

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMIÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

**AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO IÔNICA E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE
QUALIDADE PARA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO NO RIO AÇU, RN**

FRANCISCO PIO DE SOUZA ANTAS

Mossoró/RN

2011

FRANCISCO PIO DE SOUZA ANTAS

**AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO IÔNICA E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE
QUALIDADE PARA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO NO RIO AÇU, RN**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre pelo Programa
de Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem da
Universidade Federal Rural do Semiárido.

ORIENTADORA:

Prof. D. Sc. Elís Regina Costa de Moraes

PPID/UFERSA

COORIENTADOR:

Prof. D. Sc. Celsemy Eleutério Maia

PPID/UFERSA

Mossoró/RN

2011

**Ficha catalográfica preparada pelo setor de classificação e
catalogação da Biblioteca “Orlando Teixeira” da UFERSA**

A627a Antas, Francisco Pio de Souza.

Avaliação da composição iônica e aplicação de um índice de qualidade para a água de irrigação do Rio Açu, RN/Francisco Pio de Souza Antas. -- Mossoró, 2011.

67f.: il.

Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Pró-Reitoria de Graduação.

Orientadora: Prof^a. Dra. Elis Regina Costa de Moraes.

1. Irrigação. 2. Qualidade da água. 3. Índice de qualidade. I. Título.

CDD: 627.52

Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB 15 120

FRANCISCO PIO DE SOUZA ANTAS

**AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO IÔNICA E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE
QUALIDADE PARA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO NO RIO AÇU, RN**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semiárido, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Irrigação e Drenagem.

APROVADA EM: ____ / ____ / ____

Prof. D. Sc. Elis Regina Costa de Moraes - UFERSA
Orientadora

Prof. D. Sc. Celsemy Eleutério Maia – UFERSA
Conselheiro

Prof. D. Sc. Saint Clair Lira Santos - IFRN
Conselheiro

Aos meus pais Onofre e Martinha

A minha tia Nilza

Ao meu irmão Paulo

Ofereço

A minha filha Ana Rebeca

A minha esposa Sandra

Dedico com amor e carinho

AGRADECIMENTOS

A Deus todo poderoso por sua presença em minha vida em todos os momentos, sustendo-me e protegendo-me;

A minha filha Ana Rebeca pela imensa alegria que trouxe à minha vida;

A minha esposa Sandra pela força, motivação e apoio manifestados principalmente em meus momentos de fraqueza;

A meus pais Onofre e Martinha e a minha tia Nilza pelo investimento em meus estudos;

A Romildo Júnior pela dedicação e presteza com que preparou soluções e equipamentos a serem utilizados nas análises;

A Joálisson Guimarães, Manoel Honório, Hanna Nóbrega e Thayse Allane pela ajuda indispensável na coleta de amostras e realização de análises;

Ao IFRN Campus Ipanguaçu pela utilização de instalações, equipamentos e reagentes do Laboratório de Análises de Água e Solos.

A Prof. D. Sc. Elís Regina Costa de Moraes pela preciosa orientação e dedicação, paciência, compreensão e, sobretudo, pelos conhecimentos transmitidos ao longo da elaboração deste trabalho.

Aos componentes da banca, Prof. Dr. Celsemy Eleutério Maia e Prof. Dr. Saint Clair Lira Santos, pela avaliação e melhoria deste estudo.

Aos meus colegas de Pós-graduação da UFRSA, em especial, Andrea, Ana Paula, Daniel, Fabíola, Kelly e Rafaelly pelo companheirismo ao longo do curso.

A todas as pessoas que contribuíram de forma direta ou indireta para a elaboração deste trabalho e para o meu sucesso.

A todos o meu muito obrigado!

RESUMO

ANTAS, Francisco Pio de Souza. **Avaliação da composição iônica e aplicação de um índice de qualidade ambiental para a água de irrigação no Baixo-Açu, RN.** 2011, 66f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), Mossoró-RN, 2011.

Os corpos hídricos continentais são utilizados no Brasil e no mundo como recursos disponíveis para a sociedade, tendo importante significado ecológico, econômico e social. Todavia, nos últimos tempos, os recursos hídricos vêm sendo modificados por ação antrópica, o que acaba resultando em prejuízo na qualidade e disponibilidade de água. Em face disso, há necessidade crescente do acompanhamento das alterações da qualidade de água, de forma a não comprometer seu aproveitamento múltiplo e minimizar os impactos negativos ao meio ambiente. Com o intuito de avaliar a composição iônica, aplicar um índice de qualidade ambiental para a água de irrigação e monitorar as variações de qualidade da água provocadas por ações antrópicas. Foram tomados 08 pontos amostrais em um trecho de 41 km do rio Açu e 30 pontos amostrais na barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, responsável por sua perenização. Foram analisados no laboratório de análise de água e solos do IFRN Campus Ipanguaçu os valores de pH, HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , RAS e CE nos meses de outubro e novembro/2009 e janeiro, fevereiro e abril/2010. Para avaliar a qualidade da água, tomaram-se como referência os padrões propostos por AYERS e WESTCOT e os valores das características medidos na área de referência (barragem). Em seguida, foi determinado o índice de qualidade de água para irrigação por meio de uma equação que relaciona o valor padronizado da variável analisada com o número de características avaliadas. A água não apresenta restrição ao uso em irrigação, exceto pela baixa CE que pode lixiviar sais solúveis, podendo comprometer a estrutura dos agregados do solo e causar problemas de infiltração. Com relação ao índice de qualidade, as características que mais influenciam no índice são Cl^- e CE, possivelmente em decorrência das águas de drenagem de fazendas de fruticultura em sua margem.

Palavras-chave: Irrigação. Qualidade de água. Índice de qualidade.

ABSTRACT

ANTAS, Francisco Pio de Souza. **Evaluation of water ionic composition and the application of a environmental quality index for irrigation water in Baixo-Açu, RN.** 2011, 66f Dissertation (Master's in Irrigation and Drainage) - Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), Mossoró - RN, 2011.

Continental water bodies are used in Brazil and over the world as available resources for society, having ecological, economical and social meanings. However, water resources have been modified by human actions lately, which results in bad water quality and availability. Therefore, there has been an increasing necessity of monitoring the alterations in water quality not to compromise its multiple applications and minimize the negative impacts on environment. This work evaluates the ionic composition, applies an environmental quality rate for irrigation water and monitors the variations of the water caused by human actions. 08 sample sites were chosen from 41km of Rio Açu and 30 samples points from Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves Dam, which is responsible for its perennial process. The samples were analyzed at the Soil and Water Laboratory Analysis of IFRN – Campus Ipanguaçu: pH, HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , RAS and EC in October and November – 2009 and January and February – 2010. To evaluate the quality of the water, the patterns proposed by Ayers and Westcot were taken and the measures were done at the referential place (Dam). Then, the water index for irrigation quality was determined through an equation which relates the analyzed variation with the number of characteristics evaluated. The water shows no restriction to be used on irrigation, but for low EC which can leach soluble minerals and might compromise the soil aggregates structure causing infiltration problems. About the quality index, the characteristics which most influence on the index are Cl^- and EC, possibly as a result of drainage water from farms of fruitculture in your margin.

Key-words: Irrigation. Water quality. Quaity index.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distância dos pontos amostrais à área de referência	29
Tabela 2 - Datas das épocas de coleta	29
Tabela 3 - Valores médios, desvio padrão e o coeficiente de variação para as características da água da área e referência	51
Tabela 4 - Dados dos desvios médios dos parâmetros de qualidade de água nos pontos de coleta em função da época de coleta	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição da demanda estimada para irrigação na bacia do piranhas-açu	14
Figura 2 - Mapa esquemático da bacia hidrográfica do rio piranhas-açu.....	27
Figura 3 - A região hidrográfica atlântico nordeste oriental e suas 23 unidades hidrográficas	28
Figura 4 - Disposição dos pontos de coleta com referência na parede do açude Armando Ribeiro Gonçalves	30
Figura 5 – Pluviosidade para o período de outubro/09 a setembro/10	31
Figura 6 - Variação espacial e temporal do ph para as épocas avaliadas.	35
Figura 7 - Variação espacial e temporal da concentração de bicarbonato para as épocas avaliadas.	37
Figura 8 - Variação espacial e temporal da concentração de sódio para as épocas avaliadas..	39
Figura 9 - Variação espacial e temporal da concentração de potássio para as épocas avaliadas.	40
Figura 10 - Variação espacial e temporal da concentração de cálcio para as épocas avaliadas.	41
Figura 11 - Variação espacial e temporal da concentração de magnésio para as épocas avaliadas.	43
Figura 12 - Variação espacial e temporal da concentração de sulfato para as épocas avaliadas.	45
Figura 13 - Variação espacial e temporal da concentração de cloretos para as épocas avaliadas.	46
Figura 14 - Variação espacial e temporal da condutividade elétrica para as épocas avaliadas.	48
Figura 15 -Variação espacial e temporal da razão de adsorção de sódio para as épocas avaliadas	50
Figura 16- W_{IR} para os meses de novembro/09, janeiro, fevereiro e abril/10.....	56

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO	11
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1 – A BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES E SUA IMPORTÂNCIA	13
2.2 – QUALIDADE DA ÁGUA	15
2.2.1 – Considerações gerais	15
2.2.2 – Qualidade da água para irrigação	16
2.3 – INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO	17
2.3.1 – Indicadores de características físicas.....	17
2.3.2 – Indicadores de características químicas.....	18
2.4 – IMPACTOS AMBIENTAIS NA UTILIZAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA.....	23
2.5 – ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS	24
3 – MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.1 – ÁREA DE ESTUDO.....	26
3.2. – PONTOS DE COLETA	28
3.3 – CARACTERÍSTICAS AVALIADAS	31
3.4. – MÉTODO APLICADO	32
4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1 – CARACTERÍSTICAS AVALIADAS	34
4.2 – ÍNDICE DOS DESVIOS DOS INDICADORES	50
4.3 – ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO.....	55
5 – CONCLUSÕES	58
REFERÊNCIAS	59

1 – INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais são utilizados no mundo e no Brasil como recursos disponíveis para a sociedade e com significado ecológico, econômico e social (TUNDISI et al., 2006), no entanto, nos últimos tempos, os recursos hídricos vêm sendo modificados por ação antrópica, o que acaba resultando em prejuízo na qualidade e disponibilidade de água. Em razão disso, há necessidade crescente do acompanhamento das alterações da qualidade de água, de forma a não comprometer seu aproveitamento múltiplo e minimizar os impactos negativos ao meio ambiente (BRAGA et al., 2006), pois a água é um dos recursos determinantes para a qualidade de vida do ser humano, essa limitação se torna mais evidente em áreas áridas e semiáridas do globo, como decorrência natural da escassez hídrica da região.

Em virtude da baixa precipitação e má distribuição das chuvas no Semiárido, faz-se necessário o uso da irrigação na fruticultura a fim de corrigir o déficit hídrico, mantendo contínuo o fluxo de água e nutrientes do solo para as folhas, proporcionando frutos de qualidade, além de altas produtividades. Sendo assim, atualmente a irrigação passou de simples fornecedora de água para as culturas a valioso instrumento no aumento da produtividade, rentabilidade bem como de redução dos riscos de investimentos no setor (MANTOVANI et al., 2007).

Contudo, um projeto de irrigação é um processo dinâmico, e a observância de vários aspectos, como solos e qualidade da água, é de fundamental importância para a viabilidade do sistema e a obtenção dos resultados esperados advindos dessa técnica. As aplicações de modernas técnicas de produção podem se tornar inoperantes se os recursos naturais não forem preservados do ponto de vista do seu estado qualitativo, muitas vezes inviabilizando economicamente a atividade. A adoção de manejos racionais, minimizando os impactos ambientais, promove uma melhor eficiência no uso da água. Portanto, tornam-se imperativos o conhecimento e os estudos relacionados ao estado qualitativo das águas, antes de se implantar qualquer sistema de irrigação para não correr o risco de inviabilizá-lo economicamente (ZAMBERLAN, 2007).

A interação entre as diversas variáveis mensuradas numa amostra de água constitui no ponto de partida para avaliação da sua qualidade, desde que essas interações sejam obtidas de uma distribuição amostral no espaço e no tempo, das variáveis do sistema a ser estudado. Para uma interpretação ecológica da qualidade das águas superficiais e/ou para

estabelecer um sistema de monitoramento, é necessária a utilização de métodos simples e que deem informações objetivas e interpretáveis, partindo para critérios próprios que considerem as características peculiares dos recursos hídricos.

Nesse aspecto, o uso de índices de qualidade de água é uma tentativa que todo programa de monitoramento de águas superficiais prevê como forma de acompanhar, através de informações resumidas, a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo (TOLEDO e NICOLELLA, 2002).

Este trabalho teve como objetivo monitorar espacialmente e no tempo as concentrações iônicas da água para fins de irrigação e determinar qual ou quais as características da água são mais influenciadas pelas atividades econômicas no seu curso, visando avaliar o impacto causado pelas atividades desenvolvidas à sua margem e em sua calha em épocas de estiagem.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – A BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES E SUA IMPORTÂNCIA

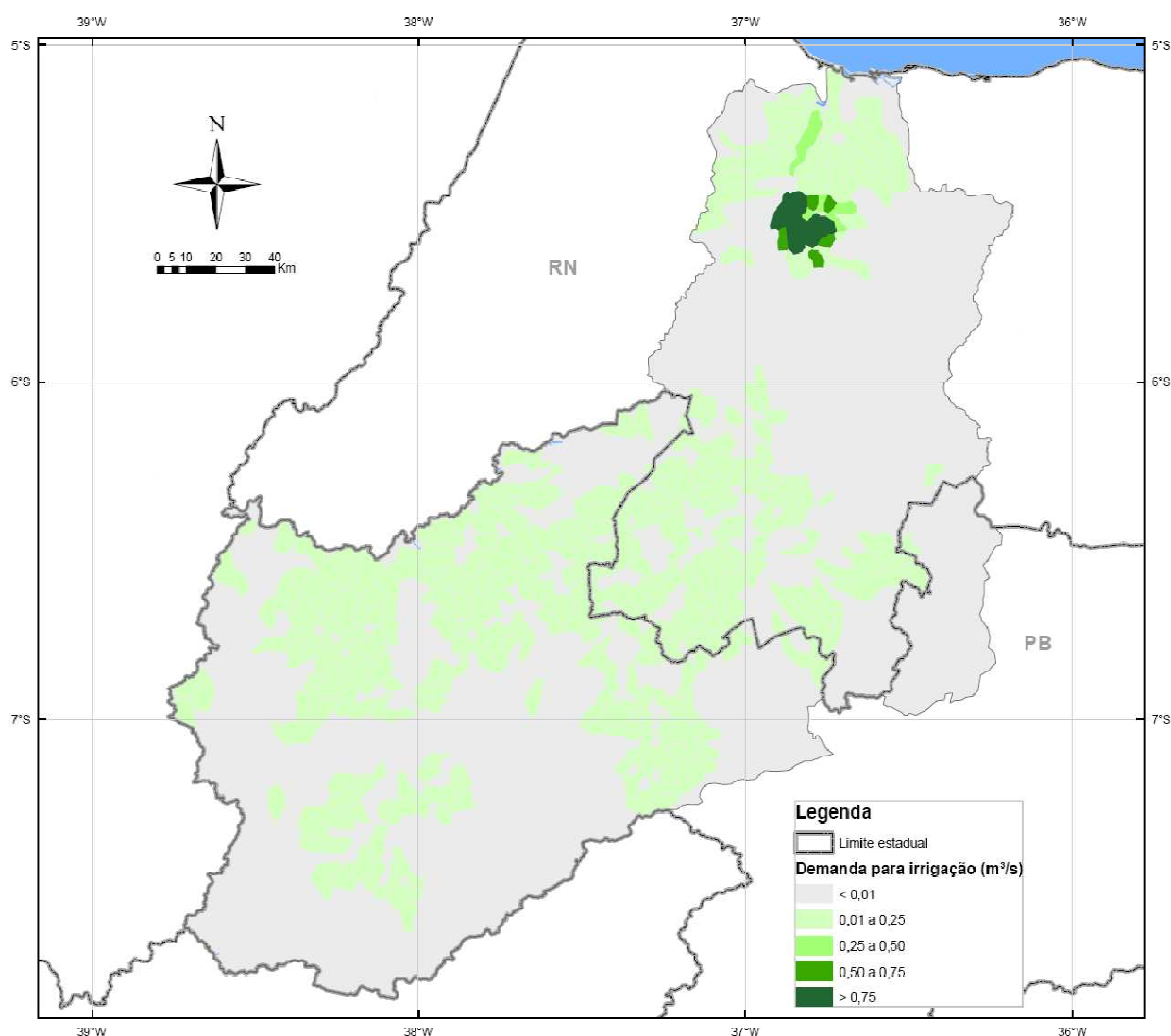
Na Região semiárida do Brasil, caracterizada por vegetação de caatinga, ocorrem normalmente períodos de seca, nos quais a escassez e a irregularidade das chuvas provocam sérios problemas à população. O estado do Rio Grande do Norte (RN), centrado no Polígono da Seca, é talvez o estado do nordeste brasileiro com o maior percentual de zonas semiáridas. Para solucionar os problemas advindos da seca, foram construídas barragens para fins de irrigação e perenização de rios, adotando-se, assim, a prática da agricultura irrigada como estratégia de desenvolvimento regional, pelo governo federal, através do DNOCS. No Rio Grande do Norte, destaca-se principalmente a Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves.

A Barragem supracitada é o maior reservatório do Estado do Rio Grande do Norte e segundo maior em volume de água do Nordeste, com uma capacidade de armazenamento de 2.400.000 m³ de água e uma bacia hidráulica de 195 km², que corresponde a 53% da água acumulada no Rio Grande do Norte, banhando parte dos municípios de Açu, São Rafael, Itajá e Jucurutu (COSTA et al., 1998; ANA, 2010).

Localizado entre os municípios de Jucurutu e Itajá, o reservatório pereniza um trecho de aproximadamente 100 km do rio Açu com uma vazão regularizada de 17,8 m³ s⁻¹, até a sua foz, permitindo o desenvolvimento da atividade agrícola na região do Baixo-Açu. Além disso, o reservatório garante o abastecimento de vários municípios e comunidades rurais, utilizando quatro sistemas de adutoras em operação: Adutora Jerônimo Rosado, Adutora Sertão-Central/Cabugi, Adutora Serra de Santana e Adutora do Médio-Oeste (ANA, 2010). Sua construção, concluída no ano de 1983, tinha como principais finalidades: 1) Perenizar o Rio Açu; 2) Irrigar 22 mil hectares de terras (até o momento irriga apenas 8 mil hectares); 3) Incentivo à pesca; 4) Incentivo ao turismo regional, no entanto, até a presente data, apesar do belo visual que proporciona ao visitante, nenhum projeto de incentivo ao turismo foi desenvolvido pelo poder público.

A análise da distribuição espacial das demandas de água para irrigação na Bacia hidrográfica do Piranhas-Açu (Figura 01) revela uma alta concentração de atividades agrícolas na região próxima ao reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, devido à grande

quantidade de projetos de irrigação nessa área da bacia (ANA, 2010). Na realidade local, a Microrregião do Vale do Açu possui um dos mais altos índices de exploração dos recursos naturais do Estado do Rio Grande do Norte (RN). Essa região se apresenta como uma das áreas do RN com maior potencial para atividades produtivas ligadas ao agronegócio, tanto patronal, quanto familiar e é detentora da maior oferta de recursos hídricos do Estado e de solos de alta fertilidade. Os municípios do Vale agregam todas as condições naturais necessárias para a realização de projetos na área da fruticultura irrigada (banana, manga, melão, melancia, entre outras frutas), carcinicultura, bovinocultura leiteira, apicultura, cana de açúcar, mamona, dentre outros.



(Fonte: Termo de Referência para o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Piranhas-Açu)

Figura 1 - Distribuição da demanda estimada para irrigação na Bacia do Piranhas-Açu

2.2 – QUALIDADE DA ÁGUA

2.2.1 – Considerações gerais

A qualidade da água é definida através de um conjunto de parâmetros mensuráveis que, apresentando valores compatíveis com a legislação ou com padrões pré-estabelecidos, será classificada como boa; do contrário, será melhor ou pior que o esperado (MELO, 2005). Por exemplo, a concentração de cloretos na água para consumo humano não deve ultrapassar 250 mg L^{-1} - $7,03 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ aproximadamente - (RESOLUÇÃO nº 357/2005 CONAMA) enquanto que para a água de irrigação, dependendo da cultura, do método de irrigação e do manejo aplicado, a faixa considerada normal está entre 0 e $30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (AYERS e WESTCOT, 1999).

Em face à grande complexidade dos fatores determinantes e da grande quantidade de opções de variáveis disponíveis para descrever as condições de um corpo hídrico, torna-se difícil encontrar uma definição simples e completa para qualidade de água. Devido as suas propriedades de solvente e sua capacidade de transportar partículas, a água incorpora a si diversas substâncias as quais vão influenciar diretamente em sua qualidade que, por sua vez, pode ser dividida entre qualidade existente e qualidade desejável. A qualidade existente é função das condições naturais e da ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica, enquanto a qualidade desejada está ligada à utilização prevista para a água (VON SPERLING, 2005),

O conceito de qualidade da água refere-se às variáveis que podem afetar sua adaptabilidade para um uso específico, ou seja, está vinculado à finalidade com que se pretende utilizá-la, podendo usos específicos ter diferentes requisitos de qualidade; assim, uma água pode ser considerada de melhor qualidade se produzir melhores resultados ou causar menos problemas (AYERS e WESTCOT, 1999). As variáveis que descrevem o estado qualitativo das águas são químicas, físicas e biológicas que, para determinados fins, terão uma maior ou menor relevância, e passam a constituir impurezas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos como normais para um determinado uso, podendo causar danos à saúde humana e ao ambiente (AYERS e WESTCOT, 1999; BARRETO, 2007).

A parte física pode ser representada pela temperatura e os sólidos (totais, dissolvidos e suspensos) presentes na água. As variáveis químicas podem ser interpretadas por materiais orgânicos e inorgânicos, e são determinadas pelas condições climáticas,

geomorfológicas e geoquímicas existentes na bacia de drenagem, enquanto que a parte biológica pode ser determinada pela presença da comunidade biológica na água (GASTALDINI e MENDONÇA, 2003).

2.2.2 – Qualidade da água para irrigação

A água é o principal insumo da irrigação, tanto sua quantidade quanto sua qualidade são de vital relevância para o sucesso da técnica, sem prejuízos ao sistema solo-planta, bem como ao próprio equipamento de irrigação. No entanto, o aspecto qualidade era desprezado devido ao fato de que no passado as fontes de água, no geral, eram abundantes, de boa qualidade e de fácil utilização. Atualmente, a qualidade da água para a irrigação é uma ferramenta importante (AYERS e WESTCOT, 1999) e a negligência quanto a esse aspecto produz efeitos indesejáveis na condução de uma cultura comercial (MANTOVANI et al., 2007).

Para que se possa fazer uma interpretação correta da qualidade da água para irrigação, devem-se relacionar as características avaliadas com os prováveis efeitos produzidos no solo, na cultura e no manejo da irrigação (BERNARDO et al., 2006). A compreensão da relação causa e efeito entre um componente da água e o problema resultante de sua ausência, ou presença em excesso, permite avaliar sua qualidade e determinar seu grau de aceitabilidade (AYERS e WESTCOT, 1999). Essa comparação é necessária para estabelecer parâmetros a fim de compensar ou controlar os problemas relacionados com a qualidade da água. Sendo assim, devem ser considerados aspectos relacionados a riscos de salinização e sodificação, bem como de alcalinização do solo por carbonatos (AYERS e WESTCOT, 1999).

Os autores ainda ressaltam a importância do aspecto sanitário, da toxicidade de alguns íons para as plantas, tais como sódio e cloretos, bem como a possibilidade de danos ao sistema de irrigação por elevadas concentrações de sais de baixa solubilidade ou alto teor de material particulado em suspensão (AYERS e WESTCOT, 1999; ANDRADE JÚNIOR et al., 2006). A alta concentração de sais é um fator de estresse para as plantas, pois apresenta atividade osmótica retendo a água, além da ação de íons sobre elas. Um excesso de Na^+ , e, sobretudo, um excesso de Cl^- no protoplasma ocasionam distúrbio em relação ao balanço iônico (K^+ e Ca^{2+} em relação ao Na^+) (LARCHER, 2000). Um aumento da concentração de sais e de sódio trocável no solo reduz a sua fertilidade, sua capacidade de infiltração e, a longo

prazo, pode promover uma maior concentração de sais no lençol freático ou levar à desertificação da área afetada (RIBEIRO et al., 2010),

Sendo assim, a composição iônica da água é de suma importância quando se deseja avaliar a sua qualidade para fins agronômicos e, mais especificamente, para uso na irrigação. Existe uma grande variação nas classificações de água para fins de irrigação, embora haja um consenso de que o equilíbrio iônico e a salinidade da água sejam fatores decisivos para a avaliação de sua qualidade para esse fim (MAIA et al., 2001).

2.3 – INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO

2.3.1 – Indicadores de características físicas

Os principais indicadores físicos de qualidade da água são temperatura, sólidos totais dissolvidos ou em suspensão e dureza. Os sólidos suspensos são constituídos de areias, siltes e partículas de argila de diâmetro igual ou superior a 10 μm além de fito e zooplâncton. Essas variáveis estão intrinsecamente ligadas a problemas de obstrução de emissores, sobretudo em sistemas de irrigação localizada (NAKAYAMA e BUCKS, 1986). Em áreas agrícolas, esses sólidos são gerados pelo escoamento superficial de áreas de solo desnudo ou erodidos e a sedimentação desses materiais nos reservatórios compromete sua capacidade de armazenamento e características qualitativas da água (ZAMBERLAN, 2007).

A dureza, originalmente, foi entendida como a capacidade da água precipitar sabões (APHA, 1998; COSTA et al., 2005) pelo efeito do cálcio, magnésio e outros elementos como ferro, manganês, cobre e bário. A combinação desses cátions com ânions como o carbonato e o bicarbonato pode formar compostos de elevada energia reticular e, portanto, baixa a solubilidade, os quais em condições de pH acima de 7,5 podem precipitar e ocasionar obstruções (NAKAYAMA e BUCKS, 1986). As concentrações desses cátions permitem classificar a água em: Água mole (dureza menor que 50 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$); Água moderada (dureza entre 50 e 150 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$); Água dura (entre 150 e 300 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$); Água muito dura (maior que 300 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$) (SAWYER et al., 1994).

2.3.2 – Indicadores de características químicas

Os principais indicadores químicos de qualidade da água são o pH, metais como o ferro e o manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo além de cálcio, magnésio, sódio, potássio, Condutividade Elétrica (CE) e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) (AYERS e WESTCOT1999; HERMES et al., 2006).

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala antilogarítmica), conferindo a condição de acidez, neutralidade ou basicidade da água. Varia consideravelmente de acordo com a hora do dia em função dos processos bioquímicos que nela ocorrem. Seus valores podem ir de 0 a 14, sendo que esse indicador é controlado pelo equilíbrio das concentrações das substâncias em solução. A concentração de dióxido de carbono tem papel fundamental nessa variação, haja vista que este reage com a água formando íons hidrogênio. O pico de alcalinidade da água ocorre à tarde, em função da remoção do CO_2 pela fotossíntese. À noite, em virtude da ausência de luminosidade e, por conseguinte, de fotossíntese, não há fixação do CO_2 , o que gera o pico de acidez das águas naturais (HERMES et al., 2006).

Para a água de irrigação, a faixa de pH considerada normal está entre 6,5 e 8,4 (AYERS E WESTCOT1999). Águas com pH demasiadamente baixo podem lixiviar sais e minerais solúveis, incluindo os de cálcio, reduzindo sua influência sobre a estabilidade dos agregados e estrutura do solo, além do íon H^+ competir com os cátions pelos sítios de troca, diminuindo a absorção destes e estimulando a absorção de ânions. Quando se tem elevado pH causado pela presença de OH^- e HCO_3^- ocorre o fenômeno inverso, ou seja, uma competição destes íons com os demais ânions, estimulando a absorção de cátions (SCHWARZ, 1995).

A elevação do pH do solo diminui a disponibilidade da maioria dos nutrientes para as culturas e proporciona perda de nitrogênio na forma de amônia. Além disso, águas com altos valores de pH podem causar problemas de toxicidade de íons e formação de precipitados causando obstrução do sistema de irrigação. A alcalinidade excessiva na fertirrigação pode criar uma série de inconvenientes, que vão desde o entupimento dos emissores, pela precipitação de carbonatos e fosfatos, até a redução da disponibilidade de micronutrientes para as culturas (EGREJA FILHO et al., 1999).

Alcalinidade é a medida das substâncias presentes na água capazes de neutralizar ácidos. Em outras palavras, é a quantidade de substâncias presentes na água que atuam como tampão. Se numa água quimicamente pura ($pH = 7$) for adicionada pequena quantidade de

ácido fraco, seu pH mudará instantaneamente. Numa água com certa alcalinidade, os íons presentes irão neutralizar o ácido, ou seja, a alcalinidade da água é uma medida da capacidade da água de reagir com ácidos para atingir determinado pH (GONÇALVES, 2009).

Nas águas superficiais, a alcalinidade é função, principalmente, das concentrações de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos e é tomada como indicação da concentração desses constituintes (APHA, 1998). Além desses, amônia, borato, bases orgânicas, fosfatos e silicatos também podem contribuir para a alcalinidade (WHIPKER et al., 1996). Ainda segundo os autores, os íons carbonatos e bicarbonatos podem ter efeito tóxico para o crescimento das plantas. Esse efeito pode ocorrer mais pela interferência na absorção de elementos essenciais pelas raízes e associado ao aumento no pH na solução do solo, do que pela absorção direta dos íons carbonatos e bicarbonatos pelas plantas (MAIA, 1996).

Um exemplo de desbalanço nutricional é a redução da disponibilidade de Ferro em solos com pH elevado, fato comum em solos com elevado teor de bicarbonatos (BOHN et al., 1979). Além disso, águas com excessiva alcalinidade também reduzem a disponibilidade de micronutrientes para as plantas em virtude do aumento do pH da solução do solo. Devido a isso, a alcalinidade das águas de irrigação tem que ser reduzida (MAIA, 1996).

Entende-se por Condutividade Elétrica (CE) a capacidade da água em conduzir a corrente elétrica, a qual se deve à presença de íons em solução. Todas as águas naturais, em menor ou maior escala, contêm íons advindos da dissolução de minerais (AYERS e WESTCOT 1999; VON SPERLING, 2005; HERMES et al., 2006). A condutância específica fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, podendo contribuir para o reconhecimento de impactos ambientais ocorridos na bacia de drenagem. Mudanças significativas na condutividade podem indicar a ocorrência de atividades poluidoras, haja vista que cada corpo hídrico tende a apresentar um grau relativamente constante de condutividade (HERMES et al., 2006).

Em virtude de sua facilidade e rapidez de determinação, a CE tornou-se o procedimento padrão a fim de expressar a concentração total de sais para classificação e diagnose das águas destinadas à irrigação (BERNARDO et al., 2006). O excesso de sais na água de irrigação pode causar acúmulo de sais no solo, o que influi na absorção e movimento da água e no desenvolvimento das plantas. A concentração excessiva de sais na solução do solo diminui a energia livre da água, reduzindo sua absorção pelas plantas. Assim sendo, níveis de salinidade elevados no solo reduzem o potencial osmótico de sua solução e, em consequência, o potencial hídrico e, por conseguinte, a disponibilidade de água para as

plantas, sendo, pois, esses fatores, as resistências que as raízes das plantas têm que vencer para absorver água do solo (RICHARDS, 1954; MEDEIROS et al., 1992).

As culturas respondem de forma diversificada à salinidade, algumas produzem rendimentos aceitáveis a níveis altos de salinidade, e outras são sensíveis a níveis relativamente baixos, cuja diferença se deve à melhor adaptação osmótica apresentada por algumas culturas, o que permite absorver, mesmo em condições de salinidade, maior quantidade de água (AYERS e WESTCOT, 1999). O uso de água salina, além de afetar o rendimento da planta, proporciona redução no seu crescimento, influenciando na evapotranspiração da cultura (ALLEN et al., 1998). A hipótese que melhor parece adequar-se às observações é que a salinidade excessiva reduz o crescimento da planta, por causar aumento no dispêndio de energia para absorver água do solo e realizar os ajustes bioquímicos necessários para sobreviver em condições de estresse. Essa energia é desviada dos processos que conduzem ao crescimento e à produção (RHOADES et al., 2000).

Problemas de fitotoxicidade e redução da absorção de alguns nutrientes também estão relacionados com o excesso de sais na solução do solo. As modificações no metabolismo, induzidas pela salinidade, são conseqüências de várias respostas fisiológicas da planta, dentre as quais se destacam as modificações em balanço iônico, comportamento estomático e eficiência fotossintética. A redução da fotossíntese em função da salinidade decorre de fechamento estomático e de inibição na atividade de fixação do carbono fotossintético. O estresse salino causa efeito complexo sobre o metabolismo, resultando em toxicidade iônica, déficit hídrico e desequilíbrio nutricional (HEUER, 1997).

Dentre os constituintes da água, o cálcio, após o nitrogênio e o potássio, é o nutriente mais exigido pelas plantas, o que lhe confere grande importância (ESKINAZY-SANT'ANNA, et al., 2007). De acordo com sua concentração na água de irrigação, o cálcio pode causar efeitos antagônicos. Em virtude da sua carga e do seu raio hidratado, a infiltração de água no solo é favorecida quando se tem elevadas concentrações de cálcio na água de irrigação. Esse fato é devido à maior força de atração entre o cálcio e as partículas de argila, o que contribui para diminuir o efeito dispersante gerado por cátions monovalentes, como o sódio (AYERS e WESTCOT, 1999).

Porém, águas com elevadas concentrações de cálcio na forma de bicarbonatos e sulfatos ocasionam problemas de incrustações, ocorrendo precipitação de carbonato de cálcio e obstrução de emissores e tubulações. Tais obstruções são de difícil localização, haja vista que sua formação é gradual, e condições de elevadas temperaturas e altos valores de pH favorecem à formação de precipitados de cálcio, bem como de outros elementos (AYERS e

WESTCOT, 1999). Ainda segundo esses autores, a precipitação de cálcio pode ser prevista através do Índice de Saturação de Langelier (ISL), segundo o qual o carbonato de cálcio precipita quando atinge seu limite de saturação, definido pela diferença entre pH_a , o pH da água (laboratório), e pH_c , o pH teórico que a água atingiria em equilíbrio com o carbonato de cálcio. Valores positivos desse índice indicam a tendência de precipitação do carbonato de cálcio, enquanto valores negativos indicam a permanência do $CaCO_3$ em solução.

O magnésio é um macroelemento essencial para os vegetais, tendo uma relação estreita com o cálcio, sendo absorvido pelas plantas por fluxo de massa e difusão, quando se encontrar na solução do solo (REICHARDT e TIMM, 2004). De maneira análoga ao cálcio, elevadas concentrações de magnésio nas águas de irrigação podem causar precipitações e ocasionar incrustações e entupimento de emissores em casos de irrigação localizada (BOAS et al., 1994; MANTOVANI et al., 2007; ZAMBERLAN, 2007), contudo, diferentemente do cálcio, o magnésio forma sais mais solúveis (PEDROSA e CAETANO, 2002.). As precipitações de carbonatos de cálcio e magnésio são causadas quando as águas de irrigação possuem altos valores de dureza e pH acima de 7,5, sendo que a maneira para se evitar tais problemas é através da adição de ácidos (NAKAYAMA e BUCKS 1986). Quando se tem altos teores de magnésio na água de irrigação, a produtividade das culturas parece ser reduzida, possivelmente por deficiência de cálcio, induzida pelo excesso de magnésio trocável (MAIA, 1996). Quando a relação entre o cálcio e o magnésio (Ca^{2+}/Mg^{2+}) é menor que a unidade, a extração do cálcio, bem como sua translocação é prejudicada pelo efeito dos altos teores de magnésio (AYERS e WESTCOT, 1999).

O potássio é um dos macroelementos essenciais para as plantas, e é por elas utilizado em grandes quantidades, participando em diversas fases do metabolismo como: reações de fosforilação e síntese de carboidratos (FERRI et al., 1985), além de agir na ativação de diversas enzimas e ajudar na formação de raízes e tubérculos dentre outros efeitos benéficos (DIAS e ÁLVAREZ, 1996). O potássio pode deslocar o sódio pela capacidade de troca catiônica do solo, sendo que, muitos minerais, em meio argiloso, têm grande capacidade de fixar o potássio por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, com a incorporação do potássio na formação de minerais secundários (PAGANINI, 1997). Porém, nas águas destinadas à irrigação do Nordeste, o potássio apresenta baixas concentrações (SILVA JÚNIOR et al., 1999). Nesse sentido, Maia et al., (2001), através dos modelos de regressão linear propostos para as análises de água, identificaram diferentes tipos de água quanto à sua composição iônica para as regiões da Chapada do Apodi e Baixo Açu. Esses autores observaram que, para as águas de poço amazonas, o potássio, mesmo

contribuindo com menor peso, fez parte do modelo, porém não houve contribuição para as águas de poço tubular e de rio.

O sódio na água de irrigação está relacionado com problemas de toxicidade de plantas e de infiltração de água no solo (AYERS e WESTCOT, 1999; BERNARDO et al., 2006). No processo de acumulação e concentração de sais, como consequência da evaporação, geralmente, o sódio se torna um dos principais cátions da solução do solo, face à precipitação do cálcio e do magnésio em forma de carbonatos e sulfatos (RICHARDS, 1954). A alta concentração de sódio no solo e o tipo de água aplicada podem trazer eventuais deteriorações na sua estrutura, alterando o sistema de poros e contribuindo para alterações na infiltração e condutividade hidráulica desse meio poroso (ALMEIDA NETO et al., 2009).

A predominância de sódio em relação aos demais cátions, no complexo de troca, pode promover a dispersão e migração dos colóides no perfil do solo, com obstrução de poros e redução da movimentação de ar e água, dificultando o crescimento dos vegetais (FREIRE et al., 2003). A dispersão dos colóides dos solos e a destruição de sua estrutura ocorrem unicamente quando o teor de sódio supera o do cálcio numa proporção acima de 3:1. Com relação aos principais sintomas de toxicidade das plantas por sódio, verifica-se necroses ao longo da borda das folhas, espalhando-se progressivamente para a área internervural até o centro, aparecendo primeiramente nas folhas mais velhas (AYERS e WESTCOT, 1999).

Os cloretos (Cl^-) em águas naturais são provenientes da dissolução de sais, originados de minerais dissolvidos ou da intrusão salina, quando possuem origem antropogênica são ocasionados de despejos domésticos ou industriais e de águas utilizadas em irrigação, e em águas subterrâneas podem ainda ser originados de aterros sanitários (PEDROSA e CAETANO, 2002; VON SPERLING, 2005). Com relação à qualidade de água para irrigação, o cloreto está ligado a problemas de salinidade do solo e toxicidade de plantas, sendo nesse último aspecto o íon de maior relevância (AYERS e WESTCOT, 1999).

Ainda segundo esses autores, o cloreto não é retido nem adsorvido pelas partículas do solo, em que se desloca com facilidade juntamente com a água, porém, é absorvido pelas plantas e translocado até as folhas onde se acumula pela transpiração. O tipo de irrigação a ser utilizado também apresenta maior ou menor intensidade de absorção do cloreto, ou seja, quando da utilização do método de irrigação por aspersão a toxicidade é mais rápida, pois a absorção é realizada diretamente pelas folhas. Essa absorção pode ser afetada pela qualidade da água que está sendo usada na irrigação e também pela capacidade da planta em excluir o seu conteúdo no solo, o qual se controla por lixiviação (HOLANDA e AMORIM, 1997). Caso

sua concentração exceda a tolerância da planta, produzem-se danos como necroses e queimaduras em folhas.

Os sulfatos são amplamente encontrados na natureza e podem estar presentes em águas naturais em concentrações que vão desde poucos a vários milhares de miligramas por litro (APHA, 1998). O sulfato, juntamente com o cloreto, são os principais ânions responsáveis pela formação de solos salinos. Elevadas concentrações de sulfato podem promover a absorção de sódio, decrescendo a absorção de cálcio (RODRIGUES, 2010).

2.4 – IMPACTOS AMBIENTAIS NA UTILIZAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

O uso e a ocupação rural e urbana do solo apresentam potencial para gerar cargas poluidoras ou contaminantes difusas, uma vez que o ciclo é iniciado com o consumo de recursos e completa-se com a consequente produção de resíduos (ALMEIDA e SCHWARZBOLD, 2003; ANDRADE et al., 2007). Rios, lagos, represas e açudes podem receber grandes quantidades de nutrientes, sobretudo em regiões de solo desprotegido. Os nutrientes, presentes na superfície do solo, são perdidos de áreas agrícolas, sendo carreados por escoamento superficial ou por outros processos erosivos, podendo influir diretamente na qualidade da água (RESENDE, 2002). O problema da “contaminação da água a jusante” por agroquímicos carreados ou drenados, somado aos problemas de alagamento, desertificação, salinização e erosão, dentre outros que afetam áreas irrigadas, também causa sérios danos ambientais. Em face disto, a agricultura é causa e vítima da poluição das águas (ONGLEY, 2001).

Como os mananciais de água não são estáticos, a contaminação de uma área pode se estender por toda uma região, não sendo possível, em muitas ocasiões, determinar a origem do contaminante, como em casos de grandes rios poluídos tanto por efluentes urbanos como por atividades agrícolas (RESENDE, 2002). Como, na maior parte do país, as reservas superficiais constituem a principal fonte de água para o consumo humano direto e para a utilização nas mais variadas finalidades, pode se inferir a extensão do problema de degradação dos corpos hídricos; haja vista que a maior parte do território brasileiro é cortada por rios que garantem o abastecimento de propriedades rurais, vilarejos e até metrópoles (RESENDE, 2002).

2.5 - ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS

Um Índice de Qualidade de Água (IQA) pode ser elaborado para uma situação específica, estando inserido no contexto de uma determinada bacia hidrográfica e trazendo consigo parâmetros relacionados com a diversidade urbano-industrial, o padrão de desenvolvimento tecnológico e a prática de uso e ocupação do solo (DA SILVA e JARDIM, 2006). Determinados índices podem proporcionar um valor global de qualidade de água, incorporando valores individuais de uma série de parâmetros (RIZZI, 2001 apud KÖNIG et al., 2008). O desenvolvimento de um IQA tem por finalidade, transformar as informações, geradas pelos monitoramentos, em uma forma mais acessível e de fácil entendimento pelas pessoas envolvidas no gerenciamento e, principalmente, pelas populações que utilizam esses mananciais (ANDRADE et al., 2005).

Inúmeras técnicas para elaboração de índices de qualidade de água têm sido utilizadas, sendo a mais difundida aquela desenvolvida pela National Sanitation Foundation Institution, usada em países como Brasil, EUA e Inglaterra (OLIVEIRA, 1994; OREA, 1998). Outros índices foram desenvolvidos baseando-se em características físico-químicas da água, outros baseados em características biológicas, comumente associados ao estado trófico dos rios. Todos esses índices apresentam certo grau de subjetividade, uma vez que dependem da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade de água (TOLEDO e NICOLELLA, 2002).

Os autores ainda afirmam que índices baseados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos do corpo hídrico em estudo, embora não permitam generalizações para todos os corpos de água, já que cada sistema hídrico, em princípio, possui sua característica peculiar. Por outro lado, como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço, esses índices permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico.

Um dos métodos usados na formulação de índices de qualidade de água baseia-se na técnica multivariada da análise fatorial (SHOJI et al., 1966; LOHANI e MUSTAPHA, 1982; HAASE e POSSOLI, 1993). Essa técnica permite selecionar as variáveis mais representativas do corpo hídrico, favorecendo a definição de indicadores mais sensíveis, tanto para adoção de um programa de monitoramento como para avaliação das alterações ocorridas nos recursos hídricos. Porém, devido à diversidade entre as características dos corpos hídricos, torna-se difícil estabelecer uma variável para caracterizá-los. Para isso buscam-se

índices de qualidade de água capazes de refletir de forma objetiva e resumida as alterações sofridas pelo corpo hídrico, com ênfase nas intervenções antrópicas. Esses índices permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico, servindo como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço (TOLEDO e NICOLELLA, 2002).

Como a função do índice é simplificar, algum dado informativo pode ser perdido, porém, se esse índice é projetado de maneira correta, tal perda não produz distorção significativa em relação às variáveis-resposta nem conduz a uma interpretação errônea de seus resultados. Logo, deve-se cuidar para que o índice seja aplicado para os fins a que ele foi proposto, analisando-se detalhadamente e interpretando de maneira adequada seus resultados. O maior empecilho encontrado na utilização e até mesmo na elaboração de um índice é a diversificação no destino da água prevendo usos múltiplos. Sendo assim, devemos considerar uma função que torne homogêneos os indicadores, uma vez que podem ser elencados padrões individuais de qualidade para cada uso ou finalidade, o que pode ocasionar o surgimento de escalas diferenciadas para uma mesma variável ambiental (BOLLMAN e MARQUES, 2000).

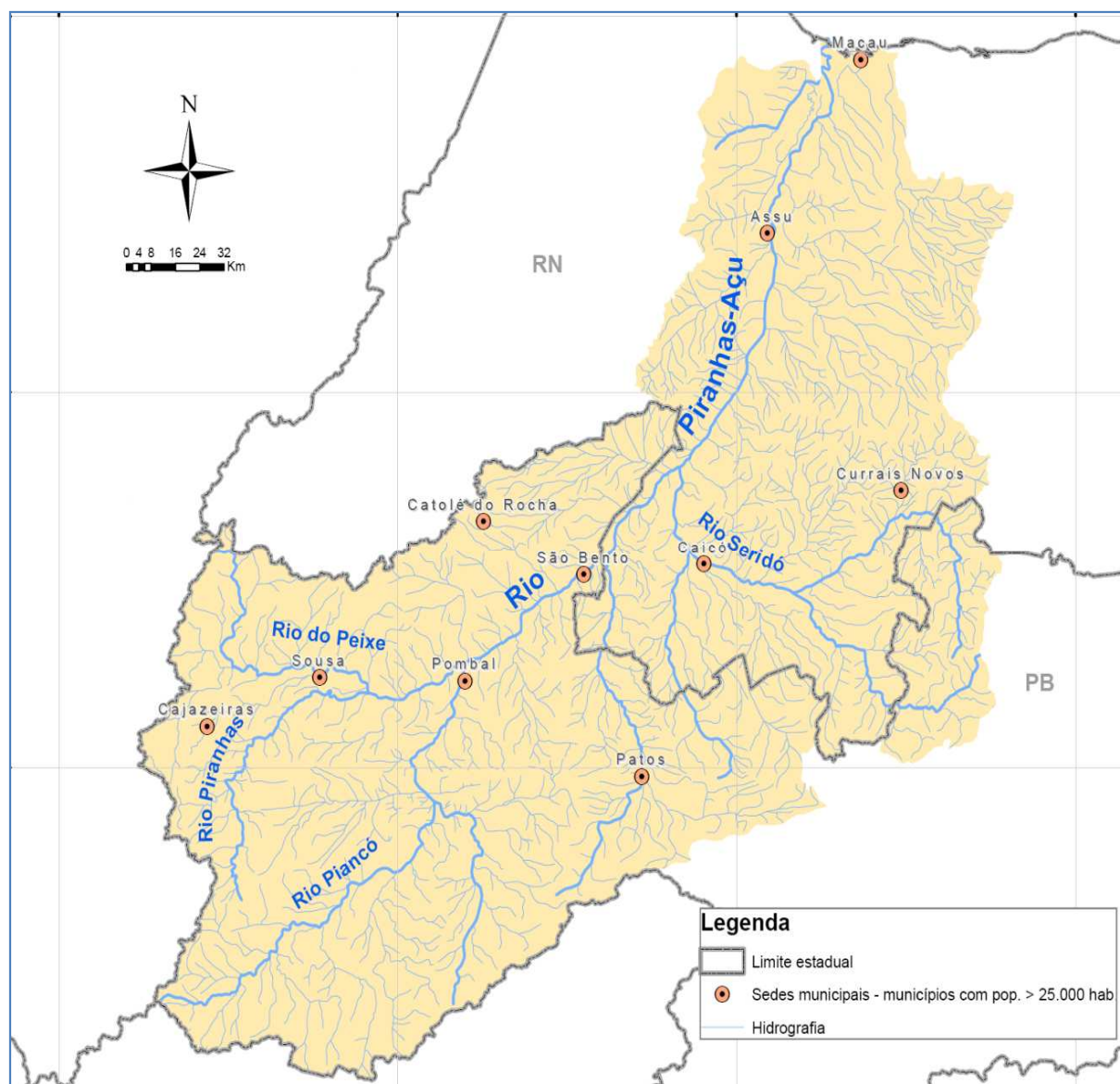
3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do rio Piranhas-Açu (Figura 2) insere-se na Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, tem uma área de 286.802 km², equivalente a 3,4% do território brasileiro, que abrange parte dos estados do Rio Grande do Norte (40%) e da Paraíba (60%). Essa bacia corresponde à maior unidade hidrográfica da Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental (RH) com 15% de sua área, correspondendo a uma área de drenagem de 43.681,50 Km² (Figura 3) (ANA, 2010).

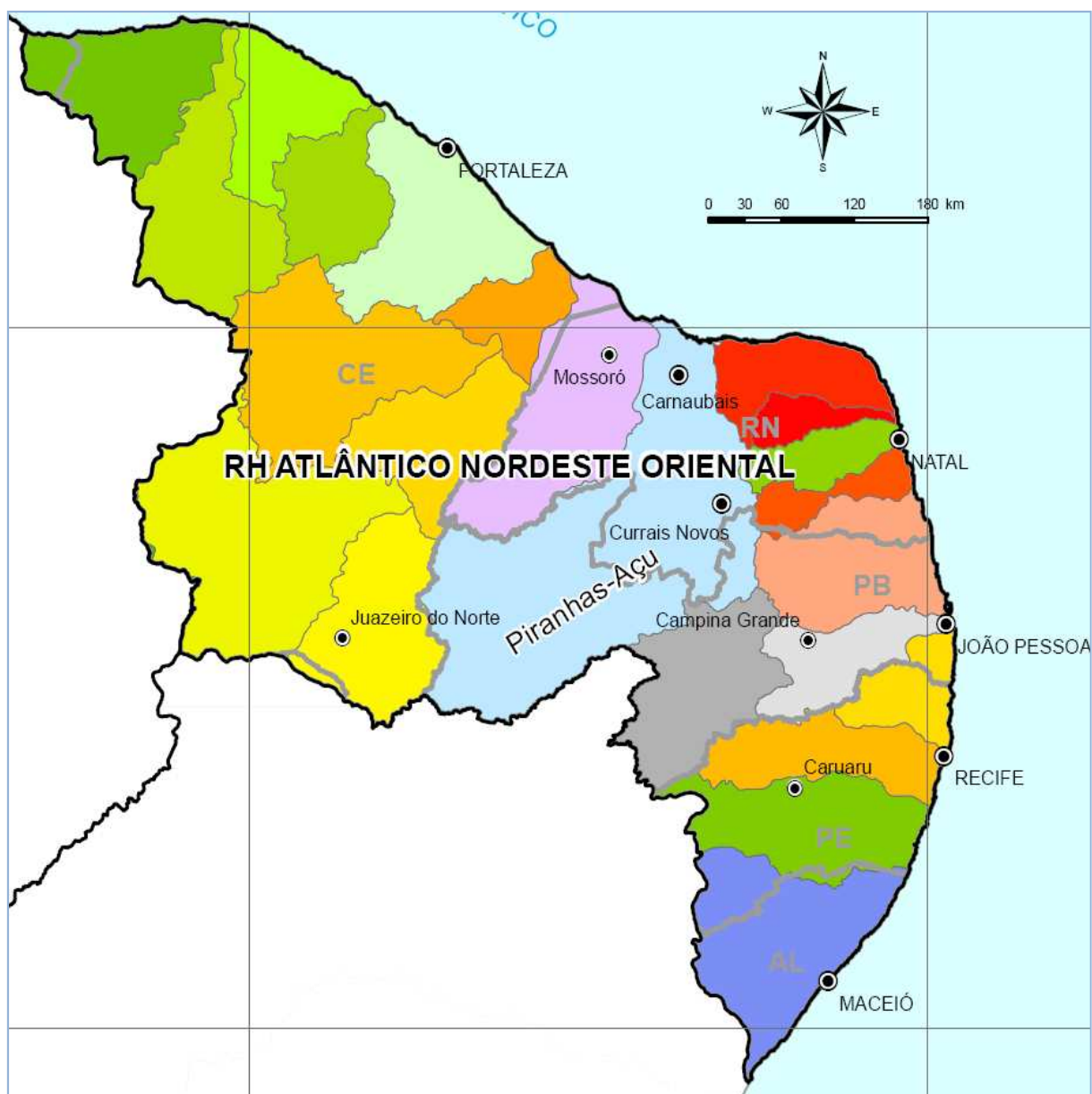
A RH apresenta precipitação média anual de 1.052 mm, considerada abaixo da média do país, que é de 1.761 mm com vazão média de 774 m³/s, correspondendo a 0,4% da vazão média no país. A sua disponibilidade hídrica, levando-se em conta a vazão regularizada pelos reservatórios da região, é de 91,5 m³/s (0,1% da média nacional). Sua vazão específica é de apenas 2,7 L s⁻¹km⁻², considerada baixa quando comparada com a média brasileira, que é de 20,9 L s⁻¹ km⁻², caracterizando assim a região do semiárido (ANA, 2010).

A região do Baixo-Açu, Estado do Rio Grande do Norte, corresponde à porção nordeste da Bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu, compreendendo cerca de 1% da área desta. Os solos predominantes são os neossolos fulvicos associados com gleissolos sálcos sódicos os quais dão sustentação à floresta de galeria, que tem como principal representante a carnaubeira (*Copernicia cerífera Mart*) (OLIVEIRA, 1988). O rio Piranhas-Açu nasce na Serra do Piancó no Estado da Paraíba e desemboca no município de Macau, no Rio Grande do Norte. Como a maioria dos rios do semiárido nordestino, à exceção do rio São Francisco e do Parnaíba, é um rio intermitente em condições naturais e é perenizado por dois reservatórios de regularização, Coremas-Mãe d'Água, na Paraíba, e a barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte (ANA, 2010).



(Fonte: Termo de referência para o plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Piranhas-Açu)

Figura 2 - Mapa esquemático da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu.



(Fonte: Termo de referência para o plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Piranhas-Açu)

Figura 3 - A Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental e suas 23 unidades hidrográficas

3.2. – PONTOS DE COLETA

Os pontos de coleta foram escolhidos por possuírem melhores acessos ao rio e de maneira a identificar os possíveis agentes causadores de modificação das características da água encontrados ao longo do rio (Figura 3), sendo nove no total, dos quais um corresponde à área que forma o lago da barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves denominada de

referência, e os demais oito correspondem ao trecho de 40,1 km do rio Açu, a jusante desse ponto de referência, denominadas áreas de uso (AUs), englobando os municípios de Açu, Ipanguaçu, Afonso Bezerra, Carnaubais e Alto do Rodrigues, que correspondem ao trecho entre os pontos 5°40'8.07"S/36°53'4.01"O, situado na parede da barragem e 5°19'1.90"S/36°47'3.00"O, situado no último ponto de coleta (Tabela 1).

Tabela 1 - Distância dos pontos amostrais à área de referência

Ponto	Coordenadas	Distância da área de referência (km)
P1	5°35'6.90"S 36°53'38.60"O	9,4
P2	5°33'59.40"S 36°53'29.60"O	11,4
P3	5°32'6.10"S 36°53'56.90"O	15,0
P4	5°30'5.90"S 36°53'8.70"O	18,5
P5	5°26'8.60"S 36°51'29.50"O	26,0
P6	5°23'34.80"S 36°50'13.60"O	31,0
P7	5°22'1.70"S 36°49'25.30"O	34,1
P8	5°19'1.90"S 36°47'3.00"O	40,1

Na área de referência foram realizadas trinta coletas aleatoriamente, visando a reduzir a variabilidade, e, para os demais pontos (rio), foram coletadas três repetições em cada ponto de coleta, nos quais foi tomada como valor da grandeza a média das três repetições. As amostras foram coletadas em garrafas plásticas de 2000 mL, identificadas e conservadas em caixas de isopor, sendo posteriormente conduzidas para o Laboratório de Análise de Água e Solos do IFRN Campus Ipanguaçu e mantidas em refrigeração até a total análise de suas características físicas, químicas e físico-químicas.

As coletas foram realizadas em cinco épocas distintas durante os anos de 2009 e 2010 (Tabela 2), observando-se os principais fatores capazes de interferir na qualidade da água (Figura 4), além da pluviosidade na região (Figura 5), tomando-se o cuidado de coletar amostras nas estações seca (E1 e E2) e chuvosa (E3, E4, e E5), destacando-se o pico de pluviosidade (E5).

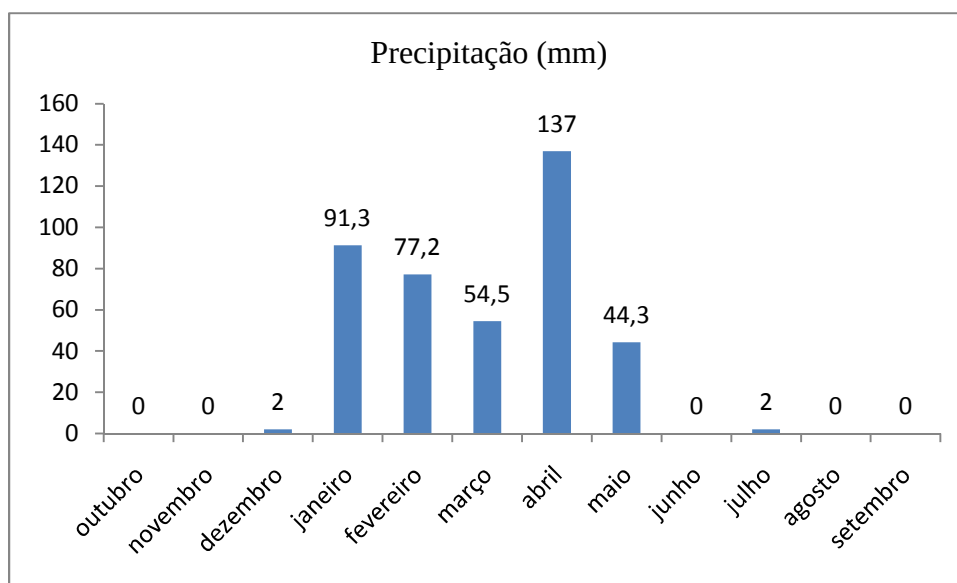
Tabela 2 - Datas das épocas de coleta

Época	Data
1ª (E1)	27/10/09
2ª (E2)	25/11/09
3ª (E3)	12/01/10
4ª (E4)	10/02/10
5ª (E5)	28/04/10



(fonte: Google Earth)

Figura 4 - Disposição dos pontos de coleta com referência na parede do Açude Armando Ribeiro Gonçalves



(Fonte: EMPARN Ipanguaçu)

Figura 5 – Pluviosidade para o período de outubro/09 a setembro/10

Para evitar interferências na concentração, antes de cada coleta, as garrafas foram lavadas com água e detergente neutro e enxaguadas com água destilada e deionizada. Ao chegar ao ponto amostral, lavou-se cada garrafa três vezes com a água do ponto de coleta, a fim de evitar interferências nos valores das características. As coletas foram realizadas a uma profundidade aproximada de 30 cm e a uma distância média de 5 m da margem em todos os pontos, iniciando-se a coleta às 08 horas e finalizando-se a meio dia. As amostras destinadas à análise de cálcio, magnésio, cloretos e bicarbonatos foram refrigeradas a 4°C, e as amostras destinadas à análise de sódio, potássio e sulfato foram filtradas e refrigeradas a 4°C.

3.3 - CARACTERÍSTICAS AVALIADAS

Foram analisadas Condutividade Elétrica (CE), pH, concentrações de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloretos, sulfatos e bicarbonatos, segundo metodologia proposta por APHA(1998), (Tabela 3), e calculada a RAS (RICHARDS, 1954), (Equação 1).

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (\text{Equação 1})$$

Tabela 3 – Métodos utilizados para obtenção dos valores das características

Característica	Método
CE	Condutivímetro de bancada
pH	pH-metro de bancada
Sódio	Fotômetro de chama
Potássio	Fotômetro de chama
Cálcio	Titulométrico
Magnésio	Titulométrico
Sulfatos	Turbidimétrico
Bicarbonato	Titulométrico

3.4. – MÉTODO APLICADO

Para análise dos dados, foram estudados 9 indicadores de qualidade de água, que foram utilizados para a determinação dos índices de qualidade das águas. Os resultados dessas análises foram tabulados em uma planilha do Microsoft ExcelTM. Para avaliar a qualidade da água, foram utilizados os procedimentos propostos por AYERS e WESTCOT (1999) e Rodrigues (2010). Foram tomadas como referência trinta (30) amostras de água da área referência, na qual se calcularam a média e o respectivo desvio padrão para cada característica avaliada.

Para se estimar em termos de desvio das áreas de uso, em relação aos valores de referência, e levando-se em consideração a distribuição normal dos dados, estes foram padronizados de acordo com a Equação 2:

$$z_i = \frac{x - \bar{x}}{\sigma} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

z_i = valor padronizado da variável normal com média μ e variância σ^2 ;

x = valor da característica avaliada na área de uso;

$\bar{x}$ = valor médio da característica avaliada na área de referência;

σ = desvio padrão da característica avaliada na área de referência.

Vale salientar que a diferenciação dos desvios das AUs, em relação à área de referência, foi determinada adotando-se a faixa de valores compreendidos entre -1,96 a 1,96, isso referente a uma probabilidade de 95% de que o valor esteja na referida área, ou seja, os

valores contidos no determinado intervalo não apresentam diferenciação com o valor obtido na área de referência.

Para calcular o índice de qualidade da água, utilizou-se a Equação 3, adaptada Rodrigues (2010):

$$W_{IR} = \frac{\sum_{i=1}^N |z_i|}{N} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

W_{IR} = índice de qualidade da água;

z_i = valor padronizado da variável analisada;

N = número de características avaliadas.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – CARACTERÍSTICAS AVALIADAS

Os menores valores de pH foram sempre registrados em P1, para E1, E2, E3 e E5 e P2 em E4 (Figura 6), possivelmente em decorrência desses serem os primeiros pontos amostrais, coletados nas horas de temperaturas mais amenas, entre 7h30 e 8h30 da manhã. Nesse horário há uma maior quantidade de CO₂ dissolvido, o que aumenta a acidez da água (HERMES et al., 2006). Com o decorrer da amostragem, havia maior incidência de luz, o que provoca elevação da taxa de realização de fotossíntese, acarretando no aumento do pH em virtude da diminuição da quantidade de CO₂ dissolvido, fazendo com que, de maneira geral, essa característica tenha um incremento em seu valor a medida que há o distanciamento entre a área de coleta e a barragem.

A área de referência apresentou médias de pH 8,42; 8,61; 8,63; 9,04 e 9,12, enquanto os valores médios anotados no rio foram de 8,33; 7,92; 7,92; 8,13 e 8,61 para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente. Esses valores estão acima dos considerados normais para a água de irrigação conforme AYERS e WESTCOT (1999), apresentando restrição severa. Segundo esses autores, águas com pH superior a 7,0 apresentam restrição moderada, enquanto valores acima de 8,0 denotam restrição severa nesse aspecto. As águas do rio, exceto por E1 e E5, apresentam valores de pH menores que a área de referência. Em E1, possivelmente pela diferença de horário de coleta, haja vista que nessa época a água de área de referência foi coletada pela manhã enquanto a água do rio foi coletada à tarde, gerando uma diferença no comportamento do gráfico. Em E5, apenas P8 apresentou valor acima da área de referência, provavelmente devido à existência de plantas aquáticas no local de coleta, diminuindo a concentração de CO₂ na água e aumentando seu pH. Isso denota uma melhor qualidade para fins de irrigação, apresentando, contudo, restrição entre moderada e severa para risco de obstrução de emissores. Tal fato se deve possivelmente à aeração provocada pela comporta, através da qual flui a água para a perenização do rio. Essa aeração provoca uma maior dissolução de dióxido de carbono, o que reduz o pH da água.

Elevados valores de pH podem promover problemas de toxicidade de íons, propiciar a precipitação de íons de baixa solubilidade em pH alcalino, além de atuar no equilíbrio $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$, favorecendo a conversão do bicarbonato em carbonato, este último

menos solúvel. A formação de compostos de baixa solubilidade pode ocasionar a obstrução de tubulações e emissores, reduzindo a uniformidade de aplicação e, conseqüentemente, o rendimento da cultura. Egreja Filho et al., (1999) salientam que a alcalinidade excessiva em águas para fins de fertirrigação pode causar uma série de inconvenientes, que vão desde a obstrução de emissores, como mencionado anteriormente, pela precipitação de fosfatos e carbonatos, até a redução da disponibilidade de micronutrientes para as culturas. No solo, elevados valores de pH podem prejudicar o crescimento de raízes, provocar redução da assimilação de fósforo, ferro zinco cobre e magnésio (HARENDIA, 1999 apud ALMEIDA; GISLBERT 2005; RIBEIRO et al., 2010) além de potencializar os efeitos do sódio em virtude dos compostos desse elemento serem mais solúveis em pH elevado.

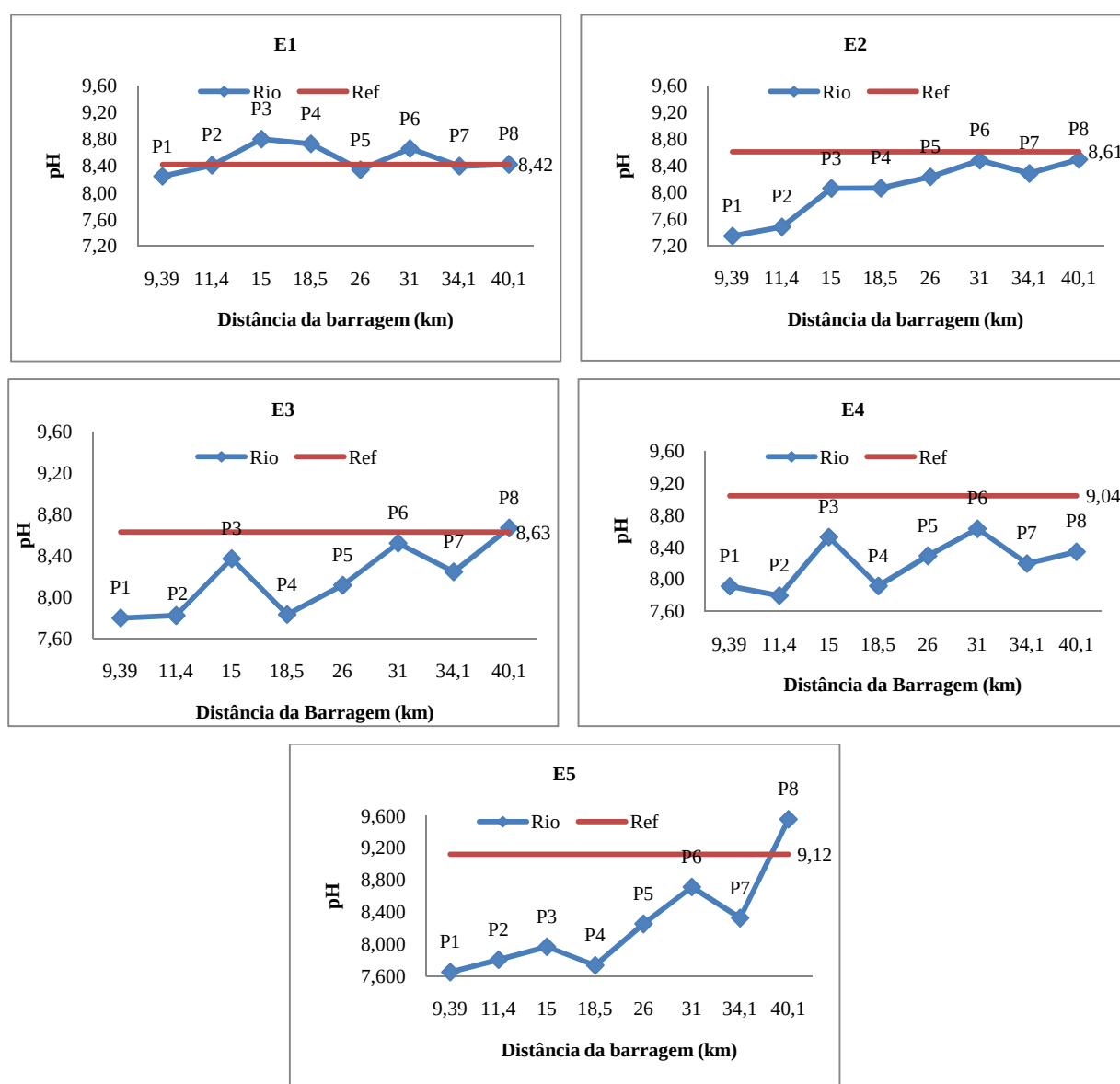


Figura 6 - Variação espacial e temporal do pH para as épocas avaliadas.

Um dos ânions de grande influência no pH das águas superficiais é o bicarbonato, devido ao seu caráter tamponante e à sua capacidade de neutralizar ácidos (APHA, 1998). Elevadas concentrações desse ânion na água de irrigação podem gerar aumento do pH do solo, provocando desequilíbrio nutricional e acentuando a deficiência de micronutrientes (BOHN et al., 1979; RIBEIRO et al., 2010). As concentrações de HCO_3^- para a área de referência em E1, E2, E3, E4 e E5 foram 1,27; 1,21; 1,15; 1,10 e 1,41 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ respectivamente (Figura 7), sendo classificadas como sem restrição para uso em irrigação segundo AYERS E WESTCOT(1999). Contudo, mesmo águas com baixas concentrações de bicarbonatos podem causar problemas de incrustações sobre folhas, frutos e flores, caso a evaporação seja elevada e a umidade muito baixa, isto é, menor que 30%. Essas incrustações podem dificultar a comercialização dos produtos em virtude da má aparência. Além disso, o bicarbonato pode reagir com o cálcio, formando o carbonato de cálcio, um sal de baixa solubilidade, que irá precipitar e retirar o cálcio da solução do solo, o que poderá causar problemas de infiltração e aumentar o risco de sodificação (MORAIS et al., 1998).

Para as águas do rio, as concentrações médias das cinco épocas amostrais 1,33; 1,27; 1,45; 1,46 e 1,31 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ colocam o bicarbonato como o ânion predominante, o que corrobora com os dados obtidos por Melo Júnior et al. (2003) que classificaram as águas do rio Açu como bicarbonatadas-sódicas. Percebe-se que, em todas as épocas, exceto em E1 e E5, os teores de bicarbonato no rio são maiores que os valores registrados na área de referência. O menor valor médio de E5 se deve ao valor mínimo de bicarbonato registrado em P8 (1,14 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$) devido ao elevado valor de pH apresentado por esse ponto (9,1), o que favorece a conversão do bicarbonato em carbonato, interferindo na concentração média dessa época. O valor máximo – 1,51 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ – foi anotado no P3 em E4, sendo este o único ponto amostral que apresentou restrição ligeira à moderada, estando todos os demais pontos na faixa de 0 a 1,5 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ considerada sem restrição por Ayers e Westcot (1999).

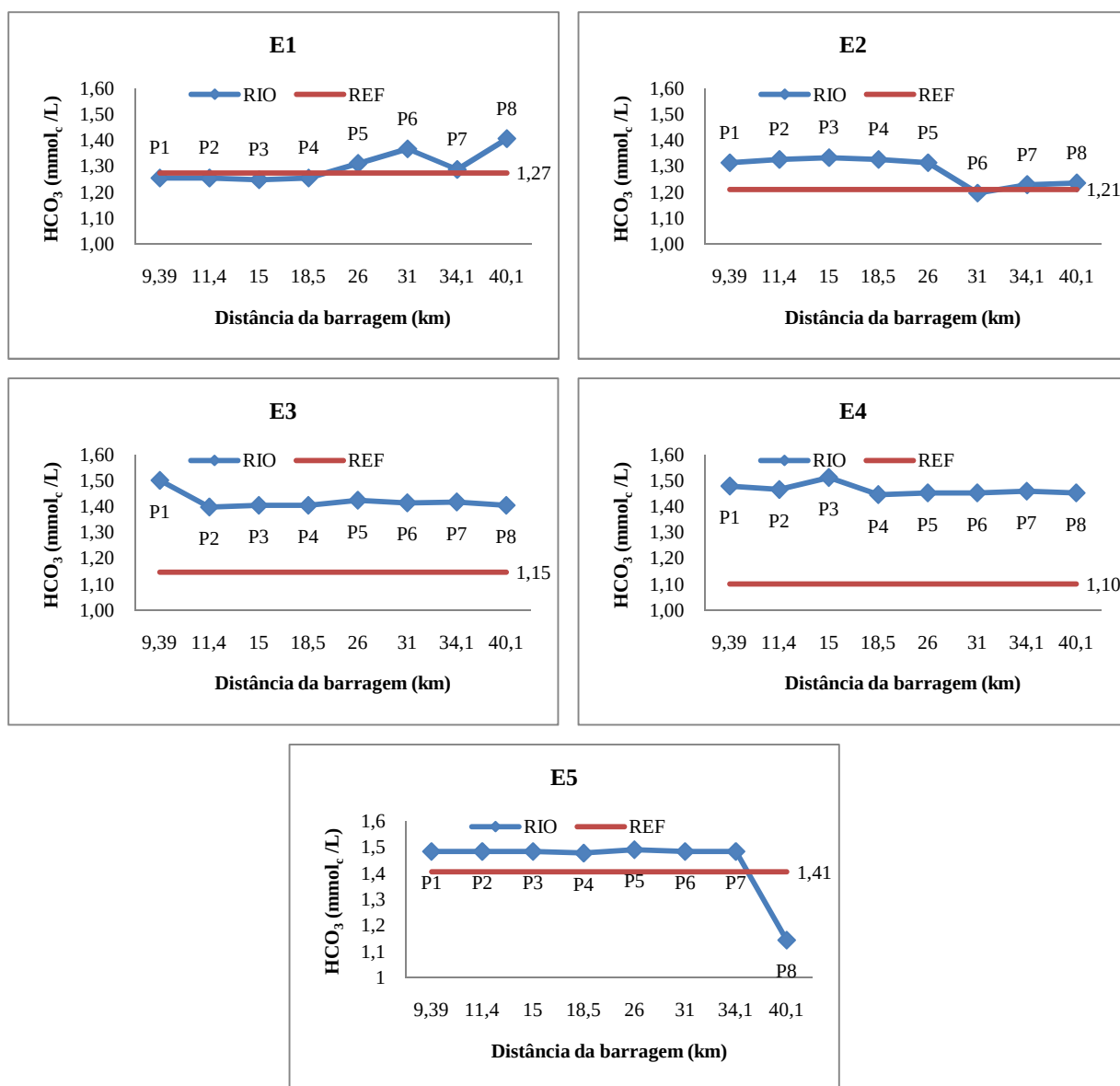


Figura 7 - Variação espacial e temporal da concentração de bicarbonato para as épocas avaliadas.

Em virtude de o sódio ser um elemento de alta reatividade, quase todos os compostos formados por ele têm elevada solubilidade (MAHAN; MYERS, 2002; LEE, 2003; KOTZ; TREICHEL, 2005), fazendo com que este sempre se encontre em sua forma iônica, quer seja na água, quer seja na solução do solo, independentemente do pH destas. Os valores registrados para a área de referência foram 0,97; 1,00; 0,98; 1,00 e 0,99 mmol_c L⁻¹, enquanto os valores médios para as águas do rio foram 0,93; 0,97; 0,92; 1,01; e 1,13 mmol_c L⁻¹ para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente (Figura 8). Tais valores colocam o Na⁺ como o cátion de maior predominância nas águas do rio Açu, superando Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺, o que vem a corroborar dados encontrados por Melo Júnior et al.(2003) que observaram essa proporção para as águas do referido rio. Esse fato é devido, provavelmente, à faixa de pH observada que,

em média, variou de 7,92 a 8,61, a qual favorece maiores concentrações de Na^+ em detrimento da concentração de Ca^{2+} uma vez que os compostos deste íon são pouco solúveis em pH alcalino.

Observa-se ainda que E5 apresenta o maior valor médio de concentração, sendo 21,7% maior que E1; 16,29% maior que E2; 22,65% maior que E3; e 11,34% maior que E4. Esse fato pode ter sido proveniente da lixiviação de sais depositados no solo, uma vez que essa amostragem foi feita na estação chuvosa, na qual aumenta o uso de gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) que provoca a liberação do sódio, e este é conduzido pelas águas de drenagem para o rio. Resultados semelhantes foram encontrados por Frota Júnior (2007) em estudos sobre a variação espacial e temporal das águas do trecho perenizado do rio Curú/CE. A drenagem de áreas agrícolas também pode ser o motivo de P8 apresentar, em todas as épocas amostrais, concentração acima da área de referência, haja vista que esse ponto está mais distante da área de referência e pode sofrer efeito cumulativo das águas provenientes de drenagem agrícola.

O ponto 3, na 4ª época, apresentou o valor mínimo ($0,79 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) e P8 em E5 o valor máximo para a concentração de sódio ($1,30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$). Considerando que os valores normais para a água de irrigação estão entre 0 e $40 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (AYERS e WESTCOT, 1999), 100 % das amostras são classificadas como sem restrição ao uso em irrigação, no que se refere à concentração de sódio. Elevadas concentrações desse cátion na água de irrigação podem acarretar no aumento da Porcentagem de Sódio Trocável (PST) no solo. Como efeito, a predominância de sódio em relação aos demais cátions, no complexo de troca, pode promover a dispersão e migração dos colóides no perfil do solo, com obstrução de poros e redução da movimentação de ar e água, dificultando o crescimento dos vegetais (FREIRE et al., 2003).

Essa dispersão se deve a menor carga apresentada pelo sódio (monovalente), além do seu raio hidratado, maior que o dos outros cátions presentes no complexo sortivo do solo, o que causa uma menor atração entre o sódio e as partículas de argila, acarretando em um aumento da dupla cama difusa e gerando sua dispersão, reduzindo assim a condutividade hidráulica do solo, dificultando a infiltração de água, diminuindo o perfil molhado e afetando dessa maneira a absorção de nutrientes nas camadas subsuperficiais do solo. Além disso, o sódio em altas concentrações na solução do solo inibe a absorção de outros cátions, principalmente cálcio, magnésio e potássio (RODRIGUES, 2010).

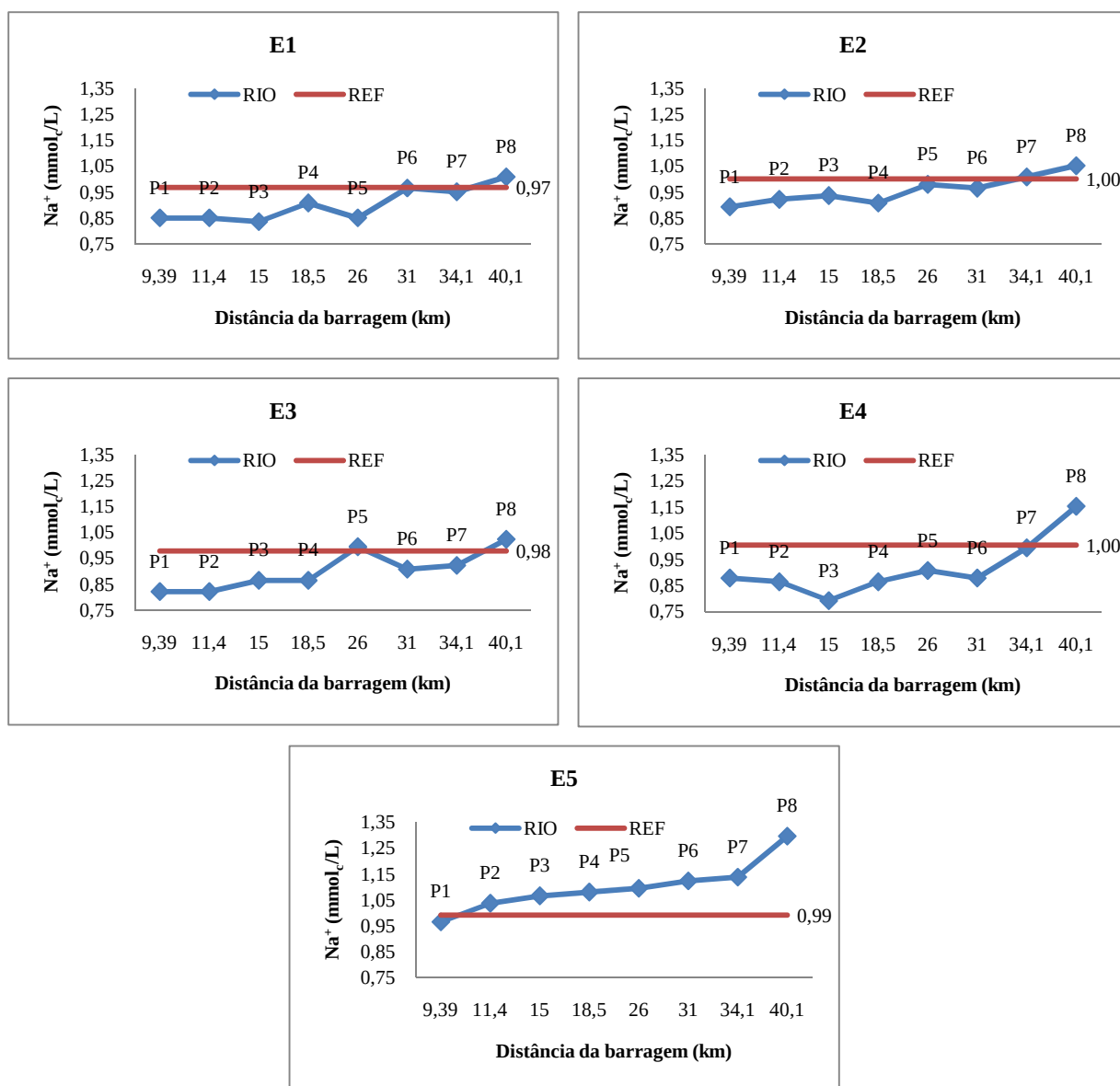


Figura 8 - Variação espacial e temporal da concentração de sódio para as épocas avaliadas.

Os compostos de potássio, assim como os de sódio, têm elevada solubilidade em água; este, porém, possui menor raio hidratado (MAHAN e MYERS, 2002; LEE, 2003; KOTZ e TREICHEL, 2005) e, por esse motivo, apresenta menor caráter dispersante em relação ao sódio, tem mobilidade moderada no solo e é desejável na água de irrigação (TROEH e THOMPSON, 2007). Esse cátion é o segundo nutriente mais absorvido pela maioria das espécies vegetais. Na solução do solo, o K^+ compete com vários cátions pelos sítios de adsorção, principalmente com NH_4^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , e como a diminuição ou aumento da oferta de determinado cátion influencia diretamente na absorção dos demais, um aumento na oferta de potássio no solo causado pela adubação ou fertirrigação pode reduzir a absorção desses nutrientes pela planta (ERNANI et al., 2007). Os valores médios para as concentrações

de K^+ para a área de referência foram 0,125; 0,078; 0,084; 0,096 e 0,076 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$, enquanto que para o rio foram anotados 0,085; 0,080; 0,076; 0,076 e 0,097 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente (Figura 9).

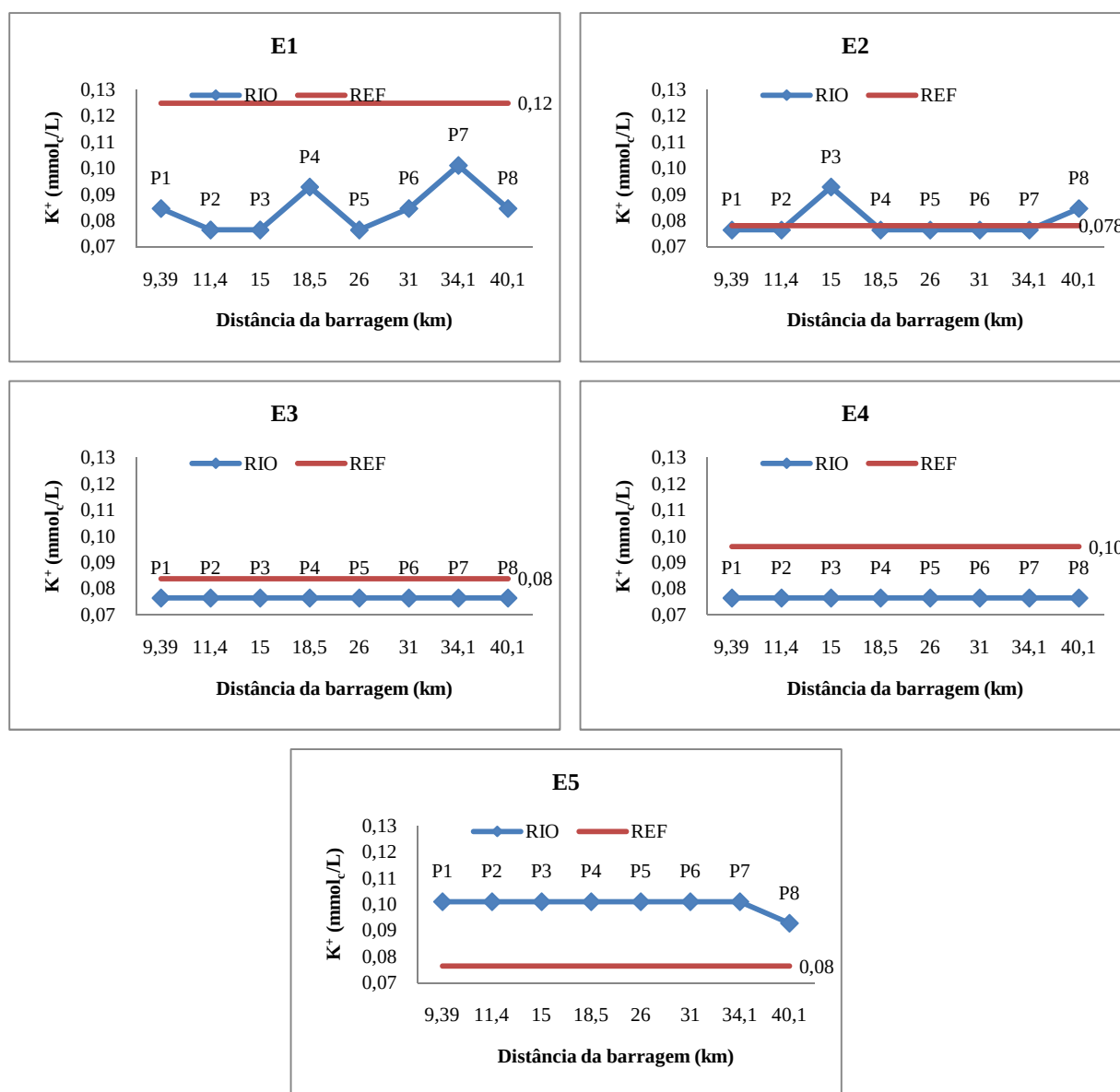


Figura 9 - Variação espacial e temporal da concentração de potássio para as épocas avaliadas.

Esses valores, apesar de baixos, estão além da faixa considerada normal para irrigação, que vai de 0 a 0,05 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ tanto na área de referência como no rio (AYERS e WESTCOT, 1999). Os valores médios de concentração do potássio decrescentes nas quatro primeiras épocas amostrais podem ser fruto da diluição provocada pela pluviosidade observada nesses meses (Figura 5). Observa-se ainda que a média de E5 é 14,53; 20,36; 26,85 e 26,85 % maior que E1, E2, E3 e E4 respectivamente; fato ocorrido possivelmente pela água

de drenagem das margens ocupadas pela cultura da bananeira, na qual se utiliza a adubação potássica.

O cálcio, após o nitrogênio e o potássio, é o nutriente mais exigido pelas plantas, o que lhe confere grande importância na água de irrigação (TROEH e THOMPSON, 2007). Devido ao fato de ser bivalente e possuir raio hidratado menor que os cátions monovalentes, como o sódio, o cálcio é atraído mais fortemente pelas partículas de argila, apresentando caráter floculante, evitando a dispersão e favorecendo a infiltração de água no solo (AYERS e WESTCOT, 1999). Os valores médios de concentração de cálcio para a área de referência foram 0,79; 0,72; 0,55; 0,60 e 0,91 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$, enquanto que para o rio foram registrados 0,70; 0,70; 0,52; 0,52 e 0,69 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente (Figura 10).

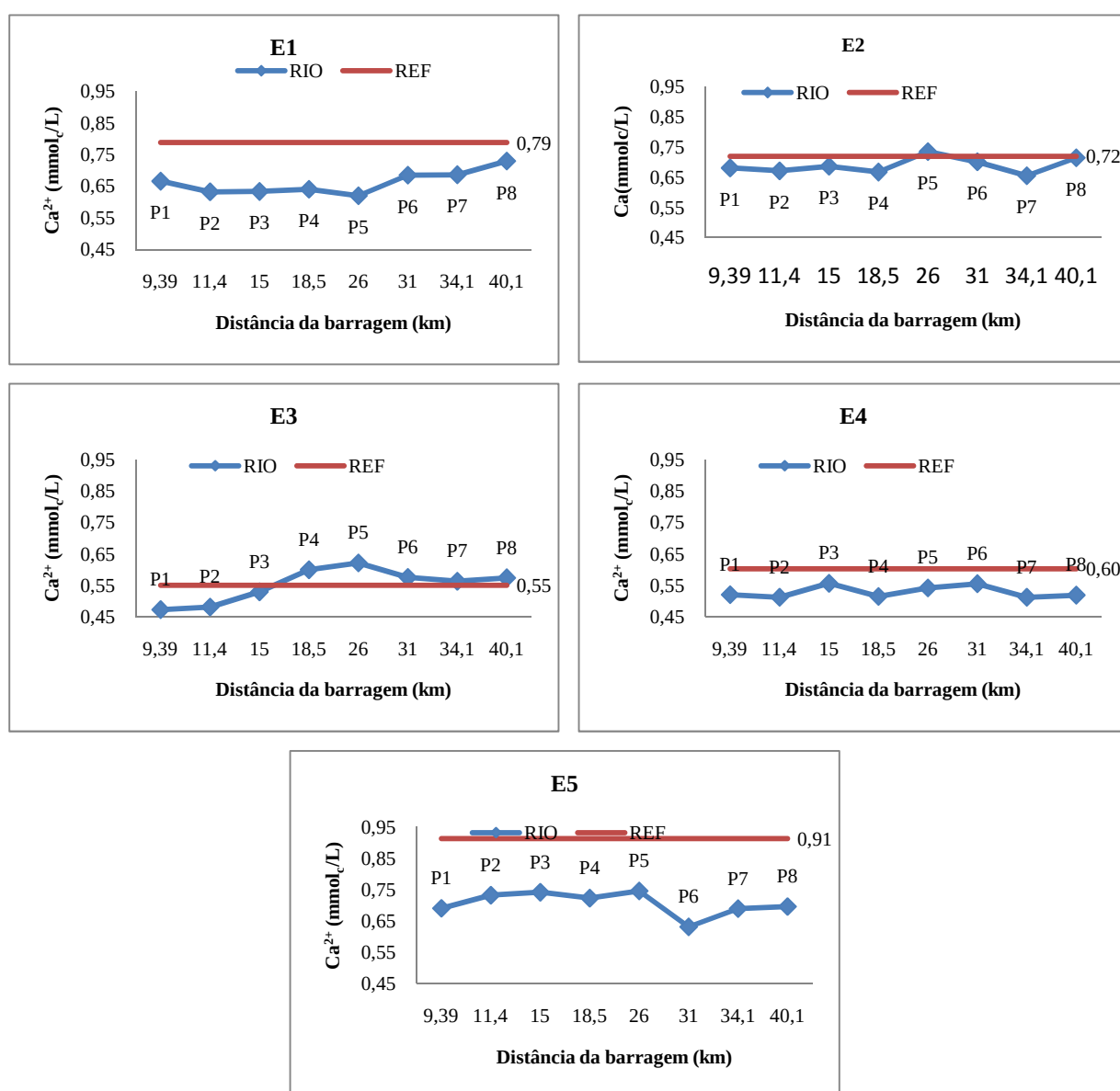


Figura 10 - Variação espacial e temporal da concentração de cálcio para as épocas avaliadas.

Pode-se observar que, em todas as épocas amostrais, as médias das concentrações de Ca^{2+} do rio são inferiores às médias da barragem tomada como referência; sendo também menores que os valores encontrados por Melo Júnior et al. (2003) para as águas de um trecho do mesmo rio. Isso possivelmente se deve a valores um pouco mais elevados de pH, o que favorece a precipitação dos sais de cálcio em virtude deste sofrer hidrólise em meio alcalino formando compostos de baixa solubilidade. Provavelmente por esse motivo, observa-se que os pontos que apresentam valores de pH mais elevados coincidem com as menores concentrações de Ca^{2+} .

A interação do cálcio com ânions como bicarbonato, carbonato, fosfato e sulfato gera compostos de elevada energia reticular e baixa solubilidade (LEE, 2003), os quais em elevado pH podem precipitar e causar obstrução em emissores e tubulações, reduzindo a uniformidade de distribuição e comprometendo o rendimento da cultura (NAKAYAMA e BUCKS, 1986; AYERS e WESTCOT, 1999; EGREJA FILHO et al., 1999; MEDEIROS et al., 2003). Conforme estudos realizados por Medeiros et al. (2003) sobre a qualidade de água para irrigação na região produtora de melão da Chapada do Apodi no Rio Grande do Norte, a adição de fertilizantes fosfatados a águas com concentrações de cálcio superiores a $6 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ pode causar obstrução de emissores em sistemas de irrigação localizada, sendo agravados por concentrações de bicarbonatos superiores a $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$. Porém, levando-se em consideração que o valor máximo da concentração de cálcio foi registrado no P5 em E5 ($0,75 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), 100% das amostras analisadas podem ser classificadas como sem restrição com relação a essa característica. Todavia, os baixos valores de concentração de cálcio nessas águas influenciam nos efeitos da RAS, potencializando os efeitos do sódio na dispersão das argilas, ocasionando problemas de permeabilidade no solo.

O cálcio e o magnésio são quimicamente similares, entretanto existem diferenças importantes no comportamento desses íons, dentre elas a solubilidade de seus compostos, uma vez que os compostos de magnésio são mais solúveis que os de cálcio (PEDROSA e CAETANO, 2002) e, por apresentar maior raio hidratado, o Mg^{2+} é adsorvido menos fortemente pelo complexo sortivo do solo, sendo lixiviado mais facilmente (TROEH e THOMPSON, 2007). Algumas culturas podem apresentar menores produtividades em solos com elevado teor de magnésio ou quando irrigadas com águas com elevados níveis desse íon (AYERS e WESTCOT, 1999). Os teores médios de magnésio para a área de referência foram 0,37; 0,42; 0,56; 0,60 e 0,39 $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ para E1, E2, E3, E4 e E5 (Figura 11). Observa-se um aumento entre as épocas de E1 a E4, fruto provavelmente da concentração dos sais decorrente da evaporação. O menor valor registrado em E5 pode ser decorrente da amostragem ser

realizada no mês de maior precipitação, o que provoca a diluição dos sais, o que corrobora resultados encontrados por Lobato et al. (2008) para as águas da barragem Santa Rosa, CE, em que, dentre outras características, Na^+ , K^+ e Mg^{2+} apresentaram uma diferença significativa entre as estações seca e chuvosa, com teores menores na estação chuvosa.

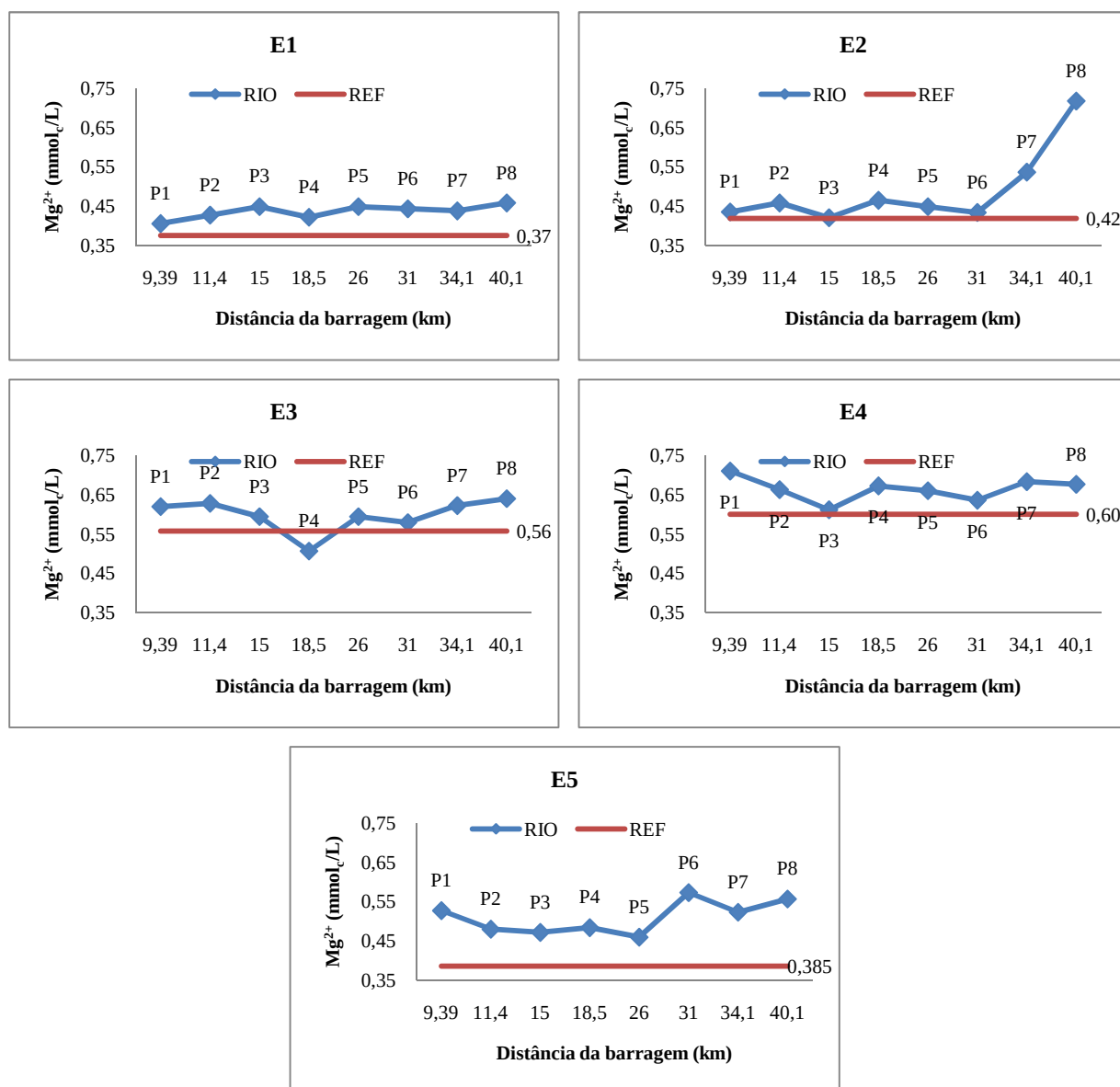


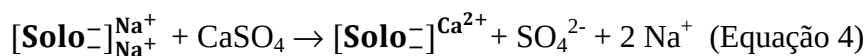
Figura 11 - Variação espacial e temporal da concentração de magnésio para as épocas avaliadas.

As médias de concentração de magnésio no rio também apresentaram o mesmo comportamento sendo 0,43; 0,58; 0,63; 0,69 e 0,54 $\text{mmol}_\text{L}^{-1}$ respectivamente, os valores anotados para E1, E2, E3, E4 e E5. Percebe-se que, em todas as épocas amostrais, o teor de Mg^{2+} nas águas do rio é superior à concentração do íon na área de referência, contudo sem apresentar restrições ao uso em irrigação (AYERS e WESTCOT, 1999). Todavia, deve-se

ressaltar o fato de que em E3, e E4 a relação $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ apresentou resultado menor que 1. Águas com valores de $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ inferiores à unidade e valores de $\text{Ca}^{2+}/\sum \text{Cations}$ inferiores a 0,15 frequentemente provocam deficiência de cálcio, em virtude dos baixos teores de cálcio em face aos de magnésio no complexo sortivo do solo e da competição entre estes cátions pelos sítios de troca. Além disso, os efeitos do sódio são ligeiramente maiores quando, na água de irrigação, ou na solução do solo, a proporção $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ é menor que a unidade, uma vez que, devido à menor força de atração apresentada pelo magnésio, pode haver dispersão das argilas, gerando problemas de infiltração.

O SO_4^{2-} é a forma mais oxidada do enxofre, e é nessa forma que as plantas o extraem da solução do solo (TROEH e THOMPSON, 2007). O sulfato na água de irrigação, assim como no solo, também pode influenciar na absorção dos cátions, uma vez que elevadas concentrações desse ânion podem promover a absorção de sódio em detrimento da absorção de cálcio (RODRIGUES, 2010), devido à baixa solubilidade do CaSO_4 , o que torna o cálcio indisponível para as plantas. As concentrações médias de sulfato em E1, E2, E3, E4 e E5 para a área de referência foram 0,17; 0,16; 0,18; 0,12 e 0,13 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$, enquanto que para o rio foram registrados os valores de 0,18; 0,19; 0,16; 0,22 e 0,13 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ respectivamente (Figura 12). Dados semelhantes foram obtidos por Silva Júnior et al. (1999), que atestaram que as águas do Nordeste brasileiro geralmente são pobres em sulfatos.

Observa-se que em E1, E2 e E4 as concentrações médias de sulfato no rio foram superiores às da área de referência, porém abaixo do valor limítrofe de 20 $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ proposto por Ayers e Westcot (1999). Resultados semelhantes foram encontrados por Lobato et al. (2008) nas águas para fins de irrigação do rio Acaraú, CE. A interação entre o sulfato e os demais íons tem grande relevância, uma vez que em um ambiente no qual haja carbonato de sódio e sulfato de cálcio (gesso) pode ocorrer a formação do sulfato de sódio que é tóxico para as plantas, em virtude da precipitação de cálcio na forma de carbonato devido a este sal ser insolúvel. O aumento da concentração de sulfato em E4 a partir de P4 pode ser devido à utilização de gesso, que solubiliza o sódio e o sulfato (Equação 4), ou à adubação com sulfatos de magnésio ou amônio



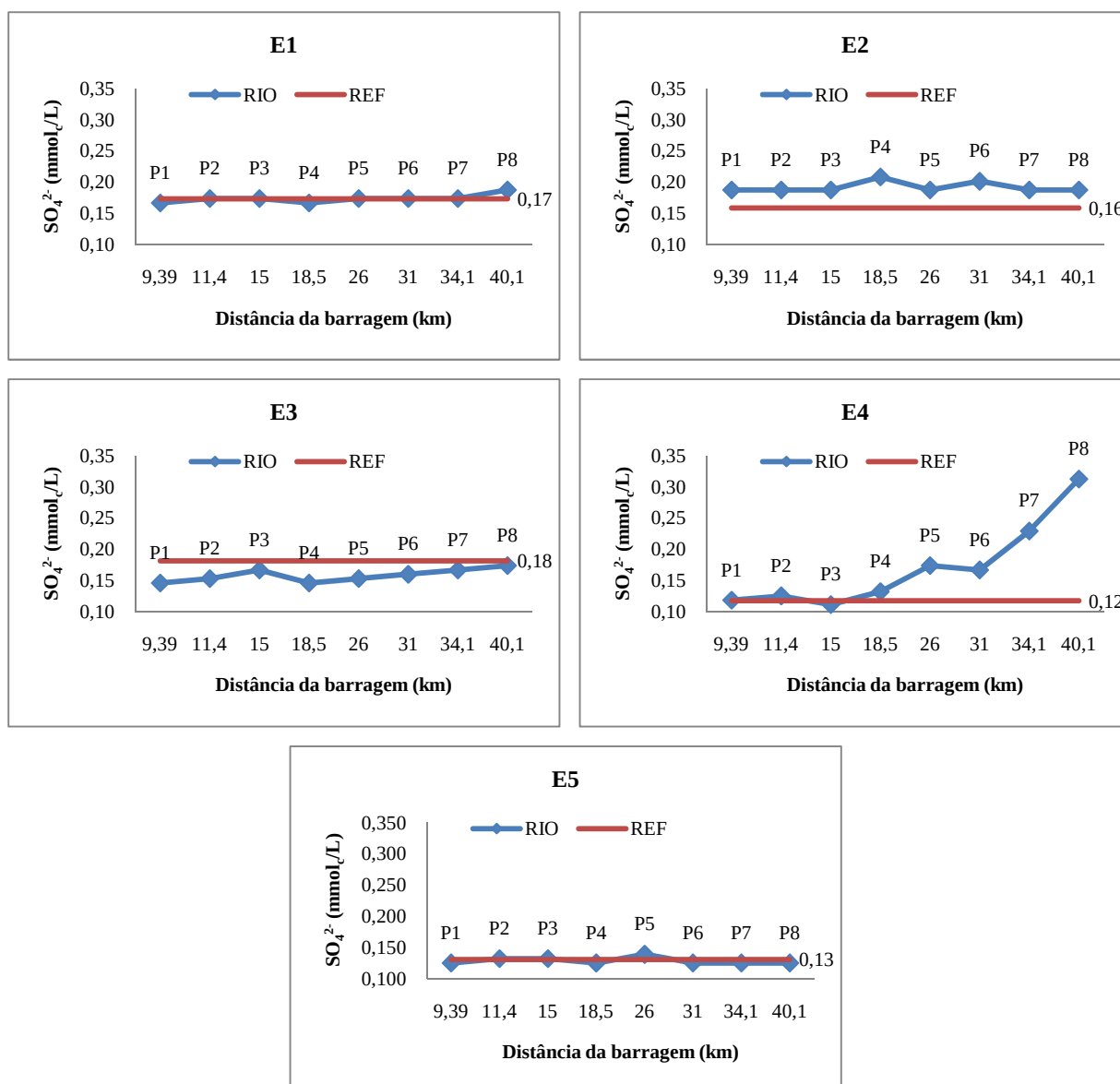


Figura 12 - Variação espacial e temporal da concentração de sulfato para as épocas avaliadas.

Os sulfatos juntamente com os cloretos são os principais formadores dos solos salinos (RODRIGUES, 2010), além de, no caso dos cloretos, poderem ocasionar problemas de toxicidade às culturas, sendo, neste aspecto, o cloreto um dos íons de maior relevância.

As médias de concentração de cloretos para a área de referência (Figura 10) podem ser classificadas como sem restrição quanto à toxicidade por cloretos, visto que apresentaram valores de 0,71, 0,79, 0,82, 0,77 e 0,84 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$ para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente. As águas do rio, por sua vez, embora apresentem médias de concentração mais elevadas que a área de referência com 0,85; 0,87; 0,88; 0,86 e 0,95 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$ para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente, também apresentam-se sem restrição à irrigação. Esse incremento pode ser atribuído à utilização de adubação potássica na forma de KCl, que

disponibiliza o potássio para as plantas enquanto o cloreto é lixiviado e drenado, chegando assim até o rio.

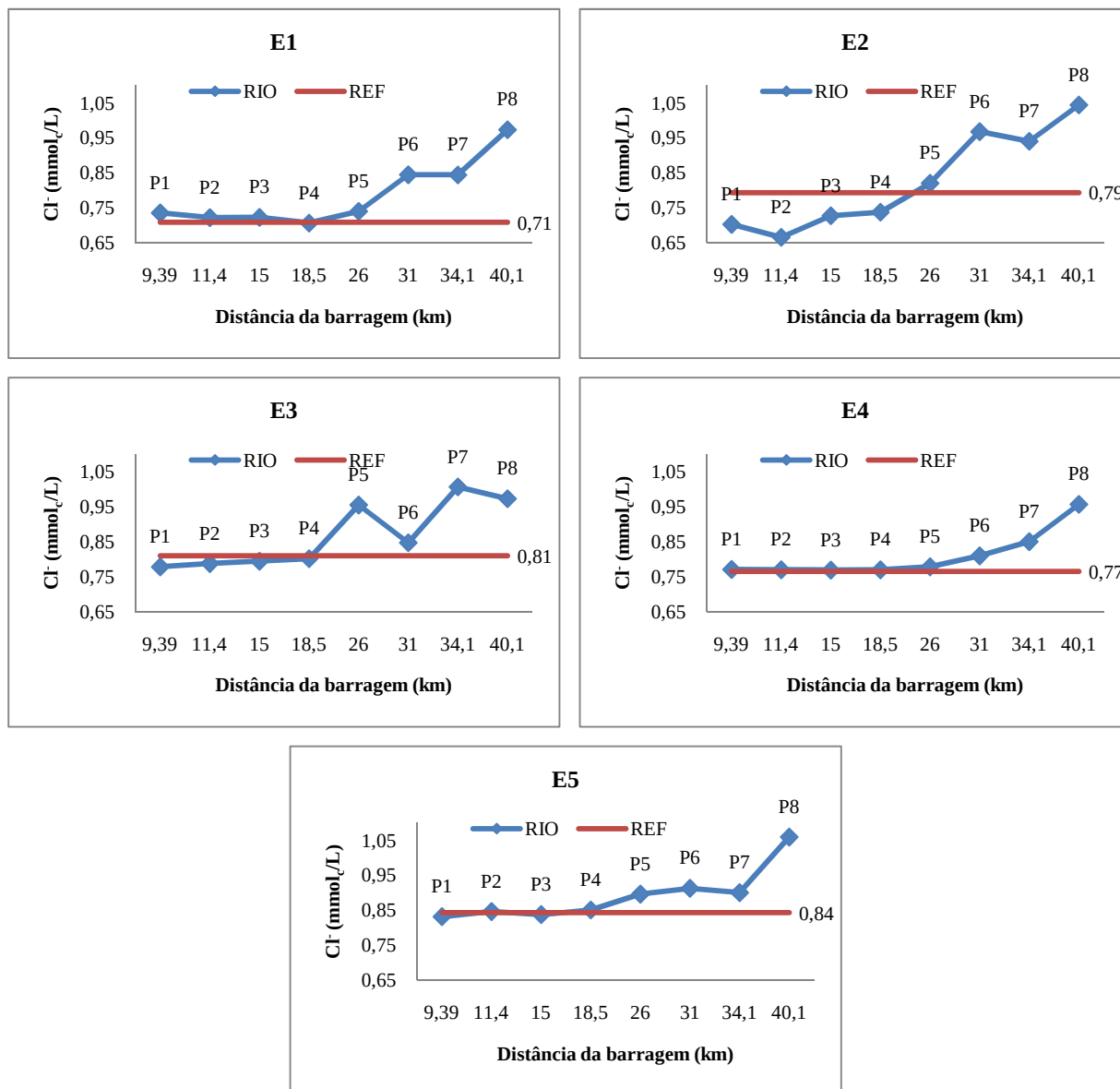


Figura 13 - Variação espacial e temporal da concentração de cloretos para as épocas avaliadas.

O acúmulo de cloretos no solo se deve principalmente à sua concentração na água de irrigação. Devido à sua elevada solubilidade, o cloreto não é adsorvido nas partículas do solo em que se desloca facilmente com a água, sendo absorvido pelas plantas e translocado até as folhas onde se acumula através da transpiração. Quando ocorre utilização do método de irrigação por aspersão, a absorção excessiva se dá através das folhas, podendo, em casos extremos, causar desfolhamento e queimaduras nelas. Águas com concentrações de Cl^- superiores a 4 mmol/L^{-1} , no caso da irrigação por superfície, e 3 mmol/L^{-1} , no caso do método

por aspersão, já apresentam restrição quanto à toxicidade por cloretos (AYERS e WESTCOT, 1999).

Contudo, mesmo para águas que não apresentam perigo de toxicidade, deve-se ter um manejo adequado, pois a toxicidade do cloreto pode se manifestar mesmo quando esse íon se encontra em concentrações relativamente baixas, conforme relatado por Moraes et al. (1998). Em solos sob cultivo intensivo, o acúmulo de cloreto se deve principalmente pelos teores do elemento na água de irrigação (SANTOS et al., 1984). Existe um efeito de competitividade pelos sítios de troca no sistema solo-planta entre cloreto e demais ânions (nitrato e sulfato), o que pode afetar a produtividade. Mengel e Kirkby (1987), em trabalhos com batata, mostraram que a aplicação de cloreto diminuiu a absorção de nitrogênio na forma de nitrato. Pode-se observar pelas Figuras 13 e 15 que o cloreto é o íon que exerce a maior influência na CE das águas do rio Açu, haja vista a semelhança entre os gráficos das duas características. Contudo, o cloreto não é o íon de maior representatividade, uma vez que o bicarbonato (Figura 5) encontra-se em maior concentração, o que corrobora dados obtidos por Melo Júnior et al. (2003). Isso provavelmente ocorre devido aos baixos valores de CE, uma vez que, com o aumento desta, a relação $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$, no caso de águas fluviais, torna-se menor que a unidade, especificamente com $\text{CE} > 0,52 \text{ dS m}^{-1}$ conforme relatado por Rodrigues (2010).

Os valores médios de CE para a área de referência foram 0,194; 0,197; 0,210; 0,212 e 0,222 dS m^{-1} para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente (Figura 14). Tais valores estão abaixo do valor ideal de $0,7 \text{ dS m}^{-1}$, com E1 e E2 apresentando valores inferiores a $0,20 \text{ dS m}^{-1}$, o que pode ocasionar a lixiviação de sais e a dispersão do solo, gerando problemas de infiltração (AYERS e WESTCOT, 1999). Os valores médios da CE no rio, 0,216; 0,215; 0,224; 0,232 e 0,241 dS m^{-1} para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente, estão acima dos valores da área de referência, porém mesmo assim são considerados baixos e podem causar problemas de infiltração. Águas com CE inferior a $0,5 \text{ dS m}^{-1}$ são satisfatórias se possuírem cálcio suficiente para evitar a dispersão do solo (BOAS et al., 1994).

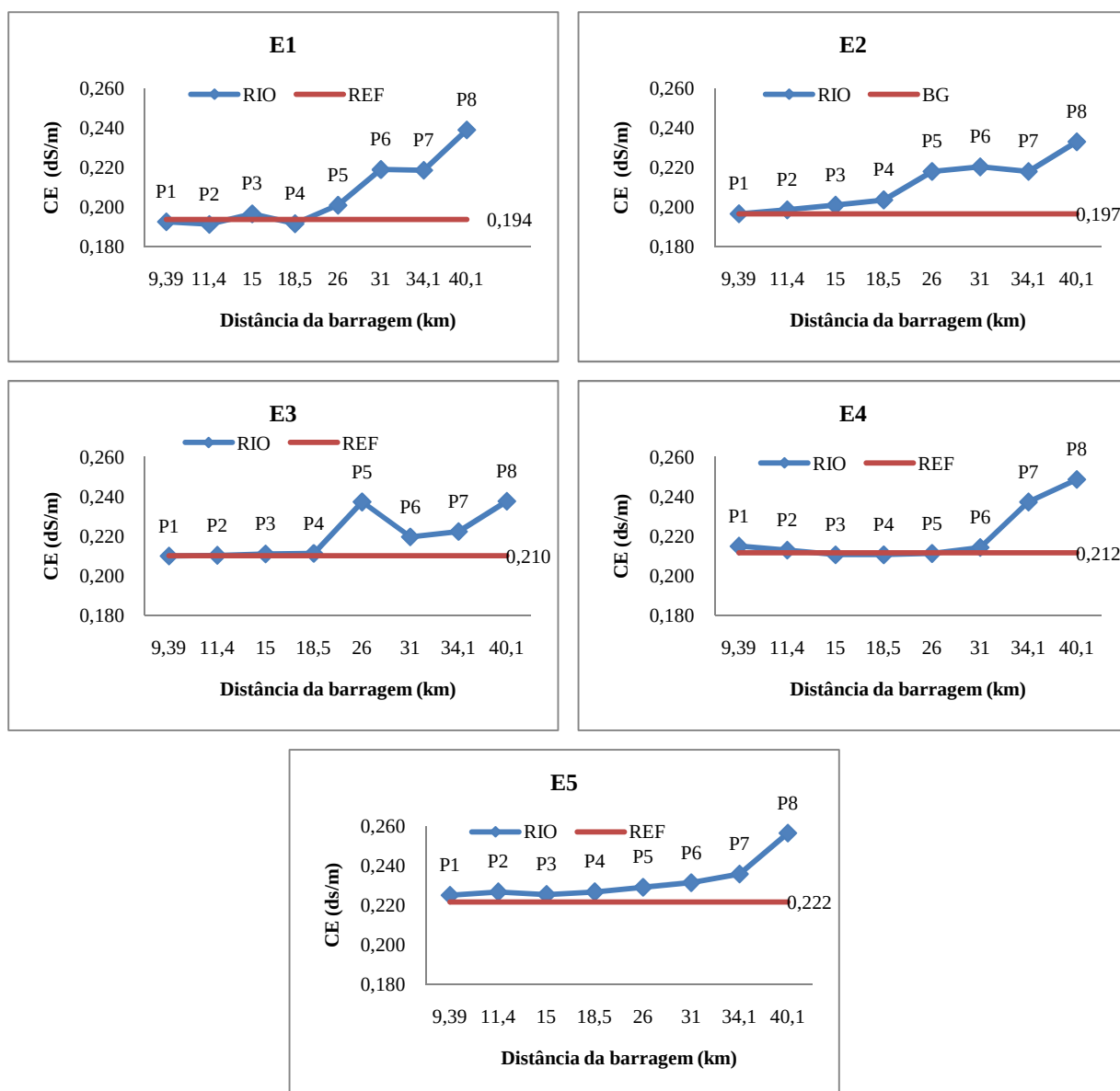


Figura 14 - Variação espacial e temporal da Condutividade Elétrica para as épocas avaliadas.

Águas corrosivas, isto é, com CE inferior a $0,5 \text{ dS m}^{-1}$ e principalmente inferior a $0,2 \text{ dS m}^{-1}$, tendem a lixiviar os minerais mais solúveis, incluindo os de cálcio, o que reduz sua influência sobre a estabilidade dos agregados e estrutura do solo. A dispersão do solo ocorre unicamente quando o teor de sódio supera o do cálcio numa proporção de 3:1. Esse teor relativo de sódio provoca problemas de infiltração, assim como uma salinidade muito baixa da água, em virtude da falta de cálcio suficiente para contrabalançar os efeitos dispersantes do sódio (AYERS e WESTCOT, 1999).

O método mais utilizado para se detectar problemas de infiltração é o da RAS (RICHARDS, 1954). Os valores médios da RAS encontrados para a água da área de referência para E1, E2, E3, E4 e E5, respectivamente, foram 1,27; 1,33; 1,31; 1,29 e 1,23

$(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$, enquanto que para o rio foram registrados 1,23; 1,23; 1,21; 1,31 e 1,44 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$ (Figura 14). Tais valores são considerados baixos, visto que, em contraste com os valores da CE, uma RAS de até 40 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$ é considerada normal, uma vez que o aumento dos valores destas grandezas possui efeitos antagônicos no solo. Enquanto uma RAS elevada pode causar dispersão das argilas e dificulta a infiltração, uma CE alta causa a floculação do solo favorecendo a infiltração de água, logo o efeito adverso de uma é compensado pela outra. Isso se deve à diferença entre as valências dos elementos sódio (+1), cálcio e magnésio (+2) bem como de seus raios hidratados. Por possuir uma menor carga e um maior raio hidratado, o sódio sofre uma atração menor pelas partículas de argila, causando um aumento da dupla camada difusa, o que ocasiona dispersão do solo, gerando a desagregação do solo na superfície e obstruindo os poros das camadas inferiores, dificultando a infiltração da água, ao passo que o cálcio, por ser bivalente e possuir um menor raio hidratado é mais fortemente atraído pelas argilas, o que causa a floculação do solo. Sendo assim, desde que haja manejo adequado, à medida que a RAS e a CE crescem, seus efeitos são compensados.

Como os valores da RAS estão entre 0 e 3 $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$, para que não haja restrição ao uso desta água, a CE deverá ser superior a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$, fato que não foi observado em nenhuma das épocas amostrais. Freire et al. (2003), estudando a condutividade hidráulica dos solos de Pernambuco em resposta à CE e à RAS da água de irrigação, constataram que o incremento da RAS na água de irrigação resultou na diminuição da condutividade hidráulica dos solos estudados. Maia et al. (1998) salientam que nos solos sódicos a infiltração de água e a concentração de sais solúveis são muito baixas, além de apresentarem valores elevados de pH, podendo apresentar toxicidade direta para várias culturas devido à ação direta do íon sódio. Quando em taxas muito elevadas, o sódio pode substituir os íons cálcio e magnésio adsorvidos nas partículas de argila.

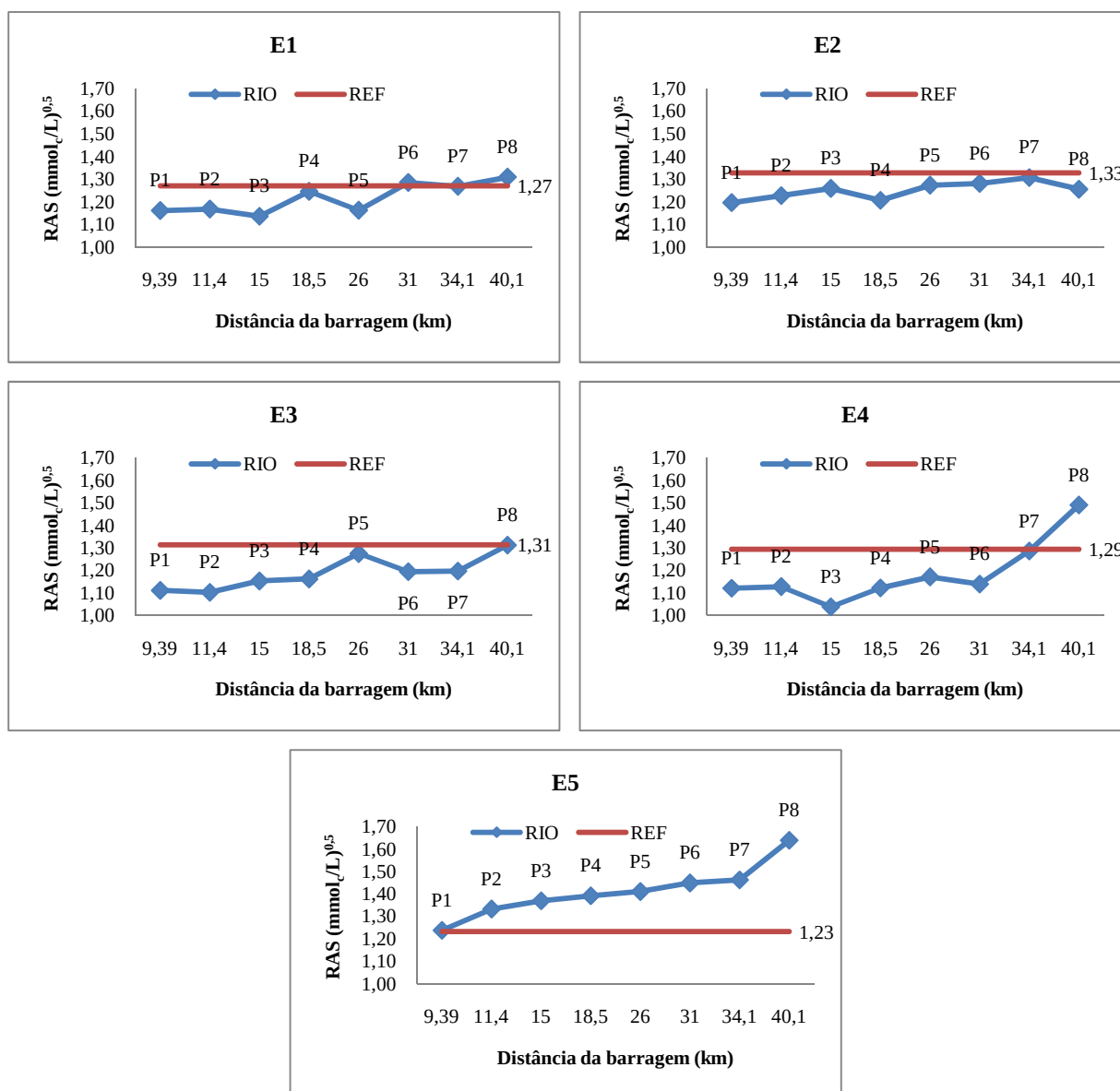


Figura 15 - Variação espacial e temporal da Razão de Adsorção de Sódio para as épocas avaliadas

4.2 – ÍNDICE DOS DESVIOS DOS INDICADORES

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação para cada característica avaliada referente ao rio, assim como para cada época relativa à área de referência, estão representados na Tabela 4, na qual se observa variabilidades de 0,004 % para a CE a 22,433 % para o Magnésio. A CE apresentou a menor variabilidade em todas as

épocas, enquanto o magnésio (E1 e E5), bicarbonatos (E2 e E4) e potássio (E3) apresentaram os maiores coeficientes de variação.

Tabela 4 - Valores médios, desvio padrão e o coeficiente de variação para as características da água da área e referência

		Indicadores de características da água									
		pH	CE	RAS	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
E1	$\bar{x}$	8,423	0,194	1,271	0,968	0,125	0,788	0,375	0,709	1,274	0,173
	σ	0,260	0,002	0,046	0,024	0,004	0,059	0,084	0,021	0,024	0,028
	CV (%)	3,083	0,810	3,641	2,513	3,598	7,550	22,433	2,966	1,885	16,113
E2	$\bar{x}$	8,614	0,197	1,328	1,001	0,078	0,719	0,418	0,794	1,210	0,158
	σ	0,205	0,004	0,046	0,032	0,006	0,048	0,044	0,045	0,148	0,015
	CV (%)	2,376	1,897	3,441	3,221	7,993	6,726	10,479	5,628	12,228	9,526
E3	$\bar{x}$	8,632	0,210	1,314	0,978	0,084	0,550	0,558	0,809	1,146	0,181
	σ	0,319	0,003	0,080	0,059	0,011	0,021	0,021	0,109	0,111	0,010
	CV (%)	3,694	1,661	6,123	6,080	13,679	3,826	3,761	13,435	9,664	5,357
E4	$\bar{x}$	9,040	0,212	1,294	1,004	0,096	0,603	0,601	0,765	1,100	0,117
	σ	0,177	0,002	0,040	0,029	0,010	0,019	0,036	0,017	0,127	0,013
	CV (%)	1,961	1,014	3,087	2,921	10,412	3,144	5,925	2,214	11,528	10,916
E5	$\bar{x}$	9,119	0,222	1,232	0,991	0,076	0,912	0,385	0,843	1,405	0,131
	σ	0,096	0,002	0,082	0,052	0,006	0,071	0,076	0,024	0,093	0,012
	CV (%)	1,057	0,844	6,639	5,237	8,451	7,747	19,712	2,819	6,649	9,308

$\bar{x}$ - Média; σ - Desvio-Padrão; CV – Coeficiente de Variação.

Os índices dos desvios médios das áreas analisadas ao longo do rio com relação à área de referência (barragem) estão na Tabela 3. Os valores entre -1,96 e +1,96 ilustram que o valor médio da característica analisada é semelhante ao obtido na área de referência. Quando o mesmo for positivo e superior de 1,96, indica que o valor da variável está acima do valor de referência; quando negativo e inferior a -1,96 está abaixo do valor de referência.

Tabela 5 - Dados dos desvios médios dos parâmetros de qualidade de água nos pontos de coleta em função da época de coleta

Epoca	Ponto	pH	CE	RAS	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
E1	P1	-0,680	-0,701	-2,366	-4,853	-2,047	0,365	1,293	-0,824	-0,232
	P2	-0,051	-1,551	-2,222	-4,853	-2,614	0,622	0,659	-0,824	0,017
	P3	1,451	1,849	-2,912	-5,445	-2,592	0,879	0,681	-1,099	0,017
	P4	1,181	-1,339	-0,545	-2,486	-2,478	0,558	-0,085	-0,824	-0,232
	P5	-0,308	4,611	-2,342	-4,853	-2,819	0,879	1,512	1,511	0,017
	P6	0,911	16,085	0,309	-0,118	-1,729	0,815	6,480	3,847	0,017
	P7	-0,103	15,873	-0,060	-0,710	-1,706	0,751	6,458	0,550	0,017
	P8	0,000	28,834	0,817	1,657	-0,979	0,992	12,585	5,496	0,515
E2	P1	-6,192	0,034	-2,875	-3,348	-0,796	0,389	-2,034	0,698	1,934
	P2	-5,525	0,570	-2,201	-2,455	-0,991	0,913	-2,858	0,786	1,934
	P3	-2,707	1,196	-1,502	-2,009	-0,684	0,049	-1,478	0,830	1,934
	P4	-2,691	1,912	-2,649	-2,902	-1,075	1,067	-1,251	0,786	3,315
	P5	-1,860	5,756	-1,191	-0,670	0,321	0,697	0,602	0,698	1,934
	P6	-0,655	6,382	-1,018	-1,116	-0,377	0,358	3,898	-0,093	2,855
	P7	-1,616	5,756	-0,468	0,223	-1,326	2,702	3,280	0,127	1,934
	P8	-0,590	9,780	-1,584	1,563	-0,098	6,835	5,607	0,171	1,934
E3	P1	-2,610	-0,038	-2,524	-2,639	-3,683	2,969	-0,287	3,199	-3,647
	P2	-2,537	0,057	-2,627	-2,639	-3,298	3,355	-0,198	2,271	-2,932
	P3	-0,812	0,248	-2,001	-1,913	-0,988	1,745	-0,139	2,330	-1,502
	P4	-2,506	0,344	-1,889	-1,913	2,348	-2,441	-0,071	2,330	-3,647
	P5	-1,617	7,791	-0,484	0,266	3,375	1,745	1,338	2,506	-2,932
	P6	-0,342	2,731	-1,487	-1,186	1,193	1,037	0,348	2,418	-2,217
	P7	-1,210	3,494	-1,454	-0,944	0,616	3,098	1,812	2,448	-1,502
	P8	0,118	7,886	-0,017	0,751	1,129	3,935	1,503	2,330	-0,787
E4	P1	-6,358	1,601	-4,352	-4,272	-4,386	3,081	0,320	2,982	0,054
	P2	-7,017	0,668	-4,167	-4,763	-4,814	1,753	0,266	2,878	0,596
	P3	-2,898	-0,420	-6,420	-7,217	-2,464	0,311	0,212	3,242	-0,488
	P4	-6,339	-0,420	-4,315	-4,763	-4,671	2,019	0,266	2,722	1,138
	P5	-4,214	-0,109	-3,092	-3,290	-3,247	1,677	0,782	2,774	4,391
	P6	-2,315	1,290	-3,889	-4,272	-2,535	0,994	2,629	2,774	3,849
	P7	-4,760	12,015	-0,214	-0,344	-4,814	2,322	5,019	2,826	8,727
	P8	-3,932	17,300	4,918	5,057	-4,458	2,133	11,292	2,774	15,232
E5	P1	-15,205	1,836	0,068	-0,499	-3,143	1,862	-0,472	0,832	-0,457
	P2	-13,614	2,728	1,230	0,888	-2,551	1,239	0,147	0,832	0,114
	P3	-11,944	2,015	1,674	1,443	-2,417	1,133	-0,221	0,832	0,114
	P4	-14,340	2,728	1,946	1,720	-2,685	1,293	0,341	0,762	-0,457
	P5	-8,980	3,976	2,182	1,997	-2,360	0,973	2,238	0,902	0,686
	P6	-4,208	5,224	2,647	2,552	-3,984	2,466	2,935	0,832	-0,457
	P7	-8,220	7,542	2,813	2,830	-3,163	1,808	2,412	0,832	-0,457
	P8	4,540	18,596	4,970	5,881	-3,067	2,253	9,090	-2,793	-0,457

Pela Tabela 5 pode-se constatar que em E1 apenas as características de pH e as concentrações de Magnésio e de Sulfato não apresentaram variação em seus valores, mantendo-se semelhantes à área de referência. A RAS e as concentrações de sódio e cálcio

inicialmente mostraram-se com índices negativos, denotando um valor mais baixo que o da área de referência, passando a se tornar semelhantes à área de referência a partir do P6, possivelmente, no caso da RAS e do sódio por efeito cumulativo do aporte de águas de drenagem ricas em sódio, lixiviado pelo uso de gesso. As características de CE, cloretos e bicarbonatos mostraram-se semelhantes até P4 (CE) e P5 (Cl^- , HCO_3^-); e a partir daí com índice positivo indicando a ligação entre essas características e denotando que o ânion de principal contribuição para a condutividade elétrica das águas do rio é o cloreto.

Em E2 observa-se que somente a concentração de bicarbonatos se manteve com valores semelhantes à área de referência ao longo do trecho estudado. Os índices de pH, RAS, e sódio ficaram com valores negativos de P1 a P4, tornando-se semelhantes à área de referência a partir de P5, enquanto CE e magnésio sofreram variações indo da semelhança à referência – de P1 a P4 no caso da CE, e de P1 a P6 para o magnésio – passando, a partir desses pontos, a valores positivos. Sulfato permaneceu dentro do intervalo de semelhança, apresentando picos com índice positivo em P4 e P6. Os valores dos índices para o cloreto foram inferiores em P1 e P2, semelhantes de P3 a P5 e superiores à área de referência de P6 a P8.

Na terceira época (E3), os desvios de cloreto permaneceram no intervalo de semelhança, pH em P1, P2 e P4 e RAS de P1 a P3 apresentaram valores negativos, passando para o intervalo de semelhança nos demais pontos. Os índices de cálcio foram inferiores à área de referência em P1 e P2 e superiores nos pontos P4 e P5; os demais pontos estão no intervalo de semelhança. Apenas P4 encontra-se abaixo do intervalo de semelhança no caso do magnésio; P1, P2, P7 e P8 apresentaram valores acima da área de referência, enquanto P3, P5 e P6 não apresentaram variação significativa. Os índices de bicarbonatos, em todos os pontos, permaneceram acima do intervalo de semelhança com a área de referência, enquanto o índice de sulfato oscilou entre o negativo – P1, P2, P4, P5 e P6 – e o intervalo de semelhança – P3, P7 e P8.

Cálcio e pH apresentaram sempre índices negativos em E4, enquanto a CE teve índices no intervalo de semelhança, sofrendo um brusco aumento em P7 e P8. Os índices da RAS e do sódio apresentaram-se negativos para todos os pontos, exceto por P7 que foi semelhante, e P8 que ficou acima da semelhança com o valor da área de referência. Para o magnésio, P1, P4, P7 e P8 apresentaram índices positivos, enquanto P2, P3, P5 e P6 foram semelhantes à área de referência. Os índices de sulfato e de cloreto permaneceram na região de semelhança à área de referência e, a partir de P5 (sulfato) e P6 (cloreto), os índices

possuem valores acima dos da área de referência, enquanto que, para o bicarbonato, todos os pontos apresentaram índices positivos.

Em E5 apenas o sulfato se mostra com índices dentro do intervalo de semelhança, enquanto cálcio e pH possuem valores inferiores à referência, exceto pelo pH em P8. Para a CE todos os pontos, exceto P1, possuem valores acima dos da área de referência. RAS, sódio e cloreto têm os índices de P5 a P8 com valores acima da região de semelhança, enquanto de P1 a P4 não apresentaram variação significativa. Apenas P6 e P8 diferiram da área de referência para o magnésio, revelando valores acima da semelhança, enquanto o bicarbonato teve apenas P8, diferindo da média da área de referência, porém com valor abaixo deste.

As características que apresentam maior alteração são CE, em todas as épocas, e cloretos em E1; E2; E4 e E5, que passam a ter incremento em seus desvios a partir de P5, possivelmente por efeito de resíduos de adubação com KCl. Em todas as épocas, a CE foi a característica que apresentou maior desvio, sendo 28,834; 9,780; 7,886; 17,300 e 18,596 para E1, E2, E3, E4 e E5 respectivamente, todos em P8. Esse fato pode ser decorrente de resíduos de água proveniente da lixiviação de sais drenados de áreas vizinhas a esse ponto. Frota Júnior et al. (2007), em estudos realizados sobre a qualidade das águas do trecho perenizado do rio Curú, observaram que o ponto que apresentou maior concentração de sais está localizado logo após o perímetro irrigado Curú-Paraipaba. Brito et al. (2005), em estudos realizados sobre a influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia do rio Salitre, constataram que nas áreas sob influência da irrigação há aumento significativo nas variáveis de qualidade de água, dentre elas a CE.

Em E5, verificam-se desvios positivos para CE de P2 a P8. O efeito cumulativo dessa característica, denotado pelos valores crescentes dos índices, pode ser um indicativo da origem de sais não naturais, os quais podem ser atribuídos ao aporte de esgotos ao rio ou à adição de águas de drenagem agrícola contendo insumos sintéticos. Mayer et al. (1998) encontraram resultados semelhantes, porém com valores mais acentuados para as águas do rio Bodocongó. Os autores relatam que tais resultados podem ser atribuídos principalmente à geologia daquela região e ao lançamento de esgoto doméstico. O efeito cumulativo, por sua vez, pode ser decorrente da evaporação na época da estiagem e da lixiviação dos solos, onde se acumulam sais devido a irrigações anteriores. HELENA et al. (2000), apud Andrade et al., 2007 associaram a contribuição de esgotos residenciais e industriais a uma maior concentração de cloreto nas águas aluvionais do rio Pisuerga, na Espanha.

O sódio e a RAS também apresentam efeito cumulativo no sentido nascente-foz. Seus desvios são crescentes, porém apresentando valores negativos e, a partir de P5,

tornando-se semelhantes à área de referência em E1; E2 e E3. Na quarta época (E4), P8 apresenta desvio positivo, possivelmente por efeito da água de drenagem das fazendas de fruticultura irrigada ou do DIBA. Os desvios positivos em E5 a partir de P5 podem ser da solubilização do sódio. Os pontos com desvios positivos para a concentração de sódio também demonstraram índices acima da referência para a RAS, haja vista a interdependência dessas duas características. Resultados semelhantes foram encontrados por Frota Junior et al. (2007) para as águas do trecho perenizado do rio Curú.

Os desvios positivos para o bicarbonato em E3 e E4 ocorrem, possivelmente, pela diminuição da média da concentração de referência (Figura 5), provavelmente em decorrência do aumento do pH da mesma (Figura 4), o qual alcança valores que propiciam a conversão do bicarbonato em carbonato.

4.3 – ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO

As alterações ocorridas na água do rio Açu em relação à área de referência, identificadas pela metodologia dos índices, podem ser observadas na Figura 12. Pode-se observar que todos os pontos em todas as épocas apresentam variações com relação à área de referência, notando-se assim a interferência na qualidade da água à medida que se avança no sentido nascente-foz.

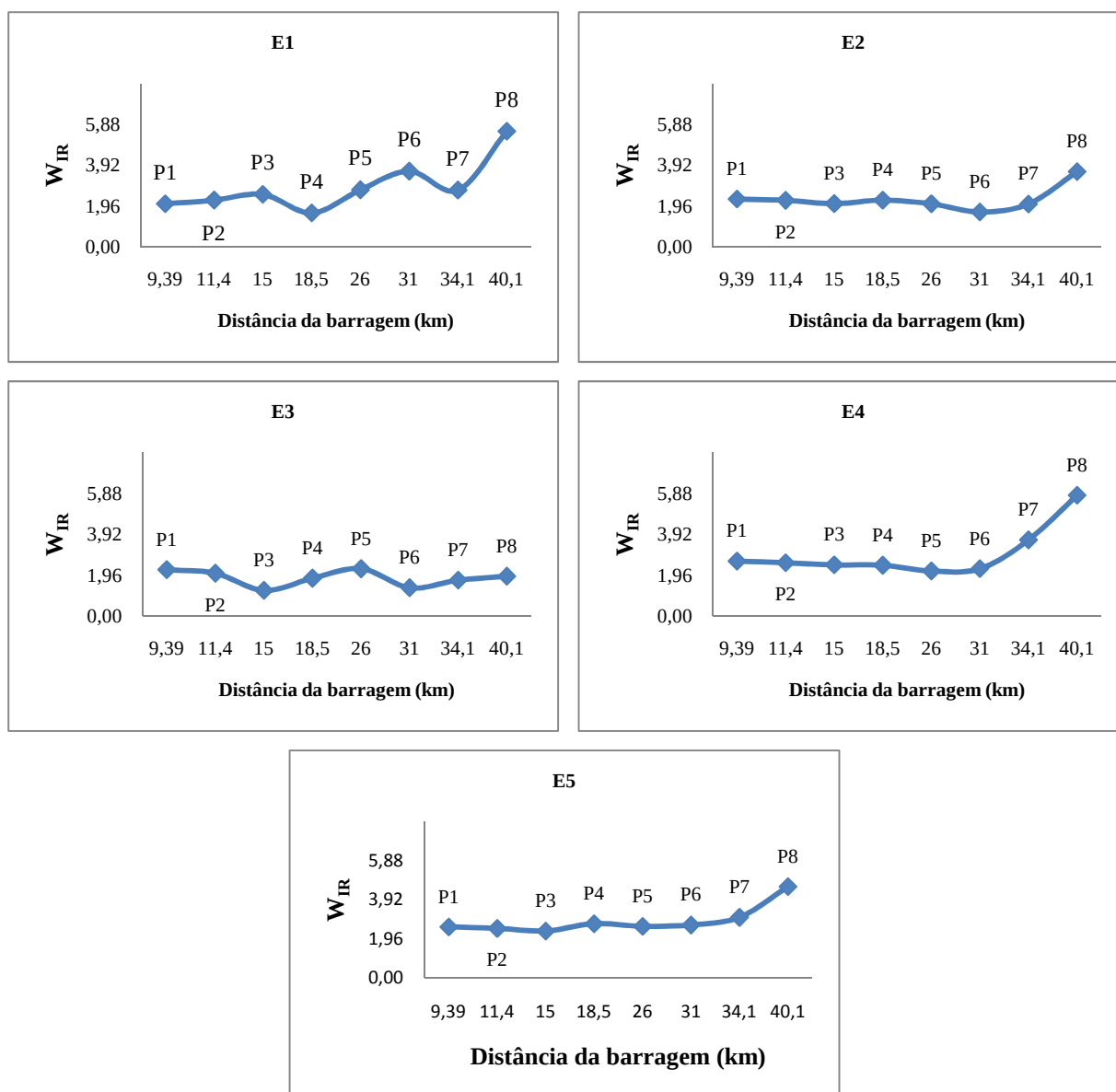


Figura 16 - W_{IR} para os meses de novembro/09, janeiro, fevereiro e abril/10

Verifica-se, então, que em E1, E2, E4, e E5, com o aumento da distância da barragem, o índice tende ainda mais a um valor fora do ideal, que seria zero. Isso significa que, quanto maior o valor do índice, maiores são as alterações ocorridas na água quando comparada a área de referência. O maior valor de índice (5,81) foi obtido para o ponto mais distante da área de referência, denotando o efeito cumulativo das interferências. Em E3 o índice apresenta comportamento diferente por apresentar os menores desvios em relação à área de referência, possivelmente em função do início da estação chuvosa, que dilui os sais.

As características que mais influenciam no aumento do índice são CE, e Cl⁻ as quais apresentaram os maiores desvios à medida que se caminha no sentido nascente-foz (Tabela 3). Esse fato pode ser decorrência da relação entre essas duas grandezas (Figuras 10 e

11) e da influência causada pelo cloreto, uma vez que este íon é um bom indicador de poluição urbana por estar presente em detergentes e sabões que são despejados através de esgotos (FROTA JUNIOR et al., 2007) além de também estar presente em águas de drenagem de áreas irrigadas (VON SPERLING, 2005). Andrade et al. (2005), em proposta de Índice de Qualidade de Água (IQA) para o Rio Trussu, salientam que os maiores pesos para o IQA foram registrados para as variáveis relacionadas com a salinidade da água, sendo que um dos fatores limitantes para o consumo é o cloreto. Toledo e Nicollela (2002), em estudos sobre a qualidade das águas de uma microbacia sob uso agrícola e urbano, constataram que a CE foi uma das características de maior correlação com a qualidade da água, sobretudo no tocante à irrigação.

5 - CONCLUSÕES

A água do rio Açu tem boa qualidade para irrigação, devendo-se tomar certo cuidado para evitar problemas de infiltração em virtude da baixa CE;

Com relação ao perigo de sodificação do solo e à toxicidade do sódio, essa água não apresenta restrições;

As características que sofrem maiores alterações espaciais são a CE e a concentração de cloretos, que interferem nos valores do W_{IR} , tornando-o mais elevado e distante do valor ideal que seria zero;

Há variação sazonal no valor do W_{IR} .

REFERÊNCIAS

ALLEN R. G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. 297p (FAO: Irrigation and Drainage Paper, 56).

ALMEIDA NETO, O. B.; MATOS, A. T. de. Influência da qualidade da água e irrigação na dispersão da argila de latossolos, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v 33, p 1571-1581, 2009

ALMEIDA, M. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do arroio da cria montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 01 p. 81-97, jan./mar. 2003.

ALMEIDA, O. A. de; GISBERT, J. M. Variación em la calidad Del água de riego em um huerto de cítricos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10,n.1, p.64-69, 2005.

Agência Nacional de Águas (ANA). **Termos de Referência para a elaboração do Plano de Recursos Hídricos para a Bacia do Rio Piranhas-Açu**. 2010, Disponível em: <http://www.piranhasacu.cbh.gov.br/Documentos/TDR_Piranhas_Acu_CTPI_Reuniao.pdf>. Acesso em: 20 nov 2010.

ANDRADE JÚNIOR, A. S. DE; SILVA, E. F. F.; BASTOS, E. A.; MELO, F. B.; LEAL, C. M. Uso e qualidade da água subterrânea para irrigação no Semi-Árido piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.4, p.873-880, out./dez. 2006.

ANDRADE, E. M. de; ARAÚJO, L, de F. P; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. de O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência. Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 6, nov./dez 2007

ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; CRISÓSTOMO, L. A.; SOUZA, I. H.; TEIXEIRA, A. S. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.36, n.2, p.135-142, mai./ago. 2005.

APHA, AWWA WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th edition. Wasghington D.C. American Public Health Association, 1998.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**, Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29, 2. ed, Campina Grande, UFPB, 1999. 145p.

BARRETO, L. V. **Estudo das águas do rio Jiquiriçá**. Monografia. Engenharia Ambiental. Itabuna, FTC, 47p 2007

BARROS, A. D. **Manejo da irrigação por gotejamento, com diferentes níveis de salinidade da água, na cultura do melão**. Botucatu, 2002. 124f. Tese (Doutorado em Agronomia - Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, São paulo, 2002.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8 ed. Viçosa: Ed. UFV. 2006. 611p.

BOAS, R. L. V.; BOARETTO, A. E. ;VITTI, G. C. Aspectos da fertirrigação. In: VITTI, G. C.; BOARETTO, A. E. **Fertilizantes fluidos**. Piracicaba. Potafós. 1994. 343p.

BOHN, H. L.; McNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. New York. 1979. 329p.

BOLLMAN, A. H.;MARQUES, D. M. Bases para estruturação de indicadores de qualidade das águas, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.05, n.01, p. 37-60. jan./mar. 2000.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. **Monitoramento de quantidade e qualidade das águas**. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G.(org.). **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. 3ª ed., São Paulo: Escrituras Editoras, 2006. cap.5, p.145-160.

BRITO, L T. de L; SRINVANSAN, V. S.; SILVA, A. S. Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Salitre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**., Campina Grande, v. 9, n. 4, out./dez. 2005.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 26 out. 2010.

COSTA, C. P. de M.; ELOI, W. M.;CARVALHO, C. M. de. Caracterização qualitativa da água de irrigação na cultura da videira no município de Brejo Santo, Ceará. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.5, n. 2, 2005.

COSTA, I. A. S., CHELLAPPA, N. T. ARAÚJO, M. F. F. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu-RN. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 10, p. 67-80, 1998.

COSTA, R.G. **Caracterização da qualidade de água de irrigação na microrregião homogênea de Catolé do Rocha (MRH - 89)**. 89f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Irrigação e Drenagem) - Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba, 1982.

DA SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia SP , **Química Nova**, v. 29, n. 04, p. 689-694, 2006.

DIAS, L. E.; ÁLVAREZ, V. H. V. **Fertilidade do solo**. Viçosa-MG. UFV. 1996.204p.

DOS SANTOS, E. H. M.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, F. C. de. Relação entre o uso do solo e o comportamento hidrológico da Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.8, p.826-834, 2010.

EGREJA FILHO, F. B.; MAIA, C. E.; MORAIS, E. R C. Método computacional para correção da qualidade de águas para fertirrigação, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Brasília, v.23, n.2, p. 415-423, 1999.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A. de; SANTOS, F. C. dos. in NOVAIS, R. F. et al., **Fertilidade do solo**, Viçosa, MG, 2007

ESKINAZY-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. de F.; ARAÚJO, M. F.;ATTAYDE, J. L. de. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte, **Oecologia Australis**. v. 11 n. 3. P. 410-421, 2007.

FARIA, F. H. S.; LIMA, L. A.; RIBEIRO, M. S.; SANTOS, S. R.; RIBEIRO, K. M. Avaliação da salinidade, sodicidade e alcalinidade das águas subterrâneas para irrigação em Jaíba e Janaúba, MG, **Irriga, Botucatu**, v. 14, n. 3, p. 299-313, jul/set 2009

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin. Springer-Verlag, 1991, 224p.

FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal**. 2. ed. São Paulo: EPU, 1985. 362 p.v.1

FRANCO, R. A. M. **Qualidade de água para irrigação na microbacia do córrego do coqueiro no noroeste paulista** 103f. Dissertação (Programa de Pós – Graduação em Agronomia) Universidade Estadual Paulista - UNESP, 2008.

FREIRE, M. B. G. dos S; RUIZ, H. A; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ, V. H.; FREIRE, F. J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 1, jan./abr. 2003

FROTA JUNIOR, J. I.; ANDRADE, E. M. de; MEIRELES, A. C. M.; BEZERRA, A. M. E.; SOUZA, B. F. S. Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado do Rio Curu, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.38, n.2, p.142-148, 2007

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F. Conceito para a avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Orgs.) **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003.

GONÇALVES, E. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Uberabinha – Uberlândia – MG**. 2009. 159f. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

HAASE, J.; POSSOLI, S. Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.6, p.245-255, 1993.

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

HERMES, L. C. Considerações Gerais à Classificação e Monitoramento da Qualidade de Água. In: FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. S. **Índice do uso sustentável da água (ISA-ÁGUA)** – Região do submédio São Francisco. EMBRAPA Meio Ambiente, Jauariúna, SP, 2006.

HEUER, B. Photosynthetic carbon metabolism of crops under salt stress. In: PESSARAKLI, M. (Ed). **Handbook of photosynthesis**. New York: Marcel Dekker, 1997. p.887-896.

HOLANDA, J. S. de; AMORIM, J. R. A de. **Qualidade da água para irrigação**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26., 1997, **Anais...** Campina Grande.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M. HEPP, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.

KOTZ, J. C.; TREICHEL, P. **Química geral e reações químicas**. São Paulo: Cengage Laerning, 2005. v.1.

LARAQUE, A. **Estudo e previsão da quantidade de água de açudes do Nordeste semiárido brasileiro**. Recife, SUDENE, 1989. 95p. (SUDENE, Série Hidrológica, 26).

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. Tradução: PRADO, C. H. B. A.; FRANCO, A. C. São Carlos, RiMa, 2000. 533p.

LEE, J. D. **Química inorgânica não tão concisa**. 5. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2003.

LEMOS, M. de; FERREIRA NETO, M.; DIAS, N. da S. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 2, 2010 .

Levantamento ambiental do rio piranhas-açu:atividades poluidoras ou potencialmente poluidoras. Disponível em:<http://www.aesa.pb.gov.br/comites/piranhasacu/igarn/Relatorio_2007_%20Final_3.pdf> Acesso em: 23 nov 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo, 2005. p 444.

LOBATO, F. A. de O.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; CRISÓSTOMO, L. A. Sazonalidade na qualidade da água de irrigação do Distrito Irrigado Baixo Acaraú, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v.39, n.01, p.167-172, jan./mar.2008.

LOHANI, B. N.; MUSTAPHA, N. Indices for water quality assessment in river: a case study of the Linggi river in Malaysia. **Water Supply and Managment**, v.6, p.545-555, 1982.

MAHAN, B. M.; MYERS, R. J. **Química: um curso universitário**. São Paulo: Edgard Blucher, 2002.

MAIA, C. E. **Qualidade da água para fertirrigação nas regiões da chapada do Apodi e Baixo Açu-RN**. 1996, 122f. (Monografia de Especialização)- Escola Superior de Agronomia de Mossoró. Mossoró, 1996.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. de; OLIVEIRA, M. de. Classificação da água de irrigação utilizando quatro metodologias de cálculo para a razão de adsorção de sódio – II. Região do Baixo-Açu, Rio Grande do Norte. **Caatinga**, v. 11, n. 1/2 p 47-52, dez. 1998

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. de; OLIVEIRA, M. de. Classificação da composição iônica da água de irrigação usando regressão linear múltipla. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, v. 5, n. 1, p. 55-59, jan./abr. 2001.

MANTOVANI, E. C; BERNARDO, S. PALARETTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: Ed. UFV, 2007. 358 p

MORAIS, E. R. C. de; MAIA, C. E; OLIVEIRA, M. de. Qualidade da água para irrigação em amostras analíticas do banco de dados do departamento de solos e geologia da escola superior de agricultura de Mossoró. **Revista Caatinga**, Mossoró – RN, V. 11, n. 1, p. 75-83, dez. 1998.

MAYER, M. G. R.; CEBALLOS, B. S. O.; LUCENA, J. H.; KÖNIG, A.; SUASSUNA, E. N. Variação espaço - temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB - Brasil) CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 26, 1998, Lima – Perú. **Anais...** Lima – Perú 1998.

MEDEIROS, J. F. de; LISBOA, R. de A.; OLIVEIRA, M. de; SILVA JÚNIOR, M. J. da; ALVES, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, v. 7, n. 3, p. 469-472, set./dez. 2003.

MEDEIROS, J. F.; GHEYI, H. R.; BATISTA, M. A. F. **Prevenção, manejo e recuperação dos solos salinos sódicos**. Mossoró: ESAM .1992. 70p.

MELO JÚNIOR, G.; COSTA, C. E. F. S.; CABRAL NETO, I. Avaliação hidroquímica e da qualidade das águas de um trecho do rio Açu, Rio Grande do Norte. **Revista de Geologia**, v. 332 16, n. 02, p. 27-36, 2003.

MELO, A. D. **Operação de reservatórios no semi-árido considerando critérios de qualidade de água**. 2005. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2005.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. Bern-Switzerland: International Potash Institute. 1987. 686p.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. **Trickle irrigation for crop production: Design, operation and management**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1986. 383p.

OLIVEIRA, A. M. de S. **Alteração química e física em áreas cultivadas com meloeiro irrigado no Rio Grande do Norte**. 2009. 74f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido Mossoró-RN, 2009.

OLIVEIRA, M. **Os solos e o ambiente agrícola no sistema Piranhas-Açu, RN**. 1988. 312f. Tese. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1988.

OLIVEIRA, S. (Coord.) **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo** – 1993. São Paulo: CETESB, 1994. 50p. (Série Relatórios).

ONGLEY, E. D.; **Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas**. Trad. de GHEYI, H. R.; SOUSA, J. R.; QUEIROZ, J. E. Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 55. Campina Grande, UFPB. 2001. 92p.

OREA, D.G.: **Evaluación de impacto ambiental**. Madrid: Editorial Agrícola Española, 1998. 260p.

PAGANINI, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo (escoamento à superfície)**. Fundo Editorial da AESABESP, São Paulo, 1997, 232p

PALACIO, H. A. de Q.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M. B.; ARRASE, F. D. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciencia Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, Dec. 2009

PEDROSA, C. A; CAETANO, F. A. **Águas Subterrâneas**. Brasília: Agência Nacional de Águas, Superintendência de Informações Hidrogeológicas, 2002. 85p.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C.: **Solo, planta e atmosfera; conceitos, processos e aplicações**. Barueri, SP (Brazil). Editora Manole Ltda. 2004. 478 p.

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

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A. M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. Trad. de GUEYI, H. R.; SOUSA, J. R.; QUEIROZ, J.E. Campina Grande: UFPB, 2000. 117 p.

RIBEIRO, M. S.; LIMA, L. A.; FARIA, F. H. de S.; SANTOS, S. R. dos S.; KOBAYASHI, M. K. Classificação da água de poços tubulares do norte do estado de Minas Gerais para irrigação. **REVENG**, Viçosa, v. 18, n. 3, p. 208-218, mai./jun., 2010.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soil**. Washington: United States Salinity Laboratory Staff, 1954. 160p.

RODRIGUES, K. K. R. da P. **Índice para classificação da composição iônica da água de irrigação**. 2010. 88f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró-RN, 2010.

SANTOS, J. P., AZEVEDO, S. G.; MISTRETTA, G. **Novos aspectos da salinização das águas subterrâneas do cristalino do Rio Grande do Norte**. São Paulo, SP: IPT, 1984.27p.(Comunicação técnica 314).

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4th edition. New York: McCarty – Hill Book Company, 1994.

SCHWARZ, M. **Soilless culture management**. Berlin, Springer-Verlag. 1995. 197p.

SHOJI, H.; YAMANOTO, T.; NAKAMURA, T. Factor analysis on stream pollution of the Yodo River systems. **Air and Water Pollution**, v.10, p.291-299, 1966.

SILVA JÚNIOR, L. G. de A.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. de, Composição Química De Águas Do Cristalino Do Nordeste Brasileiro, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.3, n.1, p.11-17, jan./abr. 1999.

SUASSUNA, J.; AUDRY, P. **Estudo da salinidade das águas de irrigação das propriedades do GAT e da sua evolução sazonal durante os anos de 1988 e 1989**. Catálogo de observações de campo e dos resultados de análises. Recife. CNPq, 1992. 318p.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v.59, n.01, p.181-186, jan./mar. 2002.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e Fertilidade do Solo**. Anrei. São Paulo. 2007. 718p

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T.; ABE, D. S.; ROCHA, O; STARLING, F. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (ORG.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação** 3.ed. São Paulo: Escrituras Editoras, cap.7, 2006. p.203-240.

VON SPERLING, M.; **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, UFMG, 425p 2005.

WHIPKER, B.E.; BAILEY, D.; NELSON, P.V.; FONTENO, W.C.; HAMMER, P.A. A novel approach to calculate acid additions for alkalinity control in greenhouse irrigation water. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. New York, v.27, p.959-976. 1996.

ZAMBERLAN, J. F., **Caracterização de águas de reservatórios superficiais para uso em microirrigação**. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de São Marcos RS. 2007.