação antrópica e da agricultura irrigada, uma vez que estes poços são utilizados essencialmente para consumo humano.

Quando a irrigação é praticada sem a adoção de técnicas adequadas de manejo, tanto pode gerar a depleção dos aquíferos mais profundos, como elevar o nível do lençol

freático e contaminar as águas subterrâneas com fertilizantes nitrogenados e resíduos de agroquímicos. (PETHERAM *et al.*, 2008; ANDRADE *et al.*, 2009).

Um dos maiores desafios, entretanto, é ampliar o discernimento humano tornando-o apto a adoção de práticas conservacionistas que venham a promover uma maior eficiência no manejo da irrigação, promovendo a redução da degradação dos recursos naturais. (CHRISTOFIDIS, 2006).

3.5 Avaliação da qualidade das águas subterrâneas para consumo humano e riscos à saúde pelo uso de água contaminada

No sentido mais amplo de seu conceito, qualidade da água pode ser entendida como o conjunto das características físicas, químicas e biológicas, que o recurso natural deve possuir para atender aos diferentes usos a que se destina, como por exemplo, balneabilidade, consumo humano, irrigação, transporte e manutenção da vida aquática. (BRASIL, 2005).

O termo qualidade da água refere-se às características da água tal como é encontrada na natureza, isto é, uma solução de vários produtos do ambiente natural. Portanto, a qualidade da água está sujeita a inúmeros fatores, podendo apresentar uma grande variação no decorrer do tempo. A qualidade da água também pode variar devido à interferência do homem, quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos domésticos ou industriais, quer de forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo. (ALVES, 2006). Segundo Farias (2006), a avaliação da qualidade de água é uma importante ferramenta na gestão de recursos hídricos e passa pela obtenção de dados confiáveis dos corpos d'água de interesse. A seleção dos parâmetros físicos, químicos ou biológicos de qualidade de água, que serão avaliados na área de estudo, deverá levar em conta os usos previstos para o corpo d'água e as fontes de poluição existentes na sua área de drenagem. Para controlar e regulamentar a qualidade a ser mantida num corpo d'água, é preciso estabelecer critérios para as condições e os parâmetros considerados fundamentais para a preservação do manancial. (TAVARES, 2006).

O pH da água é a medida da atividade de íons H^+ e OH^- e expressa a condição do meio, sendo influenciado por uma série de fatores, de origem antropogênica ou natural. Água com pH baixo compromete o sabor, a palatabilidade e aumenta a corrosão, enquanto que

águas com pH elevado comprometem a palatabilidade, aumentam a formação de incrustações e diminuem a eficiência da desinfecção por cloração. (SPERLING, 2005). O ministério da Saúde prevê valores de pH aceitáveis para consumo humano situados entre 6,0 e 9,5. A dureza da água é função dos teores de cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} principalmente, expresso em termos de uma quantidade equivalente de CaCO_3 . (PÁDUA; FERREIRA, 2006). O ministério da Saúde estipula o limite de 500 mg L^{-1} de dureza para águas destinadas ao consumo humano.

Entre os íons nocivos à saúde que podem ser encontrados na água destaca-se o nitrato, apresenta ocorrência mais generalizada e problemática devido a sua alta mobilidade e estabilidade nos sistemas aeróbios de águas subterrâneas. (FOSTER, 1993). O nitrato é problemático para a saúde humana, pois quando entra no trato digestivo humano pode se transformar em nitrito e, este em excesso, pode causar doenças como a metahemoglobinemia, ou síndrome do Bebê Azul em crianças. Esse problema ocorre porque bactérias do sistema digestivo convertem nitrato em nitrito que, após absorção, tornam a hemoglobina incapaz de liberar oxigênio produzindo sintomas de asfixia, além de causar câncer gástrico em adultos. (GIACOMETTI, 2001). A contaminação da água subterrânea por nitrato acontece em decorrência do uso intensivo de fertilizantes na agricultura. A elevação dos teores de nitrato nas águas subterrâneas indica, fundamentalmente, a influência de fatores externos como: a presença de fossas sépticas, depósito de lixo, vazamento de rede de esgotos, fertilizantes, e pesticidas empregados na agricultura (IRITANI; EZAKI, 2008). Daí a importância de se avaliar a qualidade da água para consumo humano como forma de prevenir eventuais problemas de saúde. Em face do risco que representa, a concentração de nitrato na água para consumo humano não deve exceder 10 mg L^{-1} de N-NO_3 de acordo com os limites adotados pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, bem como pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde. (BRASIL, 2004).

O sódio é um elemento relacionado à variação no caráter estético da água que pode ocasionar aversão ao seu consumo. Concentrações acima do permitido pela portaria 518/2004 (200 mg L^{-1}) são preocupantes, pois o alto consumo de sódio é utilizado como preditor de doenças cardiovasculares. (MOLINA *et al.*, 2003). A Resolução CONAMA n°. 357, de 17 de março de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. (BRASIL, 2005). No Brasil, os padrões de potabilidade são definidos pelo Ministério da Saúde, por meio da Portaria n°. 518, de 26 de março de 2004. Esses padrões, de um modo geral, são valores máximos permitidos de

concentração para uma série de substâncias e componentes presentes na água. De acordo com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) as águas doces, segundo seus usos preponderantes, são classificadas em quatro classes destinadas ao abastecimento doméstico, que é onde as águas subterrâneas podem ser enquadradas. (BRASIL, 2004).

Frente à importância das águas subterrâneas, torna-se imprescindível à avaliação da qualidade dos aquíferos e à proteção dos mesmos, no tocante à prevenção e deterioração, sobretudo próximo aos grandes centros urbanos e em áreas sob influência direta de práticas agrícolas irrigáveis. (AQUINO, 2007).

3.6 A análise multivariada

A demanda crescente de informações implica em um melhor conhecimento de técnicas para a organização e interpretação de dados assim como para a interpretação dos resultados que podem ser gerados em cada tipo de aplicação. Nesse contexto, a Análise Multivariada dispõe de uma diversidade de técnicas que favorecem o entendimento de muitos fenômenos. (ALVES, 2007). Esta tem como qualidade a investigação dos dados sem desconsiderar o caráter multivariado do processo. (YIDANA *et al.*, 2008; MARENGO *et al.*, 2008; VIDAL, 2007; PARINET *et al.*, 2004). Uma grande massa de informação deve ser processada antes de ser transformada em conhecimento. Portanto, cada vez mais se necessita de ferramentas estatísticas que apresentem uma visão mais global do fenômeno, que aquela possível numa abordagem univariada. A denominação “Análise Multivariada” corresponde a um grande número de métodos e técnicas que utilizam, simultaneamente, todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos. (MOITA NETO, 1998). Os métodos multivariados são escolhidos de acordo com os objetivos da pesquisa, pois sabe-se que a análise multivariada é uma análise exploratória de dados, prestando-se a gerar hipóteses, e não tecer confirmações a respeito dos mesmos, o que seria uma técnica confirmatória, como nos testes de hipótese, nos quais se tem uma afirmação a respeito da amostra em estudo. Embora, às vezes, possa ser utilizada para confirmação dos eventos (HAIR JÚNIOR *et al.*, 2005).

Técnicas de análise multivariada têm sido empregadas em diferentes áreas do conhecimento. Em recursos hídricos: Brito (2003), Andrade *et al.*, (2008), Palácio *et al.*,

(2009), Fontenele *et al.* (2011) entre outros, utilizaram-nas para avaliar impactos ambientais e/ou identificar variáveis de maior significância no conjunto das variáveis que definem a qualidade das águas. O tratamento multivariado, amplamente empregado na avaliação da qualidade das águas, evidencia variações espaciais e temporais geradas por modificações nos constituintes do corpo hídrico. (ANDRADE *et al.*, 2008).

3.6.1 Análise de agrupamento

A análise de agrupamento é uma técnica de classificação dentro das multivariadas que tem sido utilizada individualmente ou em conjunto com outras técnicas para amostras com um limitado tamanho (McNEILA *et al.*, 2005). Conhecida como análise de conglomerados, classificação ou cluster, tem como objetivo dividir os elementos da amostra, ou população, em grupos de forma que os elementos pertencentes a um mesmo grupo sejam similares entre si com respeito às variáveis (características) que neles foram medidas, e os elementos em grupos diferentes sejam heterogêneos em relação a estas mesmas características. (MINGOTI, 2005). Quando se aplica análise de agrupamento com o propósito de se gerar a homogeneização entre poços de água subterrânea, é muito importante a escolha da medida de similaridade, do algoritmo a ser usado e do número de *clusters* a ser formado (HAIR JÚNIOR. *et al.*, 2005).

Fontenele *et al.* (2011) utilizaram a análise de agrupamento para investigar a similaridade em escala espacial e temporal da qualidade das águas de uma micro-bacia da parte alta da bacia do rio Salgado. Aquino (2007) empregou a análise de agrupamento para verificar a semelhança na qualidade das águas entre um poço e outro, no distrito irrigado Baixo Acaraú - DIBAU.

3.6.1.1 Medidas de similaridade

Quando os itens são agrupados, a proximidade é usualmente indicada por um tipo de distância. Já as variáveis são normalmente agrupadas com base nos coeficientes de correlação. Na similaridade quanto maior for o valor observado, mais parecido é o objeto, como o coeficiente de correlação. Existem na literatura várias medidas de dissimilaridade, sendo que cada uma delas produz um determinado tipo de agrupamento. (FRANÇA, 2009). Na análise de agrupamentos (*cluster analysis*) a similaridade entre duas amostras pode ser expressa como uma função da distância entre os dois pontos representativos destas amostras no espaço n-dimensional. A maneira mais usual de calcular a distância entre dois pontos no espaço n-dimensional é conhecida por distância euclidiana. No entanto, existem outros métodos para se calcular distâncias, tais como: quadrado da distância Euclidiana, a distância de Mahalanobis, entre outras. (MOITA NETO; MOITA, 1998).

As características de cada objeto são combinadas em uma medida de semelhança, que pode ser de similaridade ou dissimilaridade, calculada para todos os pares de objetos, possibilitando a comparação de qualquer objeto com outro pela medida de similaridade e a associação dos objetos semelhantes por meio da análise de agrupamento. As medidas de distância representam à similaridade, que é representada pela proximidade entre as observações ao longo das variáveis. A distância euclidiana é a medida de distância mais freqüentemente empregada quando todas as variáveis são quantitativas. (HAIR JÚNIOR *et al.*, 2005).

Agrupar objetos consiste em reconhecer entre eles um grau de similaridade suficiente para reuni-los num mesmo conjunto. A escolha de um método de agrupamento é tão crítica quanto à escolha do coeficiente de associação. Dele dependerá a correta classificação de uma amostra dentro de um ou outro grupo já formado. (BUFON, 2007).

3.6.1.2 Métodos de agrupamentos hierárquicos

As técnicas de agrupamentos hierárquicas são realizadas por série de junções sucessivas tanto como por séries de divisões sucessivas. Os métodos aglomerativos hierárquicos começam com objetos individuais e há inicialmente tantos grupos quantos objetos. Os objetos mais similares são agrupados inicialmente, e esses grupos fundem-se de acordo com suas similaridades. Eventualmente, abrindo o critério de similaridade os subgrupos vão se unindo a outros subgrupos até formar um grupo único. (MARQUES, 2006). Os procedimentos hierárquicos envolvem a construção de uma hierarquia em estrutura do tipo árvore (dendrograma). Existem basicamente dois tipos de procedimentos hierárquicos de agrupamento aglomerativos e divisivos. Os cinco tipos de algoritmos aglomerativos populares mais utilizados para desenvolver agregados são: ligação individual, ligação completa, ligação média, método de Ward e método do centróide. (HAIR JR. *et al.*, 2005). Para Mingoti (2005) o procedimento de Ward baseia-se inicialmente na suposição de que cada elemento é considerado um único conglomerado. Em cada passo do algoritmo de agrupamento calcula-se a soma de quadrados dentro de cada conglomerado. Esta soma é o quadrado da distância Euclidiana de cada elemento amostral pertencente ao conglomerado em relação ao correspondente vetor de médias do conglomerado.

Com o objetivo de desenvolver grupos homogêneos de bacias hidrográficas Andrade *et al.* (2002) utilizaram 16 Sub-bacias pertencentes à bacia hidrográfica Litorânea do Estado do Ceará. A identificação de regiões hidrológicamente homogêneas foi realizada através de análise de agrupamento, *Cluster analysis*, e assumindo-se a hipótese de que regiões semelhantes independem da continuidade geográfica, observaram claramente a formação de dois grupos de bacias homogêneas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Características da área de estudo

4.1.1 Localização

A área de estudo (Figura 2) corresponde ao Perímetro Irrigado Baixo Acaraú – DIBAU, porção baixa das bacias do Acaraú e Litorânea, com abrangência dos municípios de Acaraú, Marco e Bela Cruz, distando 217 km de Fortaleza. A mesma é drenada pelo rio Acaraú, o qual nasce na serra da mata, em cotas superiores a 800 m. A bacia do Acaraú desenvolve-se no sentido sul-norte, com aproximadamente 315 km de extensão. O DIBAU está localizado entre as coordenadas 03°01'00'' e 03°09'00'' de latitude Sul e meridianos 40°01'00'' e 40°09'00'' de longitude Oeste. Possui uma área irrigável de 12.407,00 ha. (DNOCS, 2011).

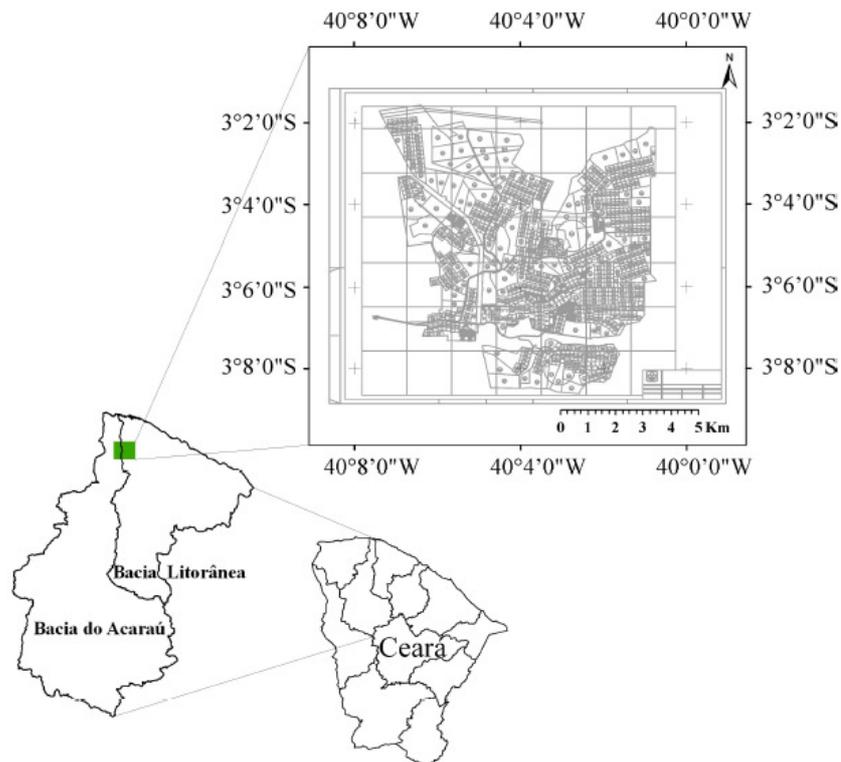


Figura 2 - Localização da área de estudo

A fonte de abastecimento hídrico do DIBAU é o rio Acaraú, perenizado pelos açudes: Paulo Sarasate (Araras Norte), Edson Queiroz, Ayres de Souza, Forquilha e Acaraú-Mirim (DNOCS, 2011).

4.1.2 Condições climáticas

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da área de estudo é do tipo Aw', tropical chuvoso, registrando temperaturas médias mensais superiores a 18°C com amplitude térmica da média atual sempre inferior a 5°C. Outras características climáticas da região podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características climáticas para a Região do Distrito Irrigado Baixo Acaraú – DIBAU, Ceará

Variáveis climáticas	Valores	Unidade
Evapotranspiração (tanque classe A)	1600,00	mm ano ⁻¹
Insolação média	2.650,00	h ano ⁻¹
Precipitação pluviométrica	900,00	mm ano ⁻¹
Temperatura média máxima anual	34,70	°C
Temperatura média anual	28,10	°C
Temperatura média mínima anual	22,80	°C
Umidade relativa média	70,00	%
Velocidade média dos ventos	3,00	m s ⁻¹

Fonte: Adaptada DNOCS (2011).

Observa-se através da Figura 3, que durante o período estudado (de ago a dez/10 e jan a jul/11) embora ocorram chuvas nos meses de janeiro a julho, 69% das precipitações se concentraram de março a maio de 2011.

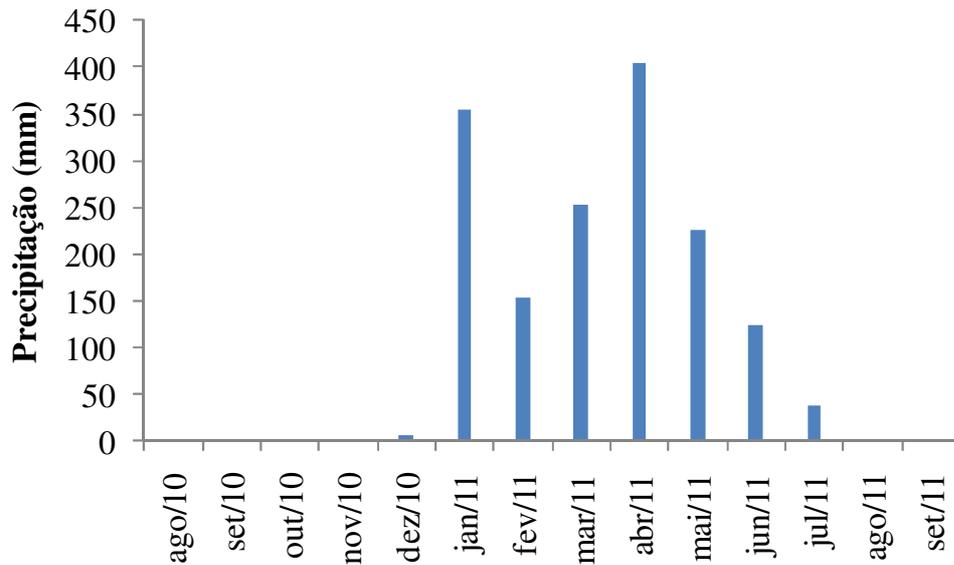


Figura 3 - Precipitações pluviiais mensais da estação meteorológica do Acaraú

4.1.3 Geologia, relevo e vegetação

A área de estudo é representada pela formação Terciária, Grupo Barreiras, caracterizada por depósitos pouco consolidados, de estratificação predominantemente horizontal e afossilífera, provenientes do intemperismo de rochas do embasamento cristalino. A granulometria é variada, aparecendo sedimentos arenosos e areno-argilosos, às vezes intercalados com camadas de cascalhos de quartzo desarestado e concentrações lateríticas a maiores profundidades. Geralmente essa formação origina solos profundos. (MATIAS FILHO *et al.*, 2001).

O relevo do DIBAU é razoavelmente suave, com altitudes compreendidas entre 56 e 36 metros, com declividade sul/norte de aproximadamente um metro por quilômetro, vertentes longas com declividade inferior a 5% (DNOCS, 2011).

A cobertura vegetal natural dominante na área do estudo era a floresta subcaducifólia de caráter semi-decídua pelo qual partes dos componentes perdem as folhas no período seco. Essa vegetação acha-se quase totalmente transformada em capoeira, em extenso campo de cajueiros e campos irrigados.

4.1.4 Solo

De acordo com Alves (2006) que identificou e atualizou todas as classes de solo segundo classificação proposta pela EMBRAPA (1999) as manchas predominantes no Perímetro Irrigado Baixo Acaraú são: os Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos (PVAe), Argissolos Acinzentados Distróficos (PAcd), Neossolos (RQo) Argissolo Vermelho Amarelo (PVA), Latossolo Vermelho Amarelo Eutrófico (LVAe), Planossolo (S), Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) e Latossolo Amarelo (LA). (Figura 4).

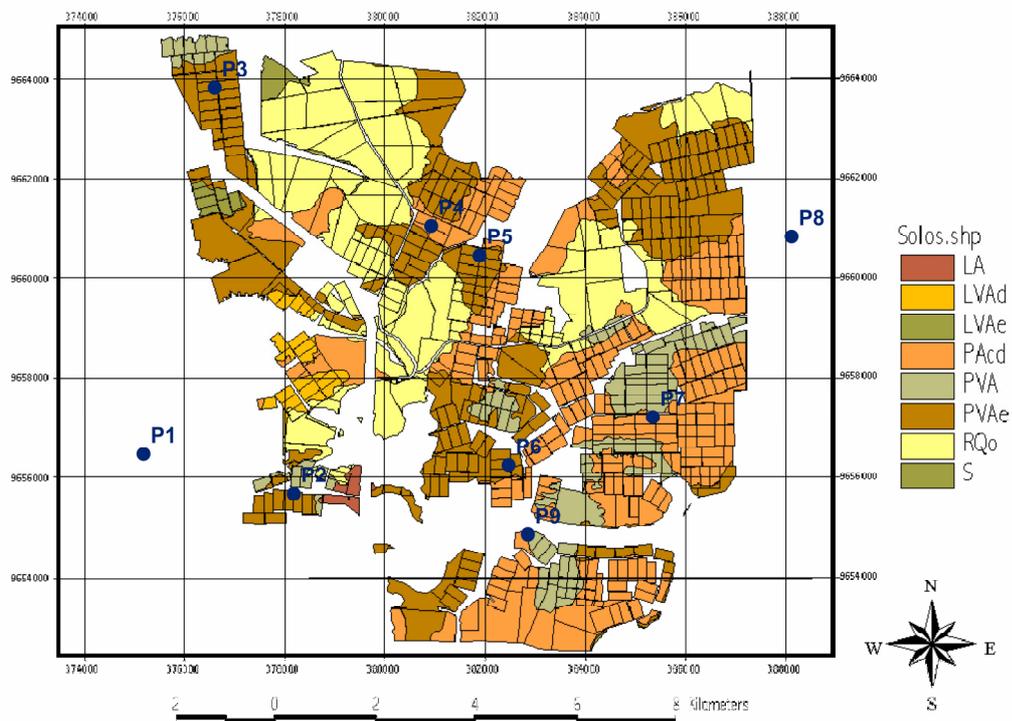


Figura 4 – Classes de solos encontradas no DIBAU
 Fonte: Alves (2006).

4.2 Monitoramento das águas do lençol freático

4.2.1 Pontos e época de coleta

Os pontos de coletas de água foram previamente selecionados com auxílio de mapas do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú e através de visitas de campo. Foram selecionados 9 poços rasos como estação de coleta, sendo seis (6) inseridos em áreas irrigadas e três (3) fora da área de cultivo. Os pontos foram selecionados considerando-se a representatividade e a facilidade de acesso durante todo o ano. Os mesmos foram distribuídos de maneira aleatória, de modo que abrangesse toda a área. (Figura 3).

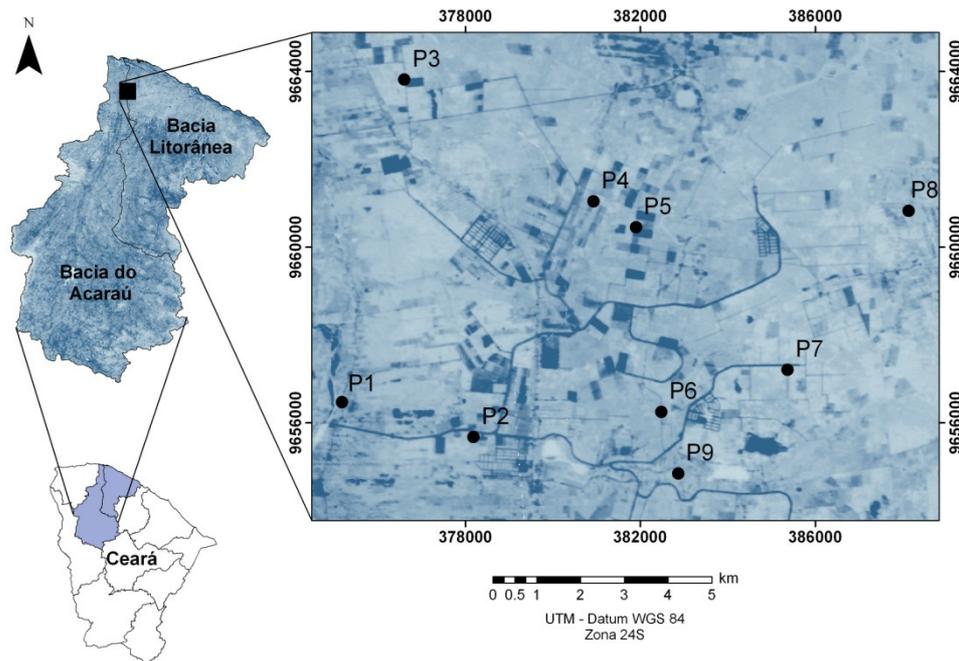


Figura 5 – Distribuição dos pontos dentro do perímetro irrigado

A identificação e a profundidade dos nove (9) poços estudados estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2– Identificação e profundidade dos poços (UTM, SAD 69, ZONA 24)

Pontos	Identificação	Latitude	Longitude	Prof. dos poços
P1	Santa Rosa	9656472	375185	12,65 m
P2	C7 A1	9655676	378188	12,32 m
P3	C 70	9663814	376608	21,13 m
P4	C 33	9661044	380932	10,60 m
P5	C 17	9660454	381899	13,40 m
P6	C 58	9656250	382478	9,63 m
P7	C 114	9657210	385361	22,20 m
P8	C. dos Fernandes	9660830	388130	20,15 m
P9	Nova Morada	9654850	382864	11,45 m

Todos os poços de amostragem de água são utilizados para consumo humano, alguns deles como o P1, P8 e P9, mesmo localizando-se nas áreas do DIBAU, não estão inseridos em lotes irrigados. Em contrapartida, os poços P2, P3, P4, P5, P6 e P7 estão localizados em áreas irrigadas, portanto, estão sob influência direta do manejo e práticas de irrigação. O P1 está localizado próximo à estação de bombeamento do DIBAU e ao rio Acaraú. Nesta propriedade foi identificada a criação de galinhas e porcos pelo proprietário, estando os estábulos dos mesmos a uma distância de 20 metros da cisterna. O P2 situa-se próximo ao canal principal do perímetro e encontra-se inserido em lote irrigado. O P3 localiza-se próximo a margem direita da rodovia CE 178. O P4 localiza-se em lote irrigado, porém este poço foi destruído pela chuva em abril de 2011. Os poços P5, P6 e P7 estão localizados em lotes irrigados cujos poços recebem também influência da irrigação. Vale ressaltar que havia um curral bovino no P7 nos três primeiros meses de coletas, mas os animais foram retirados desta área, extinguindo assim o curral. O P8 localiza-se na bacia litorânea e está fora da área útil do perímetro. O P9 é caracterizado por uma intensa vegetação.

Na área estudada não existe rede de saneamento, contribuindo para o lançamento direto no lençol freático dos resíduos sólidos produzidos pelos moradores.

4.2.2 Atributos analisados nas águas dos poços

Na busca de acompanhar as alterações hidroquímicas nas águas subterrâneas, influenciadas pela sazonalidade climática, bem como, avaliar a adição de nutrientes decorrente do manejo da irrigação adotado na área de estudo analisou-se os atributos presentes na Tabela 3. As campanhas de coletas foram realizadas mensalmente durante um período de 12 meses (ago/10 a jul/11). Sendo as amostras realizadas entre 9 e 12 horas da manhã.

Para as análises químicas, as amostras de água foram coletadas e armazenadas em recipientes em polipropileno com volume de 1 l. Os recipientes receberam uma tríplice lavagem, com o propósito de diminuir a interferência de qualquer resíduo remanescente de coletas anteriores. As amostras foram acondicionadas em caixa térmica com gelo e encaminhadas no mesmo dia, para análises hidroquímicas ao Laboratório de Água e Solo Embrapa Agroindústria Tropical, segundo metodologia descrita por Richards (1954).

Tabela 3- Atributos da qualidade das águas considerados no estudo

Variáveis estudadas	Unidade
pH	-
Condutividade elétrica (CEa)	dS m ⁻¹
Cálcio (Ca ²⁺)	mmol _c L ⁻¹
Magnésio (Mg ²⁺)	mmol _c L ⁻¹
Sódio (Na ⁺)	mmol _c L ⁻¹
Potássio (K ⁺)	mmol _c L ⁻¹
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	mmol _c L ⁻¹
Cloreto (Cl ⁻)	mmol _c L ⁻¹
Amônio (NH ₄ ⁺)	mg L ⁻¹
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹
Relação de Adsorção de sódio (RAS)	-

Para monitorar a dinâmica do nível do freático foram realizadas leituras mensais da profundidade do lençol freático em cada poço estudado. Foi utilizado um medidor de nível de água composto de um carretel com amarração auto-suportante, cabo exclusivo de altíssima

flexibilidade com um sensor elétrico que emitia um sinal quando atingia a superfície da água, assim, se media o comprimento do cabo até o ponto equivalente ao nível do solo.

4.2.3 Pontos e épocas de coletas das amostras de solo

Para a caracterização do percentual de umidade gravimétrica, da granulometria (Tabela 4) e da dinâmica dos íons sódio, cloreto, nitrato no perfil do solo, duas coletas de solos foram efetuadas, uma no período chuvoso realizada em maio/11 e a outra no período seco setembro/11. Para se ter um melhor conhecimento da dinâmica desses íons no perfil do solo as amostras foram coletadas a cada 50 cm de profundidade até atingir a franja capilar do lençol freático (Figura 6). As coletas foram realizadas em (2) pontos de amostragem de solo. Sendo o primeiro ponto de amostragem localizado em uma área não cultivada e a outra em lote irrigado por microaspersão, com cultivo de coqueiro anão. As amostras foram efetuadas em triplicata e o valor médio considerado como representativo de cada parâmetro investigado. Depois de coletadas, todas as amostras deformadas foram acondicionadas em recipientes metálicos fechados e em sacos plásticos para a determinação do percentual de umidade gravimétrica e para a análise química, respectivamente.

Tabela 4 - Granulometria do perfil do solo na área não cultivada (P1) e na área irrigada (P5)

Profundidade (m)	Área não cultivada			Área irrigada		
	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)
0,5	2,7	4,6	92,7	6	4,3	89,7
1,0	4,0	4,4	91,6	9,6	4,7	85,7
1,5	-	10,5	89,5	9,5	11,5	79,0
2,0	13,3	4,2	82,5	14,5	10,2	75,3
2,5	17,4	4,5	78,1	9,0	16,1	74,9
3,0	18,9	4,6	76,5	13,3	11,0	75,7
3,5	18,5	6,2	75,3	18,0	-	82,0
4,0	20,0	6,3	73,7			
4,5	21,9	2,5	75,6			
5,0	15,0	-	85,0			
5,5	18,0	3,0	79,9			



Figura 6 - Tradagem de solo no Distrito Irrigado Baixo Acaraú

A determinação da umidade gravimétrica em estufa a 105 – 110 °C foi efetuada no Laboratório de relações água-solo-planta do Departamento de Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias da UFC e as análises dos atributos químicos do solo (sódio, cloreto e nitrato) foram realizadas no Laboratório de Água e Solo da Embrapa Agroindústria Tropical de acordo com a metodologia descrita por Richards (1954).

Para verificar a adição de íons ao solo por resíduos e ou lixiviação de fertilizantes, foram levantadas as práticas culturais e os quantitativos dos adubos aplicados às culturas. A adubação da cultura é feita sobre forma de cobertura, próximo à planta. (Tabela 5).

Tabela 5 - Manejo da adubação adotada na área estudada DIBAU, Ceará

Cultura	Elemento	Fonte	Quantidade (kg ha ⁻¹ mês ⁻¹)
Mamão	Nitrogênio	Nitrato de cálcio	30,00
	Potássio	Cloreto de Potássio	65,00
	Fósforo	Super simples	85,00
	Adubação orgânica	Esterco de frango	275,00
		Esterco de ovelha e gado	200,00
Coco	Nitrogênio	Uréia	30,00
		Sulfato de amônio	45,00
	Potássio	Cloreto de potássio	50,00
	Fósforo	Super simples	105,00
	Micronutrientes	FTE BR 12	18,75
	Adubação orgânica	Esterco misto	900,00
Melancia	Nitrogênio	Nitrato de cálcio	50,00
		Nitrato de potássio	60,00
		Uréia	25,00
Acerola	Potássio	Cloreto de potássio	90,00
	Fósforo	Super simples	95,00
	Micronutrientes	FTE BR 12	11,00
	Adubação orgânica	Esterco misto	900,00

4.3 Estatística multivariada

Para a classificação das águas amostradas em grupos semelhantes quanto a hidroquímica, empregou-se a técnica de análise multivariada/análise de agrupamento pelo método aglomerativo processado no software *Statistical Package for Social Sciences* – SPSS 16.0. Para se eliminar o efeito de escala e unidades, realizou-se a padronização dos dados com a conversão das variáveis para escores padrões (Z score).

O algoritmo de agrupamento empregado foi o *ward's method* (soma total dos quadrados dos desvios de cada objeto em relação à medida do grupo onde o mesmo foi inserido) (HAIR JR. *et al.*, 2005), pela sua grande eficiência em combinar um pequeno número de amostras com um mesmo número de observações. A distância de similaridade empregada foi a Euclidiana ao quadrado (soma dos quadrados das diferenças) uma vez que as variáveis classificatórias adotadas neste estudo são variáveis reais e, portanto, são mensuradas em uma escala de intervalo. O resultado deste procedimento é apresentado por meio de um dendrograma.

O ponto de corte do dendrograma, para definir o número de grupos fundamentou-se na técnica apresentada por Corrar *et al* (2009), no qual, o corte ocorreu no momento em que a distância reescalada do coeficiente de aglomeração apresentou a maior variação. A escolha destes métodos se fundamentou na frequente empregabilidade dos mesmos por diversos pesquisadores para estudar a qualidade da água (ANDRADE *et al.*, 2008; YIDANA *et al.*, 2008; PALÁCIO *et al.*, 2009).

Os grupos formados pela técnica do agrupamento hierárquico tiveram suas médias comparadas pelo teste t de Student ao nível de 5% após a execução da análise de variância, através do programa SPSS 16.0.

Para avaliar se as variações dos teores de umidade gravimétrica e do conteúdo dos íons Na^+ , Cl^- e NO_3^- no solo apresentavam diferenças estatísticas entre os períodos de estiagem e chuvoso, empregou-se o teste t de Student ao nível de 5%.

4.4 Classificação e Avaliação das águas

A classificação da qualidade química das águas subterrâneas foi realizada por meio de diagramas, os quais descrevem a concentração relativa dos cátions, (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) e dos ânions (CO_3^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-). Tais diagramas servem para indicar a qualidade da água e identificar os processos envolvidos na sua evolução hidroquímica no meio aquífero. No trabalho em questão foi utilizado o diagrama de Piper, que permite observar o cátion e o ânion predominante em cada uma delas e identifica a ocorrência de mistura de águas.

O software QUALIGRAF 2009 foi utilizado para a classificação das águas do Distrito Irrigado Baixo Acaraú de acordo com a sua composição iônica. A classificação é função das concentrações de cálcio, magnésio, da soma de sódio e potássio e pelos ânions cloretos, sulfatos e a soma de carbonatos com bicarbonatos.

Esta representação consiste em dois triângulos, um para os cátions e outro para os ânions. Um losango se encaixa entre os dois triângulos, utilizando os mesmos eixos e as mesmas escalas que os lados dos triângulos imediatamente paralelos. O “Triângulo de Piper” explicita os termos utilizados para exprimir, respectivamente para cátions e ânions, a dominância de tal ou qual íon ou grupo de íons, e mostra no losango como são combinados

esses qualificativos para classificar uma água, por exemplo, de bicarbonatada-cálcica, cloretada-sódica etc. Figura 3 (DAVIS E DEWIEST 1966).

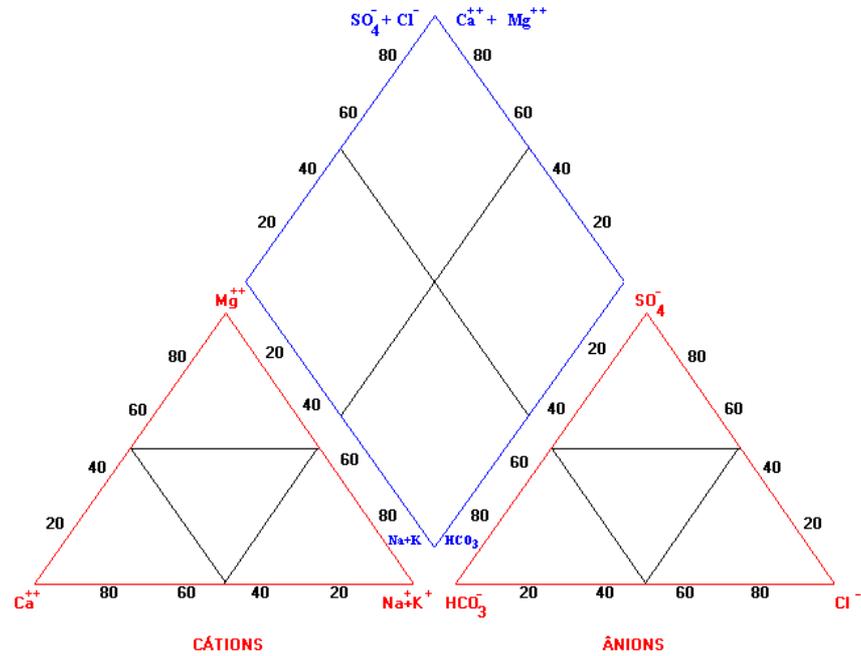


Figura 7 - Diagrama de Piper

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Granulometria e umidade ao longo do perfil dos solos

Para se ter conhecimento da influência dos íons solúveis da água do solo sobre a qualidade das águas do lençol freático do DIBAU, quantificou-se a umidade do solo bem como dos íons até se atingir a franja capilar durante o período seco (agosto a dezembro de 2010) e chuvoso (janeiro a julho de 2011). Os resultados da granulometria e o teor de água ao longo do perfil do solo da área não cultivada (o solo da área não cultivada (P1) é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico) para os períodos seco e chuvoso, podem ser vistas nas Figuras 8A e 8B, respectivamente.

Em conformidade com a Figura 8 A observa-se uma redução no teor de areia de acordo com a profundidade, assim como ocorre um incremento nos teores de argila nas camadas mais profundas. A percentagem de silte permaneceu sem grandes variações ao longo de todas as camadas estudadas. O aumento da percentagem de argila com a profundidade caracteriza um solo bem intemperizado ou com grande movimentação do lençol freático. A mobilidade das partículas finas desencadeia o empobrecimento destas nos horizontes superficiais ao mesmo tempo em que há o enriquecimento dos subsuperficiais, processo chamado, respectivamente, de eluviação-iluviação de argila (PHILLIPS, 2007).

Em relação à umidade, verificou-se que os maiores conteúdos de umidades foram registrados durante o período chuvoso apresentando valores em torno de 17%. A Figura 8B exhibe um comportamento no qual a porcentagem de umidade aumenta com a profundidade, atingindo 23% na profundidade de 4,0 m. Tal comportamento pode ser explicado pelo aumento dos teores de argila ao longo do perfil, visto que estas micelas apresentam uma grande capacidade de retenção de umidade. (ANDRADE *et al.* 2009). Entre os vários fatores que afetam a retenção de água no solo, o principal, de acordo com Scheinost *et al.* (1997), é a textura do solo, pois ela determina a área de contato entre a água e as partículas sólidas, determinando assim a acomodação das partículas e a distribuição de poros.

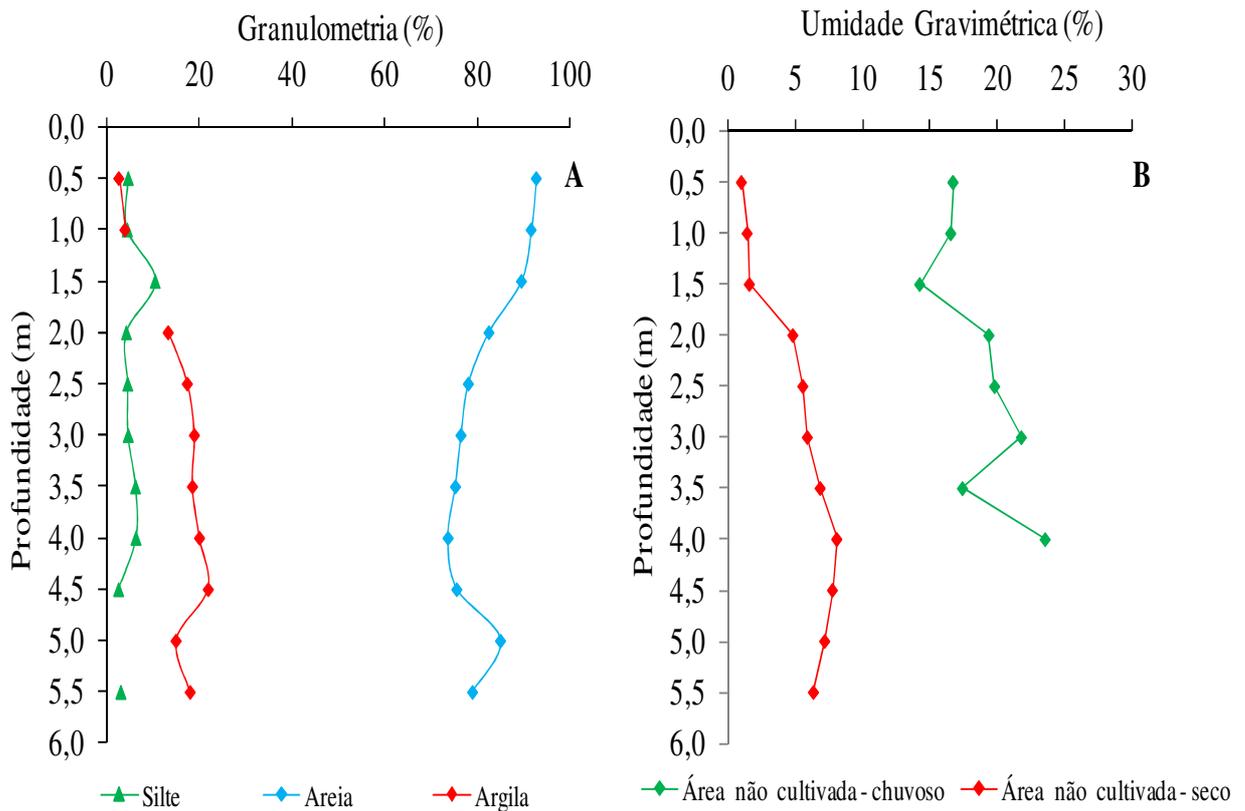


Figura 8 - Granulometria (%) e umidade gravimétrica do solo (%) na área não cultivada (P1)

A umidade do solo nas duas estações diferiu estatisticamente ao nível de 5% pelo teste t, os maiores valores na área não cultivada foram registrados no período chuvoso (Figura 8B). Tal comportamento já era esperado, visto que se trata de uma área que não recebe dotação de água pela irrigação durante a estação de estiagem. (ANDRADE *et al.*, 2009).

Já com relação à área irrigada, a granulometria e a umidade gravimétrica do solo (coletas realizadas nas proximidades do poço P5) estão nas Figuras 9A e 9B. Pela Figura 9A identifica-se que se trata de um solo com textura predominantemente arenosa, apresentando poucas variações ao longo de todas as camadas amostradas, variando de 89% na superfície a 82% na camada mais profunda. Solos arenosos são permeáveis, leves, de baixa capacidade de retenção de água, baixa adsorção de cátions e de baixo teor de matéria orgânica. De acordo com a Figura 9B observa-se um aumento de umidade a partir de 1,5 m de profundidade para os dois períodos (seco e chuvoso). A maior umidade com a profundidade se explica pela maior concentração de argila a partir de 1,5 m de profundidade (Figura 9A) com redução da areia e o efeito da franja capilar.

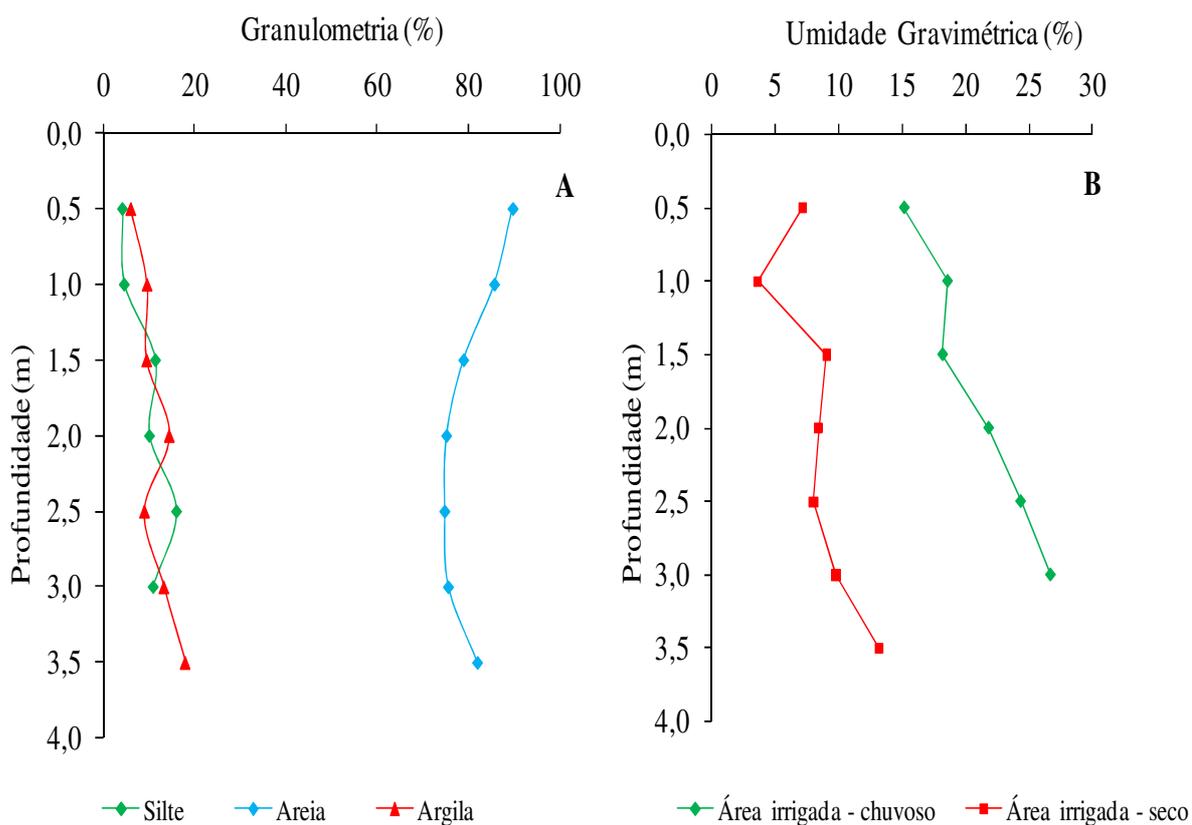


Figura 9 - Granulometria (%) e umidade gravimétrica do solo (%) na área irrigada (P5)

Os teores de umidade variaram de 8% nas primeiras camadas até 24% em camadas mais profundas, próximas a franja capilar (3,5 metros). O menor valor de umidade nas camadas superficiais está relacionado ao processo de evapotranspiração.

A umidade gravimétrica da área irrigada (Figura 9B) exibe um comportamento no qual o teor de umidade no período chuvoso foi maior que no período seco, apresentando diferença significativa ($P < 0,05$). A umidade do solo foi superior em ambas às áreas durante o período chuvoso, entretanto, no período de estiagem a umidade da área irrigada (P5) foi superior àquela registrada na área não cultivada (P1). O que justifica a influência da dotação artificial de água (irrigação) na área de cultivo irrigado. Devido à percolação do excesso de água aplicada na irrigação, os terrenos nas áreas irrigadas ou no seu entorno podem ter os lençóis freáticos elevados e, conseqüentemente, salinizados. (BERNARDO, 1997).

Aquino *et al.* (2008) em estudo dos solos do distrito irrigado Baixo Acaraú, verificou que a área irrigada apresentou maior umidade no período de estiagem em relação ao período chuvoso, resultados contrários foram obtidos nesta pesquisa, na qual a umidade de

ambas as áreas foi maior no período de chuva. Destaca-se que, o total da precipitação pluvial para 2011 foi 72% superior à precipitação média anual da região.

De acordo com a Figura 4 o solo do P5 é classificado como Argissolo Vermelho Amarelo.

5.2 Íon Na^+ ao longo do perfil dos solos

A mobilidade do íon sódio no perfil dos solos do DIBAU na área irrigada (P5) e na área não cultivada (P1) nos períodos seco e chuvoso podem ser observadas na Figura 10.

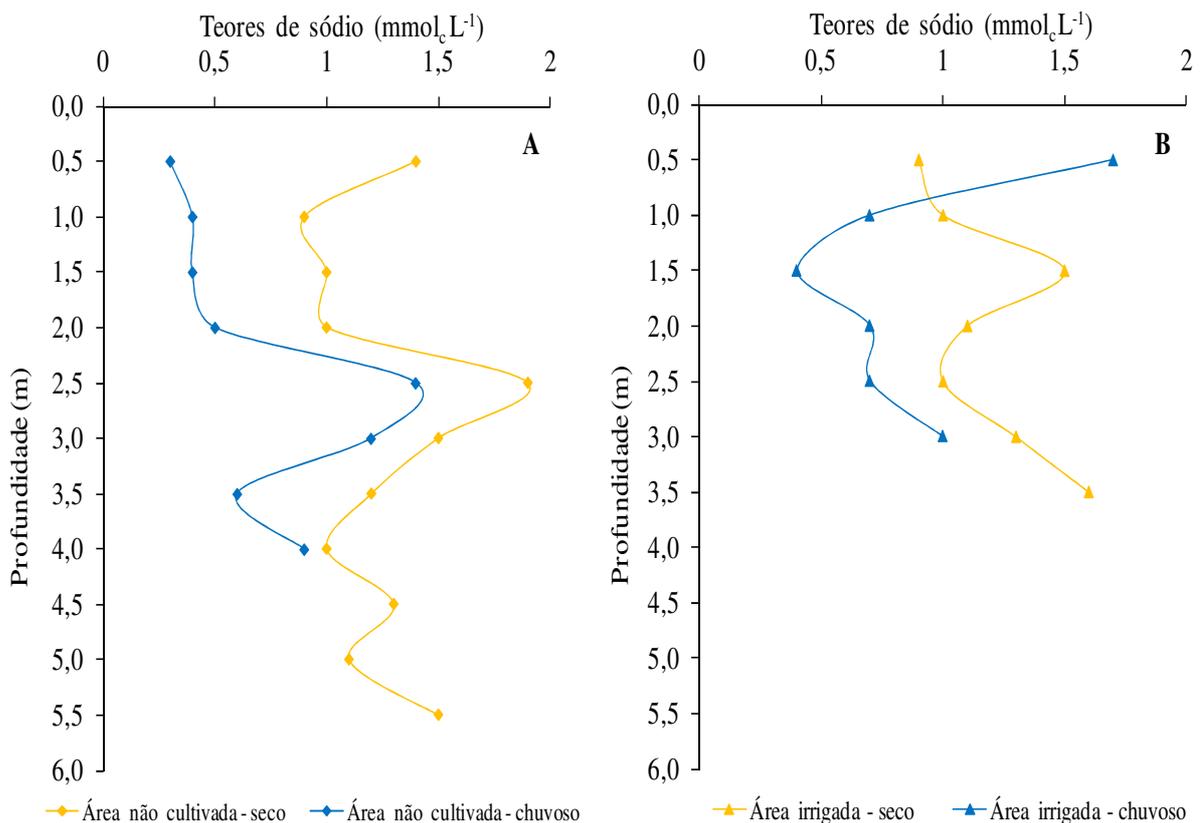


Figura 10 - Teores de sódio no perfil dos solos da área não cultivada (P1) e irrigada (P5) no período seco e chuvoso

Durante o período chuvoso o maior teor de sódio no perfil do solo foi observado na área irrigada (P5) na profundidade de 0,5 m ($1,7 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$) o que evidencia um acúmulo

nas camadas superiores. Andrade *et al.* (2004) observaram que durante a estação chuvosa, o íon sódio apresentou concentrações maiores na camada superficial, dada a elevada solubilidade deste íon e pelas altas taxas de evapotranspiração registradas nas regiões semiáridas, com um conseqüente acúmulo de sais na superfície do solo. Em relação à área não cultivada (P1) observou-se que a maior concentração para a estação chuvosa ocorreu na profundidade de 2,5 m ($1,4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), expressando o efeito da lixiviação dos sais pela água da chuva e o acúmulo nas camadas com maior presença de argila. Ademais, constata-se que os valores de sódio para ambas as áreas foram superiores no período de estiagem. As concentrações de sódio foram estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) entre os períodos (seco e chuvoso) para as duas áreas.

Nota-se que os teores de sódio a partir de 2,5 m de profundidade foram superiores na área não cultivada (P1) em relação à área irrigada (P5), em ambas as estações climáticas. O que evidencia a lixiviação do íon sódio na área irrigada (P5) nos dois períodos (seco e chuvoso).

As concentrações do íon sódio durante o período de estiagem (irrigação) na superfície do solo da área irrigada (P5), foram superiores ($1,7 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) aos valores encontrados por Aquino *et al.* (2008) para esta mesma área de estudo que foi de $0,8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$. Tal fato pode ser um indicativo de acúmulo de sais na superfície do solo proveniente da urina de animais que se encontra presente na composição do esterco aplicado. Apesar de se tratar de solos arenosos, os mesmos apresentam valores muito baixos de Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que resultará em maiores valores de RAS.

5.3 Íon Cl^- ao longo do perfil dos solos

A mobilidade do íon cloreto no perfil dos solos do DIBAU na área irrigada (P5) e na área não cultivada (P1) nos períodos seco e chuvoso pode ser observada na Figura 11.

As concentrações de cloreto não apresentaram diferenças significativas em relação às estações climáticas ($p > 0,05$), foram diferentes em relação às áreas (irrigada e não cultivada) ($p < 0,05$). Os teores de cloreto da área irrigada (P5), foram superiores aos registrados na área não cultivada (P1) exceto na profundidade de 0,5 m da área não cultivada durante o período de estiagem na qual houve um incremento ($4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) na concentração

deste íon. Tal comportamento se deve ao fato do ânion Cl^- se acumular nas camadas subsuperficiais, quando essas camadas apresentarem quantidade considerável de cargas positivas, o que pode ocorrer em muitos solos no Brasil. (LOPES, 2000).

Observou-se um comportamento contrário na área irrigada (P5) visto, que houve uma redução do íon cloreto nas camadas superficiais do solo (0,5 m) para as duas estações climáticas. As maiores concentrações de cloreto ocorreram na área irrigada entre as camadas de 1,0 a 1,5 m com valores máximos em torno de $6,65 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$. Verificou-se também que há um decréscimo nos teores de cloreto de acordo com a profundidade para a área cultivada. Resultados semelhantes foram encontrados por Andrade et al, (2002) estimando as concentrações de íons no extrato de saturação do solo, na região da Chapada do Apodi no Ceará, os referidos autores observaram que os maiores valores registrados de Cl^- ocorrem na camada superior, havendo um decréscimo com a profundidade.

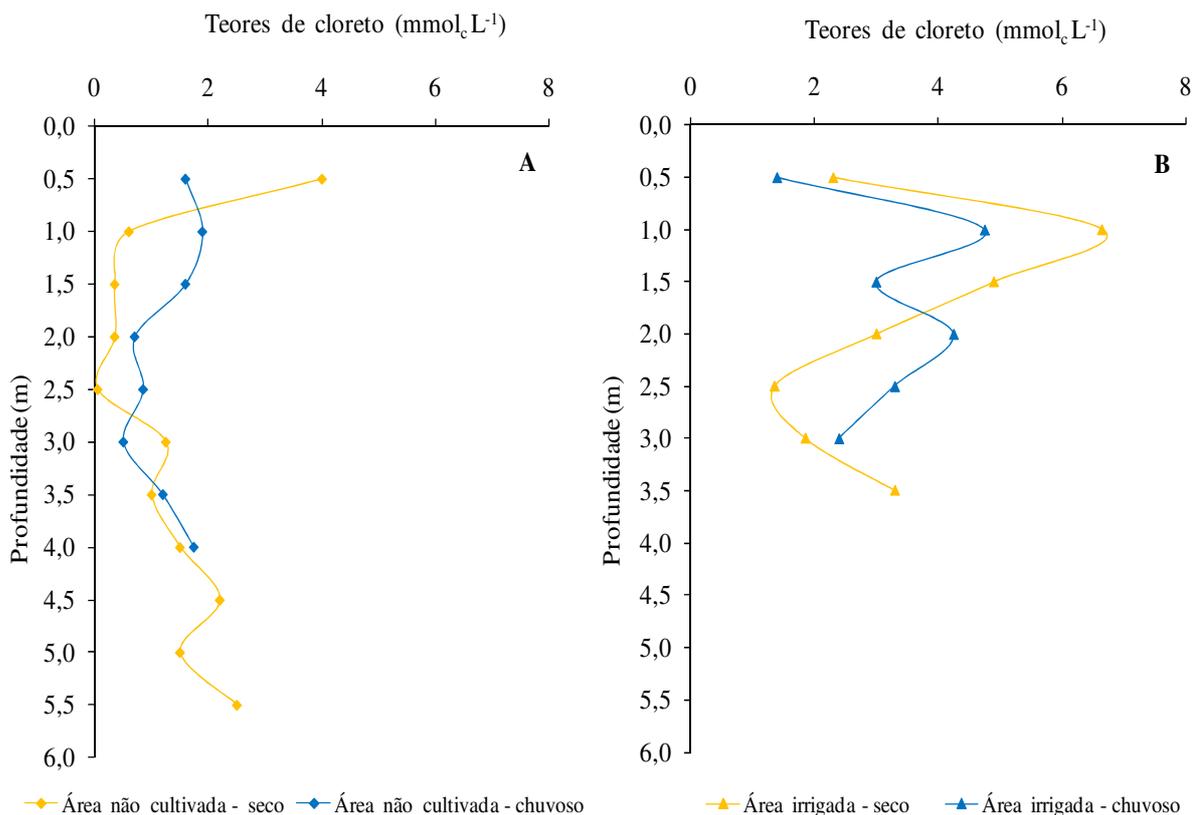


Figura 11 - Teores de cloreto no perfil dos solos da área não cultivada (P1) e irrigada (P5) no período seco e chuvoso

Atribuem-se as maiores concentrações de cloreto no perfil dos solos da área irrigada (P5) a aplicação de fertilizantes diretamente ao solo, especificamente a aplicação de

cloreto de potássio em torno de $50,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ e ao processo de evapotranspiração. Estes resultados corroboram com os obtidos por Jury *et al.*, (1979), Sampaio e Ruiz (1996) e Silva *et al.*, (2008).

Os teores de Cl^- da área não cultivada apresentaram um incremento de acordo com as camadas mais profundas, comportamento relacionado especificamente as diferenças do teor de argila entre os horizontes A e B, refletindo diretamente na textura do solo, restringindo a lixiviação desse íon (Figura 9A). A presença de cloreto na área não cultivada está relacionada ao aporte de aerossóis marinhos, visto que o DIBAU situa-se a 40 km da região costeira. (MEIRELES, 2003). Ademais, evidencia-se que as concentrações de cloreto na área irrigada (P5) foram quase sempre superiores às encontradas na área não cultivada (P1) independente da estação climática. Entretanto esses resultados discordam dos encontrados por Andrade *et al.*, (2009) para a mesma área de estudo, os referidos autores observaram que para a área irrigada as concentrações desse íon foram sempre inferiores às concentrações da área não cultivada, independente da estação seca ou chuvosa. Atribuem-se as maiores concentrações de cloreto na área irrigada durante esta pesquisa a intensificação do uso dos solos da mesma.

5.4 Íon NO_3^- ao longo do perfil do solo

As concentrações de nitrato no perfil do solo das duas áreas monitoradas para as duas estações climáticas, podem ser vistas na (Figura 12).

As maiores concentrações de nitrato para a área irrigada (P5) foram observadas na estação seca em torno de $12,22 \text{ mg kg}^{-1}$ na profundidade de 1 m. Comportamento justificado, pelo fato de ser a época na qual a técnica da irrigação é empregada e assim a ocorrência das aplicações de fertilizantes minerais e nitrogenados. O total de adubos nitrogenados aplicado nos solos do P5 foi superior a $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Wang *et al.* (2010) relataram que o acúmulo de nitrato em perfis de solo em sistemas de cultivo na China foi relacionado à quantidade de fertilizante nitrogenado aplicado.

Para Resende (2002) a mobilização excessiva de nitrato para os mananciais, decorre normalmente de um desbalanço entre as taxas de suprimento de nitrogênio mineral (nitrato ou amônio) no solo e a capacidade da vegetação de cobertura em absorver e assimilar o nutriente, convertendo-o em formas orgânicas. Assim, quando no solo há nitrato em

quantidade superior a que determinada cultura pode assimilar, resulta na lixiviação para camadas profundas não exploradas pelo sistema radicular. A lixiviação é o principal processo envolvido na perda de N-NO_3^- devido à baixa capacidade de retenção de ânions, na maioria dos solos. (PIOVESAN *et al.*, 2009).

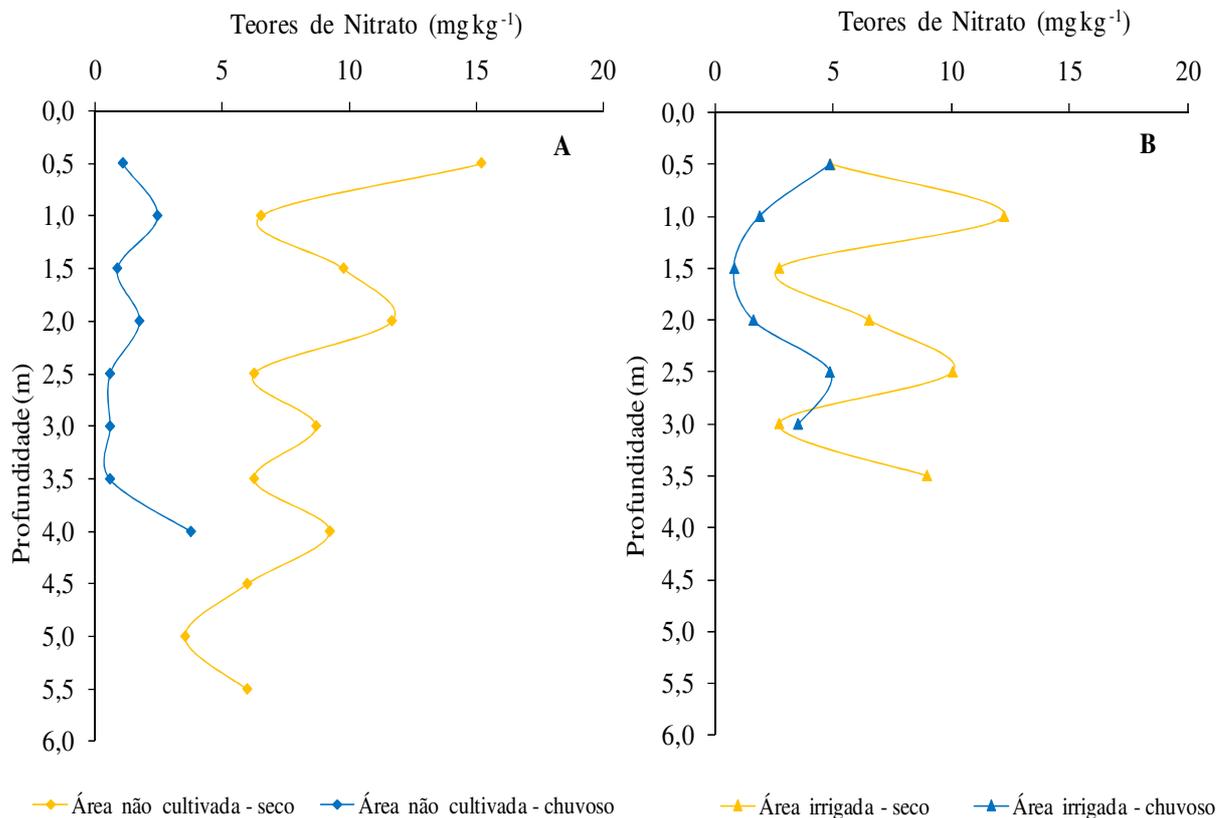


Figura 12 - Teores de nitrato no perfil dos solos da área não cultivada (P1) e irrigada (P5) no período seco e chuvoso

As concentrações de NO_3^- apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) em relação às estações climáticas, sendo a estação seca a que apresentou os maiores teores de nitrato para ambas as áreas. As concentrações mais baixas de nitrato no período chuvoso se devem a lavagem deste íon no solo devido à precipitação pluviométrica e a alta mobilidade do mesmo. Corroborando com os resultados encontrados por Andrade *et al.*, (2009) em estudo do impacto da lixiviação de nitrato para esta mesma área.

O nitrato não é adsorvido pelos componentes das frações do solo, razão pela qual se desloca facilmente, pode ser absorvido pelas raízes e translocado às folhas ou lixiviados aos mananciais subterrâneos (CORREA *et al.*, 2006).

Observa-se na Figura 12 que as maiores concentrações de nitrato para a área não cultivada se deram no período seco, apresentando o maior valor na camada de 0,5 m em torno de $15,21 \text{ mg kg}^{-1}$. Como essa área não se encontra sob irrigação durante o período seco, o processo de evapotranspiração gera a ascensão capilar da solução do solo que juntamente com a textura do solo promoveu um maior acúmulo do nitrato nas camadas mais superficiais. Andersen e Jensen (2001) encontraram concentrações de nitrato na faixa de 30 a 55 mg kg^{-1} , em solo coletado na camada arável (0-20 cm) de uma área de produção de hortaliças, valores estes que podem ser considerados altos, com o risco de significativa lixiviação e contaminação de águas subterrâneas. Chowdary *et al.*, (2005) observaram em seus estudos valores superiores aos observados nesta pesquisa, valores estes de até 40 mg kg^{-1} .

5.5 Dinâmica do nível do lençol freático

Em linhas gerais, os poços estudados se mostraram influenciados pelas precipitações pluviais, todos apresentaram aumento dos níveis da profundidade das lâminas no período chuvoso de fev a jul/11. (Figura 13).

Pela referida figura observa-se os poços situados fora dos campos irrigados P1, P8 e P9, apresentaram uma flutuação no nível do lençol freático diferenciada daquela registrada nos demais poços P2, P3, P4, P5, P6 e P7 inseridos em áreas irrigadas. P1 e P8 mostraram-se mais sensíveis às precipitações que ocorreram na estação chuvosa, havendo um incremento nos níveis do lençol freático, expressando uma maior variabilidade temporal de alteração na altura da lâmina do lençol durante o período estudado.

O P1 apresentou a maior variabilidade temporal no nível da água do lençol, ascendendo 8 metros de lâmina nas chuvas de maio de 2011 e sofrendo uma significativa redução, chegando a 2 metros de lâmina no período que compreende os meses de ago/10 até fev/11. Esta dinâmica se explica pela proximidade do P1 ao rio Acaraú e conseqüentemente sob influência de recarga do rio, visto que neste trecho o rio se encontra perenizado pela barragem Santa Rosa.

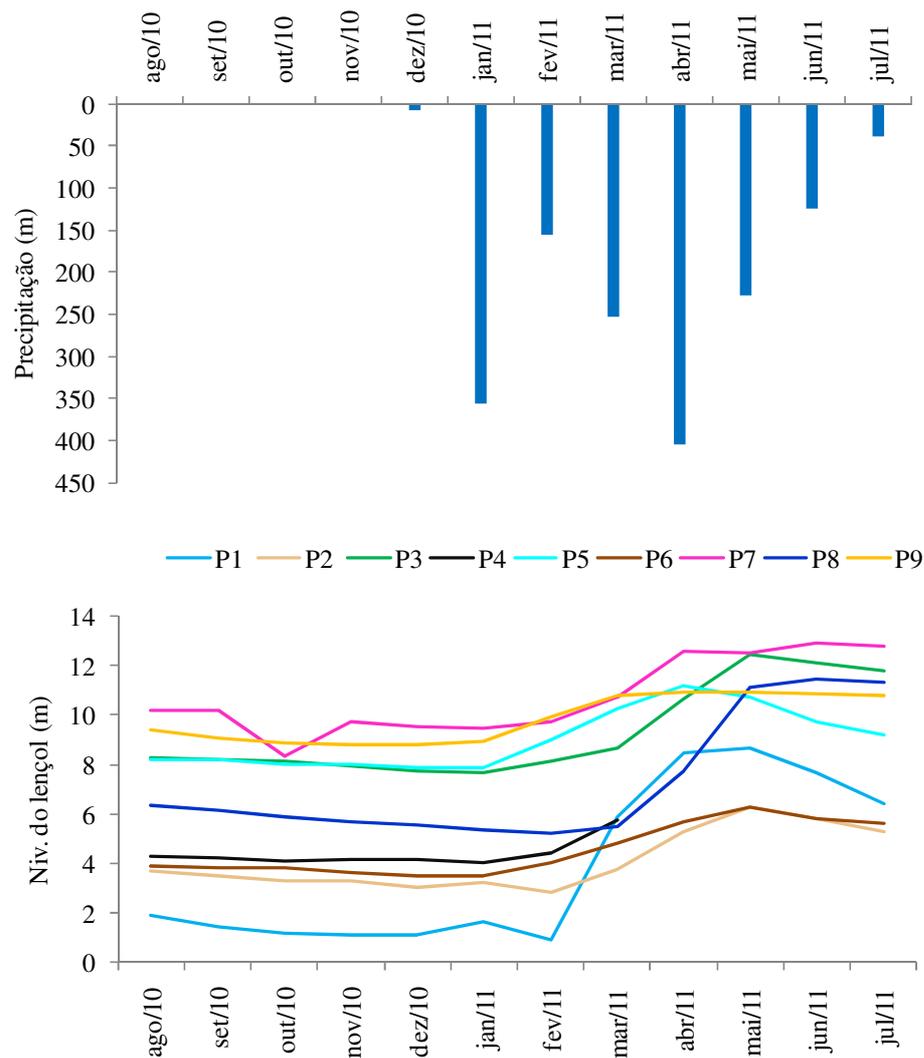


Figura 13 - Variação do lençol freático do DIBAU

O nível do lençol freático dos poços inseridos nas áreas irrigadas sofreu uma depleção inferior aos poços localizados fora das áreas de cultivo, o que sugere a existência de outra fonte de recarga para o lençol freático além das precipitações pluviométricas. Assim pode-se inferir que tal comportamento seja devido às lâminas excessivas de irrigação aplicadas no período seco.

Na Figura 14 observa-se o comportamento diferenciado entre o nível do lençol freático para um poço inserido em área não cultivada (P1 ANC) e outro inserido em área irrigada (P5 AI), observou-se que o nível da profundidade da lâmina do lençol para o P5 se manteve sem grandes variações, justificando a ocorrência de outra fonte de recarga no período

de estiagem (irrigação) para os poços inseridos em áreas irrigadas, ratificando os resultados encontrados por Andrade, (2009).

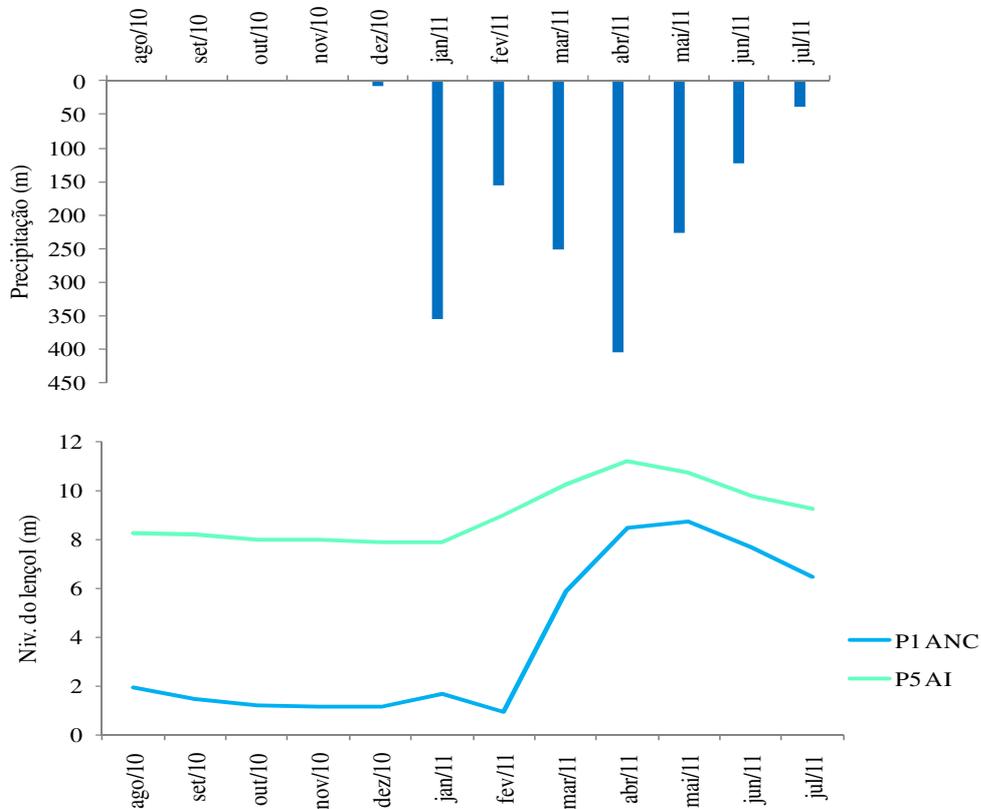


Figura 14 - Variação do lençol freático para um poço inserido em área não cultivada (P1 ANC) e outro inserido em área irrigada (P5 AI)

Esta mesma região, em 2001, apresentava uma profundidade média do lençol freático de 16,00 m (MATIAS FILHO; COSTA, 2001). Por sua vez Aquino (2007) observou que a profundidade do lençol freático do DIBAU encontrava-se em 7,00 m, o que evidenciou um aumento no nível do lençol freático de 9 m em 6 anos. Nesta pesquisa, a profundidade do lençol atingiu 5,50 m, visto que ocorreu um aumento no nível do lençol freático de 1,5 m em relação ao ano de 2007.

Vê-se claramente um aumento de 10,5 m no nível do lençol freático em um intervalo de 10 anos, havendo, portanto, a necessidade de um monitoramento das águas subterrâneas do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú.

5.6 Análise de agrupamento

Para investigar se a similaridade da qualidade das águas do lençol freático do DIBAU é influenciada pela sazonalidade e pelo uso do solo efetuou-se a análise de agrupamento dos atributos das águas amostradas para o período seco e chuvoso respectivamente.

5.6.1 Estação seca

De acordo com a tabela 6 verifica-se que a primeira maior variação percentual do coeficiente (17,882 - 12,857), foi de 5,025% a qual ocorreu na passagem da formação de 2 grupos deixando explícito que o número mais adequado de agrupamentos para os dados analisados seria 2 (dois).

Tabela 6 - Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos

Numero de agrupamentos	Coeficientes	variação % dos coeficientes para o próximo nível	Distância Reescalona
8	0,601		1,000
7	1,709	1,108	2,539
6	2,9	1,191	4,193
5	4,343	1,443	6,197
4	6,626	2,283	9,368
3	9,377	2,751	13,188
2	12,857	3,48	18,021
1	17,882	5,025	25,000

A formação de cada grupo pode ser observada na Figura 15. Analisando o dendrograma, fica evidente que o ponto ótimo de corte da distância reescalona de combinação se encontra de fato entre 18,021 e 25,000, a mesma é determinada através de interpolação dos coeficientes, pois a partir desta, há um maior distanciamento na medida de similaridade para a formação de posteriores agrupamentos. Para efeito de “corte” do dendrograma optou-se por se efetuar o “corte” na distancia reescalona de valor 20, dando

origem a dois grupos distintos. Para a identificação dos pontos no dendrograma os mesmos receberam a nomenclatura AI (área irrigada) ANC (área não cultivada).

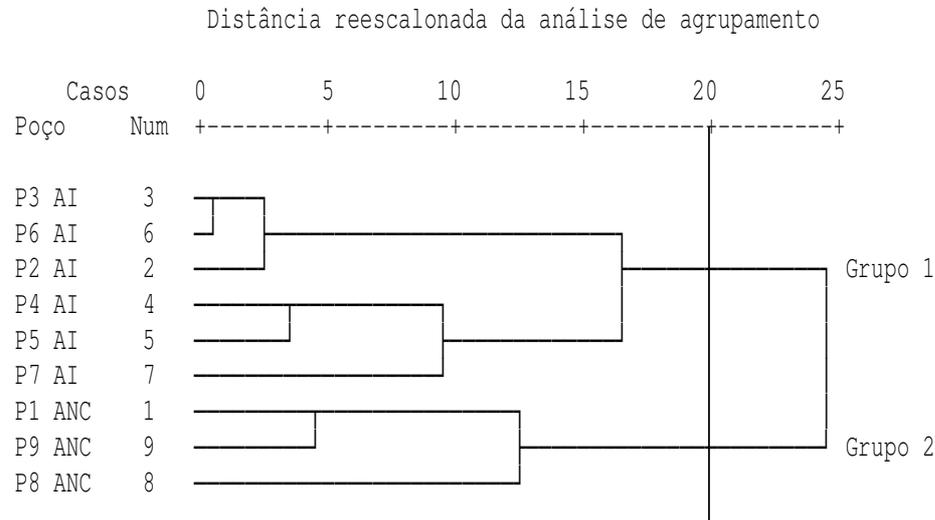


Figura 15 - Similaridade das concentrações iônicas das águas dos poços localizados no perímetro irrigado Baixo Acaraú para a estação seca

Para o período de estiagem o Grupo 1 foi formado pelas águas dos poços inseridos na área irrigada (P3, P6, P2, P4, P5 e P7) o Grupo 2 foi composto por águas oriundas dos poços localizados na área não cultivada (P1, P9 e P8). Tal agrupamento expressa a ação do uso da terra sobre a qualidade da água.

A composição média, desvio padrão, valores máximos e mínimos dos cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} e K^{+}) e dos ânions (Cl^{-} , HCO_3^{-}) para as águas de cada grupo de poços do DIBAU, podem ser vistas na Tabela 7. Os maiores valores médios dos íons (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} e K^{+}) para o período de estiagem foram observados nas águas do grupo 2 apresentando diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste t em relação ao grupo 1. O Grupo 2 é constituído pelas águas do P1, P8 e P9, estes não se encontram sob influência direta da irrigação. Portanto, acredita-se que o aporte destes cátions seja devido à geologia da região que é caracterizada por depósitos pouco consolidados, de estratificação predominantemente horizontal e afossilífera, provenientes do intemperismo de rochas do embasamento cristalino.

Tabela 7 - Valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período seco

Atributos	Parâmetros Descritivos	Grupo 1	Grupo 2
Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,10 \pm 0,06 b	0,47 \pm 0,32 a
	Mínimo	0,03	0,21
	Máximo	0,26	1,38
Mg^{2+} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,59 \pm 0,35 b	1,06 \pm 0,38 a
	Mínimo	0,19	0,46
	Máximo	1,57	1,85
Na^{2+} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	1,92 \pm 1,11 b	4,62 \pm 1,85 a
	Mínimo	0,20	0,17
	Máximo	3,75	7,63
K^+ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,22 \pm 0,30 b	0,36 \pm 0,09 a
	Mínimo	0,03	0,13
	Máximo	1,13	0,46
Cl^- ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	2,36 \pm 1,58 b	5,67 \pm 2,52 a
	Mínimo	0,25	0,75
	Máximo	5,75	8,75
HCO_3^- ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,27 \pm 0,25 b	0,89 \pm 0,76 a
	Mínimo	0,05	0,10
	Máximo	0,95	1,90

*Médias não seguidas por mesma letra, entre grupos dentro de cada variável, diferem pelo teste t a 5% de significância.

De acordo com a Figura 4 os solos do P1 são classificados como Argissolos Vermelhos Amarelos Eutróficos, apresentando textura muito variável, mas com predomínio de textura média na superfície, e argilosa, em subsuperfície. Os solos assentados sobre o lençol freático dos poços P8 e P9, classificados como Argissolos Acinzentados Distróficos, são solos com argila de atividade baixa ou com argila de atividade alta, mas com saturação por base baixa, contribuindo assim para que neste ponto haja uma grande perda das bases trocáveis por lixiviação para o lençol freático. (EMBRAPA, 2006). É preciso considerar as limitações de propriedades físicas destes solos em planejamentos futuros, caso se pretenda alocá-los para atividades agrícolas irrigadas, a fim de minimizar a contaminação direta e pontual do lençol freático. (ANDRADE *et al.*, 2010).

A profundidade dos poços é apresentada na Tabela 2, observa-se que o P1 apresenta profundidade igual a 12,65 m, a profundidade do P8 é de 20,15m e o P9 apresenta 11,45 m de profundidade. Embora esses poços exibam profundidades distintas e não se

localizam próximos um ao outro, suas concentrações são similares, dessa forma, a qualidade da água mesmo em uma área pequena não apresentou continuidade geográfica na formação dos grupos.

De acordo com os resultados observados na Tabela 7 (período seco) fica claro, que o grupo 2, composto por águas de poços inseridos em áreas não cultivadas (P1, P8 e P9) apresentou os maiores valores médios do íon Na^{2+} diferindo estatisticamente pelo test t ($p < 0,05$) do grupo 1. O grupo 2 apresentou valor médio em torno de $4,62 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($106,26 \text{ mg L}^{-1}$). Tal comportamento foi em decorrência de uma maior concentração deste elemento no solo da área não cultivada a partir de 2,5 m de profundidade (Figura 10). Contribuindo para um aumento da lixiviação deste elemento a maiores profundidades. A análise do comportamento de acumulação do sódio ao longo do perfil do solo presente na Figura 10 justifica as maiores concentrações deste elemento nas águas subterrâneas das áreas não cultivadas

5.6.2 Análise de agrupamento para a estação chuvosa

De acordo com a tabela 8, verifica-se que a primeira maior variação percentual do coeficiente (5,201 – 3,344) foi de 3,848% a qual ocorreu na passagem da formação de 2 grupos deixando explícito que o número mais adequado de agrupamentos para os dados analisados seria 2 (dois).

Tabela 8 - Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos

Numero de Agrupamentos	Coeficientes	variação % dos coeficientes para o próximo nível	Distância Reescalada
8	0,382		1,000
7	0,785	0,403	2,116
6	1,258	0,473	3,426
5	1,779	0,521	4,868
4	2,498	0,719	6,859
3	3,344	0,846	9,202
2	5,201	1,857	14,344
1	9,049	3,848	25,000

Pelo dendrograma (Figura 16) identifica-se a formação de cada grupo. Analisando o mesmo, fica evidente que o ponto ótimo de corte da distância reescalada de combinação se encontra de fato entre 14,344 e 25,000, a mesma é determinada através de interpolação dos coeficientes, pois a partir desta, há um maior distanciamento na medida de similaridade para a formação de posteriores agrupamentos. Para efeito de “corte” do dendrograma optou-se por se efetuar o “corte” na distância reescalada de valor 15, dando origem a dois grupos distintos.

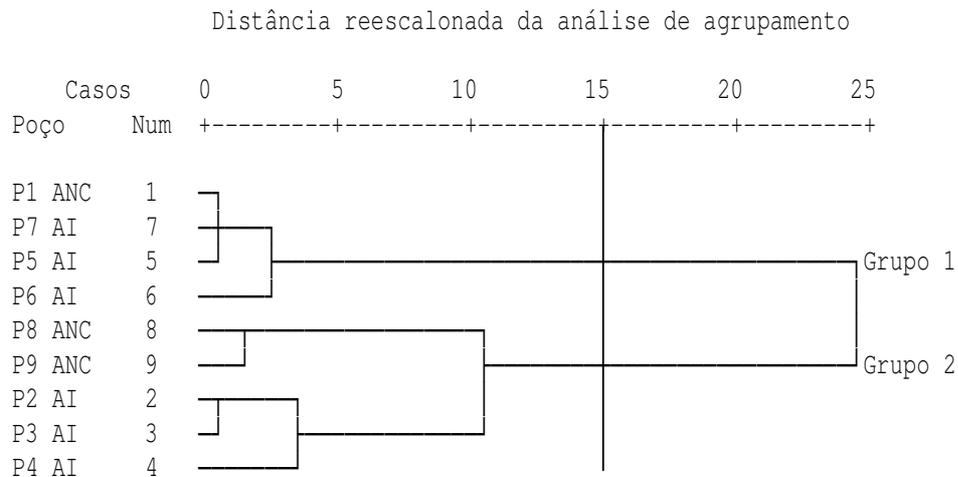


Figura 16 - Similaridade das concentrações iônicas das águas dos poços localizados no perímetro irrigado Baixo Acaraú para a estação chuvosa

Os grupos do período chuvoso se formaram da seguinte maneira: o Grupo 1 composto por águas coletadas no P1, P7, P5 e P6, o grupo 2 foi formado por águas oriundas do P8, P9, P2, P3 e P4.

Nota-se que os grupos do período chuvoso se formaram de maneira distinta, pois o P1 (área não cultivada) passou a ter uma maior similaridade com os poços P7, P5 e P6 (área irrigada). Atribui-se esse comportamento, as maiores concentrações de nitrato presentes nas águas desses poços.

Assim, devido à lixiviação ocasionada pelas chuvas, o nitrato decorrente da mineralização de material orgânico é carregado para o lençol freático.

5.6.3 Dinâmica espacial dos cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} e K^{+}) e ânions (Cl^{-} , e HCO_3^{-}) nas águas amostradas do DIBAU

A Tabela 9 apresenta os valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do Dibau para o período chuvoso. Observa-se que os maiores valores dos íons (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} e K^{+}) na estação chuvosa se deram no grupo 2, constituído pelas águas oriundas dos poços P8, P9, P2, P3 e P4 diferindo estatisticamente ($p < 0,05$) do grupo 1. Os solos dos poços P4, P8 e P9 classificados como Argissolos Acinzentados Distróficos e os solos do P2, P3 e P4 classificados como Argissolos Vermelhos Amarelos Eutróficos (Figura 4). São solos minerais, não-hidromórficos com variabilidade de classes texturais.

De acordo com as Tabelas 7 e 9 observa-se que os valores encontrados na estação chuvosa são inferiores aos observados na estação seca, dessa forma infere-se que há uma redução nas concentrações dos sais de acordo com o aumento do nível do freático pelas precipitações (Figura 13) ocorrendo uma diluição dos mesmos.

Tabela 9 - valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período chuvoso

Atributos	Parâmetros Descritivos	Grupo 1	Grupo 2
Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,28 ± 0,28 b	0,40 ± 0,23 a
	Mínimo	0,02	0,06
	Máximo	1,16	0,83
Mg^{2+} ($\text{mmo}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,75 ± 0,40 b	0,93 ± 0,48 a
	Mínimo	0,23	0,44
	Máximo	1,83	2,11
Na^{2+} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	2,01 ± 1,24 b	3,78 ± 1,74 a
	Mínimo	0,36	1,35
	Máximo	4,83	6,31
K^{+} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,22 ± 0,16 b	0,46 ± 0,38 a
	Mínimo	0,03	0,09
	Máximo	0,51	1,45
Cl^{-} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	2,63 ± 1,50 b	4,88 ± 2,48 a
	Mínimo	0,39	1,25
	Máximo	6,64	9,19
HCO_3^{-} ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	Média	0,35 ± 0,48 a	0,21 ± 0,13 a
	Mínimo	0,05	0,05
	Máximo	2,00	0,55

*Médias não seguidas por mesma letra, entre grupos dentro de cada variável, diferem pelo teste t a 5% de significância.

5.6.3.1 Sódio (Na^+)

Observa-se para a estação chuvosa (Tabela 9) que o grupo 2, apresentou os maiores valores médios de Na^{2+} $3,78 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($86,94 \text{ mg L}^{-1}$) o mesmo constituiu-se das águas dos poços P2, P3, P4, P8 e P9, poços inseridos em áreas irrigadas, exceto P8 e P9. Os valores deste elemento no período chuvoso foram inferiores aos do período seco, o que confirma a influência das chuvas e das recargas dos poços na diluição deste íon.

Durante todo o período estudado, em todos os poços monitorados as concentrações de Na^{2+} encontram-se dentro do padrão de conformidade para consumo humano, pois apresentaram concentrações abaixo dos limites aceitáveis estabelecidos pela Portaria 518/04 (200 mg Na L^{-1}).

Estes resultados foram inferiores aos obtidos por Aquino (2008) em estudo da qualidade das águas subterrâneas para esta mesma área. O autor observou teores de sódio bem elevados para as áreas não cultivadas, apresentaram concentrações de sódio superiores ao permitido pela Portaria 518/04, para enquadramento como água potável. A redução das concentrações deste elemento para esta área, neste intervalo de tempo está associada às maiores precipitações dos anos anteriores, ressalta-se que as precipitações foram superiores a 68% em relação à média normal da região. O que evidencia uma melhoria na qualidade da água devido às precipitações pluviais, que ocasionou uma maior diluição deste íon.

5.6.3.2 Cloreto (Cl^-)

Embora o cloreto apresente maior solubilidade em detrimento ao sódio, a variabilidade dos mesmos se deu de forma semelhante, visto que os teores de Cl^- formam compostos solúveis e tendem a lixiviar junto com o sódio. As maiores concentrações de cloreto no período seco foram observadas no grupo 2, este grupo, composto pelas águas do P1, P8 e P9 (áreas não cultivadas), apresentou valor médio em torno de $5,67 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($201,00 \text{ mg L}^{-1}$), diferindo estatisticamente do grupo 1 ($p < 0,05$) (Tabela 7).

Observa-se na Figura 17 dois poços representativos da área não cultivada (P1 e P8) e dois representativos da área irrigada (P2 e P5). Pela referida figura nota-se que os maiores teores de Cl^- foram encontrados nos períodos em que apresentavam as menores

lâminas d'água, expressando concentração inversa entre concentração do cloreto e lâmina de água do poço.

Cruz *et al.* (2003), avaliando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas do Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodí, encontraram resultados de acordo com os observados neste estudo. Assim, a interdependência entre o nível do freático e a concentração do cloreto fica evidenciada quando se identifica uma melhoria na qualidade da água dos poços durante o período chuvoso.

O P8 (área não cultivada) Figura 17A foi o que exibiu as maiores concentrações durante praticamente todo o período estudado. Os teores de cloreto nas águas deste poço apresentaram valores em torno de $8,75 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($310,18 \text{ mg L}^{-1}$) para o mês de outubro de 2010 e $5,25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($186,11 \text{ mg L}^{-1}$) para maio de 2011 chegando a ultrapassar os padrões estabelecidos para consumo humano que é de 250 mg L^{-1} pela Portaria 518/2004 (BRASIL, 2004) e Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005). Os solos do P8 são classificados como Argissolos Acinzentados Distróficos, solos que apresentam grande variação textural (Figura 4).

Ademais, atribuem-se as maiores concentrações de cloreto nas áreas não cultivadas a lixiviação dos resíduos produzidos pelas fossas sépticas das residências comunitárias situadas nas proximidades destes poços, visto que estes estão inseridos em um aglomerado populacional rural, nos quais a maioria das residências utiliza o sistema de coleta de esgotos através de fossas ou sumidouros, localizados diretamente no aquífero livre. Outra evidência que justifica a presença de cloreto nas áreas não cultivadas seria o aporte de aerossóis marinhos, pela proximidade do DIBAU (40 km) da região costeira.

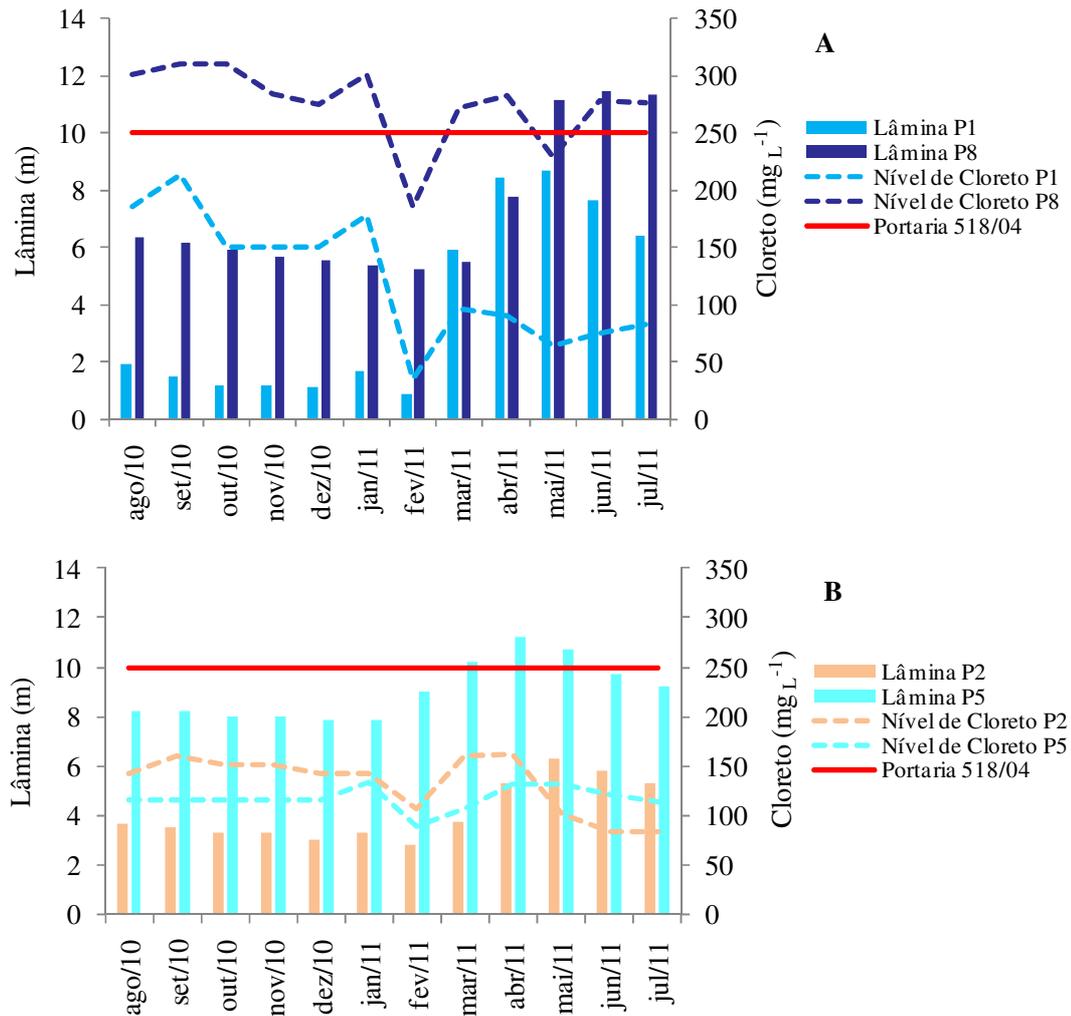


Figura 17 - Lâminas de água do lençol freático (m) e níveis de cloreto (mg L^{-1}) dos poços da área não cultivada (P1 e P8) – A e da área irrigada (P2 e P5) B

Aquino (2008) encontrou para esta mesma área de estudo, resultados bem mais elevados. O referido autor observou concentrações oscilando entre $21,43 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($759,69 \text{ mg L}^{-1}$) e $22,78 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($807,55 \text{ mg L}^{-1}$), excedendo em 204% e 223% os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05. Os teores mais baixos deste elemento para esta pesquisa podem estar relacionados às precipitações pluviais.

A Figura 17B mostra um comportamento no qual a forte influência do nível das lâminas do lençol freático sobre o íon cloreto se justifica, pois fica evidenciado que os teores mais baixos de cloreto nos poços da área irrigada se devem ao fato da variação do lençol freático ter sido inferior a observada na área não cultivada, visto que na área irrigada existe outra fonte de recarga que é a dotação artificial de água durante o período seco (irrigação).

Embora as maiores concentrações de cloreto sejam observadas no perfil do solo da área irrigada para as duas estações, verifica-se também que há um decréscimo nos teores de cloreto de acordo com a profundidade para a mesma. (Figura 11).

Os teores de Cl^- da área não cultivada apresentaram um incremento de acordo com as camadas mais profundas, comportamento relacionado especificamente as diferenças do teor de argila, refletindo diretamente na textura do solo. Assim, ficando sujeito à lixiviação para as camadas mais profundas do solo até atingir o lençol freático, justificando as maiores concentrações do cloreto nas águas subterrâneas das áreas não cultivadas.

5.6.3.3 Bicarbonato (HCO_3^-)

Para ambas as estações (Tabelas 7 e 9) os valores médios de HCO_3^- foram sempre inferiores aos do cloreto nos dois grupos, confirmando os resultados obtidos por Andrade *et al.*, (2010) para esta mesma área de estudo.

Silva Júnior *et al.*, (1999) em estudo da composição química de águas do cristalino brasileiro, observaram predominância do Cl^- e do Na^+ a medida em que havia aumento na salinidade, visto que os teores de bicarbonato diminuía conforme redução da salinidade. Tal comportamento relaciona-se à alta solubilidade do cloreto, pois o bicarbonato tende a se precipitar devido a sua baixa solubilidade.

5.6.4 Dinâmica espacial do pH, CEa, RAS, NH_4^+ e NO_3^- nas águas subterrâneas do DIBAU

A composição média, desvio padrão, valores máximos e mínimos do pH, CE, RAS, NH_4^+ e NO_3^- para as águas de cada grupo de poços do DIBAU, podem ser vistas nas Tabelas 10 e 11 para os períodos seco e chuvoso respectivamente.

Tabela 10 - Valores médios do pH, CE, RAS, NH_4^+ e NO_3^- para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período seco

Atributos	Parâmetros Descritivos	Grupo 1	Grupo 2
pH	Média	5,25 ± 0,81 a	5,61 ± 0,89 a
	Mínimo	3,93	4,13
	Maximo	6,8	6,96
CE (dS m ⁻¹)	Média	0,33 ± 0,16 b	0,73 ± 0,14 a
	Mínimo	0,09	0,50
	Maximo	0,60	0,98
RAS	Média	3,61 ± 2,28 b	5,63 ± 2,68 a
	Mínimo	0,29	0,21
	Maximo	8,27	10,66
NH_4^+ (mg L ⁻¹)	Média	2,92 ± 3,74 a	1,99 ± 1,63 b
	Mínimo	0,29	0,43
	Maximo	15,57	6,06
NO_3^- (mg L ⁻¹)	Média	3,24 ± 2,96 a	1,93 ± 1,37 b
	Mínimo	0,58	0,14
	Maximo	12,69	4,61

*Médias não seguidas por mesma letra, entre grupos dentro de cada variável, diferem pelo teste t, a 5% de significância.

Tabela 11 - Valores médios do pH, CE, RAS, NH_4^+ e NO_3^- para os grupos de poços do DIBAU definidos pela análise de agrupamento para o período chuvoso

Atributos	Parâmetros Descritivos	Grupo 1	Grupo 2
pH	Média	5,00 ± 0,84 a	4,72 ± 0,56 a
	Mínimo	3,75	3,97
	Máximo	6,61	5,69
CE (dS m ⁻¹)	Média	0,41 ± 0,22 a	0,60 ± 0,29 a
	Mínimo	0,02	0,24
	Máximo	0,77	1,11
RAS	Média	2,61 ± 1,39 b	4,91 ± 1,64 a
	Mínimo	0,87	2,10
	Máximo	5,46	7,81
NH_4^+ (mg L ⁻¹)	Média	3,46 ± 4,24 a	2,28 ± 5,49 a
	Mínimo	0,02	0,08
	Máximo	12,22	14,94
NO_3^- (mg L ⁻¹)	Média	10,34 ± 7,27 a	3,94 ± 1,40 b
	Mínimo	0,14	0,14
	Máximo	25,45	29,69

*Médias não seguidas por mesma letra, entre grupos dentro de cada variável, diferem pelo teste t, a 5% de significância.

5.6.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Evidencia-se de acordo com as Tabelas 10 e 11 (período seco e chuvoso respectivamente) que as águas subterrâneas do DIBAU apresentaram valores de pH tendendo para acidez, não apresentando diferença significativa pelo teste t ($p > 0,05$) entre os grupos de poços de cada estação. Estando estes em desacordo com os padrões para consumo humano (6 a 9) de acordo com a Classe 1 da resolução do CONAMA 357/05.

Este comportamento está relacionado à presença de CO_2 , ácidos minerais e sais hidrolizados. Quando um ácido reage com a água, o íon hidrogênio é liberado, acidificando o meio. (PEREIRA, 2004). Problema este, que pode ser corrigido por tamponamento no tratamento dessas águas. O não enquadramento dentro dos padrões recomendados, não a descaracteriza como água potável, já que o pH está relacionado à geologia da região, cobertura vegetal, recarga rápida e processo de interação água-rocha/solo. (SILVA, 2007).

Aquino (2007) obteve resultados para o pH, semelhantes ao desta pesquisa para esta mesma área de estudo. O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que é uma das mais difíceis de serem interpretadas (ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003).

Franca *et al.* (2006), informam que a variável pH pode ser influenciada pela dissolução do ácido carbônico ou ainda pelo intemperismo de rochas. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo.

5.6.4.2 Condutividade elétrica (CE)

Os maiores valores médios de CE foram observados para os poços da área não cultivada (P1, P8 e P9) no período seco (Tabela 10). Estes poços, também apresentaram os maiores teores de Na^+ e Cl^- , expressando a importância desses íons para a condutividade elétrica. (SILVA, 2007).

Para o período chuvoso (Tabela 11) os dois grupos apresentaram valores médios de CE inferiores a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ não havendo diferença estatística entre os mesmos ($p > 0,05$). Salienta-se que os baixos teores de sais dissolvidos observados, não apresentam restrição para

uso na irrigação e estão adequadas para usos como dessedentação animal e consumo humano. (AYRES; WESTCOT, 1999; BRASIL, 2005).

Verifica-se a interdependência dos componentes catiônicos (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) e da RAS em relação a CE, visto que as águas do grupo 2 para o período seco (Tabela 10) e grupo 2 representativo do período chuvoso (Tabela 11), apresentaram as maiores médias de condutividade elétrica, $0,73 \text{ dS m}^{-1}$ e $0,60 \text{ dS m}^{-1}$ respectivamente. Entretanto, indicando baixas concentrações de sais. Este resultado condiz com os teores mais elevados dos componentes catiônicos para estes grupos, ratificando os resultados encontrados por Aquino (2007).

Em linhas gerais os valores reduzidos de CE, inferiores a $0,78 \text{ dS m}^{-1}$ em ambos os períodos e em ambas as áreas (não cultivada e irrigada) podem ser explicados porque estas águas drenam uma região de solos de textura arenosa.

Para efeito da Resolução 357/05 do CONAMA são consideradas águas doces as que apresentarem salinidade igual ou inferior a $0,5\%$ ($0,78 \text{ dS m}^{-1}$). Assim, as águas dos poços estudados independente da sua localização poderão ser empregadas no consumo humano sem nenhum grau de restrição no que diz respeito a variável especificada.

5.6.4.3 Relação de Adsorção de Sódio (RAS)

Observa-se na Tabela 10 (período seco) que o maior valor médio de RAS (5,63) está presente no grupo 2, apresentando-se estatisticamente diferente ($p < 0,05$) do grupo 1.

De acordo com a Tabela 11 (período chuvoso), os maiores valores de RAS são observados para o grupo 2 (4,91). Este apresentou diferença significativa em relação ao grupo 1 ($p < 0,05$).

Na região estudada, onde as concentrações de cálcio + magnésio presentes na água se apresentaram mais baixas ($< 5,0 \text{ mmolc L}^{-1}$) e as concentrações de sódio mais elevadas ($> 2,0 \text{ mmolc L}^{-1}$) indica-se o monitoramento da relação de adsorção de sódio na solução do solo, em virtude da possibilidade de precipitação do cálcio e magnésio, utilizando-se corretivos sempre que necessário como sugerido por Holanda & Amorim (1997).

5.6.4.4 N-amoniacal e Nitrato (NH_4^+ e NO_3^-)

Os valores de N-amoniacal (na forma de amônio) para o período de estiagem exibiu o maior valor médio ($2,92 \text{ mg L}^{-1}$) nas águas dos poços P3, P6, P2, P4, P5 e P7, sendo todos inseridos nas áreas irrigadas. Estes por sua vez excederam significativamente os valores máximos permitidos pela portaria 518/04 M.S que é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$, o que evidencia a influência da agricultura irrigada no aporte de fertilizantes, visto que são aplicados cerca de 80 kg de adubos nitrogenados (esterco de gado, ovelha e frango) por planta anualmente. As concentrações de NH_4^+ do grupo de poços das áreas irrigadas foram estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) do grupo de poços das áreas não irrigadas.

Jadoski *et al.*, (2010) verificaram que mesmo com doses consideradas normais de adubos nitrogenados, a lixiviação de NH_4^+ e NO_3^- é uma realidade. Isso implica em maiores cuidados no manejo da adubação nitrogenada em razão das enormes implicações econômicas e ambientais envolvidas.

Ademais, constata-se que o valor médio de NH_4^+ para os poços P1, P8 e P9 (áreas não cultivadas) foi de $1,99 \text{ mg L}^{-1}$, durante o período seco, sendo este superior ao limite preconizado pela Portaria 518/04 do M.S. As concentrações de N-amoniacal nas áreas não cultivadas estão relacionadas à poluição pontual das águas, causadas por dejetos orgânicos humanos e de animais, visto que, é comum a criação de animais domésticos como galinha e porcos nas proximidades do poço.

Varnier e Hirata (2002) observaram para as águas subterrâneas do parque ecológico do Tietê em São Paulo, que dos íons da série nitrogenada, houve a predominância dos compostos menos oxidados como nitrogênio orgânico e amônio, próximos ao sistema séptico.

Os teores de NH_4^+ durante o período chuvoso (Tabela 11) foram superiores aos observados no período de estiagem, apresentando valores médios em torno de $3,46 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,28 \text{ mg L}^{-1}$, concentrações que excederam os limites toleráveis para consumo humano que é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Tal comportamento se deve à lavagem deste elemento pela ação das chuvas em ambas as áreas.

Durante todo o período estudado os valores médios de NH_4^+ para todos os grupos, apresentaram concentrações acima do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 que é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Verifica-se na Tabela 11 (período seco), que as águas dos poços P3, P6, P2, P4, P5 e P7 (áreas irrigadas) diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) das águas oriundas dos poços P1, P8 e P9 (áreas não cultivadas) apresentando o maior valor médio de nitrato ($3,24 \text{ mg L}^{-1}$). Embora os teores de nitrato para o primeiro grupo de poços apresentem concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela portaria 518/04 M.S (10 mg L^{-1}), as concentrações de nitrato nas áreas irrigadas foram superiores as das áreas não cultivadas, expressando a lixiviação do nitrato para as camadas mais profundas e atingindo o lençol freático (Figura 12). É necessário frisar de forma individual que o P7, inserido em área irrigada apresentou teor de nitrato para o mês de Novembro/10 superior ao padrão de potabilidade ($12,69 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 18).

Durante o período chuvoso (Tabela 11) observa-se que o maior valor médio de nitrato se deu no grupo 1 ($10,34 \text{ mg L}^{-1}$) ultrapassando os limites toleráveis para consumo humano pela portaria 518/04 M.S (10 mg L^{-1}).

O grupo 1 é composto pelas águas dos poços P1, P7, P5 e P6, todos estão inseridos em áreas irrigadas, exceto o P1, que se localiza em área não cultivada. Houve diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste t entre os dois grupos.

O P7 chegou a apresentar $24,44 \text{ mg L}^{-1}$ para o mês de junho/11; o P1 exibiu sua maior concentração $25,45 \text{ mg L}^{-1}$ para o mês de maio; o maior valor de nitrato para o P5 foi registrado em maio $18,38 \text{ mg L}^{-1}$ e o P6 apresentou concentrações inferiores aos demais poços, porém também prejudiciais, variando de $7,35 \text{ mg L}^{-1}$ a $10,05 \text{ mg L}^{-1}$ dentro do grupo 1.

Tal comportamento para o período de chuvas é decorrente de uma maior lavagem do nitrato acumulado no solo, atingindo rapidamente o lençol freático e conseqüentemente aumento na concentração do elemento.

De acordo com a Figura 18, especificamente entre os meses de abril e junho de 2011, em ambas as áreas, as concentrações de nitrato apresentaram valores superiores a 10 mg L^{-1} expressando a sua limitação para consumo humano.

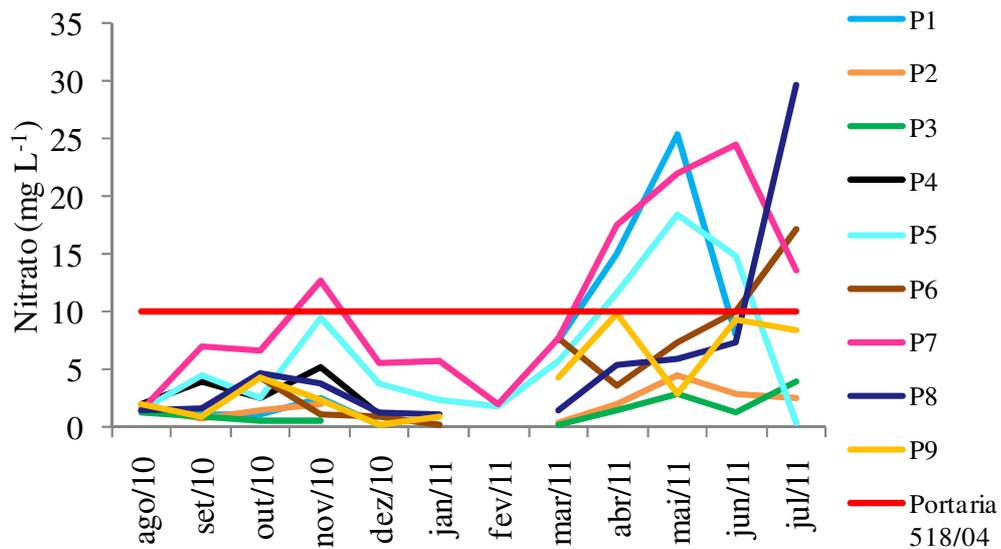


Figura 18 - Concentrações de nitrato (mg L^{-1}) dos poços do distrito irrigado Baixo Acaraú

Os poços P1 e P8 localizados fora da área de cultivo e o P5 e P7 poços situados na área irrigada, foram os que apresentaram os teores de nitrato mais elevados, atingindo concentrações entre $18,38$ e $29,0 \text{ mg L}^{-1}$ para os meses de maio e junho de 2011. O excesso de nitrato no P1 (área não cultivada) pode ser decorrente da lixiviação dos dejetos de pequenos animais domésticos como porcos e galinhas (Figura 19), como também de fossas sépticas localizadas próximas ao poço.



Figura 19 - Criação de pequenos animais domésticos nas proximidades do poço P1 (área não cultivada)

Nas áreas não cultivadas a contaminação por nitrato acontece pela falta de saneamento básico, pela fácil percolação devido ao solo arenoso e devido à lixiviação ocasionada pelas precipitações.

A alta mobilidade do nitrato e a ocorrência das precipitações pluviométricas (400 mm) para o mês de abril de 2011 promoveram a lixiviação do mesmo ao longo do perfil do solo atingindo o lençol freático. Estes poços estão localizados em aglomerados de casas sem saneamento básico.

Outros estudos mostraram que poços de águas subterrâneas são facilmente contaminados por fossas sépticas, especialmente em áreas onde o solo local é arenoso. (ANDRADE *et al.*, 2009; VARNIER; HIRATA, 2002; HELENA *et al.*, 2000). A falta de rede coletora de esgotos leva a população a adotar medida simples, o uso de fossas ou sumidouros. O destino inadequado do esgoto doméstico em fossas e sumidouros acarreta a degradação do manancial subterrâneo pela lixiviação de contaminantes orgânicos e inorgânicos. Grande parte desses contaminantes chega ao lençol freático, podendo alcançar também aquíferos profundos conhecidos por artesiano (BARBOSA, 2005).

As altas concentrações de nitrato nas águas dos poços localizados nas áreas irrigadas (18,38 mg L⁻¹ para o P5 e 22,06 mg L⁻¹ para o P7) no mês de maio de 2011 (estação chuvosa), é decorrente da lixiviação de nitrato pela ação da chuva. O excesso de nitrato nesses lotes irrigados está relacionado com os compostos orgânicos nitrogenados. Cerca de 900,00 kg ha⁻¹ mês⁻¹ de esterco misto (frango, bovino e ovelha) é adicionado ao solo para a cultura da acerola e coco.

Os nutrientes (principalmente o N) podem ser lixiviados através do perfil do solo e atingir os mananciais de águas subterrâneas, resultando na sua contaminação com nitrato. Apesar dos possíveis problemas decorrentes da aplicação de esterco nas lavouras, o seu uso como fonte de nutrientes para culturas ou pastagens se constitui em uma opção técnica e economicamente viável, desde que observadas às características dos esterco e do solo, as necessidades das culturas e os efeitos sobre o ambiente. (AITA; GIACOMINI, 2008; MENEZES *et al.*, 2007).

Aquino (2008), estudando a dinâmica do nitrato nas águas subterrâneas para esta mesma área, observou que, apenas nos meses iniciais de coleta de água os teores de nitrato presentes nos poços inseridos fora da área cultivada foram superiores aqueles registrados nos poços inseridos nas áreas irrigadas. Atribuindo tal comportamento a uma maior lavagem decorrente das elevadas precipitações pluviométricas, atípicas, ocorridas em janeiro de 2004,

quando o total precipitado (500 mm) foi 462% superior à média normal do referido mês, carreando, assim, os sais presentes no solo até o lençol freático.

Com relação aos efeitos do excesso de nitrato no solo e contaminação dos recursos hídricos, Galaviz-Villa *et al.* (2010) descrevem que os nitratos e nitritos dissolvidos nas águas subterrâneas são indiretamente consumidos por seres humanos, causando efeitos negativos para a saúde. Entre os problemas mais comumente observados em adultos estão a disfunção da glândula tireóide, produção de nitrosaminas (que geralmente causam câncer) e em crianças, a diminuição na capacidade do sangue para transportar oxigênio (metahemoglobinemia).

5.7 Classificação hidroquímica das águas subterrâneas do DIBAU

Para se efetuar uma análise detalhada da contribuição dos íons maiores presentes nos agrupamentos definidos nesta pesquisa, aplicou-se o Diagrama de Piper para os grupos formados no período seco e chuvoso (Figuras 20 e 21) respectivamente.

Observa-se na Figura 20 uma pequena dispersão dos dados entre as amostras analisadas para os dois grupos do período seco. Do total de amostras analisadas, 73,3% foram classificadas como cloretadas sódicas, 15,6% como bicarbonatadas “cálcicas” ou magnesianas e 11,1 % cloretadas cálcicas. Quanto aos cátions, 73,3% foram classificadas como águas sódicas, 15,6% como águas magnesianas e 11,1% classificadas como águas mistas. Já com relação aos ânions, 84,4% das águas dos grupos foram classificadas como águas cloretadas e 15,6% como águas bicarbonatadas.

De acordo com o diagrama de Piper, 84,4% (73,3+11,1%) foram classificadas como cloretadas, embora somente as águas do P8 tenham apresentado valores superiores ao limite determinado para consumo humano. Portanto ficou evidenciada a predominância das águas cloretadas sódicas. Para os cátions predominaram águas sódicas e para os ânions houve predominância de águas cloretadas. Corroborando com os resultados encontrados por Andrade *et al.* (2010) em estudo da similaridade da composição hidroquímica das águas freáticas para esta mesma área (DIBAU).

Em estudos das águas subterrâneas do Estado do Ceará, Fernandes *et al.* (2010) identificou um predomínio de águas cloretadas independentes da sazonalidade climática.

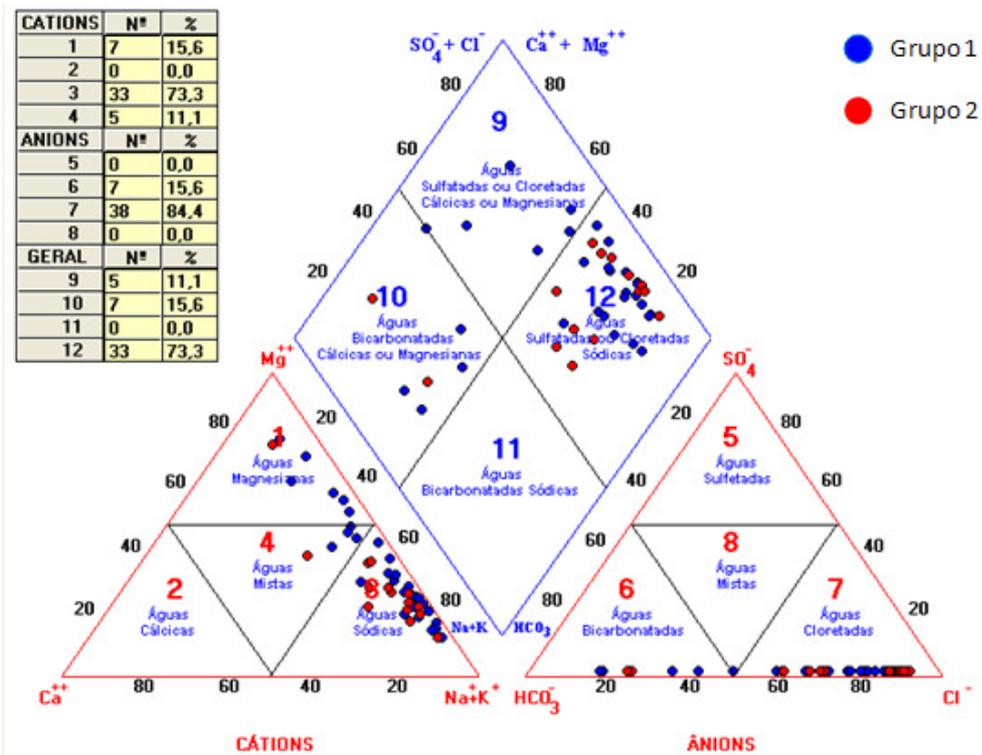


Figura 20 - Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú para o período seco

Embora durante o período chuvoso (Figura 21) se tenha observado uma dispersão dos dados às águas apresentaram a mesma tendência registrada no período seco. Do total de amostras para esta estação, 76,3 são classificadas como águas cloretadas sódicas, 20,3% classificadas como cloretadas cálcicas, 1,7% como águas bicarbonatadas cálcicas e 1,7% como bicarbonatadas sódicas. Já com relação aos cátions, observa-se que 78% foram classificadas como águas sódicas, 13,6% como águas magnesianas e 8,5% classificadas como águas mistas. De acordo com os ânions 96,6% das águas foram classificadas como cloretadas e apenas 3,4% como águas bicarbonatadas.

As águas do Grupo 1 foram classificadas como águas cloretadas magnesianas e cloretadas sódicas enquanto que o Grupo 2 foi formado por águas cloretadas sódicas e bicarbonatadas magnesianas.

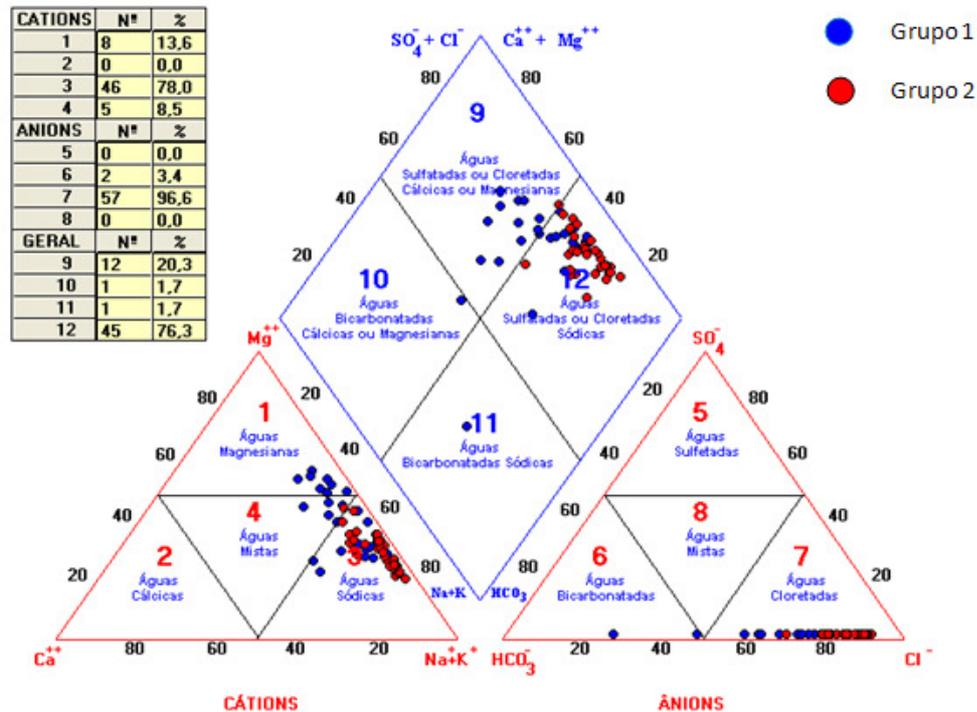


Figura 21 - Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços do Distrito de Irrigação Baixo Acaraú para o período chuvoso

Em linhas gerais houve predominância de águas cloretadas sódicas. Para os cátions, as águas sódicas predominaram e para os ânions, houve predominância de águas cloretadas. As águas apresentaram a mesma classificação para os grupos formados nos dois períodos de estudo seco e chuvoso, respectivamente. (Figuras 20 e 21).

Este comportamento característico das águas para a região estudada pode ser explicado principalmente pelos fatores edáficos e hidrogeológicos, visto que o DIBAU se encontra na parte baixa do terço inferior da bacia do rio Acaraú, cuja predominância são os solos Aluviais arenosos e derivados do arenito e cristalino. Além disso, é uma área banhada por águas provenientes da drenagem dos solos cristalinos da parte alta da bacia. Os acúmulos de sódio e cloro nas águas dos poços estudados podem ser potencializados pelo tipo de textura do solo da região, visto que os solos arenosos apresentam menores resistências às lixiviações profundas dos sais existentes nos mesmos. (ANDRADE *et al.*, 2010).

6 CONCLUSÃO

A formação dos grupos homogêneos das águas dos poços do DIBAU não depende da posição geográfica dos mesmos, ou seja, se agruparam sem apresentar continuidade geográfica.

A granulometria do solo foi o fator determinante para a redução dos teores de sódio, cloreto e nitrato no perfil do solo da área irrigada nas camadas mais profundas, principalmente no período seco.

As elevadas concentrações de Cl^- nas águas dos poços das áreas não cultivadas são oriundas da lixiviação dos resíduos produzidos pelas fossas sépticas das residências situadas nas proximidades dos poços, assim como, da influência das chuvas no aporte de cloreto oriundo de aerossóis de sais marinhos.

É notória a influência das práticas agrícolas nas concentrações de nitrato, visto que, os poços das áreas irrigadas (P5 e P7) excederam os limites máximos aceitáveis pela Resolução 357/2005 do CONAMA e pela Portaria 518/2004 do M.S para consumo humano em determinados meses de coletas.

A irrigação tem afetado o nível do lençol freático no distrito, refletindo-se na depleção no nível do freático dos poços inseridos em áreas não cultivadas, e no aumento do nível freático dos poços da área irrigada; o que sugere a existência de outra fonte de recarga para o lençol freático além das precipitações pluviais, ou seja, águas provenientes do excesso de lâminas de irrigação no período seco.

As águas de todos os poços do DIBAU apresentaram valores de pH fora de enquadramento para consumo humano, de acordo com a Classe 1 da resolução 357/05 do CONAMA.

A classificação hidroquímica das águas subterrâneas do DIBAU mostrou a predominância de águas classificadas como cloretadas sódicas.

REFERÊNCIAS

- ABAS. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Disponível em <<http://www.abas.org.br/>> acesso em: jan. 2011.
- AFONSECA, T. G. *et al.* Ação do clima na dinâmica do nitrato e cloreto no lençol do DIBA, Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16. 2005. João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1CD.
- AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2101-2111, 2008.
- ALMEIDA, M. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1 p. 81-97, 2003.
- ALVES, E. C. **Monitoramento da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pirapó**. 2006. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.
- ALVES, L. B. **Tratamento de Dados Multivariados por Análises de Correspondência e de Agrupamentos em dados de idosos de São José dos Campos**. 2007. 110p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aeronáutica e Mecânica)- Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, 2007.
- ANDERSEN, M.K.; JENSEN, L.S. Low soil temperature effects on short-term Gross N mineralisation-immobilisation turnover after incorporation of a green manure. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, n. 2001, p. 511-521, 2001.
- ANDRADE, E. M. *et al.* Modelagem da concentração de íons no extrato de saturação do solo, na Região da Chapada do Apodi. **Revista Ciência Agronômica**, v. 33, n. 2, p. 25-32, 2002.
- ANDRADE, E. M. *et al.* Land use effects in ground-water composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. **Environmental Research**, v. 106, p. 170-177, 2008.

ANDRADE, E. M. *et al.* Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural**, v. 39, n.1, p. 88 – 95, 2009.

ANDRADE, E. M. *et al.* Similaridade da composição hidroquímica das águas freáticas do perímetro irrigado do Baixo Acaraú, Ceará, Brasil. **Revista agro@mbiente** On-line, Roraima, v. 4, n. 1, p. 11-19, 2010.

ANDRADE, E. M.; D'ALMEDA, D. M. B. A. A irrigação e os riscos de degradação dos recursos naturais. In: ROSA, M. F.; GONDIM, R. S.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. (Editores Técnicos) **Gestão Sustentável no Baixo Jaguaribe, Ceará**. Fortaleza: EMBRAPA Agroindústria Tropical, p. 221-244, 2006.

AQUINO, D. N. **Irrigação e sustentabilidade dos recursos solo e água na área do Distrito de irrigação Baixo Acaraú – DIBAU- Ceará**. 2007, 122p. Dissertação (mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

AQUINO, D. N. *et al.* Impacto do manejo da irrigação sobre os recursos solo e água **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 39, n. 02, p. 225-232, 2008.

ARAGUÉS, R., TANJI, K.K. **Water quality of irrigation return flows**. In: Encyclopedia of Water Science. Marcel Dekker Inc., p. 502–506, 2003.

AYRES, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Estudos FAO, irrigação e Drenagem 29, revisado 1, 2ª Ed. Campina Grande, UFPB, 1999, 153 p

BARBOSA, C. F. **Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema, Seropédica-RJ**. 2005, 102p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, 2005.

BARROS, A. M. L. **Aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca**. 2008, 193p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BERNARDO, S. Impacto ambiental da irrigação no Brasil. In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (Eds.). **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura**. Brasília: MMA/SRH/ABEAS: Viçosa, MG; Departamento de Engenharia Agrícola, p. 79-88, 1997.

BORGUETTI, N.R.B.; BORGUETTI, J.R.; FILHO, E.F.R. **O Aquífero Guarani**, p. 214, 2004.

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, 26 de março de 2004. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> Acesso em: abril. 11.

BRITO, L.T. L. **Avaliação de impactos das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Salitre Bahia e classificação das fontes hídricas**. 2003, 184 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

BU, H. *et al.* Temporal and spatial variations of water quality in the Jinshui River of the South Qinling Mts., China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 5, p. 907-913. 2010.

BUFON, A. G. M.; LANDIN, P. M. B. Análise da qualidade da água por metodologia estatística multivariada na represa velha (CEPTA/IBAMA/PIRASSUNUNGA/SP). **HOLOS Environment**, v.7, n.1, p. 42, 2007.

CABRAL, J. *et al.* Recursos hídricos subterrâneos. In: PAIVA, João Batista Dias e PAIVA, Eloiza Maria Cauduro (orgs). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001.

CHAVES, *et al.* Risco de degradação em solo irrigado do Distrito de Irrigação do Perímetro Araras Norte, Ceará, **Revista Ciência Agronômica**, v.37, n.3, p.292-298, 2006.

CHOWDARY, V. M.; RAO, N. H.; SARMA, P.B.S. Decision support framework for assessment of non – point - source pollution of groundwater in large irrigation projects. **Agricultural Water Management**, v.75, p. 194 – 225, 2005.

CHRISTOFIDIS, D. Água na produção de alimentos: o papel da academia e da indústria no alcance do desenvolvimento sustentável. Taubaté, **Revista Ciências Exatas**, v. 12, n. 1, p. 37- 46, 2006.

CORRAR, L. J.; PAULO, E.; FILHO, J. M. D. **Análise Multivariada para os Cursos de Administração, Ciências Contábeis e Economia**. 1. ed. 2. 541 p. São Paulo: Atlas, 2009.

CORREA, R.S. *et al.* Risk of nitrate leaching from two soils amended with biosolids. **Water Resources**, v.33, n.4, p.453-462, 2006.

COSTA, S. G. D. Irrigação, a dualidade no semi-árido nordestino: desenvolvimento econômico x impactos sócio-ambientais. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOGRAFIA, 2. 2003, Uberlândia-MG. **Anais...** Uberlândia: Instituto de Geografia. 1 CD.

CRUZ, M. G. M. *et al.* Caracterização das águas superficiais e subterrâneas do projeto Jaguaribe-Apodi. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.23, n.1, p.187-194, 2003.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. Contaminación de las aguas subterrâneas. In: **Hidrologia Subterrânea**. 2ª ed Barcelona: Ediciones Omega, cap.18.3, p.1905, 1996.

DAVIS, S.N.; DEWIEST, R.J.M. **Hydrogeology**. New York: John Wiley & Sons, p. 463, 1966.

DEMING, H. G. **El água um recurso insustituible**. Traducción de Violeta de Ochoa. México: Ediciones Nuevomar, p. 343, 1979.

DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas, Fortaleza – CE .Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br/dnocs/doc/canais/perimetros_irrigados/ce/baixo_acarau.html>Acesso em: mar. 2011.

DOWD, B. M.; HUERTOS, D. L. M. Agricultural nonpoint source water pollution policy: The case of California's Central Coast. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 28, p. 151-156, 2008.

ELHATIP, H. *et al.* Influences of human activities and agriculture on groundwater quality of Kayseri Incesu-Dokuzpinar springs, central Anatolian part of Turkey. **Environmental Geology**, v.4, p.490-94, 2003.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – Brasília: Embrapa Produção de Informação: Rio de Janeiro EMBRAPA Solos, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – 2ª ed. Brasília,: Embrapa Produção de Informação: Rio de Janeiro Embrapa Solos, 2006.

FARIAS, M. S. S.; **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. 2006, 152p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina, 2006.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. **Hidrogeologia** - Conceitos e Aplicações. 2. ed. Fortaleza: CPRM/LABHID-UFPE, p. 391, 2000.

FERNANDES, F. B. P. *et al.* Análise de agrupamento como suporte à gestão qualitativa da água subterrânea no semiárido cearense. **Revista Agro@mbiente** On-line, Roraima, v. 4, n. 2, p. 86-95, 2010.

FONTENELE, S. B. *et al.* Análise espaço-temporal da qualidade da água na parte alta da bacia do rio Salgado, Ceará. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, p. 102 – 109, 2011.

FOSTER, S.; VENTURA, M.; HIRATA, R. **Poluição das águas subterrâneas**. Um documento executivo da situação da América Latina e Caribe com relação ao abastecimento de água potável. São Paulo: Instituto de Geologia, 1993.

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade de água da Bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. 2009. 34p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

FRANCA, R. M. Contaminação de poços tubulares em Juazeiro do Norte-CE. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro v.11, p.115-24, 2006.

GALAVIZ-VILLA, I. *et al.* Agricultural Contamination of Subterranean Water with Nitrates and Nitrites: An Environmental and Public Health Problem. **Journal of Agricultural Science**, v.2, n.2, p.17 – 30. 2010.

GIACOMETTI, L. **Qualidade microbiológica, concentração de nitratos em águas de consumo alternativo (minerais e de poços) da cidade de Jaboticabal-SP**. 2001. 64f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2001.

GRUTZMACHER, D. *et al.* Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.12, n.6, p.632–637, 2008.

GUIMARÃES, L. R. **Desafios jurídicos na proteção do sistema aquífero guarani**. São Paulo, 2007.

HAIR, JR. F.; ANDERSON, *et al.* **Análise multivariada de dados**. 5. ed. Porto Alegre, 2005.

HARIA, A.H. *et al.* Mechanisms of groundwater recharge and pesticide penetration to a chalk aquifer in southern England. **Journal of Hydrology**, v.275, p.122-37, 2003.

HELENA, B. *et al.* Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. **Water Research**, v. 34, n.3, p.807-816, 2000.

HOLANDA, J.S.; AMORIM, J.R.A. Qualidade da água para irrigação. In: Gheyi, H.R.; Queiroz; J.E.; Medeiros, J.F. **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, 1997. p.137-169.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente, 104p, 2008.

JADOSKI, S. O. *et al.* Características da lixiviação de nitrato em áreas de agricultura intensiva. **Pesquisa aplicada & agrotecnologia**, v. 3, n.1, 2010.

JURY, W. A., JARRELL, W. M.; DEVITT, D. Reclamation of saline sodic soils by leaching. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, n.6, p. 1100-1106. 1979.

LOBATO, F.A.O. *et al.* Sazonalidade na qualidade da água de irrigação do distrito irrigado Baixo Acaraú, Ceará. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 39, n.1, p. 167-172, 2008.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. Uso eficiente de fertilizantes e corretivos agrícolas: aspectos agrônômicos. **ANDA (boletim técnico)**. São Paulo 3ª ed, p. 26, 2000.

MARENGO, E. *et al.* A. Statistical analysis of ground water distribution in Alessandria Province. Piedmont-Italy. **Microchemical Journal**, n. 88, p. 167-177, 2008.

MARQUES, M.A.M. **Aplicação da Análise multivariada no estudo da infra-estrutura dos serviços de saúde dos municípios paranaenses**. 2006. Dissertação (Mestrado em Métodos Numéricos em Engenharia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

MATIAS, FILHO. J. *et al* **Estudos e Pesquisas para avaliação de riscos potenciais de drenagem e/ou salinidade na área prioritária do projeto de irrigação Baixo Acaraú.** Fortaleza:UFC, 2001, 27p. (Relatório Técnico)

McNEILA, V. H.; COXA, M. E.; MICAELA, P. Assessment of chemical water types and their spatial variation using multi-stage cluster analysis, Queensland - Australia. **Journal of Hydrology**, n. 310, p.181-200, 2005.

MEIRELES, A. C. M. *et al.* Avaliação do impacto da fertirrigação em cambissolos na chapada do Apodi, Ceará. **Revista Ciência Agrônômica**, v.34, n.2, p.207-212, 2003.

MENESCAL, G. C.; CASTRO, M. A. H.; COSTA, C. T. Simulação do Comportamento do Fluxo de Água e Transporte de Contaminantes de um Sistema Aquífero no Perímetro Irrigado de Morada Nova – Ceará. In: XXV IBERIAN LATIN AMERICAN CONGRESS ON COMPUTACIONAL METHODS – CILAMCE, 2005. **Anais ...** Recife, Nov. 16 p 2005.

MENEZES, J.F.S.; KONZEN, E.A. Aproveitamento de dejetos de suínos na produção agrícola e monitoramento do impacto ambiental. Rio Verde: **FESURV**, 2007.

MESQUITA, T. B. *et al.* Classificação das águas na bacia do Acaraú. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 7, 2004, São Luiz - MA. **Anais...** P orto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD.

MINGOTI, S.A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada:** uma abordagem aplicada. Editora UFMG, Belo Horizonte, 2005.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química Nova**, v.21, n. 4, p. 467- 469 1998.

MOLINA, M. D. B. *et al.* Hipertensão arterial e consumo de sal em população urbana. **Revista de Saúde Pública**, v. 37, n.6, p. 743-750, 2003.

MONTENEGRO, S.M.G.L. *et al.* “Dinâmica hidro-salina em aquífero aluvial utilizado para agricultura irrigada familiar em região semi-árida”. Revista **Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, N.2, 2003.

MULLER, K.; MAGESAN, G.N.; BOLAN, N.S. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 120, p. 93-116, 2007.

PÁDUA, V. L.; FERREIRA, A. C. S. Qualidade da água para consumo humano. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (Org.). **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, p. 153-222, 2006.

PAIVA, J. B. D; PAIVA, E. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH. 2001, 625p.

PALÁCIO, H. A. Q. *et al.* Caracterização da potencialidade de uso das águas subterrâneas no vale do Trussu – CE. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 35, n. 02, p. 326-334. 2004.

PALACIO, H. A. Q. *et al.* Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, p. 2494-2500, 2009.

PARINET, B.; LHOTE, A.; LEGUBE, B. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management- application a tropical lake system. **Ecological Modelling**, n. 178, p. 295-311, 2004.

PEDROSA, C. A; CAETANO, F. A. **Águas subterrâneas**. Brasília: Agencia Nacional de Aguas, Superintendencia de Informacoes Hidrogeológicas, 2002. 85 p.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH- UFRGS, v.1, n. 1, p. 20-36, 2004. <<http://www.abrh.org.br/informacoes/rerh.pdf>>. Acesso em: nov. 2011.

PETHERAM, C.; BRISTOW, K.L. ; NELSON, P. N. Understanding and managing groundwater and salinity in a tropical conjunctive water use irrigation district. **Agricultural Water Management**, v 795, p. 1167 - 1179, 2008.

PHILLIPS, J.D. Development of texture contrast soils by combination of bioturbation and translocation. **Catena**, v 70, p. 92-104, 2007.

PIOVESAN, P. *et al.* Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 757-766, 2009.

RAMOS, A. M. **Um olhar para o futuro: A água subterrânea como um recurso/direito fundamental**. 2009, 38p. Dissertação. (Mestrado em Direito) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2009.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Brasília: EMBRAPA Cerrados. 2002. 29p. Documentos 57.

RICHARDS, L. A. (ed) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. **ESDA Agricultural Handbook**. V.60. Washington: U.S: Department of Agriculture, 1954. 1960p.

RODRIGUES, J. O. *et al.* Avaliação da condutividade elétrica e dos níveis do íon sódio no lençol freático do Baixo Acaraú, Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD.

SALGADO, E. V. *et al.* Similaridade das variáveis hidroquímicas com o uso da análise multivariada, na bacia do Salgado, Ceará. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 3, p. 158 – 166, 2011.

SAMPAIO, R. A.; RUIZ, H. A. Características das soluções drenadas na recuperação de solos salino sódicos com lixiviação parcelada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, n.1, p.13-20, 1996.

SCHEINOST, A. *et al.* Regionalization of soil water retention curves in a highly variable soil scape, I. Developing a new pedotransfer function. **Geoderma**, v.78, p. 129-143, 1997.

SECTAM. Secretaria Executiva de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente. **Água: Fonte de Vida**. Belém, 2005.

SHUVAL, H. I. GRUENER, N. Epidemiological and toxicological aspects of nitrates and nitrites in the environment. **American Journal of public Health**, n. 62, p. 1045-1052, 1972.

SILVA JÚNIOR, L.G.A.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. Composição química de águas do cristalino do nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.1, p.11-17, 1999.

SILVA, M. L; SILVA, M. S. R. Perfil da qualidade das águas subterrâneas de Manaus. **HOLOS Environment**, v. 7, n. 1, p. 1, 2007.

SILVA, M. O. *et al.* Composição do lixiviado de quatro solos do Rio Grande do Norte irrigados com águas salinas. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 1, p. 189-203, 2008.

SOUSA, R. B. C. *et al.* Variação Sazonal das águas subterrâneas utilizadas para irrigação na microrregião de Tibau, RN. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 4, p. 206-213, 2009.

SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3^o ed. DESA. UFMG, Belo Horizonte, 452p, 2005.

SUASSUNA, J. **Recursos Hídricos no Nordeste: a necessidade de gerenciamento**. 2004. Disponível em: <<http://www.mail-archive.com/ambiental@grupos.com.br/>> acesso em Jan. 2011.

TAVARES, A. R. **Monitoramento da Qualidade e Diagnóstico de Conservação das Águas do Rio Paraíba do Sul**. 2006. 202p. Dissertação (Mestrado em Infra-Estrutura Aeroportuária). Departamento de Infra-estrutura Aeronáutica. Instituto Tecnológico de Aeronáutica. São José dos Campos, 2006.

TESTEZLAF, R. *et al.* **A importância da irrigação no agronegócio**. Campinas: Unicamp, 2005. Uma abordagem aplicada. Editora UFMG, Belo Horizonte, 2005.

VALENZUELA, J. C. Agro-environmental evaluation of irrigation and I. Water use in Bardenas irrigation district (Spain). **Agricultural Water Management**, v. 96, p.179-188, 2009.

VARNIER, C.; HIRATA, R. Contaminação da água subterrânea por nitrato no parque ecológico do Tietê - São Paulo, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 16, p. 97-104, 2002.

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBÁN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3581-3592, 1998.

VIDAL, A. C. **Caracterização Hidroquímica dos compartimentos estruturais da bacia de Taubaté**. Campinas - São Paulo. 2007, 128p. (Dissertação de Mestrado). Campinas – São Paulo, 2007.

VIEIRA, A C. B.; MARINHO, F. B.; CRISPIM, M. C. Variação temporal de parâmetros físicos e químicos em três diferentes tipos de ambientes aquáticos do semi-árido paraibano. In: ENCONTRO INTERCONTINENTAL DA NATUREZA, 2. 2005. Fortaleza. **Anais...**

WANG, H. *et al.* Simulation of bromide and nitrate leaching under heavy rainfall and high-intensity irrigation rates in North China Plain. **Agricultural Water Management**, v. 97, p. 1646 – 1654, 2010.

WICHELS, D.; CONE, D.; STUHR, G. Evaluating the impact of irrigation and drainage policies on agricultural sustainability. **Irrigation and Drainage Systems**, v. 16, n. 01, p. 1-14, 2002.

XIAOLONG, W. *et al.* Spatial and seasonal variations of the contamination within water body of the Grand Canal, China. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 1513-1520, 2010.

YIDANA, S. M.; OPHORI, D.; BANOENG, Y. B. A multivariate statistical analysis of surface water chemistry data. The Ankobra basin, Ghana. **Journal of Environmental Management**. n. 86, p. 80-87, 2008.

ZIMBRES, E. **Guia avançado sobre águas subterrâneas**, 2000. Faculdade de Geologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Disponível em:
<http://www.meioambiente.pro.br/agua/guia/aguasubterranea.htm> > Acesso em jan de 2011.