

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

**HELBA ARAÚJO DE QUEIROZ PALÁCIO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS NA PARTE BAIXA DA BACIA**  
**HIDROGRÁFICA DO RIO TRUSSU, CEARÁ**

**Fortaleza - Ceará**  
**2004**

**HELBA ARAÚJO DE QUEIROZ PALÁCIO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS NA PARTE BAIXA DA  
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TRUSSU, CEARÁ**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau mestre em Agronomia. Área de concentração: Irrigação e Drenagem.

Orientadora: Profa. Eunice Maia de Andrade, Ph.D.  
– UFC

FORTALEZA

2004

P176a      Palácio, Helba Araújo de Queiroz

Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia  
Hidrográfica do rio Trussu, Ceará/ Helba Araújo  
de Queiroz Palácio – Fortaleza: 2004.

97 : il.

Orientador: Dra. Eunice Maia de Andrade  
Dissertação (Mestrado) em Irrigação e Drenagem  
– Universidade Federal do Ceara.

1. Salinidade 2. Análises multivariada 3. Índice de  
qualidade de água. I. Título

CDD 631.587  
CDD 631.587

Esta dissertação foi submetida a julgamento como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Agronomia – área de concentração Irrigação e Drenagem, outorgado pela Universidade Federal do Ceará, e encontra-se à disposição dos interessados na Biblioteca de Ciências e Tecnologia da referida Universidade.

A citação de qualquer trecho desta dissertação é permitida desde que feita de conformidade com as normas da ética científica.

---

**Helba Araújo de Queiroz Palácio**

**DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 12/ 11 / 2004**

---

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

---

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

---

Prof. Adunias dos Santos Teixeira, Ph.D. – UFC  
(Conselheiro)

## **DEDICO**

A meus pais, Florentino (*in memorian*) e Irandir,

Aos meus irmãos Edglê e Helda,

Ao meu esposo Marconi,

e às minhas filhas, Lara e Lívia.

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, fonte de todos as conquistas da ciência.

A minha mãe e irmãos, pelo apoio e carinho sempre presentes.

À meu esposo Marconi Gomes Palácio, pela, compreensão, amor e carinho, indispensáveis na conclusão deste trabalho.

Às minhas filhas, Lara e Lívia, pelo amor e carinho que me deram forças para suportar os momentos mais difíceis.

À Eunice Maia de Andrade e Omar Jesus Pereira pela disponibilidade e incentivo durante a realização do curso de mestrado.

À Universidade Federal do Ceará – UFC, através do Departamento de Engenharia Agrícola, pela atenção e ensinamentos sempre presentes.

A Coordenação de Aperfeiçoamento do Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de recursos financeiros indispensáveis para a realização deste curso.

Ao professor Lindbergue de Araújo Crisóstomo, pelo incentivo e pelas valiosas críticas e sugestões apresentadas ao trabalho.

Ao professor Adunias dos Santos Teixeira, pelas valiosas críticas e sugestões apresentadas.

À Escola Agrotécnica Federal de Iguatu/CE, pela liberação concedida para realização do mestrado.

Ao corpo docente e discente da Escola Agrotécnica Federal de Iguatu pela compreensão nos momentos em que precisei me ausentar para a conclusão deste estudo.

A todos os professores e servidores do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, pela amizade e pelos conhecimentos transmitidos.

Aos colegas do mestrado, em especial, Alexandre, Alves Neto, Fábio, John Herberth e Socorro pelo companheirismo ao longo do curso.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, o meu MUITO OBRIGADO.

## RESUMO

O presente trabalho foi desenvolvido com o propósito de avaliar a qualidade das águas para a parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, localizada no município de Iguatu-CE. Este rio, que é afluente da margem esquerda do rio Jaguaribe, e drena uma área de 1590 km<sup>2</sup>. Suas águas são barradas pelo açude Roberto Costa (Trussu), o qual pereniza 20 km de rio com a finalidade de fornecer água para o consumo humano e a agropecuária do vale do Trussu. Neste estudo foi desenvolvido um índice de qualidade de água, utilizando a técnica de estatística multivariada, denominada análise da componente principal. Os dados empregados neste trabalho foram coletados mensalmente de setembro de 2002 a fevereiro de 2004, em cinco estações amostrais distribuídas ao longo do trecho perenizado e quatro poços rasos próximos ao rio Trussu. O estudo de qualidade de água considerou as seguintes variáveis físico-químicas: pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, fosfato, cloreto, amônio, nitrato, sulfato e relação de adsorção de sódio. A técnica da análise da componente principal (ACP) foi aplicada com o objetivo de selecionar as variáveis mais significativas para a variabilidade total dos dados. A ACP proporcionou a redução de 13 variáveis em duas componentes que explicaram 83,44% da variância total. A primeira componente (contendo 64,10% da variância) expressa o processo do intemperismo; podendo ser identificada como uma componente de mineralização das águas do rio Trussu. A segunda componente (19,34% da variância) é alusiva à contaminação orgânica; indicando uma componente representativa da ação antrópica. Em uma segunda etapa do estudo, estes parâmetros foram utilizados para desenvolver um índice de qualidade de água (IQA), para classificar este recurso na região. O IQA apresentou uma boa adequação para avaliar a qualidade das águas no vale do Trussu. Os resultados, também mostraram uma grande variabilidade espacial na qualidade das águas subterrâneas, existindo pontos em que a água é inadequada ao consumo humano (estações amostrais 08 e 09), com um IQA inferior a 30. As águas superficiais mostraram-se adequadas ao consumo humano ao longo de todo o período estudado, apresentando média de IQA acima de oitenta. A degradação antrópica da qualidade das águas superficiais pode ser claramente observada nas estações amostrais 06 e 07, onde o IQA é inferior às demais estações a montante. Esta menor qualidade de água pode ser atribuída à maior concentração demográfica da região e à ausência de saneamento básico.

**Palavras-chave:** Salinidade. Análises Multivariada. Índice de Qualidade de Água.

## ABSTRACT

The main goal of this work was to evaluate the water quality in the Trussu River valley. The Trussu River drainage an area of 1,590 km<sup>2</sup> and it is a tributary of left site of Jaguaribe River. This region located in Iguatu County, Ceará, Brazil. Drainaged waters are stored at Roberto Costa (Trussu) dam, which deliver water to human consume, livestock and irrigation in the last 20 km of the valley. In this study, a data reduction technique, Principal Componente Analysis (PCA), was used to develop a water quality index. Water samples were carried out every month from sept./2002 to mar./2004 in nine sample stations spread out the Trussu River area. Five of them are sited along the river and other four are located in shallow wells. It was analyzed the following variables: pH, EC, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, K<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> and SAR. The use of PCA technique has allowed the identification of variables that explain higher percentage of total variance. Also, PCA technique allowed the reduction of the 13 variables to two significant components that explain 83.44% of the total variance. The first one, PC1, (account for 64.10% of the variance) which can initially assigned to water mineralization. The second one, PC2, (account for 19.34% of the variance) is built from variables indicative of man-made effect. In a second step, these parameters were applied to develop a water quality index (WQI). The WQI showed up a good adequacy to evaluate the water quality in Trussu River valley. Also, results pointed up that water quality to shallow well has a high spatial variability. Sampling stations 8 and 9 registered the lowest WQIs and they were inapt to human consume, where WQIs were lowed than 30. Surface waters presented as suitable to human consume during the studied period with WQIs average over to 80. the anthropeic degradation was observed in sampling stations 6 and 7, where WQIs are lower than other stations sited in up land. These results can be explained by a bigger demographic concentration close to stations and the lack of sewer in the region.

**Key words:** Salinity. Multivariate Analysis. Water Quality Index.



## LISTA DE FIGURAS

|           |                                                                                                                                             |    |
|-----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| FIGURA 1  | Localização da área de estudo .....                                                                                                         | 28 |
| FIGURA 2  | Precipitação total mensal da estação meteorológica de Iguatu .....                                                                          | 30 |
| FIGURA 3  | Mata ciliar do Rio Trussu, junto à estação amostral 01 .....                                                                                | 32 |
| FIGURA 4  | Área de estudo e localização das estações amostrais .....                                                                                   | 33 |
| FIGURA 5  | Distribuição dos valores de $q_i$ para o sódio ao longo do estudo .....                                                                     | 53 |
| FIGURA 6  | Distribuição dos valores de $q_i$ para a RAS ao longo do estudo .....                                                                       | 54 |
| FIGURA 7  | Distribuição dos valores de $q_i$ para a CE ao longo do estudo .....                                                                        | 55 |
| FIGURA 8  | Distribuição dos valores de $q_i$ para o cloreto ao longo do estudo .....                                                                   | 56 |
| FIGURA 9  | Distribuição dos valores de $q_i$ para nitrato ao longo do estudo .....                                                                     | 58 |
| FIGURA 10 | Distribuição dos valores de $q_i$ para o pH ao longo do estudo .....                                                                        | 59 |
| FIGURA 11 | Distribuição dos valores de IQA nos pontos de amostragem no vale<br>do rio Trussu, no período de setembro de 2002 a fevereiro de 2004 ..... | 62 |
| FIGURA 12 | IQA para os poços rasos amostrados no vale do Trussu, durante o<br>período de setembro de 2002 a fevereiro de 2004 .....                    | 65 |
| FIGURA 13 | IQA das águas do trecho perenizado do rio Trussu, no período de<br>setembro de 2002 a fevereiro de 2004 .....                               | 68 |

## LISTA DE TABELAS

|           |                                                                                                              |    |
|-----------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| TABELA 1  | Caracterização Climática de Iguatu .....                                                                     | 29 |
| TABELA 2  | Variáveis de avaliação de qualidade de água analisadas .....                                                 | 34 |
| TABELA 3  | Intervalo de validade do teste KMO, para aplicação do modelo de<br>análise de fator.....                     | 38 |
| TABELA 4  | Limites das Variáveis utilizadas no IQA para cálculo do $q_i$ .....                                          | 42 |
| TABELA 5  | Matriz de correlação das águas do vale do Trussu (R).....                                                    | 46 |
| TABELA 6  | Variância das componentes principais para a área de estudo .....                                             | 47 |
| TABELA 7  | Matriz de Correlação das variáveis selecionadas para o IQA.....                                              | 48 |
| TABELA 8  | Variância das componentes principais para a área de estudo, com as<br>variáveis selecionadas para o IQA..... | 49 |
| TABELA 9  | Comunalidades e componentes do modelo adotado.....                                                           | 50 |
| TABELA 10 | Fatores das componentes da matriz transformada pelo algoritmo varimax.....                                   | 51 |
| TABELA 11 | Pesos ( $w_i$ ) para as respectivas variáveis do IQA.....                                                    | 60 |
| TABELA 12 | Índice de Qualidade de Água .....                                                                            | 61 |
| TABELA 13 | Valores do Índice de Qualidade de Água para as águas subterrâneas<br>nas áreas baixas do vale do Trussu..... | 63 |
| TABELA 14 | Valores do Índice de Qualidade de Água para as águas do trecho<br>Perenizado do rio Trussu .....             | 66 |
| TABELA 15 | Posição das estações de amostragem, de acordo com o valor do IQA,<br>por coleta.....                         | 69 |

## SUMÁRIO

|             |                                                                      |           |
|-------------|----------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1.</b>   | <b>INTRODUÇÃO .....</b>                                              | <b>13</b> |
| <b>2.</b>   | <b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>                                   | <b>15</b> |
| <b>2.1.</b> | <b>Análise das Componentes Principais .....</b>                      | <b>15</b> |
| 2.1.1.      | Aspectos Teóricos .....                                              | 15        |
| 2.1.2.      | Aplicação da ACP .....                                               | 17        |
| <b>2.2.</b> | <b>Índice de Qualidade da Água .....</b>                             | <b>22</b> |
| <b>3.</b>   | <b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>                                      | <b>27</b> |
| <b>3.1.</b> | <b>Descrição Geral da Área .....</b>                                 | <b>27</b> |
| 3.1.1.      | Localização .....                                                    | 27        |
| 3.1.2.      | Características Climáticas .....                                     | 28        |
| 3.1.3.      | Geomorfologia .....                                                  | 30        |
| 3.1.4.      | Solos .....                                                          | 30        |
| 3.1.5.      | Cobertura Vegetal .....                                              | 31        |
| <b>3.2.</b> | <b>Monitoramento .....</b>                                           | <b>32</b> |
| <b>3.3.</b> | <b>Variáveis Analisadas .....</b>                                    | <b>33</b> |
| <b>3.4.</b> | <b>Análise das Componentes Principais .....</b>                      | <b>35</b> |
| 3.4.1.      | Elaboração da Matriz de Correlação .....                             | 35        |
| 3.4.2.      | Extração dos Fatores de Cada Componente .....                        | 38        |
| 3.4.3.      | Extração do Número de Componentes e Comulidade de Cada Variável..... | 39        |
| 3.4.4.      | Transformação dos Fatores .....                                      | 40        |
| <b>3.5.</b> | <b>Índice de Qualidade de Água (IQA) .....</b>                       | <b>41</b> |
| 3.5.1.      | Valores de Qualidade das Variáveis.....                              | 41        |
| 3.5.2.      | Classes de Qualidade de Água Segundo o IQA.....                      | 42        |
| <b>4.</b>   | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>                                  | <b>44</b> |
| <b>4.1.</b> | <b>Variáveis Analisadas .....</b>                                    | <b>44</b> |
| <b>4.2.</b> | <b>Análise das Componentes Principais .....</b>                      | <b>44</b> |
| 4.2.1.      | Seleção das Variáveis .....                                          | 44        |

|             |                                                                      |           |
|-------------|----------------------------------------------------------------------|-----------|
| 4.2.2.      | Elaboração da Matriz de Correlação .....                             | 47        |
| 4.2.3.      | Extração dos Fatores de Cada Componente .....                        | 48        |
| 4.2.4.      | Extração do Número de Componentes e Comulidade de Cada Variável..... | 49        |
| 4.2.5.      | Transformação dos Fatores .....                                      | 51        |
| <b>4.3.</b> | <b>Índice de Qualidade de Água (IQA) .....</b>                       | <b>52</b> |
| 4.3.1.      | Qualidade Individual das Variáveis ( $q_i$ ) .....                   | 52        |
| 4.3.2.      | Determinação dos Valores de Peso ( $w_i$ ).....                      | 59        |
| 4.3.3.      | Determinação dos Valores de IQA.....                                 | 60        |
| 4.3.4.      | Valores de IQA para Águas Subterrâneas .....                         | 63        |
| 4.3.5.      | Valores de IQA para Águas Superficiais.....                          | 65        |
| <b>5.</b>   | <b>CONCLUSÕES .....</b>                                              | <b>70</b> |
| <b>6.</b>   | <b>REFERÊNCIAS .....</b>                                             | <b>71</b> |
| <b>7.</b>   | <b>APÊNDICES .....</b>                                               | <b>79</b> |

## 1. INTRODUÇÃO

Devido ao crescimento da população mundial, às altas taxas de consumo de água, ao modelo de desenvolvimento adotado e à contaminação dos recursos hídricos pela ação antrópica, a disponibilidade hídrica torna-se cada vez mais escassa (GANGBAZO et al., 1995; VEGA et al., 1998; BOYER; PASQUARELL, 1999; BREKHOVSKIKH et al., 2001). Por outro lado, a água é um recurso preponderante para a determinação da condição de vida do ser humano; sendo que nas regiões áridas e semi-áridas do globo, esta limitação se torna bem mais evidente, como decorrência natural da escassez hídrica da região (MOTA, 1988). O baixo nível sócio-econômico característico destas regiões nos países em desenvolvimento, em especial no que se refere à saúde e à educação, resulta em um padrão de exploração do meio ambiente, freqüentemente, além da sua capacidade de suporte. Este modelo de exploração gera impactos negativos sobre a biodiversidade e sobre os recursos naturais que são a própria base de sobrevivência, num ciclo vicioso de pobreza e degradação ambiental (REBOUÇAS, 1996). A multiplicidade de usos da água, com interesses muitas vezes conflitantes, pode conduzir a problemas, tanto em termos de quantidade como de qualidade.

Nas últimas décadas, a agropecuária, fonte difusa de poluição, vem sendo objeto de estudo em muitos países no que concerne à contaminação das águas (FILIZOLA et al., 2002; LAKE et al., 2003; ELMI et al., 2004). No entanto, a coleta de informações referentes a estudos de qualidade das águas, muitas vezes torna-se difícil devido aos inúmeros parâmetros envolvidos no assunto. Uma das primeiras decisões do pesquisador é definir quais as variáveis mais adequadas para retratarem o problema. Com um número muito grande de variáveis, e de relações entre elas a compreensão torna-se difícil; sendo necessário o emprego de técnica que possa resumir, sistematicamente, a grande autocorrelação existente entre elas (DILLON; GOLDSTEIN, 1989). Para minimizar estas dificuldades, a técnica de estatística multivariada, denominada análise da componente principal, vem sendo extensivamente empregada em muitas regiões do mundo para investigar os mecanismos hidrológicos, hidrometeorológicos e fenômenos hidroquímicos (HELENA et al., 2000; GANFOPADHYAY et al., 2001; TOLEDO e NICOLELLA, 2002; MENDIGUCHIA et al., 2004).

Uma ferramenta muito utilizada na avaliação das águas é o Índice de Qualidade de Água (IQA). O índice tem como objetivo transformar uma gama de informações geradas pelos monitoramentos, em uma forma mais acessível e de fácil entendimento pelas pessoas envolvidas no gerenciamento de água dos mais variados corpos hídricos. O IQA é empregado

nas mais diferentes formas como uma metodologia integradora, por converter várias informações em um único resultado numérico (ALMEIDA; SCHRWARZBOLD, 2003). Uma das vantagens do seu uso para a determinação da qualidade da água é a uniformidade de critérios para apresentação à opinião pública, possibilitando uma forma de comparação relativa entre os sistemas hídricos (COMITESSINOS, 1990).

Várias técnicas vêm sendo aplicadas por pesquisadores no desenvolvimento de índices de qualidade de água (HORTON, 1965; BROWN et al., 1970; PRATI; PAVANELLO; PESARIN, 1971; DUNNETTE, 1979). Esses índices de qualidade de água vêm sendo desenvolvidos com os mais diferentes objetivos: retratar o grupo das características físico-químicas e/ou a influência da atividade antropogênica na qualidade das águas superficiais e subterrâneas (VEGA et al.; 1998; LAKE et al.; 2003; TOLEDO; NICOLELLA, 2002; MELLOUT; COLLIN, 1998; MENDIGUCHIA et al., 2004).

Entre os índices de qualidade de água, o mais conhecido e aceito é aquele proposto pela National Sanitation Foundation. O referido índice vem sofrendo adaptações nas mais diferentes regiões do globo (STAMBUK-GILJANOVIC, 1999; JONNALAGADDA; MHERE, 2001; CHANG; CHEN; NING, 2001). No Brasil, o índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation foi adaptado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (IQA<sub>CETESB</sub>), e vem sendo utilizado por vários pesquisadores e órgãos ambientais como ferramenta de avaliação da qualidade das águas de diversas regiões (NORONHA; PEREIRA; MENDONÇA, 2003; DIAS; OLIVEIRA; RIBEIRO, 2003; TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ALMEIDA; SCHWARBOLD, 2003).

O presente trabalho teve por objetivo determinar as variáveis físico-químicas mais importantes na variabilidade espacial e sazonal na qualidade da água, pelo emprego da análise da componente principal; além de elaborar um índice de qualidade das águas do trecho perenizado do rio Trussu, na região de Iguatu-CE.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Análise das Componentes Principais**

#### **2.1.1. Aspectos Teóricos**

Em qualquer área de estudo, uma das primeiras decisões com que o pesquisador necessita preocupar-se é escolher quais variáveis avaliar. Com uma quantidade muito grande de variáveis, o número de relações entre elas é, também, muito grande para ser compreendido. Deste modo, faz-se necessária uma técnica que possa resumir, sistematicamente, a grande correlação (DILLON; GOLDSTEIN, 1989). A situação usual na determinação de qualidade de água é a medida de múltiplos parâmetros, feitos em diferentes épocas e originados de diferentes estações de monitoramento. Por esta razão, uma matriz complexa de dados é, freqüentemente, necessária para avaliar a qualidade da água (CHAPMAN, 1992 apud WUNDERLIN et al., 2001).

A análise da componente principal (ACP) é uma técnica estatística de análise multivariada, que transforma linearmente um conjunto original de variáveis num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas, que contêm a maior parte das informações do conjunto original. Esta idéia foi desenvolvida por HOTTELING (1933), embora Pearson (1901) já o tivesse lançado de forma geométrica. O objetivo da ACP é similar ao da Análise Fatorial, no sentido de que ambas as técnicas tentam explicar parte da variabilidade de um conjunto de dados. Resumidamente, a principal diferença entre as duas técnicas é a de que a ACP parte da ausência de um modelo estatístico e focaliza a explicação da variância total das variáveis observadas, baseando-se nas propriedades da variância máxima das componentes principais. A análise fatorial, por outro lado, parte de um modelo estatístico prévio que divide a variância total (DUNTEMAN, 1989). Atualmente, estas técnicas são também utilizadas no campo da sociologia, medicina, tecnologia de alimentos, educação, economia, agronomia, liminologia e hidrologia (SHOJI; YAMANOTE; NAKAMURA, 1966; POSSOLI, 1984; VIDAL et al., 2000; BRESSAN; BERAQUET; LEMOS, 2001; SILVEIRA; ANDRADE, 2002).

Segundo Karlsson (1992 apud BRESSAN; BERAQUET; LEMOS, 2001), a análise da componente principal (ACP) é uma técnica estatística que possibilita, em investigações com um grande número de dados disponíveis, a identificação das medidas responsáveis pelas maiores variações entre os resultados sem perdas significativas de

informações. O conjunto de dados referentes a um trabalho, segundo Lebart, Morineau e Warwick (1984), contém muitas inter-relações imperceptíveis numa avaliação inicial, pois os resultados correspondentes às variáveis são diferentes em ordem de magnitude. Assim, na ACP, os valores das medidas são transformados em escalas padronizadas, onde as distâncias entre os pontos individuais (dados referentes a uma unidade experimental) são interpretadas em termos de similaridade padrão, e o tamanho da variação é representado pela extensão do vetor a partir do ponto de origem. Em Vega et al. (1998), a ACP foi aplicada para normalizar dados a fim de explicar as associações entre variáveis, pois este método evidencia a participação individual de cada elemento na influência dos vários fatores que comumente, ocorrem na hidroquímica. Com a diagonalização da matriz de correlação, transforma-se o original “p” variável correlata para “p” variável não correlata (ortogonal), dita componente ( $CP_s$ ), as quais são pesos da combinação linear das variáveis originais. A perda de correlação entre os índices é bastante útil, pois significa que esses índices estão medindo “dimensões” diferentes dos dados (MANLY, 1995). A eficiência da nova descrição dos dados através das componentes vai depender da percentagem de variação total que cada componente contém, quando arranjados em ordem decrescente de variância (SILVEIRA, 2000).

A ACP pode ser representada, geometricamente, sob a forma de uma nuvem de pontos individuais no espaço das variáveis. Os fatores ou eixos principais saídos de uma ACP fornecem imagens aproximadas dessa nuvem de pontos e a ACP propõe-se a medir a qualidade dessa aproximação (ESCOFIER; PAGES, 1990). Numa análise de componentes principais normalizada, a inércia total da nuvem de pontos é igual ao número de variáveis ( $k$ ). O autovalor associado a cada fator representa a inércia da nuvem segundo a direção desse eixo. O primeiro autovalor está sempre compreendido entre 1,0 e  $k$ ; se ele está próximo de 1,0, as variáveis não são correlacionadas duas a duas e a análise não permite a redução da dimensão de dados. Quanto maior o autovalor, maior é sua capacidade de resumir as variáveis e, portanto, mais provável é o fator de ser importante. Um autovalor inferior a 1,0, indica que o eixo sintetiza menos dados que uma variável isolada. Considerar o número de autovalores quase nulos permite calcular a dimensão real dos dados (FLECK; BOURDEL, 1998).

A coordenada de uma variável ao longo de um eixo é o coeficiente de correlação entre essa variável e o fator (saturação). O quadrado de sua coordenada é igual à qualidade da representação de uma variável e é proporcional à sua contribuição à inércia do eixo. A interpretação do fator fundamenta-se na síntese das variáveis mais ligadas (com maior coeficiente de correlação) ao eixo (JOLLIFE, 1986).



As medidas extraídas do grande número de dados disponíveis em uma pesquisa, através da análise de componentes principais, são chamadas de componentes principais. A primeira componente principal explica o máximo possível da variância total contida nos dados em uma única dimensão. A segunda componente não é correlacionada com a primeira, e explica o máximo da variância restante entre todas as componentes não correlacionadas com a primeira componente principal. Já a terceira componente não é correlacionada com as duas primeiras, e explica o máximo de variância restante entre todas as componentes não correlacionadas com as duas primeiras. As componentes seguintes estão sempre explicando o restante de correlação entre os elementos não correlacionados com as componentes principais anteriores. Esta relação segue até a perda total de correlação entre os elementos.

A ACP é uma técnica de análise de fator, podendo ser utilizada sempre sem correlação nas combinações lineares das variáveis observadas. Tudo que se faz é transformar um par de variáveis correlatas em um par de fatores sem correlação (componentes principais), auxiliando a decidir quantos deles são necessários para representar os dados, e para examinar a percentagem de variância total explicada por cada fator. A variância total é a soma da variância de cada variável, e é representada pelos autovalores (SILVEIRA, 2000). Foram propostos vários procedimentos para determinar o número de fatores para ser usado em um modelo. Porém, o critério mais aceito pela comunidade científica é aquele que sugere apenas fatores com variância maior que um (autovalores maior que um) sejam incluídos (NORUSIS, 1990).

### 2.1.2. Aplicação de ACP

Nestas últimas décadas, análises de fatores, incluindo a análise das componentes principais, têm sido usadas, extensivamente, em muitas regiões do mundo para investigar os mecanismos hidrológicos, hidrometeorológicos e fenômenos hidroquímicos. As variações ocorridas nos fenômenos acima foram assuntos de muitos estudos devido a sua importância para a agricultura, indústria e economia. Com o aumento cada dia maior da demanda de água no mundo, o gerenciamento e manejo dos recursos hídricos têm se tornado uma necessidade, não só das regiões mais desenvolvidas do planeta, como também as análises fatoriais têm sido empregadas como ferramenta para facilitar o monitoramento destes recursos.

A análise da componente principal foi empregada por Melloul e Collin (1992) para identificação de grupos de água e dos fatores que proporcionavam a explicação sobre a

alteração na qualidade destas águas. Os autores estudaram o Costal Plain aquífero de Israel, utilizando amostras de água coletadas em dois diferentes períodos (1959-1964 e 1973-1974). O período inicial representa as águas que ocupavam o aquífero antes da National Water Carrier, no começo da pesada industrialização da Coastal Plain. O segundo período representa as águas que sofreram influência da National Carrier, que teve início em 1965. Neste estudo, pôde-se observar os seguintes resultados: 1- foram identificados dois grandes grupos de água, sendo o primeiro com baixa salinidade, apresentando bicarbonato de cálcio e ocorrendo na porção do aquífero Coastal Plain, e o segundo, mais salino, apresentando cloreto de sódio, caracterizando o aquífero da vizinhança de Cenomanian e a porção confinada do aquífero Costal Plain; 2- a maior contribuição das fontes, tais como chuva, injeção de água, água de esgoto, irrigação etc., podem variar sua influência sobre os resultados na qualidade da água. A qualidade destas águas é afetada por fatores físicos, como distância do mar, profundidade do filtro abaixo do nível do mar, proximidade dos rios e litologia da zona saturada e insaturada; 3- a evolução, ao longo do tempo, da alteração no conteúdo de íons específicos pôde ser claramente visualizada.

Haase, Kieger e Possoli (1989) estudaram a viabilidade da aplicação da técnica de Análise Fatorial, a fim de determinar um índice e interpretar a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Guaíba, no Rio Grande do Sul, Brasil. Os autores trabalharam com o monitoramento de 40 pontos de amostragem e análise de 30 parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. A análise fatorial foi empregada para selecionar as variáveis mais significativas, para formar o índice de qualidade de água. O índice demonstrou ser representativo e, portanto, uma importante ferramenta na interpretação dos resultados. As variáveis saturação de oxigênio, nitrogênio amoniacal, fosfato e alcalinidade foram identificadas como as de maior peso no diagnóstico, enquanto que o potencial de hidrogênio foi a variável menos discriminante.

Visando a caracterizar e discriminar a bacia hidrológica do rio Timavo, no nordeste da Itália, Reisenhofer, Adami e Barbiere (1998) trabalharam com 84 amostras coletadas em 14 estações de amostragem, no período de dezembro de 1992 a dezembro de 1993. Para avaliação dos dados os autores aplicaram as técnicas de análise de agrupamento “cluster analysis” (CA) e análise da componente principal (ACP). A análise de agrupamento (CA) confirmou a habilidade discriminante dos parâmetros considerados e permitiu observar ocasionais intrusões de águas vindas de grupos diferentes para dentro de outros grupos. A análise da componente principal (ACP) deu suporte aos resultados da CA e permitiu constatar a existência de uma bacia hidrográfica comum para a água doce, a qual foi caracterizada por

duas componentes principais: os solutos iônicos, associados com a primeira componente principal; enquanto a temperatura e o pH emolduraram a segunda componente. Os fatores revelaram alterações influenciadas pela sazonalidade e condições meteorológicas na composição química da água.

Em um estudo realizado no rio Pisuerga, que é afluente do rio Duero e estão localizados na região de Catilla e Leon, no norte da Espanha, foram aplicadas as técnicas estatísticas de análise: de regressão (ANOVA), agrupamento (CA) e componentes principais (ACP). Este procedimento teve o objetivo de investigar a influência que a poluição e a sazonalidade poderiam exercer sobre a qualidade da água do rio e determinar os efeitos do clima e das atividades humanas na hidroquímica do rio (VEGA et al. 1998). Esses estudiosos monitoraram 25 km do rio, no período de abril de 1990 a julho de 1992, com amostras coletadas trimestralmente. Com a ACP foi possível reduzir o número de variáveis utilizadas na explicação da qualidade da água, e com isto, três fatores foram selecionados e agrupados: componentes minerais para o fator um, poluição antropogênica para o fator dois e temperatura da água para o fator três. A ACP em combinação com ANOVA permitiram identificar e avaliar as fontes de variação espacial e temporal que afetavam a qualidade e hidroquímica do rio. A aplicação da ACP e CA permitiram realizar uma classificação das variáveis hidroquímicas das amostras de água do rio, com base nos critérios temporal e espacial.

Vidal et al. (2000) utilizaram a análise fatorial para estudar as fontes de contaminação de água devido ao uso de esterco animal como fertilizante. Foram monitoradas três áreas da Província de Lugo, na Galícia, noroeste da Espanha. As áreas estudadas eram predominantemente agrícolas com elevada intensidade de criação de gado bovino e suíno. Uma grande extensão da área era explorada com pasto e cultivo de forrageiras, e o uso de esterco como fertilizante era muito difundido. Durante o período de dezembro de 1996 a novembro de 1997 foi coletado um total de 44 amostras (12 nos locais de abastecimento da água de beber, dentro das fazendas de gado; nove nas fontes de água; nove nos condutos de drenagem de pastejo, habitualmente fertilizados por esterco, e 14 em rios). Foram analisadas 19 variáveis físico-químicas: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, resíduos secos, sólidos em suspensão, oxidação da matéria orgânica, demanda química de oxigênio, cor, cloreto, sódio, fosfato, nitrito, nitrato, amônio, ferro, manganês, cobre e zinco. Os autores concluíram que em todas as três áreas a média de nitrato, ferro, manganês e cor excederam os limites recomendados para potabilidade. Porém, os valores máximos e desvio padrão das outras variáveis, incluindo nitrato, apresentaram significativa variação temporal. Os limites de potabilidade para esses parâmetros podem ser excedidos apenas em alguns casos.

Os estudos revelaram que a ACP identificou dois fatores que refletiam a contaminação salina e organometálica. Nas nascentes e canais, a contaminação salina foi mais marcante que a organometálica, enquanto que nos rios ocorreram os dois tipos de contaminação. A contaminação salina foi muito marcante nas fontes, condutos e rios da área que tinha maior densidade de fazendas de gado e aplicação de esterco. Já a poluição orgânica foi muito marcante apenas nos rios desta mesma área. Os condutos e fontes mostraram menor fonte de variabilidade que os rios, pois nestes, os níveis de contaminação são claramente influenciados pela diluição da chuva.

Helena et al. (2000) utilizaram a análise das componentes principais na avaliação temporal da composição do aquífero aluvial do rio Pisuerga, na região central da Espanha. Foram coletadas amostras de água em duas épocas distintas: a primeira coleta foi realizada no final do período seco e a segunda, no final do período chuvoso. Foram coletadas amostras de 20 poços e 12 pontos no leito do rio, sendo analisadas 16 variáveis físico-químicas: pH, condutividade, hidrogenocarbonato, cloreto, nitrato, sulfato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, ferro, zinco, cádmio, chumbo e cobre. Após a utilização da análise das componentes principais, as fontes de variabilidade dos dados foram reduzidas para cinco fatores, que explicaram 71,39 % da variabilidade total dos dados, sendo duas destas componentes associadas à mineralização das águas e as outras três à poluição. Também, ficou demonstrada a variação sazonal na qualidade das águas, sendo identificado o processo de diluição natural da mineralização através da recarga do aquífero.

Em Botucatu-SP, Silva e Sacomani (2001) analisando a qualidade da água do rio Pardo aplicaram a análise da componente principal. O Pardo é um tributário do Paranapanema, e sua água estava sendo utilizada para abastecer a cidade de Botucatu, para fins de consumo humano. A combinação da ocupação populacional e o clima local influenciaram a hidrologia do rio, determinando a sua poluição sazonal. Foram coletadas amostras mensalmente, de fevereiro de 1995 a janeiro de 1996 em oito pontos distribuídos ao longo de 29 km no rio, desde a sua fonte até a captação para o abastecimento da cidade de Botucatu. Com o estudo pôde-se concluir que a aplicação da ACP foi válida e expressou uma variação hidroquímica significativa na classificação das amostras, baseado em um critério sazonal e espacial. A variação na qualidade da água do rio é causada pelo recebimento de águas com conteúdo elevado de sais e condutividade elétrica, como também sais inorgânicos, causando danos e degradação. A degradação do rio Pardo foi causada pela poluição difusa, não deixando de constatar que outros parâmetros como geologia, uso da terra, topografia, intensidade das chuvas, clima, puderam controlar ou aumentar a quantidade de nutrientes

liberados para a área de drenagem do rio. A poluição humana foi demonstrada como vinda dos esgotos municipais e da agricultura. A variabilidade temporal foi associada com variações nas taxas de fluxo do rio, as quais causaram a diluição de poluentes e, conseqüentemente, a variação na qualidade da água.

O rio Suquía, localizado na região semi-árida, na Província de Córdoba, na Argentina, foi monitorado mensalmente, durante os meses de fevereiro de 1998 a janeiro de 2000. Foram estudados 22 parâmetros físico-químicos para avaliar a variação espacial e temporal na qualidade da água (WUNDERLING et al., 2001). Neste estudo, os autores empregaram várias técnicas estatísticas: coeficiente R Spearman, coeficiente de correlação de Pearson, análise fatorial (AF) (incluindo a análise de componentes principais - ACP), análise de agrupamento “cluster analysis” (CA) e análise discriminante “analysis discriminant” (DA). Com o emprego destes métodos, os autores puderam concluir que: 1- CA produziu bons resultados como um primeiro método exploratório para avaliar tanto a diferença temporal como espacial, embora, tenha falhado para dar detalhes destas diferenças; 2- AF/ACP não proporcionou uma boa redução dos dados, pois selecionou 13 entre 22 parâmetros monitorados. Porém, proporcionou bons resultados para identificar as variáveis responsáveis pela alteração da qualidade da água ao longo do tempo, embora não tenha sido tão eficiente quanto a alteração espacial; 3- DA produziu os melhores resultados tanto para a análise espacial como temporal, proporcionou uma boa redução dos dados, tendo sido utilizado apenas com seis variáveis e 87% de certeza na avaliação temporal, e cinco variáveis e 75% de certeza na avaliação espacial. 4- “Box and whisker plots” (utilizando as variáveis vindas da DA) mostrou-se uma poderosa ferramenta para a análise do padrão, o qual ajudou a avaliar as fontes de troca como também estimar as variáveis que estavam associadas com estas fontes. O padrão de variação espacial foi associado com: variações estacionais, escoamento superficial urbano e fontes de poluição.

A aplicação de diferentes abordagens estatísticas multivariadas, a fim de avaliar a matriz de dados coletados de fevereiro de 1997 a janeiro de 2000, em um programa de monitoramento de fontes de água no norte da Grécia, foi realizada por Simeonov et al. (2003). No referido monitoramento foram coletadas amostras em 25 pontos, nos principais rios, tendo sido avaliadas 27 variáveis. Com a análise de agrupamento CA foi possível identificar quatro grupos similares entre as amostras, refletindo diferentes características físico-químicas e níveis de poluição. Com a ACP foram extraídos seis fatores responsáveis, que explicaram 90% da variância total dos dados: orgânico, nutrientes, físico-químico, climático, lixiviação de solo e elementos tóxicos de origem antropogênica. O estudo confirmou a importância das

técnicas na avaliação da qualidade de águas. Também, ficou evidenciado que os efluentes municipais e das indústrias e as fontes não pontuais foram os principais responsáveis pela adição de nutrientes e poluição orgânica das águas desta região. As atividades antropogênicas contribuíram para elevar os níveis de zinco, chumbo e cádmio.

Mendiguchia et al. (2004) estudando os efeitos antropogênicos sobre as águas do rio Guadalquivir, na região da Andalusia, Espanha, utilizaram a análise de agrupamento CA e análise fatorial (análise de componentes principais). O estudo contemplou 26 pontos de amostragem, ao longo de 115 km do rio, em três expedições de amostragem (out./2001, mar./2002 e out./2002). Com a utilização das técnicas estatísticas foi possível identificar quatro zonas com diferentes qualidades de água: uma área com alta influência urbana, que foi dividida em zona um e dois. A zona um possuía águas com presença de nitrogênio e manganês; a zona dois, junto à cidade de Seville, apresentou-se com altas concentrações de nitrato, amônio e manganês; a zona três, tendo como principal atividade na área a agricultura, proporcionou altas concentrações de sólidos suspensos e fosfato; já a zona quatro, com águas de estuário, influenciadas pela entrada de água do mar, apresentou altas concentrações de cobre.

## **2.2. Índice de Qualidade de Água**

A demanda crescente de água ao longo do tempo e a necessidade de um controle mais eficiente na qualidade deste recurso impulsionaram a criação de agências e órgãos reguladores; bem como o desenvolvimento de pesquisas para assessorar as atividades de controle e manejo. O monitoramento de rios tem produzido grandes quantidades de dados, e este grande volume, freqüentemente, frustra a detecção de tendência em qualidade de água. Brown et al. (1970) chamaram a atenção para o fato de que em mais de vinte anos, bilhões de dólares haviam sido gastos para o controle de poluição até a década de setenta, sem que houvesse uma forma clara de informação para o público. O desenvolvimento dos índices de qualidade de água tem como objetivo transformar esta gama de informação, gerada pelos monitoramentos, em uma forma mais acessível e de fácil entendimento pelas pessoas envolvidas no gerenciamento deste recurso, e, principalmente, pelas populações que utilizam estes mananciais.

Pode-se definir o Índice de Qualidade de Água (IQA) como uma importante ferramenta na abordagem da qualidade de água dos mais variados corpos hídricos. O IQA é

empregado nas mais deferentes formas como uma metodologia integradora, por converter várias informações num único resultado numérico (ALMEIDA; SCHRWARZBOLD, 2003). O seu uso consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origem antrópica ou natural (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Os IQAs são usados como um instrumento para transformar grandes quantidades de dados de qualidade de água em um único número, que represente o nível de qualidade de água, eliminando as avaliações subjetivas da qualidade de água e tendências individuais de especialistas em qualidade de água (STAMBUK-GILJANOVIC, 1999). A importância dos índices como ferramenta de informação ao público, promovendo um melhor entendimento entre população leiga e as pessoas que gerenciam o ambiente, e destacada por Couillard e Lefebvre (1985); House e Ellis (1980).

Um índice de qualidade de água indica, sinteticamente, a qualidade de água, sendo expresso por um valor numérico. Uma das vantagens do seu uso é a uniformidade de critérios para apresentação à opinião pública, possibilitando uma forma de comparação relativa entre os sistemas hídricos (COMITESSINOS, 1990).

O primeiro índice de qualidade de água foi desenvolvido por Horton (1965) para a região do vale de Ohio, nos Estados Unidos. O autor trabalhou com oito características de grande significância na qualidade de água para formular um índice geral: tratamento dos esgotos, pH, oxigênio dissolvido, coliformes, condutividade específica, carbono, alcalinidade, cloro. Com isto foi possível comparar a qualidade de diferentes corpos de água.

A National Sanitation Foundation desenvolveu um índice que abrangia dez parâmetros, os quais eram selecionados entre uma gama de opiniões de especialistas em qualidade de água. O índice abrangia valores entre zero e 100 e era calculado com base nos subíndices atribuídos a cada parâmetro (BROWN et al., 1970). Com o mesmo enfoque, (PRATI; PAVANELLO; PESARIN, 1971) desenvolveram um índice para águas superficiais, utilizando 13 parâmetros químicos. Os autores propuseram as seguintes classes quanto à qualidade da água: excelente, aceitável, pouco poluída, poluída e muito poluída para os corpos de água superficiais da Província de Ferrara, Itália. Trabalho semelhante foi realizado na região de Oregon, nos Estados Unidos para caracterizar as águas do rio Willamette, avaliando 14 parâmetros de qualidade de água (DUNNETTE, 1979).

Um índice biológico empírico foi desenvolvido para rios no sul da África (CHUTTER, 1972). O autor empregou amostra de água limpa e atribuiu às espécies biológicas encontradas nestas águas o valor zero. Para comparar, tomou amostra de água muito poluída e atribuiu às espécies encontradas nestas águas o valor dez. Para obter o índice

biótico, calculou a média ponderada para as espécies encontradas e cada amostra com seus referidos pesos. Na Pensilvânia foi usado um índice biótico para a cidade de Chester (HEISTER JÚNIOR, 1972). Este índice procurou avaliar a poluição orgânica dos rios da região utilizando medidas de oxigênio dissolvido, condutividade específica, pH e amostras bênticas, aplicando o modelo proposto por Beck (1955).

Em estudos comparativos entre índices, os pesquisadores Landwehr e Deininger (1976) determinaram a existência de uma correlação entre os valores observados e aqueles atribuídos por um painel de especialistas. O índice de Landwehr foi o que apresentou melhor correlação com os índices dos especialistas; enquanto que o índice de Harkins apresentou a desvantagem de ser restrito a uma região. Os autores compararam cinco índices de qualidade de água propostos por: Brown (1970; 1973), Landwehr (1974), Harkins (1974), Annual Report (1974) apud Landwehr e Deininger (1976). Procurando avaliar os índices de qualidade de água (COUILLARD; LEFEBVRE, 1985) os autores os agruparam em seis diferentes categorias: geral, de uso específico, planejamento, estatísticos, biológicos e de estado trófico.

(BHARGAVA, 1983) adaptou o índice da National Sanitation Foundation para um uso específico estudando a qualidade da água do rio Ganga. O referido autor trabalhou com sete pontos de monitoramento e avaliou nove variáveis, com uma amostragem no inverno e outra no verão. Em seguida foram escolhidos os parâmetros mais importantes para os usos específicos para a utilização de água em recreação, abastecimento público, agricultura, indústria e criação de peixes. Para cada atividade foi calculado um índice específico e recomendadas as melhores atividades a serem desenvolvidas em cada área.

O índice da National Sanitation Foundation foi adaptado por (SMITH, 1990) com o objetivo de utilizá-lo na avaliação de águas para uso específico na Nova Zelândia. Ele reuniu 18 especialistas em qualidade de água para coletar informações a fim de escolher os parâmetros a serem utilizados no índice para cada uso específico, em seguida foi aplicado o Delphi Method. Já os subíndices foram obtidos a partir de balanços gráficos. Após estes procedimentos, os dados foram aglomerados em uma equação final para a estimativa do índice de qualidade de água. Para testar a eficácia do método, o autor supracitado determinou a qualidade de 40 amostras de água na Nova Zelândia e comparou com a recomendação de uso feita pelos especialistas. Com esta técnica pôde-se concluir que o índice era de fácil aplicação e muito adequado para assessorar nas decisões de manejo de água.

Em Israel, na região próxima ao mar Mediterrâneo, Mellout e Collin (1998) propuseram um índice para avaliar a qualidade de água do aquífero da região Sharon. O trabalho procurou avaliar a influência da atividade antropogênica na qualidade da água do



aquífero. Foram avaliados os parâmetros de nitrato e cloreto. Com o primeiro elemento os autores procuraram determinar a influência da água do mar, e com o segundo, a lixiviação de produtos oriundos das ocupações da área. Através dos valores dos índices para os diversos pontos amostrados, o autor identificou que na região mais próxima da costa havia uma grande influência da água do mar, causando a salinização das águas do aquífero; na região a sudeste da área foi encontrada uma alta concentração de nitrato, o que podia estar relacionada com o uso de efluentes na irrigação, altos níveis de urbanização, elevada pressão de bombeamento do aquífero e deposição de esgotos. Esses dois autores também avaliaram o IQA, comparando com um índice drástico, e encontraram uma boa coerência entre os valores determinados pelos dois modelos.

Um índice de qualidade de água também foi proposto para a região de Dalmatia, na Croácia, por Stambuk-Giljanovic (1999). Esse índice era uma modificação do índice proposto pela National Sanitation Foundation, onde foram utilizadas nove variáveis: temperatura, mineralização, coeficiente de corrosão, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, nitrogênio protéico, fósforo total e coliformes totais. Em seguida, este índice foi dividido pelo valor de um índice calculado com os valores máximos admitidos para cada parâmetro. O índice final refletia a relação entre a qualidade atual da água e o máximo valor admitido na Croatian Water Classification Act. Na realização deste estudo foram coletadas águas em 34 pontos de amostragem distribuídos por toda a região em rios, fontes e água subterrânea. O pesquisador concluiu que: 1- as águas estudadas não podiam ser enquadradas na classe em que elas podem ser usadas para consumo humano em seu estado natural, 2- as águas das nascentes e dos rios apresentaram baixos teores de cloreto e sulfato, apresentando assim excelente qualidade sanitária.

No leste da Tailândia, Bordalo, Nilimranchit e Chalermwat (2001) aplicaram um índice de qualidade de água proposto por (SDD, 1976; TYSON; HOUSE, 1989 apud BORDALO; NILSIMRANCHIT; CHALERMWAT, 2001) e foi especialmente adaptado a fim de ser utilizado em regiões tropicais. Foram utilizados nove parâmetros (temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, amônia, sólidos suspensos, demanda biológica de oxigênio, demanda química de oxigênio e coliformes fecais) para medir a qualidade da água e os possíveis usos para o rio Bangpakong. O estudo tomou como base o monitoramento feito mensalmente, de junho de 1998 a maio de 1999, em 11 pontos de coletas de amostras. Os pesquisadores puderam concluir que as águas do rio Bangpakong eram de baixa qualidade, particularmente durante a estação seca, quando apresentaram médias de IQAs de  $37,4 \pm 0,5\%$  em uma escala de 10-100%.

Para efetuar o monitoramento da qualidade das águas de ribeirão Jardim, na cidade de Guairá-SP, com relação a diferentes usos, foi desenvolvido um índice de qualidade de água (IQA) por Toledo e Nicolella (2002). O rio Guaíra, que fazia parte de uma microbacia de uso agrícola e urbano, com 9600 ha, foi monitorado de junho de 1995 a junho de 1996. Foram coletadas amostras de água a cada 21 dias em cinco pontos, sendo determinadas dez variáveis (fósforo total e dissolvido, pH, oxigênio dissolvido, amônia, nitrato, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais em suspensão e clorofila). Na definição do índice foi utilizada a técnica estatística de análise fatorial, empregando o programa SAS. Com esta técnica, o autor observou que o oxigênio dissolvido, fósforo total e condutividade elétrica foram as variáveis que mais contribuíram na determinação do IQA. A influência climática foi pouco significativa no IQA, apresentando uma pequena deterioração durante o período chuvoso.

Vários são os índices de qualidade de água existentes na literatura. No Brasil, o índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation foi adaptado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (IQA<sub>CETESB</sub>). Este índice vem sendo utilizado por vários pesquisadores e órgãos ambientais como ferramenta de avaliação da qualidade das águas de diversas regiões (NORONHA; PEREIRA; MENDONÇA, 2003; DIAS; OLIVEIRA; RIBEIRO, 2003).

O índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation foi empregado por Almeida e Schwarzbald (2003) para avaliar a qualidade da água do Arroio da Cria Montenegro, que faz parte da bacia do Rio Caí, no Rio Grande do Sul. Foram monitoradas sete estações, buscando contemplar as principais fontes de poluição do corpo d'água. A pesquisa de campo foi realizada no período de novembro de 1997 a agosto de 1998, sendo realizadas quatro coletas de amostras, adotado o sistema sazonal. A qualidade da água foi avaliada através das variáveis: percentagem de saturação de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, pH, fósforo total, nitrato, coliformes fecais, turbidez, sólidos suspensos totais, condutividade elétrica, alcalinidade, cloretos, cromo total e temperatura. Neste estudo, os valores de IQA obtidos variaram entre 44,8 e 72,9, dentro de uma escala de 0 a 100. Sólidos suspensos totais, pH e turbidez, significativamente afetados pela precipitação, determinaram a pior qualidade das águas no verão, sendo que as melhores águas foram detectadas no outono. O índice não evidenciou diferenças espaciais e/ou temporais, por não considerar variáveis particularmente importantes, como condutividade elétrica e cloretos.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

O procedimento metodológico empregado na condução desta pesquisa baseou-se no monitoramento das águas superficiais e subterrâneas do vale do rio Trussu, perenizado pelo açude Roberto Costa “Trussu”; na análise em laboratório dos elementos químicos presentes nestas águas; na aplicação de análise estatística multivariada/análise da componente principal, para determinar os elementos que apresentam um maior peso na variabilidade da qualidade das águas; no desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Água, para definir as potencialidades e limitações de uso das águas do trecho perenizado do rio Trussu.

#### 3.1. Descrição Geral da Área

##### 3.1.1. Localização

A área de estudo faz parte da bacia do Alto Jaguaribe (Figura 1), que se localiza na porção meridional do Estado do Ceará; entre os quadrantes  $7,44^{\circ}$  S –  $40,87^{\circ}$  W e  $5,39^{\circ}$  S –  $38,79^{\circ}$  W. Nesta bacia se encontram grandes quantidades de água acumuladas nos grandes açudes, como Trussu ( $300 \times 10^6 \text{ m}^3$ ) e Orós ( $1960 \times 10^6 \text{ m}^3$ ), contudo, são também, os maiores “vazios hídricos”, que se localizam na parte alta da bacia, a montante do açude de Orós e também na borda esquerda da bacia (região dos Inhamuns) (PROGERIRH, 1995).

O açude público Roberto Costa (Trussu), construído em 1996, controla uma bacia hidrográfica da ordem de  $1590 \text{ km}^2$ , surgindo após o barramento do rio Trussu, cerca de 100 metros a jusante da confluência do riacho Areré a cerca de 3,5 quilômetros a montante da vila de Suassurana, no município de Iguatu – CE. O açude tem como finalidades primordiais a irrigação e regularização do rio a jusante, além do abastecimento d’água às populações ribeirinhas (COTEC, 1989).

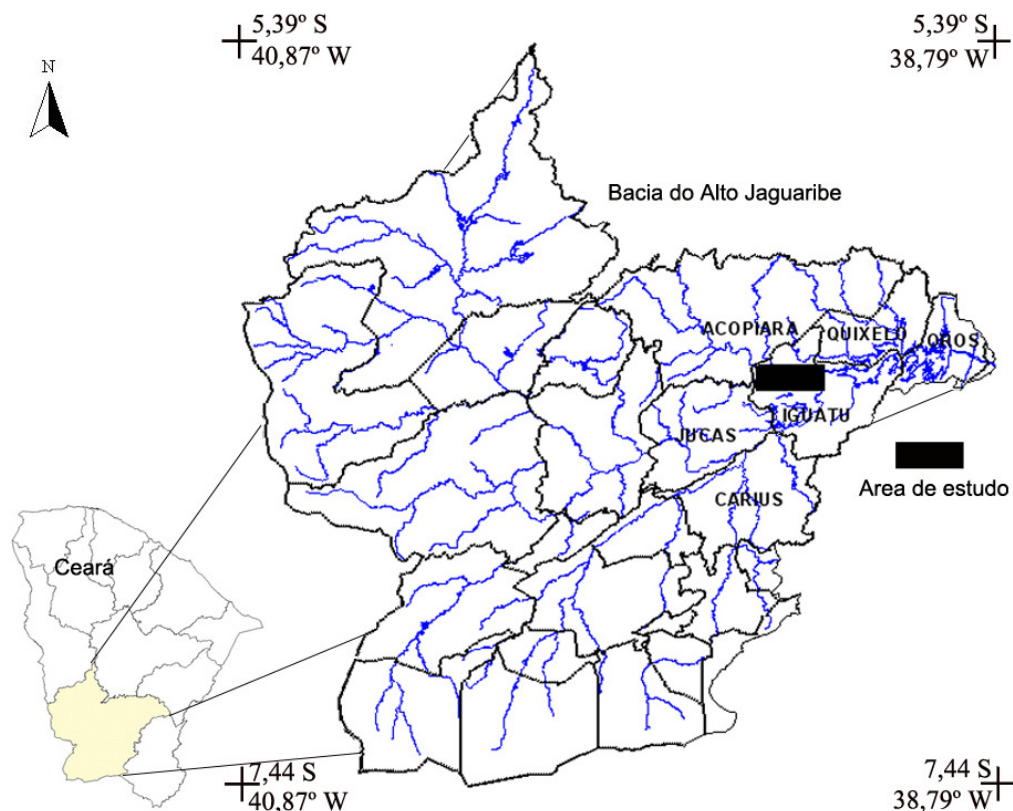


FIGURA 1 – Localização da área de estudo.

O presente trabalho limitou-se à área a jusante da barragem até o ponto em que o rio Trussu deságua na margem esquerda do rio Jaguaribe, numa faixa de 24 quilômetros de comprimento, onde o rio é perenizado, entre as coordenadas geográficas 6°20'59" e 6°16'48" de latitude Sul e 39°27' e 39°16'12" de longitude Oeste (Figura 3 ). A água para perenização do rio é liberada, de acordo com as necessidades dos proprietários da área, através de uma galeria localizada na parede do açude, sob o controle da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH.

### 3.1.2. Características Climáticas

Segundo a classificação de Koeppen, a zona climática do município de Iguatu é do tipo BSw'h', clima semi-árido com precipitações máximas de outono, e temperatura média mensal sempre superior a 18 °C (CEARÁ, 1992).

As informações sobre as condições climáticas (Tabela 1) foram adaptadas do relatório da empresa de consultoria COTEC, 1989. Os dados sobre precipitação foram

coletados de 14 postos pluviométricos da região Centro-Sul do Estado, e os demais parâmetros meteorológicos na estação meteorológica de Iguatu- CE.

TABELA 1 – Caracterização Climática de Iguatu

| Aspectos Climáticos               | Média        | Umidade              |
|-----------------------------------|--------------|----------------------|
| Precipitação pluvial <sup>1</sup> | 750          | mm.ano <sup>-1</sup> |
| Evaporação <sup>2</sup>           | 2943         | mm.ano <sup>-1</sup> |
| Temperatura do ar <sup>3</sup>    | 21,9 – 33,39 | °C                   |
| Umidade relativa do ar            | 66,1         | %                    |
| Vento <sup>4</sup>                | 1,8          | m.s <sup>-1</sup>    |
| Insolação                         | 2945         | h.ano <sup>-1</sup>  |

FONTE: Adaptada do relatório da COTEC (1989).

1. chuvas de janeiro a junho, a máxima no mês de março

2. o mês que apresentou maior demanda foi outubro

3. a média dos mínimos e máximos, respectivamente

4. o período de maior intensidade vai de julho a setembro

O período chuvoso abrange o semestre de janeiro/junho, com o máximo valor médio mensal sendo registrado no mês de março. Os menores valores das precipitações pluviais médias mensais ocorrem no trimestre julho/setembro, os quais, em termos médios, são inferiores a 10mm. As precipitações ocorridas ao longo do período de coleta das amostras de água (Figura 2), foram coletados na estação meteorológica de Iguatu. A evaporação medida através do tanque classe A. O mês que apresentou a maior demanda de evaporação foi outubro. A umidade relativa do ar, sendo um fator diretamente influenciado pela ocorrência das chuvas, apresenta-se com valores mais elevados no trimestre mais chuvoso e acompanha a tendência das chuvas. No trimestre mais chuvoso (março/maio), as velocidades dos ventos caem sensivelmente, apresentando os menores valores do ano.

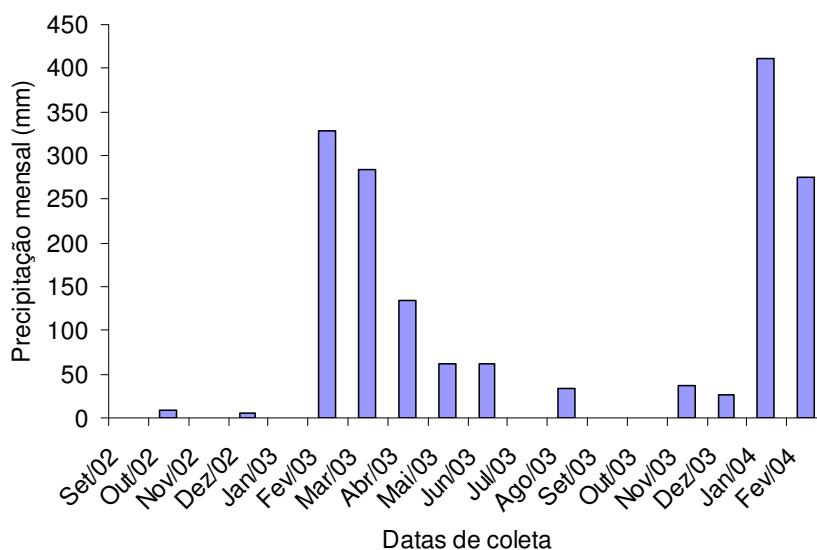


FIGURA 2 – Precipitação total mensal da estação meteorológica de Iguatu.

### 3.1.3. Geomorfologia

A bacia hidrográfica do rio Trussu a montante do Açude Roberto Costa (Trussu) é constituída, em seu aspecto litológico, predominantemente, por migmatitos homogêneos e heterogêneos do complexo Nordeste do Pré-Cambriano Médio. Associado a este complexo migmatítico ocorrem ainda Gnaisses variados, núcleos Anfíbolíticos em lentes de Calcário Cristalino. Secundando este complexo migmatítico, ocorrem na parte central desta bacia, xistos, filitos e Gnaisses com interações de calcário cristalino e lentes de quartizito, representantes do Grupo Ceará, datado do Pré-Cambriano Superior. Cortando estas rochas do embasamento cristalino, ocorrem intrusões graníticas, representantes da Série Magmática do Pré-Cambriano Superior. O capeamento sedimentar é restrito a delgados depósitos aluviais ao longo da calha dos rios, os quais apresentam apenas alguma expressão no trecho a partir da confluência do riacho Areré com o rio Trussu (COTEC, 1989).

### 3.1.4. Solos

Iguatu pertence às regiões das depressões sertanejas semi-áridas. A cerca de três quilômetros, a jusante do açude Trussu, nas proximidades da Vila de Suassurana, surgem e se alargam as férteis “Várzeas do Iguatu”. Nesta região dominam sedimentos de caráter argiloso,

oriundos do processo erosivo, iniciado há milênios sobre os solos em relevo, existentes na bacia hidrográfica do rio. Ocorrem então os Neossolos e os Neossolos flúvicos de textura pesada. Circundando estes, se tem as encostas de topografias suaves, onde são encontrados os Argissolos (COTEC, 1989).

Segundo o IPLANCE (1995), no Atlas do Ceará, os Neossolos flúvicos são classificados como pouco desenvolvidos, originados de deposições recentes e de natureza diversa, apresentando um horizonte A ou AP diferenciando sobre camadas estratificadas II C, III C e outros, as quais, normalmente, não têm relação genética entre si. São solos que variam de mediantemente profundos a muito profundos, com as mais variadas texturas apresentando drenagem moderada ou imperfeita, com altas somas de bases (S) e saturação por bases (V). Em geral, são solos de média a alta fertilidade natural. Os Neossolos nesta região são compostos por sedimentos cásticos de granulometria variada, desde argilas até areias grosseiras (CEARÁ, 1992).

Ainda com base na referência supracitada, o horizonte A ou Ap é normalmente fraco ou moderado, às vezes, chernozêmico, com textura de arenosa a argilosa, coloração de Bruno acinzentado escuro a muito escuro e Bruno muito escuro. As camadas subjacentes mostram textura que varia de arenosa a siltosa, com cores normalmente brunadas e mosqueadas nos solos argilosos imperfeitamente drenados. São de grande potencialidade agrícola, não apresentando maiores restrições ao uso e são intensamente aproveitados com diversas culturas como cana-de-açúcar, arroz, olericultura, milho, feijão, algodão, pastagem (naturais ou artificiais), fruticultura regional e extrativismo vegetal (carnaúba) e com pecuária extensiva e semi-intensiva (COELHO, 2001). Nas áreas secas é recomendado cuidado para evitar a salinização do solo.

### 3.1.5. Cobertura vegetal

Quando a SUDENE realizou os trabalhos de levantamento da flora foi detectado, de um modo geral, um alto grau de influência antrópica sobre a vegetação, isto devido ao pastoreio extensivo, principalmente com bovinos, aliado à extração de material lenhoso para construção de cercas e queima. O plantio do algodão, também, subtraiu extensas áreas de vegetação nativa. Duas paisagens naturais se destacam nesta área, reveladoras do ambiente em que se desenvolveram. Ocupando as margens do rio Trussu e várzeas adjacentes, onde a predominância é de solos aluviais, desenvolveu-se independente do clima geral, uma vegetação de porte arbóreo – a mata ciliar, a qual apresenta-se degradada face à forte

antropização; mesmo assim dá mostras de sua exuberância - para as condições locais - por comportar alguns aglomerados florestais com porte acima dos dez metros (Figura 3). À medida que vai se afastando do vale do rio, a vegetação natural passa a ser representada por uma forma arbustiva arbórea, com graus diversos de densidade, agora, sujeita aos rigores do clima geral - a caatinga. A caatinga, devido à ação antrópica, apresenta-se com predominância de formas arbustivas sob as arbóreas, tornando os solos mais vulneráveis aos agentes erosivos (COTEC, 1989).



FIGURA 3 – Mata ciliar do rio Trussu, junto à estação amostral 01.

### 3.2. Monitoramento

Foram estabelecidas nove estações amostrais, todas georeferenciadas (Figura 4), ao longo do trecho perenizado do rio Trussu, tendo sido estas numeradas de 01 até 09, assumindo a denominação de Estação Amostral (EA), seguida do número correspondente. As estações amostrais EA01, EA02, EA05, EA06 e EA07 foram situadas no segmento do rio para coletar amostras de águas superficiais. A estação amostral EA01 foi situada no ponto inicial da perenização do rio, local onde é lançada a água pela galeria do açude Trussu. A estação



AE02 foi localizada no sítio Pedreiras, a AE05 próximo à Vila de Santa Clara, a AE06 após a Vila Varjota e a AE07 na Vila Barra, local onde o rio Trussu deságua à margem esquerda do rio Jaguaribe. Para monitorar as águas subterrâneas foram estabelecidas estações em poços rasos (cacimbões) sendo: AE03 e AE04 na Vila de Santa Clara, a primeira à margem direita e a segunda à esquerda do rio Trussu; a estação AE08 fica localizada na Vila de Varjota e a AE09 na Vila de Barreiras dos Pinheiros.

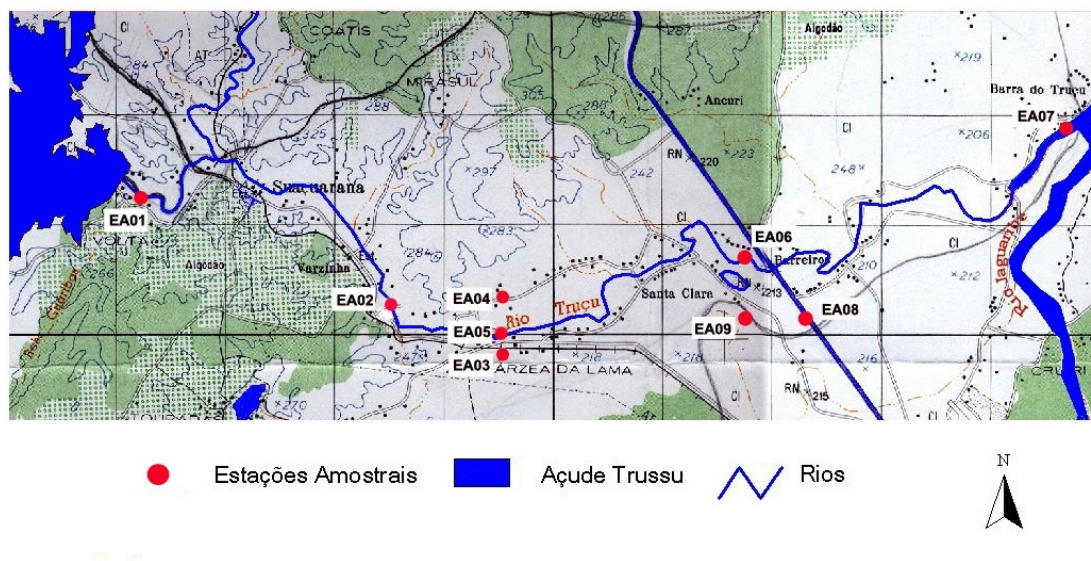


FIGURA 4 – Área de estudo e localização das estações amostrais.

Adotou-se o regime de coletas mensal de set./2002 a fev./2004, sendo que em nov./2002 e jan./2003 não foram realizadas as campanhas de coletas. As coletas mensais visam a acompanhar alterações ocorridas nas águas superficiais e subterrâneas, em função das estações chuvosa e seca (CRUZ, 2001). As amostras de água foram acondicionadas em garrafas plásticas de 1000 ml e, segundo recomendação de Carvalho (1996), foram adicionadas 2 gotas de tolueno, a fim de minimizar a proliferação de microorganismos. Em seguida foram conduzidas ao laboratório para serem realizadas as análises químicas das variáveis estudadas.

### 3.3. Variáveis Analisadas

A seleção das variáveis foi feita considerando a recomendação de Gordon, McMahon e Finlayson (1994), que recomenda a determinação de condutividade elétrica (CE), pH, temperatura, concentração de metais pesados, íons (amônio, cloreto e sulfato), os

pesticidas, oxigênio dissolvido, nível de nutrientes e de microorganismos patogênicos. Nesta pesquisa foram analisadas as variáveis físico-químicas enumeradas na Tabela 2.

TABELA 2 – Variáveis de avaliação de qualidade de água analisadas

| Variáveis                                    | Unidade                           |
|----------------------------------------------|-----------------------------------|
| PH                                           | -                                 |
| Condutividade elétrica (CEa)                 | dS m <sup>-1</sup>                |
| Cálcio (Ca <sup>+2</sup> )                   | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Magnésio (Mg <sup>+2</sup> )                 | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Sódio (Na <sup>+</sup> )                     | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Potássio (K <sup>+</sup> )                   | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )     | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Cloreto (Cl <sup>-</sup> )                   | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )       | Mg L <sup>-1</sup>                |
| Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )      | Mg L <sup>-1</sup>                |
| Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )     | mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> |
| Relação de adsorção de sódio (RAS)           | -                                 |

As análises físico-químicas foram realizadas no laboratório de solo e água do CNPAT/EMBRAPA, segundo metodologia de Richards (1954). Para o cálculo da relação de adsorção de sódio (RAS) utilizou-se a equação:

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\left( \frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2} \right)^{\frac{1}{2}}} \quad (1)$$

onde:

RAS: relação de adsorção de sódio

Na<sup>+</sup>: concentração de sódio na água, mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>

Ca<sup>2+</sup>: concentração de cálcio na água, mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>

Mg<sup>2+</sup>: concentração de magnésio na água, mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>

### 3.4. Análise das Componentes Principais

O estudo para identificação dos parâmetros mais importantes para a variabilidade da qualidade das águas do rio Trussu, desenvolvido nesta pesquisa, fundamentou-se na aplicação do modelo de estatística multivariada, Análise Fatorial/Análise das Componentes Principais (AF/ACP). O desenvolvimento do referido modelo foi composto por quatro etapas, como segue:

#### 3.4.1. Elaboração da Matriz de Correlação

Inicialmente, foi feita a normalização dos dados para em seguida se trabalhar com a matriz de dados. Um problema encontrado na aplicação de modelos estatísticos multivariados é que estes são dependentes das unidades e escalas em que as variáveis foram medidas (NATHAN; MCMAHON, 1990). Por exemplo, enquanto a condutividade elétrica é expressa em desissimens por metro ( $\text{dS m}^{-1}$ ); o cálcio é determinado em milimol carga por litro ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) e o pH (adimensional). A solução padrão para este problema é a normalização dos dados: média igual a zero ( $\mu = 0$ ) e variância igual a um ( $\sigma = 1$ ). Uma vez que, neste estudo, as variáveis são expressas em unidades e escalas distintas, a matriz dos dados originais foi normalizada pela seguinte relação.

$$X_{sij} = \frac{X_{ij} - \overline{X_i}}{S_i} \quad (2)$$

onde:

$X_{ij}$  : representa o valor observado da  $j$ -ésima e  $i$ -ésima variável;

$\overline{X_i}$  : representa a média da amostra  $X_{ij}$ ;

$S_i$  : representa o desvio padrão da variável  $X_{ij}$  ;

$X_{sij}$  : representa a observação da variável  $j$ -ésima e  $i$ -ésima normalizada.

$i = 1 \dots M$  variáveis (13)

$j = 1 \dots N$  amostragens (16)

Na forma de matriz, tem-se:

$$X_d = X - a' \bar{x} \quad (3)$$

onde:

$X_d$ : matriz da variável corrigida pela (M x N)

$X$ : matriz dos dados na dimensão (N = 16 x M = 13)

$a'$ :  $[a_{11} \ a_{22} \ \dots a_{1M}]$  ; sendo  $a = 1$

$\bar{x} = \frac{a' X}{M}$  que representa a matriz linha contendo a média das N variáveis.

A variância da amostra pode ser calculada para cada variável  $X_d$  como:

$$S_i^2 = \frac{1}{N-1} X_{di}' X_{di} \quad (4)$$

Normalização dos dados:

$$X_s = X_d D^{-1/2} \quad (5)$$

onde:

$D^{-1/2}$ : representa a matriz da variância individual da i-ésima variável, uma matriz diagonal na forma:

$$D^{-1/2} = \begin{bmatrix} \left[ \frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^N X_{1j}^2 / N - 1}} \right] & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \left[ \frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^N X_{2j}^2 / N - 1}} \right] & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \left[ \frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^N X_{3j}^2 / N - 1}} \right] & \dots & 0 & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \dots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & \left[ \frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^N X_{4j}^2 / N - 1}} \right] & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & \left[ \frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^N X_{5j}^2 / N - 1}} \right] & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & \left[ \frac{1}{\sqrt{\sum_{j=1}^N X_{6j}^2 / N - 1}} \right] \end{bmatrix}$$

$$\mathbf{X}_s = \mathbf{X}'_d \mathbf{X}_d \quad (6)$$

onde:

$\mathbf{X}_s$  : matriz dos dados normalizados composta pelos valores  $X_{ij}$  ( $i = M$  e  $j = N$ )

Matriz de Correlação, R

$$R = \frac{1}{M-1} \begin{pmatrix} \frac{-1}{2} & \frac{-1}{2} \\ D & SD \end{pmatrix} \quad (7)$$

onde:

$S = \mathbf{X}_d' \mathbf{X}_d$  representa matriz da soma dos quadrados dos valores corrigidos pela média

Maiores esclarecimentos do referido assunto podem ser encontrados em Dillon e Goldstein (1984). A matriz de correlação foi composta pelas 13 variáveis de qualidade de água analisadas neste estudo. Norusis (1990) mostra que: se as correlações entre as variáveis forem pequenas, é possível que o modelo não se aplique. Após a definição da matriz de correlação, realizou-se inspeção entre as variáveis com o objetivo de se identificar as variáveis mais específicas, visto que a finalidade da ACP é obter “fatores” que ajudem a explicar estas correlações.

Após ser computada a matriz de correlação, desenvolveu-se o teste de adequacidade, para assim, averiguar se o modelo da ACP pode ser aplicado aos dados levantados neste estudo. Para tanto, aplicou-se o teste proposto por Kaiser, Meyer e Olkin (1974), apresentado por NORUSIS (1990).

O teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) é um índice que compara a magnitude de coeficientes de correlação observada e as magnitudes dos coeficientes de correlação parciais, sendo computado pela seguinte equação:

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} \sum a_{ij}^2} \quad (8)$$

onde:

$r_{ij}$  : coeficiente de correlação simples entre a variável  $i$  e  $j$ ;

$a_{ij}$  : coeficiente de correlação parcial entre a variável  $i$  e  $j$ .

Se a soma do quadrado dos coeficientes de correlação parciais entre todos os pares de variáveis for pequena quando comparada à soma dos coeficientes de correlação simples ao quadrado, a medida de KMO será próxima de um. Valores pequenos para KMO indicam que o modelo de análise de fator não deve ser empregado. Os intervalos do teste podem ser vistos na Tabela 3

TABELA 3 – Intervalo de validade do teste KMO, para aplicação do modelo de análise de fator

| Valor de KMO      | Aplicação do modelo |
|-------------------|---------------------|
| $KMO > 0,9$       | Excelente           |
| $0,8 < KMO < 0,9$ | Ótima               |
| $0,7 < KMO < 0,8$ | Boa                 |
| $0,6 < KMO < 0,7$ | Regular             |
| $0,5 < KMO < 0,6$ | Ruim                |
| $KMO < 0,5$       | Inadequada          |

Adaptada por Silveira e Andrade (2002).

Para a escolha das variáveis a compor o índice de qualidade de água (IQA) foi realizada uma análise de sensibilidade, retirando, alternadamente, cada uma das variáveis e avaliando as alterações nos valores das correlações e no teste de adequacidade.

#### 3.4.2. Extração dos Fatores de Cada Componente

O objetivo da extração de fator empregada neste estudo foi determinar os fatores representativos da variabilidade da qualidade da água no vale do Trussu, com o mínimo de perda das informações contidas no total dos dados. Os fatores foram estimados pela ACP. Estas são formadas por combinações lineares das variáveis observadas. A primeira componente principal é a combinação entre as variáveis que respondem pela maior quantidade de variância na amostra. A segunda componente principal responde pela segunda maior variância sem estar correlacionada com a primeira. Componentes sucessivas explicam porções progressivamente menores da variância da amostra total, sem apresentarem correlação com as componentes anteriores (ANDRADE; SILVEIRA; AZEVEDO, 2003).

Segundo (NORUSIS, 1990), o modelo matemático para análise de fator apresenta semelhança com uma equação de regressão múltipla. Cada variável é expressa como uma combinação linear de fatores que não são observados de fato.

O modelo para a i-ésima variável normalizada é escrito através da regressão linear múltipla entre fatores:

$$X_{si} = A_{i1}F_1 + A_{i2}F_2 + \dots + A_{il}F_l + \dots + A_{iL}F_L + \xi \quad (9)$$

onde:

F: fatores comuns, isto é, uma nova variável;

$A_i$ : constantes de ajuste do modelo ( $i = 1, \dots, L$ );

$\xi$ : erro experimental.

L: total de fatores

O modelo assume que os erros experimentais não têm correlação com os fatores comuns. Os fatores são deduzidos das variáveis observadas e podem ser calculados como combinações lineares. É possível que todas as variáveis contribuam para o fator de qualidade da água. No entanto, espera-se que um único subconjunto de variáveis caracterize a qualidade da água, como o indicado pelos grandes coeficientes. Os fatores são obtidos através da combinação linear das variáveis normalizadas observadas como:

$$F_l = \sum_{i=1}^M W_{li} X_{si} = W_{l1} X_1 + W_{lM} X_M \quad (10)$$

onde:

W: coeficiente de contagem de cada fator;

$X_{si}$ : valor de cada variável normalizada,

M: número de variáveis.

### 3.4.3. Extração do Número de Componentes e Comunalidade de Cada Variável

A seleção do número de componentes extraídas neste trabalho seguiu os preceitos apresentados por Norusis (1990), onde se consideram somente componentes com autovalor superior a um. Este critério foi proposto por KAISER (1958 apud NORUSIS, 1990) e fundamenta-se no fato de que qualquer fator deve explicar uma variância superior àquela

apresentada por uma simples variável. A comunalidade expressa a variância referente a cada variável, que pode ser explicada pelos fatores correspondentes desta variável, com valores variando de zero a um. A comunalidade de cada variável foi estimada pela seguinte equação:

$$C_i = \sum_{l=1}^N A_{il}^2 \quad (11)$$

onde:

$A_i$  : variância referente à variável  $X_{ij}$  ;

$C_{il}$  : representa o da comunalidade de cada variável.

Isto significa que  $C_i$  explica a variância contida na variável  $X_{ij}$  que é explicada pelas componentes que compõem o modelo.

#### 3.4.4. Transformação dos Fatores

Mesmo com a matriz das componentes obtidas na fase de extração, onde o resultado descreve a relação entre os fatores e as variáveis individuais, às vezes este resultado é de difícil interpretação dos fatores significantes. Para superar esta limitação efetua-se a rotação da análise de fator, a qual transforma a matriz em uma outra de mais fácil interpretação (DILLON; GOLDSTEIN, 1984).

A rotação não afeta o valor de ajuste de uma solução de fator; ou seja, embora a matriz de fator mude, a comunalidade e percentagem de variância total explicada não são alteradas. A percentagem de variância considerada por cada um dos fatores faz, porém, a mudança.

Entre os dois modelos de rotação (ortogonal e oblíquo), selecionou-se o primeiro, tomando-se por base os trabalhos apresentados por Vega et al. (1998) e Helena et al. (2000), que empregaram a ACP para avaliar a variação temporal e espacial na qualidade de água.

O método Varimax tem por finalidade minimizar a contribuição das variáveis com menor significância no fator (WUNDERLIN et al., 2001). Com o método, as variáveis passam a apresentar pesos próximos a um ou zero, eliminando os valores intermediários, que dificultam a interpretação dos fatores.



### 3.5. Índice de Qualidade de Água (IQA)

O Índice de Qualidade de Água tem como objetivo avaliar as águas quanto a sua condição para o consumo humano e também para irrigação, considerando que, para as comunidades que moram próximas ao rio Trussu, estes são os principais usos a que se destinam estas águas. Este índice utiliza os seis parâmetros considerados mais indicativos da variabilidade da qualidade das águas desta pesquisa, determinados pela análise das componentes principais.

O índice de qualidade de água (IQA) é calculado pelo somatório da qualidade individual de cada parâmetro( $q_i$ ), e o peso deste parâmetro na avaliação da variabilidade total da qualidade da água ( $w_i$ ). O IQA é expresso pela seguinte fórmula:

$$IQA = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (12)$$

onde:

IQA: Índice de qualidade de água, um número adimensional entre 0 e 100;

$q_i$ : qualidade da  $i$ -ésima variável, um número entre 0 e 100, obtida pela Tabela 4, em função de sua concentração ou medida;

$w_i$ : peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade global da qualidade das águas da região, correspondentes ao autovalor.

#### 3.5.1. Valores de Qualidade das Variáveis ( $q_i$ )

Os limites para o enquadramento dos valores da medida de cada parâmetro no seu referido  $q_i$  foram realizados seguindo as recomendações de qualidade de água para o consumo humano do Brasil (1986, 2000). Também foram utilizados os padrões de qualidade de água para irrigação segundo Reichardt (1978) e Ayers e Westcot (1999).

TABELA 4 – Limites das Variáveis utilizadas no IQA para cálculo do  $q_i$ .

| $q_i$    | pH                 | CE<br>(dSm <sup>-1</sup> ) | Na <sup>+</sup><br>(mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) | Cl<br>(mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup><br>(mgL <sup>-1</sup> ) | RAS       |
|----------|--------------------|----------------------------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------|------------------------------------------------------|-----------|
| 80 – 100 | 7,0 – 7,5          | 0,0 – 0,3                  | 0,0 – 2,0                                               | 0,0 – 0,5                                  | 0,0 – 2,5                                            | 0,0 – 1,5 |
| 60 – 80  | 5,5–7,0 ou 7,5–8,5 | 0,3 – 0,5                  | 2,0 – 5,0                                               | 0,5 – 1,5                                  | 2,5 – 5,0                                            | 1,5 – 3,0 |
| 40 – 60  | 4,5-5,5 ou 8,5-9,0 | 0,5 – 0,75                 | 5,0 – 8,5                                               | 1,5 – 3,0                                  | 5,0 – 10,0                                           | 3,0 – 5,0 |
| 20 – 40  | 4,0-4,5 ou 9,0-9,5 | 0,75 – 3,0                 | 8,5 – 9,0                                               | 3,0 – 7,0                                  | 10,0 – 30,0                                          | 5,0 – 8,0 |
| 0 – 20   | < 4,0 ou > 9,5     | > 3,0                      | > 9,0                                                   | > 7,0                                      | > 30,0                                               | > 8,0     |

$$q_i = q_{i\max} - \frac{(X_{ij} - X_{\inf}) * q_{iamp}}{X_{amp}} \quad (13)$$

onde:

$q_i$  max: valor máximo de  $q_i$  para a classe

$X_{ij}$ : valor observado para a célula  $ij$

$X_{\inf}$ : limite inferior da classe a que pertence  $X_{ij}$

$q_i$  amp: amplitude de classe

$X_{amp}$ : amplitude da classe a que pertence  $X_{ij}$

Para o cálculo de  $X_{am}$  da última classe para cada variável, foi considerado como limite superior o maior valor encontrado nas análises físico-químicas das amostras de água para cada variável.

### 3.5.2. Cálculo dos Pesos dos Parâmetros ( $w_i$ )

Para atribuir os pesos ( $w_i$ ) a cada parâmetro de qualidade de água utilizado no IQA, tomaram como base os resultados obtidos na análise das componentes principais. Neste procedimento foram utilizados os autovalores das componentes e a explicabilidade de cada variável pelas respectivas componentes, extraídas da ACP. Inicialmente, calculou-se o somatório de todos os fatores multiplicados pela explicabilidade de cada variável e igualou-se a um. Em seguida foram ponderados os valores de  $w_i$  para cada parâmetro em função de sua explicabilidade por cada componente, de forma que a soma de todos os  $w_i$  seja igual a um, pela seguinte fórmula:

$$w_i = \frac{\sum_{l=1}^L F_l A_l^i}{\sum_{l=1}^L \sum_{i=1}^6 F_l A_i} = \frac{F_1 A_{1l} + F_2 A_{2l}}{\left( \sum_{l=1}^L F_1 A_{1l} \right) + \left( \sum_{l=1}^L F_2 A_{2l} \right)} \quad (14)$$

onde:

$w_i$  : peso do parâmetro para o IQA;

$F$  : autovalor das componentes principais;

$A_i$  : explicabilidade da variável pela componente principal;

$i$  : assumindo valores de 1 a 6 conforme as variáveis físico-químicas selecionadas no modelo;

$l$  : assumindo valores de 1 a  $L$  conforme os parâmetros;

$L$  : número de componentes envolvidas na ACP.

### 3.5.1. Classes de Qualidade de Água Segundo o IQA

A partir do cálculo efetuado, determinou-se a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA em uma escala de 0 a 100, foi classificada, segundo os parâmetros avaliados, para abastecimento público e/ou irrigação, conforme escala a seguir:

91 – 100 qualidade ótima

71 – 90 qualidade boa

51 – 70 qualidade regular

31 – 50 qualidade ruim

0 – 30 qualidade inadequada

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos das avaliações realizadas em campo, laboratório e aplicativo, foram procedentes das coletas de dados das variáveis analisadas e das amostragens durante o período de setembro de 2002 a fevereiro de 2004.

### 4.1. Parâmetros Analisados

Os resultados das análises físico-químicas das variáveis estudadas para as águas coletadas na área de estudo estão presentes nos Apêndices de A a M. As variáveis, sódio, cloreto e RAS foram as que apresentaram maior coeficiente de variação. Já o potássio, o bicarbonato e o pH foram os que apresentaram menores coeficientes de variação. Estes valores representam a totalidade das estações amostradas no rio Trussu, bem como os quatro poços rasos (cacimbões) amostrados. Os coeficientes de variação relativamente altos são indicadores da inconstância dos valores das variáveis em relação ao tempo e ao espaço, influenciando de maneira relevante o índice de qualidade de água. A variabilidade dos valores encontrados para os índices determinados neste estudo expressa a dinâmica da qualidade da água; quer pela constituição do solo da região e/ou das intervenções antrópicas na área. Essa grande variabilidade é esperada (VEGA et al., 1998).

### 4.2. Análise das Componentes Principais

#### 4.2.1. Seleção das Variáveis

A matriz de correlação, utilizando todas as variáveis analisadas neste estudo, pode ser vista na Tabela 5. Através dessa matriz fez-se uma análise preliminar das variáveis representativas da qualidade de água da região. As variáveis mais autocorrelacionadas foram: CE,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^{+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ,  $\text{HCO}_3^{-}$ ,  $\text{Cl}^{-}$ ,  $\text{SO}_4^{-}$ , RAS, que apresentaram correlação acima de 0,4, com oito ou mais variáveis dentre as 13 estudadas. A presença de sedimentos castiços na geologia da bacia pode explicar as altas correlações entre cálcio, magnésio, bicarbonato e sulfato. Já o elevado teor de cloreto e sódio nas águas da região em estudo, não pode ser atribuída à geologia da bacia, tendo em vista que os mesmos não fazem parte da formação

geológica da mesma (COTEC, 1989). Contudo, o elevado teor destes elementos explica as altas correlações entre a condutividade elétrica, cloreto, sódio e RAS. Resultados semelhantes foram encontrados por Helena et al. (2000), ao estudarem a variação temporal da composição das águas do aquífero aluvial do rio Pisuerga, na Espanha. Estes pesquisadores explicaram as correlações encontradas nas águas da região, entre sulfato, cálcio, magnésio e hidrocarbonatos devido à predominância de gesso e carbonatos nos solos da área. Também não encontraram explicação geológica para a presença de sódio e cloreto nas águas estudadas. A presença destes elementos foi justificada por processos não naturais de contaminação por esgotos municipais e depósitos de lixo industrial.

TABELA 5 – Matriz de correlação das águas do vale do Trussu (R)

| Variáveis                                              | pH     | CE     | Ca <sup>+2</sup> | Mg <sup>+2</sup> | Na <sup>+</sup> | K <sup>+</sup> | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> | Cl <sup>-</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> | RAS    |
|--------------------------------------------------------|--------|--------|------------------|------------------|-----------------|----------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|--------|
| Ph                                                     | 1,000  | 0,069  | -0,091           | 0,017            | 0,099           | 0,100          | -0,088                        | 0,257                         | 0,107           | 0,119                        | 0,165                        | 0,070                         | 0,117  |
| CE(dS.m <sup>-1</sup> )                                | 0,069  | 1,000  | 0,710            | 0,850            | 0,960           | -0,562         | 0,725                         | 0,006                         | 0,971           | -0,025                       | -0,024                       | 0,841                         | 0,932  |
| Ca <sup>+2</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> )              | -0,091 | 0,710  | 1,000            | 0,647            | 0,670           | -0,370         | 0,595                         | 0,080                         | 0,687           | -0,265                       | -0,291                       | 0,496                         | 0,603  |
| Mg <sup>+2</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> )              | 0,017  | 0,850  | 0,647            | 1,000            | 0,814           | -0,449         | 0,536                         | -0,014                        | 0,888           | -0,077                       | -0,081                       | 0,735                         | 0,720  |
| Na <sup>+</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> )               | 0,099  | 0,960  | 0,670            | 0,814            | 1,000           | -0,543         | 0,772                         | 0,080                         | 0,935           | -0,016                       | -0,013                       | 0,816                         | 0,982  |
| K <sup>+</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> )                | 0,100  | -0,562 | -0,370           | -0,449           | -0,543          | 1,000          | -0,476                        | -0,051                        | -0,511          | 0,046                        | 0,048                        | -0,508                        | -0,562 |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> ) | -0,088 | 0,725  | 0,595            | 0,536            | 0,772           | -0,476         | 1,000                         | 0,048                         | 0,637           | 0,030                        | -0,002                       | 0,641                         | 0,797  |
| PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (ppm)                    | 0,257  | 0,006  | 0,080            | -0,014           | 0,080           | -0,051         | 0,048                         | 1,000                         | 0,032           | -0,024                       | 0,086                        | 0,087                         | 0,096  |
| Cl <sup>-</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> )               | 0,097  | 0,971  | 0,687            | 0,888            | 0,935           | -0,511         | 0,637                         | 0,032                         | 1,000           | 0,001                        | 0,002                        | 0,846                         | 0,885  |
| NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )     | 0,119  | -0,025 | -0,265           | -0,077           | -0,016          | 0,046          | 0,030                         | -0,024                        | 0,001           | 1,000                        | 0,877                        | 0,029                         | 0,010  |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )     | 0,165  | -0,024 | -0,291           | -0,081           | -0,013          | 0,048          | -0,002                        | 0,083                         | 0,002           | 0,877                        | 1,000                        | 0,075                         | 0,012  |
| SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mmolc.L <sup>-1</sup> ) | 0,070  | 0,841  | 0,496            | 0,735            | 0,816           | -0,508         | 0,641                         | 0,087                         | 0,846           | 0,029                        | 0,075                        | 1,000                         | 0,790  |
| RAS                                                    | 0,117  | 0,932  | 0,603            | 0,720            | 0,982           | -0,562         | 0,797                         | 0,096                         | 0,885           | 0,010                        | 0,012                        | 0,790                         | 1,000  |

Esta técnica foi aplicada para se tentar identificar a importância relativa de cada variável como uma determinante da qualidade de água da região em estudo, sendo obtido um modelo com três componentes que explicavam 77,39% da variabilidade total dos dados (Tabela 6).

TABELA 6 – Variância das componentes principais para a área de estudo

| Componentes | Autovalores iniciais     |                  |                            |
|-------------|--------------------------|------------------|----------------------------|
|             | Autovalor<br>(variância) | Variância<br>(%) | Variância acumulada<br>(%) |
| 1           | 6,780                    | 52,155           | 52,155                     |
| 2           | 2,044                    | 15,725           | 67,880                     |
| 3           | 1,237                    | 9,515            | 77,395                     |

Com o emprego de uma análise sensível foi possível selecionar as variáveis que mais se adequavam para explicar a variabilidade dos dados. As variáveis selecionadas foram a CEa, o  $\text{Na}^+$ , o  $\text{Cl}^-$ , a RAS (que além de representar o  $\text{Ca}^{+2}$  e o  $\text{Mg}^{+2}$ , que foram altamente significativos, são extremamente importantes para avaliar as águas de irrigação), o  $\text{NO}_3^-$  e o pH. As duas últimas variáveis selecionadas, embora apresentando baixa correlação com os demais elementos, na análise sensível elevavam o valor do teste de adequabilidade e aumentavam a explicação da variabilidade dos dados. Através desta análise preliminar ficou bem evidente que as variáveis de maior peso são as relacionadas com os sais dissolvidos na água, e embora com peso bem inferior, os elementos relacionados com a composição orgânica destas águas foram também importantes.

#### 4.2.2. Elaboração da Matriz de Correlação

Através da elaboração da matriz de correlação composta pelas seis variáveis supracitadas, realizou-se uma análise da significância das variáveis eleitas como representativas da qualidade da água em regiões da parte baixa da bacia do rio Trussu. Esta técnica foi aplicada para se tentar identificar a importância relativa de cada variável como uma determinante da variabilidade da qualidade da água na área estudada. Pela Tabela 7, pode-se observar que 50% dos coeficientes de correlação apresentam valores absolutos superiores a 0,6, expressando um bom índice de correlação entre as variáveis de qualidade de água empregadas neste trabalho. Tal fato demonstra que as variáveis estudadas compartilham fatores comuns (NORUSIS, 1990). Todas as variáveis, exceto pH e  $\text{NO}_3^-$ , têm elevada

correlação com mais de uma das variáveis (Tabela 7), demonstrando, assim, uma menor importância das duas variáveis supracitadas na composição dos fatores comuns, e conseqüentemente, no índice de qualidade de água (IQA).

TABELA 7 – Matriz de Correlação das variáveis selecionadas para o IQA

| Variáveis                    | PH    | CE           | Na <sup>+</sup> | Cl <sup>-</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | RAS          |
|------------------------------|-------|--------------|-----------------|-----------------|------------------------------|--------------|
| PH                           | 1,000 | 0,069        | 0,099           | 0,097           | 0,165                        | 0,117        |
| CE                           | 0,069 | 1,000        | <b>0,960</b>    | <b>0,971</b>    | -0,024                       | <b>0,932</b> |
| Na <sup>+</sup>              | 0,099 | <b>0,960</b> | 1,000           | <b>0,935</b>    | -0,013                       | <b>0,982</b> |
| Cl <sup>-</sup>              | 0,097 | <b>0,971</b> | <b>0,935</b>    | 1,000           | 0,002                        | <b>0,885</b> |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | 0,165 | -0,024       | -0,013          | 0,002           | 1,000                        | 0,012        |
| RAS                          | 0,117 | <b>0,932</b> | <b>0,982</b>    | <b>0,885</b>    | 0,012                        | 1,000        |

#### 4.2.3. Extração dos Fatores de Cada Componente

Pelo teste da análise da componente principal (ACP), conforme Tabela 8, um modelo com duas componentes foi adequado para representar os dados empregados para o IQA e explicar aproximadamente 83,44% da variância total. Foi selecionado um modelo composto unicamente por duas componentes, tendo como base os princípios descritos por (NORUSIS, 1990), ou seja, considerar somente aquelas componentes que apresentem um autovalor superior a um. Este critério foi proposto por Kaiser (1958), e fundamenta-se no fato de que qualquer fator deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável.

Para avaliar a adequacidade do modelo proposto, Análise Fatorial (AF/ACP), às variáveis selecionadas previamente aplicou-se o teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que apresentou um índice igual a 0,709 (boa), demonstrando que o modelo pode ser aplicado sem restrições, visto que limitações começam a ocorrer quando  $KMO < 0,5$ , quando o teste passa a ser considerado como inadequado. Os intervalos de classe de validade do teste KMO podem ser observados na Tabela 3.



TABELA 8 – Variância das componentes principais para a área de estudo, com as variáveis selecionadas para o IQA

| Componentes | Autovalores iniciais     |                  |                            |
|-------------|--------------------------|------------------|----------------------------|
|             | Autovalor<br>(variância) | Variância<br>(%) | Variância acumulada<br>(%) |
| 1           | <b>3,846</b>             | <b>64,096</b>    | <b>64,096</b>              |
| 2           | <b>1,160</b>             | <b>19,339</b>    | <b>83,435</b>              |
| 3           | 0,829                    | 13,812           | 97,247                     |
| 4           | 0,133                    | 2,225            | 99,472                     |
| 5           | 0,023                    | 0,384            | 99,856                     |
| 6           | 0,009                    | 0,144            | 100,00                     |

Pela análise da Tabela 8, verifica-se que a primeira e a segunda componente principal explicaram, respectivamente, 64,10% e 19,34% da variância total dos dados, concentrando em duas dimensões, 83,44% das informações antes diluídas em seis dimensões. Resultados semelhantes foram encontrados por Mendiguchia et al. (2004); Toledo e Nicolella (2002) e Silva e Sacomani (2001) trabalhando com águas superficiais.

#### 4.2.4. Extração do Número de Componentes e Comunalidades de Cada Variável

Através dos valores apresentados pelas comunalidades das variáveis, pode-se avaliar como o modelo da AF/ACP descreve as variáveis originais. Na segunda coluna da Tabela 9, pode-se observar os valores da comunalidade de cada variável, bem como, nas terceira e quarta colunas, a matriz do peso atribuído a cada fator. A comunalidade expressa a variância referente a cada variável, que pode ser explicada pelos fatores através da análise da componente principal. Por exemplo, para a variável pH o valor da comunalidade foi determinado por:

$$C_{pH} = (A_1)^2 + (A_2)^2$$

$$C_{pH} = (0,131)^2 + (0,745)^2$$

$$C_{pH} = 0,573$$

TABELA 9 – Comunalidades e componentes do modelo adotado

| Variáveis                    | Comunalidades | A <sub>i</sub> , (eigenvalue) |       |
|------------------------------|---------------|-------------------------------|-------|
|                              |               | 1                             | 2     |
| Na <sup>+</sup>              | 0,981         | 0,990                         | 0,027 |
| RAS                          | 0,942         | 0,971                         | 0,003 |
| CE                           | 0,973         | 0,985                         | 0,055 |
| Cl <sup>-</sup>              | 0,937         | 0,968                         | 0,019 |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | 0,601         | 0,000                         | 0,775 |
| pH                           | 0,573         | 0,131                         | 0,745 |

Isto é, 57% da variância contida no pH foram explicadas pelas duas componentes que compõem o modelo. Pode-se observar, também, que as variáveis que explicam a componente 1 tiveram valores de comunalidade superiores a 0,8. Já as variáveis que explicam a componente 2 apresentaram valores de comunalidade acima de 0,57, para as variáveis pH e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, sugerindo que o modelo aplicado sobre os dados explica melhor a variância das variáveis químicas que dos orgânicos.

As colunas representativas das componentes um e dois na Tabela 9 apresentam os valores dos pesos fatoriais da matriz de correlação, os quais expressam a relação entre fatores e variáveis. Através destes valores, identificaram-se as variáveis que apresentam maiores inter-relações com cada fator. Os valores elevados dos pesos fatoriais sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada fator. No primeiro fator, apenas as variáveis pH e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> apresentaram um peso menor que 0,200, sugerindo que as demais variáveis são significativas na definição da qualidade da água estudada. Já para o segundo fator, as variáveis pH e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> apresentaram peso maior que 0,740, sugerindo serem estas as únicas variáveis significativas nesta componente. Portanto, o modelo aplicado mostrou que para a primeira componente foram significantivas as variáveis relacionadas com os sais dissolvidos na água; enquanto que na segunda, os elementos relacionados com a poluição orgânica apresentaram maior significância. Resultados demonstrando o mesmo comportamento do modelo acima foram encontrados por Melloul e Collin (1992), que estudaram as águas do aquífero Coastal Plain de Israel, trabalhando com as variáveis: cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, sulfato, cloro e nitrato. Haase, Krieger e Possoli (1989), também obtiveram um modelo com duas componentes que explicavam 71,20 % da variância total dos dados de qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Já Mendiguchía et al (2004) obtiveram um modelo com três componentes que explicou 79,1% da variância total das variáveis: cobre, manganês,

sólidos em suspensão, nitrato, nitrito, amônio, fosfato e pH para as águas do rio Guadalquivir, na Espanha

#### 4.2.5. Transformação dos Fatores

Dillon e Goldstein (1984) mostraram que, embora a matriz do peso fatorial indique a inter-relação entre cada fator, muitas vezes ela apresenta dificuldades na identificação das variáveis mais significativas, em decorrência de valores muito próximos entre si. Tal limitação pode ser superada extraindo-se a matriz transformada através da rotação ortogonal. Em estudo da estrutura multivariada da evapotranspiração, pesquisadores como Silveira e Andrade (2002) obtiveram uma matriz de mais fácil interpretação com a aplicação do algoritmo varimax, na elaboração da matriz transformada. Em nosso estudo, a matriz de transformação foi realizada pelo algoritmo Varimax, o qual tem como objetivo principal minimizar o número de variáveis que apresentam um elevado peso no fator, facilitando a interpretação dos dados (VEGA et al., 1998). A matriz decomposta pelos fatores transformados está presente na Tabela 10.

TABELA 10 – Fatores das componentes da matriz transformada pelo algoritmo varimax.

| Variáveis                    | Comunalidades | A <sub>i</sub> , (eigenvalue) |       |
|------------------------------|---------------|-------------------------------|-------|
|                              |               | 1                             | 2     |
| Na <sup>+</sup>              | 0,970         | 0,990                         | 0,027 |
| RAS                          | 0,933         | 0,969                         | 0,057 |
| CE                           | 0,913         | 0,987                         | 0,010 |
| Cl <sup>-</sup>              | 0,846         | 0,967                         | 0,034 |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | 0,604         | 0,043                         | 0,774 |
| pH                           | 0,570         | 0,090                         | 0,751 |

A adoção da matriz transformada não apresentou mudanças significativas em relação à matriz original. Apenas pequenas alterações podem ser observadas na variância atribuída a cada fator. Na referida Tabela, os valores dos pesos dos fatores indicam as variáveis mais significativas em cada fator, assumindo valor absoluto superiores a 0,75, e as menos significativas assumindo valores abaixo de 0,10. Na primeira componente as variáveis que se destacaram continuaram sendo: CE, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, RAS; enquanto que para a segunda componente foram pH e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Resultados semelhantes foram encontrados por Toledo e Nicolella (2002), que adotaram o procedimento “no rotate”, uma vez que os procedimentos de

rotação dos eixos não produziram resultados mais adequados para explicar a variabilidade dos dados.

Conforme o resultado da análise após rotação, foi observada uma pequena melhora na expressão dos valores significativos para as componentes, as quais tornaram os valores mais significativos para interpretação dos dados.

### 4.3. Índice de Qualidade de Água (IQA)

Os resultados alcançados em relação à padronização da qualidade das águas em áreas localizadas na parte baixa da bacia do rio Trussu, permitiram identificar a potencialidade de uso da água para o consumo humano e a irrigação. A qualidade da água, em forma de índice, apresenta a grande vantagem de ser facilmente assimilável pela comunidade, tendo em vista que os resultados são expressos em forma de números adimensionais entre zero (água de qualidade inadequada) e 100 (água de ótima qualidade).

#### 4.3.1. Qualidade Individual das Variáveis ( $q_i$ )

A primeira etapa na elaboração de um IQA consiste na determinação dos valores de  $q_i$ , os quais são obtidos com base nas análises laboratoriais das águas estudadas (Apêndices de A a M), e enquadradas em faixas de tolerância para cada elemento, conforme a Tabela 4. Os valores de  $q_i$  para cada variável físico-química, nas várias amostragens, variando de zero a 100, estão presentes nos (Apêndices N a S). O cálculo do  $q_i$  para cada variável e a cada amostragem foi efetuado com base na fórmula (13), e apresentamos uma demonstração para o valor do sódio na EA01 em set/2002.

$$q_i = 100 - \frac{((Na^+ - 0,0) * (100 - 80))}{2,0 - 0,0}$$

$$q_{Na(EA01-set / 2002)} = 100 - \frac{((0,81 - 0,0) * (100 - 80))}{2,0 - 0,0} = 91,90$$

Os valores de  $q_i$  do sódio nas águas em estudo demonstram uma leve tendência de melhora nos meses de abril, maio e junho de 2003 e janeiro e fevereiro de 2004 (Figura 5). Esta tendência de diluição dos sais proporcionada pelas chuvas será discutida, por ocasião da

análise dos dados de CE, que é uma variável com a qual o sódio apresentou uma alta correlação na análise das componentes principais 0.919 (Tabela 7). Outro fato que fica bem evidente na figura 5 é a maior concentração de sódio nas águas subterrâneas da região, sendo as EA 08 e 09 inadequadas ao consumo humano e irrigação em quase todas as datas amostradas. Resultados semelhantes, demonstrando a alta concentração de sódio nas águas do cristalino semi-árido, já foram encontrados por Silva Júnior, Gheyi e Medeiros (1999) em estudos de concentração de sódio nas águas do cristalino do semi-árido nos Estados da Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará. As diferenças, nos teores de sódio, entre as estações amostrais das águas subterrâneas podem ser atribuídas a manchas de solos diferentes, embora a distância entre estações não seja muito grande. Considerando que a área estudada é um aluvião e este possui mudanças de características abruptas, estas diferenças devem estar ocorrendo em função da geologia de cada área e do nível do lençol freático, tendo em vista que as estações 03 e 04 ficam muito próximas ao leito do rio.

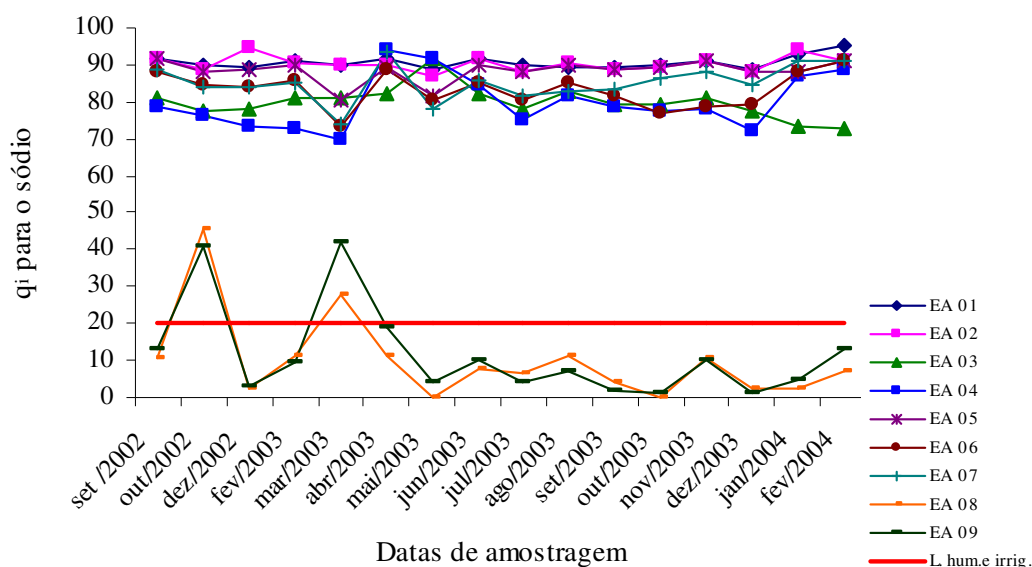


FIGURA 5 – Distribuição dos valores de  $q_i$  para o sódio ao longo do estudo.

A tendência dos valores de  $q_i$  para a RAS durante o período da pesquisa pode ser vista na Figura 6. Por esta figura, podemos constatar que as amostras da EA 08 e 09 apresentam indicadores de baixa qualidade das águas. O emprego destas águas na irrigação resultaria em sérios problemas de sodificação do solo, além dos problemas de impermeabilização dos mesmos. Este processo de impermeabilização é causado pela lixiviação das argilas para as camadas mais profundas, obstruindo os poros do solo (AYERS; WESTCOT, 1999). Pode-se observar, também, pela Figura 6, que as águas superficiais

possuem melhor qualidade que as subterrâneas, uma vez que os valores de  $q_i$  da RAS para as águas superficiais foram superiores. Identifica-se uma leve tendência à redução nos valores da RAS na estação chuvosa, fato que já era esperado; considerando que o sódio apresentou a mesma tendência, como pode ser confirmado na Figura 5, para as estações de amostragem de águas superficiais. O aumento nos valores da RAS ocasionado por evaporação das águas superficiais já foi encontrado por Queiroz, Frischkorn e Santiago (2001) estudando os corpos d'água do município de Tauá-CE. Estes estudiosos, também observaram uma grande dispersão nos valores da RAS para as águas subterrâneas. A estação EA 04 (subterrânea) expressou uma maior sensibilidade do padrão da qualidade das águas em relação à estação chuvosa que a EA 03 (subterrânea). Acredita-se que tal comportamento seja devido à maior proximidade da EA 04 ao leito do rio Trussu, recebendo assim, uma maior influência do fluxo de água do rio durante a estação chuvosa.

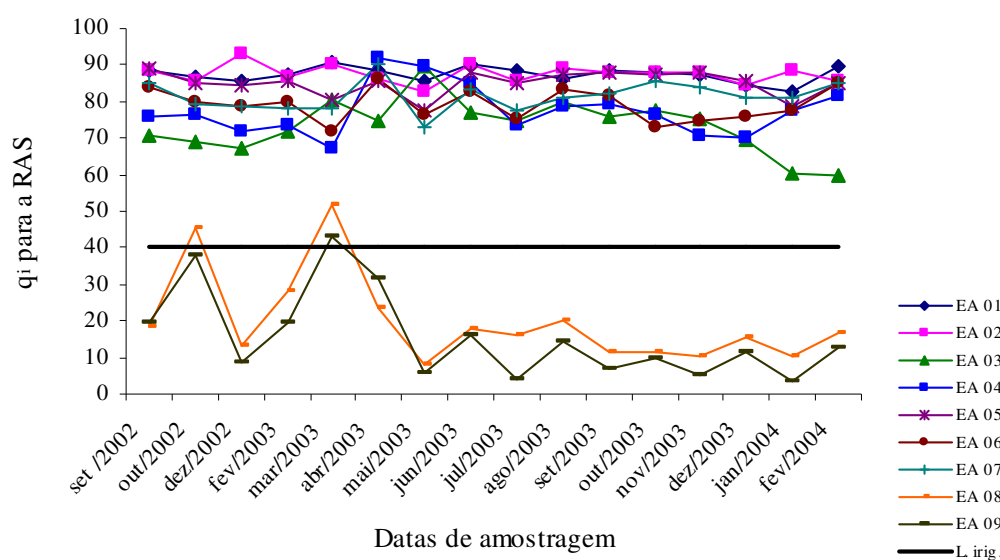


FIGURA 6 – Distribuição dos valores de  $q_i$  para a RAS ao longo do estudo.

Com relação à utilização destas águas para irrigação, podemos dividi-las em dois grupos: águas com baixo risco de sodificação do solo (EA 01 a EA 07) e águas com risco muito alto de sodificação do solo (EA 08 e 09). Dentre o primeiro grupo, ainda se pode observar pela Figura 6 que as estações amostrais de água subterrânea (EA 03 e 04) possuem maior risco de ocasionar problemas de sodificação que as demais. Nota-se, também, que a EA 06, dentre as águas superficiais, é a que possui pior qualidade, quanto a esta variável.

Os valores de  $q_i$  para a condutividade elétrica da água (Figura 7) geraram dois grupos bem diferenciados. O grupo composto pelas EA's 08 e 09 não apresentou águas

adequadas ao consumo humano ao longo do período de estudo, considerando os limites estabelecidos por Brasil (1986). Embora não atinjam o limite de restrição de uso para a irrigação, as águas destas duas estações amostrais foram enquadradas em uma classe com restrição de uso ligeira a moderada (AYERS; WESTCOT, 1999). Ainda com relação à figura 7 pode-se observar que as EA's 03 e 04 (subterrâneas) possuem qualidade inferior às de água superficial, e que a EA 04 possui uma ampla variabilidade de CE ao longo do período estudado. A alta variabilidade na EA 04 talvez esteja associada ao rebaixamento do lençol freático, tendo em vista que nos meses mais secos, em várias amostragens este poço encontrava-se, praticamente, com um volume de água igual a zero. Embora, as águas desta estação, que em 43,75% do período amostrado, não se encontrassem nos limites aceitáveis para o consumo humano, eram destinadas para abastecimento doméstico.

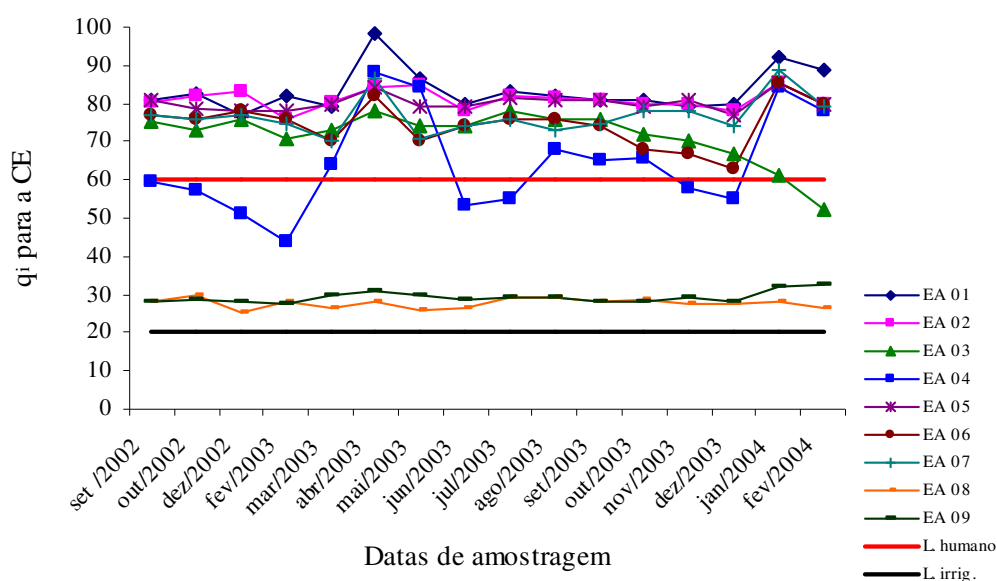


FIGURA 7 – Distribuição dos valores de  $q_i$  para a CE ao longo do estudo.

Ainda através da Figura 7, pode-se observar uma tendência à melhora da qualidade destas águas nos meses de abril e maio de 2003, bem como para janeiro e fevereiro de 2004; meses da estação chuvosa na região. Esta mudança na qualidade das águas, quanto à CE, é devido à diluição dos sais em função das chuvas, que aumentam o nível dos reservatórios e a vazão do rio. Este fato é comum nas regiões mais secas e já foi constatado por Escouto, Juvêncio e Santella (1997); Almeida e Schwarzbold (2003); Cruz et al. (2003). A variação da condutividade elétrica ao longo das estações do ano, também foi constatada por

Silva e Sacomani (2001), que encontraram uma variação nas médias da condutividade das águas do rio Pardo, em Botucatu-SP-Brasil, entre 17,77 e 687,91  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ .

Com exceção das EA 08 e 09, discutidas anteriormente, e de algumas amostras da EA 04, que apresentam restrição moderada ao uso para irrigação, estas águas, no que diz respeito à condutividade elétrica, são adequadas para a irrigação. Podem ser utilizadas no cultivo de plantas sensíveis aos sais, como hortaliças (repolho, pimentão, tomate, abobrinha etc) e algumas fruteiras (laranjeira, videira, bananeira etc), sem necessidade de práticas especiais de controle de salinidade. (AYERS; WESTCOT, 1999).

Através dos dados da Figura 8, pode-se mais uma vez notar a reduzida qualidade das águas das estações amostrais 08 e 09. Em apenas uma das 16 datas de amostragem não foi registrada água de qualidade inferior aos limites tolerados para o consumo humano e irrigação, quanto ao teor de cloreto. Outra estação amostral que também apresentou altos teores de cloreto foi a 04, sendo que esta apenas em junho de 2003 ultrapassou os limites aceitáveis para a irrigação estabelecidos por (AYERS; WESTCOT, 1999).

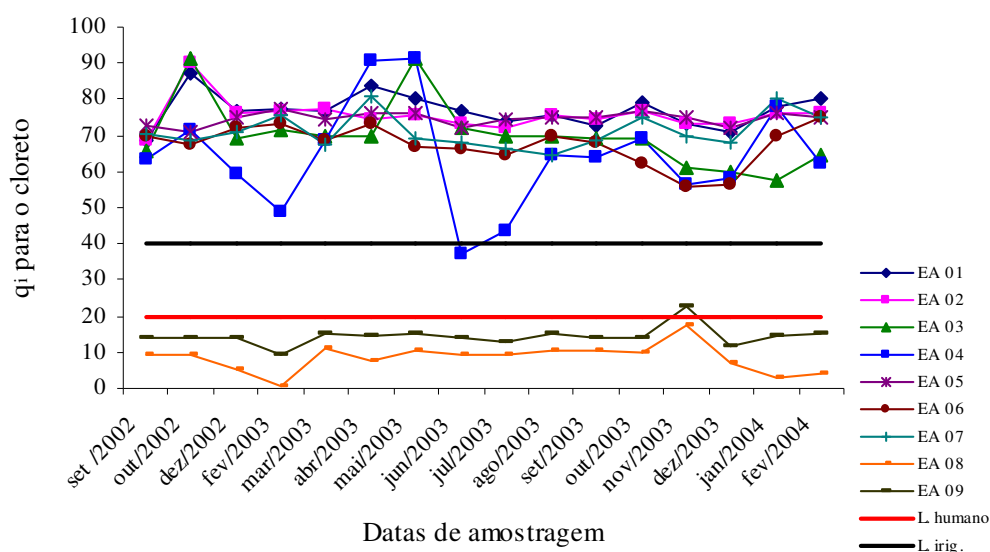


FIGURA 8 – Distribuição dos valores de  $q_i$  para o cloreto ao longo do estudo.

Embora apresentando grande variabilidade nos teores de cloreto, a estação 04 sempre se manteve acima dos limites recomendados para as águas destinadas ao consumo humano, segundo Brasil (2000). As estações amostrais de águas superficiais apresentaram uma pequena variabilidade nos valores de  $q_i$  de cloreto, mas mantiveram a mesma tendência da CE e do sódio, ou seja, uma elevação nos seus valores durante a estação chuvosa. Vale



salientar que estes três elementos fazem parte da mesma componente principal na análise fatorial. As variabilidades de cloreto, sódio e CE, nas águas superficiais, são muito mais relacionadas com situações temporais que espaciais. Este mesmo comportamento foi constatado por Vega et al. (1998), estudando a qualidade das águas do rio Pisuerga, no norte da Espanha, através das técnicas estatísticas da análise das componentes principais e da análise de agrupamento (cluster).

Outra informação importante a ser extraída da Figura 8 é que a estação amostral 06 apresentou as maiores concentrações de cloreto ao longo de todo o tempo de estudo, dentre as estações de amostragem de água superficial. Este fato pode estar sendo motivado pela poluição por detergentes e sabões jogados através de esgotos domésticos no leito do rio ou através dos sabões utilizados para lavar as roupas, atividade muitas vezes realizada diretamente nas águas do rio, pois a EA 06 está localizada logo a jusante do trecho em que o rio passa por duas comunidades. O aumento nos teores de cloreto nas águas de rio, ocasionado por poluição antrópica já foi detectado por Almeida e Schwarzbald (2003).

A Figura 9 apresenta os valores de  $q_i$  para o nitrato. Vale lembrar que a variável nitrato não foi analisada no período de setembro de 2002 a março de 2003, e que estes dados foram estimados pela mediana dos dados das coletas subsequentes. Com base nesta referência inicial podemos observar que os teores deste parâmetro são altamente influenciados pelas chuvas que provocam o arraste, via escoamento superficial, de materiais presentes nas áreas próximas ao rio. Estes materiais são oriundos dos esgotos e poluição doméstica, que são lançados diretamente ao solo, tendo em vista que esta área não possui saneamento; das áreas agrícolas (agricultura e capineiras de pastejo rotativo) que utilizam fertilizantes nitrogenados, e dos dejetos dos animais da pecuária leiteira, que é uma forte atividade desta área. Fontes semelhantes de contaminação por nitrato foram encontradas por Vega et al. (1998), quando estudavam a qualidade das águas do rio Pisuerga, na Espanha.

Outro agravante é que nesta área não são adotadas práticas de conservação de solo e que a vegetação encontra-se fortemente degradada. O solo fica descoberto a maior parte do ano, tornando-se altamente susceptível à erosão. Pode-se observar que, mesmo nos meses em que as águas apresentaram os maiores teores de nitrato (Figura 9), esta variável não compromete a qualidade da água para o consumo humano. Pois, os limites estabelecidos por Brasil (1986), para tal consumo não foram ultrapassados.

Outra análise que se pode fazer na referida figura é que não há diferença visível entre as águas subterrâneas e superficiais quanto às concentrações de nitrato. A recarga do aquífero aluvial é feita rapidamente, pois logo no primeiro mês em que as águas superficiais

apresentaram degradação, ocasionada pelos níveis de nitrato, as águas subterrâneas também já apresentaram degradação semelhante.

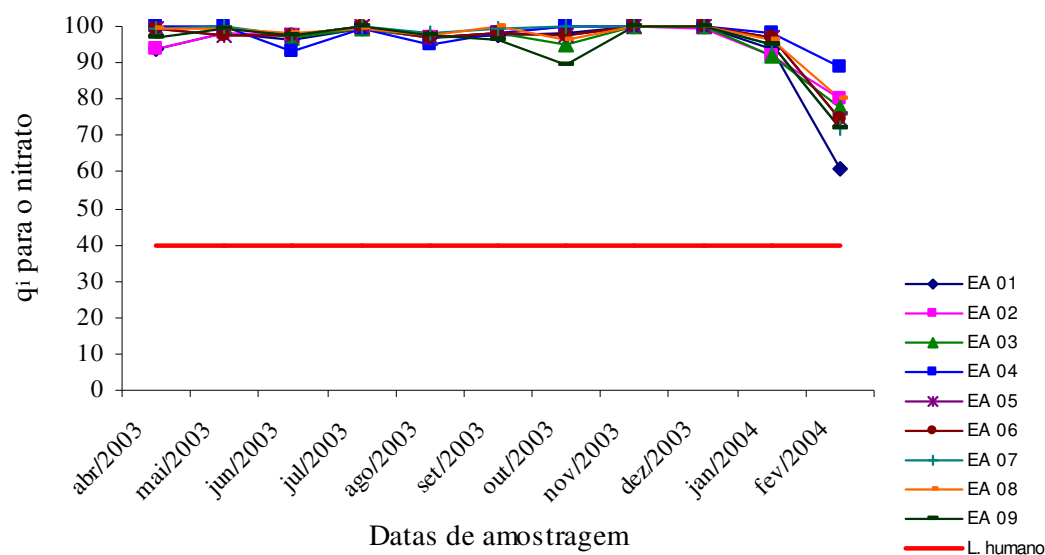


FIGURA 9 – Distribuição dos valores de  $q_i$  para nitrato ao longo do estudo.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que é uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. A maioria dos corpos d'água continentais tem uma variação de pH entre 6 e 8 (ESTEVES, 1988). Observando a Figura 10, pode-se notar que os valores de  $q_i$  do pH apresentaram uma tendência a se manterem dentro de uma faixa entre 70 e 100, que pela Tabela 4, corresponde a valores de 6 a 8 ao longo de todo o tempo de estudo. A variação do pH, nesta pesquisa, não expressou respostas em função das condições climáticas, pois variou dentro desta faixa de amplitude, independente da época do ano. Tal comportamento é uma decorrência natural da estabilidade das variáveis climáticas. As águas estudadas, quanto a esta variável, podem ser utilizadas para a irrigação e consumo humano sem nenhuma restrição, exceto as da EA 08, em janeiro de 2004, e as da EA 09, em fevereiro, julho e dezembro de 2003 e janeiro de 2004.

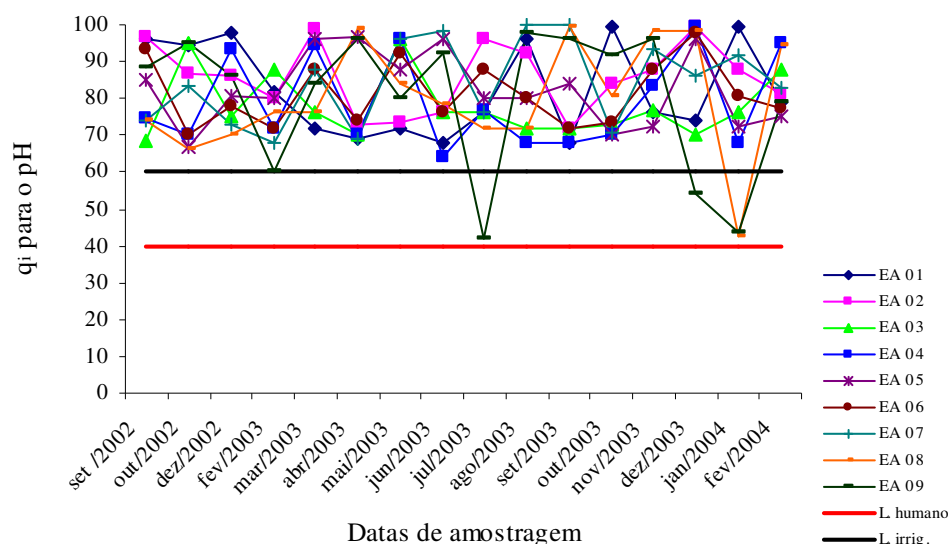


FIGURA 10 – Distribuição dos valores de  $q_i$  para o pH ao longo do estudo.

#### 4.3.2. Determinação dos Valores de Pesos ( $w_i$ )

O segundo passo para o cálculo do índice de qualidade de água (IQA) foi a diferença dos pesos ( $w_i$ ) atribuídos a cada variável, com base nos fatores extraídos na análise das componentes principais. O valor do peso ( $w_i$ ) de cada variável foi ponderado em função do autovalor de cada componente (Tabela 8) associado à explicabilidade de cada variável, em relação às componentes principais extraídas (Tabela 10) (equação 14). A soma dos dois fatores pela explicabilidade das variáveis foi igualada a um, e em seguida foi ponderado o valor de  $w_i$  para cada variável, de forma que a soma de todos  $w_i$  seja igual a um (Tabela 11). Procedimento semelhante foi adotado por Haase, Krieger e Possoli. (1989) ao utilizarem um IQA para avaliar a qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Os sobreditos autores ponderaram os pesos em função apenas da primeira componente principal encontrada na análise das componentes principais.

Como efeito de demonstração, calculou-se o peso para a variável potencial hidrogeniônico (pH), como se segue:

$$w_{pH} = \frac{(F_1 * P_{pH}) + (F_2 * P_{pH})}{\left( \sum_1^6 F_1 * P_i \right) + \left( \sum_1^6 F_2 * P_i \right)}$$

$$w_{pH} = \frac{(3,846 * 0,090) + (1,160 * 0,751)}{(3,846 * (0,090 + 0,987 + 0,990 + 0,967 + 0,043 + 0,969)) + (1,160 * (0,751 + 0,010 + 0,027 + 0,034 + 0,774 + 0,057))}$$

$$w_{pH} = 0,070$$

TABELA 11 – Pesos ( $w_i$ ) para as respectivas variáveis do IQA

| Variáveis                            | Pesos |
|--------------------------------------|-------|
| Sódio ( $\text{Na}^+$ )              | 0,219 |
| Relação de adsorção de sódio (RAS)   | 0,217 |
| Condutividade elétrica da água (CEa) | 0,218 |
| Cloreto ( $\text{Cl}^-$ )            | 0,215 |
| Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )          | 0,061 |
| Potencial de hidrogênio (pH)         | 0,070 |
| Total                                | 1,00  |

A Tabela 11 mostra que os maiores pesos para o IQA foram registrados pelas variáveis relacionadas à concentração salina da água. O sódio é a variável que apresentou maior peso, ficando o índice com alta sensibilidade à variabilidade deste elemento. As variáveis relacionadas à presença de componentes orgânicos na água (pH e  $\text{NO}_3^-$ ) obtiveram pesos bem inferiores aos demais. Com isto o índice apresenta menor sensibilidade à composição orgânica que aos teores de sais destas águas. Este fato ocorre porque, segundo a análise da componente principal, a grande variabilidade da qualidade das águas estudadas é explicada pela componente 1, que está relacionada com os sais presentes nas águas. A componente 2, que concentra o pH e o  $\text{NO}_3^-$ , explica um percentual bem menor da variabilidade dos dados (Tabela 8). Pesquisadores como Melloul e Collin (1998), para enfatizarem a maior influência adversa de nitrato na qualidade da água de beber, quando comparado com o cloreto, atribuíram peso 2 (dois) para o nitrato e 1 (um) para o cloreto. Esses pesquisadores trabalharam com um índice de qualidade de água para a região Sharon em Israel.

#### 4.3.3. Determinação dos Valores de IQA

O cálculo do índice de qualidade de água (IQA) para cada estação foi efetuado com base nos pesos ( $w_i$ ) e nos valores de  $q_i$  para cada variável empregada e utilizando-se a equação (12). Os valores de IQA estão presentes na Tabela 12.

Como exemplo do cálculo, temos para a EA01 em setembro de 2002:

$$IQA = \sum_{i=1}^n q_i w_i$$

$$IQA_{EA01(set / 2002)} = (91,90 * 0,219) + (87,04 * 0,217) + (80,93 * 0,218) + (68,60 * 0,215) + (97,60 * 0,061) + (96,00 * 0,070)$$

$$IQA_{EA01(set / 2002)} = 84,08$$

TABELA 12 - Índice de Qualidade de Água

| Data      | EA01  | EA02  | EA03  | EA04  | EA05  | EA06  | EA07  | EA08  | EA09  | Média | D.Pad. | C. V. |
|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| set /2002 | 84,08 | 84,16 | 76,11 | 73,32 | 84,32 | 82,02 | 81,24 | 36,81 | 39,24 | 71,26 | 19,223 | 26,98 |
| out/2002  | 87,82 | 87,43 | 82,51 | 74,14 | 81,06 | 78,62 | 79,64 | 46,18 | 47,13 | 73,84 | 15,979 | 21,64 |
| dez/2002  | 84,41 | 86,86 | 76,75 | 70,72 | 82,69 | 80,37 | 79,71 | 33,10 | 35,76 | 70,04 | 20,72  | 29,58 |
| fev/2003  | 85,01 | 83,19 | 78,00 | 65,64 | 83,54 | 80,17 | 79,86 | 36,53 | 35,86 | 69,76 | 19,847 | 28,45 |
| mar/2003  | 84,05 | 86,38 | 78,49 | 74,64 | 82,45 | 76,39 | 77,20 | 43,69 | 47,73 | 72,34 | 15,596 | 21,56 |
| abr/2003  | 89,14 | 83,63 | 78,57 | 89,67 | 85,88 | 83,08 | 86,74 | 39,10 | 42,46 | 75,36 | 19,908 | 26,42 |
| mai/2003  | 85,30 | 83,35 | 87,82 | 89,99 | 81,72 | 77,58 | 78,03 | 34,02 | 35,64 | 72,60 | 21,802 | 30,03 |
| jun/2003  | 84,12 | 83,42 | 78,80 | 67,49 | 84,15 | 78,79 | 81,07 | 36,23 | 38,56 | 70,29 | 19,337 | 27,51 |
| jul/2003  | 84,32 | 83,98 | 76,75 | 65,17 | 83,19 | 76,57 | 76,84 | 24,32 | 20,03 | 65,69 | 25,372 | 38,63 |
| ago/2003  | 85,04 | 85,44 | 78,05 | 74,26 | 83,88 | 79,90 | 78,57 | 26,35 | 27,09 | 68,73 | 24,093 | 35,05 |
| set/2003  | 82,71 | 83,20 | 76,35 | 73,19 | 84,06 | 77,42 | 80,34 | 24,77 | 23,61 | 67,30 | 24,693 | 36,69 |
| out/2003  | 86,25 | 84,56 | 75,73 | 73,73 | 83,20 | 71,93 | 81,69 | 22,44 | 23,36 | 66,99 | 25,479 | 38,03 |
| nov/2003  | 83,30 | 84,36 | 73,98 | 69,18 | 83,90 | 72,37 | 82,12 | 27,28 | 27,41 | 67,10 | 23,21  | 34,59 |
| dez/2003  | 81,74 | 83,25 | 70,57 | 68,53 | 82,96 | 72,66 | 78,97 | 24,32 | 21,17 | 64,91 | 24,519 | 37,77 |
| jan/2004  | 87,81 | 86,41 | 65,75 | 81,67 | 82,25 | 81,33 | 86,28 | 18,30 | 20,76 | 67,84 | 28,149 | 41,49 |
| fev/2004  | 86,11 | 82,99 | 64,98 | 79,60 | 81,85 | 82,05 | 81,87 | 23,23 | 25,92 | 67,62 | 25,128 | 37,16 |
| Média     | 85,08 | 84,54 | 76,20 | 74,43 | 83,19 | 78,20 | 80,63 | 31,04 | 31,98 | 69,48 |        |       |
| D. Pad.   | 1,96  | 1,49  | 5,61  | 7,50  | 1,20  | 3,52  | 2,79  | 8,25  | 9,44  |       |        |       |
| C. V.     | 2,31  | 1,76  | 7,36  | 10,08 | 1,44  | 4,50  | 3,47  | 26,57 | 29,53 |       |        |       |

De acordo com a Tabela 12, fica evidente a baixa qualidade da água nas estações 08 e 09, com médias de IQA 31,04 e 31,98, respectivamente. Na maior parte das amostras, as águas destas estações estão enquadradas na classe inadequada e permanecem durante todo o período de estudo com valores menores que 48,00. Outro dado que é importante ressaltar nestas duas estações é o elevado valor do coeficiente de variação do IQA; EA 08 com 26,57% e EA 09 com 29,53%. Estes valores equivalem a três vezes a variabilidade média dos dados, que foi de 9,67%. A elevada variabilidade dos dados nestas duas estações deve estar associada ao rebaixamento do lençol freático, pois nos meses da estação chuvosa houve uma elevação nos valores do IQA; porém, não sendo suficiente para recuperar a qualidade anterior da água. A qualidade das águas destas duas estações mostra-se em declínio constante, havendo a necessidade de um maior controle sobre estas águas e na identificação de um manejo adequado às mesmas. Almeida e Schwarzbald (2003) encontraram variação sazonal na

qualidade das águas do arroio da Cria Montenegro, sendo que a aplicação do IQA indicou piores águas no verão, quando o nível do arroio foi um dos maiores no período amostral.

Com relação às estações de amostragem de água superficial (EA01, EA02, EA05, EA06 e EA07), a variabilidade dos valores de IQA foi muito baixa, pois o maior valor do CV foi observado na estação 06, que foi de apenas 4,50%. Estas águas permaneceram ao longo de todo o período de estudo na classe de boa qualidade, apresentando a menor média de IQA (78,20) para as amostras de água superficial. Observando a Figura 11, nota-se que as estações EA03 e EA04 (águas subterrâneas) mostraram-se mais sensíveis às flutuações da estação chuvosa, expressando uma maior variabilidade espacial durante o período de estudo. A menor qualidade das águas nestes pontos, também é, consequência do sódio, cloreto e CE (Apêndices XIV, XVI e XVII), os quais apresentaram concentrações superiores àquelas registradas nos pontos do rio. Embora as estações 03 e 04 detenham maiores concentrações dos íons supra citados, não chega a ocorrer o comprometimento da qualidade das águas com relação ao consumo humano. Ainda pela Figura 11, constata-se que nas estações de água subterrânea, os valores de IQA são inferiores aos de água superficial, justificando assim uma avaliação separada para os dois tipos de água em estudo. Os altos teores de cloreto e sódio, como também sua maior concentração na época seca, são comuns nos aquíferos do cristalino semi-árido, e estão de acordo com os dados encontrados por Cruz e Melo (1974); Cavalcanti e Borges, (2000).

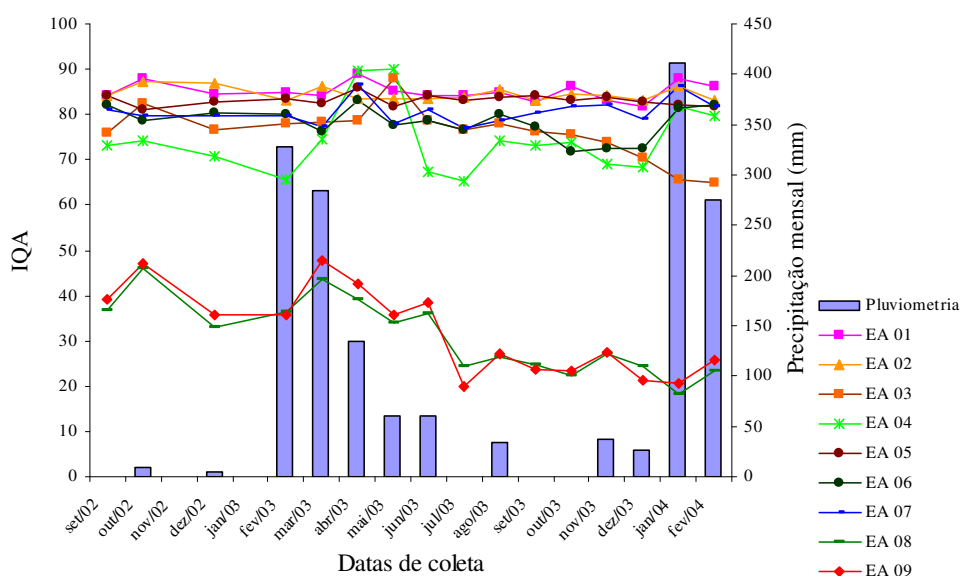


FIGURA 11 – Distribuição dos valores de IQA nos pontos de amostragem no vale do rio Trussu, no período de setembro de 2002 a fevereiro de 2004.

#### 4.3.4. Valores de IQA para Águas Subterrâneas

Na Tabela 13 observa-se a grande diferença entre os valores de IQA das estações 03 e 04 e aqueles das estações 08 e 09. As duas primeiras apresentam médias superiores a 70, enquanto as outras duas, inferiores a 32. Outro fato diferencial é o valor do coeficiente de variação que nas duas primeiras é menor que 10%, e nas duas últimas supera os 25%, ao longo de todas as datas de coleta. Pode-se ainda verificar na referida tabela o aumento nos valores do coeficiente de variação espacial ao longo do período amostrado, chegando a 68 no mês de janeiro de 2004. Acredita-se que tal variabilidade seja uma decorrência da geologia local. Esta grande variabilidade espacial na qualidade das águas do cristalino também foi detectada por Queiroz, Frischkorn e Santiago (2001).

TABELA 13 - Valores do Índice de Qualidade de Água para as águas subterrâneas, nas áreas baixas do vale do Trussu

| <b>Data</b> | <b>EA03</b> | <b>EA04</b> | <b>EA08</b> | <b>EA09</b> | <b>Média</b> | <b>D.Pad.</b> | <b>C. V.</b> |
|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| set/2002    | 76,11       | 73,32       | 36,81       | 39,24       | 56,37        | 21,24         | 37,67        |
| out/2002    | 82,51       | 74,14       | 46,18       | 47,13       | 62,49        | 18,61         | 29,77        |
| dez/2002    | 76,75       | 70,72       | 33,10       | 35,76       | 54,08        | 22,85         | 42,25        |
| fev/2003    | 78,00       | 65,64       | 36,53       | 35,86       | 54,01        | 21,18         | 39,22        |
| mar/2003    | 78,49       | 74,64       | 43,69       | 47,73       | 61,14        | 17,96         | 29,37        |
| abr/2003    | 78,57       | 89,67       | 39,10       | 42,46       | 62,45        | 25,47         | 40,78        |
| mai/2003    | 87,82       | 89,99       | 34,02       | 35,64       | 61,87        | 31,24         | 50,49        |
| jun/2003    | 78,80       | 67,49       | 36,23       | 38,56       | 55,27        | 21,17         | 38,30        |
| jul/2003    | 76,75       | 65,17       | 24,32       | 20,03       | 46,57        | 28,61         | 61,45        |
| ago/2003    | 78,05       | 74,26       | 26,35       | 27,09       | 51,44        | 28,58         | 55,57        |
| set/2003    | 76,35       | 73,19       | 24,77       | 23,61       | 49,48        | 29,24         | 59,09        |
| out/2003    | 75,73       | 73,73       | 22,44       | 23,36       | 48,82        | 29,94         | 61,33        |
| nov/2003    | 73,98       | 69,18       | 27,28       | 27,41       | 49,46        | 25,62         | 51,79        |
| dez/2003    | 70,57       | 68,53       | 24,32       | 21,17       | 46,15        | 27,07         | 58,66        |
| jan/2004    | 65,75       | 81,67       | 18,30       | 20,76       | 46,62        | 31,96         | 68,56        |
| fev/2004    | 64,98       | 79,60       | 23,23       | 25,92       | 48,43        | 28,21         | 58,24        |
| Média       | 76,20       | 74,43       | 31,04       | 31,98       | 53,42        |               |              |
| D. Pad.     | 5,61        | 7,50        | 8,25        | 9,44        |              |               |              |
| C. V.       | 7,36        | 10,08       | 26,57       | 29,53       |              |               |              |

A discrepância entre as EA 03 e 04 com relação às EA 08 e 09 também fica muito evidente na Figura 12. Na referida figura nota-se que os pontos de amostragem 03 e 04, na maior parte do tempo de estudo, apresentam valores de IQA superiores a 60 e, conseqüentemente estas águas são adequadas ao consumo humano. Já os pontos 08 e 09, em nenhuma das amostragens apresentaram um IQA que superasse o valor 50, não sendo, portanto, essas águas, adequadas ao consumo humano.

Com relação a estes dois últimos pontos, pode-se observar que ao longo do tempo há uma tendência decrescente na qualidade destas águas, não havendo recuperação significativa na estação chuvosa. Os fatores limitantes destas águas são os teores de sódio e cloreto. Na maior parte do tempo, a concentração do  $\text{Na}^+$  varia de zero a dez (Apêndice XIV); enquanto que a de cloreto está sempre entre zero e 15 (Apêndice XVII). Estes valores influenciam a CE, que também é limitante, nunca superando o valor 40 (Apêndice XVI), ficando, assim sempre abaixo do limite aceitável ao consumo humano (Tabela 4) (BRASIL, 1986, 2000).

A Figura 12 deixa bem evidente a diferença nos valores de IQA das estações 03 e 04 com relação às de número 08 e 09. Isto pode estar ocorrendo pelo fato de as primeiras serem poços rasos que ficam muito próximos ao leito do rio, a menos de 100 m, e haver uma marcante influência da água superficial na recarga destes poços; já as estações 08 e 09 são poços rasos que estão localizados a mais de 1.000 m da margem do rio. Outro fato que pode justificar esta diferença é que estes poços estão locados em Neossolos. Estes solos, normalmente, são bastante heterogêneos, por terem sido formados através de deposições, e com isto podem apresentar variações abruptas, tanto na distribuição das camadas horizontais como na distribuição espacial. Montenegro et al. (2003) encontraram uma grande variabilidade espacial e temporal nos teores de sais dos poços localizados no aquífero aluvial do Agreste Pernambucano. As águas do aquífero apresentaram dinâmica sazonal de piezometria e de condutividade elétrica.



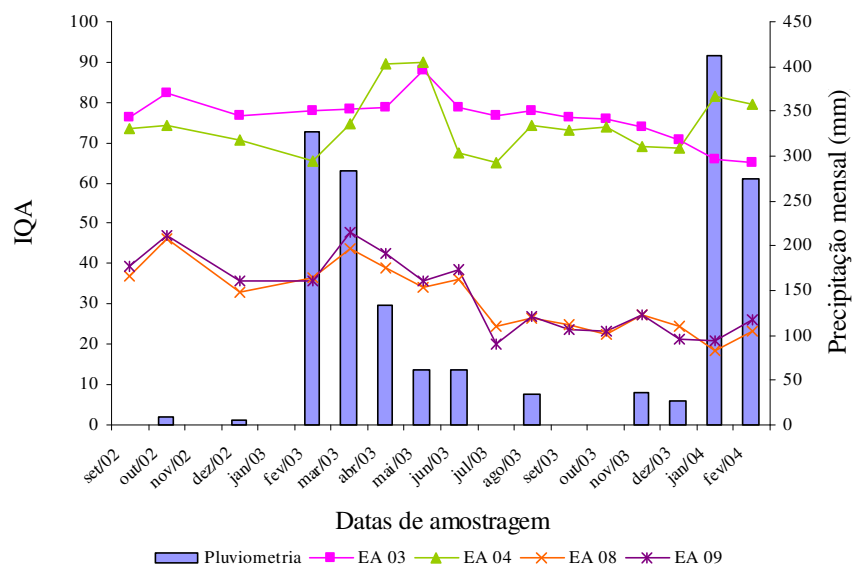


FIGURA 12 –IQA para os poços rasos amostrados no vale do Trussu, durante o período de setembro de 2002 a fevereiro de 2004.

#### 4.3.5. Valores de IQA para Águas Superficiais

Observando os valores da Tabela 14, nota-se uma homogeneidade nos IQA das estações amostrais 01, 02, 05, 06 e 07, quando comparados com os valores da Tabela 13; indicando que as águas superficiais desta região apresentam uma menor variabilidade, tanto espacial como temporal, quando comparadas com as águas subterrâneas analisadas neste estudo. Pela referida tabela, pode-se constatar que os valores de IQA variam entre 72 e 89 (classe de boa qualidade), podendo ser utilizada para o consumo humano ao longo de todo o tempo de estudo, segundo as recomendações de Brasil (1986,2000) no que concerne às variáveis analisadas. Esta diferença entre a qualidade de água subterrânea e superficial também foi constatada por Jonnalagadda e Mhere (2001) no desenvolvimento de IQA para o rio Odzi, no Zimbabwe, empregando as seguintes variáveis: pH, DBO,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , temperatura, sólidos totais suspensos e condutividade. Já Almeiada e Schwarzbald (2003) obtiveram valores de IQA entre 44 e 73 para o arroio da Cria Montenegro-RS, trabalhando com o IQA da NSF; identificando assim, uma água de qualidade inferior.

A concentração dos sais no período seco e a diluição no período das chuvas causam uma conseqüente variação nos valores de IQA, mas esta variação não é suficiente para promover a mudança de classe destas águas ao longo do tempo (Tabela 14). Nota-se, também, que, embora a variabilidade espacial seja superior à temporal, não há alteração nas

classes de água entre as estações amostradas. Esta variação sazonal nos valores do IQA também foi constatada por Bordalo, Nilsimranchit e Chaler (2001), estudando a qualidade das águas do rio Bangpakong, no leste da Tailândia. Os referidos autores adaptaram um IQA para as regiões tropicais e encontraram uma pior qualidade de água na estação seca, pois os mesmos utilizaram variáveis mais relacionadas com a qualidade sanitária das águas. Esta menor qualidade foi atribuída à descarga de esgotos urbanos, industriais e poluição difusa associada às baixas vazões do rio no período seco.

A coleta de melhor qualidade no rio Trussu, segundo o IQA da Tabela 14, foi a realizada no mês de abril de 2003. Esta coleta corresponde ao mês de maiores chuvas do ano de 2003, só ocorrendo maiores pluviosidades no mês de janeiro de 2004 (Figura 13). Os valores de IQA em janeiro de 2004 ficaram próximos ao de abril de 2003, mas um pouco inferiores. Este fato deve-se aos valores de nitrato terem sido mais elevados, reduzindo assim, os valores de  $q_i$  para esta variável nas amostras (Apêndice XVIII). O aumento nos valores de nitrato devem ter sido motivados pelas altas taxas de pluviosidade neste mês e as chuvas de alta intensidade. Fortes chuvas, normalmente, promovem o carreamento de materiais das camadas superficiais do solo como o produto final do processo de erosão, principalmente, pelo fato de a vegetação nativa se encontrar bastante degradada na área.

TABELA 14 - Valores do Índice de Qualidade de Água para as águas do trecho perenizado do rio Trussu

| Data     | EA01  | EA02  | EA05  | EA06  | EA07  | Média | D.Pad. | C. V. |
|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| Set/2002 | 84,08 | 84,16 | 84,32 | 82,02 | 81,24 | 83,16 | 1,43   | 1,72  |
| Out/2002 | 87,82 | 87,43 | 81,06 | 78,62 | 79,64 | 82,91 | 4,39   | 5,29  |
| Dez/2002 | 84,41 | 86,86 | 82,69 | 80,37 | 79,71 | 82,81 | 2,94   | 3,55  |
| Fev/2003 | 85,01 | 83,19 | 83,54 | 80,17 | 79,86 | 82,35 | 2,24   | 2,73  |
| Mar/2003 | 84,05 | 86,38 | 82,45 | 76,39 | 77,20 | 81,29 | 4,35   | 5,35  |
| Abr/2003 | 89,14 | 83,63 | 85,88 | 83,08 | 86,74 | 85,69 | 2,45   | 2,86  |
| Mai/2003 | 85,30 | 83,35 | 81,72 | 77,58 | 78,03 | 81,19 | 3,35   | 4,12  |
| Jun/2003 | 84,12 | 83,42 | 84,15 | 78,79 | 81,07 | 82,31 | 2,34   | 2,84  |
| Jul/2003 | 84,32 | 83,98 | 83,19 | 76,57 | 76,84 | 80,98 | 3,92   | 4,85  |
| Ago/2003 | 85,04 | 85,44 | 83,88 | 79,90 | 78,57 | 82,56 | 3,13   | 3,79  |
| Set/2003 | 82,71 | 83,20 | 84,06 | 77,42 | 80,34 | 81,55 | 2,69   | 3,29  |
| Out/2003 | 86,25 | 84,56 | 83,20 | 71,93 | 81,69 | 81,53 | 5,62   | 6,89  |
| Nov/2003 | 83,30 | 84,36 | 83,90 | 72,37 | 82,12 | 81,21 | 5,02   | 6,18  |
| Dez/2003 | 81,74 | 83,25 | 82,96 | 72,66 | 78,97 | 79,92 | 4,40   | 5,50  |
| Jan/2004 | 87,81 | 86,41 | 82,25 | 81,33 | 86,28 | 84,81 | 2,85   | 3,35  |
| Fev/2004 | 86,11 | 82,99 | 81,85 | 82,05 | 81,87 | 82,97 | 1,82   | 2,19  |
| Média    | 85,08 | 84,54 | 83,19 | 78,20 | 80,63 | 82,33 |        |       |
| D. Pad.  | 1,96  | 1,49  | 1,20  | 3,52  | 2,79  |       |        |       |
| C. V.    | 2,31  | 1,76  | 1,44  | 4,50  | 3,47  |       |        |       |

Os valores de IQA indicam que as piores qualidades ocorreram nos meses do final da estação seca. Nesta época o nível do açude que pereniza o rio se encontrava em uma cota menor, com uma maior concentração dos sais em decorrência do processo de evaporação, tão comum nos açudes do semi-árido (QUEIROZ; FRISCHKORN; SANTIAGO, 2001). Como no cálculo do IQA a maior influência é a composição química da água (Tabela 11), os valores do mesmo caem quando ocorre uma maior concentração dos sais no açude do Trussu. Esta tendência à variação sazonal da qualidade de água de rio também foi encontrada por Bardolo et al. (2001) estudando a qualidade das águas do rio Bangpakong, no leste da Tailândia. Os autores supracitados justificam como uma das causas dos menores valores de IQA na estação seca, a redução da diluição dos parâmetros envolvidos no cálculo do índice em consequência das baixas taxas de vazão do rio. Resultados diferentes foram encontrados por Toledo e Nicolella (2002) nas águas do ribeirão Jardim, em Guairá-SP. Eles observaram uma pequena deterioração na qualidade das águas nos meses de chuva, trabalhando com um índice que utilizava as variáveis: fósforo total, fósforo dissolvido, amônia, nitrato, turbidez, sólidos totais em suspensão, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e clorofila.

De maneira geral, a estação amostral de pior qualidade no rio foi a de número 06, em consequência dos valores de sódio e cloreto (Apêndices XIV e XVII). Esta maior concentração de sais deve estar sendo motivada pela mancha de solo por onde flui o rio neste trecho, tendo em vista que os dois poços amostrados nesta região, EA 08 e 09 apresentam as águas de mais baixo IQA ao longo de todo o tempo de estudo (Tabela 12).

Outro fato que pode estar influenciando os valores de cloreto na área é que, ao longo do curso em estudo, este é o trecho de rio mais habitado. As comunidades ribeirinhas lançam seus esgotos diretamente no leito do rio e, muitas pessoas fazem uso das águas do rio para lavar roupas em seu próprio leito. Com estas características e considerando que a vazão do rio nesta época é muito baixa, a poluição urbana deve estar afetando o teor de cloreto destas águas. Mesquita, Koide e Eid (2003) estudando a influência do uso da terra sobre a qualidade da água da bacia do rio Descoberto, no Distrito Federal, encontraram uma alta correlação entre os níveis de cloreto nas águas da bacia e uso urbano do solo, constatando assim, que o cloreto é um bom indicador de poluição urbana. Resultados semelhantes foram encontrados por Helena et al. (2000) estudando as águas do aquífero do rio Pisuerga, na Espanha. A estação 06 também apresentou o pior valor absoluto de IQA no mês de outubro de 2003 (Tabela 14), devido aos altos teores de sais e nitrato (Apêndices XIV, XVI, XVII e XVIII). Esta data coincide com o final do período sem chuvas (Figura 13).

A estação de melhor qualidade foi a de número 01, ficando com a melhor média. A EA 01 está localizada na saída da galeria de liberação de água pelo açude Roberto Costa “Trussu” para a perenização do rio Trussu. Neste ponto não há a influência direta do escoamento superficial. Os valores de IQA variam muito pouco entre as estações 01, 02 e 05, pois na área compreendida entre elas é praticada apenas agricultura de subsistência e em pequena escala, ficando o restante da área com pastagem ou vegetação nativa, fato que deve justificar a pequena perda de qualidade nas águas do rio entre estes pontos (Figura 13).

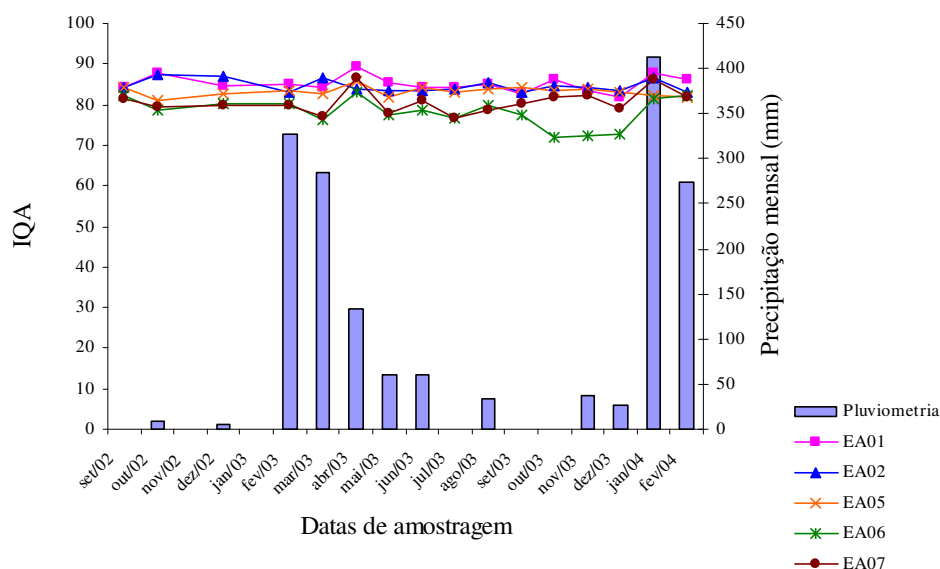


FIGURA 13 –IQA das águas do trecho perenizado do rio Trussu, no período de setembro de 2002 a fevereiro de 2004.

A análise puramente numérica dos valores de IQA permitiu uma classificação escalonada da água, a partir das médias tanto espaciais, quanto temporais (Tabela 15). Com base nesta avaliação foi possível determinar as estações amostrais, bem como a época do ano, de pior e melhor qualidade de água. Quanto à classificação por ordenação de qualidade de água, o índice deixou bem evidente a degradação da qualidade da água ao longo do trecho perenizado, ficando os maiores valores de IQA no primeiro ponto de amostragem e os piores valores nos dois últimos pontos. Só não se pode afirmar, especificamente, se esta degradação é única e exclusivamente devido à influência antrópica ou às características dos solos da área, pois este índice é muito influenciado pelos teores de sais da água, que são os maiores responsáveis pela variabilidade dos dados, e com isto tiveram maior peso na elaboração do IQA.

Almeida e Schwarzbold (2003), trabalhando com o IQA da National Sanitation Foundation (NSF), quando classificou por faixas de IQA as águas do arroio da Cria Montenegro-RS, encontraram uma tendência de todas as estações amostrais estarem na mesma faixa, não evidenciando a degradação destas águas. Os autores consideram que tal comportamento foi decorrência do elevado peso relativo atribuído no IQA às variáveis oxigênio dissolvido e coliformes fecais.

Uma avaliação mais detalhada desta degradação ao longo dos pontos de amostragem, poderia ser mais eficiente se outras variáveis mais relacionadas à qualidade sanitária e resíduos de metais pesados tivessem sido estudadas. Este tipo de estudo fica mais sensível às atividades de uso da área e influências antrópicas na região, evidenciando e caracterizando melhor as zonas mais impactadas. Isto poderia ser feito através da criação de um índice específico ou através da adaptação de índices ambientais já existentes.

Muito tem sido discutido sobre a validade do uso de índices de qualidade ambiental, com argumentações favoráveis e desfavoráveis. Tais índices, no entanto, estão mundialmente consagrados e seu uso é largamente difundido. A aplicação de índices vem tornando as metodologias mais acessíveis, ao facilitar a interpretação e divulgação de resultados e sintetizar características altamente complexas (ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003).

TABELA 15 – Posição das estações de amostragem, de acordo com o valor do IQA, por coleta

| <b>Posição</b> | <b>set/2002</b> | <b>out/2002</b> | <b>Dez/2002</b> | <b>fev/2003</b> | <b>mar/2003</b> | <b>abr/2003</b> | <b>mai/2003</b> | <b>jun/2003</b> |             |
|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------|
| 1°             | P05             | P01             | P02             | P01             | P02             | P01             | P01             | P01             |             |
| 2°             | P02             | P02             | P01             | P05             | P01             | P05             | P02             | P05             |             |
| 3°             | P01             | P05             | P05             | P02             | P05             | P02             | P05             | P02             |             |
| 4°             | P06             | P07             | P06             | P06             | P07             | P07             | P07             | P07             |             |
| 5°             | P07             | P06             | P07             | P07             | P06             | P06             | P06             | P06             |             |
| <b>Posição</b> | <b>jul/2003</b> | <b>ago/2003</b> | <b>Set/2003</b> | <b>out/2003</b> | <b>nov/2003</b> | <b>Dez/2003</b> | <b>jan/2004</b> | <b>fev/2004</b> | <b>Moda</b> |
| 1°             | P01             | P02             | P05             | P01             | P02             | P02             | P01             | P01             | P01         |
| 2°             | P02             | P01             | P02             | P02             | P05             | P05             | P02             | P02             | P02         |
| 3°             | P05             | P05             | P01             | P05             | P01             | P01             | P07             | P06             | P05         |
| 4°             | P07             | P06             | P07             | P07             | P07             | P07             | P05             | P05             | P07         |
| 5°             | P06             | P07             | P06             | P06             | P06             | P06             | P06             | P07             | P06         |

## 5. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho conduziram às seguintes conclusões:

1. A técnica da análise da componente principal proporcionou a redução de 13 variáveis para duas componentes, que explicam 83,44% da variância contida nos dados primários. A primeira componente (contendo 64,10% da variância total) expressa o processo do intemperismo das rochas; podendo ser identificada como uma componente de mineralização das águas no vale do rio Trussu. A segunda componente (19,34% da variância) é alusiva à poluição por contaminação orgânica; indicando uma componente representativa da ação antrópica;
2. O índice de qualidade de água IQA apresentou uma boa adequação para avaliar a qualidade das águas do vale do Trussu;
3. Existe uma grande variabilidade espacial na qualidade das águas subterrâneas do vale do Trussu, apresentando pontos em que a água é inadequada ao consumo humano (estações amostrais 08 e 09);
4. As águas superficiais do vale do Trussu são adequadas ao consumo humano ao longo de todo o período estudado, com um valor do IQA superior a oitenta;
5. A degradação antrópica da qualidade das águas superficiais pode ser claramente observada nas estações amostrais 06 e 07, onde o IQA é inferior às demais estações;
6. A redução da qualidade das águas durante as estações secas é devida à concentração dos sais decorrentes da evaporação e rebaixamento do lençol freático;
7. Uma investigação específica no sentido de quantificar parâmetros sanitários neste corpo d'água é de extrema importância, tendo em vista que parte desta água é utilizada para abastecimento doméstico;
8. Existe uma degradação das águas superficiais ao longo do fluxo do rio, em decorrência da influência antrópica na área, tendo a estação amostral 06 apresentado a pior qualidade durante a maior parte do período estudado.

## 6. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, M. A. 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**, Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 81–97, 2003.

ANDRADE, E. M. de; SILVEIRA, S. S.; AZEVEDO, B. M. Investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração na região centro sul do Ceará pela análise de componentes principais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 39-44, jan./mar. 2003.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Revisado. trad: Gheyi, H. R.; Medeiros, J. F.; Damasceno, F. A. V. Campina Grande: UFPB 1999. 218 p. (Estudos FAO. Irrigação e Drenagem 29)

BECK, W. M. Suggested method for reporting biotic data. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 27, p. 1193-1197, 1955.

BHARGAVA, D. S. Use of a water quality index for river classification and zoning of Ganga river. **Environmental Pollution**, série B. 6, p. 51-67, 1983.

BORDALO, A. A.; NILSIMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. Water quality and uses of the Bangpakong river (eastern Thailand). **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 15, p. 3635-3642, 2001.

BOYER, D. G.; PASQUARELL, G. C. Agricultural land use impacts on bacterial water quality in a karst groundwater aquifer. **Journal of the American Resources association**, v. 35, n. 2, p. 291-300, 1999.

BRASIL (1986). CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986**. Estabelece a classificação das águas do Território Nacional e disciplina o enquadramento dos cursos de água. Brasília, p. 43-53.

BRASIL (2000). Ministério da Saúde. **Portaria nº 1469 de 20 de dezembro de 2000**. Institui as normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília: Gabinete do Ministro da Saúde.

BREKHOVSKIKH, V. F.; VOLKOVA, Z. V.; KOCHARYAN, A. G. **Water Resources**, v. 28, n. 3, p. 278-287, 2001.

BRESSAN, M. C.; BERAQUET, N. J.; LEMOS, A. L. da S. C. Características de qualidade de carne em peito de frango utilizando a análise da componente principal. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência e Tecnologia de Alimentos**. n. 35, 2001.

BROWN, R. M., MCCLELLAND, D. N., DEININGER, R. A., TOZER, R. G. A water quality index do we dare? **Water & Sewage Works**, v. 117, p. 339-343, 1970.

CARVALHO, M. S. B. de S. **Perdas de nitrogênio, potássio, cálcio e magnésio por lixiviação em alguns solos dos Estados do Piauí, Ceará e Rio Grande do Norte, cultivados com cajueiro**. , 1996, 74 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1996.

CAVALCANTI, B. F.; BORGES, G. V. L. Influência da geoquímica e de parâmetros de salinidade nas águas subterrâneas das bacias do rio Espinheiras e do médio Piranhas, PB. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 5, 2000, Natal – RN. **Anais...** Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. Disponível em CD-Rom.

CEARÁ, Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano estadual dos recursos hídricos: Diagnóstico**, v. 1. Fortaleza, 1992, 1471 p.

CEARÁ, Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano estadual dos recursos hídricos**. Estudo de base II. v. 2. Fortaleza, 1992, 1471 p.

CHANG, N. B.; CHEN, H. W.; NING, S. K. Identification of river water quality using the fuzzy synthetic evaluation approach. **Journal Environmental Management**, London, v. 63, p. 293-305, 2001. Disponível em: <<http://www.idealibrary.com>>

CHUTTER, F. M. Na empirical biotic index of the quality of water in south African streams and rivers. **Water Research Press**, v. 6, p. 19-30, 1972.

COELHO, M. E.H. **Uso da análise multicritério no âmbito do vale do Trussu, em Iguatu-CE**. 2001. 84 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) –Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.

COMITESSINOS – COMITÊ DE PRESERVAÇÃO, GERENCIAMENTO E PESQUISA DA BACIA DO RIO DOS SINOS. **Utilização de um índice de qualidade de água no rio dos Sinos**. Porto Alegre: COOMITESSINOS, 1990. 33p.

COTEC, Consultoria Técnica Ltda. **Barragem Trussu. Estudo e avaliação dos impactos ambientais. Tomo I: diagnóstico ambiental**. Fortaleza: PRONI-DNOCS, 1989, 118 p.



COTEC, Consultoria Técnica Ltda. **Relatório técnico sobre o Rio Trussu**, Recife: SUDENE, 1985.

COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environmental Management**, London, v. 21, p. 161-179, 1985.

CRUZ, M. das G. M. da. **Avaliação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas do distrito de irrigação Jaguaribe-Apodi**. 2001. 65 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.

CRUZ, M. G. M.; ANDRADE, E. M.; NESS, R. L. L.; MEIRELES, A. C. M. Caracterização das águas superficiais e subterrâneas do projeto Jaguaribe-Apodi. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 23, n. 1, p. 187-194, jan./abr. 2003.

CRUZ, W. B.; MELO, E. A. C. E. **Estudos geoquímicos preliminares das águas subterrâneas do nordeste do Brasil**. Brasil: SUDENE, 1974. 128 p. (Série Hidrologia 19).

DILLON, W. R.; GOLDSTEIN, M. **Multivariate analysis methods and applications**. New York: John Wiley e Sons, 1984. 587 p.

DIAS, C. A.; OLIVEIRA, D. M.; RIBEIRO, M. L. Avaliação da qualidade das águas superficiais na microbacia do rio Dourados utilizando o índice de qualidade das águas IQA-NSF. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Vídeo Congress. 1 CD.

DUNNETTE, D. A. A geographically variable water quality index used in Oregon. **Journal WPCF**, v. 51, n. 1, p. 53-61, 1979.

DUNTEMAN, G. **Principal components analysis**. London: Sage, 1989.

ELMI, A. A.; MADRAMOOTOO, C.; EGEH, M.; HAMEL, C. Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate pollution from a cropped soil in southwestern Quebec, Canada. **Water, Air, and Soil Pollution**. v. 151, p. 117-134, 2004.

ESCOFIER, B.; PAGES, J. **Analyses factorielles et multiples**. Paris: Dunod, 1990.

ESCOUTO, F. M. B.; JUVÊNCIO, F. J. M.; SANTELLA, S. T. Relação entre a concentração de ferro e salinidade no estuário do Ceará-CE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

RECURSOS HÍDRICOS, 12. Vitória. **Anais...** Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1997. p. 265-270.

ESTEVES, F. de A. **Fundamento de liminologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575 p.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em águas superficial e subterrânea na região de Guairá. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002.

FLECK, M. P. A; BOURDEL, M. C. Métodos de simulação e escolha de fatores na análise dos principais componentes. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 267-272, 1998.

GANBAZO, G.; PESANT, A. R.; BARNETT, G. M.; CHARUEST, J. P.; CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **Journal Environment Quality**, v. 24, p. 420-425, 1995.

GANGOPADHYAY, S.; GUPTA, A.; NACHABE, M. H. Evaluation of ground water monitoring network by principal component analysis. **Ground Water**, v. 39, n. 2 p. 181-191, 2001.

GORDON, N. D.; MCMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L. **Stream Hydrology: An Introduction ecologists** Chichester: John Wiley & Sons Inc., 1994, 526p.

HAASE, J.; KRIEGER, J. A.; POSSOLI, S. Estudo da viabilidade do uso de técnica fatorial como um instrumento na interpretação de qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. **Ciência e Cultura**, v. 41, p. 576-582, 1989.

HEISTER JÚNIOR, R. D. The biotic index as a measure of organic pollution in streams. **American Biology Teacher**, v. 34, p. 79-83, 1972.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNANDEZ J. M.; FERNANDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. **Water Research**, Amsterdam, v. 34, n.3, p. 807-816, 2000

HORTON, R. An index number system for rating water quality. **Journal WPCF**, v. 37, n. 3, p. 300-306, 1965.

HOTTELING, H. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. **Journal Education Psychology**, v. 24, p. 498-520, 1933.

HOUSE, M.; ELLIS, J. B. Water quality indices: an additional management tool? **Progress Water Technol**, Brighton, v. 13, p. 413-423, 1980.

IPLANCE- Fundação Instituto de Planejamento do Ceará. **Atlas do Ceará – solos**. Fortaleza: IPLANCE, 1995, 64 p.

JOLLIFE, I. T. **Principal components analysis**. New York: Springer-Verlag, 1986.

JONNALAGADDA, S.B.; MHERE, G. Water Quwlity of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 10, p. 2371-2376, 2001.

LAKE, I. R.; LOVETT, A. A.; HISCOCK, K. M.; BETSON, M.; FOLEY, A.; SUNNENBERG, GISELA; EVERS, S.; FLETCHER, S. Evaluating factor influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. **Journal of Enviromental Management**, London, v. 68, p. 315-328, 2003.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. A comparison of several water quality indexes. **Journal WPCF**, v. 48, n. 5, p. 954-958, 1976.

LEBART, L.; MORINEAU, A.; WARWICK, K. M. **Multivariate descriptive statistical analysis: correspondence analysis and related techniques for large matrices**. New York: John Wiley e Sons, 1984. 231 p.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods: a primer**. 2ª ed. London: Chapman Hall, 1995. 215 p.

MELLOUT, A. J.; COLLIN, M. A proposed index for aquifer water-quality assessment: the case of Israel's Sharon region. **Journal of Environmental Management**, v. 54, p. 131-142, 1998.

MELLOUL, A.; COLLIN, M. The 'principal components' statistical method as a complementary approach to geochemical methods in water quality factor identification; application to the Coastal Plain aquifer of Israel. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 140, p. 49-73, 1992.

MENDIGUCHÍA, C.; MORENO, C.; GALINDO-RIANO, M. D.; GARCÍA-VARGAS, M. Using chemometric tools to assess antropogenic effects in river water a case study:

Guadalquivir river (Spain). **Analytica Chimica Acta**. Disponível em: <http://www.elsevier.com/locate/aca>. Acesso em: 6 maio 2004.

MESQUITA, J. B.; KOIDE, S.; EID, N. J. Monitoramento em bacias hidrográficas – a qualidade da água como expressão dos usos do solo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais... Curitiba**:Vídeo Congress. 1 CD.

MOTA, S. **Preservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1988. 222p.

NATHAN, R. J.; MCMAHON, T. A. Identification of homogeneous regions for the purposes of regionalization. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 121, p. 217-238, 1990.

MONTENEGRO, S. M. C. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; MACKAY, R.; OLIVEIRA, A. S. C. Dinâmica hidro-salina em aquífero aluvial utilizado para agricultura irrigada familiar em região semi-árida. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 85-92, abr./jun. 2003.

NORUSIS, M. J. **SPSS Base System User's Guide**. Chicago: SPSS Inc, 1990. 520 p.

NORONHA, L. M. S.; PEREIRA, C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Jacarandá utilizando um índice de qualidade de água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais... Curitiba**:Vídeo Congress. 1 CD.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **Philos. Mag.**, v.2, p. 559-572, 1901.

POSSOLI, S. Técnicas de análise multivariada pela avaliação das condições de saúde dos municípios do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 18, p. 288-300, 1984.

PRATI, L.; PAVANELLO, R.; PESARIN, F. Assessment of surface water quality by a single index of pollution. **Water Research Press**, v. 5, p. 741-751, 1971.

PROGERIRH, Plano de Gerenciamento e Integração dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Águas do Ceará**. Fortaleza: SRH, 1995. 36 p.

QUEIROZ, G. H.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M. M. F. Classificação dos corpos d'água: um estudo de caso, Tauá-CE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14, 2001, Aracaju. **Anais... Aracaju**: ABRH. 1 CD.

REBOUÇAS, A. C., A transposição do rio São Francisco sob prisma do desenvolvimento sustentável. In: REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC, 4, 1996, Feira de Santana. **Anais...** Feira de Santana.

REICHARDT, K. **A água na produção agrícola**. Piracicaba: McGraw-Hill, 1978. 119 p.

REISENHOFER, E.; ADAMI, G.; BARBIERE, P. Using chemical and physical parameters to define the quality of karstic freshwaters (Timavo river, north-eastern Italy): a chemometric approach. **Water Research**, Amsterdam, v. 32, n. 4, p. 1193-1203, 1998.

RICHARDS, L. A. (ed.) **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington DC, U. S: Department of Agriculture, 1954. 160 p. (USDA Agricultural Handbook 60).

SHOJI, H.; YAMANOTE, T.; NAKAMURA, T. Factor analysis on stream pollution of the Yodo river system. **Air & Water pollution**, v. 10, p. 291-299, 1966.

SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu- SP-Brasil). **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 6, p. 1609-1616, 2001.

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

SILVEIRA, S. S. **Análise da componente principal como ferramenta para estimar os parâmetros meteorológicos de maior influência para o processo da evapotranspiração no Estado do Ceará**. 2000. 60 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.

SILVEIRA, S. S.; ANDRADE, E. M. Análise de componente principal na investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 22, n. 2, p. 171-177, 2002.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C. ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SMITH, D. G. A better water quality index system for rivers and streams. **Water Research**, Amsterdam, v. 24, n. 10, p. 1237-1244, 1990.

STAMBUK-GILJANOVIC, N. Water quality evaluation by index in Dalmatia, **Water Research**, Amsterdam, v. 33, n. 16, p. 3423-3440, 1999.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, vol.59, n.1, p. 181-186, jan/mar 2002.

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

VIDAL, M.; LÓPEZ, A.; SANTOALLA, M.C.; VALLES, V. Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. **Agricultural Water Management**, v. 45, p. 1-15, 2000.

WUNDERLIN, D. A.; DÍAZ, M del P.; AMÉ, M. V.; PESCE, S. F.; HUED, A. C.; BISTONI, M. de L. A. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba-Argentina). **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 1, p. 2881-2894, 2001.

## APÊNDICES

### APÊNDICE A - Valores de pH das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 7,10 | 7,08 | 6,71 | 6,87 | 7,37 | 7,17 | 7,65 | 6,85 | 7,29 |
| out/02 | 7,14 | 7,33 | 7,12 | 6,76 | 6,67 | 6,76 | 7,42 | 6,66 | 7,12 |
| dez/02 | 7,06 | 7,34 | 6,88 | 7,16 | 7,48 | 7,55 | 7,68 | 6,75 | 7,35 |
| fev/03 | 7,46 | 7,50 | 7,30 | 7,70 | 7,50 | 7,70 | 7,80 | 7,60 | 8,00 |
| mar/03 | 6,80 | 7,03 | 6,90 | 7,14 | 7,09 | 7,30 | 7,30 | 6,90 | 7,40 |
| abr/03 | 6,72 | 6,82 | 6,76 | 6,75 | 7,08 | 6,85 | 6,72 | 7,03 | 7,10 |
| mai/03 | 6,80 | 6,84 | 7,10 | 7,10 | 7,30 | 7,20 | 7,10 | 7,40 | 7,50 |
| jun/03 | 6,70 | 6,90 | 6,90 | 6,60 | 7,10 | 6,90 | 7,04 | 6,96 | 7,20 |
| jul/03 | 6,90 | 7,10 | 6,90 | 6,92 | 7,50 | 7,30 | 6,90 | 7,70 | 6,05 |
| ago/03 | 7,10 | 7,20 | 6,80 | 6,70 | 7,50 | 7,50 | 7,00 | 6,80 | 7,05 |
| set/03 | 6,70 | 6,80 | 6,80 | 6,70 | 7,40 | 6,80 | 7,00 | 7,01 | 7,10 |
| out/03 | 7,02 | 7,40 | 6,83 | 6,76 | 7,74 | 6,84 | 7,73 | 7,48 | 7,21 |
| nov/03 | 6,91 | 7,30 | 6,92 | 7,42 | 6,81 | 7,30 | 7,17 | 7,04 | 7,10 |
| dez/03 | 6,85 | 7,02 | 6,75 | 7,01 | 7,09 | 7,06 | 7,35 | 7,04 | 6,35 |
| jan/04 | 7,02 | 7,30 | 7,60 | 7,80 | 7,69 | 7,49 | 7,21 | 8,44 | 8,41 |
| fev/04 | 6,97 | 7,47 | 7,31 | 7,13 | 7,62 | 7,56 | 7,43 | 7,14 | 7,52 |

APÊNDICE B - Valores da CE ( $\text{dS m}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,29 | 0,29 | 0,35 | 0,51 | 0,29 | 0,33 | 0,33 | 2,11 | 2,07 |
| out/02 | 0,26 | 0,27 | 0,37 | 0,53 | 0,31 | 0,34 | 0,34 | 1,88 | 2,03 |
| dez/02 | 0,33 | 0,25 | 0,34 | 0,61 | 0,32 | 0,32 | 0,33 | 2,43 | 2,11 |
| Fev/03 | 0,27 | 0,34 | 0,39 | 0,70 | 0,32 | 0,34 | 0,35 | 2,10 | 2,14 |
| mar/03 | 0,31 | 0,30 | 0,37 | 0,46 | 0,30 | 0,40 | 0,40 | 2,25 | 1,89 |
| abr/03 | 0,22 | 0,24 | 0,32 | 0,18 | 0,24 | 0,27 | 0,20 | 2,07 | 1,77 |
| mai/03 | 0,20 | 0,23 | 0,36 | 0,24 | 0,31 | 0,40 | 0,39 | 2,37 | 1,91 |
| jun/03 | 0,30 | 0,32 | 0,36 | 0,58 | 0,31 | 0,36 | 0,36 | 2,31 | 2,00 |
| jul/03 | 0,25 | 0,27 | 0,32 | 0,56 | 0,28 | 0,34 | 0,34 | 1,97 | 1,95 |
| ago/03 | 0,27 | 0,28 | 0,34 | 0,42 | 0,29 | 0,34 | 0,37 | 1,96 | 1,94 |
| set/03 | 0,29 | 0,29 | 0,34 | 0,45 | 0,29 | 0,36 | 0,35 | 2,08 | 2,06 |
| out/03 | 0,29 | 0,30 | 0,38 | 0,44 | 0,31 | 0,42 | 0,32 | 2,04 | 2,07 |
| nov/03 | 0,31 | 0,30 | 0,40 | 0,53 | 0,29 | 0,43 | 0,32 | 2,18 | 1,96 |
| dez/03 | 0,30 | 0,32 | 0,43 | 0,56 | 0,33 | 0,47 | 0,36 | 2,18 | 2,12 |
| jan/04 | 0,12 | 0,22 | 0,49 | 0,24 | 0,22 | 0,22 | 0,17 | 2,11 | 1,64 |
| fev/04 | 0,17 | 0,30 | 0,60 | 0,32 | 0,30 | 0,30 | 0,31 | 2,25 | 1,59 |



APÊNDICE C - Valores de  $\text{Ca}^{2+}$  (mmolc  $\text{L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 1,02 | 1,06 | 0,80 | 1,65 | 1,33 | 1,11 | 1,12 | 2,38 | 2,04 |
| out/02 | 1,43 | 1,36 | 1,17 | 2,33 | 1,26 | 1,29 | 1,26 | 2,39 | 2,07 |
| dez/02 | 1,21 | 1,19 | 0,92 | 2,04 | 1,21 | 1,15 | 1,17 | 2,58 | 1,97 |
| fev/03 | 1,09 | 1,16 | 0,86 | 2,08 | 1,10 | 1,06 | 0,93 | 2,47 | 1,85 |
| mar/03 | 1,53 | 1,49 | 1,29 | 1,83 | 1,50 | 1,51 | 1,58 | 2,95 | 2,31 |
| abr/03 | 1,33 | 1,36 | 1,17 | 1,22 | 1,45 | 1,63 | 1,35 | 3,08 | 2,92 |
| mai/03 | 1,68 | 1,58 | 1,67 | 1,65 | 1,79 | 1,79 | 1,81 | 3,28 | 2,28 |
| jun/03 | 2,02 | 2,06 | 1,53 | 2,38 | 1,85 | 1,93 | 1,82 | 3,27 | 2,59 |
| jul/03 | 1,94 | 1,80 | 1,79 | 2,27 | 1,44 | 1,49 | 1,60 | 2,82 | 1,30 |
| ago/03 | 1,57 | 1,77 | 1,77 | 2,19 | 1,46 | 1,84 | 1,97 | 2,85 | 2,64 |
| set/03 | 1,94 | 1,75 | 1,64 | 2,23 | 2,20 | 2,21 | 1,79 | 3,00 | 2,65 |
| out/03 | 1,79 | 1,95 | 1,95 | 2,29 | 1,90 | 1,86 | 1,97 | 3,24 | 2,89 |
| nov/03 | 1,20 | 1,22 | 1,19 | 1,73 | 1,24 | 1,05 | 1,19 | 2,56 | 1,97 |
| dez/03 | 1,26 | 1,32 | 1,21 | 1,80 | 1,38 | 1,37 | 1,30 | 2,11 | 1,82 |
| jan/04 | 0,37 | 0,65 | 1,14 | 0,84 | 0,71 | 0,67 | 0,50 | 2,87 | 2,00 |
| fev/04 | 0,39 | 0,72 | 1,02 | 0,73 | 0,69 | 0,71 | 0,72 | 2,25 | 1,28 |

APÊNDICE D - Valores de  $\text{Mg}^{2+}$  ( $\text{mmolc L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,69 | 0,71 | 0,66 | 1,39 | 0,68 | 0,80 | 0,74 | 3,21 | 2,80 |
| out/02 | 0,76 | 0,70 | 0,85 | 1,79 | 0,99 | 0,84 | 0,83 | 3,39 | 2,96 |
| dez/02 | 0,72 | 0,72 | 0,73 | 1,92 | 0,75 | 0,80 | 0,81 | 4,44 | 3,28 |
| fev/03 | 0,65 | 0,72 | 0,70 | 2,65 | 0,73 | 0,76 | 0,70 | 5,99 | 4,70 |
| mar/03 | 0,82 | 0,73 | 0,72 | 0,37 | 0,59 | 0,87 | 3,23 | 4,64 | 1,32 |
| abr/03 | 0,56 | 0,58 | 0,62 | 0,46 | 0,52 | 0,54 | 0,47 | 3,72 | 1,84 |
| mai/03 | 0,48 | 0,54 | 0,58 | 0,58 | 0,64 | 0,65 | 0,65 | 2,83 | 1,95 |
| jun/03 | 0,62 | 0,64 | 0,65 | 1,35 | 0,73 | 0,68 | 0,67 | 3,58 | 2,42 |
| jul/03 | 0,74 | 0,77 | 0,78 | 1,47 | 0,70 | 0,75 | 0,84 | 3,58 | 2,64 |
| ago/03 | 0,69 | 0,76 | 0,81 | 0,35 | 0,77 | 0,81 | 0,81 | 3,39 | 2,83 |
| set/03 | 0,89 | 1,10 | 1,09 | 1,65 | 0,95 | 1,38 | 1,28 | 2,71 | 2,62 |
| out/03 | 0,73 | 0,73 | 1,14 | 1,33 | 0,77 | 1,16 | 1,07 | 3,97 | 3,27 |
| nov/03 | 0,68 | 0,69 | 0,86 | 0,38 | 0,75 | 1,65 | 0,75 | 0,84 | 0,77 |
| dez/03 | 0,72 | 0,75 | 0,96 | 2,24 | 1,10 | 1,36 | 1,09 | 5,91 | 5,01 |
| jan/04 | 0,19 | 0,35 | 0,91 | 0,42 | 0,38 | 0,36 | 0,24 | 3,06 | 1,55 |
| fev/04 | 0,28 | 0,54 | 1,05 | 0,57 | 0,53 | 0,54 | 0,53 | 4,28 | 1,86 |

APÊNDICE E - Valores de  $\text{Na}^+$  ( $\text{mmolc L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08  | EA09  |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| set/02 | 0,81 | 0,81 | 1,89 | 2,22 | 0,82 | 1,18 | 1,10 | 14,20 | 12,75 |
| out/02 | 1,02 | 1,11 | 2,34 | 2,52 | 1,20 | 1,56 | 1,59 | 7,56  | 8,40  |
| dez/02 | 1,05 | 0,53 | 2,25 | 3,00 | 1,15 | 1,58 | 1,58 | 18,80 | 18,40 |
| fev/03 | 0,87 | 0,96 | 1,88 | 3,04 | 1,02 | 1,44 | 1,48 | 13,92 | 14,72 |
| mar/03 | 0,99 | 1,02 | 1,90 | 3,50 | 1,95 | 2,95 | 2,90 | 8,80  | 8,10  |
| abr/03 | 0,83 | 1,00 | 1,78 | 0,57 | 1,05 | 1,10 | 0,68 | 13,77 | 9,72  |
| mai/03 | 1,13 | 1,32 | 0,84 | 0,84 | 1,83 | 1,97 | 2,27 | 20,13 | 17,82 |
| jun/03 | 0,83 | 0,85 | 1,80 | 1,55 | 1,02 | 1,50 | 1,40 | 16,00 | 14,60 |
| jul/03 | 1,01 | 1,21 | 2,17 | 2,73 | 1,18 | 1,98 | 1,86 | 16,50 | 17,90 |
| ago/03 | 1,08 | 0,94 | 1,71 | 1,81 | 1,00 | 1,45 | 1,69 | 14,03 | 16,10 |
| set/03 | 1,04 | 1,10 | 2,09 | 2,16 | 1,14 | 1,83 | 1,64 | 17,94 | 19,27 |
| out/03 | 1,02 | 1,07 | 2,08 | 2,40 | 1,08 | 2,48 | 1,34 | 20,00 | 19,50 |
| nov/03 | 0,90 | 0,90 | 1,88 | 2,25 | 0,90 | 2,20 | 1,20 | 14,25 | 14,50 |
| dez/03 | 1,15 | 1,20 | 2,38 | 3,20 | 1,20 | 2,12 | 1,55 | 18,75 | 19,50 |
| jan/04 | 0,69 | 0,62 | 3,00 | 1,33 | 1,19 | 1,20 | 0,87 | 18,87 | 17,39 |
| fev/04 | 0,45 | 0,86 | 3,07 | 1,12 | 0,87 | 0,87 | 0,90 | 16,30 | 12,74 |

APÊNDICE F - Valores de  $K^+$  (mmolc L<sup>-1</sup>) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,28 | 0,29 | 0,12 | 0,14 | 0,30 | 0,28 | 0,28 | 0,12 | 0,07 |
| out/02 | 0,06 | 0,06 | 0,02 | 0,03 | 0,06 | 0,06 | 0,05 | 0,02 | 0,01 |
| dez/02 | 0,30 | 0,31 | 0,11 | 0,11 | 0,30 | 0,28 | 0,30 | 0,11 | 0,06 |
| fev/03 | 0,32 | 0,32 | 0,12 | 0,10 | 0,30 | 0,29 | 0,30 | 0,12 | 0,07 |
| mar/03 | 0,30 | 0,28 | 0,11 | 0,13 | 0,28 | 0,27 | 0,27 | 0,12 | 0,06 |
| abr/03 | 0,25 | 0,26 | 0,09 | 0,12 | 0,23 | 0,25 | 0,17 | 0,13 | 0,07 |
| mai/03 | 0,24 | 0,23 | 0,13 | 0,13 | 0,22 | 0,15 | 0,15 | 0,12 | 0,06 |
| jun/03 | 0,26 | 0,27 | 0,00 | 0,24 | 0,26 | 0,23 | 0,25 | 0,12 | 0,06 |
| jul/03 | 0,28 | 0,27 | 0,14 | 0,21 | 0,26 | 0,24 | 0,25 | 0,12 | 0,07 |
| ago/03 | 0,30 | 0,31 | 0,10 | 0,17 | 0,32 | 0,30 | 0,26 | 0,11 | 0,07 |
| set/03 | 0,29 | 0,28 | 0,10 | 0,15 | 0,28 | 0,26 | 0,26 | 0,10 | 0,07 |
| out/03 | 0,30 | 0,30 | 0,11 | 0,14 | 0,30 | 0,25 | 0,29 | 0,11 | 0,07 |
| nov/03 | 0,30 | 0,28 | 0,11 | 0,13 | 0,28 | 0,16 | 0,28 | 0,10 | 0,06 |
| dez/03 | 0,48 | 0,53 | 0,33 | 0,12 | 0,30 | 0,23 | 0,29 | 0,11 | 0,07 |
| jan/04 | 0,16 | 0,23 | 0,11 | 0,14 | 0,22 | 0,23 | 0,15 | 0,13 | 0,07 |
| fev/04 | 0,21 | 0,30 | 0,12 | 0,17 | 0,29 | 0,30 | 0,30 | 0,18 | 0,07 |

APÊNDICE G - Valores de  $\text{HCO}_3^-$  (mmolc  $\text{L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 1,05 | 1,03 | 1,13 | 1,95 | 1,00 | 1,08 | 1,08 | 1,98 | 2,90 |
| out/02 | 1,25 | 1,38 | 1,50 | 2,44 | 1,38 | 1,41 | 1,33 | 2,30 | 3,51 |
| dez/02 | 2,35 | 2,35 | 2,50 | 4,60 | 2,10 | 2,45 | 2,40 | 4,68 | 5,95 |
| fev/03 | 1,20 | 0,46 | 1,16 | 1,44 | 0,55 | 0,60 | 0,49 | 1,65 | 0,35 |
| mar/03 | 1,35 | 2,03 | 2,20 | 2,75 | 2,00 | 2,30 | 2,25 | 3,18 | 3,73 |
| abr/03 | 1,89 | 0,95 | 2,53 | 1,81 | 1,78 | 1,98 | 0,08 | 3,45 | 4,76 |
| mai/03 | 1,95 | 2,10 | 2,04 | 2,04 | 2,24 | 2,46 | 2,50 | 3,44 | 4,68 |
| jun/03 | 1,85 | 2,05 | 2,30 | 2,48 | 2,05 | 2,25 | 2,17 | 4,18 | 5,88 |
| jul/03 | 1,99 | 2,09 | 2,48 | 2,83 | 2,09 | 2,31 | 2,24 | 4,49 | 6,05 |
| ago/03 | 2,09 | 2,09 | 2,41 | 2,81 | 2,09 | 2,29 | 2,45 | 4,10 | 6,21 |
| set/03 | 2,04 | 2,10 | 2,48 | 3,05 | 2,08 | 2,19 | 2,16 | 3,76 | 6,29 |
| out/03 | 1,95 | 2,03 | 2,38 | 2,95 | 1,95 | 2,18 | 2,13 | 4,15 | 6,28 |
| nov/03 | 2,10 | 2,15 | 2,45 | 3,55 | 2,10 | 2,20 | 2,10 | 4,28 | 6,23 |
| dez/03 | 2,08 | 2,13 | 2,38 | 3,55 | 2,25 | 2,23 | 2,40 | 4,15 | 6,35 |
| jan/04 | 0,88 | 1,53 | 3,23 | 1,83 | 1,58 | 1,63 | 1,13 | 3,68 | 4,78 |
| fev/04 | 1,01 | 1,82 | 3,69 | 2,07 | 1,79 | 1,80 | 1,87 | 3,82 | 4,90 |

APÊNDICE H - Valores de  $\text{PO}_4^{2-}$  (ppm) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,40 | 0,38 | 0,40 | 0,38 | 0,38 | 0,37 | 0,40 | 0,37 | 0,37 |
| out/02 | 0,23 | 0,21 | 0,26 | 0,22 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,22 | 0,22 |
| dez/02 | 0,40 | 0,38 | 0,40 | 0,38 | 0,38 | 0,37 | 0,40 | 0,37 | 0,37 |
| fev/03 | 0,40 | 0,38 | 0,36 | 0,38 | 0,38 | 0,37 | 0,40 | 0,20 | 0,30 |
| mar/03 | 0,00 | 0,00 | 0,54 | 0,09 | 0,03 | 0,07 | 0,06 | 0,13 | 0,22 |
| abr/03 | 0,44 | 0,44 | 0,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,47 | 0,39 | 0,38 |
| mai/03 | 0,50 | 0,00 | 0,34 | 0,00 | 0,00 | 0,35 | 0,50 | 0,43 | 0,38 |
| jun/03 | 0,37 | 0,38 | 0,33 | 0,38 | 0,38 | 0,38 | 0,38 | 0,35 | 0,34 |
| jul/03 | 0,38 | 0,38 | 0,65 | 0,38 | 0,38 | 0,37 | 0,38 | 0,35 | 0,35 |
| ago/03 | 0,40 | 0,40 | 0,33 | 0,39 | 0,39 | 0,38 | 0,40 | 0,37 | 0,35 |
| set/03 | 0,45 | 0,45 | 0,44 | 0,43 | 0,43 | 0,43 | 0,43 | 0,39 | 0,37 |
| out/03 | 0,76 | 0,74 | 0,71 | 0,76 | 0,90 | 1,00 | 0,88 | 0,76 | 0,74 |
| nov/03 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| dez/03 | 0,12 | 0,04 | 0,40 | 0,40 | 0,03 | 0,02 | 0,05 | 0,18 | 0,23 |
| jan/04 | 0,53 | 0,84 | 0,98 | 0,44 | 0,75 | 0,89 | 0,90 | 0,73 | 1,07 |
| fev/04 | 0,16 | 0,21 | 0,68 | 0,08 | 0,28 | 0,29 | 0,21 | 0,16 | 0,53 |

APÊNDICE I - Valores de  $\text{Cl}^-$  ( $\text{mmolc L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08  | EA09  |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| set/02 | 1,07 | 1,07 | 1,22 | 1,32 | 0,87 | 1,02 | 0,97 | 14,00 | 11,00 |
| out/02 | 0,33 | 0,25 | 0,23 | 0,93 | 0,95 | 1,13 | 1,08 | 14,00 | 11,00 |
| dez/02 | 0,65 | 0,70 | 1,05 | 1,55 | 0,75 | 0,90 | 0,95 | 16,50 | 11,00 |
| fev/03 | 0,63 | 0,68 | 0,93 | 2,33 | 0,63 | 0,83 | 0,73 | 19,50 | 14,00 |
| mar/03 | 0,67 | 0,62 | 1,02 | 1,07 | 0,77 | 1,07 | 1,12 | 12,70 | 10,35 |
| abr/03 | 0,40 | 0,77 | 1,02 | 0,23 | 0,68 | 0,85 | 0,48 | 15,20 | 10,50 |
| mai/03 | 0,50 | 0,72 | 0,22 | 0,22 | 0,70 | 1,17 | 1,05 | 13,25 | 10,00 |
| jun/03 | 0,65 | 0,85 | 0,90 | 3,50 | 0,90 | 1,20 | 1,10 | 14,00 | 11,00 |
| jul/03 | 0,80 | 0,90 | 1,00 | 2,74 | 0,77 | 1,27 | 1,20 | 14,00 | 11,50 |
| ago/03 | 0,72 | 0,72 | 1,00 | 1,27 | 0,75 | 1,00 | 1,27 | 13,35 | 10,35 |
| set/03 | 0,87 | 0,77 | 1,05 | 1,30 | 0,75 | 1,10 | 1,07 | 13,20 | 11,00 |
| out/03 | 0,55 | 0,65 | 1,05 | 1,05 | 0,65 | 1,40 | 0,75 | 13,50 | 11,00 |
| nov/03 | 0,85 | 0,85 | 1,45 | 1,75 | 0,75 | 1,80 | 1,00 | 8,50  | 6,50  |
| dez/03 | 0,95 | 0,85 | 1,50 | 1,65 | 0,90 | 1,75 | 1,10 | 15,50 | 12,50 |
| jan/04 | 0,60 | 0,70 | 1,70 | 0,60 | 0,70 | 1,00 | 0,50 | 18,00 | 10,50 |
| fev/04 | 0,50 | 0,68 | 1,28 | 1,38 | 0,75 | 0,75 | 0,75 | 17,50 | 10,30 |

APÊNDICE J - Valores de  $\text{NH}_4^+$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| out/02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| dez/02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| fev/03 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| mar/03 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| abr/03 | 0,40 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,10 | 0,10 | 0,20 | 0,10 | 0,40 |
| mai/03 | 1,00 | 0,90 | 0,70 | 0,70 | 0,70 | 0,80 | 1,00 | 0,70 | 0,70 |
| jun/03 | 0,90 | 0,40 | 0,40 | 0,40 | 0,40 | 0,40 | 0,40 | 0,40 | 0,40 |
| jul/03 | 0,10 | 0,10 | 0,20 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 0,00 | 0,20 |
| ago/03 | 0,40 | 0,40 | 0,70 | 0,80 | 0,50 | 0,40 | 0,50 | 0,60 | 0,40 |
| set/03 | 0,01 | 0,10 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,01 | 0,30 | 0,20 |
| out/03 | 0,10 | 0,10 | 0,20 | 0,60 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,20 | 0,10 |
| nov/03 | 0,20 | 0,00 | 0,20 | 0,00 | 0,20 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| dez/03 | 0,20 | 0,10 | 0,30 | 0,40 | 0,10 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,50 |
| jan/04 | 0,60 | 0,80 | 0,40 | 0,60 | 0,40 | 0,50 | 0,40 | 0,30 | 0,60 |
| fev/04 | 4,90 | 4,90 | 4,20 | 5,90 | 5,60 | 4,20 | 3,50 | 4,50 | 4,90 |



APÊNDICE K - Valores de  $\text{NO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,30 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,30 |
| out/02 | 0,30 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,30 |
| dez/02 | 0,30 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,30 |
| fev/03 | 0,30 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,30 |
| mar/03 | 0,30 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,20 | 0,30 | 0,10 | 0,10 | 0,30 |
| abr/03 | 0,80 | 0,80 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 0,40 |
| mai/03 | 0,20 | 0,20 | 0,00 | 0,00 | 0,20 | 0,30 | 0,00 | 0,10 | 0,10 |
| jun/03 | 0,45 | 0,30 | 0,36 | 0,84 | 0,34 | 0,34 | 0,28 | 0,23 | 0,30 |
| jul/03 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,00 |
| ago/03 | 0,40 | 0,40 | 0,40 | 0,60 | 0,40 | 0,40 | 0,20 | 0,30 | 0,30 |
| set/03 | 0,30 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,10 | 0,01 | 0,50 |
| out/03 | 0,20 | 0,01 | 0,60 | 0,01 | 0,10 | 0,30 | 0,01 | 0,50 | 1,30 |
| nov/03 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| dez/03 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| jan/04 | 0,80 | 1,00 | 1,00 | 0,20 | 1,61 | 0,40 | 0,60 | 0,50 | 0,60 |
| fev/04 | 4,90 | 2,50 | 2,80 | 1,40 | 2,50 | 3,20 | 3,50 | 2,50 | 3,50 |

APÊNDICE L - Valores de  $\text{SO}_4^{2-}$  (mmolc  $\text{L}^{-1}$ ) das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08 | EA09 |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| set/02 | 0,06 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,05 | 0,11 | 0,08 | 1,81 | 1,86 |
| out/02 | 0,06 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,05 | 0,11 | 0,08 | 1,81 | 1,86 |
| dez/02 | 0,06 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,05 | 0,11 | 0,08 | 1,81 | 1,86 |
| fev/03 | 0,06 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,05 | 0,11 | 0,08 | 1,81 | 1,86 |
| mar/03 | 0,06 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,05 | 0,11 | 0,08 | 1,81 | 1,86 |
| abr/03 | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 0,04 | 0,32 | 0,07 | 0,06 | 0,57 | 0,68 |
| mai/03 | 0,04 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,05 | 0,07 | 0,06 | 0,07 | 0,75 |
| jun/03 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,10 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 1,87 | 1,98 |
| jul/03 | 0,04 | 0,04 | 0,07 | 0,18 | 0,04 | 0,11 | 0,08 | 1,82 | 2,28 |
| ago/03 | 0,06 | 0,10 | 0,08 | 0,06 | 0,05 | 0,08 | 0,08 | 2,28 | 2,47 |
| set/03 | 0,07 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,05 | 0,10 | 0,05 | 1,85 | 2,10 |
| out/03 | 0,10 | 0,11 | 0,14 | 0,11 | 0,10 | 0,21 | 0,18 | 0,35 | 3,11 |
| nov/03 | 0,04 | 0,31 | 1,30 | 0,17 | 0,04 | 0,15 | 0,11 | 0,32 | 0,35 |
| dez/03 | 0,06 | 0,07 | 0,11 | 0,21 | 0,07 | 0,11 | 0,13 | 1,29 | 1,51 |
| jan/04 | 0,13 | 0,30 | 0,16 | 0,12 | 0,27 | 0,26 | 1,61 | 1,81 | 1,86 |
| fev/04 | 0,17 | 0,36 | 0,16 | 0,16 | 0,17 | 0,18 | 0,22 | 1,88 | 1,77 |

## APÊNDICE M - Valores de RAS das águas do vale do Trussu

| Mês    | EA01 | EA02 | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | EA07 | EA08  | EA09  |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| set/02 | 0,87 | 0,86 | 2,21 | 1,80 | 0,82 | 1,21 | 1,14 | 8,50  | 8,20  |
| out/02 | 0,97 | 1,09 | 2,33 | 1,75 | 1,13 | 1,51 | 1,55 | 4,45  | 5,30  |
| dez/02 | 1,07 | 0,54 | 2,48 | 2,13 | 1,16 | 1,59 | 1,58 | 10,03 | 11,35 |
| fev/03 | 0,93 | 0,99 | 2,13 | 1,98 | 1,07 | 1,51 | 1,64 | 6,77  | 8,13  |
| mar/03 | 0,71 | 0,75 | 1,48 | 2,46 | 1,45 | 2,11 | 1,62 | 3,83  | 4,69  |
| abr/03 | 0,85 | 1,02 | 1,88 | 0,62 | 1,06 | 1,06 | 0,71 | 7,47  | 6,30  |
| mai/03 | 1,09 | 1,28 | 0,79 | 0,80 | 1,66 | 1,78 | 2,05 | 11,52 | 12,25 |
| jun/03 | 0,72 | 0,73 | 1,72 | 1,13 | 0,90 | 1,31 | 1,25 | 8,65  | 9,22  |
| jul/03 | 0,87 | 1,07 | 1,91 | 2,00 | 1,14 | 1,87 | 1,68 | 9,22  | 12,75 |
| ago/03 | 1,02 | 0,84 | 1,51 | 1,61 | 0,95 | 1,26 | 1,43 | 7,94  | 9,74  |
| set/03 | 0,87 | 0,92 | 1,79 | 1,55 | 0,91 | 1,37 | 1,32 | 10,62 | 11,87 |
| out/03 | 0,91 | 0,92 | 1,67 | 1,78 | 0,93 | 2,02 | 1,09 | 10,53 | 11,11 |
| nov/03 | 0,93 | 0,92 | 1,85 | 2,19 | 0,90 | 1,89 | 1,22 | 10,93 | 12,40 |
| dez/03 | 1,15 | 1,18 | 2,28 | 2,25 | 1,08 | 1,81 | 1,42 | 9,37  | 10,55 |
| jan/04 | 1,30 | 0,88 | 2,96 | 1,68 | 1,61 | 1,67 | 1,44 | 10,91 | 13,05 |
| fev/04 | 0,78 | 1,09 | 3,02 | 1,39 | 1,11 | 1,10 | 1,14 | 9,03  | 10,16 |

APÊNDICE N - Valores do  $q_i$  para  $\text{Na}^+$  das águas do vale do Trussu

| Data       | EA01  | EA02  | EA03  | EA04   | EA05  | EA06  | EA07  | EA08  | EA09  |
|------------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Set/2002   | 91,90 | 91,90 | 81,10 | 78,53  | 91,80 | 88,20 | 89,00 | 10,66 | 13,26 |
| Out/2002   | 89,80 | 88,90 | 77,73 | 76,53  | 88,00 | 84,40 | 84,10 | 45,37 | 40,57 |
| Dez/2002   | 89,50 | 94,75 | 78,33 | 73,333 | 88,50 | 84,25 | 84,25 | 2,39  | 3,11  |
| Fev/2003   | 91,30 | 90,40 | 81,20 | 73,07  | 89,80 | 85,60 | 85,20 | 11,16 | 9,72  |
| Mar/2003   | 90,10 | 88,90 | 81,00 | 70,00  | 80,50 | 73,67 | 74,00 | 28,00 | 42,29 |
| Abril/2003 | 91,70 | 90,00 | 82,20 | 94,30  | 89,50 | 89,00 | 93,20 | 11,43 | 18,71 |
| Maio/2003  | 88,70 | 86,80 | 91,60 | 91,60  | 81,70 | 80,30 | 78,20 | 0,00  | 4,15  |
| Jun/2003   | 91,70 | 91,50 | 82,00 | 84,50  | 89,80 | 85,00 | 86,00 | 7,42  | 9,94  |
| Jul/2003   | 89,90 | 87,90 | 78,30 | 75,13  | 88,20 | 80,20 | 81,40 | 6,52  | 4,01  |
| Ago/2003   | 89,20 | 90,60 | 82,90 | 81,90  | 90,00 | 85,50 | 83,10 | 10,96 | 7,24  |
| Set/2003   | 89,60 | 89,00 | 79,40 | 78,93  | 88,60 | 81,70 | 83,60 | 3,94  | 1,55  |
| Out/2003   | 89,80 | 89,30 | 79,47 | 77,33  | 89,20 | 76,80 | 86,60 | 0,23  | 1,13  |
| Nov/2003   | 91,00 | 91,00 | 81,20 | 78,33  | 91,00 | 78,67 | 88,00 | 10,57 | 10,12 |
| Dez/2003   | 88,50 | 88,00 | 77,47 | 72,00  | 88,00 | 79,20 | 84,50 | 2,48  | 1,13  |
| Jan/2004   | 93,10 | 93,80 | 73,33 | 86,70  | 88,10 | 88,00 | 91,30 | 2,26  | 4,92  |
| Fev/2004   | 95,50 | 91,40 | 72,87 | 88,80  | 91,30 | 91,30 | 91,00 | 6,88  | 13,28 |

APÊNDICE O - Valores do  $q_i$  para RAS das águas do vale do Trussu

| Data       | EA01  | EA02  | EA03  | EA04  | EA05  | EA06  | EA07  | EA08  | EA09  |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Set/2002   | 87,40 | 87,25 | 78,52 | 83,87 | 87,95 | 85,15 | 85,50 | 69,94 | 69,40 |
| Out/2002   | 87,13 | 86,17 | 79,72 | 85,26 | 86,25 | 83,87 | 83,57 | 78,43 | 75,64 |
| Dez/2002   | 86,09 | 90,12 | 77,98 | 83,58 | 85,56 | 83,06 | 82,21 | 69,16 | 64,71 |
| Fev/2003   | 86,69 | 86,53 | 79,29 | 84,88 | 85,94 | 83,22 | 82,05 | 75,80 | 71,73 |
| Mar/2003   | 90,48 | 90,13 | 85,69 | 82,44 | 86,11 | 83,59 | 87,30 | 82,77 | 78,01 |
| Abril/2003 | 87,50 | 86,46 | 81,20 | 89,02 | 86,23 | 86,57 | 88,47 | 73,17 | 73,05 |
| Maio/2003  | 86,36 | 85,12 | 88,48 | 88,43 | 83,64 | 83,06 | 81,89 | 65,77 | 61,30 |
| Jun/2003   | 89,43 | 89,42 | 82,87 | 82,84 | 88,14 | 85,71 | 85,86 | 71,18 | 67,81 |
| Jul/2003   | 88,40 | 85,73 | 74,50 | 73,33 | 84,80 | 75,07 | 77,60 | 15,93 | 4,17  |
| Ago/2003   | 86,40 | 88,80 | 78,87 | 78,53 | 87,33 | 83,20 | 80,93 | 20,20 | 14,20 |
| Set/2003   | 88,40 | 87,73 | 76,13 | 79,33 | 87,87 | 81,73 | 82,40 | 11,27 | 7,10  |
| Out/2003   | 87,87 | 87,73 | 77,73 | 76,27 | 87,60 | 73,07 | 85,47 | 11,57 | 9,63  |
| Nov/2003   | 87,60 | 87,73 | 75,33 | 70,80 | 88,00 | 74,80 | 83,73 | 10,23 | 5,33  |
| Dez/2003   | 84,67 | 84,27 | 69,60 | 70,00 | 85,60 | 75,87 | 81,07 | 15,43 | 11,50 |
| Jan/2004   | 82,67 | 88,27 | 60,53 | 77,60 | 78,53 | 77,73 | 80,80 | 10,30 | 3,17  |
| Fev/2004   | 89,60 | 85,47 | 59,80 | 81,47 | 85,20 | 85,83 | 84,80 | 16,57 | 12,80 |

## APÊNDICE P - Valores do qi para CE das águas do vale do Trussu

| Data       | EA01  | EA02  | EA03  | EA04  | EA05  | EA06  | EA07  | EA08  | EA09  |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Set/2002   | 80,93 | 80,60 | 75,30 | 59,44 | 80,73 | 77,00 | 77,00 | 27,91 | 28,27 |
| Out/2002   | 82,47 | 81,80 | 73,20 | 57,44 | 78,80 | 75,90 | 75,60 | 29,98 | 28,62 |
| Dez/2002   | 77,00 | 83,33 | 76,00 | 51,20 | 78,00 | 78,00 | 77,00 | 25,07 | 27,91 |
| Fev/2003   | 82,00 | 76,00 | 71,00 | 44,00 | 78,00 | 76,00 | 75,00 | 28,00 | 27,64 |
| Mar/2003   | 79,00 | 80,50 | 72,80 | 64,30 | 79,80 | 70,00 | 70,20 | 26,67 | 29,90 |
| Abril/2003 | 98,53 | 84,00 | 78,00 | 88,00 | 84,00 | 82,00 | 86,67 | 28,27 | 30,93 |
| Maio/2003  | 86,67 | 84,67 | 74,00 | 84,00 | 79,00 | 70,00 | 71,00 | 25,60 | 29,69 |
| Jun/2003   | 80,00 | 78,00 | 74,00 | 53,60 | 79,00 | 74,00 | 74,00 | 26,13 | 28,89 |
| Jul/2003   | 83,33 | 82,00 | 78,00 | 55,20 | 81,33 | 76,00 | 76,00 | 29,16 | 29,33 |
| Ago/2003   | 82,00 | 81,33 | 76,00 | 68,00 | 80,67 | 76,00 | 73,00 | 29,24 | 29,42 |
| Set/2003   | 80,67 | 80,67 | 76,00 | 65,00 | 80,67 | 74,00 | 75,00 | 28,18 | 28,36 |
| Out/2003   | 80,67 | 80,00 | 72,00 | 66,00 | 79,00 | 68,00 | 78,00 | 28,53 | 28,27 |
| Nov/2003   | 79,00 | 80,00 | 70,00 | 57,60 | 80,67 | 67,00 | 78,00 | 27,29 | 29,24 |
| Dez/2003   | 80,00 | 78,00 | 67,00 | 55,20 | 77,00 | 63,00 | 74,00 | 27,29 | 27,82 |
| Jan/2004   | 92,00 | 85,33 | 61,00 | 84,00 | 85,33 | 85,33 | 88,67 | 27,91 | 32,09 |
| Fev/2004   | 88,67 | 80,00 | 52,00 | 78,00 | 80,00 | 80,00 | 79,00 | 26,67 | 32,53 |

APÊNDICE Q - Valores do  $q_i$  para Cloretos das águas do vale do Trussu

| Data/Ponto | EA01  | EA02  | EA03  | EA04  | EA05  | EA06  | EA07  | EA08  | EA09  |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Set/2002   | 68,60 | 68,60 | 65,60 | 63,60 | 72,60 | 69,60 | 70,60 | 57,73 | 62,60 |
| Out/2002   | 87,00 | 90,00 | 91,00 | 71,50 | 71,00 | 67,50 | 68,50 | 30,00 | 31,25 |
| Dez/2002   | 77,00 | 76,00 | 69,00 | 59,33 | 75,00 | 72,00 | 71,00 | 5,38  | 67,00 |
| Fev/2003   | 77,50 | 76,50 | 71,50 | 49,00 | 77,50 | 73,50 | 75,50 | 0,77  | 9,23  |
| Mar/2003   | 76,60 | 77,60 | 69,60 | 68,60 | 74,60 | 68,60 | 67,60 | 11,23 | 14,85 |
| Abril/2003 | 84,00 | 74,60 | 69,60 | 90,80 | 76,40 | 73,00 | 80,80 | 7,38  | 14,62 |
| Maio/2003  | 80,00 | 75,60 | 91,20 | 91,20 | 76,00 | 66,60 | 69,00 | 10,38 | 15,38 |
| Jun/2003   | 77,00 | 73,00 | 72,00 | 37,50 | 72,00 | 66,00 | 68,00 | 9,23  | 13,85 |
| Jul/2003   | 74,00 | 72,00 | 70,00 | 43,47 | 74,60 | 64,60 | 66,00 | 9,23  | 13,08 |
| Ago/2003   | 75,60 | 75,60 | 70,00 | 64,60 | 75,00 | 70,00 | 64,60 | 10,23 | 14,85 |
| Set/2003   | 72,60 | 74,60 | 69,00 | 64,00 | 75,00 | 68,00 | 68,60 | 10,46 | 13,85 |
| Out/2003   | 79,00 | 77,00 | 69,00 | 69,00 | 77,00 | 62,00 | 75,00 | 63,00 | 13,85 |
| Nov/2003   | 73,00 | 73,00 | 61,00 | 56,67 | 75,00 | 56,00 | 70,00 | 17,69 | 22,50 |
| Dez/2003   | 71,00 | 73,00 | 60,00 | 58,00 | 72,00 | 56,67 | 68,00 | 6,92  | 11,54 |
| Jan/2004   | 78,00 | 76,00 | 57,33 | 78,00 | 76,00 | 70,00 | 80,00 | 3,08  | 14,62 |
| Fev/2004   | 80,00 | 76,40 | 64,40 | 62,40 | 75,00 | 75,00 | 75,00 | 3,85  | 14,82 |

APÊNDICE R - Valores do  $q_i$  para  $\text{NO}_3^-$  das águas do vale do Trussu

| Data/Ponto | EA01   | EA02   | EA03   | EA04   | EA05   | EA06   | EA07   | EA08   | EA09   |
|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Set/2002   | 97,60  | 98,40  | 98,40  | 99,20  | 97,60  | 97,60  | 99,20  | 99,20  | 97,60  |
| Out/2002   | 97,60  | 98,40  | 98,40  | 99,20  | 97,60  | 97,60  | 99,20  | 99,20  | 97,60  |
| Dez/2002   | 97,60  | 98,40  | 98,40  | 99,20  | 97,60  | 97,60  | 99,20  | 99,20  | 97,60  |
| Fev/2003   | 97,60  | 98,40  | 98,40  | 99,20  | 97,60  | 97,60  | 99,20  | 99,20  | 97,60  |
| Mar/2003   | 97,60  | 98,40  | 98,40  | 99,20  | 97,60  | 97,60  | 99,20  | 99,20  | 97,60  |
| Abril/2003 | 93,60  | 93,60  | 99,20  | 100,00 | 99,20  | 99,20  | 99,20  | 99,20  | 96,80  |
| Maio/2003  | 98,40  | 98,40  | 100,00 | 100,00 | 97,60  | 97,60  | 100,00 | 99,20  | 99,20  |
| Jun/2003   | 98,40  | 97,60  | 97,12  | 93,28  | 97,28  | 97,28  | 97,76  | 98,16  | 97,60  |
| Jul/2003   | 99,20  | 99,20  | 99,20  | 99,20  | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 99,20  | 100,00 |
| Ago/2003   | 96,80  | 96,80  | 96,80  | 95,20  | 96,80  | 96,80  | 98,40  | 97,60  | 97,60  |
| Set/2003   | 97,60  | 98,40  | 98,40  | 98,40  | 98,40  | 98,40  | 99,20  | 99,92  | 96,00  |
| Out/2003   | 98,40  | 99,92  | 95,20  | 99,92  | 97,60  | 97,60  | 99,92  | 96,00  | 89,60  |
| Nov/2003   | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |
| Dez/2003   | 100,00 | 99,20  | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |
| Jan/2004   | 93,60  | 92,00  | 92,00  | 98,40  | 96,80  | 96,80  | 95,20  | 96,00  | 95,20  |
| Fev/2004   | 60,80  | 80,00  | 77,60  | 88,80  | 74,40  | 74,40  | 72,00  | 80,00  | 72,00  |



## APÊNDICE S - Valores do qi para pH das águas do vale do Trussu

| Data       | EA01  | EA02  | EA03  | EA04  | EA05  | EA06  | EA07   | EA08  | EA09  |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|
| Set/2002   | 96,00 | 96,80 | 68,40 | 74,80 | 85,20 | 93,20 | 74,00  | 74,00 | 88,40 |
| Out/2002   | 94,40 | 86,80 | 95,20 | 70,40 | 66,80 | 70,40 | 83,20  | 66,40 | 95,20 |
| Dez/2002   | 97,60 | 86,40 | 75,20 | 93,60 | 80,80 | 78,00 | 72,80  | 70,00 | 86,00 |
| Fev/2003   | 81,60 | 80,00 | 88,00 | 72,00 | 80,00 | 72,00 | 68,00  | 76,00 | 60,00 |
| Mar/2003   | 72,00 | 98,80 | 76,00 | 94,40 | 96,40 | 88,00 | 88,00  | 76,00 | 84,00 |
| Abril/2003 | 68,80 | 72,80 | 70,40 | 70,00 | 96,80 | 74,00 | 68,80  | 98,00 | 96,00 |
| Maio/2003  | 72,00 | 73,60 | 96,00 | 96,00 | 88,00 | 92,00 | 96,00  | 84,00 | 80,00 |
| Jun/2003   | 68,00 | 76,00 | 76,00 | 64,00 | 96,00 | 76,00 | 98,40  | 78,40 | 92,00 |
| Jul/2003   | 76,00 | 96,00 | 76,00 | 76,80 | 80,00 | 88,00 | 76,00  | 72,00 | 42,00 |
| Ago/2003   | 96,00 | 92,00 | 72,00 | 68,00 | 80,00 | 80,00 | 100,00 | 72,00 | 98,00 |
| Set/2003   | 68,00 | 72,00 | 72,00 | 68,00 | 84,00 | 72,00 | 100,00 | 99,60 | 96,00 |
| Out/2003   | 99,20 | 84,00 | 73,20 | 70,40 | 70,40 | 73,60 | 70,80  | 80,80 | 91,60 |
| Nov/2003   | 76,40 | 88,00 | 76,80 | 83,20 | 72,40 | 88,00 | 93,20  | 98,40 | 96,00 |
| Dez/2003   | 74,00 | 99,20 | 70,00 | 99,60 | 96,40 | 97,60 | 86,00  | 98,40 | 54,00 |
| Jan/2004   | 99,20 | 88,00 | 76,00 | 98,00 | 72,40 | 80,40 | 91,60  | 42,40 | 43,60 |
| Fev/2004   | 78,80 | 81,20 | 87,60 | 94,80 | 75,20 | 77,60 | 82,80  | 94,40 | 79,20 |