



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

KENYA GONÇALVES NUNES

RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS E ESTRATÉGIAS DE PRODUÇÃO
AGROPECUÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

FORTALEZA

2021

KENYA GONÇALVES NUNES

RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS E ESTRATÉGIAS DE PRODUÇÃO
AGROPECUÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Irrigação e Drenagem.

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Nonato Távora Costa.

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog. mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- N925r Nunes, Kenya Gonçalves.
Recursos hídricos subterrâneos e estratégias de produção agropecuária no semiárido brasileiro / Kenya Gonçalves Nunes. – 2021.
133 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Raimundo Nonato Távora Costa.
1. Aquíferos subterrâneos. 2. Qualidade da água. 3. Aluvião. 4. Escassez hídrica. 5. Poços. I. Título.
CDD 630
-

KENYA GONÇALVES NUNES

RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS E ESTRATÉGIAS DE PRODUÇÃO
AGROPECUÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Irrigação e Drenagem.

Aprovada em: 25/06/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Raimundo Nonato Távora Costa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Sílvio Carlos Ribeiro Vieira Lima
Secretaria do Desenvolvimento Econômico e Trabalho (Sedet) do Estado do Ceará

Dr. Rubens Sonsol Gondim
Embrapa – Agroindústria Tropical

Prof. Dr. Itabaraci Nazareno Cavalcante
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Antônia Leila Rocha Neves
Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap)
Secretaria do Desenvolvimento Econômico e Trabalho (Sedet) do Estado do Ceará

Aos meus pais, Anizio (*in memoriam*) e
Fátima.

AGRADECIMENTOS

À Maria de Fátima Gonçalves Nunes, minha mãe, pelo apoio, incentivo e tanto amor. Obrigada por tudo, mãe!

Ao meu esposo, Gabriel Castro Farias, pelo companheirismo, amor e apoio incondicional.

Ao meu irmão, Keyson Gonçalves Nunes, pelo amor e confiança.

Ao professor Dr. Raimundo Nonato Távora Costa, pela excelente orientação, dedicação e compromisso durante todo o desenvolvimento da pesquisa. Agradeço também o apoio e a amizade.

Aos participantes da banca examinadora, Dr. Sílvio Carlos Ribeiro Vieira Lima, Dr. Rubens Sonsol Gondim, Prof. Dr. Itabaraci Nazareno Cavalcante e Dra. Antônia Leila Rocha Neves, pelas colaborações e pela atenção dedicada. Aos demais convidados para a banca examinadora, Prof. Dr. Carlos Henrique Carvalho de Sousa, Prof. Dr. Alexandre Reuber Almeida da Silva e Prof. Dr. Alexsandro Oliveira da Silva, pelas sugestões e disponibilidade.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

À Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará (Adece) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

À Universidade Federal do Ceará e ao sistema público de educação brasileiro.

Ao Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (Dnocs) e à Associação dos Usuários do Distrito de Irrigação do Perímetro Irrigado Morada Nova (Audipimn), pelo apoio, interesse e incentivo à realização da pesquisa.

Aos funcionários e colegas da Fazenda Experimental Vale do Curu, por toda rede de apoio; especialmente Kleyton Chagas de Sousa, Geovane Gomes da Silva e Francisco José de Mesquita Sales.

Ao Grupo de Pesquisa em Engenharia de Água e Solo – Semiárido (GPEAS – Semiárido) e aos professores, colegas e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA)/Departamento de Engenharia Agrícola (Dena); em especial ao coordenador do PPGEA, Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa, e à Ivna Karla Magalhães.

Aos professores, funcionários e colegas do Laboratório de Relações Solo-Água-Planta do Dena e do Laboratório de Solos e Água do Departamento de Ciências do Solo.

Aos meus cães, Zuke e Tex, pelo afeto e incansável companhia durante o processo de escrita da tese.

A todos e a todas que contribuíram, de forma direta ou indireta, para o meu desenvolvimento pessoal e profissional.

Muito obrigada!

RESUMO

As águas subterrâneas podem ser excelente fonte alternativa para irrigação, sobretudo em condições de escassez hídrica, o que é recorrente no Nordeste brasileiro. No entanto, há de se considerar que a exploração dos recursos hídricos subterrâneos sem a devida caracterização das reservas hídricas põe em risco a manutenção da quantidade e da qualidade da água disponível. A caracterização das reservas hídricas é fundamental para o gerenciamento hídrico de unidades hidrogeológicas de depósitos aluvionares em regiões semiáridas, tendo em vista a condição hídrica estratégica das aluviões em um cenário de constante escassez de água. Objetivou-se, de modo geral, caracterizar as reservas hídricas subterrâneas, quantitativamente e qualitativamente, em aquífero aluvionar sob condições semiáridas e em trechos estratégicos do Estado do Ceará, que utilizam água de poços para atividades agropecuárias, e obter informações que permitam orientar o manejo de irrigação, com vistas a elevar a produtividade da água. Especificamente, teve os seguintes objetivos: 1. Caracterizar as reservas hídricas subterrâneas no Projeto de Irrigação Morada Nova; 2. Analisar a qualidade das águas subterrâneas no Projeto de Irrigação Morada Nova; 3. Estabelecer experimento de campo para obtenção de níveis ótimos da combinação de fatores de produção água, adubo orgânico e cobertura do solo na região do Vale do Curu. A partir do cadastro dos poços foi realizada a caracterização hidráulica, por meio das variações de níveis estáticos, da determinação da vazão de operação, da capacidade específica, da condutividade hidráulica, da transmissividade, da porosidade efetiva e do raio de influência. Tais resultados permitiram a determinação das reservas renovável e permanente e dos recursos exploráveis. Para a avaliação da qualidade da água dos poços, as coletas foram realizadas no período seco, com o objetivo de verificar a qualidade da água para fins de irrigação e a concentração de metais pesados na condição mais crítica, e também coincidente com o período dos cultivos irrigados. A unidade de experimentação foi irrigada com sistema localizado e água de poço raso tubular, com o propósito de se obter a combinação de níveis ótimos dos fatores de produção. Os resultados confirmam a importância das reservas hídricas subterrâneas na continuidade das atividades agropecuárias. Entretanto, também apontam a necessidade de informações e estratégias de gerenciamento hídrico dos recursos disponíveis, com vistas a garantir a sustentabilidade hídrica. A qualidade das águas subterrâneas, em geral, não é limitante ao uso. Por fim, a adoção de práticas de conservação do solo e da água podem potencializar o uso dos recursos hídricos subterrâneos.

Palavras-chave: aquíferos subterrâneos; qualidade da água; aluvião; escassez hídrica; poços.

ABSTRACT

Groundwater can be an excellent alternative resource for irrigation, especially in conditions of water shortage, which is recurrent in the Brazilian Northeast. However, it must be considered that the exploitation of groundwater resources without the proper characterization of water reserves jeopardizes the maintenance of the quantity and quality of water available. The characterization of the water reserves is fundamental for the water management of hydrogeological units of alluvial in semi-arid regions, in view of the strategic water condition of the alluvial in a scenario of constant water shortage. The research aimed, in general, to quantitatively and qualitatively characterize water reserves, in alluvial aquifer under semi-arid conditions and in strategic stretches of the state of Ceará, which use well water for agricultural activities, and to obtain information to guide the management of irrigation, with a view to increase the water productivity. Specifically, it had the following objectives: 1. to characterize the groundwater reserves in the Morada Nova Irrigation Scheme; 2. to analyze the quality of the groundwater in the Morada Nova Irrigation Scheme; 3. to establish a field experiment to achieve ideal levels of the combination of production factors water, organic manure and soil cover in Vale do Curu region. From the registration of the wells it was carried out the hydraulic characterization, through the variability of static levels, the determination of the operation flow, the specific capacity, the hydraulic conductivity, the transmissivity, the effective porosity and the radius of influence. These results allowed the determination of the renewable, permanent and exploitable reserves. For the evaluation of the quality of the water of the wells, the samples were collected in the dry season, with the objective of determining the quality of the water for irrigation purposes and the heavy metals concentration in the most critical condition, and also coincident with the period of irrigated crops. The experimental unit was irrigated with a localized system and water from a shallow well, with the purpose of achieving the best combination of levels of production factors. The results confirm the importance of groundwater reserves for the continuous production of agricultural activities. However, they also highlight the necessity of information and strategies of water management of the available resources in order to guarantee water sustainability. The quality of groundwater, in general, is not a limiting factor for its use. Finally, the use of soil and water conservation practices can enhance the use of groundwater resources.

Keywords: groundwater aquifers; water quality; alluvium; water shortage; wells.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Localização de poços e unidades litoestratigráficas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	37
Figura 2	– Medição de nível estático da água em poço do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	38
Figura 3	– Isolinhas de profundidade do nível estático no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	45
Figura 4	– Níveis estáticos dos poços e precipitação pluviométrica no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	46
Figura 5	– Mapa potenciométrico da área estudada no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	46
Figura 6	– Águas subterrâneas com elevadas concentrações de ferro no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	58
Figura 7	– Localização dos poços de amostragem no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	59
Figura 8	– Preparo – a e determinação – b da concentração de metais pesados e elementos tóxicos das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	63
Figura 9	– Condutividade elétrica (CEa) – a e Razão de Adsorção de Sódio (RAS) – b das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	64
Figura 10	– Classificação das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN) conforme o risco de salinização e de sodificação – United States Salinity Laboratory (USSL), Richards (1954)	65
Figura 11	– Classificação das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN) conforme o Diagrama de Piper	67
Figura 12	– Precipitação pluviométrica e evapotranspiração potencial – a e variação do lençol freático em resposta à precipitação pluviométrica – b no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	67

Figura 13 – Concentrações de ferro (Fe) – a, manganês (Mn) – b, mercúrio (Hg) – c e selênio (Se) – d das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	68
Figura 14 – Concentrações de bário (Ba) – a, cádmio (Cd) – b, chumbo (Pb) – c e níquel (Ni) – d das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	69
Figura 15 – Concentrações de arsênio (As) – a, cobalto (Co) – b, cromo (Cr) – c, molibdênio (Mo) – d, prata (Ag) – e, titânio (Ti) – f, vanádio (V) – g e zircônio (Zr) – h das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)	70
Figura 16 – Localização da área experimental	83
Figura 17 – Área experimental (a), BRS Guariba – semente (b), pós-plantio (c) e cultura em campo (d)	85
Figura 18 – Armadilhas utilizadas no experimento	86
Figura 19 – Temperatura e umidade durante o período experimental	87
Figura 20 – Esquema experimental de um dos blocos	89
Figura 21 – Determinação do teor de clorofila na folha (a), detalhamento da cobertura do solo (b) e visão geral da área experimental aos 34 DAS (c)	90
Figura 22 – Visão geral da área experimental aos 45 DAS	91
Figura 23 – Imagem aérea da área experimental	92
Figura 24 – Detalhamento da mudança de coloração das vagens	93
Figura 25 – Interação observada entre os fatores irrigação, adubação e cobertura do solo para as variáveis fisiológicas fotossíntese (A – a: sem cobertura do solo; b: com cobertura do solo) e eficiência instantânea do uso da água (A/E – c: sem cobertura do solo; d: com cobertura do solo) de plantas de feijão-caupi	96
Figura 26 – Interação observada entre os fatores irrigação e adubação para as variáveis fisiológicas condutância estomática (g_s – a), concentração interna de CO_2	

	($C_i - b$) e razão entre as concentrações interna e externa de CO_2 ($C_i/C_{ref} - c$) de plantas de feijão-caupi	96
Figura 27	– Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis fisiológicas condutância estomática ($g_s - a$) e transpiração ($E - b$) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo	97
Figura 28	– Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis fisiológicas concentração interna de CO_2 ($C_i - a$), eficiência instantânea de carboxilação ($A/C_i - b$) e razão entre as concentrações interna e externa de CO_2 ($C_i/C_{ref} - c$) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo	97
Figura 29	– Interação observada entre os fatores irrigação, adubação e cobertura do solo para a variável SPAD (a: sem cobertura do solo; b: com cobertura do solo) de plantas de feijão-caupi	99
Figura 30	– Interação observada entre os fatores irrigação e adubação para a variável IAF de plantas de feijão-caupi	99
Figura 31	– Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis IAF (a) e MSLF (b) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo	100
Figura 32	– Interação observada entre os fatores irrigação e adubação para as variáveis CV e NGV de plantas de feijão-caupi	102
Figura 33	– Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis PRODGV (a) e PRODGS (b) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Área máxima irrigada de acordo com a cultura (jornada de 12 horas)	48
Tabela 2 – Classificação da água de irrigação quanto ao risco de salinidade	60
Tabela 3 – Classificação da água de irrigação quanto ao risco de problemas de infiltração	61
Tabela 4 – Resultados das análises de solo realizadas na área de estudo	66
Tabela 5 – Atributos físicos e químicos do solo da área experimental	84
Tabela 6 – Características da água de irrigação	85
Tabela 7 – Doses obtidas após análise dos materiais utilizados na adubação	88
Tabela 8 – Resumo da análise de variância para as variáveis fisiológicas: fotossíntese (A), condutância estomática (gs), transpiração (E), concentração interna de CO ₂ (Ci), eficiência instantânea de carboxilação (A/Ci), eficiência instantânea do uso da água (A/E) e razão entre as concentrações interna e externa de CO ₂ (Ci/Cref) de plantas de feijão-caupi	95
Tabela 9 – Resumo da análise de variância para as variáveis de crescimento: índice de área foliar (IAF), área foliar (AF), massa seca de limbos foliares (MSLF) e teor de clorofila na folha (SPAD) de plantas de feijão-caupi	98
Tabela 10 – Resumo da análise de variância para as variáveis de produção: comprimento das vagens (CV), número de grãos por vagem (NGV), massa de cem grãos (M100G), produtividade de grãos verdes (PRODGV) e produtividade de grãos secos (PRODGS) de plantas de feijão-caupi	101

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1	Importância da gestão de aquíferos no semiárido	16
2.2	Reservas hídricas subterrâneas	17
2.2.1	<i>Conceituação e cálculo</i>	18
2.2.1.1	<i>Reserva renovável</i>	18
2.2.1.2	<i>Reserva permanente</i>	20
2.2.1.3	<i>Recursos exploráveis</i>	20
2.2.1.4	<i>Potencialidade</i>	21
2.3	Qualidade das águas subterrâneas	23
2.4	Importância do estudo da eficiência de uso da água	24
2.5	Agricultura orgânica: estratégia agroecológica com potencial para elevar a produtividade da água	25
2.5.1	<i>Adubação na agricultura orgânica</i>	26
2.5.2	<i>Eficiência produtiva e importância econômica e social da agricultura orgânica</i>	27
2.5.3	<i>Importância do uso de adubo orgânico e de cinza vegetal</i>	28
2.6	Estratégias de economia de água	28
2.6.1	<i>Importância da cobertura do solo</i>	29
2.6.2	<i>Irrigação deficitária</i>	29
2.7	Feijão-caupi para grãos verdes	31
3	CAPÍTULO 1: EXPLOTAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: POTENCIAL DO COMPLEXO ALUVIONAR DO PROJETO DE IRRIGAÇÃO MORADA NOVA-CE	32
4	CAPÍTULO 2: CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS E QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA IRRIGAÇÃO: ESTUDO DE CASO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	53
5	CAPÍTULO 3: ÁGUAS SUBTERRÂNEAS COMO ESTRATÉGIA DE CONTINUIDADE À PRODUÇÃO AGRÍCOLA: ESTUDO DE CASO NO VALE DO CURU, PENTECOSTE-CE	78

6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
	REFERÊNCIAS	111
	ANEXO A – TABELAS COMPLEMENTARES DO CAPÍTULO 1	125
	ANEXO B – TABELAS COMPLEMENTARES DO CAPÍTULO 2	128
	ANEXO C – TABELAS COMPLEMENTARES DO CAPÍTULO 3	133

1 INTRODUÇÃO

No semiárido do Nordeste brasileiro, assim como em outras regiões semiáridas, o maior fator limitante ao desenvolvimento das atividades agropecuárias é a escassez hídrica. As condições de vida de comunidades inseridas nesse contexto, principalmente de agricultores familiares, são marcadas pelas dificuldades relativas à disponibilidade hídrica, além de baixos índices de desenvolvimento.

Os Projetos Públicos de Irrigação brasileiros concentram-se no semiárido nordestino e foram idealizados com vistas a possibilitar o desenvolvimento regional, expandindo a área irrigada por meio da regularização da oferta hídrica, de origem superficial. No entanto, a disponibilidade hídrica afeta o aproveitamento dessas áreas equipadas para irrigação e, nesse cenário, as águas subterrâneas constituem recurso hídrico estratégico para dar continuidade às atividades.

Atualmente, no Estado do Ceará, mudanças de grande ordem vêm sendo observadas em Projetos de Irrigação, tanto de caráter estrutural como de ocupacional. Os espaços inicialmente ocupados pela agricultura familiar estão em parte sendo migrados para investidores de médio porte, sobretudo na atividade aquícola, implantada de preferência em áreas degradadas por sais. Um dos pontos determinantes para tal modificação é, certamente, as mudanças relativas à oferta hídrica.

Na última década, os baixos índices pluviométricos prejudicaram a liberação de água para o abastecimento de Projetos de Irrigação. Diante desse cenário, os agricultores irrigantes recorreram a fontes alternativas de água, tal como a proveniente de poços rasos e profundos, e passaram a escolher entre a redução da área irrigada e manutenção da lâmina de água que atenda à necessidade da cultura ou a utilização da irrigação deficitária e possível expansão da área.

Por outro lado, devido à necessidade de investimento e incertezas inerentes às mudanças desencadeadas pela escassez hídrica, muitos agricultores irrigantes repassaram suas terras a empresários, desde pequenas a grandes empresas. Atualmente, nos Vales do Banabuiú e do Baixo Jaguaribe, grandes empresas estão instaladas e prosperando nos Projetos de Irrigação Morada Nova, Jaguaruana, Jaguaribe-Apodi e Tabuleiros de Russas, que são responsáveis por grande parte da produção agropecuária do Estado do Ceará. Porém, as modificações no plano de ocupação e no regime de exploração de recursos hídricos nessas áreas são recentes e demandam estudos, com vistas a identificar as estratégias adotadas e analisar os recursos naturais em exploração.

As águas subterrâneas são, nesse contexto, de importância fundamental, porém, a exploração desse recurso geralmente é realizada pelo próprio usuário, que na maioria das vezes não demonstra preocupação com a gestão dos recursos hídricos. Por outro lado, a gestão dos Distritos de Irrigação não conta com quadro técnico que possa melhor orientar os seus associados. Diante disso, além de delimitar a capacidade de recarga de um aquífero e estimar sua potencialidade, é necessário garantir a gestão controlada dos recursos disponíveis, com vistas à sustentabilidade hídrica. Porém, não apenas a quantidade de água é preocupante, mas também a qualidade, principalmente em longo prazo.

Os aspectos de qualidade da água, seja para fins de irrigação ou monitoramento da concentração de elementos tóxicos, são extremamente relevantes em áreas sob constante exploração. No que tange aos recursos hídricos subterrâneos no Estado do Ceará, há grande variabilidade nos parâmetros de qualidade, que, por sua vez, são passíveis de influência das atividades realizadas.

O semiárido, com suas condições climáticas específicas, possui vulnerabilidades e, diante disso, carece de estratégias que possibilitem a elevação da produtividade da água e, ainda, o aproveitamento de águas de qualidade inferior. Os conflitos pela água tendem a crescer em todo o mundo e as atividades agropecuárias, grandes usuárias desse recurso, precisam adotar mecanismos eficientes de gestão hídrica.

Diante do exposto, objetivou-se, de modo geral, caracterizar quali-quantitativamente as reservas hídricas e avaliar estratégias de produção em aquíferos aluvionares sob condições semiáridas, com vistas a disponibilizar informações e promover estratégias de gerenciamento hídrico dos recursos disponíveis, indispensáveis para a elaboração de um plano de gestão que viabilize a continuidade das atividades agropecuárias em Projetos de Irrigação do Estado do Ceará.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Importância da gestão de aquíferos no semiárido

As águas subterrâneas constituem fonte de abastecimento de água de relevante importância no mundo, sendo fonte de água potável para mais de 50% da população mundial e um recurso importante para o desenvolvimento humano (CHEN *et al.*, 2016; ZAKARIA *et al.*, 2020).

Uma das questões recorrentes no processo de tomada de decisão sobre o uso de recursos hídricos é referente à quantidade de água que pode ser explorada sem causar riscos a um aquífero. Meinzer (1920), por sua vez, afirmou que esse valor seria correspondente à taxa de sua recarga natural. Entretanto, as pesquisas atuais defendem que tal conceito é obsoleto, à medida que, conforme estabelece a hidráulica de poços preconizada por Theis (1935), toda e qualquer extração de água de um poço gera perturbação, que é propagada no meio aquífero de forma infinita.

De acordo com Rebouças (2008), no complexo quadro geológico do Brasil (climático, litológico, tectônico e estrutural), é possível identificar diferentes domínios, nos quais as condições de estocagem (porosidade), de fluxo (permeabilidade) e de recarga natural (infiltração das chuvas) são relativamente similares. Nos depósitos aluvionares, por exemplo, as condições de uso e ocupação do meio físico afetam a qualidade e a quantidade de suas águas.

A recarga natural de águas subterrâneas consiste no processo de entrada de água nos sistemas aquíferos, que tem como principal fonte a precipitação pluviométrica e é regulada por fatores físicos e climáticos, como a geologia, o tipo de solo, o relevo, a cobertura vegetal e a evapotranspiração (CARRERA-HERNÁNDEZ; SMERDON; MENDOZA, 2012; FIORILLO; PAGNOZZI; VENTAFRIDDA, 2015).

No semiárido do Nordeste brasileiro, as chuvas médias variam entre 400 e 800 mm ano⁻¹, com distribuição irregular, e, por outro lado, as taxas de evaporação média variam entre 1000 e 3000 mm ano⁻¹. Com base nessas afirmações, somadas ao fato da exploração contínua dos aquíferos, é possível concluir que sem a adoção da gestão integrada dos recursos hídricos não há sustentabilidade hídrica e o aquífero pode sofrer frequentemente a superexploração de seus recursos. É válido ressaltar, ainda, as precárias condições naturais de estocagem de água subterrânea nos terrenos cristalinos do Nordeste, tanto nas manchas aluviais quanto nas zonas de rochas fraturadas, com rios de regime de fluxo temporário que tendem a secar durante os períodos sem ocorrência de chuvas (REBOUÇAS, 2008).

A escassez recorrente de recursos hídricos superficiais e a exploração contínua e em excesso das águas subterrâneas são problemas potencializados em regiões semiáridas, nas quais, ao passo que a exploração aliada à inexistência da avaliação, por exemplo, da potencialidade e da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos, podem acarretar sérios problemas ambientais e impedir a manutenção do aquífero (CHANGMING; JINGJIE; KENDY, 2001; POPHARE *et al.*, 2014; REDWAN; ABDEL MONEIM, 2016; SIEBERT *et al.*, 2010).

Diante disso, conhecer a taxa de recarga e compreender os seus mecanismos reguladores, que determinam o aproveitamento real das águas que entram no sistema aquífero, são aspectos fundamentais à gestão integrada dos recursos hídricos, com vistas a garantir a continuidade do desenvolvimento econômico e social (MELO *et al.*, 2005; SZILAGYI; JOZSA, 2013; TAN *et al.*, 2014). A avaliação da disponibilidade hídrica de um aquífero, nesse contexto, deve não apenas estimar as características hidráulicas do meio como também avaliar o potencial de exploração de poços.

A gestão sustentável dos recursos hídricos subterrâneos demanda caracterização abrangente das reservas hídricas, que considere a complexidade e a heterogeneidade dos sistemas, possibilitando, assim, a exploração dos recursos hídricos subterrâneos e a manutenção da quantidade e da qualidade da água disponível. A qualidade das águas subterrâneas, por sua vez, exige monitoramento contínuo, com o objetivo de prevenir contaminações, antecipar ações e permitir o rendimento máximo das culturas (ACHARYA; SHARMA; KHANDEGAR, 2018; ALLEY; LEAKE, 2004; AYERS; WESTCOT, 1994).

2.2 Reservas hídricas subterrâneas

A definição de reservas e recursos, apesar de aparentemente simples, costuma gerar controvérsias na hidrogeologia (CUSTODIO; LLAMAS, 1983). Castany (1963), por exemplo, ignora o conceito de recurso, classificando as reservas hídricas subterrâneas em quatro grandes categorias: reservas reguladoras, reservas geológicas, reservas naturais e reservas de exploração.

Meinzer (1920), estudando métodos quantitativos de estimativa de águas subterrâneas, afirmou que o estudo do lençol freático, que consiste em observar as flutuações no lençol freático que representam a recarga ou descarga do reservatório de água subterrânea, é um dos principais métodos de determinação da recarga anual ou do potencial de exploração de águas subterrâneas.

O monitoramento dos níveis piezométricos das águas subterrâneas é uma importante ferramenta para a verificação da resposta do sistema aos eventos de precipitação pluviométrica. A estimativa da recarga é realizada pelo método de variação do nível da água que, por sua vez, quantifica diretamente a dinâmica potenciométrica por considerar a elevação e o rebaixamento do nível freático (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015).

2.2.1 Conceituação e cálculo

As terminologias e metodologias de cálculo aqui definidas estão de acordo com Costa (1998), com modificações posteriores em Costa (2005) e Costa (2010), que consideram o tipo de aquífero e os resultados obtidos em testes com piezômetros.

2.2.1.1 Reserva renovável

A reserva renovável, também conhecida por recarga anual ou reserva reguladora, Bogomolov e Plotnikov (1956), é associada ao balanço hídrico das águas subterrâneas e tem como característica a mudança de magnitude durante os anos, de acordo com o ciclo hidrológico.

Segundo Feitosa *et al.* (2008), é possível admitir que a reserva renovável representa o comportamento mediano secular das variações sazonais do nível da água subterrânea, de modo a considerar o equilíbrio dinâmico entre a recarga e a descarga do aquífero.

As reservas renováveis quando somadas às permanentes, discutidas a seguir, constituem a reserva total de Plotnikov (1962). É válido ressaltar que as reservas renováveis, em teoria, são anualmente renovadas, o que possibilita a exploração, mediante levantamento prévio.

A avaliação da reserva renovável pode ser realizada por meio das variações potenciométricas sazonais, das curvas de depleção de cursos de água superficial ou a partir do mapa de fluxo subterrâneo do aquífero. É válido salientar que, de acordo com Castany (1975), os cursos de água superficial podem drenar ou alimentar os aquíferos freáticos, com ocorrência de alimentação durante o período chuvoso e drenagem no período seco.

As variações potenciométricas sazonais, em aquíferos livres, são as variações que resultam de infiltrações de águas meteóricas nos períodos chuvosos e de descarga nos períodos secos, modificando o armazenamento, que oscila entre um valor máximo, ao final do período chuvoso, e um valor mínimo, ao final do período seco. Com isso, a reserva renovável pode ser

determinada a partir de uma rede de pontos de observação dos níveis de água na área de ocorrência do aquífero (FEITOSA *et al.*, 2008; REBOUÇAS, 1997).

A estimativa da recarga pode ser realizada por meio do método de flutuação da superfície livre (water table fluctuation – WTF), amplamente aplicado em aquíferos livres, e do balanço hídrico, pela metodologia de Thornthwaite e Mather, de 1955. As Equações 1 e 2 são utilizadas para estimar a recarga pelo método WTF e balanço hídrico, respectivamente:

$$R = \eta_e \frac{dh}{dt} = \eta_e \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (1)$$

em que,

R: recarga;

h: altura do nível freático;

t: tempo;

η_e : porosidade efetiva.

$$R = P + ESC - ETR - ARM \quad (2)$$

em que,

R: recarga;

P: precipitação;

ESC: fluxos superficiais;

ETR: evapotranspiração real;

ARM: variação no armazenamento de água na zona não-saturada.

É válido ressaltar que a avaliação da reserva renovável pode ser realizada por meio das variações potenciométricas sazonais, das curvas de depleção de cursos de água superficial ou a partir do mapa de fluxo subterrâneo do aquífero.

A reserva renovável (R_r) representa o volume de água que participa anualmente do ciclo hidrológico, que possui forte correlação com as variações sazonais (oscilação da superfície potenciométrica entre um nível mínimo e um nível máximo – Δh : variação sazonal do nível estático freático, NE), e das recargas e explorações anuais do aquífero, de modo geral. Diante disso, para aquíferos livres, a R_r pode ser calculada a partir da área de ocorrência do aquífero, da variação do nível da água subterrânea ou espessura anual variável e da porosidade efetiva (COSTA, 1998), de acordo com a Equação 3:

$$R_r = A * \Delta h * \eta_e \quad (3)$$

em que,

Rr: reserva renovável ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$);

A: área de ocorrência superficial do aquífero estudada por setor ou total (m^2);

Δh : espessura saturada anual; variação sazonal do nível estático freático, NE (m);

η_e : porosidade efetiva (adimensional).

2.2.1.2 Reserva permanente

A reserva permanente, denominação devida a Plotnikov (1962), também conhecida por geológica, é definida por águas armazenadas no tempo geológico. A reserva permanente corresponde ao volume de água subterrânea, que participa do ciclo hidrológico em uma escala de tempo plurianual, centenária ou milenar, situada na porção saturada, inferior à posição mínima influenciada pela variação sazonal do aquífero (LEMOS, 2018; OLIVA; KIANG; SEIXAS, 2010; REBOUÇAS, 1997).

Em resumo, a reserva permanente (R_p) é o volume hídrico acumulado, em função da porosidade efetiva e do coeficiente de armazenamento, não variável em decorrência da flutuação sazonal da superfície potenciométrica (COSTA, 1998). Para aquíferos livres, o cálculo da R_p é dado pela reserva ou volume de saturação, definido pela Equação 4:

$$R_p = A * h_o * \eta_e \quad (4)$$

em que,

R_p : reserva permanente (m^3);

A: área de ocorrência do aquífero (m^2);

h_o : espessura média saturada (m);

η_e : porosidade efetiva (adimensional).

2.2.1.3 Recursos exploráveis

Os recursos exploráveis, também chamados de reservas exploráveis e, de certo modo, correspondentes à potencialidade, são definidos como a descarga segura ou descarga permissível, com conceituação atribuída a Meinzer (1920). Os recursos exploráveis envolvem o conceito de *safe yield*, que pode ser entendido como a exploração de um recurso, mediante nível de segurança anteriormente determinado. No entanto, esse indicador ainda é visto como impreciso por desprezar variáveis como a interação com outros aquíferos ou impactos futuros, sendo, por tais motivos, passível à insustentabilidade hídrica.

O cálculo desses recursos envolve uma variável de decisão política, correspondente ao percentual a ser explorado da reserva permanente ao longo do tempo, com vistas à sustentabilidade hídrica. De acordo com Costa (2011), os estudos de bacias hidrogeológicas efetuados pela Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (Sudene), na década de 1970, adotavam o percentual anual de 0,6%, que corresponde a 30% da reserva permanente em 50 anos. Estudos hidrogeológicos mais recentes, por medida de segurança, tendem a utilizar percentuais menores.

Os recursos exploráveis são de elevada importância no processo de planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos, pois a condução correta da exploração de recursos hídricos subterrâneos previne a superexploração do aquífero e, por conseguinte, danos ambientais.

Os recursos exploráveis (Re), designados também como potencialidade aquífera, são de elevada importância no processo de planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos, pois a condução correta da exploração hídrica subterrânea previne a superexploração do aquífero e, por conseguinte, danos hidroambientais. Portanto, para evitar riscos ao aquífero, o volume total que pode ser explorado com segurança é composto pela soma da reserva renovável e uma parcela da reserva permanente, que pode ser alterada em função dos diferentes aspectos hidrogeológicos e de uso/ocupação do solo, ou seja, da vulnerabilidade e risco do meio aquífero. A potencialidade aquífera pode ser calculada como 1/3 da reserva total (CAVALCANTE, 1998), composta pela soma das reservas renovável e permanente, de acordo com a Equação 5:

$$Re = \frac{Rr + Rp}{3} \quad (5)$$

em que,

Re: recursos exploráveis ($m^3 \text{ ano}^{-1}$);

Rr: reserva renovável ($m^3 \text{ ano}^{-1}$);

Rp: reserva permanente (m^3).

2.2.1.4 Potencialidade

A potencialidade do aquífero corresponde aos recursos exploráveis, abordados anteriormente, quando o aquífero não sofre exploração de recursos. No entanto, quando em exploração, o volume explorado deve ser inferior ou igual à potencialidade para que não ocorra superexploração. Diante disso, a potencialidade pode ser expandida ao conceito de *safe yield*,

que visa a sustentabilidade hídrica e reforça a importância do desenvolvimento de indicadores ou fatores restritivos, com a possibilidade de adaptações e complementações para casos específicos.

De acordo com Todd (1959), *safe yield* de um aquífero pode ser definido pela descarga anual que pode ser explorada sem a produção de efeito indesejável. Custódio e Llamas (1983) e Feitosa *et al.* (2008) discorrem sobre efeitos indesejáveis que podem ocorrer em decorrência da exploração de água subterrânea, com destaque para o esgotamento ou redução sensível da descarga de fontes e de poços; o comprometimento do volume de corpos de água, do escoamento de base de rios e das características ambientais de ecossistemas aquáticos; os possíveis recalques do terreno, em decorrência da queda acentuada das pressões no aquífero; e o rebaixamento excessivo da carga potenciométrica nas captações.

Os termos regime de exaustão e superexploração de um aquífero são utilizados para caracterizar explorações intensas, principalmente para irrigação, e correspondem à interferência entre poços ou erros na gestão, por exemplo. Tais questões motivam o estudo de mecanismos para evitar a exaustão do recurso, que não excluem a possibilidade de superexploração temporária, de acordo com a necessidade, mas que deve ser conduzida de acordo com o *safe yield* (FEITOSA *et al.*, 2008).

Diante do exposto, fica evidente que as avaliações das explorações de um aquífero e o seu monitoramento, de modo a garantir a exploração de acordo com a sua potencialidade, possibilitam com o passar do tempo maior coleta de informações e observações no sistema, permitindo a continuidade das atividades.

É válido destacar que explorar integralmente os recursos renováveis pode ocasionar redução do fluxo de base dos rios e outros efeitos similares, por isso, existe hoje a tendência de analisar a interação entre águas subterrâneas e águas de superfície. Com isso, a potencialidade tende a ser inferior aos recursos renováveis, de modo a não comprometer o fluxo de rios ou as características ambientais de ecossistemas aquáticos. Em aquíferos livres, a potencialidade, considerando a gestão integrada, é tida como um percentual dos recursos renováveis, sendo variável de acordo com cada caso específico (FEITOSA *et al.*, 2008).

Cabe ainda a este tópico ressaltar o conceito de disponibilidade potencial do sistema aquífero que, de acordo com Cavalcante (1998), considera explorável o volume total da reserva renovável e, conseqüentemente, não acarreta depleção à reserva permanente.

2.3 Qualidade das águas subterrâneas

A qualidade das águas subterrâneas é um problema potencial tanto para fins agropecuários quanto para o equilíbrio ambiental. A poluição das águas subterrâneas é um problema global, majoritariamente causado por ações antrópicas, incluindo as atividades de produção agropecuária. As interações no ciclo hidrológico determinam os constituintes das águas subterrâneas, que dependendo do uso e do manejo, podem afetar a qualidade. A salinização e a poluição dos recursos hídricos subterrâneos refletem a carência de um modelo de gestão integrada, com vistas a garantir a sustentabilidade (DU *et al.*, 2015; HAN *et al.*, 2014; MARSIDI; HASAN; ABDULLAH, 2018; SANTUCCI; CAROL; TANJAL, 2018).

A concentração de sais nas águas utilizadas para a irrigação pode prejudicar o desenvolvimento das culturas e a estrutura do solo, afetando a produtividade. Diante disso, a avaliação dos riscos de salinidade e de sodicidade deve ser realizada, principalmente em regiões áridas e semiáridas, que são particularmente vulneráveis a tais problemas, devido aos baixos níveis de precipitação pluviométrica anual e elevados índices de evaporação (ADHANOM, 2019; JALALI, 2007; ZAKARIA *et al.*, 2020).

No que tange à poluição por metais pesados, os impactos ambientais são de difícil remediação, devido às características de persistência, bioacumulação e alta toxicidade. A acumulação de metais pesados afeta tanto o corpo hídrico como o ambiente de modo geral, com potencial para prejudicar a saúde humana (DAI *et al.*, 2020; HU *et al.*, 2017; RAJKOWSKA; PROTASOWICKI, 2013; WU *et al.*, 2020; ZAHEDI; AZARNIVAND; CHITSAZ, 2017; ZAKARIA *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2016).

O estudo da qualidade das águas em um aquífero permite verificar a existência de variações tempo/espaço, com vistas a determinar a influência das diferentes atividades econômicas realizadas na área do aquífero. Os recursos hídricos subterrâneos podem ser utilizados para o desenvolvimento de atividades agropecuárias mesmo quando possuem certa restrição ao uso, principalmente sob condições de escassez hídrica e limitação ao acesso a águas de qualidade superior. Para isso, é necessário realizar o manejo adequado, de modo a prevenir problemas futuros. A adequação do sistema de irrigação é fator indispensável nessas condições, somada a um plano de manejo eficiente, buscando evitar danos aos equipamentos e às culturas (LIU; HUANG, 2009; PUIG-BARGUÉS *et al.*, 2010).

Diante do exposto, o estudo e monitoramento da qualidade das águas subterrâneas é uma estratégia para identificar e controlar a degradação e a poluição da água, além de

aperfeiçoar a gestão dos recursos hídricos subterrâneos, de modo a garantir o potencial de uso da água disponível no futuro (SINGHA *et al.*, 2021).

2.4 Importância do estudo da eficiência de uso da água

A água é fator limitante para o desenvolvimento agrícola e, com a elevação da demanda global de alimentos, a otimização do seu uso na irrigação é essencial para a agricultura, principalmente por ser um dos setores mais prejudicados pela escassez de água, quantitativa e qualitativamente.

Elevar a eficiência de uso da água na agricultura é alvo de pesquisas com vistas à formulação de estratégias para aumentar a produção agrícola sem maior consumo de água. No entanto, esse indicador não deve ser considerado isoladamente para definição do manejo ideal de irrigação, haja vista que ele não considera os custos de produção ou o valor final de mercado, além de outros fatores limitantes, como capital e terra. Com isso, para o manejo ideal da irrigação, é necessário conhecer a função de produção da cultura, os custos de produção e os preços de mercado (BATISTA *et al.*, 2013; FRIZZONE *et al.*, 2005; LIU; STÜTZEL, 2004).

A irrigação é utilizada, na maioria das vezes, de modo a suprir a demanda plena de água das plantas e maximizar a produtividade. Porém, de acordo com Frizzone (2004), uma mudança fundamental deverá ocorrer na prática da irrigação, em decorrência da competição pelo uso da água e dos impactos ambientais causados pela irrigação. A mudança comportamental deverá motivar alterações no modelo de irrigação atual, de modo a buscar a elevação da eficiência econômica e não apenas o suprimento da demanda hídrica das plantas.

A eficiência econômica, com base na otimização do processo produtivo, compreende os aspectos econômicos, ainda negligenciados no manejo tradicional da irrigação, que objetivam maximizar a produtividade. Entretanto, o manejo adotado para maximizar o lucro é substancialmente mais complexo e desafiador quando comparado ao manejo para o máximo rendimento físico da cultura (FIGUEIREDO *et al.*, 2008).

O uso sustentável dos recursos hídricos é imprescindível, principalmente no setor agrícola, por ser o principal consumidor de água. Diante disso, estratégias adequadas de gestão da água precisam ser adotadas e o déficit de irrigação é comumente aplicado como uma estratégia de economia de água em regiões áridas e semiáridas, com vistas a aumentar a produtividade da água. A estratégia visa aumentar a eficiência de uso da água, por meio da eliminação dos eventos de irrigação que não possuem impacto relevante sobre a produtividade (SHAHROKHANIA; SEPASKHAH, 2016).

Para o planejamento de irrigação, a obtenção da função de resposta da cultura à água é considerada elemento básico e, a partir dela, é possível obter a solução ótima para determinada combinação insumo-produto, que possibilita a maximização da receita líquida do produtor (ANDRADE JÚNIOR *et al.*, 2001). É válido ressaltar que a otimização da irrigação é indispensável devido à escassez de água e à crescente demanda por alimentos (CARVALHO *et al.*, 2016).

Diante do exposto, métodos de avaliação são necessários para delimitar as melhores estratégias de manejo e, para isso, Frizzzone (1993) definiu função de resposta ou de produção das culturas como uma relação física entre as quantidades de certo conjunto de insumos e as quantidades físicas máximas que podem ser obtidas do produto, de acordo com a tecnologia utilizada. Assim, uma relação funcional entre os insumos e o produto é definida com a suposição de que a função de resposta representa o valor máximo que pode ser obtido com o uso de cada combinação de insumos.

Para a obtenção de uma função de produção é necessária a realização de uma análise de regressão entre uma variável dependente e uma ou mais variáveis independentes, conforme um modelo estatístico que possa representar essa interação. É importante salientar que a natureza da interação, contudo, é função das condições edafoclimáticas, cultivares e técnicas de manejo utilizadas (FRIZZONE *et al.*, 1996; READMAN; KETTLEWELL; BECKWITH, 2002; SANDHU; ARORA; CHAND, 2002).

Frizzzone (1993) ressaltou que para a realização de um estudo econômico de determinada cultura ao uso de insumos é interessante delimitar a região de produção racional, que mostra as diversas combinações dos fatores e dos respectivos rendimentos que são necessários para que seja possível alcançar melhores resultados econômicos.

A água, resumindo o abordado anteriormente, é essencial para a produção das culturas, sendo necessária a otimização do uso da água disponível para obtenção de uma produção satisfatória e com altos rendimentos. Com isso, é importante que seja realizado o estudo correto da aplicação de água, conhecendo os seus efeitos diversos, de acordo com as respostas da cultura.

2.5 Agricultura orgânica: estratégia agroecológica com potencial para elevar a produtividade da água

O aumento das pesquisas sobre impactos ambientais, em meados de 1970, relacionadas ao desmatamento, desertificação e contaminação do solo, água e ar por resíduos

tóxicos derivados de atividades agrícolas convencionais, tornou evidente a importância da consciência ambiental e, conseqüentemente, impulsionou o interesse em sistemas e métodos de produção alternativos, com vistas às práticas agrícolas sustentáveis, como a agricultura orgânica (MEIER *et al.*, 2015; PATIL *et al.*, 2014; SEUFERT; RAMANKUTTY; FOLEY, 2012).

Os sistemas de agricultura orgânica são baseados em estratégias agroecológicas que envolvem o uso de insumos locais, de modo a elevar o valor agregado dos produtos e diminuir os custos de produção. As práticas agroecológicas podem, ainda, aumentar a oferta de emprego e evitar o êxodo rural, o que corrobora a importância dos sistemas agrícolas sustentáveis. Para esse sistema atuar com eficiência, maior aprofundamento e acompanhamento por parte das entidades de assistência técnica são necessários, principalmente com relação ao registro e documentação das atividades de produção orgânica (MUÑOZ *et al.*, 2016).

Na agricultura mundial, o sistema orgânico de cultivo é um dos setores em maior velocidade de crescimento e, embora represente apenas 1% da área agrícola mundial, o orgânico é um dos rótulos de alimentos mais reconhecidos e, principalmente em países desenvolvidos, a maioria das pessoas busca consumir alimentos orgânicos (SEUFERT; RAMANKUTTY; MAYERHOFER, 2017).

A intensificação da agricultura sustentável tem como desafio fundamental a elevação da produtividade, a manutenção da biodiversidade, com mínima lixiviação de nutrientes e emissões de gases de efeito estufa. Por outro lado, a agricultura orgânica é considerada sustentável, porém, menos produtiva quando comparada à convencional. Schrama *et al.* (2018) afirmam que a estabilidade da produção orgânica pode ser alcançada com o tempo, à medida que a estabilidade espacial das propriedades bióticas e abióticas do solo e dos processos do solo evoluem.

Segundo Markuszewska e Kubacka (2017), a agricultura orgânica é um sistema de gestão intimamente ligado à qualidade do ambiente natural uma vez que, além de produzir alimentos orgânicos, promove a constituição de um fator protetor para todos os componentes do ambiente. É válido destacar que, atualmente, a agricultura orgânica pode combinar tradição, inovação e ciência, usufruindo dos benefícios das técnicas modernas e do conhecimento (POLAT, 2015).

2.5.1 Adubação na agricultura orgânica

A adubação verde, que antecede o plantio, pode contribuir com o fornecimento de matéria orgânica e nutrientes e auxiliar na redução de custos, principalmente em sistemas

orgânicos de cultivo. Souza, Guimarães e Favarato (2015) constataram que as adubações verdes, com uso de leguminosas, melhoraram o desenvolvimento das culturas do repolho e do milho-verde, com incremento na produtividade comercial.

A adubação orgânica a longo prazo pode estabilizar o rendimento das culturas, de modo sustentável e melhorando as propriedades do solo (CHUN-XI *et al.*, 2018). A matéria orgânica do solo possui relação significativa com a porosidade do solo, especialmente na capacidade de retenção de água (XU *et al.*, 2018).

O processo de transição agroecológica é complexo, tanto do ponto de vista tecnológico, quanto metodológico e organizacional (CAPORAL; COSTABEBER; PAULUS, 2009). Segundo Gliessman (2001), existem três níveis fundamentais no processo de transição para agroecossistemas sustentáveis. O primeiro nível compreende a redução do uso e consumo de insumos externos, visando maior economia nos custos de produção e menor degradação do meio ambiente. O segundo nível da transição se refere à substituição de insumos e práticas convencionais por práticas alternativas. O terceiro e mais complexo nível da transição é composto pela reorganização dos agroecossistemas, com vistas ao funcionamento baseado em processos ecológicos, mediante a busca de soluções para os problemas da propriedade.

2.5.2 Eficiência produtiva e importância econômica e social da agricultura orgânica

A publicação de estudos sobre a viabilidade econômica da produção de alimentos em sistemas orgânicos de cultivo é recorrente e os resultados apontam para uma possível transformação na produção (PONISIO *et al.*, 2015; PONTI; RIJK; VAN ITTERSUM, 2012; WEZEL *et al.*, 2014). De acordo com Santos Neto *et al.* (2017), no sistema convencional, o custo do gerenciamento do cultivo é 2,33 vezes maior quando comparado ao cultivo orgânico.

A fertilização orgânica atua no condicionamento do solo, aumentando a capacidade de troca de cátions e contribuindo para a agregação e a elevação da plasticidade e da coesão, ou seja, possui relevante atuação nas propriedades físicas e químicas, além dos benefícios relacionados à capacidade de retenção de água e à temperatura (ALEMAN; MARQUES, 2016; VAN DER HEIJDEN; WAGG, 2013).

Os fertilizantes orgânicos favorecem o desenvolvimento da biota do solo, o que é desejável em um agroecossistema, devido aos efeitos positivos dos organismos do solo na produção vegetal (ALTIERI, 1999; KALLENBACH; GRANDY, 2011; LIU *et al.*, 2009; STEEL *et al.*, 2012; WARDLE, 1999; WU *et al.*, 2013).

Sajadian *et al.* (2017) distinguem como princípios da agricultura orgânica: o princípio da saúde enfatiza que o sistema deve sustentar e melhorar a saúde do solo, das plantas, dos animais, dos seres humanos e do planeta; com base no princípio da ecologia, a agricultura orgânica deve trabalhar os sistemas e ciclos ecológicos, de modo a garantir a manutenção; o princípio da equidade afirma que a agricultura orgânica deve proporcionar interações que garantam justiça em relação ao ambiente comum; e por fim, conforme o princípio do cuidado, a agricultura orgânica deve ser administrada de forma preventiva e responsável para proteger a saúde e o bem-estar das gerações atuais e futuras e do ambiente.

2.5.3 Importância do uso de adubo orgânico e de cinza vegetal

O uso de fontes alternativas de nutrientes é uma opção para redução dos custos de produção, de modo a elevar a possibilidade de sustentabilidade do projeto e conservar os recursos naturais. Piva *et al.* (2014) observaram respostas positivas de videiras aos fatores de produção esterco bovino e cinzas vegetais, com incrementos no crescimento vegetativo e produtivo. O reaproveitamento das cinzas de madeira na adubação pode substituir os fertilizantes químicos, com efeito no pH e no suprimento de minerais, principalmente cálcio e potássio (SOFIATTI *et al.*, 2007).

Segundo Ribeiro *et al.* (2015), as cinzas podem ser utilizadas como insumo agrário e o uso benéfico como regulador do solo está diretamente relacionado à necessidade de estudos destinados a determinação do manejo adequado.

A adubação orgânica atua na fertilização dos solos, contribuindo para as suas características químicas e físicas. A adição de compostos orgânicos promove melhorias na estrutura, no arejamento e na capacidade de armazenamento de umidade do solo, agindo ainda como regulador de temperatura. Os adubos orgânicos atuam ainda na proteção do solo contra erosão, na promoção da fertilidade, no favorecimento do desempenho de organismos benéficos para a agricultura e na otimização do aproveitamento dos recursos existentes na propriedade (OLIVEIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2015b; SILVA *et al.*, 2013b).

2.6 Estratégias de economia de água

A água é um importante fator de produção que contribui direta e indiretamente para a atividade econômica em todos os setores e regiões da economia global. Posto isso, a escassez

de água pode ter consequências importantes para a sociedade e os sistemas ecológicos, mas também pode ameaçar o crescimento econômico (DISTEFANO; KELLY, 2017).

A escassez de água é um problema mundial e, para muitos países do mundo, principalmente quando em desenvolvimento, o setor agrícola possui importância econômica. Porém, esse setor consome a maior quantidade de água e, muitas vezes, a competição pelo recurso não permite a evolução, tendo em vista que a água é essencial para a produção de bens e serviços agrícolas, que geram renda e riqueza nacional. Como exemplo, pesquisas recentes na Flórida, apontam a redução da quantidade de uso de água para irrigação, a importância econômica e a correlação com o valor dos produtos na região (DOUNGMANEE, 2016; TAKATSUKA *et al.*, 2018).

2.6.1 Irrigação deficitária

Atualmente, o volume de água disponível para uso agrícola está em decréscimo, sendo necessária a otimização no manejo da água (SINGH; PANDA, 2012). Padrón *et al.* (2014) afirmam que a irrigação deficitária é uma alternativa para o uso racional da água, com impacto mínimo sobre a produção.

A irrigação deficitária consiste na aplicação de uma lâmina de água menor que a necessária para satisfazer completamente as necessidades hídricas da cultura, sem ocasionar perdas expressivas na produtividade da cultura, elevando a produtividade da água e garantindo a viabilidade econômica da produção (DU *et al.*, 2010; PEREIRA; CORDERY; IACOVIDES, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2013).

A irrigação em regiões áridas e semiáridas é necessária devido ao padrão de volume e distribuição temporal das precipitações. Um problema considerável no semiárido é a escassez de fontes de água para irrigação, que além das questões ambientais desfavoráveis, ainda compete pelo uso da água com a urbanização e a industrialização (ZONTA *et al.*, 2015).

2.6.2 Importância da cobertura do solo

A cobertura do solo pode ser composta por material inorgânico ou orgânico e fornecer um ou vários benefícios, como enriquecer ou proteger o solo, prevenir o estabelecimento de pragas e elevar o rendimento das culturas (QUINTANILLA-TORNEL *et al.*, 2016).

A cobertura morta vegetal do solo é uma técnica aplicada há muitos anos pelos agricultores, com o emprego de diferentes tipos de resíduos. Essa prática cultural reduz a velocidade da enxurrada, promovendo menores perdas de água e solo (ALVES; COGO; LEVIEN, 1995; LIMA JUNIOR; LOPES, 2009). As vantagens do uso de cobertura morta vegetal foram observadas por diversos pesquisadores, por exemplo, Ribeiro *et al.* (2016) concluíram que o uso desse fator favorece o incremento na produtividade da cebola e a eficiência de uso da água, enquanto Yan *et al.* (2017) constataram tais benefícios para o milho irrigado.

Dentre as vantagens, é válido salientar que as coberturas mortas atuam no controle da vegetação espontânea, com consequente redução nos custos com mão de obra e inibição da concorrência da cultura por água, luz e nutrientes, além da redução da influência dessas plantas na liberação de substâncias alelopáticas que inibem o desenvolvimento das culturas (FAVARATO; SOUZA; GUARÇONI, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2008; SOARES *et al.*, 2010).

De acordo com Cerdà *et al.* (2017), a erosão é uma das principais causas da degradação dos solos na agricultura e é uma ameaça mundial que deve ser contornada com estratégias baseadas na natureza, de modo a alcançar a sustentabilidade. O uso de cobertura morta vegetal pode ser uma solução, mas ainda há carência de informações sobre os efeitos, principalmente a longo prazo.

Em áreas frequentemente submetidas à escassez de água, como no semiárido brasileiro, com períodos de altas temperaturas e de chuvas torrenciais ocasionais, práticas culturais devem ser adotadas para evitar a degradação do solo e aumentar a infiltração, mantendo a umidade e ajudando a controlar as perdas de solo. A proteção do solo por meio de cobertura morta vegetal é uma técnica comumente usada para evitar a erosão e reduzir a evaporação de água do solo (HERNÁNDEZ; PEDREÑO; LUCAS, 2016; MONTENEGRO *et al.*, 2013; MORADI *et al.*, 2015). Além da cobertura do solo reduzir a perda de água por evaporação, também atua na diminuição das oscilações da temperatura do solo, em dependência da insolação e da umidade do solo, e proporciona elevação da fertilidade, atuando na ciclagem de nutrientes e no aumento da matéria orgânica (ANDRADE *et al.*, 2002; PLAZA-BONILLA *et al.*, 2015).

Abrantes, Lima e Montenegro (2015) afirmam que o uso de cobertura do solo é uma prática de manejo imprescindível no controle do escoamento superficial, enquanto Santos, Montenegro e Silva (2011) apontam o uso de cobertura morta vegetal como a prática conservacionista mais adequada para manutenção da umidade do solo.

De acordo com Kumar e Dey (2011) e Pereira *et al.* (2015a), a cobertura morta é importante nos sistemas de produção de várias culturas agrícolas e além de auxiliar no aproveitamento de água e na produtividade das culturas, conforme comprovado por Silva *et al.* (2016), auxilia, inclusive, no controle de doenças.

2.7 Feijão-caupi para grãos verdes

A produção de leguminosas possui benefícios relevantes, tanto no nível agrônômico quanto nutricional, com vistas para o desenvolvimento de sistemas de cultivo e oferta de produtos alimentares inovadores, incluindo a produção de grãos verdes. A promoção da introdução desses produtos nos sistemas agrícolas possibilita efeitos globais positivos, uma vez que há economia de água e insumos, devido à redução do ciclo da cultura (KARAPANOS *et al.*, 2017; NTATSI *et al.*, 2018).

O feijão-caupi (*Vigna unguiculata* L.) caracteriza-se como um dos alimentos básicos da população brasileira e o feijão-verde, ou seja, grãos de caupi com teor de umidade entre 60% e 80%, é amplamente produzido e consumido em todo o Nordeste brasileiro (PEREIRA *et al.*, 2015b; SILVA, 2001).

O feijão-caupi apresenta grande variabilidade genética, característica que o torna versátil, sendo utilizado para várias finalidades e em diversos sistemas de produção. No Brasil, três segmentos de mercado destacam-se: grãos secos, feijão-verde (vagem e grãos verdes) e sementes (SOUSA *et al.*, 2015).

A produção concentra-se em áreas de pequenos e médios produtores, com prevalência do regime de sequeiro, porém, considerando o potencial produtivo e o valor agregado, urge a necessidade de adoção de técnicas agrícolas que priorizem o incremento da produtividade. Por outro lado, os métodos alternativos de cultivo, com base no manejo sustentável, espacial e temporal das unidades produtivas, precisam compor o plano de manejo com objetivo de garantir a continuidade da produção.

3 CAPÍTULO 1: EXPLOTAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: POTENCIAL DO COMPLEXO ALUVIONAR DO PROJETO DE IRRIGAÇÃO MORADA NOVA-CE

RESUMO

A exploração dos recursos hídricos subterrâneos sem a caracterização adequada das reservas hídricas compromete a quantidade e a qualidade da água disponível no futuro. Um grande desafio é encontrar métodos ou coeficientes apropriados para avaliar a capacidade de recarga do aquífero. Objetivou-se caracterizar quantitativamente as reservas hídricas, com vistas a disponibilizar informações e estratégias de gerenciamento para o uso racional dos recursos hídricos disponíveis em um aquífero aluvionar sob condições semiáridas. Testes e medições foram realizados em poços rasos e de média profundidade em um aquífero aluvionar no semiárido do Nordeste brasileiro. Os níveis estáticos dos poços foram monitorados nos períodos secos e chuvosos para calcular as reservas hídricas. Os resultados permitiram a análise e a recomendação de estratégias apropriadas para a exploração dos recursos hídricos subterrâneos, com vistas à manutenção das atividades agropecuárias em condições semiáridas, de modo a evitar a superexploração.

Palavras-chave: águas subterrâneas; superexploração de aquíferos; necessidade de irrigação; perfuração de poços; lençol freático; semiárido.

Exploitation of groundwater resources in the Brazilian semi-arid region: potential of the alluvial complex of the Morada Nova Irrigation Scheme, Ceará

ABSTRACT

Exploitation of groundwater resources with no proper characterization of water reserves jeopardizes the quantity and quality of water available in the future. A major challenge is finding appropriate methods or coefficients to evaluate the carrying capacity of the aquifer. The objective of this study was to quantitatively characterize water reserves to provide information and management strategies for the rational use of available water resources in an alluvial aquifer in semi-arid conditions. Tests and measurements were performed in shallow and medium-depth

wells in an alluvial aquifer in the semi-arid Brazilian Northeast. Water tables were monitored in the dry and wet seasons to calculate water reserves. Our study enables us to recommend appropriate strategies for the exploitation of groundwater resources for the maintenance of agricultural and aquaculture activities in semi-arid conditions, and to avoid overexploitation.

Keywords: groundwater; aquifer overexploitation; need for irrigation; drilling wells; water table; semi-arid.

Introdução

As águas subterrâneas constituem importante fonte de abastecimento de água no mundo, sendo fonte de água potável para mais de 50% da população mundial (CHEN *et al.*, 2016). Em períodos de secas prolongadas, a exploração de águas subterrâneas é garantia para atender as demandas e exerce papel fundamental para as populações humanas, tanto para atender as necessidades básicas, bem como insumo no sistema de produção em regiões de climas áridos (HUGHES *et al.*, 2011; TORRES-MARTÍNEZ *et al.*, 2017).

Na irrigação, a água é fornecida por fontes superficiais ou subterrâneas, sendo as águas subterrâneas fontes de abastecimento padrão para um número crescente de sistemas de irrigação. A exploração contínua e em excesso das águas subterrâneas tem induzido a sérios problemas ambientais, prejudicando as recargas naturais e interferindo no ciclo hidrológico (CHANGMING; JINGJIE; KENDY, 2001; POPHARE *et al.*, 2014; SIEBERT *et al.*, 2010).

O potencial de armazenamento de água das aluviões é um recurso estratégico para dar continuidade ao desenvolvimento econômico e social em períodos de escassez hídrica. Porém, a superexploração tem sido um dos maiores problemas verificados nessa unidade hidrogeológica, o que impossibilita a sustentabilidade hídrica. Com isso, a avaliação da ocorrência, distribuição, potencialidade e qualidade dos recursos hídricos subterrâneos são de extrema relevância (REDWAN; ABDEL MONEIM, 2016).

Os Projetos Públicos de Irrigação brasileiros concentram-se no semiárido nordestino, uma das regiões mais pobres do país e que ocupam 219 000 ha e atendem a um grande número de pequenos produtores (ANA, 2017). No entanto, a disponibilidade hídrica afeta o aproveitamento dessas áreas equipadas para irrigação e uma das alternativas adotadas foi a exploração das águas subterrâneas.

O semiárido nordestino tem como principais características a ocorrência anual de chuvas irregulares e altas temperaturas, sendo a escassez de recursos hídricos fator determinante para a produção agrícola. Porém, não apenas a quantidade de água é preocupante, mas também a qualidade, principalmente em longo prazo. A qualidade das águas subterrâneas, por exemplo, deve ser continuamente monitorada, para consumo e para fins de irrigação, de modo a prevenir contaminações e, ainda, potencializar a produtividade das culturas (ACHARYA; SHARMA; KHANDEGAR, 2018; AYERS; WESTCOT, 1994).

As águas subterrâneas nem sempre possuem boa qualidade, mas a utilização de fontes de água de baixa qualidade na irrigação agrícola é uma alternativa eficaz de lidar com a escassez hídrica. Porém, para que o aproveitamento dessas águas seja possível, é necessário que

o sistema de irrigação seja adequado e que exista um plano de manejo eficiente, evitando danos aos equipamentos e às culturas (LIU; HUANG, 2009; PUIG-BARGUÉS *et al.*, 2010).

Os aquíferos podem representar sistemas complexos e heterogêneos, que consistem em desafios para a modelagem e a quantificação sistemática em busca da gestão sustentável dos recursos hídricos (ALLEY; LEAKE, 2004). A exploração dos recursos hídricos subterrâneos sem a devida caracterização das reservas hídricas põe em risco a manutenção da quantidade e da qualidade da água disponível.

Nos últimos anos, a depleção das águas subterrâneas tornou-se uma preocupação global, resultante da superexploração (DALIN *et al.*, 2017; FAMIGLIETTI, 2014; WADA; VAN BEEK; BIERKENS, 2012). Diante do exposto, objetivou-se caracterizar quantitativamente as reservas hídricas, com vistas a disponibilizar informações e estratégias de gerenciamento hídrico dos recursos disponíveis em um aquífero aluvionar sob condições semiáridas.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN), que compreende os municípios de Morada Nova e Limoeiro do Norte, Ceará - Brasil, a 170 km de Fortaleza, capital do Ceará, localizado no semiárido do Nordeste brasileiro, entre as latitudes 5° 06' 07" e 5° 10' 29" S e longitudes 38° 08' 02" e 38° 23' 11"W.

O PIMN está situado no Polígono das Secas, com clima muito quente e semiárido, de acordo com a classificação de Köppen, e tropical quente de seca acentuada, segundo Gaussen. A precipitação pluviométrica média anual é de 725 mm (média dos últimos 30 anos), com chuvas distribuídas de forma irregular, temperatura do ar média anual de 27,1°C e umidade relativa média anual de 67,5%.

O projeto, de modo geral, é composto por 41% de solos de textura média, 37% de solos pesados e 22% de solos leves. Para fins de implantação dos diferentes tipos de sistema de produção, os solos foram classificados da seguinte forma: Tipo A (40% de solos muito argilosos e 60% de solos médios e leves), Tipo B (100% de solos médios e leves), Tipo C (100% de solos pesados) e Tipo D (100% de solos muito argilosos) (DNOCS, 2019).

Os solos do PIMN, de origem aluvionar, classificados como Neossolos Flúvicos

(FAO, 2006), permitem a exploração de diversas culturas em razão de sua textura diversificada. O PIMN, na zona de aluviões, onde os poços em estudo estão localizados, possui relevo plano. Algumas áreas são propensas à salinização e sodificação, sendo comum o abandono de áreas com tais problemas. As principais culturas exploradas são: arroz, sorgo, milho, feijão, paulistinha e pastagem nativa, além do avanço na produção de camarão (carcinicultura).

As fontes hídricas principais de projeto são os sistemas de Açudes Públicos Federais Arrojado Lisboa (Banabuiú) e Vinícius Berredo (Pedras Brancas), com capacidades de armazenamento de 1601 hm³ e 456 hm³, respectivamente, ambos atualmente com menos de 15% (em 26 de junho de 2020) de sua capacidade de armazenamento (FUNCEME, 2020). Diante do cenário de escassez hídrica, que teve início em 2012, a exploração de águas subterrâneas tornou-se a única alternativa para garantir a continuidade das atividades de produção.

A implantação do PIMN foi iniciada em 1968 e a operação teve início em 1970, sendo projetado para que a água fosse distribuída por gravidade, porém, com a situação atual dos reservatórios e a disponibilidade de energia elétrica, alguns projetos de irrigação pressurizada estão em fase de implantação. A área irrigável do projeto é de 4436 ha, de um total de 10 849 ha, e a área plantada é variável, sendo a média do lote agrícola correspondente a 4,58 ha.

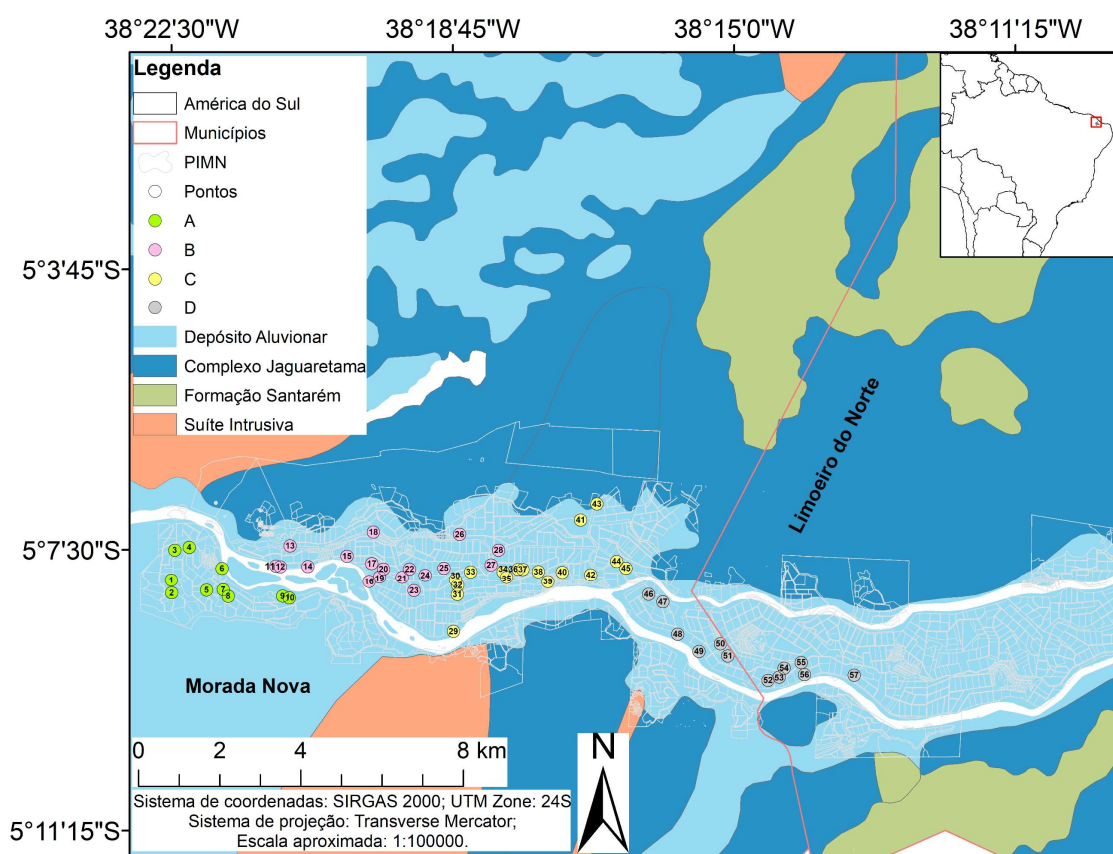
Localização dos poços de monitoramento

Os poços de amostragens foram determinados com base na divisão do PIMN em setores, que possuem características distintas, no município de Morada Nova e Limoeiro do Norte. O projeto possui 70% de sua área total inserida no município de Morada Nova (DNOCS, 2019) e com o auxílio dos mapas e cadastros disponibilizados pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (Dnocs) e pela Associação dos Usuários do Distrito de Irrigação do Perímetro Irrigado Morada Nova (Audipimn), de Morada Nova, foram selecionados 80 poços para visita inicial, os quais foram cadastrados inicialmente com GPS portátil (Global Positioning System/Garmin). Posteriormente, as coordenadas planialtimétricas dos poços foram determinadas com receptores GPS geodésico, aparelho GNSS da marca Trimble, modelo R4. O datum utilizado para o enquadramento da área foi o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas).

A Figura 1 contém informações das unidades litoestratigráficas da área de estudo, observando-se que a litoestratigrafia é composta por aluviões, Complexo Jaguaratama,

Formação Santarém (Grupo Orós) e intrusões graníticas (suíte intrusiva). Os depósitos aluvionares são geralmente compostos por sedimentos clásticos, no leito e nas margens da drenagem de rios e riachos. A Figura 1 também permite a visualização da localização dos poços distribuídos nos setores estudados no PIMN, identificados por A, B, C e D, e do Rio Banabuiú, que tem seu fluxo no sentido Morada Nova-Limoeiro do Norte.

Figura 1 – Localização de poços e unidades litoestratigráficas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN) – A (1-10); B (11-28); C (29-45) e D (46-57)



Fonte: Elaborada pela autora.

Medidas in situ e mapas confeccionados

O estudo foi conduzido durante os anos de 2018 e 2019, com o monitoramento dos poços nos períodos secos e chuvosos, de modo que o cálculo foi realizado com base na média dos dois anos, que apresentaram recargas pluviométricas anuais semelhantes.

Os mapas das isóbatas, ou isolinhas de profundidade do nível estático freático, foram construídos com as médias das medidas de nível estático (NE) de 41 poços ao final da quadra chuvosa e da quadra seca. Para a medição do NE dos poços rasos (profundidade inferior a 20 m) e medianamente profundos (20 a 50 m) foi utilizado um medidor de nível com sinal

sonoro (Figura 2).

Figura 2 – Medição de nível estático da água em poço do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

Para o mapa da rede de fluxo, ou potenciométrico e também denominado de isohypsas ou isolinhas das cotas do nível da água, foi considerado o levantamento de NE de 50 poços ao final do período chuvoso de 2019. O potencial total da água no solo (ψ_t) foi calculado com a Equação 1.

$$\psi_t = z - NE \quad (1)$$

em que,

ψ_t : potencial total da água no solo (m);

z: altitude do ponto em que o poço foi instalado (m);

NE: nível estático (m).

As medições forneceram informações sobre o comportamento da água subterrânea com base em uma rede de fluxo hídrico subterrâneo. Os mapas de isolinhas de profundidade do nível freático e rede de fluxo foram construídos no programa SURFER® (Golden Software,

Inc.).

Cálculo das reservas hídricas subterrâneas

Determinações iniciais

Para a determinação das reservas hídricas foi realizada a caracterização hidráulica dos poços por meio das variações de níveis estáticos, da determinação da vazão atual, da capacidade específica, da condutividade hidráulica, da transmissividade, da porosidade efetiva e do raio de influência.

Os ensaios de campo constituíram a segunda limitação do estudo, visto que foram realizados com as bombas instaladas nos poços, limitando os dados a informações de operação.

As equações utilizadas para o cálculo da condutividade hidráulica (Equação 2), capacidade específica (Equação 3), transmissividade (Equação 4), porosidade efetiva (Equação 5) e raio de influência (Equação 6) estão dispostas a seguir:

$$K_o = \frac{3600r^2}{(H*10r)\left(2 - \frac{Y}{H}\right)Y} * \frac{\Delta Y}{\Delta t} \quad (2)$$

em que,

K_o : condutividade hidráulica ($m\ d^{-1}$);

H: profundidade do poço abaixo do nível freático (cm) - coluna de água existente do nível freático ao fundo do poço;

r: raio do poço (cm);

Y: distância entre o nível freático e o ponto médio dos níveis de água no intervalo de tempo Δt (cm);

ΔY : intervalo de altura no tempo Δt (cm);

Δt : intervalo de tempo entre duas leituras (s).

$$C_{esp} = \frac{Q}{ND - NE} \quad (3)$$

em que,

C_{esp} : capacidade específica [$(m^3\ h^{-1})\ m^{-1}$];

Q: vazão de operação ($m^3\ h^{-1}$);

ND: nível dinâmico;

NE: nível estático.

$$T = K_o * H \quad (4)$$

em que,

T: transmissividade ($m^2 s^{-1}$);

K_o : condutividade hidráulica ($m s^{-1}$);

H: profundidade do poço abaixo do nível freático (m) - coluna de água existente do nível freático ao fundo do poço.

$$\eta_e = 0,117 * \sqrt[3]{K_o} * 100 \quad (5)$$

em que,

η_e : porosidade efetiva (%);

K_o : condutividade hidráulica ($m d^{-1}$).

$$R = 1,5 * \sqrt{\frac{T * t}{\eta_e}} \quad (6)$$

em que,

R: raio de influência (m);

T: transmissividade ($m^2 s^{-1}$);

t: tempo de bombeamento (s);

η_e : porosidade efetiva (adimensional) ou coeficiente de armazenamento.

O raio de influência do poço é equivalente à distância entre o centro do poço e o ponto em que o cone de depressão (cone de bombeamento) é igual ao nível estático medido inicialmente no poço, ou seja, ponto em que não ocorreu rebaixamento do nível durante o bombeamento. O estudo do raio de influência permite analisar interferências entre poços e ajuda a prevenir a instalação de novos poços em locais inadequados.

A área considerada para os cálculos das reservas hídricas foi determinada por setor, no total de quatro setores, de modo a resguardar características particulares de cada setor. Porém, foram realizados os cálculos também para a área total.

Reservas hídricas

A área total considerada para os cálculos das reservas hídricas foi de 1087,75 ha, sendo 145,28 ha do setor A, 460,71 ha do B, 364,83 ha do C e 116,93 ha do D.

A estimativa da recarga foi realizada por meio do método de flutuação da superfície

livre (water table fluctuation – WTF), amplamente aplicado em aquíferos livres, e do balanço hídrico, pela metodologia de Thornthwaite e Mather, de 1955. As Equações 7 e 8 foram utilizadas para estimar a recarga pelo método WTF e balanço hídrico, respectivamente:

$$R = \eta_e \frac{dh}{dt} = \eta_e \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (7)$$

em que,

R: recarga;

h: altura do nível freático;

t: tempo;

η_e : porosidade efetiva.

$$R = P + ESC - ETR - ARM \quad (8)$$

em que,

R: recarga;

P: precipitação;

ESC: fluxos superficiais;

ETR: evapotranspiração real;

ARM: variação no armazenamento de água na zona não-saturada.

Para a estimativa da recarga pelo balanço hídrico, foi considerada a média de precipitação de uma série histórica de 30 anos. O escoamento superficial foi estimado por meio do produto da precipitação pelo coeficiente de escoamento superficial (C), conforme valores de C recomendados pelo Soil Conservation Service – USDA, considerando a distribuição dos tipos de solo, a declividade e o uso e ocupação da área em estudo; $C = 0,36$.

Neste estudo, para quantificar o potencial hídrico subterrâneo da área, foram consideradas as terminologias e metodologias de cálculo propostas por Costa (1998), com modificações posteriores em Costa (2005) e Costa (2010), que consideram o tipo de aquífero (no caso, aquífero livre – aluvião) e os resultados obtidos em testes com piezômetros.

A reserva renovável (Rr) representa o volume de água que participa anualmente do ciclo hidrológico, que possui forte correlação com as variações sazonais (oscilação da superfície potenciométrica entre um nível mínimo e um nível máximo), e das recargas e explorações anuais do aquífero, de modo geral. O cálculo da Rr foi realizado por meio da diferença das médias de NE (Δh) dos períodos secos e chuvosos (variação sazonal do nível estático freático) de 41 poços em monitoramento, de acordo com a Equação 9.

$$Rr = A * \Delta h * \eta e \quad (9)$$

em que,

Rr: reserva renovável ($m^3 \text{ ano}^{-1}$);

A: área de ocorrência superficial do aquífero estudada por setor ou total (m^2);

Δh : espessura saturada anual (m);

ηe : porosidade efetiva (adimensional).

A porosidade efetiva (ηe) média foi calculada com base em testes de bombeamento realizados em todos os setores.

A reserva permanente (Rp) é o volume de água armazenada no aquífero e que permanece mesmo com a variação periódica do nível freático, ou seja, que poderá participar do ciclo hidrológico em uma escala plurianual ou mesmo secular. Em períodos de escassez hídrica, essa reserva possui elevada importância e deve ser utilizada considerando-se um fator de segurança. Para se estimar a reserva permanente do aquífero aluvionar foram consideradas as características hidrodinâmicas e dimensionais de 41 poços, de acordo com a Equação 10.

$$Rp = A * h_o * \eta e \quad (10)$$

em que,

Rp : reserva permanente (m^3);

A: área de ocorrência superficial do aquífero estudado por setor ou total (m^2);

h_o : espessura média saturada (m);

ηe : porosidade efetiva (adimensional).

A espessura média da camada saturada foi calculada a partir da diferença entre a profundidade do poço, que são perfurados até um nível impermeável, e o NE ao final do período não chuvoso. Ressalta-se, aqui, que poderão existir outros níveis aquíferos sotopostos ao impermeável e que os cálculos realizados refletem a profundidade atingida unicamente pelos poços tubulares. Moura (2008), estudando a mesma região, obteve 36,75 m de espessura média da camada saturada por meio de testes de sondagem.

Os recursos exploráveis (Re), designados também como potencialidade aquífera, são de elevada importância no processo de planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos, pois a condução correta da exploração hídrica subterrânea previne a superexploração do aquífero e, por conseguinte, danos hidroambientais. Portanto, para evitar riscos ao aquífero, o volume total que pode ser explorado com segurança é composto pela soma da reserva renovável e uma parcela da reserva permanente. Ressalta-se que essa parcela pode ser alterada

em função dos diferentes aspectos hidrogeológicos e de uso/ocupação do solo, ou seja, da vulnerabilidade e risco do meio aquífero. Para o estudo, a potencialidade aquífera foi calculada como 1/3 da reserva total (CAVALCANTE, 1998), composta pela soma das reservas renovável e permanente, de acordo com a Equação 11.

$$Re = \frac{Rr + Rp}{3} \quad (11)$$

em que,

Re: recursos explotáveis ($m^3 \text{ ano}^{-1}$);

Rr: reserva renovável ($m^3 \text{ ano}^{-1}$);

Rp: reserva permanente (m^3).

Na obtenção da vazão em poços rasos, é comum o uso do teste de produção do tipo escalonado, assim denominado devido à realização de três medidas simultâneas de vazão e de rebaixamento do lençol freático, iniciando com uma pequena vazão e concluindo com a vazão máxima da bomba. A vazão máxima corresponderá a 2/3 da carga hidráulica inicial no poço, obtida por meio de uma equação ajustada entre vazão e rebaixamento do lençol freático.

O cálculo dos recursos explotáveis ou potencialidade aquífera, tendo como critério 1/3 da soma da reserva renovável e da permanente, constitui em critério sustentável, porquanto o mesmo corresponderia a 50% do critério econômico utilizado na produção máxima dos poços, considerando a mesma condição de carga hidráulica inicial e integrando o critério de exploração de um poço para o âmbito da bacia.

Capacidade de suporte para irrigação nas condições de operação

A capacidade de suporte dos poços foi analisada por meio da avaliação das vazões de operação, da evapotranspiração de referência (ET_o), dos coeficientes de cultivo (K_c) das principais culturas exploradas no PIMN ou demanda hídrica das demais atividades (arroz, sorgo, milho, feijão, paulistinha e pastagem nativa), além da produção de camarão (carcinicultura). A partir dessas informações, as áreas máximas foram calculadas para uma determinada jornada diária de trabalho.

Resultados

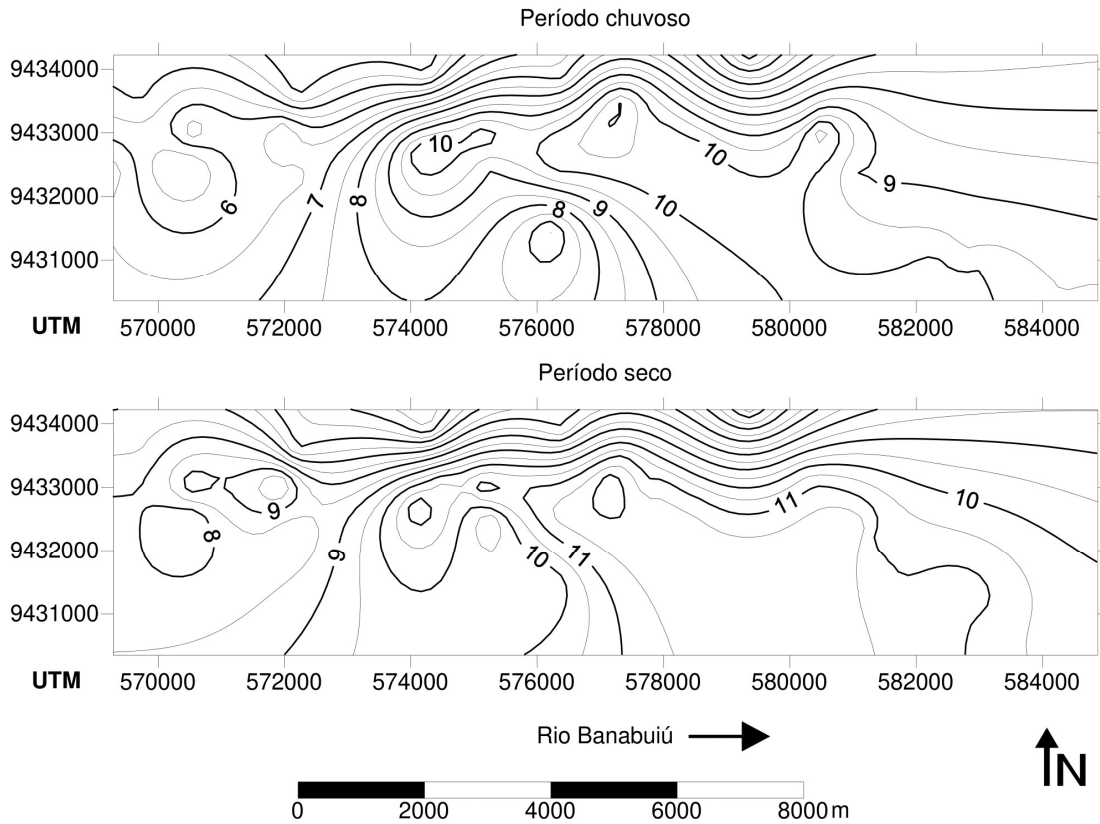
Variação sazonal do nível estático e superfície potenciométrica

A profundidade média máxima de NE no aquífero no período seco foi de 12,30 m (Figura 1, ponto 27, setor B) e no período chuvoso foi de 11,06 m (Figura 1, ponto 28, setor B). A profundidade média mínima de NE foi de 4,25 m no período seco e de 3,64 m no chuvoso, ocorrendo no mesmo poço (Figura 1, ponto 41, setor C). No setor A, composto pelos pontos situados mais a Oeste na Figura 1, as profundidades de NE foram menores, considerando a média por setor de todos os pontos de coleta (8,03 m no período seco e 5,82 m no período chuvoso).

As variações do nível estático por setor foram de 2,21 m; 1,16 m; 1,20 m e 1,49 m para os setores A, B, C e D, respectivamente, considerando os últimos meses das quadras chuvosa e seca.

Na variação sazonal, a maior flutuação do NE foi de 3,50 m (Figura 1, ponto 11, setor B), com Δh geral de 1,52 m. Os mapas de isóbatas, ou isolinhas de profundidade do NE, da Figura 3 são representativos dos NE do Projeto de Irrigação.

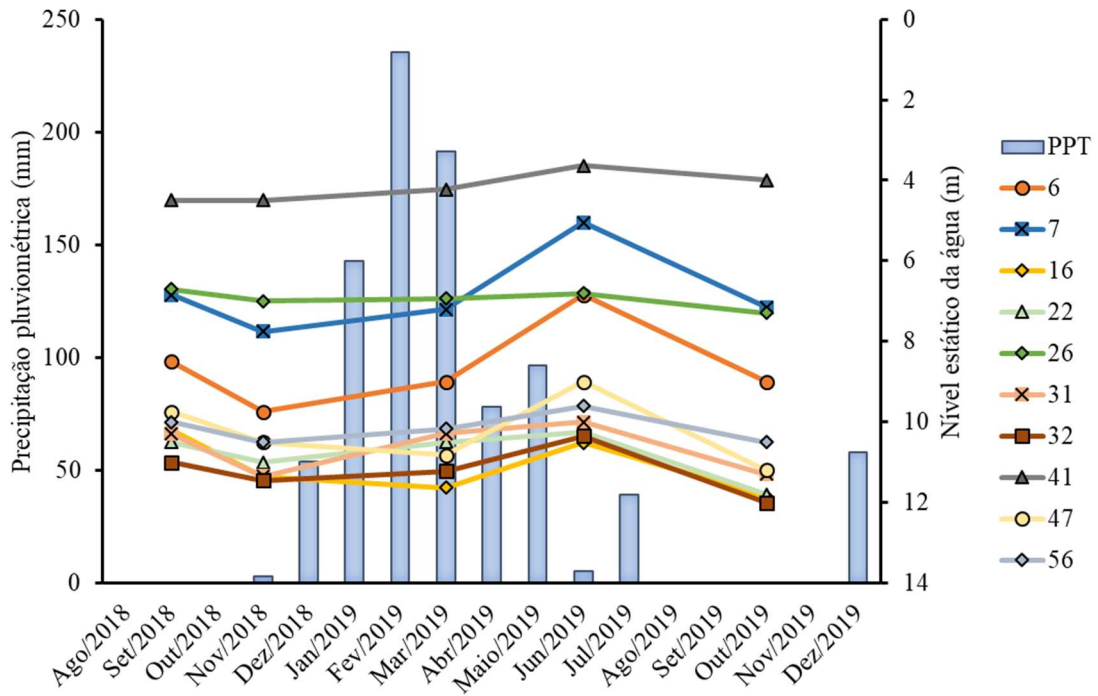
Figura 3 – Isolinhas de profundidade do nível estático (m) no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

A Figura 4 compara as variações de NE de dez poços à precipitação pluviométrica nos anos de monitoramento, na qual é possível observar um padrão que aponta uma estreita relação entre a superfície potenciométrica e a recarga do aquífero por águas pluviais.

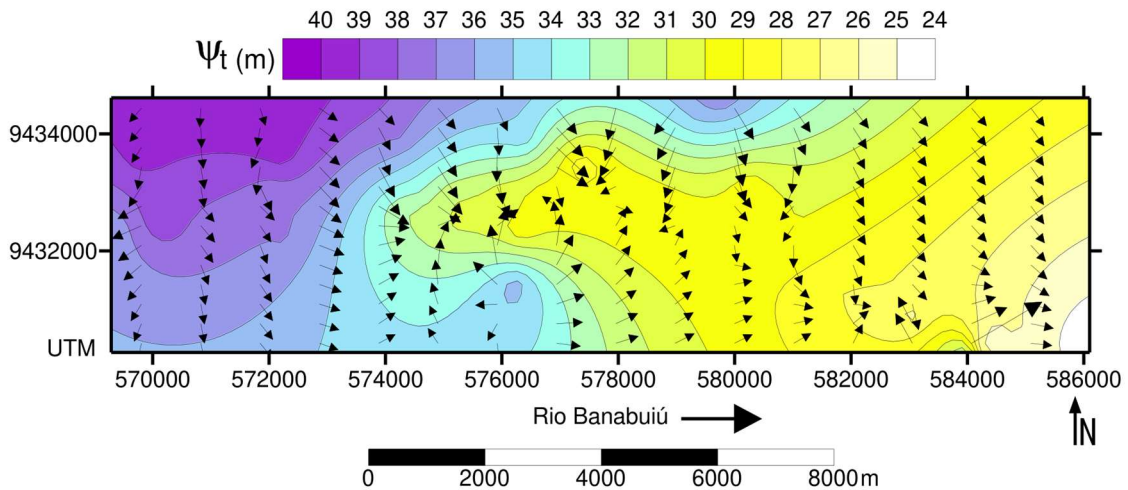
Figura 4 – Níveis estáticos dos poços e precipitação pluviométrica no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

O mapa da rede de fluxo, ou potenciométrico, também conhecido como isohypsas ou isolinhas das cotas do nível da água (Figura 5), construído a partir das medições de NE em 50 poços ao final do período chuvoso de 2019, aponta o potencial total (ψ_t) e o padrão do fluxo das águas subterrâneas do PIMN. Assim como na análise das isóbatas, o setor A apresentou o maior potencial total.

Figura 5 – Mapa potenciométrico da área estudada no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

Observando a Figura 1 e a posição do Rio Banabuiú, é possível inferir que mesmo ao final do período chuvoso existe fluxo do aquífero no sentido do rio, sendo tal fato decorrente do longo período de escassez hídrica e, portanto, incipiente fluxo de água no Rio Banabuiú.

O sentido do fluxo subterrâneo segue o sentido do fluxo superficial, com gradiente de potencial total médio de $0,001 \text{ m m}^{-1}$. Avaliando poços situados próximos ao rio, como no caso dos poços 5 – 6; 12 – 13; 16 – 20; 49 – 50 e 55 – 56 (Figura 1), observaram-se maiores potenciais totais na aluvião, com fluxo, portanto, do aquífero para o rio.

Reservas hídricas subterrâneas

As avaliações quantitativa e qualitativa das reservas hídricas de um Aquífero Aluvionar possuem importância na condução do seu aproveitamento. Para a avaliação quantitativa, analisaram-se as reservas renovável, permanente e explorável. A porosidade efetiva (η) média foi de 19,2% e a espessura média da camada saturada foi de 11,16 m.

As variações extremas da superfície potenciométrica condizem com a camada do aquífero na qual o volume de água corresponde à reserva renovável. A reserva renovável são os recursos exploráveis do aquífero em que não há risco de depleção das reservas totais. Para o PIMN, considerando a área estudada (1087,75 ha), a reserva renovável é de $3,2 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$. Na análise por setor, simulando a mesma área de estudo para todos os setores, a maior reserva renovável foi observada no setor A, sendo até 68,3% maior quando comparada aos demais setores.

A reserva permanente do aquífero foi estimada em $23 \times 10^6 \text{ m}^3$. É válido destacar a grande diferença existente entre os setores do PIMN em relação à profundidade dos poços, até chegar ao impermeável, e aos níveis estáticos. O setor A, novamente, apresentou maior valor (em até 39,7%) quando a área de estudo foi considerada igual para todos os setores.

Os recursos exploráveis (Re), ou potencialidade aquífera, considerando o volume total que pode ser explorado com segurança da área são de $8,8 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$.

Capacidade de suporte/área irrigada

O raio de influência foi analisado com base na jornada de irrigação de 12 h dia⁻¹, resultando em média no PIMN de 46,39 m. A realidade é que muitos produtores utilizam a jornada 24 h dia⁻¹, que amplia o raio de influência para 65,60 m. As médias das vazões de

operação por setor variaram de 36,89 m³ h⁻¹ (B) a 45,84 m³ h⁻¹ (A). O raio de influência por setor variou de 32,57 m (A) a 60,54 m (D).

A diferença observada nos dados de vazão é justificada pela variabilidade espacial dos atributos dos solos dos depósitos aluvionares, que refletem a transmissividade da água no solo.

A área irrigada de 3,0 ha no PIMN foi obtida por meio da relação da vazão de operação do poço (média geral de 43 m³ h⁻¹ – Anexo A) com a vazão contínua ou unitária da irrigação por superfície (2,0 L s⁻¹ ha⁻¹), considerando uma jornada de trabalho de 12 horas. Para sistemas localizados (1,15 L s⁻¹ ha⁻¹), considerando a mesma jornada de trabalho, a área potencial a ser irrigada seria superior a 5,0 ha.

A Tabela 1 aponta três das principais culturas do PIMN e as áreas (ha) máximas a serem irrigadas em uma jornada de 12 horas e vazão média de 43 m³ h⁻¹, sem considerar a precipitação efetiva (Pe) e a eficiência de irrigação (EI). A evapotranspiração de referência (ET_o) foi estimada pelo método de Penman-Monteith (FAO), por meio do software CropWat 8.0 (FAO).

Tabela 1 – Área máxima irrigada de acordo com a cultura (jornada de 12 horas)

Cultura	Ciclo (dias)	ET _o (mm)	ET _m (mm)	A (ha)
Arroz	100	769,95	856,76	6,02
Sorgo	200	1225,46	851,57	12,12
Feijão	60	566,85	506,38	6,11

ET_m = evapotranspiração máxima da cultura (ET_m = ET_o x K_c); desconsiderando Pe e EI, a ET_m equivale a necessidade de irrigação (NI). Irrigação plena, com plantio em Agosto, sendo Outubro o mês de maior evapotranspiração. Fonte: Elaborada pela autora.

Discussão

Potencial aquífero: nível estático, reservas hídricas e capacidade de suporte

No PIMN, há exploração para atividades agropecuárias, principalmente no segundo semestre do ano (período seco), sendo no momento o único recurso disponível para dar continuidade à produção agrícola e aquícola. Em períodos de secas prolongadas, a exploração de águas subterrâneas garante água para atender às demandas e exerce papel fundamental para as populações humanas, atendendo às necessidades básicas e mantendo os sistemas de produção de regiões áridas (HUGHES *et al.*, 2011; TORRES-MARTÍNEZ *et al.*, 2017).

Os vários anos de seca combinados à superexploração podem constituir-se em um

dos maiores problemas verificados nessa unidade hidrogeológica, o que poderá impossibilitar a sustentabilidade hídrica, podendo acarretar a subsidência e o esgotamento das águas subterrâneas (BURBEY, 2008; HUNG *et al.*, 2012; WADA *et al.*, 2012).

Nesse contexto, a avaliação da ocorrência, distribuição e da potencialidade do aquífero possuem extrema relevância (REDWAN; ABDEL MONEIM, 2016), devendo a exploração das águas subterrâneas ser limitada à capacidade de recarga, de modo a evitar o esgotamento do recurso (CHANGMING; JINGJIE; KENDY, 2001).

Gomes e Frischkorn (2009) observaram a ocorrência do rebaixamento da superfície potenciométrica de uma porção diferente do mesmo aquífero e reforçaram a necessidade da continuidade do monitoramento do nível das águas, tanto superficiais quanto subterrâneas, com vistas à preservação e controle do uso da água. Diante da situação hídrica atual, infere-se que os anos de exploração de águas subterrâneas do Aquífero Aluvionar do Rio Banabuiú e a baixa recarga das últimas quadras chuvosas impossibilitam a total recuperação das reservas renováveis e põem em risco a reserva permanente.

O comportamento do NE evidencia que no mês de junho o NE atinge o nível mais próximo da superfície do solo. A partir do mês de agosto, sem contribuições relevantes de chuvas, ocorre a descarga do aquífero e o NE atinge maior profundidade em outubro/novembro. Diante disso, é possível afirmar que existe correlação entre os NE e as precipitações pluviométricas, sendo a recarga do aquífero relacionada às precipitações pluviométricas e rede hidrográfica.

A previsão do nível das águas subterrâneas geralmente envolve os dados de precipitação pluviométrica, além do fluxo dos corpos d'água, como fontes primárias de recarga dos aquíferos (LAINO-GUANES *et al.*, 2016; TSAI *et al.*, 2016). Por outro lado, conforme Fornés, Hera e Llamas (2005) e Malki *et al.* (2017), a recarga natural de águas subterrâneas em climas semiáridos e áridos não possui relação linear com a precipitação pluviométrica anual. Durante os anos secos, a recarga pode ser insignificante ou até mesmo negativa devido à evapotranspiração ou evaporação do lençol freático e superexploração de águas subterrâneas.

Os mapas potenciométricos possibilitam a identificação de zonas de recarga e de descarga, das equipotenciais, além da possibilidade de cálculo dos gradientes hidráulicos e, por conseguinte, da estimativa de fluxo subterrâneo. Observa-se no mapa o padrão geral do fluxo de água no sentido do rio, comportamento semelhante ao observado por Vasconcelos *et al.* (2010), o que pode ser atribuído à diferença do gradiente hidráulico entre o aquífero e o leito do rio. Cabe destacar que tal fato está associado ao longo período de estiagem e, portanto, de baixíssimas descargas do rio.

A diferença de padrão no fluxo pode ser justificada por zonas muito permeáveis, acarretando maior drenagem subterrânea, ou pela superexploração. Na área de estudo, a média da condutividade hidráulica foi considerada elevada, porém, de modo geral, o aquífero não possui grandes diferenças entre os setores, o que reforça que as mudanças localizadas de fluxo são justificadas pela superexploração.

Os cursos superficiais de água geralmente são fontes de descarga no período seco e de recarga no período chuvoso, para os aquíferos freáticos (CASTANY, 1975). Entretanto, no PIMN, o mapa potenciométrico ao final da quadra chuvosa não caracterizou recarga do rio para a aluvião, como decorrência do incipiente fluxo de base no rio proporcionado por níveis pluviométricos relativamente baixos.

A variação média anual do nível freático no período do estudo foi de 1,52 m, o que proporcionou uma recarga média anual de 291,84 mm. Pela metodologia do balanço hídrico, considerando uma série histórica de 30 anos, a recarga foi de 228,27 mm. O coeficiente de recarga para os dados estudados está na faixa de 0,30 a 0,40. A diferença entre os métodos utilizados para estimar a recarga foi da ordem de 21,8%.

A reserva renovável da área de estudo, de $3,2 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, percentual das reservas do aquífero aluvionar que é anualmente renovado, representa 13,6% da reserva permanente. Tais valores, mostram a importância do monitoramento das recargas e do volume de água disponível para uso.

Os recursos exploráveis ou potencialidade (de $8,8 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ do Aquífero Aluvionar, para a área estudada), principalmente em região semiárida e em anos de seca, devem ser utilizados considerando o nível de segurança, a dinâmica do aquífero e as políticas de convivência com a seca. Eles podem garantir para fins de planejamento sob regime de irrigação e sem riscos de superexploração, a ocupação de 75% da área que compreendeu o estudo, considerando perdas de 20% nos sistemas de irrigação atuais e as culturas mais exigentes.

Vale salientar que atualmente a estratégia de irrigação com déficit é amplamente utilizada no PIMN, o que possibilita a expansão da área irrigada. Para o cultivo do arroz, do sorgo e do feijão, por exemplo, considerando o manejo adotado no PIMN (PAIVA, 2019), a área estudada poderia ser completamente ocupada com arroz ou feijão, sendo que para o sorgo a possibilidade de ocupação seria de 70%; sem riscos de superexploração.

De acordo com Costa *et al.* (2005), o cultivo do arroz no mesmo projeto era realizado de modo a utilizar até aproximadamente duas vezes mais água que a necessidade líquida de irrigação, com eficiência de aplicação de apenas 38% em solos inadequados para o cultivo do arroz. Nessas condições, os recursos exploráveis permitiriam a ocupação de no

máximo 3/4 da área estudada com arroz, mesmo considerando apenas os dados de áreas com solos adequados para o cultivo.

No que se refere à carcinicultura, os recursos explotáveis podem garantir, sem riscos de superexplotação, a produção de 1/3 da área que compreendeu o estudo, considerando apenas um ciclo de produção por ano. Entretanto, no PIMN, o manejo é realizado com vistas a atingir a média de três ciclos por ano, o que reduz drasticamente a capacidade de suporte do aquífero para tal atividade.

Os recursos disponíveis e as características hidráulicas encontradas no PIMN permitem inferir para fins de planejamento que, com uma jornada de irrigação de 12 horas e vazão média de $43 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, seria possível a irrigação plena no período seco de, por exemplo, 6,02 ha de arroz, ou 12,12 ha de sorgo ou 6,11 ha de feijão (com a vazão contínua ou unitária da irrigação por superfície de $2,0 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$). A área média do lote agrícola é de 4,58 ha, o que demonstra o grande potencial das águas subterrâneas na continuidade da produção.

É válido ressaltar que a vazão de operação é limitada pela capacidade do conjunto motobomba e, no caso do PIMN, pelas incrustações de ferro na parede das tubulações, de sucção e de recalque. Um dos poços testados, por exemplo, que em novembro de 2018 possuía vazão de aproximadamente $45 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, apresentou vazão de apenas $22 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ em outubro de 2019, fato justificado em parte pela diminuição do diâmetro interno das tubulações devido à ação do ferro.

A diferença observada nos dados de vazão também pode ser explicada pela variabilidade espacial dos atributos litológicos dos depósitos aluvionares, que refletem na transmissividade da água. A média geral das vazões do PIMN foi de $43 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, mas é válido salientar que alguns poços apresentaram vazões entre 60 e $100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

A quantidade de poços no PIMN vem aumentando constantemente e, muitas vezes, o raio de influência calculado neste estudo (média geral de 46,39 m e 65,60 m, para as jornadas de irrigação de 12 e 24 horas, respectivamente) não é respeitado, o que também interfere na exploração. Vasconcelos *et al.* (2010) ressaltaram que apesar do elevado potencial desse aquífero, alguns fatores, como a construção indiscriminada de poços, as atividades agrícolas e a ausência de saneamento básico, associados à vulnerabilidade natural, ameaçam a integridade de suas águas. Convém ressaltar, também, o uso indiscriminado de agrotóxicos que propiciam elevado risco de contaminação das águas subterrâneas aluvionares, colocando em risco o uso para consumo humano e engendrando sérios problemas de qualidade de vida.

O potencial de armazenamento hídrico das aluviões, como é o caso do PIMN, é um recurso estratégico para dar continuidade ao desenvolvimento econômico e social em períodos

de escassez hídrica, visto que Projetos de Irrigação do Ceará estão sem operar ou operando em baixa escala devido ao baixo nível dos reservatórios. No entanto, maior atenção deve ser dada aos mecanismos de gestão integrada dos recursos hídricos, de modo a prevenir a superexploração das águas subterrâneas, a interferência nas recargas naturais e no ciclo hidrológico, o que acarreta sérios problemas ambientais.

Conclusões

A constante ampliação de áreas para atividades agrícolas e aquícolas está comprometendo a sustentabilidade hídrica do aquífero, uma vez que as reservas não são suficientes para atender a essa demanda.

A exploração do aquífero aluvionar garante a manutenção das atividades agrícolas e aquícolas da região, sendo suas reservas suficientes para atender, sem riscos de superexploração, no mínimo 75% da demanda agrícola da área estudada, a depender das estratégias de manejo adotadas. Para as atividades aquícolas, o melhor cenário permite atender a 1/3 da demanda, considerando o manejo de água atualmente utilizado e apenas um ciclo de produção por ano.

4 CAPÍTULO 2: CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS E QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA IRRIGAÇÃO: ESTUDO DE CASO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A qualidade da água é um dos fatores mais importantes na produção agrícola. No semiárido do Nordeste brasileiro, a exploração de águas subterrâneas tem sido um recurso cada vez mais utilizado para fins de irrigação e, em muitas regiões, essa é a única alternativa para dar continuidade à produção de alimentos e às demais atividades agropecuárias. Entretanto, a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos é, muitas vezes, fator limitante ao uso de sistemas de irrigação mais eficientes ou a outras finalidades e, nesse contexto, a determinação da qualidade indica o uso potencial desses recursos enquanto o monitoramento garante a continuidade da exploração. Objetivou-se caracterizar a qualidade da água por meio da concentração de metais pesados, elementos tóxicos e parâmetros analisados para fins de irrigação em aquífero aluvionar sob condições semiáridas, no qual os recursos hídricos subterrâneos são explorados continuamente para a produção agropecuária. As amostragens foram realizadas no período mais crítico, sem chuvas, em 38 poços, rasos ou medianamente profundos, e armazenadas em garrafas de polietileno. O estudo possibilitou, de modo geral, a caracterização da qualidade das águas do aquífero e forneceu informações que permitem orientar o manejo de irrigação, com vistas a fundamentar a exploração dos recursos hídricos subterrâneos sem riscos de contaminação do aquífero ou à saúde humana.

Palavras-chave: recursos hídricos subterrâneos; vulnerabilidade aquífera; poluição hídrica; exploração de águas subterrâneas; águas salobras.

Heavy metal contamination and groundwater quality for irrigation: a case study in the Brazilian semi-arid region

ABSTRACT

Water quality is one of the most important aspects of agricultural production. In the semi-arid Brazilian Northeast, the exploitation of groundwater has been increasingly used for irrigation

purposes and, in many regions, this is the only option to continue the production of food and other agricultural activities. However, the quality of groundwater resources is often a limiting factor for the use of more efficient irrigation systems or for other purposes and, in this context, the determination of the quality indicates the potential use of these resources while monitoring guarantees the continuity of exploitation. The aim was to characterize the water quality through the concentration of heavy metals, toxic elements and analyzed parameters for irrigation purposes in an alluvial aquifer under semi-arid conditions, in which groundwater resources are continuously exploited for agricultural production. The samplings were accomplished in the most critical period, without rains, in 38 wells, shallow or moderately deep, and stored in polyethylene bottles. The study made possible, in general, the characterization of the water quality of the aquifer and provided information that can guide the irrigation management, in order to support the exploitation of groundwater resources without risks of contamination of the aquifer or to human health.

Keywords: groundwater resources; aquifer vulnerability; water pollution; groundwater exploitation; brackish water.

Introdução

As águas subterrâneas atualmente estão em evidência devido a vários problemas causados pela extração excessiva ou deterioração da qualidade. Problemas como a subsidência de terra (ZHU *et al.*, 2015), a intrusão de água do mar (ALAM *et al.*, 2020; TAM *et al.*, 2014), a salinização (DU *et al.*, 2015; HAN *et al.*, 2014) e a poluição (MARSIDI; HASAN; ABDULLAH, 2018; SANTUCCI; CAROL; TANJAL, 2018) são frequentemente relatados e sinalizam a necessidade de intervenção no modelo de gestão dos recursos.

No semiárido do Nordeste brasileiro, assim como em outras regiões semiáridas, o maior fator limitante ao desenvolvimento das atividades agropecuárias é a escassez hídrica. Com isso, a exploração de águas subterrâneas tem sido um recurso cada vez mais utilizado para fins de irrigação, de modo que, em muitas regiões, essa é a única alternativa para dar continuidade à produção de alimentos e às demais atividades agropecuárias. Entretanto, a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos é, muitas vezes, fator limitante ao uso e para que o aproveitamento dessas águas seja possível, a adequação do sistema de irrigação e a elaboração de um plano de manejo eficiente são indispensáveis para evitar danos aos equipamentos e às culturas (LIU; HUANG, 2009; PUIG-BARGUÉS *et al.*, 2010).

A poluição das águas subterrâneas é um problema global que tem como causa determinante as ações antrópicas, incluindo as atividades de produção agropecuária. Os constituintes das águas subterrâneas resultam de interações no ciclo hidrológico e, quando indesejáveis, suas concentrações afetam a qualidade. A degradação dos recursos hídricos subterrâneos pode ocorrer, por exemplo, devido ao uso de fertilizantes e agrotóxicos. A poluição por metais pesados tem grande impacto ambiental, sendo caracterizada, por exemplo, pela alta toxicidade, persistência, bioacumulação e dificuldade de remediação, que afeta não apenas o corpo hídrico, mas também a saúde humana (DAI *et al.*, 2020; HU *et al.*, 2017; RAJKOWSKA; PROTASOWICKI, 2013; WU *et al.*, 2020; ZAHEDI; AZARNIVAND; CHITSAZ, 2017; ZAKARIA *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2016).

Dentre as atividades exploradas no Vale do Banabuiú, onde o estudo foi desenvolvido, a carcinicultura é uma atividade em expansão, que se encontra sob elevados níveis de investimento e já modificou a ocupação de grandes áreas dos Projetos de Irrigação. Com isso, os níveis de qualidade da água utilizada na produção aquícola precisam ser estudados e monitorados, tendo em vista os riscos de bioacumulação. É válido salientar que para a população vulnerável, como idosos, crianças e mulheres grávidas, a ingestão diária de metais pesados é ainda mais limitada quando comparada à da população de modo geral (OKEN *et al.*,

2012).

Os riscos por acúmulo de metais pesados podem ocorrer, também, por meio das culturas alimentícias, com sérias preocupações relacionadas à saúde humana, uma vez que a segurança e a qualidade dos alimentos podem ser comprometidas e causar danos à saúde de agricultores e consumidores (ARORA *et al.*, 2008; MUCHUWETI *et al.*, 2006; SINGH *et al.*, 2010).

Outro fator importante é a presença de sais na água de irrigação, que podem afetar a estrutura do solo e o rendimento das culturas, tornando a avaliação dos riscos de salinidade e de sodicidade um procedimento essencial para a sustentabilidade da agricultura irrigada. As regiões áridas e semiáridas são particularmente vulneráveis à salinidade e à sodicidade, característica justificada devido aos baixos níveis de precipitação pluviométrica anual e elevados índices de evaporação (ADHANOM, 2019; JALALI, 2007; ZAKARIA *et al.*, 2020). A salinidade do solo, por sua vez, constitui sério problema em áreas irrigadas, sendo a intensidade determinante ao nível de interferência no desenvolvimento das culturas e redução da produtividade a níveis antieconômicos (BEZERRA, 2006; OLIVEIRA, 1997).

Diante do exposto, objetivou-se caracterizar a qualidade da água por meio da concentração de metais pesados, elementos tóxicos e parâmetros analisados para fins de irrigação em aquífero aluvionar sob condições semiáridas, no qual os recursos hídricos subterrâneos são explorados continuamente para a produção agropecuária. Paralelamente, o estudo visa prover informações para orientar o manejo de irrigação, de modo a fundamentar a exploração dos recursos hídricos subterrâneos sem riscos de contaminação do aquífero ou à saúde humana.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN), que compreende os municípios de Morada Nova e Limoeiro do Norte, Ceará - Brasil, a 170 km de Fortaleza, capital do Ceará, localizado no semiárido do Nordeste brasileiro, entre as latitudes 5° 06' 07" e 5° 10' 29" S e longitudes 38° 08' 02" e 38° 23' 11"W.

O PIMN está situado no Polígono das Secas, com clima muito quente e semiárido, de acordo com a classificação de Köppen, e tropical quente de seca acentuada, segundo

Gausсен. A precipitação pluviométrica média anual é de 725 mm (média dos últimos 30 anos), com chuvas distribuídas de forma irregular, temperatura do ar média anual de 27,1°C e umidade relativa média anual de 67,5%.

A implantação do PIMN foi iniciada em 1968 e a operação teve início em 1970, sendo projetado para que a água fosse distribuída por gravidade. As fontes hídricas principais de projeto são os sistemas de Açudes Públicos Federais Arrojado Lisboa (Banabuiú) e Vinícius Berredo (Pedras Brancas), com capacidades de armazenamento de 1601 hm³ e 456 hm³, respectivamente. Entretanto, devido ao cenário de escassez hídrica (com início em 2012), ambos estão atualmente muito aquém de sua capacidade de armazenamento e as atividades são mantidas no PIMN por meio da exploração de águas subterrâneas. A área irrigável do projeto é de 4436 ha, de um total de 10 849 ha, e a área plantada é variável, sendo a média do lote agrícola correspondente a 4,58 ha.

Os solos do PIMN, de origem aluvionar, classificados como Neossolos Flúvicos (FAO, 2006), possibilitam a exploração de diversas culturas em razão da textura diversificada. As principais culturas exploradas são: arroz, sorgo, milho, feijão, paulistinha e pastagem nativa, além do avanço na produção de camarão (carcinicultura). Algumas áreas são propensas à salinização e à sodificação e, atualmente, não são realizadas intervenções para a recuperação dessas áreas, já abandonadas por tais problemas. É válido salientar, ainda, que as águas no PIMN possuem, frequentemente, elevadas concentrações de ferro, conforme diagnóstico visual caracterizado na Figura 6, bem como de outros elementos avaliados neste estudo.

Figura 6 – Águas subterrâneas com elevadas concentrações de ferro no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



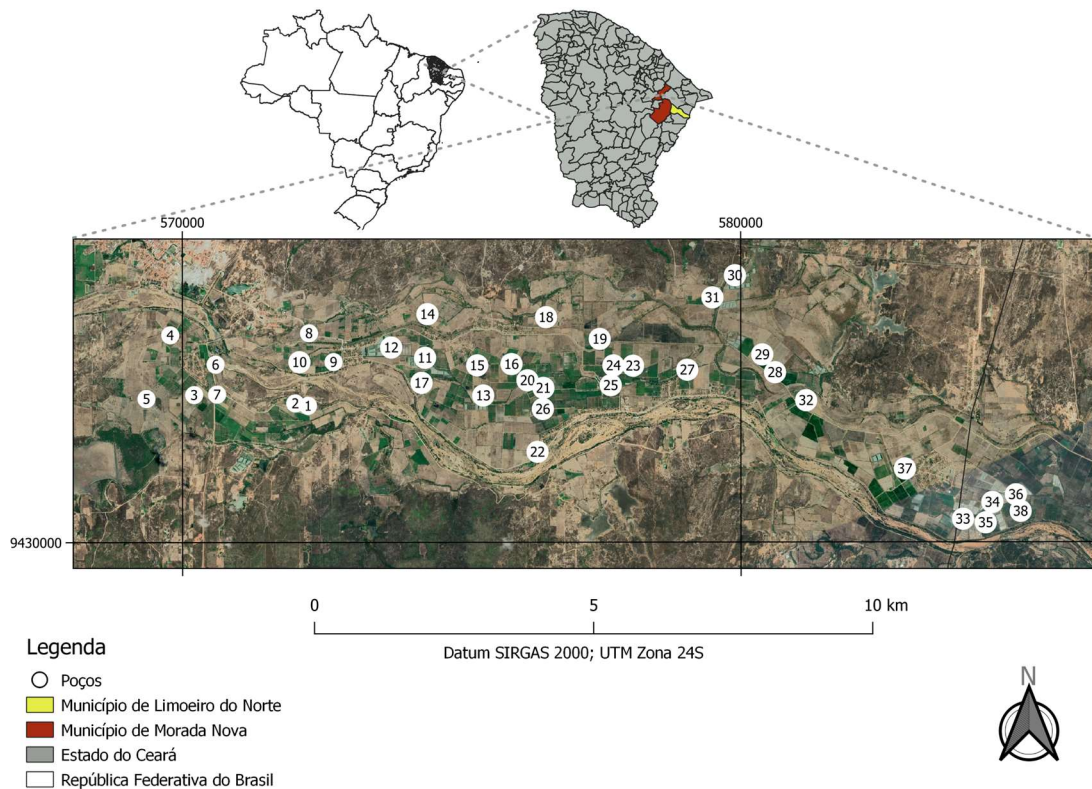
Fonte: Elaborada pela autora.

Localização dos poços de amostragem

Os poços de amostragem estão localizados no município de Morada Nova e de Limoeiro do Norte. O levantamento inicial foi realizado com o auxílio dos mapas e cadastros disponibilizados pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (Dnocs) e pela Associação dos Usuários do Distrito de Irrigação do Perímetro Irrigado Morada Nova (Audipimn), de Morada Nova, no qual foram selecionados 38 poços (pontos de coleta), com coordenadas planialtimétricas determinadas por receptores GPS geodésico, aparelho GNSS da marca Trimble, modelo R4; $\pm 0,002$ m. O datum utilizado para o enquadramento da área foi o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas).

A Figura 7 contém informações da distribuição dos poços na área de estudo, de modo a possibilitar a compreensão da espacialização.

Figura 7 – Localização dos poços de amostragem no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

Coleta e preparo das amostras de águas subterrâneas

As coletas foram realizadas no segundo semestre de 2018, considerado como período seco do ano, com o objetivo de verificar a concentração de metais pesados e elementos tóxicos na condição mais crítica e também coincidente com o período dos cultivos irrigados. Foram coletadas 76 amostras de águas subterrâneas em áreas exploradas com diferentes atividades, sendo que em cada ponto de coleta foram realizadas duas amostragens; uma para avaliar os parâmetros físico-químicos e outra para a concentração de metais pesados e elementos tóxicos, totalizando 38 amostras para cada finalidade.

Para avaliar os parâmetros físico-químicos, as amostras foram coletadas em garrafas de polietileno de 500 mL, enquanto as amostras para avaliar a concentração de metais pesados e elementos tóxicos foram coletadas em garrafas de polietileno de 300 mL e acidificadas a 1% pela adição de ácido nítrico, seguindo o método 3005A (USEPA, 2007). Todos os recipientes de coleta foram previamente identificados e lavados três vezes com a água do ponto de coleta antes de coletar a amostra definitiva.

As amostras foram acondicionadas em caixa de isopor e conduzidas ao Laboratório de Solos e Água do Departamento de Ciências do Solo, pertencente ao Centro de Ciências

Agrárias da Universidade Federal do Ceará, onde foram analisadas. As amostras destinadas à análise de metais pesados e elementos tóxicos foram filtradas com papel de filtro (0,45 µm) para remoção de sedimentos suspensos antes da determinação.

Foram coletadas 11 amostras de solo, em áreas sob diferentes tipos de exploração, com vistas a verificar a influência do uso das águas subterrâneas no solo.

Indicadores de qualidade da água

Foram determinados os seguintes parâmetros físico-químicos: cátions – cálcio, magnésio, sódio e potássio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , respectivamente), ânions – cloreto, sulfato, bicarbonato e carbonato (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- e CO_3^{2-} , respectivamente), condutividade elétrica da água (CEa), razão de adsorção de sódio (RAS), potencial hidrogeniônico (pH) e sólidos totais dissolvidos (STD) – Anexo B.

As concentrações dos metais pesados e elementos tóxicos foram determinadas para os seguintes elementos: arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se), titânio (Ti), vanádio (V) e zircônio (Zr) – Anexo B.

A classificação da qualidade da água para fins de irrigação foi realizada de acordo com Ayers e Westcot (1994) (Tabelas 2 e 3), conforme dados obtidos em laboratório. Também foi realizada a análise conforme a classificação do United States Salinity Laboratory (USSL), Richards (1954), que tem como base a Razão de Adsorção de Sódio (RAS – ou SAR, Sodium Adsorption Ratio) e a condutividade elétrica da água por meio do *software* QualiGraf (Funceme). As categorias diferem de acordo com a metodologia, entretanto, considerando a análise global dos dados, os métodos podem ser utilizados de modo conjunto.

Tabela 2 – Classificação da água de irrigação quanto ao risco de salinidade

Classificação	CEa (dS m ⁻¹)	Grau de restrição de uso
C1	<0,7	Nenhum
C2	0,7 – 3,0	Leve a moderado
C3	>3,0	Severo

Fonte: Adaptada de Ayers e Westcot (1994).

Tabela 3 – Classificação da água de irrigação quanto ao risco de problemas de infiltração

RAS ($\text{mmolL}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2}	Classificação - Grau de restrição de uso		
	S1 - Nenhum	S2 - Leve a moderado	S3 - Severo
	ECw (dS m^{-1})		
0 - 3	> 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
3 - 6	> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
6 - 12	> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
12 - 20	> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
20 - 40	> 5,0	5,9 – 2,9	< 2,9

Fonte: Adaptada de Ayers e Westcot (1994).

De acordo com a recomendação, quando a água utilizada na irrigação se encontra dentro da faixa que não oferece qualquer risco, não são identificados, de modo geral, problemas na cultura e no solo. No grau de restrição intermediário, as culturas devem ser selecionadas de acordo com a salinidade limiar e alternativas de manejo devem ser adotadas, de modo a permitir que as culturas alcancem o potencial produtivo. Já na restrição severa, os problemas de salinidade podem ser recorrentes e apenas culturas tolerantes devem ser selecionadas; cuidados adicionais devem ser empregados no manejo do solo e da cultura, com o plano de operação adaptado para obtenção de rendimentos aceitáveis e diminuição dos riscos.

Para classificação das águas para fins de irrigação seguindo a metodologia proposta por Richards (1954), as classes consideradas variam de C1 a C4 e de S1 a S4, em todas as combinações possíveis. A água classificada como C1 possui baixa salinidade, com valores de CEa inferiores a $0,25 \text{ dS m}^{-1}$, enquanto a C4 possui salinidade muito alta, com valores de CEa acima de $2,25 \text{ dS m}^{-1}$. Em relação ao risco de sodicidade, a classificação varia de S1 a S4, seguindo a classificação: baixo, médio, alto e muito alto. A avaliação do risco de sodicidade é realizado por meio da RAS.

Considerando os limites estabelecidos pela Food and Agriculture Organization (AYERS; WESTCOT, 1994), a faixa usual na água de irrigação para os parâmetros físico-químicos avaliados é, em meq L^{-1} : Ca^{2+} – 0 a 20, Mg^{2+} – 0 a 5, Na^+ – 0 a 40, K^+ – 0 a 2, Cl^- – 0 a 30, SO_4^{2-} – 0 a 20, HCO_3^- – 0 a 10 e CO_3^{2-} – 0 a 0,1. O grau de restrição de uso para irrigação por superfície, que é predominante na área, de acordo com a concentração de Cl^- é, em meq L^{-1} : nenhum – valores inferiores a 4, leve a moderado – de 4 a 10 e severo – valores acima de 10.

A faixa ideal de pH é de 6,5 a 8,4 (variação de 1–14) enquanto a de STD as faixas são divididas de acordo com o grau de restrição de uso, em mg L^{-1} : nenhum – valores inferiores a 450, leve a moderado – de 450 a 2000 e severo – valores acima de 2000.

Para as análises de solo foram avaliados, principalmente, os índices condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes), percentagem de sódio trocável no solo (PST) e potencial

hidrogeniônico (pH), seguindo as classificações e limites: salinos – CEes ≥ 4 dS m⁻¹, PST < 15% e pH normalmente inferior a 8,5; salino-sódicos – CEes ≥ 4 dS m⁻¹, PST $\geq 15\%$ e pH geralmente $\leq 8,5$; sódicos – CEes < 4 dS m⁻¹, PST $\geq 15\%$ e pH, geralmente, entre 8,5 e 10. Tais valores foram avaliados tendo em vista que a sodicidade, referente ao efeito relativo do sódio da água de irrigação, tende a elevar a PST e provocar problemas de infiltração por meio de danos nos atributos físico-químicos do solo. Os valores elevados de PST e condições de baixa salinidade, indicam riscos de dispersão de partículas, com redução da condutividade hidráulica do solo (HOLANDA *et al.*, 2016; RIBEIRO; RIBEIRO FILHO; JACOMINE, 2016). Os solos considerados normais, não afetados por sais, possuem as seguintes características: CEes < 4 dS m⁻¹, PST < 15% e pH < 8,5.

Para a classificação das águas e o agrupamento em classes foi utilizado o Diagrama de Piper (PIPER, 1953), no qual os íons com maiores concentrações determinam a separação das classes com base no conteúdo iônico dominante. No diagrama, a representação é realizada em três campos, nos quais são plotados os valores percentuais das concentrações dos principais constituintes iônicos para os cátions e os ânions.

A flutuação do lençol freático no ano em que o estudo foi conduzido (2018) foi realizada por meio de medições dos níveis estáticos dos poços. Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos em uma estação convencional do Dnocs, localizada no PIMN. Foi considerada uma série histórica de 30 anos para os dados de precipitação pluviométrica e evapotranspiração potencial, utilizados para fins de análise do ano do estudo.

A determinação da concentração de metais pesados e elementos tóxicos foi realizada com o equipamento ICEP 3000 DUO da Thermo Scientific (Figura 8). As curvas utilizadas para determinar a concentração dos elementos foram preparadas a partir de soluções padrões de 1000 mg L⁻¹ (SpecSol®), utilizando água ultrapura para a realização das diluições. Foram consideradas quatro casas decimais.

Figura 8 – Preparo – a e determinação – b da concentração de metais pesados e elementos tóxicos das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

A partir dos resultados das concentrações dos metais pesados e elementos tóxicos, a observação dos pontos foi individualmente realizada com base nos limites estabelecidos pela resolução nº 420 de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009), que estabelece os seguintes valores de intervenção (VI), em mg L^{-1} : As – 0,01; Ba – 0,70; Cd – 0,005; Pb – 0,01; Co – 0,07; Cr – 0,05; Fe – 2,45; Mn – 0,40; Hg – 0,001; Mo – 0,07; Ni – 0,02; Ag – 0,05 e Se – 0,01.

As amostras também foram avaliadas com base nas concentrações máximas recomendadas pela Food and Agriculture Organization (AYERS; WESTCOT, 1994), em mg L^{-1} : As – 0,10; Cd – 0,01; Co – 0,05; Cr – 0,10; Fe – 5,00; Mn – 0,20; Mo – 0,01; Ni – 0,20; Se – 0,02 e V – 0,10. É válido ressaltar que o Ti é efetivamente excluído pelas plantas, porém com tolerância específica desconhecida, e que não consta nas metodologias adotadas valores de intervenção para o Zr.

Para a avaliação das 38 amostras de água foi utilizado o processo de interpolação por meio do método de krigagem ordinária, onde os pontos interpolados são calculados por funções matemáticas que acrescentam pesos maiores às posições mais próximas aos pontos amostrais e menores às mais distantes, com base na Primeira Lei de Geografia de Tobler.

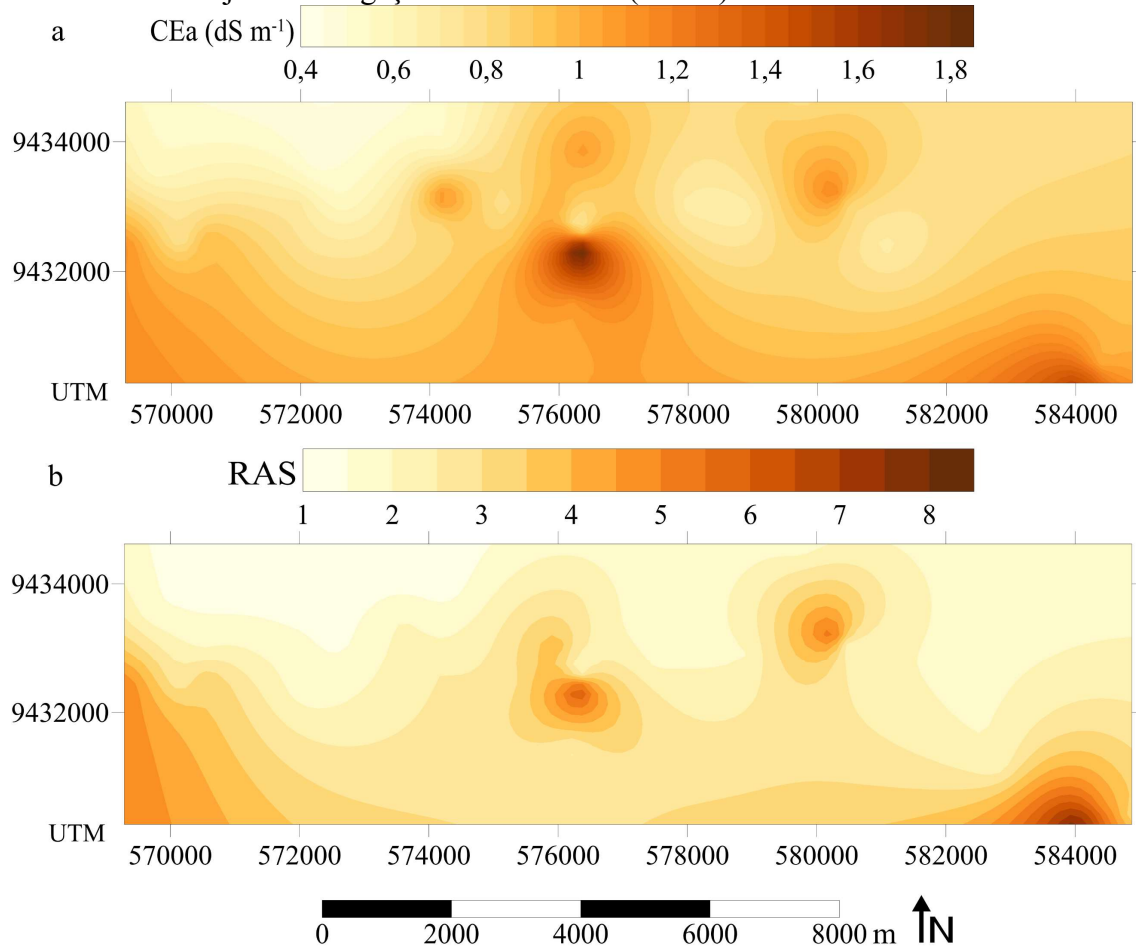
Resultados

Qualidade das águas subterrâneas

Os resultados das análises de água subterrânea para fins de irrigação podem ser

visualizados nas Figura 9 (a, b). A análise das amostras permitiu a identificação de pontos com moderado problema de salinidade, sendo a condutividade elétrica (CEa, Figura 9a) mais elevada equivalente a $1,91 \text{ dS m}^{-1}$. O estudo também possibilitou o diagnóstico de áreas sem restrição de uso, sendo a média geral de CEa inferior a $1,0 \text{ dS m}^{-1}$ ($0,49$; $1,91$; $0,89$ e $\pm 0,28$, valores mínimo e máximo, média e desvio padrão, respectivamente). A análise da Razão de Adsorção de Sódio (RAS, Figura 9b), considerando a média geral da área estudada, resultou no valor de $2,80 \text{ [(mmolc L}^{-1})^{1/2}]$ ($1,24$; $7,80$; $2,80$ e $\pm 1,60$, valores mínimo e máximo, média e desvio padrão, respectivamente).

Figura 9 – Condutividade elétrica (CEa) – a e Razão de Adsorção de Sódio (RAS) – b das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



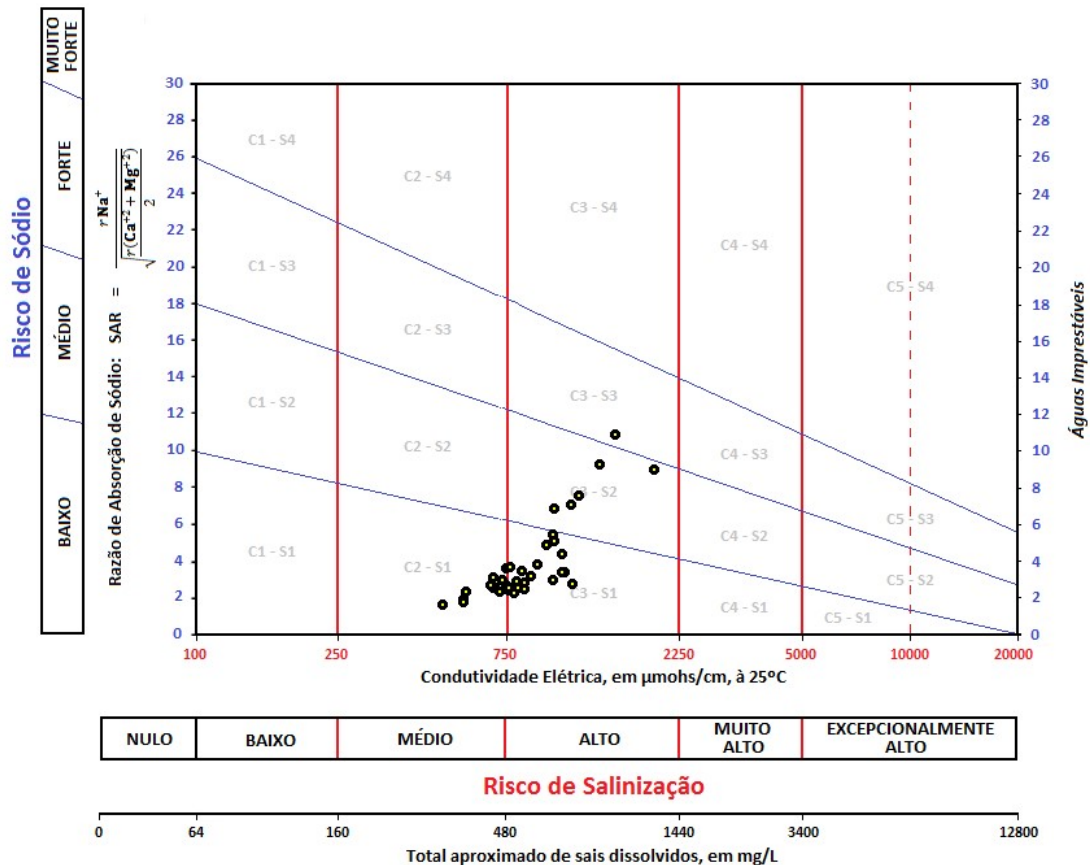
Fonte: Elaborada pela autora.

Foram identificadas três classes para as águas subterrâneas do PIMN: C1S2 (18,4%), C2S1 (55,3%) e C2S2 (26,3%), de acordo com a classificação de Ayers e Westcot (1994).

Considerando a metodologia proposta por Richards (1954), a classificação pode ser

observada na Figura 10, na qual estão distribuídas todas as amostras analisadas. Os percentuais de amostras, de acordo com a classificação, foram de 37% para a classe C2S1, 47% para a C3S1, 13% para a C3S2 e 3% para a C3S3.

Figura 10 – Classificação das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN) conforme o risco de salinização e de sodificação – United States Salinity Laboratory (USSSL), Richards (1954)



Fonte: Elaborada pela autora.

As médias dos valores obtidos após as análises dos parâmetros físico-químicos avaliados foram, em meq L^{-1} : $\text{Ca}^{2+} - 1,37$, $\text{Mg}^{2+} - 2,33$, $\text{Na}^+ - 5,20$, $\text{K}^+ - 0,15$, $\text{Cl}^- - 9,08$, $\text{SO}_4^{2-} - 0$, $\text{HCO}_3^- - 0,19$ e $\text{CO}_3^{2-} - 0$. As concentrações médias de cátions diminuiram na ordem $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ e de ânions, na ordem $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} = \text{CO}_3^{2-}$.

Em relação à concentração de Cl^- , as amostras foram classificadas como grau de restrição de uso para irrigação leve a moderado e severo, com percentuais de 71,1% e 28,9%, respectivamente, e amplitude de 5,10 a 19,40 meq L^{-1} .

Quanto ao pH, as águas subterrâneas do aquífero possuem média de 7,4. A amplitude observada foi de 6,7 a 8,1, corroborando a inserção na faixa ideal de pH. Para os STD, a média das amostras de águas subterrâneas foi de 578,50, com valor mínimo de 318,50

e máximo de 1241,50.

Os resultados das análises de solo estão contidos na Tabela 4, indicando, também característica da água de irrigação utilizada e o tipo de atividade realizada. Foram identificados solos classificados como sódicos na amostragem; com CEes < 4 dS m⁻¹ e PST ≥ 15%, entretanto, com pH inferior a 8,5 (limite inferior da faixa de pH que esses solos geralmente apresentam).

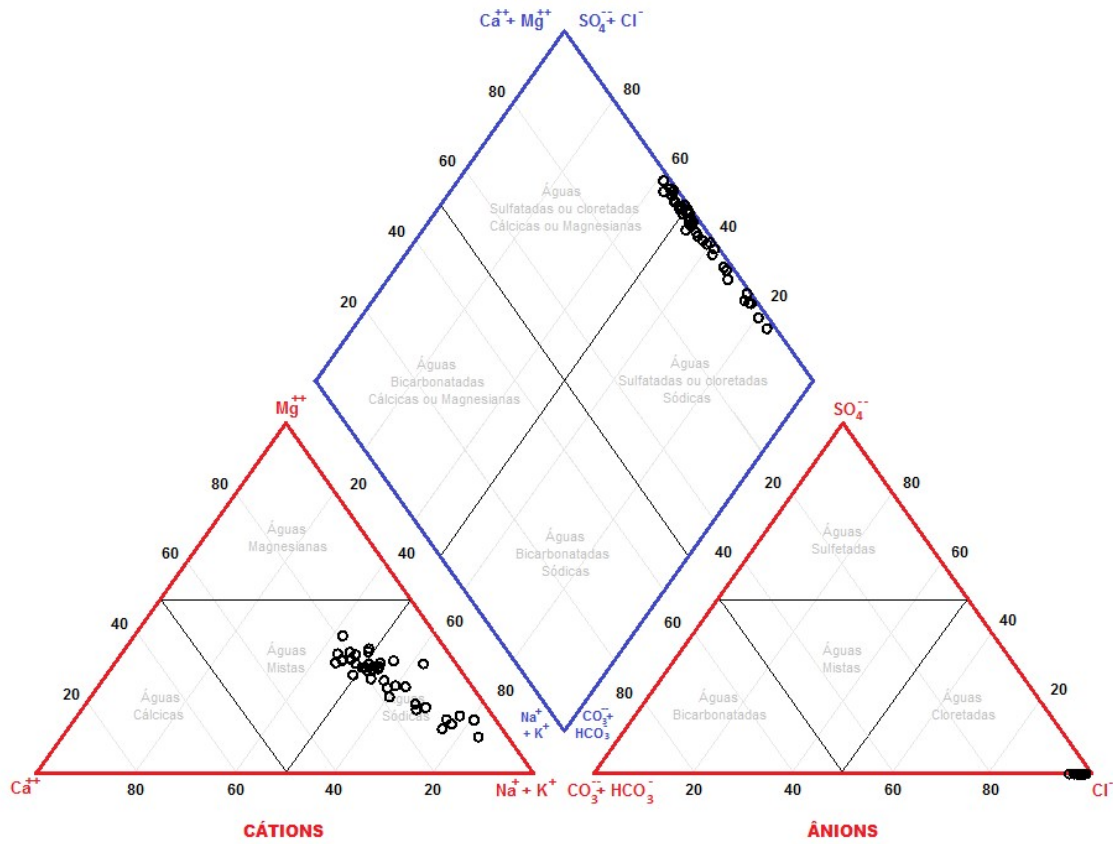
Tabela 4 – Resultados das análises de solo realizadas na área de estudo

Amostra	Uso	Textura	CEes (dS m ⁻¹)	pH	PST	CEa (dS m ⁻¹)
2	Arroz	Franca	0,70	7,9	9	0,76
3	Arroz	Franco argilo arenosa	2,29	7,5	15	0,74
5	Pastagem	Argilo siltosa	0,91	7,9	15	1,12
7	Pastagem	Franco argilosa	0,56	7,5	10	0,96
10	Arroz	Franca	1,17	7,0	7	0,71
11	Carcinicultura	Franca	0,73	7,7	8	1,13
13	Carcinicultura	Franco argilosa	1,15	6,9	6	0,90
18	Pastagem	Franco arenosa	0,71	7,8	9	1,08
23	Pastagem	Franco argilosa	1,10	6,9	5	0,68

Fonte: Elaborada pela autora.

Quanto a classificação iônica das águas subterrâneas, conforme o Diagrama de Piper (Figura 11), 66% das amostras foram classificadas como sódicas cloretadas e 34% como cloretadas mistas. Quanto à abundância de íons, 66% das amostras foram classificadas como sódicas e 34% como mistas (cátions), com 100% das amostras cloretadas.

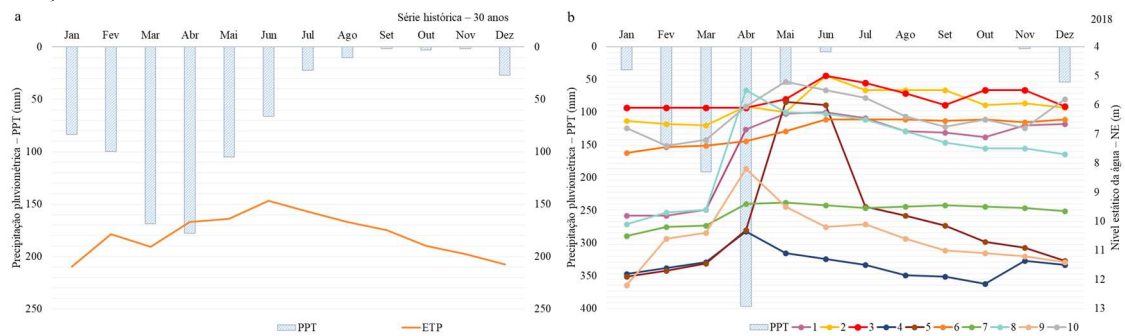
Figura 11 – Classificação das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN) conforme o Diagrama de Piper



Fonte: Elaborada pela autora.

A Figura 12 (a, b) contém dados de precipitação pluviométrica e evapotranspiração potencial para uma série histórica de 30 anos e a variação do lençol freático de poços em resposta aos dados de precipitação pluviométrica na área do estudo.

Figura 12 – Precipitação pluviométrica e evapotranspiração potencial – a e variação do lençol freático em resposta à precipitação pluviométrica – b no Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)

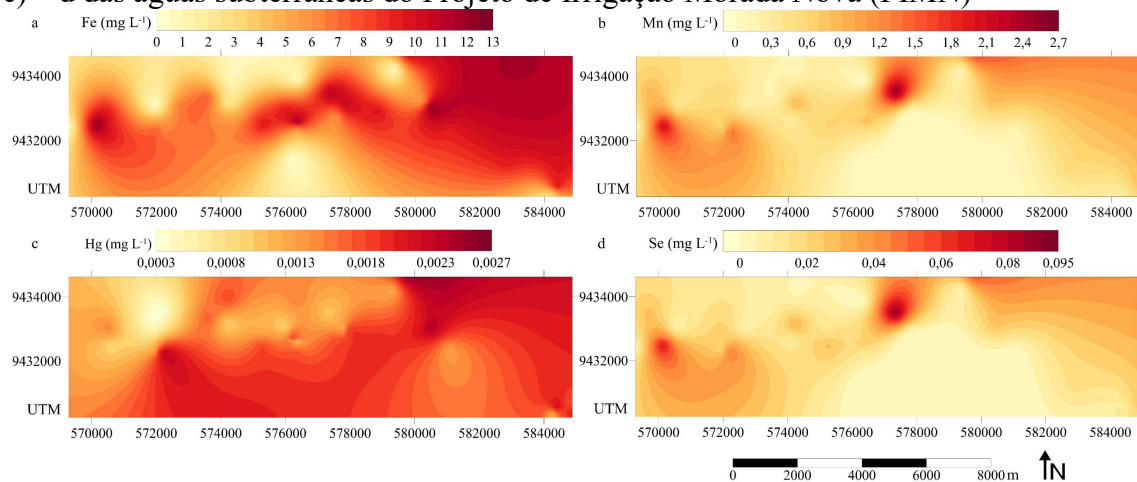


Fonte: Elaborada pela autora.

Contaminação das águas subterrâneas

A Figura 13 (a, b, c, d) contém os mapas relativos às concentrações dos metais pesados ferro, manganês e mercúrio e do não-metal selênio determinadas a partir das análises de águas subterrâneas do PIMN. Para tais elementos, as concentrações ultrapassaram no mínimo um dos valores de intervenção adotados em pelo menos 63% das amostras analisadas (Fe – 76%; Mn – 79%; Hg – 95% e Se – 63%).

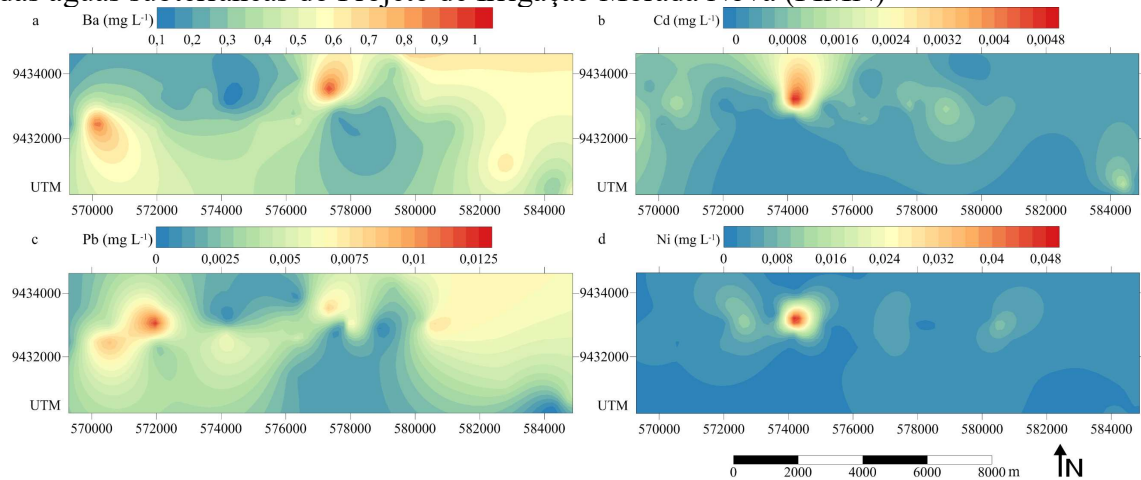
Figura 13 – Concentrações de ferro (Fe) – a, manganês (Mn) – b, mercúrio (Hg) – c e selênio (Se) – d das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

Na Figura 14 (a, b, c, d) estão dispostos os mapas relativos às concentrações dos metais pesados bário, cádmio, chumbo e níquel determinadas a partir das análises de águas subterrâneas do PIMN. Esses metais pesados não foram observados com elevada frequência nas amostras, chegando ao valor máximo de 8% de amostras que ultrapassaram os limites estabelecidos.

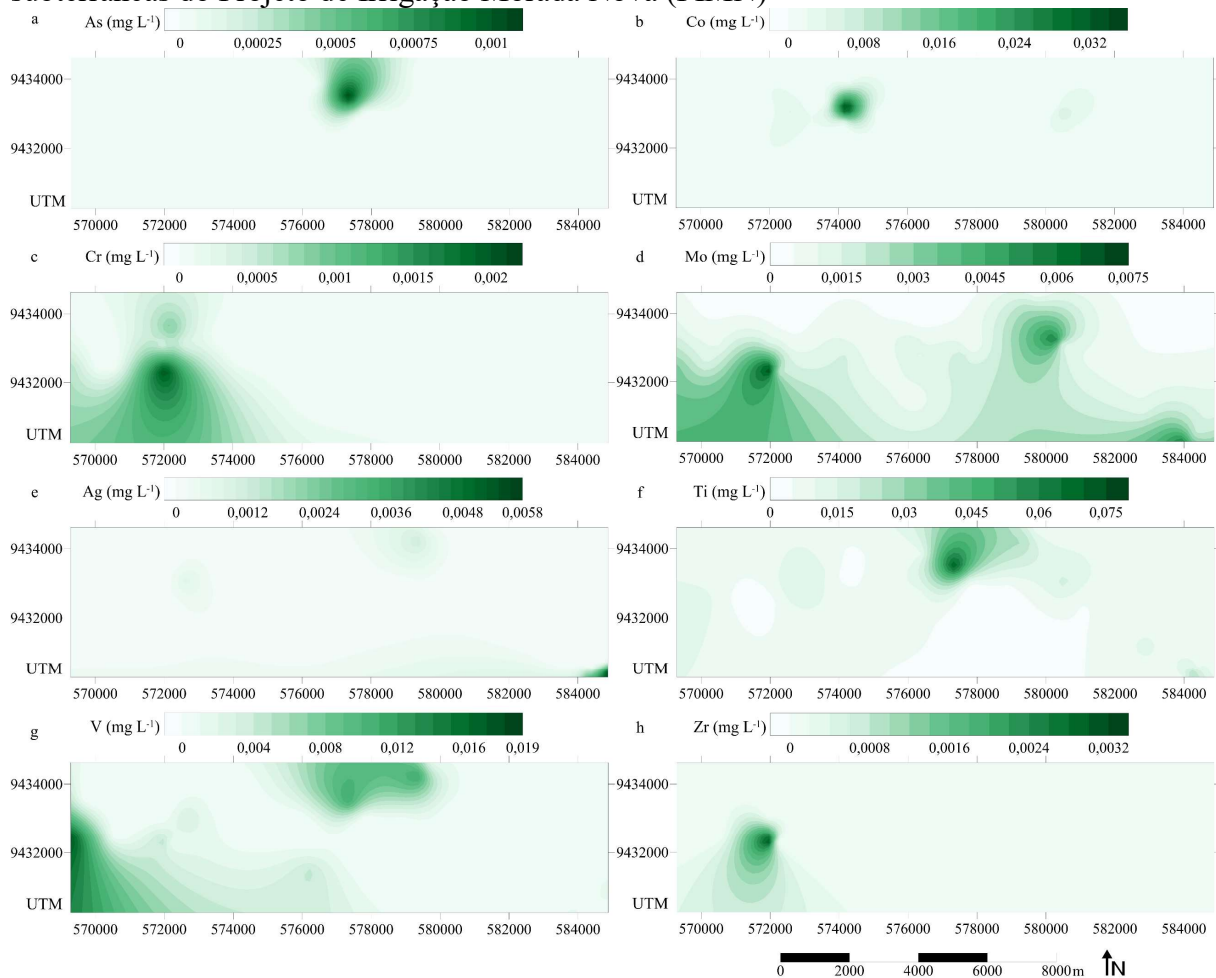
Figura 14 – Concentrações de bário (Ba) – a, cádmio (Cd) – b, chumbo (Pb) – c e níquel (Ni) – d das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

A Figura 15 (a, b, c, d, e, f, g, h) contém os mapas relativos às concentrações dos elementos arsênio, cobalto, cromo, molibdênio, prata, titânio, vanádio e zircônio, determinadas a partir das análises de águas subterrâneas do PIMN. Os limites avaliados não foram ultrapassados ou não há limites recomendados para esses metais pesados e elementos tóxicos. Entretanto, é possível avaliar as diferenças espaciais de concentração.

Figura 15 – Concentrações de arsênio (As) – a, cobalto (Co) – b, cromo (Cr) – c, molibdênio (Mo) – d, prata (Ag) – e, titânio (Ti) – f, vanádio (V) – g e zircônio (Zr) – h das águas subterrâneas do Projeto de Irrigação Morada Nova (PIMN)



Fonte: Elaborada pela autora.

Discussão

A qualidade das águas subterrâneas no semiárido brasileiro é, historicamente, fator limitante ao uso agrícola. Entretanto, esses recursos hídricos, muitas vezes, são os únicos disponíveis e precisam ser utilizados em consonância com estratégias de manejo que possibilitem a exploração eficiente e evitem danos ao ambiente e à saúde humana.

A qualidade das águas subterrâneas na irrigação

A superexploração de recursos hídricos subterrâneos associada ao manejo inadequado em áreas agrícolas é um dos problemas recorrentes em regiões semiáridas. Dentre

os problemas investigados, a salinidade, a sodicidade e a concentração de contaminantes diversos são parâmetros determinantes para a avaliação e posterior monitoramento da qualidade das águas subterrâneas.

No semiárido do Nordeste brasileiro, é crescente o número de áreas salinizadas ou sob risco de salinização. O estudo identificou áreas com moderado problema de salinidade, porém sem restrição de uso, que não constituem risco de problemas de infiltração da água no solo quando avaliadas de modo conjunto, considerando a classificação de Ayers e Westcot (1994). Conforme Richards (1954), as águas são classificadas como de média a alta salinidade. A salinização, por sua vez, é responsável por perdas da cobertura vegetal e da capacidade produtiva do solo, devido à degradação dos atributos químicos e físicos (GKIOUGKIS *et al.*, 2015).

Outro fenômeno importante em regiões semiáridas é a desertificação, que é decorrente, entre outros fatores, da salinização dos solos, resultante do acúmulo de sais solúveis nas camadas agricultáveis do solo. O uso de águas de baixa qualidade origina e/ou potencializa tais problemas. É importante ressaltar, ainda, que a salinização gera impactos que além de alterar a dinâmica organizacional da sociedade dependente do recurso, no âmbito econômico, social e territorial, coloca em risco também, a segurança alimentar da sociedade (CASTRO; SANTOS, 2020). Desse modo, Fernandes *et al.* (2005) ressaltam a importância de um sistema racional de aplicação de fertilizantes associado ao monitoramento contínuo das águas do aquífero, o que pode garantir a manutenção da salinização natural no sistema.

Em relação aos problemas de infiltração causados pela sodificação, as metodologias sinalizaram que, em geral, a área apresenta risco leve a médio. Os valores de RAS, quando associados à salinidade superior a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ (realidade da maioria das águas subterrâneas do PIMN), não constitui risco de problemas de infiltração da água no solo. As principais culturas da região em estudo – arroz, sorgo, milho e pastagem – apresentam salinidade limiar dentro da faixa intermediária de restrição (AYERS; WESTCOT, 1994). Entretanto, a irrigação é predominantemente realizada por inundação, elevando o risco de problemas de salinização dos solos em área de drenagem deficiente (CASTRO; SANTOS, 2020).

Diante do exposto, é possível resumir que os sais presentes na água de irrigação podem afetar a estrutura do solo e ocasionar queda de produtividade. O monitoramento da qualidade da água, com vista a avaliar os riscos de salinidade e de sodicidade são imprescindíveis para a sustentabilidade da agricultura irrigada. A vulnerabilidade das regiões áridas e semiáridas à salinidade e à sodicidade é, de modo geral, justificada pelos elevados índices de evaporação e baixos níveis de precipitação pluviométrica anual (ADHANOM, 2019;

JALALI, 2007; ZAKARIA *et al.*, 2020).

De acordo com os limites estabelecidos pela Food and Agriculture Organization (AYERS; WESTCOT, 1994), as amostras analisadas estão dentro da faixa usual na água de irrigação para todos os parâmetros físico-químicos avaliados. É válido ressaltar que a evaporação da água do solo pode elevar as concentrações desses elementos no solo e, concomitantemente, nas águas subterrâneas (EARLE, 2019).

As maiores concentrações de sódio e magnésio podem ser explicadas pela dissolução de minerais e/ou troca catiônica e pela aplicação de fertilizantes, respectivamente. Teores elevados de sódio em águas subterrâneas também podem ser oriundos de contaminação por esgotos e por infiltração de água de áreas agrícolas (KEESARI *et al.*, 2016; ZAKARIA *et al.*, 2020).

Considerando a concentração de Cl^- e o grau de restrição de uso para irrigação por superfície, que é predominante na área, a maior parte das amostras foi classificada como grau leve a moderado de restrição de uso. Dados do estudo realizado por Gomes *et al.* (2010) corroboram a predominância do Cl^- e explicam que o cloreto presente no solo é lixiviado pelas águas pluviais e, associado ao processo evaporativo, proporciona a elevação da concentração.

De acordo com Zakaria *et al.* (2020), a ocorrência de Cl^- em águas subterrâneas pode derivar de atividades antropogênicas, como a aplicação de fertilizantes químicos ou de esterco, a exploração de águas subterrâneas e a lixiviação da camada superficial do solo em decorrência da irrigação.

O cloreto, em conjunto com o sódio e o boro, são os íons de maior preocupação. Os problemas de toxicidade podem ocorrer mesmo em baixas concentrações, porém a toxicidade ocorre frequentemente com um problema de salinidade ou de infiltração de água. Os íons potencialmente tóxicos são absorvidos em quantidades e transportados para as folhas, onde ocorre a acumulação durante a transpiração. O grau de dano é dependente do período de exposição e/ou concentração do íon tóxico, sensibilidade e características da cultura (AYERS; WESTCOT, 1994).

Em regiões semiáridas, submetidas a longos períodos de estiagem e elevada evaporação, a concentração de cloreto é progressiva e resulta de recargas insuficientes para diluição. A concentração do íon cloreto tende a diminuir com as recargas e a aumentar nos meses seguintes ao período chuvoso, de modo que os cloretos possuem importante contribuição na salinização das águas de um aquífero (FERNANDES *et al.*, 2005). Tais fatos explicam, também, a prevalência de águas cloretadas na região estudada, sob influência da escassez de chuvas e da evaporação.

A região estudada passou por longo período de escassez hídrica (2012 – 2017), sendo o ano do estudo considerado regular no que tange ao volume de chuva anual. É válido salientar que o uso intensivo dos recursos hídricos subterrâneos ameaça a qualidade e a quantidade de água disponível no futuro, principalmente quando não há a adoção de práticas de manejo do solo e de monitoramento da água. Tais riscos são potencializados durante os anos com chuvas abaixo da média, visto que a recarga pode ser insignificante ou até mesmo negativa devido à evapotranspiração ou à captação contínua e/ou excessiva de água subterrânea, com consequências diretas para a segurança econômica e alimentar (FORNÉS; HERA; LLAMAS, 2005; MALKI *et al.*, 2017).

É válido salientar que o sistema deve ser analisado de forma global. Os problemas relativos à salinidade não são exclusivos das águas subterrâneas sob exploração na região. O açude Vinícius Berredo (Pedras Brancas), uma das fontes hídricas de projeto do PIMN, possui essas elevadas concentrações de sais, fato que é explicado por Palácio *et al.* (2011) como consequência do modo de operação do reservatório e da elevada taxa de evaporação potencial das águas no período de estiagem.

Os valores de pH não indicam grande variação espacial e estão inseridos na faixa ideal para fins de irrigação. O valor do pH das águas subterrâneas não afeta diretamente a saúde humana, porém, o monitoramento do pH deve ser continuamente realizado, visto que, em meio ácido, pode ocorrer, por exemplo, aumento da dissolução e da lixiviação de metais pesados (HE *et al.*, 2000; ZAKARIA *et al.*, 2020). Por outro lado, valores de pH acima de 8,5 podem intensificar os problemas decorrentes por águas de RAS elevada e são frequentemente causados por altas concentrações de bicarbonato e carbonato, que causam, também, problemas em sistemas localizados de irrigação.

Os resultados das análises de STD, com valores que se enquadram como sem restrição de uso e com grau leve a moderado de restrição, podem ser explicados, além da origem das fontes naturais, por meio de recarga de água que foi degradada por ações antropogênicas, como as águas residuais da drenagem agrícola, devolvida às bacias subterrâneas (KENT; LANDON, 2013).

Contaminação das águas subterrâneas

Os elementos, contaminantes ou não, estão presentes no ambiente por meio de processos naturais e/ou antropogênicos, com grande importância dos materiais de origem e de fatores modificadores, como o pH do solo e os processos biológicos (HE; YANG;

STOFFELLA, 2005). A poluição das águas subterrâneas, por sua vez, é um problema global, resultante de ações antrópicas, como as atividades agropecuárias.

Os elementos Cu, Zn, Fe, Mn, Mo e B são essenciais para o crescimento das plantas (micronutrientes), enquanto Cu, Zn, Fe, Mn, Mo, Co e Se são essenciais para o crescimento e a saúde de animais e seres humanos. Os elementos Cu, Zn, Pb e Cd são frequentemente relatados como agentes contaminantes do solo, da água e de cadeias alimentares (WEBBER, 1981).

A poluição por metais pesados e elementos tóxicos provoca grandes impactos ambientais e é um problema presente em todo o mundo. Na agricultura, o uso de substâncias contendo elementos potencialmente tóxicos vem aumentando sob a justificativa de sustentar ou elevar a produtividade agrícola. A aplicação de Cu, Zn, Fe, Mn e B, por exemplo, que são elementos essenciais ao crescimento das plantas, é atualmente uma prática comum. Cu, Zn, Fe, Mn e As compõem muitos produtos químicos, como fungicidas, pesticidas e herbicidas. Outro fator é a presença de alguns metais pesados, como Cd e Pb, em fertilizantes, considerados como impurezas. Os fertilizantes de fósforo, como superfosfatos triplos e fosfato de cálcio/magnésio, possuem concentrações variáveis de Cd, dependendo da fonte da rocha fosfática. Os materiais orgânicos, como esterco ou composto orgânico, também possuem concentrações elevadas desses elementos (FAGERIA; BALIGAR; CLARK, 2002; HE; YANG; STOFFELLA, 2005).

O metal pesado dominante na área estudada foi o ferro, que não costuma ser tóxico para as plantas em solos aerados, entretanto, pode contribuir para a acidificação do solo e interferir na disponibilidade dos elementos essenciais fósforo e de molibdênio. O manganês, segundo metal pesado em maiores concentrações, é tóxico para algumas culturas mesmo em baixas concentrações, principalmente em solos sob condições ácidas (FAO, 2006).

A presença de ferro e de manganês em águas subterrâneas pode ocorrer devido à influência de ações antropogênicas ou fontes naturais. Os resíduos de produtos agrícolas, por sua vez, são fontes de contaminação de grande relevância. Em relação à elevada concentração de ferro, a ocorrência é comum a praticamente todas as águas subterrâneas de Aquífero Aluvionar no Estado do Ceará, atingindo a faixa de 10 a 15 mg L⁻¹. Esses metais são comumente encontrados de forma solúvel na água, na forma reduzida, e quando oxidados formam precipitados de colorações vermelhas e marrons, para o ferro e o manganês, respectivamente (GERKE; LITTLE; BARRY MAYNARD, 2016; YOU *et al.*, 2018).

O entupimento dos emissores, um dos fatores determinantes ao uso do sistema de irrigação localizada e, também, um dos fatores limitantes ao uso de águas de baixa qualidade, induz a má distribuição de água, o que pode resultar em excesso ou deficiência de irrigação das

plantas. O excesso de irrigação acarreta a percolação profunda, o que pode gerar desperdício de energia, lixiviação de fertilizantes, problemas de drenagem e risco de contaminação das águas subterrâneas.

Em estudo realizado há uma década, Gomes *et al.* (2010) não identificaram, de modo geral, concentrações elevadas dos metais avaliados, incluindo manganês. Tais resultados não estão de acordo com os deste estudo, visto que elevadas concentrações de manganês foram observadas em 79% das amostras, o que é um sinal de alerta para a região.

Considerando as perdas gasosas, há importância para Se, As e Hg. Alguns compostos orgânicos voláteis de Se e As, por exemplo, são formados nas plantas e despendidos pelas folhas. Já o Hg, é um poluente ambiental bioacumulativo e influenciado pela atividade microbiana (HE; YANG; STOFFELLA, 2005).

Segundo Järup (2003), agrupando os elementos tóxicos considerados, os principais problemas na gestão ambiental incluem As, Cd, Pb e Hg, com suas propriedades de toxicidade, não degradabilidade, persistência e bioacumulação. Tendo em vista que a população é exposta ao mercúrio principalmente por meio dos alimentos e que as amostras de águas subterrâneas, fonte hídrica utilizada na produção agropecuária, avaliadas excederam os limites estabelecidos quase que em sua totalidade (95%), o mercúrio pode ser considerado um contaminante de prevalência na região estudada.

Os riscos por acúmulo de metais pesados via alimentos contaminados trazem sérias preocupações relacionadas à saúde humana, uma vez que a segurança e a qualidade dos alimentos podem ser comprometidas e causar danos à saúde de agricultores e consumidores (ARORA *et al.*, 2008; MUCHUWETI *et al.*, 2006; SINGH *et al.*, 2010).

O selênio, elemento essencial para os seres humanos, é potencialmente tóxico para as plantas, mesmo em baixas concentrações, e para o gado, quando alimentado com forragem cultivada em solos com elevadas concentrações; naturalmente encontradas em áreas com granito, rochas metamórficas ou sedimentares (AYERS; WESTCOT, 1994; ROÇA *et al.*, 2020).

A concentração de Cd na solução do solo depende significativamente das propriedades do solo e das práticas de manejo, com potencial de acúmulo nas plantas e solos, que podem ser prejudiciais ao homem. O Ni, tóxico para diversas culturas, tem a toxicidade reduzida em pH neutro ou alcalino (AYERS; WESTCOT, 1994; VIG *et al.*, 2003).

Apesar de não terem sido observadas concentrações elevadas dos elementos As, Co, Cr, Mo, Ag, Ti, V e Zr, o monitoramento desses elementos deve ser contínuo devido à importância para a agropecuária e o ambiente. Concentrações de As, por exemplo, mesmo que

inferiores a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, são tóxicas para o arroz, cultura de grande importância na área estudada. O Co tende a ser inativado por solos neutros e alcalinos, o que reforça o monitoramento conjunto dos parâmetros químicos. Outra atividade de grande importância para a região é a pecuária leiteira e, diante disso, a avaliação das concentrações de Mo no solo é justificada pelo fato de ser um elemento tóxico para o gado, sendo a intoxicação ocasionada por ingestão de forragem cultivada em solos com elevadas concentrações de molibdênio disponível.

A mobilidade dos metais não é dependente apenas da concentração total no solo, mas também das propriedades do solo e do metal, além de fatores ambientais. Os contaminantes causam a degradação da qualidade local, que sofre transferência de pontos de recarga para os de descarga, por meios do fluxo das águas subterrâneas do aquífero. As contaminações por metais pesados e elementos tóxicos causam grandes impactos no ambiente devido características como alta toxicidade, persistência, bioacumulação e dificuldade de remediação. De acordo com Vig *et al.* (2003), a biodisponibilidade, assim como a toxicidade e a mobilidade, é influenciada por fatores como o tipo de solo, a concentração dos elementos tóxicos, o pH do solo, o intemperismo, a natureza dos microrganismos do solo, a relação solo:solução e a exposição ao contaminante, bem como da fonte do elemento.

O processo de remediação de solos contaminados por metais pesados pode ter custo elevado, consequência da forte associação química dos elementos com os componentes do solo. A contaminação, por sua vez, não afeta apenas o corpo hídrico, mas também a saúde humana (HU *et al.*, 2017; RAJKOWSKA; PROTASOWICKI, 2013; WU *et al.*, 2020; ZAHEDI; AZARNIVAND; CHITSAZ, 2017; ZAKARIA *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2016).

Devido aos custos do processo de remediação, a fitorremediação tem sido sugerida como alternativa mais econômica, tanto para solos quanto para sistemas de água contaminados. Tal abordagem ocorre por meio do cultivo de plantas com características específicas, que podem absorver os contaminantes do sistema de forma eficiente, proporcionando a remoção (RASKIN; SMITH; SALT, 1997).

A deterioração da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos, seja por excesso de sais ou poluentes é um problema crescente e diretamente relacionado à intensificação da exploração (DU *et al.*, 2015; HAN *et al.*, 2014; MARSIDI; HASAN; ABDULLAH, 2018; SANTUCCI; CAROL; TANJAL, 2018; WU *et al.*, 2020). Desse modo, é necessário a elaboração de um modelo de exploração que inclua um sistema de monitoramento e avaliação de longo prazo da qualidade das águas subterrâneas e forneça um mecanismo de alerta precoce mediante ocorrência de contaminação das águas subterrâneas (PANDEY *et al.*, 2011).

Os depósitos aluvionares possuem boa permeabilidade, porosidade e possibilidade

de captação a pequenas profundidades (nível estático raso) e, por isso, são fontes alternativas de fácil exploração. Entretanto, tais características também favorecem a migração de contaminantes dissolvidos na água, de modo a elevar o risco de poluição do aquífero, principalmente na estação seca (AHMED *et al.*, 2019; GOMES *et al.*, 2010).

De acordo com Fornés, Hera e Llamas (2005), o uso intensivo dos recursos hídricos subterrâneos em regiões áridas e semiáridas é realizado principalmente por pequenos agricultores, com escasso planejamento. Os autores complementam que, em países pobres, as águas subterrâneas proporcionam abastecimento confiável de água, elevam a segurança alimentar por meio da irrigação e, conseqüentemente, contribuem na erradicação da pobreza.

A exploração dos recursos hídricos subterrâneos em regiões semiáridas é, muitas vezes, a única alternativa para manter a produção agropecuária e garantir o desenvolvimento econômico, devido à disponibilidade limitada de águas superficiais. Diante do exposto, as águas subterrâneas são, indiscutivelmente, um recurso que precisa ser utilizado, porém, sob regime rigoroso de planejamento, com vistas a evitar a exaustão ou deterioração desse recurso.

Conclusões

A qualidade das águas subterrâneas do aquífero estudado, em geral, não é limitante para uso agropecuário.

A conversão da irrigação por superfície em métodos localizados irá proporcionar o aumento da produtividade da água e, conseqüentemente, a área irrigada. Entretanto, deve-se ter especial cuidado em áreas com elevadas concentrações de ferro e/ou manganês, com vistas a evitar problemas no manejo da irrigação e, assim, no desenvolvimento e produtividade das culturas.

5 CAPÍTULO 3: ÁGUAS SUBTERRÂNEAS COMO ESTRATÉGIA DE CONTINUIDADE À PRODUÇÃO AGRÍCOLA: ESTUDO DE CASO NO VALE DO CURU, PENTECOSTE-CE

RESUMO

A ocorrência de longos períodos de estiagem é uma das características do semiárido brasileiro, nos quais a disponibilidade de recursos hídricos superficiais tende a ser limitada. As águas subterrâneas constituem um recurso cada vez mais utilizado nessas regiões, com vistas a viabilizar a manutenção das atividades de produção. Nos Projetos Públicos de Irrigação do Estado do Ceará inseridos nesse contexto, a oferta de águas superficiais foi interrompida e as águas subterrâneas passaram a ser exploradas. Objetivou-se, então, avaliar a capacidade produtiva do feijão-caupi (BRS Guariba) para grãos verdes, irrigado com água subterrânea de poço raso tubular e submetido à irrigação deficitária e ao manejo agroecológico, em uma unidade experimental instalada em aluvião do semiárido cearense. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso com parcelas sub-subdivididas, com quatro blocos e o total de 160 parcelas experimentais. A irrigação foi diferenciada em função de frações da evapotranspiração de referência (ET_o), nas parcelas; 50%, 75%, 100%, 125% e 150%ET_o. Nas subparcelas, foram avaliadas frações da dose recomendada (DR) de adubo orgânico; sem adubação, 50%, 100% e 150%DR. Nas sub-subparcelas, foi realizada a análise qualitativa da cobertura do solo com bagana de carnaúba. Concluiu-se que: a irrigação com água subterrânea é uma alternativa viável; a produtividade da cultura foi beneficiada pelo fator cobertura do solo, mesmo com restrição hídrica de 50%, caracterizando uma relação de substituição entre os fatores água e cobertura do solo; a adubação orgânica influenciou as trocas gasosas e as variáveis de crescimento e de produção, no entanto, não foi determinante na produtividade de grãos verdes; a irrigação por gotejamento e o manejo adotado no experimento, com destaque para a cobertura do solo, são recomendados para o cultivo de feijão-caupi irrigado com águas subterrâneas em aluvião sob condições semiáridas.

Palavras-chave: *Vigna unguiculata* (L.) Walp; manejo sustentável; adubação orgânica; águas subterrâneas; aluvião.

**Groundwater as a strategy for sustaining agricultural production: a case study in the
Curu Valley, Pentecoste, Ceará**

ABSTRACT

The incidence of long periods of drought is one of the characteristics of the Brazilian semi-arid region, in which the supply of surface water resources is usually limited. Groundwater is a resource increasingly used in these regions, in order to enable the maintenance of production activities. In the Irrigation Schemes of the state of Ceará included in this scenario, the supply of surface water was suspended and the groundwater began to be exploited. The aim of this study was to evaluate the productive potential of cowpea (BRS Guariba) for green grains, irrigated with groundwater from wells and submitted to deficit irrigation and agro-ecological management, in an experimental unit installed in alluvial soil of the semi-arid region of Ceará, Brazil. The experimental design was randomized blocks with split plots, with four blocks and a total of 160 experimental plots. The irrigation was varied according to fractions of the reference evapotranspiration (ET_o), in the plots; 50%, 75%, 100%, 125% and 150%ET_o. In subplots, fractions of the recommended dose (DR) of organic manure were evaluated; without the addition of manure, 50%, 100% and 150%DR. In the subplots, qualitative analysis of the soil cover with a by-product of carnaúba was also evaluated. It was concluded that: irrigation with groundwater is a feasible alternative; the yield was improved by the soil cover factor, even with 50% water restriction, which characterizes a replacement relationship between the factors water and soil cover; the organic manure influenced the gas exchange and the variables of growth and production, however, it was not decisive in the production of green grains; the drip irrigation and the management adopted in the experiment, with emphasis on soil cover, are recommended for the production of cowpea irrigated with groundwater in alluvial soil under semi-arid conditions.

Keywords: *Vigna unguiculata* (L.) Walp; sustainable agriculture; organic fertilization; groundwater; alluvium.

Contextualização

No Projeto de Irrigação Curu Pentecoste as culturas do coqueiro e da bananeira ainda representam grande percentual do plano de ocupação, cultivadas em sistema de produção convencional e com elevadas quantidades de insumos. Na Bacia do Rio Curu, localizada no centro-norte do Estado do Ceará, a situação hídrica é crítica e, desde 2013, a liberação de água para o abastecimento dos Projetos de Irrigação Curu Pentecoste e Curu Paraipaba foi suspensa.

Diante desse cenário, os agricultores irrigantes recorreram a fontes alternativas de água, tal como a proveniente de poços rasos e profundos, e passaram a escolher entre a redução da área irrigada e manutenção da lâmina de água que atenda à necessidade da cultura ou a utilização da irrigação deficitária e possível expansão da área.

Outro ponto interessante é relativo à transição agroecológica, com vistas à produção sustentável na região, que é de interesse da maioria dos irrigantes. Porém, para o processo de transição agroecológica é necessário que os indivíduos que atuam no agroecossistema reavaliem, conscientemente, seus valores e atitudes em relação ao manejo e à preservação dos recursos naturais.

Nesse contexto, reduzir as perdas de água pelo processo de evaporação é fundamental no manejo de irrigação. Para isso, técnicas como a utilização de cobertura morta vegetal do solo são indicadas para regiões semiáridas e possuem diversas vantagens, como a promoção da retenção de água no solo, o controle de plantas invasoras e a redução da evaporação, propiciando menor variação na temperatura e umidade do solo e formação de ambiente favorável para o desenvolvimento das plantas. Já a adubação orgânica é necessária para garantir o rendimento das culturas, de modo sustentável e melhorando as propriedades do solo.

O cultivo do feijão-caupi para grãos verdes é amplamente difundido em todo o Nordeste brasileiro, desenvolvendo papel importante no mercado interno e com grande relevância para os agricultores irrigantes. A produção de feijão-caupi para grãos verdes, além da redução no ciclo e nos custos de produção, possibilita a economia de água, um recurso escasso e limitante.

Em face do exposto, este capítulo da tese contém um estudo de caso realizado na região do Vale do Curu, Pentecoste – CE, com vistas a avaliar a capacidade produtiva do feijão-caupi para grãos verdes sob diferentes tratamentos de níveis de irrigação com água de poço raso tubular, incluindo a estratégia de irrigação com déficit, e o incremento dos fatores de produção adubo orgânico, análise quantitativa, e cobertura do solo com bagana de carnaúba, análise

qualitativa. Trabalha-se com a hipótese de que a cultura apresentará crescimento e produção comercial variáveis, moduladas pelos tratamentos analisados, sendo favorecida pelos fatores de produção adubação e cobertura do solo quando submetida à irrigação deficitária.

Introdução

No semiárido brasileiro, devido às características inerentes de regiões que possuem taxas de evapotranspiração superiores à precipitação pluviométrica, muitas vezes marcadas por longos períodos de estiagem, a disponibilidade de recursos hídricos superficiais está envolta em incertezas. Diante disso, a disponibilidade limitada de água superficial fez com que a água subterrânea fosse, então, um recurso estratégico (POCH-MASSEGUÉ *et al.*, 2014).

De acordo com Mehmood *et al.* (2020), tendo como base a agricultura sob condições áridas e semiáridas, os suprimentos de água de superfície são limitados devido ao padrão irregular de chuvas, à grande variabilidade espacial e temporal das chuvas, a mudanças na intensidade de cultivo e às mudanças climáticas.

Apesar de ser um recurso estratégico e, nos últimos anos, o único disponível aos produtores, a exploração de águas subterrâneas para fins de irrigação deve ser realizada com vistas à sustentabilidade hídrica do aquífero. A irrigação com déficit é uma das estratégias adotadas para aumentar a produtividade da água, utilizada, principalmente, em regiões áridas e semiáridas. A estratégia tem como objetivo elevar a eficiência de uso da água, por meio da eliminação dos eventos de irrigação que não possuem impacto relevante sobre a produtividade (SHAHROKHANIA; SEPASKHAH, 2016).

O uso de fontes alternativas de nutrientes, o manejo agroecológico e as práticas de conservação de solo são técnicas que proporcionam redução dos custos de produção, de modo a conservar os recursos naturais e, ainda, elevar a possibilidade de sustentabilidade do projeto. Cabe salientar a importância dos adubos orgânicos para a proteção do solo contra erosão e promoção da fertilidade, favorecendo o desempenho de organismos benéficos para a agricultura e otimizando o aproveitamento dos recursos existentes na propriedade (OLIVEIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2015a; SILVA *et al.*, 2013a).

No semiárido do Nordeste brasileiro, região frequentemente submetida à escassez de água, com períodos de altas temperaturas e de chuvas torrenciais ocasionais, a adoção de práticas culturais são recomendadas com vistas a evitar a degradação do solo, aumentar a infiltração, reduzir a taxa de circulação da água, de modo a manter a umidade e ajudar no

controle das perdas de solo. Dentre as práticas, a cobertura morta vegetal do solo é uma técnica de proteção do solo comumente utilizada para evitar a erosão e reduzir a evaporação de água do solo (HERNÁNDEZ; PEDREÑO; LUCAS, 2016; MONTENEGRO *et al.*, 2013; MORADI *et al.*, 2015).

No Brasil, principalmente nas regiões Norte e Nordeste, o feijão-caupi é, de modo geral, um cultivo secundário. A cultura possui grande importância socioeconômica, tanto como alimento, sendo um componente alimentar básico das populações rurais e urbanas das regiões Norte e Nordeste, quanto como gerador de emprego e renda, de modo a fixar mão de obra no campo (FREIRE FILHO, 2011; LOCATELLI *et al.*, 2014).

O Nordeste do Brasil é a principal região produtora de feijão-caupi. No entanto, a produção da cultura vem galgando espaço nos grandes polos produtores do país. No caso da produção no semiárido, boa parte é centrada na agricultura de subsistência durante o período chuvoso, com a estratégia de fuga à seca. Porém, devido à irregularidade das chuvas nessas regiões, a ocorrência de veranicos, caracterizados como a ocorrência de dias consecutivos com ausência de precipitação na estação chuvosa, ocasiona perdas nas safras agrícolas. Com isso, a sobrevivência e o rendimento das plantas dependem de estratégias de conservação de água ou de tolerância à seca (FREITAS *et al.*, 2017).

A exploração de água subterrânea deve ser avaliada considerando a quantidade e qualidade da água disponível, incluindo o custo-benefício do processo de perfuração e bombeamento do poço, bem como o manejo adequado do solo e da cultura. O monitoramento aquífero permite a prevenção de problemas de gestão causados pela superexploração das águas subterrâneas (MEHMOOD *et al.*, 2020).

Diante do exposto, objetivou-se avaliar a capacidade produtiva do feijão-caupi (BRS Guariba) para grãos verdes, irrigado com água subterrânea de poço raso tubular e submetido à irrigação deficitária e ao manejo agroecológico, em aluvião do semiárido cearense.

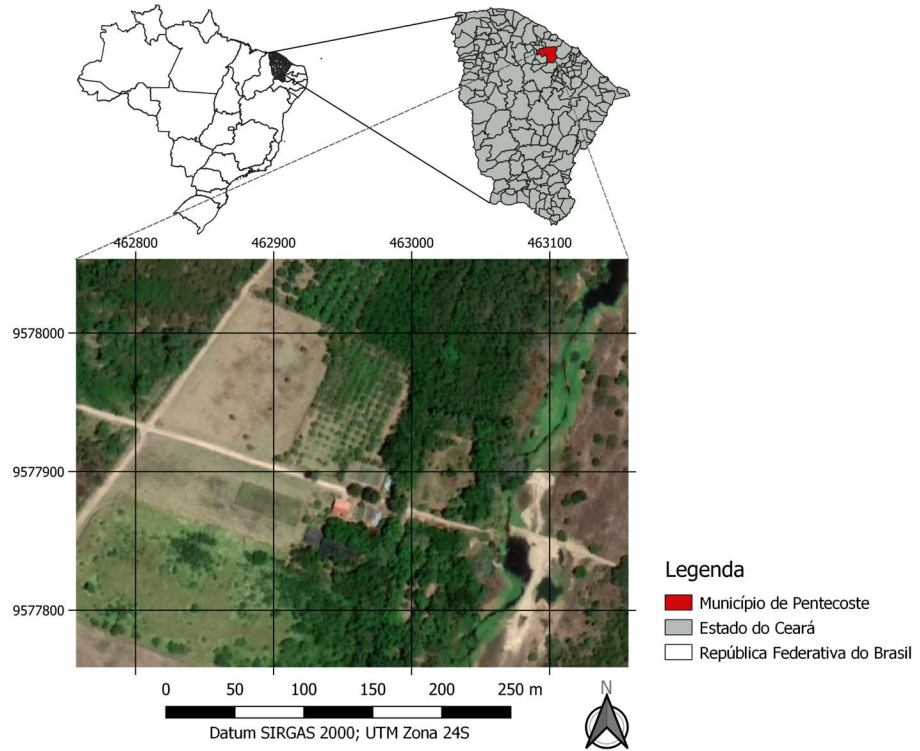
Material e métodos

Caracterização do ambiente experimental

O estudo foi conduzido na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC), pertencente à Universidade Federal do Ceará, localizada em Pentecoste, Ceará, com área experimental próxima ao Rio Curu (Figura 16). O clima é semiárido, segundo a classificação

de Köppen, com precipitação média anual de 770 mm e chuvas distribuídas irregularmente no período de fevereiro a maio, com valores máximos nos meses de março e abril. O estudo foi realizado no período seco, onde só ocorrem chuvas extemporâneas.

Figura 16 – Localização da área experimental



Fonte: Elaborada pela autora.

Condução do experimento e dados da área experimental

O preparo inicial da área foi realizado com a semeadura da leguminosa Cunhã (*Clitoria ternatea* L.), que foi posteriormente incorporada para aproveitamento dos benefícios da adubação verde. Os atributos do solo da área podem ser observados na Tabela 5. É válido salientar que a análise de solo foi realizada após a adubação verde e antes de iniciar os tratamentos com adubação orgânica.

Tabela 5 – Atributos físicos e químicos do solo da área experimental

Composição granulométrica (g kg ⁻¹)							
Prof. (m)	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Argila natural	Classe textural	Densidade do solo (g cm ⁻³)
0-0,2	56	323	465	156	59	Franca	1,29
pH	CE (dS m ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	PST (%)	V (%)	MO (g kg ⁻¹)	P _{Assimilável} (mg kg ⁻¹)
7,2	0,55	10,38	1,12	3,00	95	17,90	57
Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)							
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	S	T
9,40	3,40	0,48	0,51	0,66	0,00	13,30	13,90

Fonte: Elaborada pela autora.

O preparo da área experimental foi realizado de forma mecanizada (Figura 17a) e a cultura selecionada foi o feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.), cultivar BRS Guariba (Figura 17b). A semeadura (17c) foi realizada no espaçamento de 0,60 m entre fileiras, com cinco plantas por metro linear (83 333 plantas ha⁻¹).

A BRS Guariba, com tegumento na coloração branca (grupo comercial), vagem roxa, hábito de crescimento indeterminado e porte semiereto, pode atender tanto ao mercado de grãos secos quanto de grãos verdes. A escolha da cultivar foi realizada com base na dupla aptidão e em suas características. Quanto ao cultivo para grãos verdes, as vagens possuem características que facilitam a debulha, com grãos que agradam tanto em cor quanto em paladar os consumidores. Para grãos secos, por sua vez, é possível realizar a colheita mecanizada mesmo sem a dessecação, visto que a maturação é uniforme; ciclo de 65 a 70 DAS (FREIRE FILHO, 2011; GONÇALVES *et al.*, 2009; LOCATELLI *et al.*, 2014).

A fonte de água foi oriunda de um poço raso, localizado próximo à área do experimento, cuja qualidade não é limitante ao desenvolvimento da cultura. A irrigação foi do tipo localizada por fita gotejadora Azud Line, com vazão de 1,60 L h⁻¹, diâmetro interno de 15,70 mm, espessura da parede de 0,20 mm, espaçamento entre emissores de 0,30 m e pressão máxima de 1,2 bar (Figura 17c). O sistema obteve coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) de 94%, conforme metodologia proposta por Keller e Karmeli (1975), e eficiência do sistema de 89,3%, de acordo com a metodologia descrita em Gomes (2013).

Figura 17 – Área experimental (a), BRS Guariba – semente (b), pós-plantio (c) e cultura em campo (d)



Fonte: Elaborada pela autora.

Até os 15 dias após a semeadura (DAS), a irrigação foi realizada com base na lâmina requerida pela cultura, de modo a garantir o estabelecimento das plantas em todas as parcelas experimentais. A Tabela 6 contém as características da água de irrigação, com grau de restrição de uso de ligeiro a moderado com base na condutividade elétrica da água (CEa) e sem restrições relacionadas à Razão de Adsorção de Sódio (RAS) ou potencial hidrogeniônico (pH) (AYERS; WESTCOT, 1994).

Tabela 6 – Características da água de irrigação

Cátions (mmol _c L ⁻¹)					Ânions (mmol _c L ⁻¹)					CEa	RAS	pH
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	Σ			
2,4	2,9	2,6	0,4	8,3	8,1	0,0	0,2	0,0	8,3	0,81	1,16	7,4

Fonte: Elaborada pela autora.

Os tratos culturais foram realizados conforme a necessidade para manter a cultura livre de plantas invasoras, pragas e doenças. Foram realizadas quatro pulverizações com produto natural à base de alecrim e citronela com vistas ao combate de pragas. Também foram instaladas armadilhas construídas com tubulações em PVC cobertas superficialmente com cola

entomológica na coloração amarela, que foram distribuídas na área do experimento, sendo posicionadas acima da copa das plantas (ajuste realizado com o auxílio de uma estaca de madeira à medida que as plantas se desenvolviam) (Figura 18).

Figura 18 – Armadilhas utilizadas no experimento

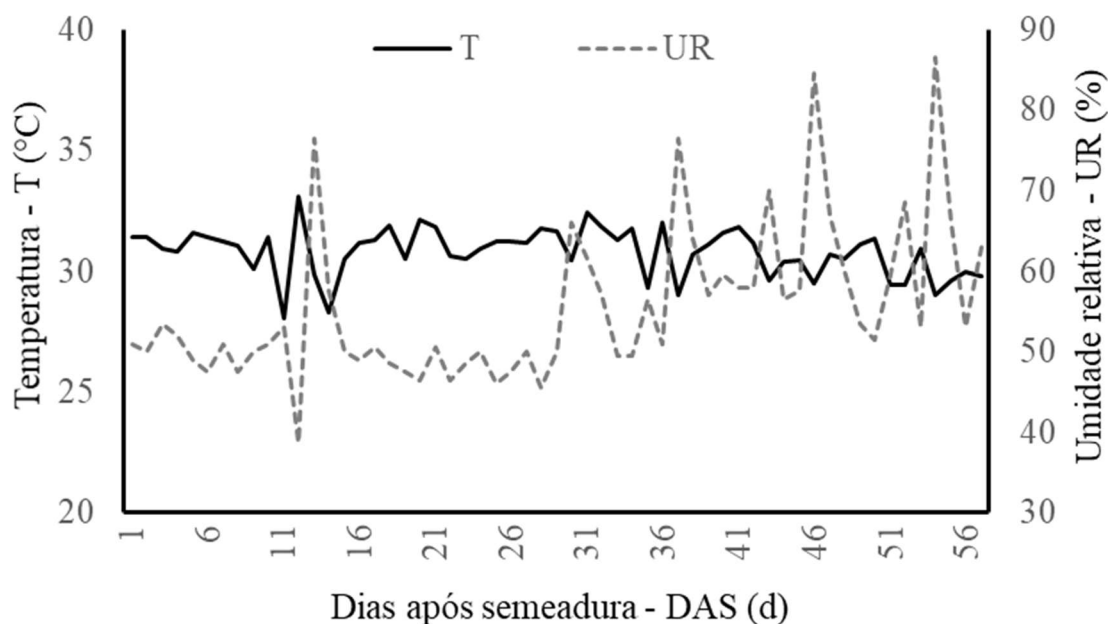


Fonte: Elaborada pela autora.

Delineamento experimental e diferenciação dos tratamentos

O delineamento experimental foi em blocos ao acaso com parcelas sub-subdivididas, com quatro blocos e o total de 160 parcelas experimentais. Após os 15 DAS os níveis de irrigação foram diferenciados e estabelecidos em função das seguintes frações da evapotranspiração de referência (E_{To} – tanque Classe A), nas parcelas: 50%, 75%, 100%, 125% e 150%. A FEVC possui estação agrometeorológica e os dados climatológicos foram utilizados para o manejo da irrigação e demais informações necessárias durante a condução do experimento. A Figura 19 contém as informações de temperatura e umidade durante o período experimental.

Figura 19 – Temperatura e umidade durante o período experimental



Fonte: Elaborada pela autora.

A irrigação foi realizada com base no tempo de irrigação de acordo com o tratamento, com controle realizado por meio de registros e ajuste da pressão em cavalete com manômetro de Bourdon, na linha principal, e nas linhas laterais, com adaptador e manômetro.

Foram adotados coeficientes de cultivo (K_c) para as fases vegetativa, floração e maturação, de 0,81; 1,36 e 0,77 (SOUZA; BEZERRA; TEÓFILO, 2005), respectivamente, sendo que entre uma fase e a seguinte os coeficientes aumentavam ou diminuíam proporcionalmente a cada evento de irrigação, com vistas a realizar o acompanhamento da evolução da cultura dentro de cada fase de desenvolvimento.

A determinação da quantidade de resíduo necessária para a adubação foi realizada após a análise do solo e dos materiais escolhidos como fonte de nutrientes. Posteriormente, a dose recomendada (DR) de adubo orgânico e de cinza vegetal foi calculada de acordo com a necessidade da cultura (FERNANDES *et al.*, 1993). Os tratamentos, nas subparcelas, foram: sem adubação, 50%DR, 100%DR e 150%DR. Avaliou-se, ainda, a importância da cobertura morta vegetal do solo com bagana de carnaúba ($16\ 000\ \text{kg}\ \text{ha}^{-1}$), de modo qualitativo, dentro de cada subparcela.

Para que ocorra a absorção pelas plantas é necessária a conversão em formas inorgânicas, através da mineralização. O índice de conversão depende da composição química do resíduo e de fatores ambientais que interferem na atividade dos microrganismos e geralmente encontra-se entre 30 e 100% (SILVA, 2008). Ribeiro, Guimarães e Venegas (1999) sugerem

taxas de conversão de nutrientes da forma orgânica para a mineral ao longo dos anos.

A análise de fertilizantes orgânicos e organominerais foi realizada conforme os métodos regulamentados pela Instrução Normativa SDA nº 28, de 27 de julho de 2007 (BRASIL, 2007).

As doses de adubo orgânico foram determinadas após a formulação e análise do composto orgânico e cinza vegetal, por meio da metodologia de Furtini Neto *et al.* (2001), modificada por Silva (2008). Para adubos orgânicos sólidos, caso do composto à base de esterco bovino a ser utilizado, é recomendada a Equação 1:

$$X = \frac{A}{\frac{B}{100} * \frac{C}{100} * \frac{D}{100}} * E \quad (1)$$

em que,

X: quantidade do fertilizante orgânico sólido aplicado ou a aplicar (kg ha⁻¹; g planta⁻¹);

A: quantidade do nutriente exigida pela cultura (kg ha⁻¹);

B: teor de matéria seca do fertilizante (%);

C: teor do nutriente na matéria seca (%);

D: índice de conversão (%);

E: fator de correção para o tipo de cultura, sendo um para culturas perenes e dois para culturas anuais.

As doses utilizadas estão contidas na Tabela 7.

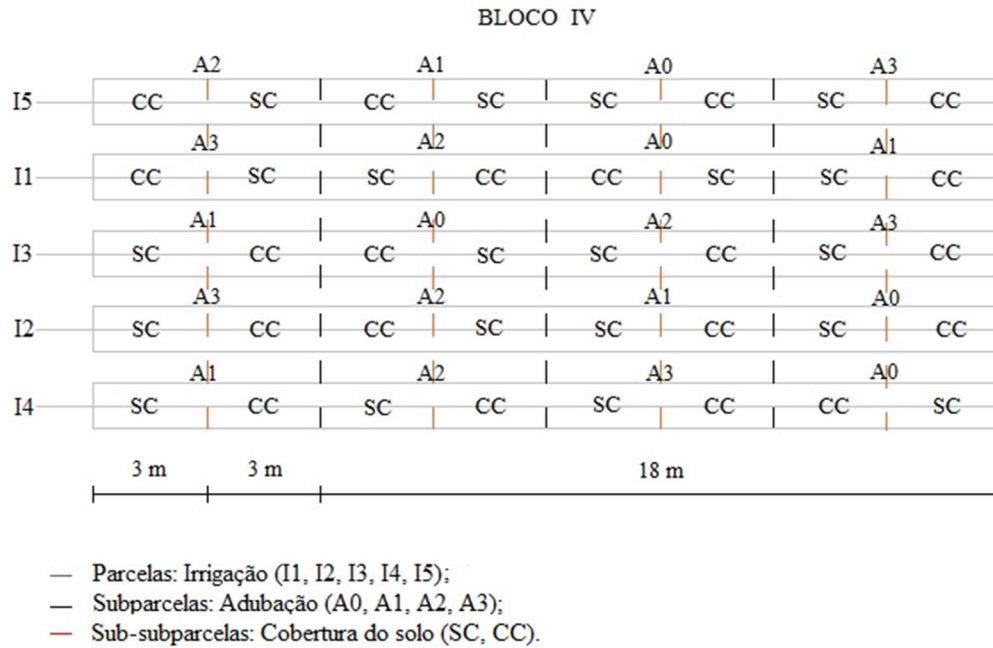
Tabela 7 – Doses obtidas após análise dos materiais utilizados na adubação

Tratamento	Adubo orgânico (kg subparcela ⁻¹)	Cinza vegetal (kg subparcela ⁻¹)
A1 – 50%DR	2,30	0,10
A2 – 100%DR	4,61	0,21
A3 – 150%DR	6,91	0,31
Total no experimento	276,51	12,34

Fonte: Elaborada pela autora.

A área útil de cada subparcela experimental foi de três fileiras de plantas com 6,0 m de comprimento, totalizando 90 plantas. A Figura 20 contém o esquema experimental de um dos blocos.

Figura 20 – Esquema experimental de um dos blocos



Fonte: Elaborada pela autora.

Trocas gasosas e variáveis de crescimento

As taxas de fotossíntese ($A - \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), condutância estomática ($g_s - \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), transpiração ($E - \text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), concentração interna e externa de CO_2 (C_i e C_{ref} , respectivamente $-\mu\text{mol mol}^{-1}$), além das relações entre alguns desses parâmetros (A/C_i – eficiência instantânea de carboxilação; A/E – eficiência instantânea do uso da água; C_i/C_{ref} – razão entre as concentrações interna e externa de CO_2), foram obtidas por um medidor de trocas gasosas, IRGA (LI-6400XT, LI-COR, Inc.) aos 34 DAS, que coincidiu com o surgimento das primeiras flores. Em conjunto com as trocas gasosas foi determinado o teor de clorofila na folha por meio de um clorofilômetro portátil (SPAD), Figura 21 (a, b, c).

Figura 21 – Determinação do teor de clorofila na folha (a), detalhamento da cobertura do solo (b) e visão geral da área experimental aos 34 DAS (c)



Fonte: Elaborada pela autora.

O índice de área foliar (IAF – $\text{cm}^2 \text{cm}^{-2}$), a área foliar (AF – cm^2) e as biomassas fresca e seca da parte área (limbos foliares – MFLF e MSLF, g planta^{-1} ; hastes e pecíolos – MFHP e MSHP, g planta^{-1}) foram realizados aos 45 DAS (Figura 22). O índice de área foliar foi determinado pela média de cinco leituras, uma acima e quatro abaixo do dossel, com o equipamento LAI-2200C (leaf area index – LI-COR, Inc.), com duas repetições de cada composição dos tratamentos analisados. A área foliar foi obtida por meio da média da avaliação de duas plantas de cada conjunto de tratamentos pelo medidor de área LI-3100C (LI-COR, Inc.). As determinações das biomassas fresca e seca foram realizadas por meio de uma balança de precisão, sendo a biomassa seca determinada quando o material atingia peso constante após secagem em estufa de circulação forçada.

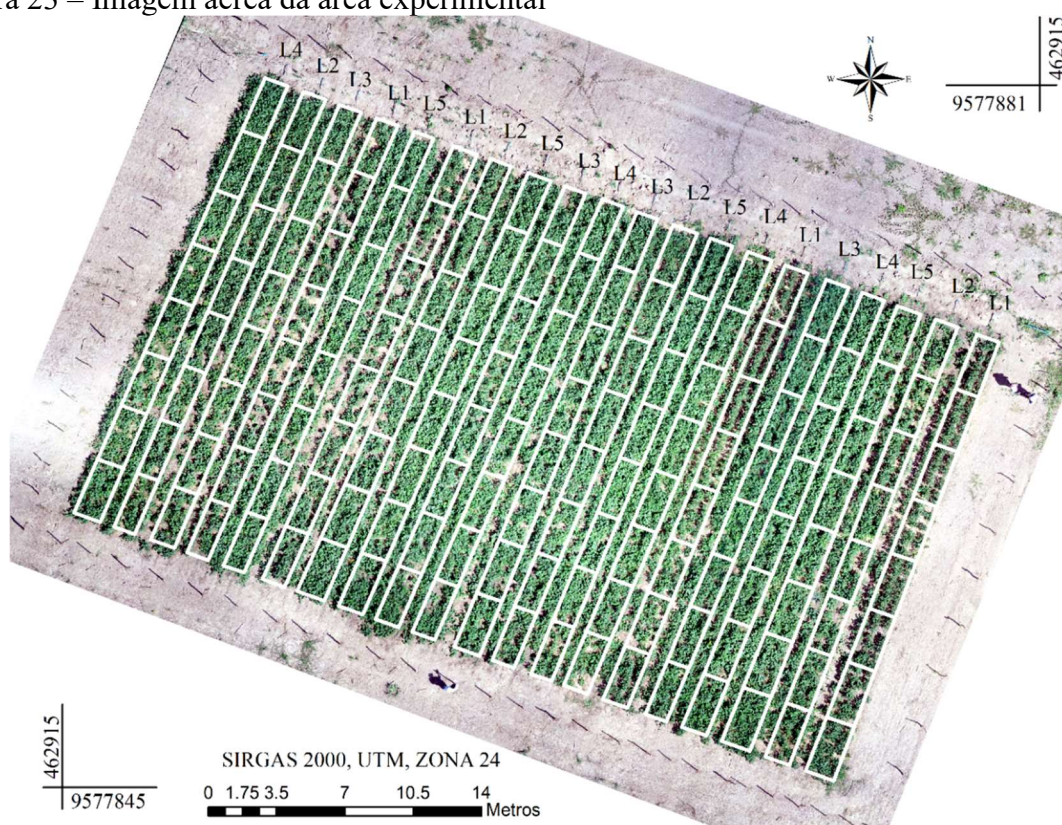
Figura 22 – Visão geral da área experimental aos 45 DAS



Fonte: Elaborada pela autora.

Aos 45 DAS foram realizadas imagens aéreas da área experimental, obtidas com o Phantom 4 Pro, com câmera de 20 megapixel RGB (azul, verde e vermelho), com vistas a realizar uma análise geral das parcelas experimentais. Os voos foram realizados na altura máxima de 15 m, que possibilitou o nível de detalhamento do terreno com 3 mm de pixel no ortofotomosaico, gerado no programa de aerofotogrametria Agisoft Photoscan. Para a elaboração das figuras foi utilizado o Programa de SIG (Sistema de Informações Geográficas), Arcgis (Figura 23).

Figura 23 – Imagem aérea da área experimental



Fonte: Elaborada pela autora.

Variáveis de produção

As colheitas foram realizadas aos 55 e 56 DAS, quando as vagens apresentavam mudança na coloração, de verde para roxo (Figura 24). Foram analisadas as variáveis: biomassa fresca das vagens (MFV – g), biomassa seca das vagens (MSV – g), comprimento das vagens (CV – cm), número de vagens por planta (NVP), número de grãos por vagem (NGV), índice de grãos (IG), massa de cem grãos (M100G – g), produtividade de grãos verdes (PRODGV – kg ha⁻¹) e produtividade de grãos secos (PRODGS – kg ha⁻¹).

Figura 24 – Detalhamento da mudança de coloração das vagens



Fonte: Elaborada pela autora.

As variáveis foram analisadas por meio de contagem, instrumentos de medição e balança de precisão. Para MFV e MSV foram coletadas 20 vagens (vagens verdes e grãos verdes), sendo a biomassa seca determinada quando o material atingiu peso constante após secagem em estufa de circulação forçada. Para CV e NGV foram analisadas cinco vagens e, posteriormente, foram obtidas as médias. O IG foi calculado por meio da razão entre a biomassa dos grãos de 20 vagens verdes e a biomassa das mesmas 20 vagens verdes (não debulhadas). Para NVP foi realizada a contagem do número de vagens de cinco plantas e, posteriormente, foi obtida a quantidade média de vagens por planta. Para M100G foi realizada a pesagem de 100 grãos verdes, sendo a PRODGV calculada com base na quantidade de plantas por hectare. A PRODGS foi determinada a partir da pesagem de 100 grãos secos (19,80 g).

Análise estatística

Os dados das variáveis analisadas foram submetidos ao teste de normalidade e à análise de variância pelo teste F por meio da linguagem de programação R – versão 4.0.5 (R CORE TEAM, 2021), com os modelos de superfície de resposta e de regressão ajustados de

acordo com o coeficiente de determinação, sendo os gráficos confeccionados utilizando a biblioteca Matplotlib em ambiente de programação Python 3.9.

Resultados

Trocas gasosas e variáveis de crescimento

Para as taxas de fotossíntese (A) foi observada interação significativa entre os três fatores analisados (irrigação, adubação e cobertura do solo). Na condutância estomática (gs) foram observados efeitos isolados para a irrigação e cobertura do solo, além de interações significativas entre a irrigação e a adubação e entre a irrigação e a cobertura do solo. Na análise da transpiração (E) foram observados efeitos isolados para a irrigação e cobertura do solo, além de interação significativa entre os fatores irrigação e cobertura do solo. Para a concentração interna de CO₂ (Ci) foram observados efeitos isolados para a irrigação e cobertura do solo, além de interações significativas entre a irrigação e a adubação e entre a irrigação e a cobertura do solo.

Na análise da eficiência instantânea de carboxilação (A/Ci) foi observado efeito isolado na irrigação e interação significativa entre os fatores irrigação e cobertura do solo. Para a eficiência instantânea do uso da água (A/E) foi observada interação significativa entre os três fatores analisados (irrigação, adubação e cobertura do solo). Na razão entre as concentrações interna e externa de CO₂ (Ci/Cref) foram observados efeitos isolados para a irrigação e cobertura do solo, além de interações significativas entre a irrigação e a adubação e entre a irrigação e a cobertura do solo.

A Tabela 8 contém o resumo da análise de variância para as variáveis fisiológicas de trocas gasosas.

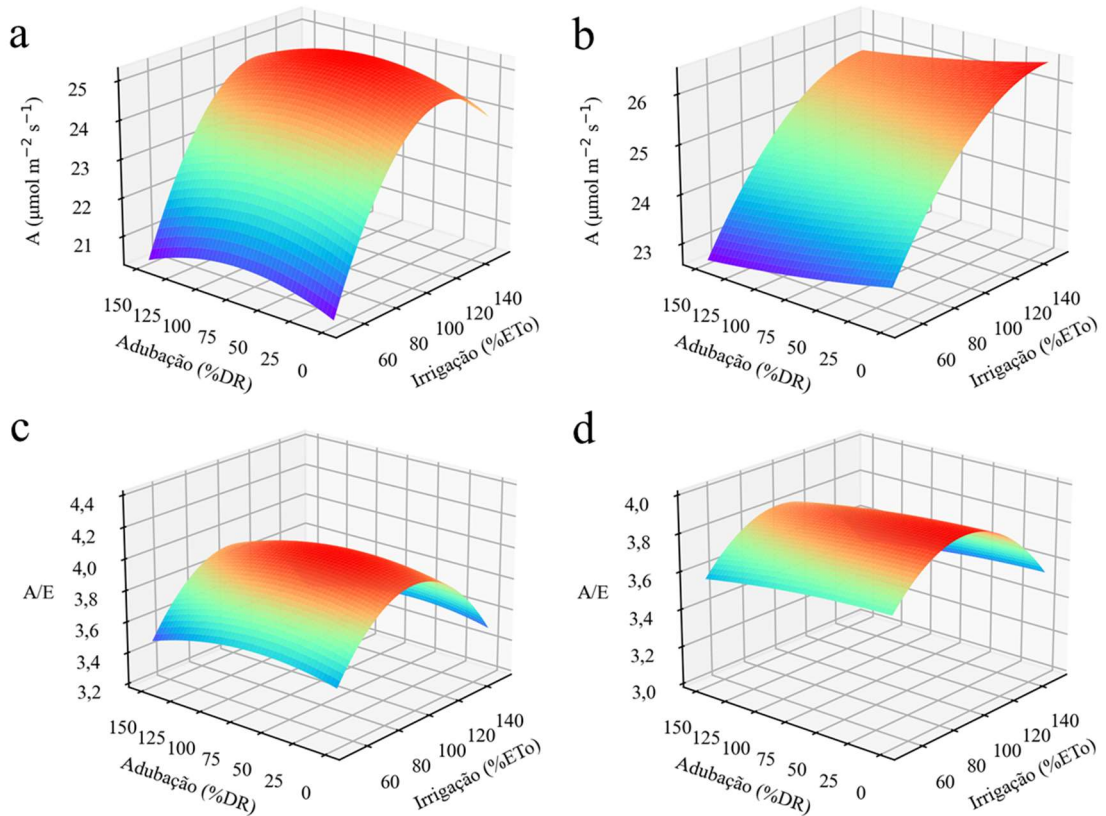
Tabela 8 – Resumo da análise de variância para as variáveis fisiológicas: fotossíntese (A), condutância estomática (gs), transpiração (E), concentração interna de CO₂ (Ci), eficiência instantânea de carboxilação (A/Ci), eficiência instantânea do uso da água (A/E) e razão entre as concentrações interna e externa de CO₂ (Ci/Cref) de plantas de feijão-caupi

FV	GL	Quadrado médio						
		A	gs	E	Ci	A/Ci	A/E	Ci/Cref
Blocos	3	49,41	0,0046	13,78	820,66	0,0026	8,87	0,0061
Irrigação (a)	4	72,43***	0,2630***	6,64***	4778,05***	0,0009*	1,29**	0,0303***
Resíduo (a)	12	2,23	0,0030	0,32	267,97	0,0003	0,14	0,0018
Adubação (b)	3	3,87 ^{ns}	0,0039 ^{ns}	0,17 ^{ns}	193,02 ^{ns}	0,0003 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,0013 ^{ns}
a x b	12	4,35 ^{ns}	0,0124***	0,33 ^{ns}	482,80*	0,0004 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,0034*
Resíduo (b)	45	3,49	0,0031	0,21	238,83	0,0003	0,15	0,0017
Cobertura (c)	1	6,54*	0,0384***	1,77***	1351,41**	0,0002 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,0098**
a x c	4	9,85***	0,0069*	0,51***	387,92*	0,0006**	0,07 ^{ns}	0,0026*
b x c	3	3,55 ^{ns}	0,0003 ^{ns}	0,12 ^{ns}	246,47 ^{ns}	0,0003 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,0016 ^{ns}
a x b x c	12	3,24*	0,0026 ^{ns}	0,12 ^{ns}	155,30 ^{ns}	0,0002 ^{ns}	0,09*	0,0010 ^{ns}
Resíduo (c)	60	1,58	0,0023	0,08	130,86	0,0001	0,04	0,0009
CV% (a)		6,19	12,30	8,71	7,92	13,61	9,84	7,87
CV% (b)		7,74	12,38	7,07	7,48	13,78	10,22	7,62
CV% (c)		5,21	10,64	4,20	5,54	9,33	5,44	5,57

FV: Fontes de variação; CV% (a): Coeficiente de variação da parcela; CV% (b): Coeficiente de variação da subparcela; CV% (c): Coeficiente de variação da sub-subparcela; GL: Graus de liberdade; ***: Significativo pelo teste F a 0,1%; **: Significativo pelo teste F a 1%; *: Significativo pelo teste F a 5%; ^{ns}: não significativo.

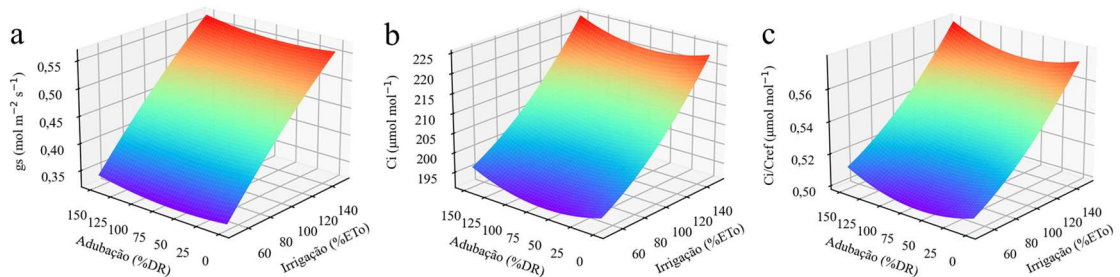
A interação tripla observada para as variáveis A e A/E estão disponíveis na Figura 25, para as condições sem e com cobertura do solo. A Figura 26, por sua vez, contém as interações do fator irrigação e adubação para as variáveis gs, Ci e Ci/Cref. As equações estão disponíveis no Anexo C.

Figura 25 – Interação observada entre os fatores irrigação, adubação e cobertura do solo para as variáveis fisiológicas fotossíntese (A – a: sem cobertura do solo; b: com cobertura do solo) e eficiência instantânea do uso da água (A/E – c: sem cobertura do solo; d: com cobertura do solo) de plantas de feijão-caupi



Fonte: Elaborada pela autora.

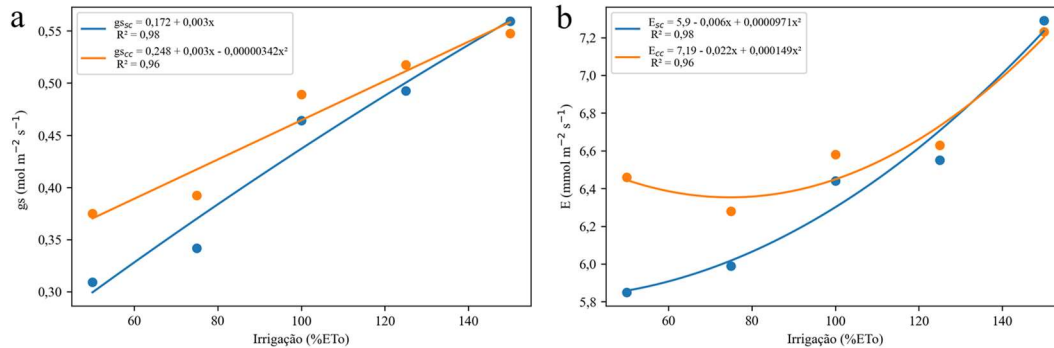
Figura 26 – Interação observada entre os fatores irrigação e adubação para as variáveis fisiológicas condutância estomática (g_s – a), concentração interna de CO_2 (C_i – b) e razão entre as concentrações interna e externa de CO_2 (C_i/C_{ref} – c) de plantas de feijão-caupi



Fonte: Elaborada pela autora.

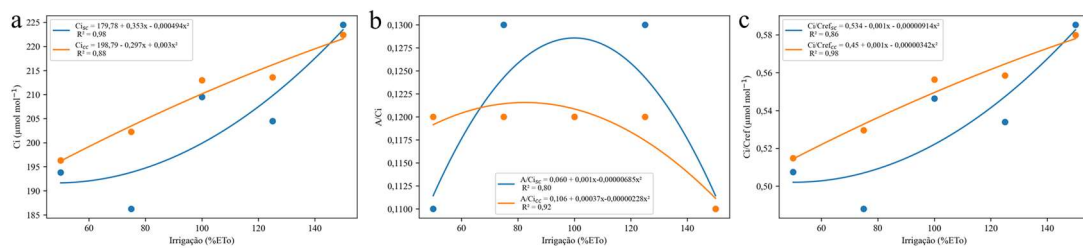
As interações entre irrigação e cobertura do solo para as variáveis g_s , E, C_i , A/ C_i e C_i/C_{ref} estão disponíveis nas Figuras 27 e 28.

Figura 27 – Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis fisiológicas condutância estomática (g_s – a) e transpiração (E – b) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 28 – Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis fisiológicas concentração interna de CO_2 (C_i – a), eficiência instantânea de carboxilação (A/C_i – b) e razão entre as concentrações interna e externa de CO_2 (C_i/C_{ref} – c) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo



Fonte: Elaborada pela autora.

Na análise do índice de área foliar (IAF) foi observado efeito isolado no fator irrigação e interações significativas entre a irrigação e a adubação e entre a irrigação e a cobertura do solo. Para a área foliar (AF) foi observado efeito isolado simples na diferenciação do fator irrigação.

A análise das biomassas fresca e seca da parte aérea, divididas em limbos foliares (MFLF e MSLF) e hastes e pecíolos (MFHP e MSHP), permitiu a identificação de resultados significativos apenas na interação entre a irrigação e a cobertura do solo para a massa seca de limbos foliares (MSLF). As médias obtidas para MFLF, MFHP e MSHP foram 106,84; 140,22 e 27,90 g, respectivamente.

Para o teor de clorofila na folha (SPAD) foi observada interação significativa entre os três fatores analisados (irrigação, adubação e cobertura do solo).

A Tabela 9 contém o resumo da análise de variância para as variáveis de crescimento e do teor de clorofila na folha.

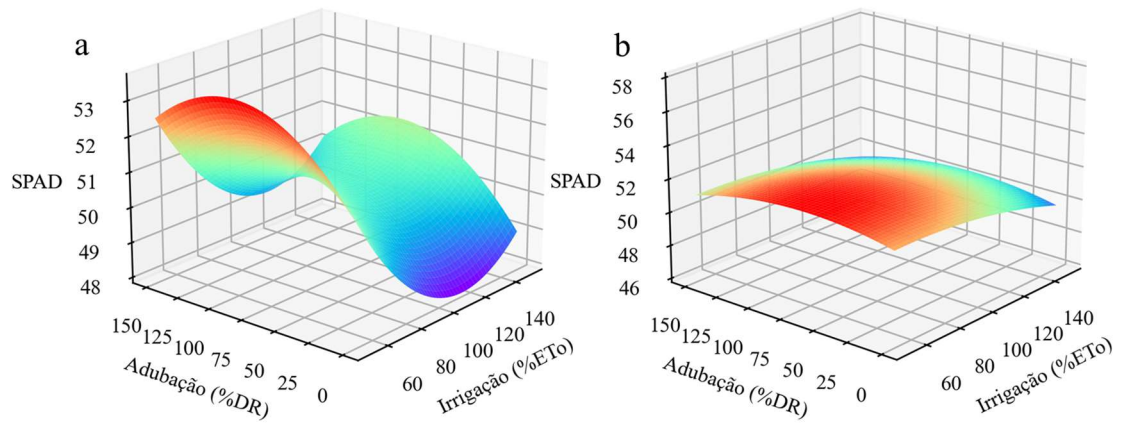
Tabela 9 – Resumo da análise de variância para as variáveis de crescimento: índice de área foliar (IAF), área foliar (AF), massa seca de limbos foliares (MSLF) e teor de clorofila na folha (SPAD) de plantas de feijão-caupi

FV	GL	Quadrado médio			
		IAF	AF	MSLF	SPAD
Blocos	3	8,16	34659238,79	238,36	41,96
Irrigação (a)	4	9,09***	6944219,43*	45,45 ^{ns}	28,08 ^{ns}
Resíduo (a)	12	0,71	1688113,58	26,34	16,33
Adubação (b)	3	0,27 ^{ns}	1392579,35 ^{ns}	10,24 ^{ns}	19,99 ^{ns}
a x b	12	1,12***	864751,43 ^{ns}	10,56 ^{ns}	13,83 ^{ns}
Resíduo (b)	45	0,15	1000236,22	14,13	9,09
Cobertura (c)	1	2,23**	651678,78 ^{ns}	5,90 ^{ns}	0,29 ^{ns}
a x c	4	1,31**	925493,68 ^{ns}	26,62*	11,56 ^{ns}
b x c	3	0,33 ^{ns}	273809,11 ^{ns}	2,23 ^{ns}	12,88 ^{ns}
a x b x c	12	0,50 ^{ns}	814297,76 ^{ns}	11,27 ^{ns}	15,26**
Resíduo (c)	60	0,29	505947,99	9,47	5,70
CV% (a)		26,82	43,38	30,65	7,93
CV% (b)		12,41	33,39	22,45	5,91
CV% (c)		17,29	23,75	18,38	4,68

FV: Fontes de variação; CV% (a): Coeficiente de variação da parcela; CV% (b): Coeficiente de variação da subparcela; CV% (c): Coeficiente de variação da sub-subparcela; GL: Graus de liberdade; ***: Significativo pelo teste F a 0,1%; **: Significativo pelo teste F a 1%; *: Significativo pelo teste F a 5%; ^{ns}: não significativo.

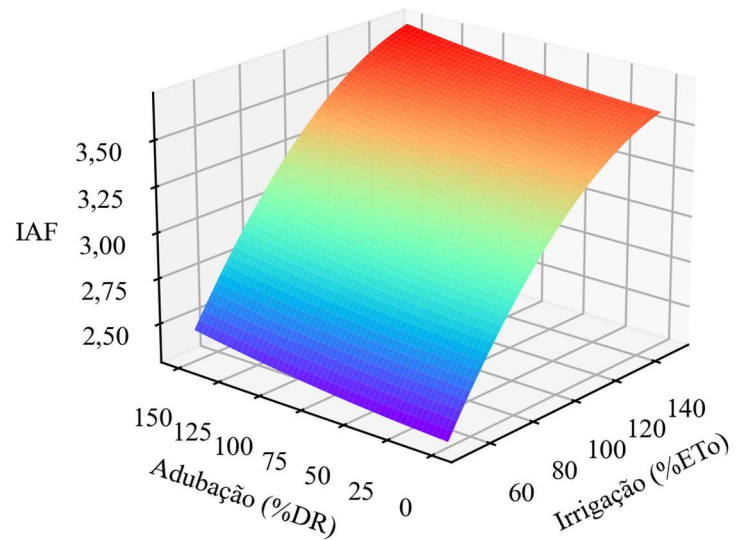
Nas Figuras 29, 30 e 31 constam, respectivamente, as interações entre os três fatores estudados para o SPAD, para as condições de sem e com cobertura do solo, a interação entre os fatores irrigação e adubação para o IAF e entre irrigação e cobertura do solo para o IAF e a MSLF. As equações estão disponíveis no Anexo C.

Figura 29 – Interação observada entre os fatores irrigação, adubação e cobertura do solo para a variável SPAD (a: sem cobertura do solo; b: com cobertura do solo) de plantas de feijão-caupi



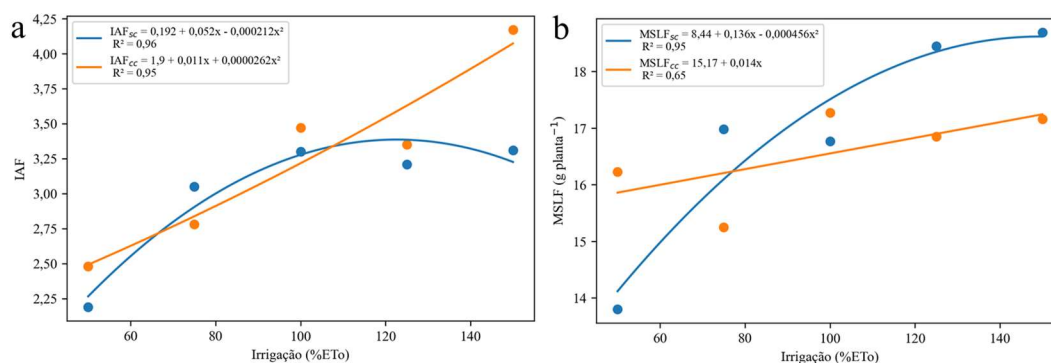
Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 30 – Interação observada entre os fatores irrigação e adubação para a variável IAF de plantas de feijão-caupi



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 31 – Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis IAF (a) e MSLF (b) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo



Fonte: Elaborada pela autora.

Variáveis de produção

As variáveis comprimento das vagens (CV) e número de grãos por vagem (NGV) demonstraram comportamento semelhante, com efeito significativo isolado no fator irrigação e interação entre os fatores irrigação e adubação. Na análise da massa de cem grãos (M100G) foi observado apenas efeito isolado simples no fator irrigação.

Foi observada interação significativa entre a irrigação e a cobertura do solo para a produtividade de grãos verdes (PRODGV) e a produtividade de grãos secos (PRODGS).

A Tabela 10 contém o resumo da análise de variância para as variáveis de produção.

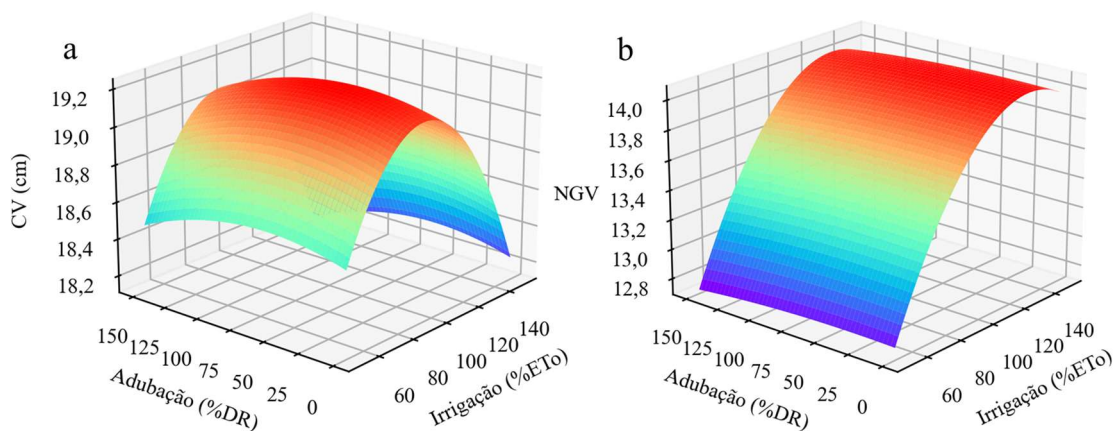
Tabela 10 – Resumo da análise de variância para as variáveis de produção: comprimento das vagens (CV), número de grãos por vagem (NGV), massa de cem grãos (M100G), produtividade de grãos verdes (PRODGV) e produtividade de grãos secos (PRODGS) de plantas de feijão-caupi

FV	GL	Quadrado médio				
		CV	NGV	M100G	PRODGV	PRODGS
Blocos	3	3,29	4,91	4,50	522148,01	143775,15
Irrigação (a)	4	6,01*	6,24*	43,73*	1340090,59 ^{ns}	248162,84 ^{ns}
Resíduo (a)	12	1,49	1,82	8,70	423274,88	132662,38
Adubação (b)	3	0,26 ^{ns}	0,17 ^{ns}	4,41 ^{ns}	681210,88 ^{ns}	135807,67 ^{ns}
a x b	12	3,10**	3,04*	3,56 ^{ns}	603959,61 ^{ns}	172885,01 ^{ns}
Resíduo (b)	45	1,06	1,42	6,39	353684,51	105517,24
Cobertura (c)	1	0,34 ^{ns}	0,01 ^{ns}	1,83 ^{ns}	93588,21 ^{ns}	73928,18 ^{ns}
a x c	4	2,30 ^{ns}	2,14 ^{ns}	3,09 ^{ns}	831861,20*	244640,79*
b x c	3	0,44 ^{ns}	0,99 ^{ns}	2,13 ^{ns}	333265,73 ^{ns}	103940,28 ^{ns}
a x b x c	12	1,61 ^{ns}	0,89 ^{ns}	7,40 ^{ns}	248447,64 ^{ns}	47065,76 ^{ns}
Resíduo (c)	60	1,32	1,13	4,74	233433,55	80392,65
CV% (a)		6,43	10,12	7,92	13,84	14,54
CV% (b)		5,43	8,95	6,79	12,65	12,96
CV% (c)		6,07	7,96	5,85	10,28	11,32

FV: Fontes de variação; CV% (a): Coeficiente de variação da parcela; CV% (b): Coeficiente de variação da subparcela; CV% (c): Coeficiente de variação da sub-subparcela; GL: Graus de liberdade; **: Significativo pelo teste F a 1%; *: Significativo pelo teste F a 5%; ^{ns}: não significativo.

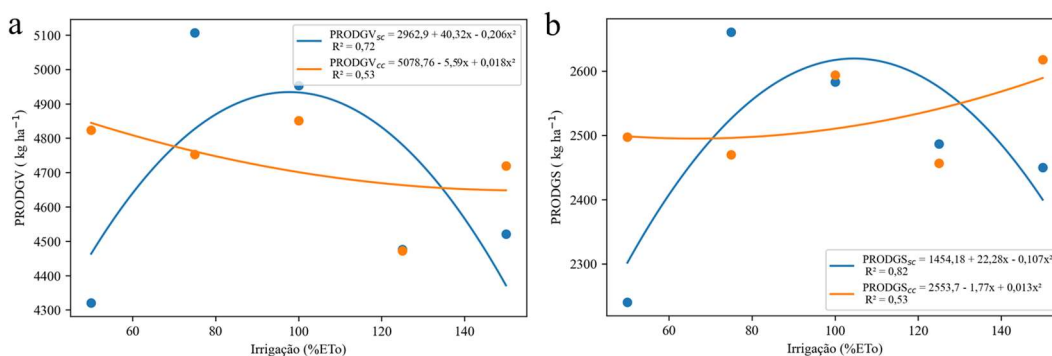
Nas Figuras 32 e 33 constam, respectivamente, a interação entre os fatores irrigação e adubação para CV e NGV e entre irrigação e cobertura do solo para o PRODGV e PRODGS. As equações estão disponíveis no Anexo C.

Figura 32 – Interação observada entre os fatores irrigação e adubação para as variáveis CV e NGV de plantas de feijão-caupi



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 33 – Interação observada entre os fatores irrigação e cobertura do solo para as variáveis PRODGV (a) e PRODGS (b) de plantas de feijão-caupi; sc: sem cobertura do solo e cc: com cobertura do solo



Fonte: Elaborada pela autora.

Para as variáveis biomassa fresca das vagens (MFV), biomassa seca das vagens (MSV), número de vagens por planta (NVP) e índice de grãos (IG) não foram obtidos efeitos significativos para os fatores analisados. As médias obtidas para MFV, MSV foram 151,50 e 45,18 g, respectivamente, com NVP de 11,41 e IG de 64,84%.

Discussão

Trocas gasosas e variáveis de crescimento

Para as taxas de fotossíntese (A) não foram observados efeitos positivos do fator

adubação para as condições sem ou com cobertura do solo (Figura 25a-b, respectivamente). É possível observar que, apesar dos diferentes comportamentos para as duas condições de cobertura do solo, foram obtidos valores semelhantes de A quando a oferta hídrica foi próxima ou superior à requerida pela cultura. No entanto, em situação de déficit hídrico, a cobertura do solo elevou as taxas fotossintéticas das plantas de feijão-caupi. Na ausência de cobertura do solo, houve decréscimo na A quando os maiores níveis do fator água foram aplicados.

No estudo de Dutra *et al.* (2015), quando sob irrigação com déficit, foram verificadas diferenças significativas na A, com média de $20,82 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, aos 48 DAS, valor próximo ao obtido neste estudo, quando em condição de déficit hídrico e na ausência de cobertura do solo. Singh e Raja Reddy (2011) também verificaram a supressão da A quando as plantas sofreram déficit hídrico.

A eficiência instantânea do uso da água (A/E) foi superior na ausência de cobertura do solo (Figura 25c) e os maiores valores, para ambas as condições de cobertura do solo, foram observados no tratamento de 100%ETo. A cobertura do solo diminuiu a diferença entre os valores observados de A/E nos tratamentos de 50 e 100%ETo. Assim como ocorreu para A, não foram observados efeitos positivos do fator adubação para as condições sem ou com cobertura do solo (Figura 25c-d, respectivamente).

Para a condutância estomática (g_s – Figura 26a), a concentração interna de CO_2 (C_i – Figura 26b) e a razão entre as concentrações interna e externa de CO_2 (C_i/C_{ref} – Figura 26c) foram observadas respostas semelhantes para o fator irrigação, sendo que maiores valores foram obtidos à medida que a oferta hídrica foi elevada. É válido salientar que a maior dose de adubação orgânica realizada promoveu incremento dos valores quando comparada aos demais tratamentos.

Ainda sobre a condutância estomática (g_s), a Figura 27a destaca a interação entre os fatores irrigação e cobertura do solo, afirmando que quanto maior o fornecimento de água, maior será a g_s . Tal fato é explicado com base nas restrições que as plantas sofrem quando a quantidade de água disponível no solo não é compatível com a necessidade hídrica da cultura. Para as condições de cobertura do solo, foram observados resultados superiores, de modo geral, na presença de cobertura. Os resultados obtidos por Dutra *et al.* (2015) para g_s , com média de $0,461 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, corroboram os obtidos neste estudo no que tange à influência do suprimento hídrico. É válido salientar que, conforme Freitas *et al.* (2017), a variável fisiológica mais sensível ao estresse hídrico é a g_s . O fechamento estomático, por sua vez, é o principal mecanismo de resistência à seca, sendo o feijão-caupi uma espécie conservadora de água.

Para a transpiração (E – Figura 27b), foram observados resultados semelhantes aos

encontrados para a gs. No entanto, quando sob déficit, as plantas responderam melhor quando na presença do fator cobertura do solo. Conforme Singh e Raja Reddy (2011), a E diminui linearmente à medida que o conteúdo de água no solo decresce.

A escassez de água é prejudicial à maioria dos processos morfológicos, fisiológicos e bioquímicos das plantas, com efeitos deletérios no crescimento da planta, na absorção de nutrientes, na fotossíntese e na partição de assimilados, que, por sua vez, afetam a produtividade da cultura. A redução da abertura estomática está entre as primeiras respostas da planta em condições de escassez hídrica moderada, com vistas a evitar perda adicional de água por meio da transpiração (FAHAD *et al.*, 2017; GOMES *et al.*, 2020; LAMAOU *et al.*, 2018).

Na Figura 28a-c, é possível observar que o uso de cobertura do solo proporcionou, de modo geral, maior concentração interna de CO₂ (C_i), além de incrementar a razão entre as concentrações interna e externa de CO₂ (C_i/C_{ref}), respectivamente. Na ausência da cobertura, o comportamento da C_i oscilou bastante; o que também ocorreu para a eficiência instantânea de carboxilação (A/C_i – Figura 28b) e a C_i/C_{ref}. Para a A/C_i, foram observados resultados melhores na ausência de cobertura do solo.

Na Figura 29a, sem cobertura do solo, observam-se maiores teores de clorofila (SPAD) em plantas que receberam no mínimo 50% da dose recomendada de adubo orgânico (50%DR). Elevar apenas a quantidade de água, sem o incremento do fator adubo, não demonstrou resultados satisfatórios. A mudança no padrão de comportamento na Figura 29b aponta a influência da cobertura do solo para as plantas de feijão-caupi no que tange ao teor de clorofila, atuando como um mecanismo de substituição tanto da adubação quanto da irrigação.

Oliveira *et al.* (2013) relatam que a área foliar está diretamente relacionada ao tamanho dos limbos foliares ou à quantidade de folhas e que plantas de maior área foliar têm maior potencial fotossintético, característica que pode proporcionar acúmulo de biomassa nos diferentes órgãos, incluindo os de interesse econômico. Em discussão sobre a influência da área foliar no total da matéria seca da parte aérea, os autores defendem que o incremento na área foliar eleva a matéria seca da parte aérea e que existe, para tal relação, um ponto ótimo, sendo que a partir dele o crescimento das plantas pode ser prejudicado devido ao elevado sombreamento.

Na Figura 30, é possível identificar que, para o índice de área foliar (IAF), a adição de maiores doses de adubo orgânico tende a beneficiar a cultura mesmo em condições de menor oferta hídrica. Os maiores valores de área foliar (AF) e IAF, de modo geral, foram evidenciados nos tratamentos de maior oferta hídrica. No entanto, esses valores não garantiram maiores produtividades para as plantas de feijão-caupi (discussão na próxima seção).

Os resultados de AF corroboram os obtidos por Freitas *et al.* (2017), avaliando a mesma cultivar (irrigada por gotejamento). Os autores afirmam que o crescimento do feijão-caupi foi influenciado pela restrição hídrica, bem como pelos sistemas de plantio adotados no estudo, plantio direto e convencional. No estudo, a suspensão da irrigação desencadeou a paralisação quase imediata do crescimento das plantas, o que evidencia a estratégia da espécie em conservar água, uma vez que o fechamento estomático impede a fotossíntese e, portanto, o crescimento das plantas.

A Figura 31a permite analisar os diferentes comportamentos do IAF para as condições sem e com cobertura do solo. Quando não há cobertura do solo, existe um ponto ótimo e, a partir dele, o aumento da quantidade de água não proporciona incremento do IAF. O oposto ocorre para a condição com cobertura do solo, onde a planta responde positivamente à elevação da oferta hídrica. Tal comportamento pode ser explicado pelo potencial de retenção de umidade pela cobertura do solo e alteração no padrão de distribuição da água, tendo em vista que sem o fator cobertura do solo pode ocorrer maior lixiviação e/ou maior evaporação.

Para a análise dos dados disponíveis na Figura 31b, massa seca de limbos foliares (MSLF), é válido adicionar uma característica observada nas plantas de feijão-caupi durante a condução do experimento, que foi registrada pela imagem aérea da área. As plantas que receberam déficit de 50% (50%ETo) apresentaram padrão diferente de crescimento quando comparadas às dos demais tratamentos; a emissão de folhas foi reduzida, com aspecto ceroso, e as hastes eram mais espessas. Os mecanismos citados também foram observados por Singh e Raja Reddy (2011) em plantas de feijão-caupi sob estresse hídrico, que relatou a diminuição da condutância estomática, da área foliar e o aumento da cerosidade e da espessura da folha.

De acordo com o observado na Figura 31b, as diferenças foram reduzidas quando foi realizada a cobertura do solo com bagana de carnaúba. No estudo de Freitas *et al.* (2017), o sistema plantio direto proporcionou maior acúmulo de biomassa e área foliar quando comparado ao sistema convencional.

Variáveis de produção

As variáveis de produção analisadas são de extrema relevância no cultivo de grãos verdes de feijão, visto que o comprimento da vagem, o aspecto do grão, incluindo a massa e/ou tamanho do grão, bem como a produtividade, são determinantes para fins de comercialização.

O comprimento das vagens (CV), com média geral de 18,96 cm, é inferior aos resultados obtidos por Silva *et al.* (2013a), ao estudarem a mesma cultivar (BRS Guariba), que

atingiu a média de 20,24 cm. O comportamento observado na Figura 32a ressalta a importância do suprimento hídrico para garantir o desenvolvimento das vagens em tamanho. É importante salientar que a diminuição de 25% da ETo (tratamento 75%ETo) proporcionou resultados semelhantes aos observados para o controle (tratamento 100%ETo), sendo que elevar a oferta hídrica além do controle não proporcionou resultados positivos.

A variável número de grãos por vagem (NGV), Figura 32b, atingiu maiores resultados a partir do tratamento controle da irrigação. De modo geral, é possível observar que doses de adubação acima da recomendada não elevam o NGV e, como também não trazem benefícios para o número de vagens por planta (NVP), a adoção desse manejo não se justifica. A média geral para NGV foi de 13,33, valor acima dos observados por Ramos *et al.* (2014).

Para a massa de 100 grãos verdes (M100G), foi observado efeito significativo para o fator irrigação, com médias de 38,40; 38,17; 37,55; 35,88 e 36,10 g para 50; 75; 100; 125 e 150%ETo, respectivamente. Ramos *et al.* (2014), estudando a mesma cultivar, não observou efeito significativo na massa de 100 grãos verdes ao avaliar diferentes níveis de irrigação (25; 50; 75; 100 e 125%ETo) por sistema de aspersão convencional fixo, com maior valor para o tratamento 100%ETo (32,75 g). Diante disso, observa-se que neste experimento foram obtidos resultados superiores, de modo geral, quando comparados aos de Ramos *et al.* (2014). O menor nível de irrigação proporcionou o maior valor para a variável, que diferiu estatisticamente dos demais.

Os dados discutidos no parágrafo anterior podem ser explicados pelas diferenças no sistema de irrigação, no menor adensamento (0,70 x 0,20 m) e no maior tempo transcorrido para a diferenciação da irrigação, que no experimento de Ramos *et al.* (2014) só ocorreu após os 30 DAS. Por outro lado, tal estudo apontou resultados significativos para a produtividade de grãos verdes, com comportamento quadrático e produtividade crescente em resposta à elevação da oferta hídrica para a cultura, sendo a maior produtividade citada de 2936,96 kg ha⁻¹.

Para Sousa *et al.* (2015), em condições ideais de suprimento hídrico via aspersão convencional, a mesma cultivar obteve as seguintes médias: 22,74 cm de CV; 14,60 de NGV e 39,52 g de M100G; superiores aos resultados observados no tratamento controle deste estudo. No entanto, no estudo de Sousa *et al.* (2015), a mesma cultivar obteve produtividade de grãos verdes (PRODGV) de 2492 kg ha⁻¹, com índice de grãos (IG) de 65%, aquém da PRODGV obtida neste estudo, apesar do IG semelhante. Tais resultados sinalizam que neste estudo foram obtidos maiores valores para a variável número de vagens por planta (NVP).

Em estudo realizado por Locatelli *et al.* (2014), no cerrado de Roraima e sob irrigação convencional, avaliando a influência da irrigação tanto sob déficit quanto em excesso

de água, foram identificados efeitos significativos do fator irrigação para o NVP. A média de 9,5 (NVP da BRS Guariba) foi obtida com a colheita aos 63 DAS, com objetivo de grãos secos; inferior à identificada neste estudo, com colheitas antecipada, objetivando grãos verdes. O estudo de Locatelli *et al.* (2014) também avaliou o NGV, com média de 12,25, também inferior aos valores obtidos neste estudo. Entretanto, no estudo dos pesquisadores citados, o fator irrigação não interferiu no NGV.

Conforme observado na Figura 33, a produtividade de grãos verdes (PRODGV – a, média geral de 4699,53 kg ha⁻¹) e a produtividade de grãos secos (PRODGS – b, média geral de 2505,78 kg ha⁻¹) de plantas de feijão-caupi, com comportamentos semelhantes para as condições sem e com cobertura, atingiram produtividades maiores, de modo geral, até o tratamento de 100%ETo na ausência de cobertura do solo. O ajuste realizado permite analisar que elevar a oferta hídrica além da requerida pela cultura não potencializa a produtividade. Analisando pontualmente o tratamento de 75%ETo, a PRODGV e a PRODGS, sem cobertura do solo, atingiram as maiores produtividades obtidas, 5106,63 kg ha⁻¹ e 2660,71 kg ha⁻¹, respectivamente. Comparando as médias de PRODGV dos tratamentos sem e com cobertura do solo, foram observadas diferenças significativas pelo teste de Tukey para os tratamentos de 50 e 75%ETo. Na Figura 33a, é possível observar que, na presença de cobertura do solo, os resultados de PRODGV para os tratamentos de 50, 75 e 100%ETo foram aproximados. Tal relação pode ser explicada pela alteração no padrão de distribuição da água promovida pela cobertura do solo, que, de acordo com os resultados obtidos, tem sua importância evidenciada à medida que a oferta hídrica é limitada.

A PRODGV neste estudo também foi superior à obtida por Silva *et al.* (2013a) (1687,01 kg ha⁻¹) ao utilizar adensamento superior, com semeadura em covas e mantendo duas plantas por cova. É válido salientar, por ser um parâmetro importante para a seleção de cultivares produtoras de grãos verdes, que o IG foi de 58,79%, valor também inferior ao encontrado neste estudo (64,84%). Retomando a discussão da variável CV, cabe ressaltar que quando o objetivo é a produção de grãos verdes, o CV é importante apenas quando proporciona maior produtividade de grãos verdes e, conseqüentemente, tem maior IG. O estudo realizado por Silva *et al.* (2013a) corrobora a não ocorrência de efeito significativo para a massa de vagens verdes. O estudo mencionado foi realizado na Serra Talhada – PE, cabendo destacar o solo predominante na região, Latossolo Vermelho-Amarelo, e a irrigação da área por microaspersão.

No cerrado goiano, conforme Teixeira *et al.* (2010), a cultivar BRS Guariba atinge maior produtividade (PRODGS de 2211 kg ha⁻¹) quando comparada a outras cultivares comumente utilizadas, com boa adaptação às condições edafoclimáticas da região, que sob

irrigação suplementar obteve melhor desempenho para a safra da seca.

De acordo com Andrade *et al.* (2010), analisando 14 genótipos (linhagens e cultivares) de vagem roxa e grãos brancos de feijão-caupi, a PRODGV apresentou correlação genotípica positiva com IG e M100G, o que permitiu a conclusão de que a seleção indireta por meio do IG e da M100G pode ser efetiva para aumentar a PRODGV. No entanto, foram observadas correlações negativas significativas com NGV, o que propõe que tal variável não deve ser considerada como determinante na seleção. Diante disso, é possível afirmar que, considerando todos os tratamentos deste estudo, os valores de IG e de M100G são favoráveis ao uso da cultivar BRS Guariba na região, com elevada produtividade de grãos verdes quando irrigada por gotejamento.

É válido salientar que as características agronômicas superam os valores considerados como padrão comercial da cultivar por Freire Filho (2011), que estima CV de 18 cm, NGV de 12 e massa de 100 grãos secos de 19 g; com PRODGS de 1489 kg ha⁻¹ em sequeiro no Nordeste (Piauí e Maranhão).

Conclusões

A irrigação com água subterrânea de poço raso tubular em aquífero aluvionar é uma alternativa viável à produção em áreas nas quais não há fornecimento hídrico de fontes superficiais.

Sob restrição hídrica de 50%, a produtividade da cultura foi beneficiada pelo fator cobertura do solo com bagana de carnaúba, caracterizando uma relação de substituição entre os fatores água e cobertura do solo.

A adubação orgânica influenciou as trocas gasosas e as variáveis de crescimento e de produção, no entanto, não foi determinante na produtividade de grãos verdes.

A irrigação por gotejamento e o manejo agroecológico adotado no experimento, com destaque para a cobertura do solo, são recomendados para o cultivo de feijão-caupi irrigado com águas subterrâneas em aluvião sob condições semiáridas.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A exploração das águas subterrâneas para a continuidade das atividades agropecuárias é uma estratégia viável e de grande relevância para regiões semiáridas. No Estado do Ceará, os aquíferos aluvionares são responsáveis pela manutenção de áreas sob exploração agropecuária, principalmente em cenários de escassez hídrica. No entanto, a exploração desses recursos hídricos ainda ocorre de modo autônomo, carecendo de informações e de mecanismos de gestão.

No Projeto de Irrigação Morada Nova, a carcinicultura tem modificado cenários, de modo a gerar emprego e renda e a desencadear forte retomada econômica, o que também beneficia as demais atividades. Outras atividades já estabelecidas no projeto, como a bovinocultura leiteira e a produção de arroz, são favorecidas pelo emprego de novas tecnologias e de estratégias de manejo. No entanto, conforme os dados aqui disponibilizados, estudos complementares precisam ser realizados com vistas a garantir a continuidade da produção e da rentabilidade.

No que tange às atividades agrícolas, deve-se incentivar a implantação de culturas com maior rentabilidade, considerando o valor agregado. No Vale do Curu, devido às características do aquífero, a pesquisa foi centrada na exploração de águas subterrâneas para a agricultura orgânica, implementando estratégias agroecológicas com vistas a elevar a eficiência de uso da água e a diminuir o investimento em insumos externos. O valor agregado de produtos orgânicos possibilita maior rentabilidade em pequenas áreas de produção, limitadas, por exemplo, pela disponibilidade hídrica. Com isso, a exploração de águas subterrâneas e o manejo agroecológico podem garantir a continuidade das atividades agrícolas na região. Estudos futuros devem avaliar e catalogar as culturas de interesse e as alternativas de produção.

A caracterização quantitativa e qualitativa das reservas hídricas deve ser realizada continuamente, de modo a compor um plano de exploração de águas subterrâneas, incluindo estratégias de gerenciamento hídrico dos recursos disponíveis, a fim de garantir o uso sustentável e a viabilizar a continuidade das atividades agropecuárias. A elaboração de um plano de gestão de recursos hídricos deve, além de considerar os aspectos pontuais da área alvo, buscar o manejo integrado dos recursos hídricos. Os resultados obtidos neste estudo podem auxiliar na elaboração de um plano de gestão, incluindo práticas de manejo do solo e de monitoramento da água, considerando as limitações observadas.

Por fim, recomenda-se, com vistas a coletar dados para a elaboração de uma proposta inicial do plano de gestão, o estudo da disponibilidade do sistema aquífero e a descarga atual em exploração.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES, J. R. C. B.; LIMA, J. L. M. P. de; MONTENEGRO, A. A. A. Desempenho da modelagem cinemática do escoamento superficial para chuvas intermitentes em solos com cobertura morta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 2, p. 166–172, 2015.
- ACHARYA, S.; SHARMA, S. K.; KHANDEGAR, V. Assessment of groundwater quality by water quality indices for irrigation and drinking in South West Delhi, India. **Data in Brief**, [s. l.], v. 18, p. 2019–2028, 2018.
- ADHANOM, O. G. Salinity and sodicity hazard characterization in major irrigated areas and irrigation water sources, Northern Ethiopia. **Cogent Food & Agriculture**, [s. l.], v. 5, n. 1, 1673110, 2019.
- AHMED, M. *et al.* Heavy metal contamination of irrigation water, soil, and vegetables and the difference between dry and wet seasons near a multi-industry zone in Bangladesh. **Water (Switzerland)**, Basel, v. 11, n. 3, 2019.
- ALAM, M. R. *et al.* Salinity intrusion affects early development of freshwater aquaculture species pabda, Ompok pabda. **Aquaculture Reports**, [s. l.], v. 18, 100476, 2020.
- ALBUQUERQUE, C. *et al.* Recarga de aquífero aluvial sob uso agrícola. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 60–71, 2015.
- ALEMAN, C. C.; MARQUES, P. A. A. Irrigation and organic fertilization on the production of essential oil and flavonoid in chamomile. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 12, p. 1045–1050, 2016.
- ALLEY, W. M.; LEAKE, S. A. The journey from safe yield to sustainability. **Groundwater**, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 12–16, 2004.
- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 74, p. 19–31, 1999.
- ALVES, A. G. C.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Relações da erosão do solo com a persistência da cobertura vegetal morta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 19, n. 1, p. 127–132, 1995.
- ANA. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 2017. 86 p.
- ANDRADE, F. N. *et al.* Estimativas de parâmetros genéticos em genótipos de feijão-caupi avaliados para feijão fresco. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 41, n. 2, p. 253–258, 2010.
- ANDRADE JÚNIOR, A. S. de *et al.* Estratégias ótimas de irrigação para a cultura da melancia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, p. 301–305, 2001.
- ANDRADE, R. S. *et al.* Consumo relativo de água do feijoeiro no plantio direto em função da porcentagem de cobertura morta do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e**

Ambiental, Campina Grande, v. 6, n. 1, p. 35–38, 2002.

ARORA, M. *et al.* Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. **Food Chemistry**, [s. l.], v. 111, p. 811–815, 2008.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**: FAO Irrigation and Drainage Paper 29. Revision 1. Disponível em: <http://www.fao.org/3/T0234E/T0234E00.htm#TOC>. Acesso em: 12 jul. 2019.

BATISTA, S. C. O. *et al.* Production of automatically watered lettuce with a low cost controller. **Journal of Food Agriculture and Environment**, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 485–489, 2013.

BEZERRA, E. **A salinização de solos aluviais em perímetros irrigados no Estado do Ceará**. Fortaleza: Dnocs, 2006. 135 p.

BOGOMOLOV, G. V.; PLOTNIKOV, N. A. Classification des ressources d'eaux souterraines et evaluation de leurs reserves. **International Association Scientific Hydrology Publication**, [s. l.], v. 41, p. 263–271, 1956.

BRASIL. **Instrução Normativa SDA n. 28, de 17 de julho de 2007. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 31 jul. 2007. Disponível em: http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/PDF/in_28_07_anexo.pdf. Acesso em: 30 mar. 2018.

BURBEY, T. J. The influence of geologic structures on deformation due to ground water withdrawal. **Groundwater**, [s. l.], v. 46, n. 2, p. 202–211, 2008.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A.; PAULUS, G. **Agroecologia: uma ciência do campo da complexidade**. Brasília, DF: MDA/SAF, 2009. 111 p.

CARRERA-HERNÁNDEZ, J. J.; SMERDON, B. D.; MENDOZA, C. A. Estimating groundwater recharge through unsaturated flow modelling: sensitivity to boundary conditions and vertical discretization. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 452–453, p. 90–101, 2012.

CARVALHO, D. F. de *et al.* Water use efficiency and economic return of fresh vegetable in organic cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 7, p. 637–642, 2016.

CASTANY, G. **Traité pratique des eaux souterraines**. 2. ed. Paris: Dunod, 1963. 696 p.

CASTANY, G. **Prospección y explotación de las aguas subterráneas**. Barcelona: Omega, 1975. 738 p.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. dos. Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida. **Mercator**, Fortaleza, v. 19, e19002, p. 1–13, 2020.

CAVALCANTE, I. N. **Fundamentos hidrogeológicos para gestão integrada de recursos hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza, Estado de Ceará**. 1998. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

- CERDÀ, A. *et al.* An economic, perception and biophysical approach to the use of oat straw as mulch in Mediterranean rainfed agriculture land. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 108, p. 162–171, 2017.
- CHANGMING, L.; JINGJIE, Y.; KENDY, E. Groundwater exploitation and its impact on the environment in the North China Plain. **Water International**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 265–272, 2001.
- CHEN, M. *et al.* Impacts of human activity modes and climate on heavy metal “spread” in groundwater are biased. **Chemosphere**, [s. l.], v. 152, p. 439–445, 2016.
- CHUN-XI, L. *et al.* Effects of long-term organic fertilization on soil microbiologic characteristics, yield and sustainable production of winter wheat. **Journal of Integrative Agriculture**, [s. l.], v. 17, p. 210–219, 2018.
- CONAMA. **Resolução nº 420 de 2009**. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasil, 2009.
- COSTA, R. N. T. *et al.* Análise das eficiências de aplicação e de uso da água em cultivo de arroz no Perímetro Irrigado Morada Nova, CE. **Irriga**, Botucatu, v. 10, n. 4, p. 388–398, 2005.
- COSTA, W. D. Avaliação de reservas, potencialidade e disponibilidade de aquífero. *In*: X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais [...]**, [s. l.], 1998. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22276/14619>. Acesso em: 10 set. 2018.
- COSTA, W. D. **Estudo Hidrogeológico da Bacia Sedimentar de São José do Belmonte**. Recife: SECTMA-PE, 2005.
- COSTA, W. D. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe – SEMARH/SE**. Capítulo de Águas Subterrâneas, 2010.
- COSTA, W. D. **Estudos hidrogeológicos para subsidiar a gestão sustentável dos recursos hídricos subterrâneos na Região Metropolitana de Maceió**. Vol. IV - Avaliação da Recarga Natural, Reservas e Potencialidades dos Aquíferos; Exutórios Naturais, Balanço Hidrogeológico. Brasília, DF: ANA, SIP, 2011.
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hydrología subterránea**. 2. ed. Barcelona: Omega, 1983.
- DAI, Y. *et al.* A review on pollution situation and treatment methods of tetracycline in groundwater. **Separation Science and Technology**, Filadélfia, v. 55, n. 5, p. 1005–1021, 2020.
- DALIN, C. *et al.* Groundwater depletion embedded in international food trade. **Nature**, [s. l.], v. 543, n. 7647, p. 700–704, 2017.
- DISTEFANO, T.; KELLY, S. Are we in deep water? Water scarcity and its limits to economic growth. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 142, p. 130–147, 2017.
- DNOCS. **Perímetros Públicos de Irrigação**. Disponível em: https://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/perimetros_irrigados/. Acesso em: 24 dez. 2019.

DOUNGMANEE, P. The nexus of agricultural water use and economic development level. **Kasetsart Journal of Social Sciences**, [s. l.], v. 37, n. 1, p. 38–45, 2016.

DU, T. *et al.* An improved water use efficiency of cereals under temporal and spatial deficit irrigation in north China. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 97, n. 1, p. 66–74, 2010.

DU, Y. *et al.* Genesis of salinized groundwater in Quaternary aquifer system of coastal plain, Laizhou Bay, China: Geochemical evidences, especially from bromine stable isotope. **Applied Geochemistry**, [s. l.], v. 59, p. 155–165, 2015.

DUTRA, A. F. *et al.* Parâmetros fisiológicos e componentes de produção de feijão-caupi cultivado sob deficiência hídrica. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 10, n. 2, p. 189–197, 2015.

EARLE, S. **Physical geology**. 2. ed. Victoria, B.C.: BCcampus, 2019. 824 p.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, C.; CLARK, R. B. Micronutrients in crop production. **Advances in Agronomy**, [s. l.], v. 77, p. 185–268, 2002.

FAHAD, S. *et al.* Crop production under drought and heat stress: plant responses and management options. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 8, n. 1147, 2017.

FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 4, n. 11, p. 945–948, 2014.

FAO. **World Reference Base for soil resource in World Soil Resource - Report no. 103**. Rome: FAO, 2006. 128 p.

FAVARATO, L. F.; SOUZA, J. L. de; GUARÇONI, R. C. Efeitos múltiplos da cobertura morta do solo em cultivo orgânico de cenoura. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, v. 7, n. 2, p. 24–30, 2017.

FEITOSA, E. C. *et al.* Avaliação de recursos hídricos subterrâneos. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (eds.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, 2008. p. 661–671.

FERNANDES, V. L. B. (org.) *et al.* **Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Ceará**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – UFC, 1993. 247 p.

FERNANDES, M. A. B. *et al.* A origem dos cloretos nas águas subterrâneas na Chapada do Apodi – Ceará. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 25–34, 2005.

FIGUEIREDO, M. G. de *et al.* Lâmina ótima de irrigação do feijoeiro, com restrição de água, em função do nível de aversão ao risco do produtor. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 81–87, 2008.

FIORILLO, F.; PAGNOZZI, M.; VENTAFRIDDA, G. A model to simulate recharge processes of karst massifs. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 29, n. 10, p. 2301–2314, 2015.

FORNÉS, J. M.; HERA, Á. I.; LLAMAS, M. R. The silent revolution in groundwater intensive use and its influence in Spain. **Water Policy**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 253–268, 2005.

FREIRE FILHO, F. R. (ed.). **Feijão-caupi no Brasil: produção, melhoramento genético, avanços e desafios**. 1. ed. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2011. 84 p.

FREITAS, R. M. O. de *et al.* Physiological responses of cowpea under water stress and rewatering in no-tillage and conventional tillage systems. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 30, n. 3, p. 559–567, 2017.

FRIZZONE, J. A. **Funções de resposta das culturas à irrigação**. Piracicaba: ESALQ/USP, 1993. 42 p.

FRIZZONE, J. A. *et al.* Efeito de diferentes níveis de irrigação e adubação nitrogenada sobre componentes de produtividade da cultura do trigo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 31, n. 6, p. 425–434, 1996.

FRIZZONE, J. A. Otimização do uso da água na agricultura irrigada: perspectivas e desafios. **Engenharia Rural**, Jaboticabal, v. 15, p. 37–56, 2004.

FRIZZONE, J. A. *et al.* **Planejamento de irrigação: análise de decisão de investimento**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. 626 p.

FUNCEME. **Volume armazenado** – reservatórios. Disponível em: http://www.funceme.br/produtos/script/acudes_e_rios/Boletim_diario_nivel_acudes/. Acesso em: 11 jan. 2020.

FURTINI NETO, A. E. *et al.* **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252 p.

GERKE, T. L.; LITTLE, B. J.; BARRY MAYNARD, J. Manganese deposition in drinking water distribution systems. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 541, p. 184–193, 2016.

GKIOUGKIS, I. *et al.* Assessment of soil salinization at the eastern Nestos River Delta, N.E. Greece. **Catena**, [s. l.], v. 128, p. 238–251, 2015.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001. 653 p.

GOMES, A. M. F. *et al.* Drought response of cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) landraces at leaf physiological and metabolite profile levels. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 175, 104060, 2020.

GOMES, D. F. *et al.* Estudo hidroquímico e isotópico (^{18}O) do aquífero aluvial do rio Banabuiú – Trecho Morada Nova – Ceará. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 23, n. 1, p. 32–48, 2010.

GOMES, D. F.; FRISCHKORN, H. Aspectos da hidrodinâmica do aquífero aluvial do Rio Jaguaribe, em Limoeiro do Norte – Ceará. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 45–68, 2009.

GOMES, H. P. **Sistemas de irrigação: eficiência energética**. João Pessoa: Editora da UFPB, 2013. 281 p.

GONÇALVES, J. R. P. *et al.* **BRS Guariba – Nova cultivar de feijão-caupi para o Estado**

do Amazonas. Comunicado Técnico, 76. Manaus: Embrapa. Disponível em: www.cpaa.embrapa.br. Acesso em: 12 jul. 2020.

HAN, D. M. *et al.* Chemical and isotopic constraints on evolution of groundwater salinization in the coastal plain aquifer of Laizhou Bay, China. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 508, p. 12–27, 2014.

HE, Z. L. *et al.* Effects of leaching solution properties and volume on transport of metals and cations from a Riviera fine sand. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, [s. l.], v. 35, n. 7, p. 981–998, 2000.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, [s. l.], v. 19, n. 2–3, p. 125–140, 2005.

HERNÁNDEZ, J. R. R.; PEDREÑO, J. N.; LUCAS, I. G. Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. **Spanish Journal of Soil Science**, Lausanne, v. 6, n. 2, p. 133–144, 2016.

HOLANDA, J. S. *et al.* Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da S.; LACERDA, C. F. de; GOMES FILHO, E. (eds.). **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. 2. ed. Fortaleza: INCTSal, 2016. p. 35–50.

HU, B. *et al.* Assessment of Heavy Metal Pollution and Health Risks in the Soil-Plant-Human System in the Yangtze River Delta, China. **International journal of environmental research and public health**, Basel, v. 14, n. 9, 2017.

HUGHES, C. E. *et al.* Movement of a tritium plume in shallow groundwater at a legacy low-level radioactive waste disposal site in eastern Australia. **Journal of Environmental Radioactivity**, [s. l.], v. 102, n. 10, p. 943–952, 2011.

HUNG, W. C. *et al.* Modeling aquifer-system compaction and predicting land subsidence in central Taiwan. **Engineering Geology**, [s. l.], v. 147–148, p. 78–90, 2012.

JALALI, M. Salinization of groundwater in arid and semi-arid zones: an example from Tajarak, western Iran. **Environmental Geology**, [s. l.], v. 52, n. 6, p. 1133–1149, 2007.

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**, [s. l.], v. 68, p. 167–182, 2003.

KALLENBACH, C.; GRANDY, A. S. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: a meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 144, n. 1, p. 241–252, 2011.

KARAPANOS, I. *et al.* Cowpea fresh pods – a new legume for the market: assessment of their quality and dietary characteristics of 37 cowpea accessions grown in southern Europe. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, [s. l.], v. 97, n. 13, p. 4343–4352, 2017.

KEESARI, T. *et al.* Understanding the hydrochemical behavior of groundwater and its suitability for drinking and agricultural purposes in Pondicherry area, South India – A step towards sustainable development. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 2–

3, p. 143–153, 2016.

KELLER, J.; KARMELI, D. T. **Trickle irrigation desing**. Glendora: Rain Bird Sprinklers Manufacturing Corp., 1975. 133 p.

KENT, R.; LANDON, M. K. Trends in concentrations of nitrate and total dissolved solids in public supply wells of the Bunker Hill, Lytle, Rialto, and Colton groundwater subbasins, San Bernardino County, California: Influence of legacy land use. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 452–453, p. 125–136, 2013.

KUMAR, S.; DEY, P. Effects of different mulches and irrigation methods on root growth, nutrient uptake, water-use efficiency and yield of strawberry. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 127, n. 3, p. 318–324, 2011.

LAINO-GUANES, R. *et al.* Human pressure on water quality and water yield in the upper Grijalva river basin in the Mexico-Guatemala border. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 149–159, 2016.

LAMAOU, M. *et al.* Heat and drought stresses in crops and approaches for their mitigation. **Frontiers in Chemistry**, Lausanne, v. 6, p. 26, 2018.

LEMOS, E. C. L. Análise das reservas, potencialidades e disponibilidades das águas subterrâneas em Maracanaú-Ceará. **Revista Ifes Ciência**, Vitória, v. 4, n. 2, p. 84–94, 2018.

LIMA JUNIOR, J. A. de; LOPES, P. R. de A. Avaliação da cobertura do solo e métodos de irrigação na produção de melancia. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 30, n. 2, p. 315–322, 2009.

LIU, F.; STÜTZEL, H. Biomass partitioning, specific leaf area, and water use efficiency of vegetable amaranth (*Amaranthus* spp.) in response to drought stress. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 102, p. 15–27, 2004.

LIU, H.; HUANG, G. Laboratory experiment on drip emitter clogging with fresh water and treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 96, n. 5, p. 745–756, 2009.

LIU, M. *et al.* Organic amendments with reduced chemical fertilizer promote soil microbial development and nutrient availability in a subtropical paddy field: The influence of quantity, type and application time of organic amendments. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 42, n. 2, p. 166–175, 2009.

LOCATELLI, V. da E. R. *et al.* Componentes de produção, produtividade e eficiência da irrigação do feijão-caupi no cerrado de Roraima. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 6, p. 574–580, 2014.

MALKI, M. *et al.* Impact of agricultural practices on groundwater quality in intensive irrigated area of Chtouka-Massa, Morocco. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 574, p. 760–770, 2017.

MARKUSZEWSKA, I.; KUBACKA, M. Does organic farming (OF) work in favour of protecting the natural environment? A case study from Poland. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 67, p. 498–507, 2017.

- MARSIDI, N.; HASAN, H. A.; ABDULLAH, S. R. S. A review of biological aerated filters for iron and manganese ions removal in water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 23, p. 1–12, 2018.
- MEHMOOD, Q. *et al.* Optimizing groundwater quality exploration for irrigation water wells using geophysical technique in semi-arid irrigated area of Pakistan. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 11, 100397, 2020.
- MEIER, M. S. *et al.* Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - Are the differences captured by life cycle assessment? **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 149, p. 193–208, 2015.
- MEINZER, O. E. Quantitative methods of estimating groundwater supplies. **Bulletin of the Geological Society of America**, McLean, v. 31, n. 2, p. 329–338, 1920.
- MELO, J. G. *et al.* Fatores condicionantes na recarga do aquífero Açu na borda sudoeste da bacia potiguar (RN). **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 105–122, 2005.
- MONTENEGRO, A. A. A. *et al.* Impact of mulching on soil and water dynamics under intermittent simulated rainfall. **Catena**, [s. l.], v. 109, p. 139–149, 2013.
- MORADI, A. *et al.* Effect of four soil and water conservation practices on soil physical processes in a non-terraced oil palm plantation. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 145, p. 62–71, 2015.
- MOURA, I. B. M. de. **Aspectos hidrogeológicos do aluvião do Rio Banabuiú no trecho entre Morada Nova e Limoeiro do Norte - CE**. 2008. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.
- MUCHUWETI, M. *et al.* Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 112, n. 1, p. 41–48, 2006.
- MUÑOZ, C. M. G. *et al.* Normativa de Produção Orgânica no Brasil: a percepção dos agricultores familiares do assentamento da Chapadinha, Sobradinho (DF). **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, DF, v. 54, n. 2, p. 361–376, 2016.
- NTATSI, G. *et al.* The quality of leguminous vegetables as influenced by preharvest factors. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 232, p. 191–205, 2018.
- OKEN, E. *et al.* Which fish should I eat? Perspectives influencing fish consumption choices. **Environmental health perspectives**, Durham, v. 120, n. 6, p. 790–798, 2012.
- OLIVA, A.; KIANG, C. H.; SEIXAS, W. Cálculo de reservas hídricas subterrâneas do aquífero Rio Claro utilizando simulação Monte Carlo. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 13–30, 2010.
- OLIVEIRA, F. F. de *et al.* Avaliação de coberturas mortas em cultura de alface sob manejo orgânico. **Horticultura Brasileira**, Recife, v. 26, n. 2, p. 216–220, 2008.
- OLIVEIRA, M. de. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. *In*: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. M. (eds.). **Manejo e controle da salinidade na**

agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB/SBEA, 1997. p. 1–37.

OLIVEIRA, O. M. S. de *et al.* Associações genotípicas entre componentes de produção e caracteres agrônômicos em feijão-caupi. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 4, p. 851–857, 2013.

OLIVEIRA, M. K. T. *et al.* Desempenho agrônômico da cenoura adubada com jitrana antes de sua semeadura. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 364–372, 2011.

PADRÓN, R. R. *et al.* Efecto del riego deficitario y diferentes frecuencias en la producción del cultivo de pimentón. **Interciencia**, Santiago, v. 39, p. 591–596, 2014.

PAIVA, P. V. V. **Análise econômico-social dos principais sistemas de produção no Perímetro Irrigado Morada Nova, Ceará.** 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

PALÁCIO, H. A. Q. *et al.* Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 4, p. 395–402, 2011.

PANDEY, V. P. *et al.* A framework for measuring groundwater sustainability. **Environmental Science and Policy**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 396–407, 2011.

PATIL, S. *et al.* Comparing conventional and organic agriculture in Karnataka, India: Where and when can organic farming be sustainable? **Land Use Policy**, [s. l.], v. 37, p. 40–51, 2014.

PEREIRA, F. F. S. *et al.* Retenção de água em níveis de cobertura morta no feijoeiro irrigado em sistema plantio direto. **Irriga**, Botucatu, v. 20, n. 3, p. 557–569, 2015a.

PEREIRA, L. B. *et al.* Manejo da adubação na cultura do feijão em sistema de produção orgânico. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 45, p. 29–38, 2015b.

PEREIRA, L. S.; CORDERY, I.; IACOVIDES, I. Improved indicators of water use performance and productivity for sustainable water conservation and saving. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 108, p. 39–51, 2012.

PIPER, A. M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, [s. l.], n. 12, p. 1–14, 1953.

PIVA, R. *et al.* Adubação de manutenção em videiras cv. Bordô utilizando-se cinzas vegetais e esterco bovino em sistema orgânico. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 9, n. 2, p. 219–224, 2014.

PLAZA-BONILLA, D. *et al.* Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 212, p. 1–12, 2015.

PLOTNIKOV, N. A. **Ressources en eaux souterraines:** classification et méthodes d'évaluation. Paris: Gauthier Villars, 1962. 194 p.

POCH-MASSEGUÉ, R. *et al.* Irrigation return flow and nitrate leaching under different crops and irrigation methods in Western Mediterranean weather conditions. **Agricultural Water**

Management, [s. l.], v. 134, p. 1–13, 2014.

POLAT, F. Organic Farming Education in Azerbaijan, Present and Future. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, [s. l.], v. 197, p. 2407–2410, 2015.

PONISIO, L. C. *et al.* Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. **Proceedings of the Royal Society B**, [s. l.], v. 282, 20141396, 2015.

PONTI, T. de; RIJK, B.; VAN ITTERSUM, M. K. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. **Agricultural Systems**, [s. l.], v. 108, p. 1–9, 2012.

POPHARE, A. M. *et al.* Impact of over-exploitation on groundwater quality: a case study from WR-2 watershed, India. **Journal of Earth System Science**, Bangalore, v. 123, n. 7, p. 1541–1566, 2014.

PUIG-BARGUÉS, J. *et al.* Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 97, n. 6, p. 883–891, 2010.

QUINTANILLA-TORNEL, M. A. *et al.* Effects of mulching on above and below ground pests and beneficials in a green onion agroecosystem. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 224, p. 75–85, 2016.

RAJKOWSKA, M.; PROTASOWICKI, M. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 185, n. 4, p. 3493–3502, 2013.

RAMOS, H. M. M. *et al.* Produtividade de grãos verdes do feijão-caupi sob diferentes regimes hídricos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p. 683–694, 2014.

RASKIN, I.; SMITH, R. D.; SALT, D. E. Phytoremediation of metals: Using plants to remove pollutants from the environment. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 221–226, 1997.

READMAN, R. J.; KETTLEWELL, P. S.; BECKWITH, C. P. Effects of spray application of urea fertilizer at stem extension on winter wheat yield. **The Journal of Agricultural Science**, [s. l.], v. 139, n. 1, p. 1–10, 2002.

REBOUÇAS, A. da C. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 11, n. 29, p. 127–154, 1997.

REBOUÇAS, A. da C. Importância da água subterrânea. *In*: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (eds.). **Hidrogeologia - conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, 2008. p. 13–29.

REDWAN, M.; ABDEL MONEIM, A. A. Factors controlling groundwater hydrogeochemistry in the area west of Tahta, Sohag, Upper Egypt. **Journal of African Earth Sciences**, [s. l.], v. 118, p. 328–338, 2016.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; VENEGAS, V. H. A. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, 1999. 360 p.

RIBEIRO, E. C. *et al.* Onion yield under agroecological farming system using distinct

irrigation depths and soil covers. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 46, n. 5, p. 783–789, 2016.

RIBEIRO, M. R.; RIBEIRO FILHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T. Origem e classificação dos solos afetados por sais. *In*: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da S.; LACERDA, C. F. de; GOMES FILHO, E. (eds.). **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. 2. ed. Fortaleza: INCTSal, 2016. p. 8–16.

RIBEIRO, R. M. *et al.* Utilização da cinza vegetal para calagem e correção de solos – um estudo de caso para a região metropolitana de Curitiba (RMC). **Agrarian Academy**, Goiânia, v. 2, n. 3, p. 114–124, 2015.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: USDA. United States Salinity Laboratory, Agriculture Handbook, 60, 1954.

RODRIGUES, G. C. *et al.* Comparing sprinkler and drip irrigation systems for full and deficit irrigated maize using multicriteria analysis and simulation modelling: ranking for water saving vs. farm economic returns. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 126, p. 85–96, 2013.

ROȘCA, O. M. *et al.* Impact of anthropogenic activities on water quality parameters of glacial lakes from Rodnei mountains, Romania. **Environmental Research**, [s. l.], v. 182, p. 109136, 2020.

SAJADIAN, M. *et al.* Developing and quantifying indicators of organic farming using analytic hierarchy process. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 83, p. 103–111, 2017.

SANDHU, K. S.; ARORA, V. K.; CHAND, R. Magnitude and economics of fertilizer nitrogen response of wheat in relation to amount and timing of water inputs. **Experimental Agriculture**, [s. l.], v. 38, n. 1, p. 65–78, 2002.

SANTOS, T. E. M. dos; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, D. D. Umidade do solo no semiárido pernambucano usando-se reflectometria no domínio do tempo (TDR). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 7, p. 670–679, 2011.

SANTOS NETO, J. dos *et al.* Economic Viability of Tomato Cultivation in Organic Farming System. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 60, e17161229, 2017.

SANTUCCI, L.; CAROL, E.; TANJAL, C. Industrial waste as a source of surface and groundwater pollution for more than half a century in a sector of the Río de la Plata coastal plain (Argentina). **Chemosphere**, [s. l.], v. 206, p. 727–735, 2018.

SCHRAMA, M. *et al.* Crop yield gap and stability in organic and conventional farming systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 256, p. 123–130, 2018.

SEUFERT, V.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. **Nature**, [s. l.], v. 485, n. 7397, p. 229–232, 2012.

SEUFERT, V.; RAMANKUTTY, N.; MAYERHOFER, T. What is this thing called organic? – How organic farming is codified in regulations. **Food Policy**, [s. l.], v. 68, p. 10–20, 2017.

SHAHROKHNIA, M. H.; SEPASKHAH, A. R. Effects of irrigation strategies, planting

methods and nitrogen fertilization on yield, water and nitrogen efficiencies of safflower. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 172, p. 18–30, 2016.

SIEBERT, S. *et al.* Groundwater use for irrigation – a global inventory. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 14, n. 10, p. 1863–1880, 2010.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. *In*: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597–624.

SILVA, E. F. da *et al.* Avaliação de cultivares de feijão-caupi irrigado para produção de grãos verdes em Serra Talhada - PE. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 1, p. 21–26, 2013a.

SILVA, M. L. *et al.* Produção de cenoura fertilizada com flor-de-seda (*Calotropis procera* (Ait.) R.Br.). **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 4, p. 732–740, 2013b.

SILVA, P. S. L. Consorciação milho e feijão caupi para produção de espigas verdes e grãos verdes. **Horticultura Brasileira**, Recife, v. 19, n. 1, p. 4–10, 2001.

SILVA, T. A. *et al.* Influência da cobertura morta e da adubação no controle da podridão radicular em mudas de citros (*Phytophthora nicotianae*). **Revista Ciência Agrícola**, Rio Largo, v. 14, n. 1, p. 37–44, 2016.

SINGH, A. *et al.* Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. **Tropical Ecology**, [s. l.], v. 51, n. 2S, p. 375–387, 2010.

SINGH, A.; PANDA, S. N. Development and application of an optimization model for the maximization of net agricultural return. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 115, p. 267–275, 2012.

SINGH, S. K.; RAJA REDDY, K. Regulation of photosynthesis, fluorescence, stomatal conductance and water-use efficiency of cowpea (*Vigna unguiculata* [L.] Walp.) under drought. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, [s. l.], v. 105, n. 1, p. 40–50, 2011.

SINGHA, S. *et al.* Prediction of groundwater quality using efficient machine learning technique. **Chemosphere**, [s. l.], v. 276, 130265, 2021.

SOARES, I. A. A. *et al.* Interferência das plantas daninhas sobre a produtividade e qualidade de cenoura. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 247–254, 2010.

SOFIATTI, V. *et al.* Cinza de madeira e lodo de esgoto como fonte de nutrientes para o crescimento do algodoeiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, São Cristóvão, v. 7, n. 1, p. 144–152, 2007.

SOUSA, J. L. M. *et al.* Potencial de genótipos de feijão-caupi para o mercado de vagens e grãos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 50, n. 5, p. 392–398, 2015.

SOUZA, J. L.; GUIMARÃES, G. P.; FAVARATO, L. F. Desenvolvimento de hortaliças e atributos do solo com adubação verde e compostos orgânicos sob níveis de N. **Horticultura Brasileira**, Recife, v. 33, n. 1, p. 19–26, 2015.

STEEL, H. *et al.* Nematode communities and macronutrients in composts and compost-amended soils as affected by feedstock composition. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 61, p. 100–112, 2012.

SZILAGYI, J.; JOZSA, J. MODIS-Aided Statewide Net Groundwater-Recharge Estimation in Nebraska. **Groundwater**, [s. l.], v. 51, n. 5, p. 735–744, 2013.

TAKATSUKA, Y. *et al.* Value of irrigation water usage in South Florida agriculture. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 626, p. 486–496, 2018.

TAM, V. T. *et al.* Three-dimensional hydrostratigraphical modelling to support evaluation of recharge and saltwater intrusion in a coastal groundwater system in Vietnam. **Hydrogeology Journal**, [s. l.], v. 22, n. 8, p. 1749–1762, 2014.

TAN, X. C. *et al.* Characteristics of Groundwater Recharge on the North China Plain. **Groundwater**, [s. l.], v. 52, n. 5, p. 798–807, 2014.

TEIXEIRA, I. R. *et al.* Desempenho agronômico e qualidade de sementes de cultivares de feijão-caupi na região do cerrado. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 41, n. 2, p. 300–307, 2010.

THEIS, C. V. The relation between the lowering of the Piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using ground-water storage. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 519–524, 1935.

TODD, D. K. **Groundwater hydrology**. New York: John Wiley & Sons, 1959. 319 p.

TORRES-MARTÍNEZ, J. A. *et al.* Origin of the salinity in the Coastal Aquifer of La Paz, Mexico. **Procedia - Earth and Planetary Science**, [s. l.], v. 17, p. 520–523, 2017.

TSAI, W. P. *et al.* Exploring the Mechanism of Surface and Ground Water through Data-Driven Techniques with Sensitivity Analysis for Water Resources Management. **Water Resources Management**, [s. l.], v. 30, n. 13, p. 4789–4806, 2016.

USEPA. **Method 3051a – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. Revision 1. United States Environmental Protection Agency, 2007.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; WAGG, C. Soil microbial diversity and agro-ecosystem functioning. **Plant Soil**, [s. l.], v. 363, p. 1–5, 2013.

VASCONCELOS, S. M. S. *et al.* Caracterização hidrogeológica da aluvião do Rio Banabuiú, Morada Nova, Ceará, Brasil. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 23, n. 2, p. 182–190, 2010.

VIG, K. *et al.* Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: A review. **Advances in Environmental Research**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 121–135, 2003.

WADA, Y. *et al.* Past and future contribution of global groundwater depletion to sea-level rise. **Geophysical Research Letters**, [s. l.], v. 39, n. 9, 2012.

WADA, Y.; VAN BEEK, L. P. H.; BIERKENS, M. F. P. Nonsustainable groundwater sustaining irrigation: A global assessment. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 48, n. 6, 2012.

WARDLE, D. A. How soil food webs make plants grow. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 14, p. 418–420, 1999.

WEBBER, J. Trace Metals in Agriculture. *In*: LEPP, N. W. (ed.). **Effect of heavy metal pollution on plants: metals in the environment**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1981. p. 159–184.

WEZEL, A. *et al.* Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, [*s. l.*], v. 34, p. 1–20, 2014.

WU, J. *et al.* Statistical and multivariate statistical techniques to trace the sources and affecting factors of groundwater pollution in a rapidly growing city on the Chinese Loess Plateau. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, [*s. l.*], v. 26, n. 6, p. 1603–1621, 2020.

WU, Y. *et al.* Organic amendment application influence soil organism abundance in saline alkali soil. **European Journal of Soil Biology**, [*s. l.*], v. 54, p. 32–40, 2013.

XU, L. Y. *et al.* Effect of long-term organic fertilization on the soil pore characteristics of greenhouse vegetable fields converted from rice-wheat rotation fields. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 631–632, p. 1243–1250, 2018.

YAN, Z. *et al.* Effects of pre-sowing irrigation and straw mulching on the grain yield and water use efficiency of summer maize in the North China Plain. **Agricultural Water Management**, [*s. l.*], v. 186, p. 21–28, 2017.

YOU, Z. *et al.* The mechanism on reducing manganese oxide ore with elemental sulfur. **Powder Technology**, [*s. l.*], v. 330, p. 310–316, 2018.

ZAHEDI, S.; AZARNIVAND, A.; CHITSAZ, N. Groundwater quality classification derivation using Multi-Criteria-Decision-Making techniques. **Ecological Indicators**, [*s. l.*], v. 78, p. 243–252, 2017.

ZAKARIA, N. *et al.* Evolution of groundwater hydrogeochemistry and assessment of groundwater quality in the Anayari catchment. **Groundwater for Sustainable Development**, [*s. l.*], v. 12, 100489, 2020.

ZHANG, Y. *et al.* Heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and their potential human health risk in Bohai Bay, China. **Environmental science and pollution research international**, [*s. l.*], v. 23, n. 17, p. 17801–17810, 2016.

ZHU, L. *et al.* Land subsidence due to groundwater withdrawal in the northern Beijing plain, China. **Engineering Geology**, [*s. l.*], v. 193, p. 243–255, 2015.

ZONTA, J. H. *et al.* Yield of cotton cultivars under different irrigation depths in the Brazilian semi-arid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 8, p. 748–754, 2015.

ANEXO A – TABELAS COMPLEMENTARES DO CAPÍTULO 1

Tabela 1 – Coordenadas dos pontos considerados para o Capítulo 1 (continua)

Ponto	H/Elev	E/Long	N/Lat
1	43,620	569277,701	9432737,004
2	42,802	569288,305	9432416,512
3	45,803	569362,264	9433480,635
4	44,188	569715,444	9433552,798
5	43,897	570142,807	9432485,840
6	45,092	570526,621	9433028,209
7	43,146	570553,541	9432494,323
8	43,013	570677,853	9432331,961
9	43,491	572021,048	9432335,014
10	43,551	572182,325	9432292,609
11	44,182	571850,026	9433086,911
12	44,327	571962,255	9433071,293
13	43,312	572201,192	9433586,798
14	43,753	572639,943	9433073,206
15	43,344	573605,824	9433331,865
16	42,904	574148,402	9432700,777
17	43,363	574212,474	9433148,075
18	40,928	574255,637	9433926,039
19	42,234	574408,577	9432815,955
20	42,799	574501,698	9433010,826
21	41,469	574961,718	9432803,813
22	41,535	575145,797	9433011,752
23	39,774	575253,418	9432474,233
24	40,879	575527,994	9432853,594
25	40,021	575993,617	9433033,960
26	41,224	576379,359	9433870,482
27	40,764	577157,595	9433112,307
28	39,840	577339,686	9433481,974
29	41,909	576224,920	9431467,268
30	40,575	576279,185	9432744,088
31	39,089	576321,329	9432379,480
32	40,394	576331,286	9432608,418
33	39,589	576654,302	9432943,542
34	40,383	577450,741	9432939,911
35	39,964	577536,941	9432803,263
36	39,512	577818,955	9433008,172
37	39,898	577937,238	9433003,307
38	39,446	578317,601	9432944,584
39	39,674	578552,883	9432697,182
40	39,558	578908,097	9432931,007
41	38,638	579359,178	9434221,240
42	39,006	579609,482	9432866,896
43	37,995	579763,036	9434616,199
44	38,531	580251,566	9433202,022
45	38,839	580480,567	9433031,702

Tabela 1 – Coordenadas dos pontos considerados para o Capítulo 1 (conclusão)

Ponto	H/Elev	E/Long	N/Lat
46	38,989	581036,383	9432384,088
47	38,598	581387,451	9432193,448
48	37,635	581754,159	9431397,442
49	37,869	582277,577	9430978,036
50	37,370	582803,354	9431163,717
51	36,563	582990,641	9430865,475
52	35,959	583976,754	9430264,522
53	35,169	584250,158	9430348,135
54	34,815	584369,550	9430564,143
55	33,802	584790,893	9430700,188
56	35,436	584875,715	9430404,323
57	34,568	586100,276	9430392,286

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 2 – Área irrigável para irrigação por superfície (IS) e irrigação localizada (IL), considerando jornada de 12h (continua)

Ponto	Vazão (m ³ h ⁻¹)	Área irrigável – IS (ha)	Área irrigável – IL (ha)
1	12,40	0,86	1,50
2	35,71	2,48	4,31
3	26,78	1,86	3,23
4	54,96	3,82	6,64
5	102,86	7,14	12,42
6	42,33	2,94	5,11
7	29,48	2,05	3,56
8	10,91	0,76	1,32
9	48,39	3,36	5,84
10	79,91	5,55	9,65
11	21,75	1,51	2,63
12	65,40	4,54	7,90
13	13,23	0,92	1,60
14	12,20	0,85	1,47
15	47,90	3,33	5,79
16	39,74	2,76	4,80
17	35,77	2,48	4,32
18	47,43	3,29	5,73
19	37,76	2,62	4,56
20	39,32	2,73	4,75
21	59,55	4,14	7,19
22	24,74	1,72	2,99
23	47,90	3,33	5,79
24	59,31	4,12	7,16
25	54,59	3,79	6,59
26	25,59	1,78	3,09
27	39,58	2,75	4,78
28	33,93	2,36	4,10
29	77,34	5,37	9,34
30	61,33	4,26	7,41

Tabela 2 – Área irrigável para irrigação por superfície (IS) e irrigação localizada (IL), considerando jornada de 12h (conclusão)

Ponto	Vazão (m ³ h ⁻¹)	Área irrigável – IS (ha)	Área irrigável – IL (ha)
31	40,00	2,78	4,83
32	58,54	4,07	7,07
33	22,49	1,56	2,72
Média	42,70	2,97	5,16

*IS: 2,0 L s⁻¹ ha⁻¹; IL: 1,15 L s⁻¹ ha⁻¹. Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados de campo.

ANEXO B – TABELAS COMPLEMENTARES DO CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Coordenadas dos pontos considerados para o Capítulo 2

Ponto	H/Elev	E/Long	N/Lat
1	43,551	572182,325	9432292,609
2	43,491	572021,048	9432335,014
3	43,897	570142,807	9432485,840
4	44,188	569715,444	9433552,798
5	42,802	569288,305	9432416,512
6	45,092	570526,621	9433028,209
7	43,146	570553,541	9432494,323
8	43,312	572201,192	9433586,798
9	43,753	572639,943	9433073,206
10	44,327	571962,255	9433071,293
11	43,363	574212,474	9433148,075
12	43,344	573605,824	9433331,865
13	39,774	575253,418	9432474,233
14	40,928	574255,637	9433926,039
15	41,535	575145,797	9433011,752
16	40,021	575993,617	9433033,960
17	42,904	574148,402	9432700,777
18	41,224	576379,359	9433870,482
19	39,840	577339,686	9433481,974
20	40,575	576279,185	9432744,088
21	40,394	576331,286	9432608,418
22	41,909	576224,920	9431467,268
23	39,898	577937,238	9433003,307
24	39,512	577818,955	9433008,172
25	39,964	577536,941	9432803,263
26	39,089	576321,329	9432379,480
27	39,558	578908,097	9432931,007
28	38,839	580480,567	9433031,702
29	38,531	580251,566	9433202,022
30	37,995	579763,036	9434616,199
31	38,638	579359,178	9434221,240
32	38,989	581036,383	9432384,088
33	35,959	583976,754	9430264,522
34	34,815	584369,550	9430564,143
35	35,169	584250,158	9430348,135
36	33,802	584790,893	9430700,188
37	37,370	582803,354	9431163,717
38	35,436	584875,715	9430404,323

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 2 – Resultados das análises de águas subterrâneas – condutividade elétrica da água (CEa), razão de adsorção de sódio (RAS), sólidos totais dissolvidos (STD) e potencial hidrogeniônico (pH) (continua)

Ponto	CEa	RAS	STD	pH
1	0,75	1,76	487,5	7,5

Tabela 2 – Resultados das análises de águas subterrâneas – condutividade elétrica da água (CEa), razão de adsorção de sódio (RAS), sólidos totais dissolvidos (STD) e potencial hidrogeniônico (pH) (conclusão)

Ponto	CEa	RAS	STD	pH
2	0,76	1,77	494	7,5
3	0,74	2,58	481	7,3
4	0,57	1,66	370,5	7,8
5	1,12	5,08	728	8,1
6	0,74	1,94	481	8,1
7	0,96	3,50	624	7,5
8	0,49	1,24	318,5	6,9
9	0,56	1,41	364	7,2
10	0,71	1,68	461,5	6,7
11	1,13	1,98	735	7,0
12	0,70	2,10	455	7,3
13	0,90	2,74	585	7,3
14	0,56	1,25	364	7,1
15	0,76	2,67	494	8,1
16	1,00	3,90	650	7,6
17	0,82	2,48	533	6,8
18	1,08	2,44	702	7,5
19	0,83	1,74	539,5	7,3
20	0,72	2,19	468	7,6
21	0,79	2,05	513,5	7,3
22	1,06	2,47	689	7,5
23	0,68	1,86	442	7,5
24	0,75	1,89	487,5	7,5
25	0,80	1,84	520	7,2
26	1,91	6,42	1242	7,4
27	0,67	1,97	435,5	7,6
28	0,83	2,08	539,5	7,4
29	1,18	5,48	767	7,4
30	0,78	1,63	507	7,3
31	0,87	2,28	565,5	7,7
32	0,68	2,22	442	7,5
33	1,49	7,80	969	7,9
34	1,01	4,90	657	7,4
35	1,35	6,63	878	7,6
36	1,01	3,63	657	7,1
37	1,00	2,11	650	7,6
38	1,06	3,15	689	7,5

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 3 – Resultados das análises de águas subterrâneas – cátions: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) e potássio (K^+) e ânions: cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) (continua)

Ponto	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	CO_3^{2-}
1	1,5	1,9	3,2	0,1	8,8	0,0	0,1	0,0
2	1,5	2,7	3,6	0,1	7,6	0,0	0,2	0,0
3	1,4	1,7	4,5	0,1	7,4	0,0	0,1	0,0

Tabela 3 – Resultados das análises de águas subterrâneas – cátions: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) e potássio (K^+) e ânions: cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) (conclusão)

Ponto	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	CO_3^{2-}
4	1,0	1,8	2,8	0,1	5,8	0,0	0,1	0,0
5	1,4	1,5	8,6	0,1	11,4	0,0	0,3	0,0
6	1,4	2,2	3,7	0,1	7,6	0,0	0,1	0,0
7	1,4	2,0	6,4	0,2	9,5	0,0	0,2	0,0
8	1,0	2,1	2,1	0,1	5,1	0,0	0,1	0,0
9	1,3	1,9	2,5	0,1	5,7	0,0	0,1	0,0
10	1,5	2,4	3,3	0,1	7,1	0,0	0,2	0,0
11	2,8	3,7	5,0	0,1	11,2	0,0	0,2	0,0
12	1,2	2,2	3,8	0,1	7,0	0,0	0,2	0,0
13	1,4	2,3	5,2	0,2	9,0	0,0	0,2	0,0
14	1,3	2,0	2,3	0,2	5,6	0,0	0,2	0,0
15	0,5	2,4	4,5	0,2	7,6	0,0	0,2	0,0
16	1,3	2,0	7,0	0,2	10,0	0,0	0,3	0,0
17	1,4	2,0	4,6	0,1	8,0	0,0	0,2	0,0
18	1,7	3,3	5,4	0,3	10,8	0,0	0,2	0,0
19	1,7	3,0	3,8	0,1	8,2	0,0	0,2	0,0
20	0,9	2,4	3,9	0,2	7,2	0,0	0,2	0,0
21	1,4	2,4	4,0	0,2	7,9	0,0	0,2	0,0
22	1,8	3,3	5,5	0,1	10,8	0,0	0,2	0,0
23	1,4	2,2	3,5	0,1	6,9	0,0	0,2	0,0
24	1,2	2,8	3,7	0,1	7,4	0,0	0,2	0,0
25	1,6	2,5	3,7	0,1	8,0	0,0	0,2	0,0
26	1,9	3,0	14,1	0,2	19,4	0,0	0,2	0,0
27	1,0	2,1	3,4	0,1	6,5	0,0	0,3	0,0
28	1,6	2,6	4,2	0,1	8,4	0,0	0,1	0,0
29	0,8	2,0	9,0	0,2	11,8	0,0	0,2	0,0
30	1,8	2,6	3,4	0,2	7,8	0,0	0,1	0,0
31	1,7	2,4	4,6	0,1	8,8	0,0	0,2	0,0
32	1,2	1,9	3,9	0,1	6,8	0,0	0,2	0,0
33	0,9	1,6	12,2	0,4	14,7	0,0	0,3	0,0
34	1,0	1,5	7,7	0,3	10,2	0,0	0,2	0,0
35	0,6	2,1	10,8	0,1	13,4	0,0	0,3	0,0
36	1,5	1,9	6,7	0,2	10,2	0,0	0,2	0,0
37	1,6	3,5	4,8	0,1	9,9	0,0	0,2	0,0
38	1,4	2,6	6,3	0,1	15,4	0,0	0,2	0,0

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 4 – Resultados das análises de águas subterrâneas – concentrações dos metais pesados e elementos tóxicos arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cromo (Cr), ferro (Fe) e manganês (Mn) (continua)

Ponto	As	Ba	Cd	Pb	Co	Cr	Fe	Mn
1	0	0,3778	0,0003	0,003	0,0026	0,0018	6,3805	1,4625
2	0	0,4498	0,0004	0,0027	0,0020	0,0021	7,5954	0,6635
3	0	0,9362	0,0003	0,0077	0,0017	0	12,7661	2,2295
4	0	0,2786	0,0005	0,0021	0,0005	0	4,6657	0,8607
5	0	0,1764	0,0014	0,0015	0	0,0006	0,1121	0,0024

Tabela 4 – Resultados das análises de águas subterrâneas – concentrações dos metais pesados e elementos tóxicos arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cromo (Cr), ferro (Fe) e manganês (Mn) (conclusão)

Ponto	As	Ba	Cd	Pb	Co	Cr	Fe	Mn
6	0	0,4170	0,0012	0,0042	0	0	8,9234	0,4114
7	0	0,6746	0,0007	0,0088	0,0008	0	9,6194	1,2682
8	0	0,2539	0,0004	0,0054	0,0025	0,0009	2,2316	0,5481
9	0	0,2155	0,0003	0,0056	0,0043	0,0003	6,4919	0,2301
10	0	0,2632	0,0001	0,0123	0,0009	0,0004	0,1645	0,5954
11	0	0,0964	0,0053	0,0006	0,0377	0	1,8260	0,9193
12	0	0,2815	0,0006	0,0016	0,0001	0	7,6437	0,1982
13	0	0,4165	0,0005	0,0050	0	0	9,6024	0,6328
14	0	0,1640	0,0034	0,0015	0	0	0,8070	0,1920
15	0	0,2306	0,0002	0,0030	0	0	7,0637	0,5095
16	0	0,3985	0,0007	0,0040	0	0	9,2916	0,7060
17	0	0,2873	0,0002	0,0061	0,0009	0	5,2751	0,3034
18	0	0,2876	0,0002	0,0007	0	0	0,6669	0,0000
19	0,0011	0,9882	0,0006	0,0085	0,0009	0	11,3051	2,6668
20	0	0,3046	0,0003	0,0035	0,0003	0	9,7250	0,5462
21	0	0,4962	0,0009	0,0055	0	0	13,3426	0,9048
22	0	0,3646	0,0003	0,0016	0	0	0,1878	0,0540
23	0	0,3495	0,0004	0,0073	0	0	10,1687	0,2424
24	0	0,3099	0,0011	0,0012	0	0	9,9913	0,2008
25	0	0,2038	0,0002	0,0005	0,0010	0	5,8933	0,0928
26	0	0,4430	0,0002	0,0031	0	0	5,5686	0,5157
27	0	0,2288	0,0011	0,0003	0	0	9,7181	0,1827
28	0	0,4587	0,0006	0,0079	0,0058	0	12,4197	0,7026
29	0	0,5156	0,0002	0,0034	0	0	5,5611	0,8085
30	0	0,6967	0,0002	0,0057	0	0	10,2353	1,6508
31	0	0,3254	0	0,0029	0,0003	0	0,3335	0,0801
32	0	0,3107	0,0003	0,0056	0	0	9,3736	0,1537
33	0	0,3604	0,0001	0,0003	0	0	2,4080	0,2675
34	0	0,2992	0,0015	0,0010	0	0	9,5455	0,3732
35	0	0,2948	0,0004	0	0	0	3,2049	0,3139
36	0	0,4274	0,0002	0,0041	0,0012	0	8,1606	0,7758
37	0	0,6468	0	0,0044	0	0	9,1134	0,5762
38	0	0,5549	0,0002	0,0024	0	0	6,6628	0,6448

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 5 – Resultados das análises de águas subterrâneas – concentrações dos metais pesados e elementos tóxicos mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se), titânio (Ti), vanádio (V) e zircônio (Zr) (continua)

Ponto	Hg	Mo	Ni	Ag	Se	Ti	V	Zr
1	0,0024	0,0023	0,0043	0	0,0479	0,0066	0,0010	0
2	0,0013	0,0074	0,0046	0	0,0210	0,0010	0,0048	0,0034
3	0,0011	0,0015	0,0026	0	0,0736	0,0127	0,0059	0
4	0,0012	0,0008	0,0018	0	0,0276	0,0061	0	0,0002
5	0,0013	0,0032	0,0022	0	0,0016	0,0132	0,0177	0
6	0,0015	0,0010	0,0033	0	0,0052	0,0067	0	0
7	0,0009	0,0021	0,0019	0,0001	0,0391	0,0062	0	0

Tabela 5 – Resultados das análises de águas subterrâneas – concentrações dos metais pesados e elementos tóxicos mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se), titânio (Ti), vanádio (V) e zircônio (Zr) (continua)

Ponto	Hg	Mo	Ni	Ag	Se	Ti	V	Zr
8	0,0003	0,0005	0,0097	0	0,0170	0,0090	0	0
9	0,0010	0,0007	0,0123	0,0007	0,0047	0,0156	0,0032	0
10	0,0004	0,0016	0,0025	0	0,0225	0,0065	0	0
11	0,0009	0,0010	0,0552	0	0,0335	0,0020	0,0007	0
12	0,0017	0,0009	0,0019	0	0,0118	0,0102	0,0003	0
13	0,0018	0,0007	0,0018	0	0,0273	0,0049	0	0
14	0,0018	0,0009	0,0029	0	0,0049	0,0045	0	0
15	0,0012	0,0005	0,0028	0	0,0119	0,0088	0	0
16	0,0009	0,0016	0,0028	0	0,0176	0,0099	0	0
17	0,0013	0,0016	0,0050	0	0,0099	0,0078	0	0
18	0,0015	0,0001	0,0022	0	0	0,0091	0,0066	0
19	0,0010	0,0007	0,0060	0	0,0938	0,0728	0,0111	0
20	0,0020	0,0009	0,0025	0	0,0178	0,0086	0	0
21	0,0009	0,0011	0,0039	0	0,0281	0,0069	0	0
22	0,0019	0,0007	0,0035	0	0	0,0067	0,0043	0
23	0,0019	0,0007	0,0016	0	0,0059	0,0052	0	0
24	0,0012	0,0006	0,0033	0	0,0067	0,0061	0	0
25	0,0017	0,0017	0,0057	0	0,0032	0,0077	0	0
26	0,0017	0,0013	0,0021	0	0,0162	0,0083	0	0
27	0,0019	0,0023	0,0021	0	0,0004	0,0043	0	0
28	0,0025	0,0013	0,0100	0	0,0256	0,0172	0	0
29	0,0021	0,0059	0,0032	0	0,0248	0,0123	0	0
30	0,0026	0,0004	0,0020	0,0002	0,0552	0,0047	0,0015	0
31	0,0012	0,0022	0,0035	0,0012	0,0023	0,0252	0,0116	0
32	0,0013	0,0011	0,0026	0	0	0,0046	0,0001	0
33	0,0017	0,0057	0,0021	0,0010	0,0054	0,0090	0,0012	0
34	0,0022	0,0018	0,0015	0	0,0074	0,0095	0	0
35	0,0010	0,0028	0,0024	0,0024	0,0141	0,0298	0	0
36	0,0017	0,0017	0,0025	0	0,0230	0,0094	0,0014	0
37	0,0017	0,0012	0,0017	0	0,0165	0,0108	0	0
38	0,0021	0,0025	0,0018	0,0057	0,0199	0,0078	0	0

Fonte: Elaborada pela autora.

ANEXO C – TABELAS COMPLEMENTARES DO CAPÍTULO 3

Tabela 1 – Equações

Variável	Equação	R ²
A/Esc	$f = 2,206 + 0,036x + 0,002y - 1,831E^{-004}x^2 - 1,68E^{-005}y^2$	0,78
A/Ecc	$f = 2,7908 + 0,0235x - 0,0001y - 0,0001x^2 - 3,6E^{-006}y^2$	0,72
Asc	$f = 11,9571 + 0,2141x + 0,0146y - 0,0009x^2 - 0,0001y^2$	0,88
Acc	$f = 19,5195 + 0,0911x - 0,0062y - 0,0003x^2 + 1,12E^{-005}y^2$	0,75
SPADsc	$f = 58,4334 - 0,1831x + 0,0531y + 0,0008x^2 - 0,0003y^2$	0,74
SPADcc	$f = 50,711 + 0,023x + 0,019y - 1,983E^{-004}x^2 - 1,438E^{-004}y^2$	0,37
Ci/Cref	$f = 0,4934 + 0,0001x - 0,0002y + 2,8571E^{-006}x^2 + 1,6E^{-006}y^2$	0,81
Ci	$f = 189,4469 + 0,0281x - 0,076y + 0,0013x^2 + 0,0006y^2$	0,82
CV	$f = 16,4908 + 0,0566x + 0,0024y - 0,0003x^2 - 2,04E^{-005}y^2$	0,49
gs	$f = 0,1856 + 0,0031x - 0,0002y - 4,2857E^{-006}x^2 + 1,8E^{-006}y^2$	0,92
IAF	$f = 0,9709 + 0,0316x + 0,0004y - 9,4857E^{-005}x^2 + 3,8E^{-006}y^2$	0,82
NGV	$f = 10,6676 + 0,0521x + 0,0003y - 0,0002x^2 - 4,4E^{-006}y^2$	0,56

Fonte: Elaborada pela autora.