

Artigos

Modelagem fuzzy na avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas na ilha Algodual/Maiandeuá/PA

Fuzzy modeling in the assessment of groundwater contamination risk in Algodual/Maiandeuá Island

Erico Gaspar Lisboa¹; Júlio P. L Menezes¹; Igor C.C Alves¹; Leonardo A. L Bello¹; Ronaldo L.R Mendes²

¹ Universidade da Amazônia (PPDMU/UNAMA)

² Universidade Federal do Pará (PPGEDAM/UFPA)

✉ erico.lisboa@unama.br, julio.menezesi2013@gmail.com, igor.charles.alves@gmail.com, leonardo.bello@unama.br, rmendes@ufpa.br

Palavras-chave:

Fuzzy;
Riscos;
Contaminação;
Águas subterrâneas.

Resumo

O objetivo deste trabalho é propor uma modelagem fuzzy para avaliar riscos de contaminação das águas subterrâneas em ambiente costeiro, aplicado na zona de alta intervenção da ilha Algodual/Maiandeuá (ZAIAM), área de proteção ambiental (APA), município de Maracanã, estado do Pará, Brasil. Para tanto, na época de cheia e estiagem, amostras de água de 20 poços freáticos conduziram a aferição direta da temperatura, pH, condutividade elétrica e coliformes fecais. Por limitações para conduzir ampliadas campanhas experimentais em uma zona insular, se propõe um índice prático da qualidade da água subterrânea (IPQAS). Pela relação entre IPQAS e a quantidade de água disponível do aquífero, se avaliou o grau da consequência da contaminação por uma matriz (M-GCC). Em seguida, se qualificou o potencial poluidor por um índice desenvolvido para avaliar o grau de periculosidade de fontes contaminantes (IPFC), associadas a 68 fossas e 2 estábulos de equinos, distribuídas na ZAIAM. A inferência fuzzy foi utilizada para aferir o IPQAS, IPFC e vulnerabilidade intrínseca do aquífero. Pela M-GCC foi possível classificar riscos fuzzy de contaminação de fontes e poços. Assim, 19 fontes apresentaram alto risco para contaminar o meio subterrâneo, sendo os estábulos de equinos enquadrados no risco muito alto. Na época de estiagem, 3 poços apresentaram alto risco de contaminação. E pela média pluviométrica anual e época de cheia, 3 poços foram enquadrados no risco muito alto. Finalmente, a metodologia proposta pode auxiliar o plano de manejo e servir como instrumento decisório para promoção da sustentabilidade hídrica de qualquer cidade pequena de zona costeira, como a APA/ilha de Algodual/Maiandeuá.

Abstract

This work aims a fuzzy modelling applied to risks assessment of groundwater contamination in coastal environment, applied a high intervention zone in the Algodual-Maiandeuá Island (HIZAMI), an Environmental Protection Area (EPA), in Maracanã, state of Pará, Brazil. From the groundwater from 20 wells we have measured temperature, pH, electrical conductivity and fecal coliforms, in the flood and drought seasons. A practical groundwater quality index (PGQI) is proposed due to limitations to conduct broad experimental campaigns in an island area. The assessment of contamination consequence degree by a matrix (M-CCD) has been evaluated by the relationship among PGQI and the available groundwater storage from the aquifer. An index has been developed to assess the hazard degree of contamination sources (HDCS), related to 68 sanitary cesspools and 2 horse stables distributed in the HIZAMI. The fuzzy inference was used to measure the PGQI, HDCS and intrinsic vulnerability of the aquifer. From the M-CCD it was possible to classify fuzzy risks of source contamination and wells. Thus, 19 sources have been classified as the high contamination risk for the underground environment, and horse stables have been classified as of very of high risk. In the drought season, 3 wells were at high contamination risk. Considering annual average and the flood season average 3 well were classified in very high risk. Finally, the proposed methodology can assist the management plan and serves as a decision-making tool for promoting water sustainability in any small city of coastal zone as Algodual/Maiandeuá Island.

Keywords:

Fuzzy;
Risks;
Contamination;
Groundwater.

Revisão por pares.

Recebido em: 06/04/2021.

Aprovado em: 25/03/2022.

DOI: <http://doi.org/10.14295/ras.v36i1.30027>

1. INTRODUÇÃO

O relatório do Ministério do Meio Ambiente sobre a conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil revelou que as praias de litoral, do Amapá até ao Rio Grande do Sul, estão ameaçadas pela especulação imobiliária, expansão de marinas, poluição urbana e industrial e turismo irregular (PRA-

TES, et al., 2012). Para tentar mitigar estas ameaças, este mesmo relatório evidenciou que pouco mais de 24% das praias foram declaradas unidades de conservação. Entretanto, estas áreas praianas são ambientes onde ocorrem muitas atividades antrópicas, de modo que mais de 70% foram elevadas a categoria de áreas de proteção ambiental (APA).

A ilha de Algodoal/Maiandeuá, que integrada o município de Maracanã, de relevante importância turística para o estado do Pará, foi declarada APA por Lei Estadual nº 5621/1990. Assim, para a determinação de uso sustentável, um plano de manejo delimitou zonas de alta intervenção (ZAIAM). Nestas ZAIAM, atividades de gestão e uso dos recursos naturais para conservar a APA devem ser harmônicas. Caracterizadas como áreas naturais conservadas e antropizadas, no plano de manejo estas ZAIAM são consideradas como localizadas em áreas de baixa à média prioridade de conservação (PARÁ, 2012). Entretanto, a implantação de núcleos populacionais próximos as praias, que surgiram para suprir uma crescente demanda turística, aliadas a falta de saneamento básico e irracional exploração das águas subterrâneas, condicionaram as ZAIAM à insustentabilidade, colocando em risco o uso dos recursos hídricos subterrâneos.

Neste cenário, o controle e a proteção sobre os usos múltiplos dos recursos hídricos necessitam de procedimentos que visem conhecer e gerir a qualidade das águas subterrâneas, o potencial poluidor de atividades antrópicas (ou ainda à intrusão salina) e a vulnerabilidade intrínseca de aquíferos à contaminação (LISBOA, 2019).

Portanto, deve-se priorizar o desenvolvimento de pesquisas que permitam avaliar os riscos de contaminação, sendo possível elaborar um plano de gestão das águas subterrâneas (ou aperfeiçoar os existentes). Apenas Medeiros (2008) se dedicou aos estudos sobre a qualidade das águas subterrâneas na ilha de Algodoal/Maiandeuá. Alheio ao potencial poluidor de atividades antrópicas, o referido estudo definiu áreas mais promissoras para exploração, livres da intrusão salina, por correlação geofísica e geoquímica. Especificamente em uma APA no Pará, Cardoso *et al.*, (2018) avaliaram a vulnerabilidade intrínseca, o potencial poluidor e a qualidade das águas subterrâneas da ilha de Cotijuba. Entretanto, Medeiros (2008) e Cardoso *et al.*, (2018) não consideraram uma avaliação de riscos que pudessem integrar ao plano de gestão de uma APA ações gerenciais no caso de uma fonte contaminar o meio subterrâneo e os poços.

Assim, este trabalho tem como objetivo desenvolver uma metodologia sistemática de avaliação de riscos de contaminação na ZAIAM. Para tanto, é necessário identificar e cadastrar as fontes poluidoras. Em seguida, se deve estabelecer um plano amostral das águas subterrâneas para aferir sua qualidade para o consumo humano. Entretanto, diante dos custos envolvidos nas análises laboratoriais, que pode inviabilizar planos de amostragem e monitoramento das águas subterrâneas, além de incertezas e subjetividades que lhe são inerentes,

propor metodologias práticas que possam superar tais limitações é uma questão preponderante a ser avaliada.

No âmbito dos recursos hídricos subterrâneos, para superar tais limitações, variados trabalhos recorreram a utilização da lógica “fuzzy” para avaliar a qualidade da água (e.g., DAHIYA *et al.*, 2007; KUMAR *et al.*, 2009; JINTURKAR *et al.*, 2010; VADIATI *et al.*, 2016;), perigos e vulnerabilidade intrínseca de aquíferos à contaminação (e.g., AFSHAR *et al.*, 2007; NOBRE *et al.*, 2007; MOHAMMADI *et al.*, 2009; DUHALDE *et al.*, 2018; LISBOA *et al.*, 2020). Embora Ozyurt (2007); Kazakis *et al.*, (2018); Cimino *et al.*, (2021) tenha recorrido a lógica fuzzy para avaliar a vulnerabilidade em aquíferos costeiros, uma avaliação sistemática de riscos fuzzy de contaminação das águas subterrâneas em pequenas cidades localizadas em ambiente costeiro ainda é uma questão a ser considerada, pelo que é o objetivo deste trabalho.

Propõe-se, então, uma metodologia baseada em inferência fuzzy do tipo Mamdani (IFTM) (MAMDANI, 1974), que aferiu a qualidade da água e o perigo de fontes poluentes. Integrando o método GOD-Fuzzy (LISBOA *et al.*, 2013), se avaliou e gerenciou riscos fuzzy de contaminação em pequenas cidades localizadas em zonas costeiras, sendo que tais procedimentos precederam de caracterização da ZAIAM e realização de ensaios “in-loco” e laboratoriais.

2. PROPOSTA METODOLÓGICA

2.1. Caracterização da ZAIAM

A caracterização das ZAIAM é produto dos termos de um plano de manejo (PARÁ, 2012). Neste referido plano, a hidrografia e a hidrogeologia são sinteticamente descritas. A geologia da ZAIAM é de sedimentos arenosos e argilosos (IBGE, 2020). O perfil litológico revelou que a 1 m tem-se uma camada de areia, e até os 3,5 m areia-argilosa (LUIZ *et al.*, 2001) (Figura 1). A profundidade dos 20 poços investigados são de até 5 m, e níveis estáticos não chegam a 4 m. Neste cenário foram identificadas 70 fontes potenciais de contaminação do meio subterrâneo.

2.2. Ensaios realizados “in-loco” e em laboratório

As coletas de amostras de água foram efetuadas em vinte poços freáticos na ZAIAM caracterizados em dois tipos:

- Amazonas (A): “boca” aberta para retirada da água por balde, roldana e uma corda de sisal. Após a retirada de água, o poço é vedado por uma tampa (Figura 2A);
- Tubular (T): “boca” fechada, onde a retirada da água é por um conjunto motor-bomba (Figura 2B).

Figura 1 - Enquadramento da Ilha Algodão/Maiandeu e ZAIAM

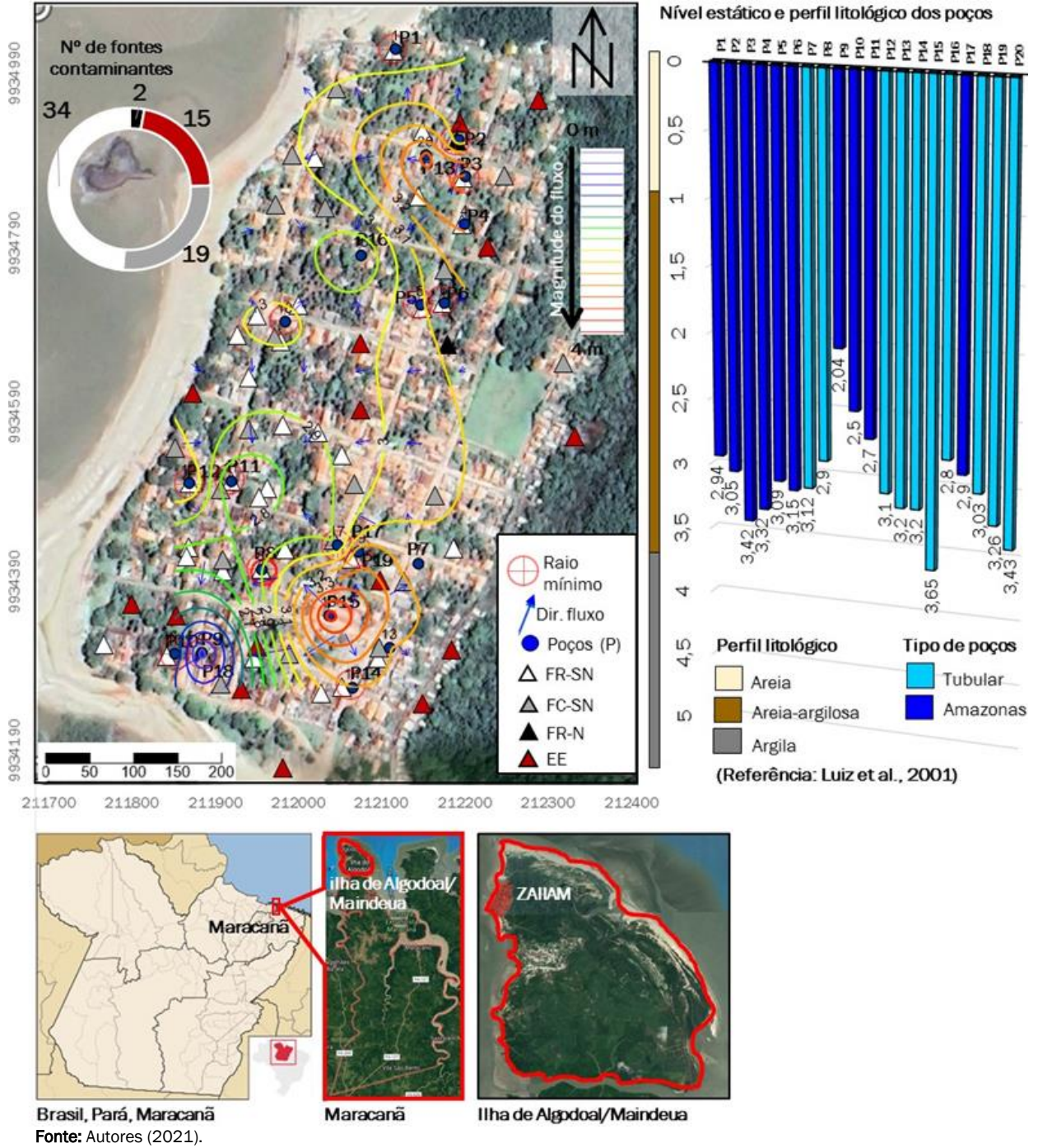
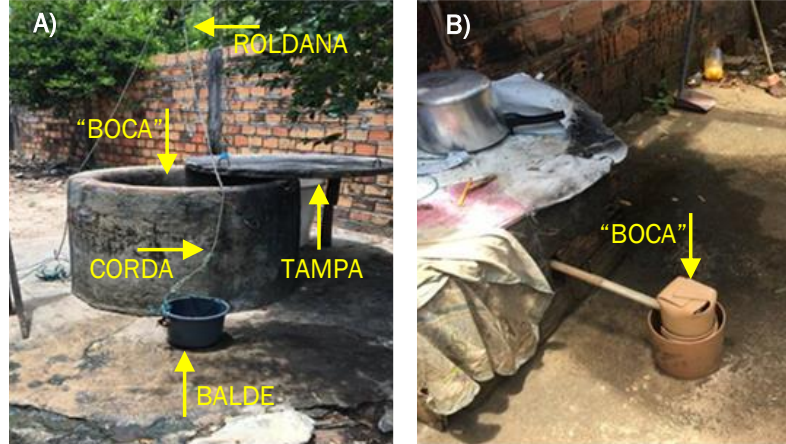


Figura 2 – Poços na ZAIAM: A) Amazonas; B) Tubular



Fonte: Autores (2021).

Em épocas de cheia e estiagem, ensaios “in-loco” foram conduzidos por sonda multiparamétrica AKSO®, modelo AK87, aferindo a condutividade elétrica (CE), pH e temperatura (°C), pelos seguintes procedimentos (Figura 3):

- A) Calibração, sendo utilizado o cloreto de potássio (KCl), obtendo-se para 0,01 molar de KCl um registro de CE igual a 1,473 mS/cm;
- B) Lavou-se o eletrodo com água deionizada (Lavagem 1);
- C) Mergulhou-se o eletrodo na amostra, assegurando que o nível da amostra ultrapassou o ponto mínimo de submersão;
- D) Efetuou-se movimentos para eliminar quaisquer bolhas de ar que tenham aderido ao sensor de condutividade elétrica;
- E) Moveu-se o eletrodo lentamente em círculos por 1 minuto até que a leitura digital se estabilizasse ou se mantivesse entre dois números;
- F) Repetiu-se o teste com uma amostra de replicação;
- G) Na memorização houve a gravação de 2 resultados na memória do equipamento;
- H) Lavou-se o eletrodo com água deionizada antes de testar a amostra seguinte (Lavagem 2).

As aferições “in-loco” foram realizadas em 2019, na época chuvosa (fevereiro/maio) e estiagem (junho/outubro). Para realizar os ensaios laboratoriais, as amostras foram coletadas entre fevereiro e julho. A coleta, armazenagem e transporte das amostras seguiram os protocolos da CETESB (2011). No laboratório de química da Universidade da Amazônia (LQ/UNAMA), pelo método Colliert®:

- A) Adicionou-se o reagente IDEXX® às amostras;
- B) Detectou-se a presença de CF, quando a água apresentou cor amarela;
- C) Utilizou-se o sistema de cartela Quanti-Tray®, contando do número mais provável (NMP) de CF por 100 ml/amostra, sendo que antes de serem utilizadas, todas as cartelas foram inseridas em um incubador por 24 horas à 35° C (Figura 3).

Os resultados devem se enquadrar à distribuição normal pelo teste de Kolmogorov-Smirnov (tk-S) (condição: $tk-s(\text{tabelado}) < tk-s(\text{calculado})$) (KOLMOGOROV, 1993; SMIRNOV, 1939), sendo precedido da verificação de “outliers” que, quando detectados, foram excluídos.

Figura 3 – Procedimentos para realização dos ensaios



Fonte: Autores (2021).

2.3. Índice prático de qualidade das águas subterrâneas (IPQAS)

O IPQAS proposto é desenvolvido por inferência fuzzy do tipo Mamdani (IFTM), se devendo cumprir três etapas: fuzzificação, inferência e defuzzificação. A fuzzificação converte um valor numérico em conjunto fuzzy, relacionando o universo do discurso (X) e funções de pertinência ("membership functions" - $\mu(x)$), na forma trapezoidal, triangular ou gaussiana. O conjunto fuzzy é formado por pares, X e $\mu(x)$, contida no intervalo (0,1), e que caracteriza o grau de pertinência de X (por atributo linguístico). Atributos linguísticos foram associados aos teores de CE, Cl, T, pH e CF.

2.3.1. Condutividade elétrica - CE

Considerando que as águas salinas indicam $CE > 4.800 \mu\text{S}/\text{cm}$,

alterações significativas em CE também podem indicar que alguma fonte contaminante tenha desaguado seu efluente no corpo hídrico sem correto manejo, enquanto nas águas naturais os valores de CE estão entre 10 e $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ e em ambientes poluídos podem chegar a $1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (BRASIL, 2011).

Embora Brasil (2011) não estabeleça limites para o teor admissível de CE em água destinada ao consumo humano, entre $75 \mu\text{S}/\text{cm}$ a $400 \mu\text{S}/\text{cm}$ é o recomendável pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Entre $400 \mu\text{S}/\text{cm}$ a $1.250 \mu\text{S}/\text{cm}$ é o teor de tolerância para consumo com restrições.

A fuzzificação de CE considera baixos teores os inferiores a $400 \mu\text{S}/\text{cm}$. O intervalo $400 < CE < 750 \mu\text{S}/\text{cm}$ e $750 < CE < 1.250 \mu\text{S}/\text{cm}$ são faixas de teores de CE nebulosos. Altos teores correspondem a $CE > 1.250 \mu\text{S}/\text{cm}$, não satisfazendo a condição de potabilidade da água subterrâneas (Figura 4A).

2.3.2. Temperatura – T

Batalha (1998) referiu que a temperatura influencia os processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água, como a solubilidade dos gases dissolvidos e sais minerais. Ainda assim, a alteração da temperatura pode ser causada por interação com efluentes de fontes antropogênicas.

Em aquíferos freáticos, a alta temperatura (>30°C) pode representar crescimento microbiológico, o que para o consumo humano não é recomendável. Nestes aquíferos, Corcovia e Celligoi (2012) referiu que a baixa amplitude térmica, não é influenciada por temperaturas atmosféricas. Nielsen e Nielsen (2006) aferiram que esta amplitude pode variar em menos 2°C.

Brasil (2008) não estabeleceu limites da temperatura das águas subterrâneas para o consumo humano. Assim, empiricamente, considerou-se que, para aquífero freático, baixas temperaturas variam entre 0° e 10°, condicionando a potabilidade. A variação entre 15° e 25° foi considerada ótima “O”. O intervalo 10°C<T<25°C e 25°C<T<30°C é nebuloso. As altas “A” temperaturas condicionam o uso das águas subterrâneas de aquíferos livres para o consumo humano (Figura 4B).

2.3.3. Potencial hidrogeniônico – pH

O pH ótimo “O” das águas para o consumo humano é estabelecido por Brasil (2011) entre 6,5 e 9,5. Teores abaixo de 6,5 podem ser atribuídos às concentrações de CO₂, oxidação da matéria orgânica e temperatura da água (MENEZES et al., 2013). Lewis et al., (1986) observaram que, o pH básico do solo sugere uma alteração natural da qualidade nas águas subterrâneas, principalmente na zona não saturada, indicando a presença de microrganismos causadores do vírus da hepatite. Assim, o pH entre 0 e 4 pode indicar a acidez das águas subterrâneas condicionando a sua potabilidade. O pH > 10,5 é de alta “A” concentração, condicionando a água para o consumo humano. As variações de 4<pH<6,5 e 9,5<pH<10,5 são faixas nebulosas (Figura 4C).

2.3.4. Cloro – Cl

A concentração dos íons de cloreto [Cl⁻] pode ser considerada um indicador da ocorrência de intrusão salina. Para quantificá-lo, se recorreu a medida indireta:

$$[Cl^-] = 0,33898x(CE) - 83,32$$

em que [Cl⁻] é a concentração de íons-cloreto em mg/L e CE é expresso em µS/cm. Esta equação foi obtida por Medeiros

(2008). Para os padrões de potabilidade, a OMS recomendou teores de cloro < 250 mg/L. A ingestão de água com concentrações superiores a este limite pode ser potencialmente cancerígena ao ser humano. Ainda assim, alta concentração confere sabor à água e efeitos laxativos em quem está acostumado a consumir água com baixas concentrações (BATALLHA e PARLATORE, 1993).

Portanto, para teores entre 0 e 250 mg/L a concentração é baixa “B”. Entre 300 mg/L e 400 mg/L a concentração é moderada “M”, condicionando a água para o consumo humano. As variações 250 mg/L<Cl<300 mg/L e 400 mg/L<Cl<450 mg/L são nebulosas. Teores de Cl > 450 mg/L tornam o uso das águas subterrâneas impróprio para o consumo humano (Figura 4D).

2.3.5. Coliformes fecais – CF

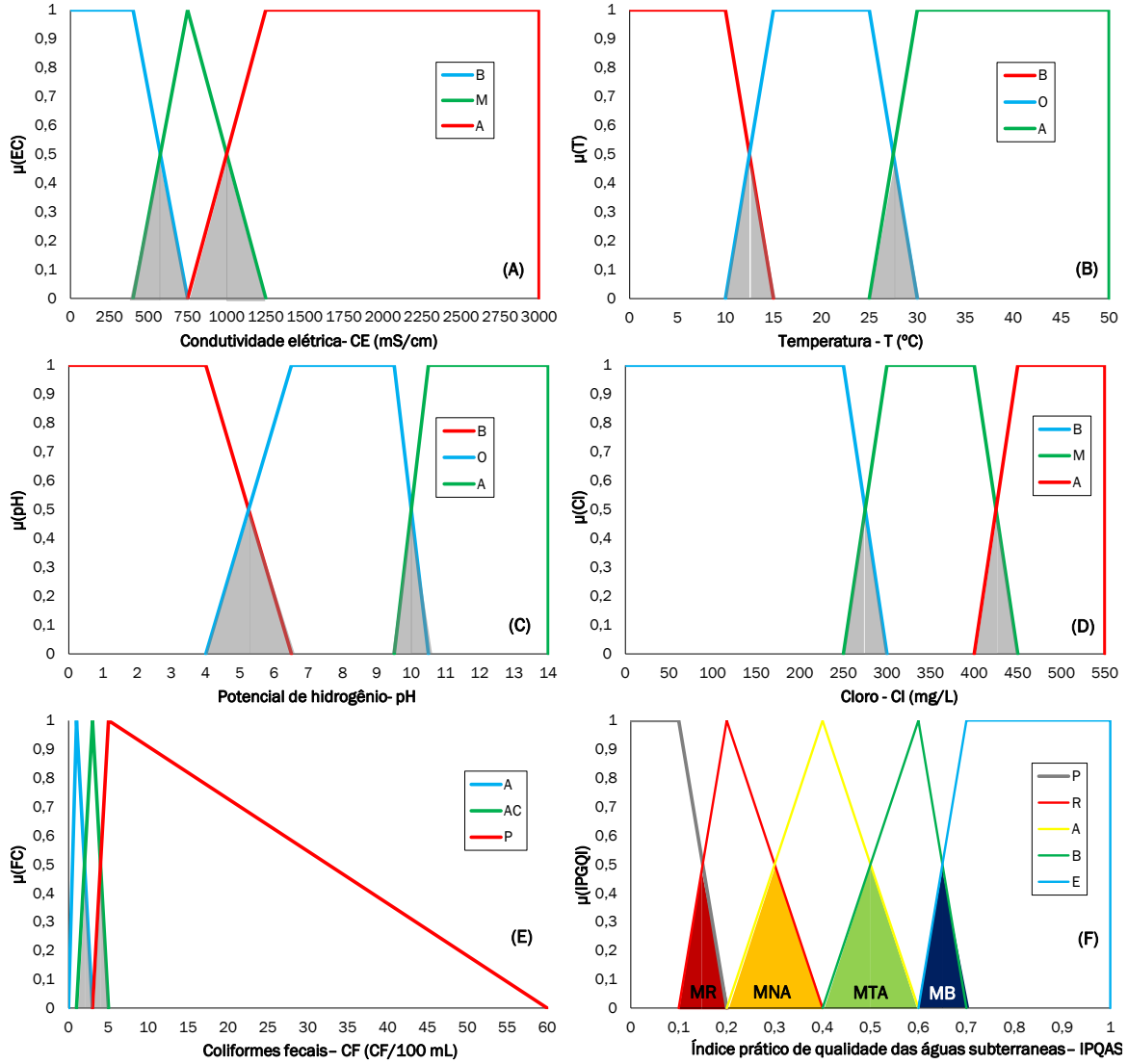
A utilização dos CF na avaliação da qualidade de águas naturais, principalmente em países de clima tropical, tem sido questionada e a tendência atual é de se referir ao grupo como coliformes termotolerantes (DHSS, 1982; OMS, 1995). Apesar disso, a *Escherichia Coli* (bactéria de origem fecal) é largamente utilizada como indicador de poluição de águas naturais.

A presença de CF em águas subterrâneas indica contaminação advinda de descarga de esgoto sanitário “in-situ” (SILVA et al, 2014). Embora a presença de CF não seja tolerável, se considera atributos linguísticos: aceitável “A”, aceitável com condições “AC” e proibitivo “P” (Figura 4E).

O consumo humano de água com teores < 1 CF/100 ml pode ser minimamente aceitável, se utilizado hipoclorito ou procedido à fervura ao ponto de ebulição. Assim, se considerou que entre 0 e 1 CF/100 ml, é teor de CF é aceitável “A”. Em intervalos entre 1 CF/100 ml < CF < 3 CF/100 ml e, 3 CF/100 ml e < CF < 5 CF/100 ml, a aceitação da água para o consumo humano é restritiva. Assim, além de se recorrer à fervura ou adição de hipoclorito, deve-se armazenar a água em filtros com carvão ativado. Para teores iguais ou superiores a 5 CF/100 ml, mesmo recorrendo aos referidos artifícios, o consumo humano das águas subterrâneas é proibitivo “P”.

O IPQAS classifica as águas subterrâneas como péssima “P”; ruim “R”; apropriada “A”; boa “B”; ou, excelente “E”. Tem-se intervalos nebulosos entre 1 < IPQAS < 0,2, quando se obtém classificação “muito ruim - MR”. Entre 0,2 < IPQAS < 0,4, e 0,4 < IPQAS < 0,6, a água é, respectivamente, “pouco apropriada - PAP” e “minimamente apropriada - MNA”. E, para 0,6 < IPQAS < 0,7 a qualidade é “muito boa - MB” (Figura 4F).

Figura 4 – Fuzzificação de parâmetros da qualidade da água.



Fonte: Autores (2021).

A IFTM é processada por regras SE-ENTÃO, que se constituem de variáveis linguísticas associadas aos teores de CE, T, pH, Cl e CF. Conforme proposição de Afshar *et al.*, (2007) e Lisboa (2019) se estimou 243 regras. Considerando a importância de CE, T, pH, Cl e CF, as regras priorizaram supervisões que enfatizam o impacto antrópico e da intrusão salina para classificar a qualidade das águas subterrâneas. Pelas operações de mínimo e máximo, a relação estabelecida por IFTM considera a associação entre subconjuntos fuzzy de CE, T, pH, Cl e CF, obtendo-se um valor fuzzy. Pelo método de defuzzificação centróide (LIU e LI, 2005), o valor fuzzy é transformado em um “crisp value” que representará o IPQAS.

2.4. Estimação da quantidade de água do aquífero

A quantidade de água em um aquífero se refere a reserva

total (S), soma das reservas permanente (S_P) e reguladora (S_R) (CELLIGOI, 2000). A reserva, S_P , corresponde ao volume de água subterrânea situada na zona saturada, abaixo da posição mínima da variação sazonal do aquífero, igual a:

$$S_P = Axbx\eta_e$$

onde “A” é área de ocorrência do aquífero (m^2), “b” é a espessura média saturada do aquífero (m) e “ η_e ” é a porosidade efetiva. A reserva, S_R , corresponde ao volume de água infiltrada, ou recarga anual do sistema de aquíferos, expressa por:

$$S_R = Ax\Delta hx\eta_e$$

O “ Δh ” é a variação média do nível de água subterrânea (m), estimado por Medeiros (2008) entre 44-49 m (adotou-se mé-

dia de 46,5 m). Pelos estudos hidrogeológicos na ilha de Algoa/Algoa, Medeiros (2008) considerou a área de ocorrência do aquífero de aproximadamente 23.780.000,00 m². Pela única perfilagem geofísica, se considerou “b” igual a 25 m (LUIZ *et al.*, 2001). O “ η_e ” foi obtido por relação indireta, função do tipo de solo. Considerando que a composição litológica é majoritária argilo-arenosa, o “ η_e ” foi estimado em média de 30% (FREEZE e CHERRY, 1979). Portanto, calcula-se o índice de quantidade de água disponível (IQAD):

$$IQAD = \left[\frac{(n^\circ \text{ de habitantes} \times 0,250 \times 365)}{(S_p + S_R)} \right] \times 100$$

em que 0,250 é volume de água consumido diariamente por habitante (m³/habitante); que multiplicado pelo número de habitantes e 365 dias, leva a demanda anual de água. Para IQAD < 5%, a quantidade de água é suficiente “SUF” para abastecer a população local. Entre 10% e 20% o IQAD é regular “REG”. Intervalos nebulosos estão entre 5% < IQAD < 10% e 20% < IQAD < 25%, pelo que, nesta condição intervalar, a água disponível é quase suficiente “QSUF” e quase insuficiente “QINS”, respectivamente. Quando IQAD > 25%, a quantidade de água é “INS” para suprir a demanda populacional (Figura 5A).

2.5. Consequência da Contaminação

A concepção de Wang *et al.*, (2012) foi adotada neste trabalho, cuja consequência da contaminação é obtida entre IQAD e IPQAS. Assim, uma matriz classifica os graus de consequência de contaminação (M-GCC) em alto “A”; Moderada “M”; Baixa “B”, e os graus nebulosos (muito baixo “MB” e alto “MA”).

Pela M-GCC se pode considerar que, por exemplo, quando o IQAD for “INS” para atender a demanda para o consumo humano, a consequência da contaminação é muito baixa “MB” em aquíferos de excelente qualidade das águas subterrâneas “E”. Se IPQAS for péssimo “P”, embora o IQAD seja “SUF”, a consequência é muito alta “MA”.

2.6. Potencial Poluidor e a Vulnerabilidade Intrínseca

O potencial poluidor pode ser associado a qualquer tipo de atividade antrópica (agente poluidor), que manuseia uma carga contaminante. O agente poluidor é uma fonte, pontual ou difusa, sendo origem de um evento contaminante. A carga contaminante de uma fonte (CCF) depende da sua sobrecarga hidráulica, concentração, mobilidade e persistência. Tais questões estão relacionadas a periculosidade de fontes contaminantes (WANG *et al.*, 2012; LISBOA, 2019). Além do cadastro das fontes não ser totalmente administrável e de fácil acesso, a aferição da CCF é complexa, pois é dependente de uma gama de propriedades físico-químico de contaminantes (MIMI *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2012).

Andreo *et al.*, (2006); Mimi e Assi (2009); Lisboa *et al.*, (2020) desenvolveram índices que ponderaram as principais propriedades físico-químicas de contaminantes, tornando heurístico o *modus operandi* da gestão e aferição da periculosidade. Entretanto, a forma mais simples para mensurar o perigo de uma fonte é pelo método *Pollutant Origin, Surcharge Hydraulically* (POSH) (FOSTER *et al.*, 2002).

Assim, a proposta deste trabalho se baseou no método POSH, onde a IFTM qualificou o perigo das fontes inseridas na ZAIAM. Portanto, inicialmente, fontes potenciais foram identificadas e cadastradas, as quais se referem as fossas residenciais (FR) e comerciais (FC), e, estábulos de equinos (EE). Em seguida, propõem-se a fuzzificação da densidade de poços por raio de influência de uma fonte (DPRI) (Figura 5B).

Para tanto se estabeleceu um raio de 15 m recomendado pela NBR 7.229 (ABNT, 1997). Assim, quanto maior a DPRI, maior será o potencial contaminante da fonte. Portanto, a partir da fonte, se o raio circunscrever nenhum ou apenas um poço, a DPRI é baixa “B”. Se este raio circunscrever três poços, a DPRI é moderada “M”. Se raio circunscrever um número de poços igual ou superior a cinco, o DPRI é alto “A”. Intervalos “fuzzy” são considerados pela Figura 5B.

Na ZAIAM, Pará (2012) indicou que o esgoto sanitário se destina a fossas “negras” residenciais (FR-N) e comerciais (FC-N), e sépticas (FR-S e FC-S), com e sem sumidouro, e sem sistema de destinação. O potencial de contaminação destas fontes pode ser atribuído pelo nível de geração da CCF.

Sarmah (2009) apontou que, como os dejetos dos equinos contém matéria orgânica e eventuais agentes patogênicos, é elevado o risco de contaminação do meio subterrâneo devido ao inadequado destino destes dejetos no solo. Westendor (2013) aferiu que um equino em torno de 500 kg defecará entre 4 à 13 vezes diariamente, produzindo 50 Kg de dejetos, resultando em 9,1 ton/ ano.

Resende (2005) considerou que para cada 1 ton de dejetos tem-se 5 kg de nitrogênio (N), de modo que um equino pode produzir cerca de 45 kg de N/ ano. Assim, caso não haja o correto manejo dos dejetos, a nitrificação pode aumentar as possibilidades de contaminação das águas subterrâneas por nitrito-nitrato (N-NO₃). Portanto, a CCF para EE é alta “A”, e maiores do que qualquer outra fonte na ZAIAM.

As FR-N e FC-N aumentam as possibilidades de contaminação por N-NO₃. Embora o NO₃⁻ seja pouco tóxico ao homem, esta substância pode ser reduzida no organismo a íons nitritos (NO₂⁻), provocando efeitos adversos à saúde humana (CORTECCI, 2002).

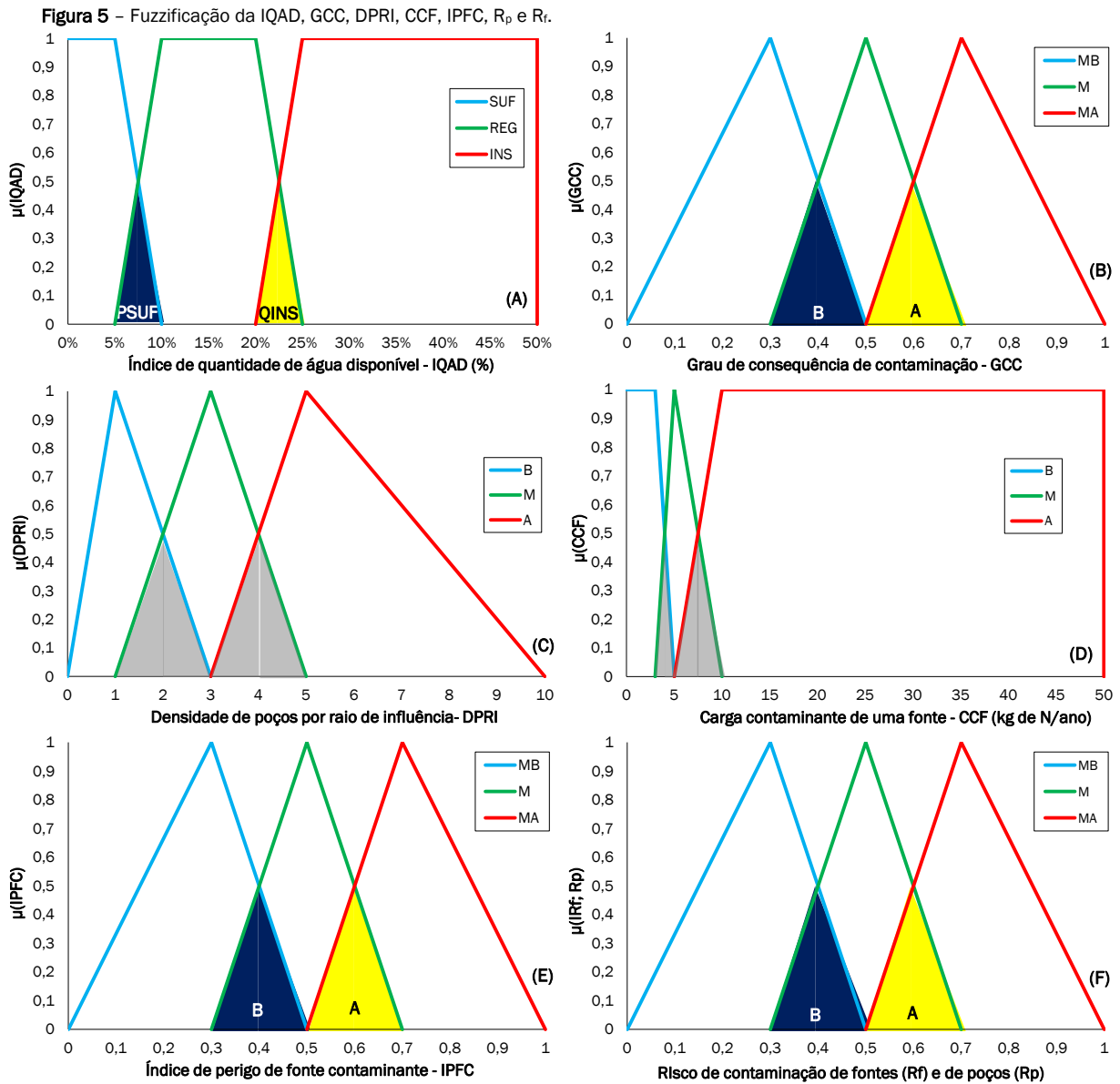
Embora Foster e Hirata (1993) tenham considerado que em média cada pessoa produz cerca de 3 kg de N-NO₃/ano, as FC-

N (e.g., hotéis, pousadas) são mais perigosas que as FR-N. Este perigo se refere a carga de esgoto afluente não tratado, classificado como moderado “M” ou se enquadra em um intervalo “fuzzy” (5 – 10 kg de N-NO₃). Caso haja FC-N ou FR-N, se considera uma CCF igual a 10 kg de N-NO₃ (Figura 5C).

As FC-S ou FR-S que satisfaçam alguns dos aspectos da NBR 7.229 (ABNT, 1997), cujo efluente líquido seja lançado ao escoamento superficial, tendo como disposição final o corpo de água (ou o próprio solo), são mais perigosas para contaminar as águas subterrâneas do que aquelas que direcionam cargas efluentes aos sumidouros, ou outra configuração referi-

da pela NBR 13.969 (ABNT, 1997). Estas fontes foram nomeadas como fossas sépticas normatizadas comerciais (FC-SN) ou residenciais (FR-SN), cujas CCF são enquadradas em um intervalo “fuzzy” (3 – 5 kg de N-NO₃) e baixa “B”, respectivamente.

Considerando FC-SN, por receberem uma maior carga de efluente, se o DPRI for igual 1, se considera um intervalo nebuloso (DPRI = 1,5). Assim, pela supervisão de 9 regras o IFTM afere o grau de perigo de uma fonte. A Figura 5D ilustra os graus nebulosos do IPFC moderadamente baixo “MB” e alto “MA”.



Para avaliar a vulnerabilidade intrínseca, adotou-se o método GOD-Fuzzy (LISBOA *et al.*, 2013). Este método foi escolhido por utilizar três parâmetros hidrogeológicos e por ser indicado para aquíferos sedimentares.

2.6. Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas

A usual concepção de risco de contaminação é estruturada pelos termos origem – caminho – alvo (WANG *et al.*, 2012). A “origem” se refere à identificação de agentes poluidores e aferição da CCF, relacionadas ao grau de perigo de fontes. O “caminho” se refere a vulnerabilidade de um aquífero ser naturalmente exposto à contaminação. Zwahlen (2004) propôs que, pela relação entre o perigo e vulnerabilidade se avalia um risco básico de contaminação. Neste trabalho convencionou-se que este seria o risco das fontes pontuais (R_f) contaminarem o meio subterrâneo (Figura 5E). O risco R_f é aferido pela matriz de risco MR-I.

O “alvo” é consequência da contaminação, obtida pela M-GCC. Pela relação entre R_f e GCC, obtém-se o “value-weighted risk (VWR) (WANG *et al.*, 2012). Neste trabalho convencionou-se que VWR é o risco de poços freáticos serem contaminados (R_p), cuja fuzziificação é igual a R_f (Figura 5E). O risco R_p é aferido pela matriz de risco MR-II.

Atribui-se graus do risco R_f como muito alto “MA”, moderado “M”; e, muito baixo “MB”, e classificações nebulosas: alta “A” e baixa “B”. Por esta classificação, definiu-se os protocolos de gestão do risco de fontes (PGR_f):

- i. Se classificadas no risco “MA” a “A”: máxima prioridade para fiscalizar a existência de dispositivos previstos por normativas técnicas, os quais não permitam que haja infiltração de esgotos não tratados para o meio subterrâneo. Se tais dispositivos existirem, a prioridade é máxima de manutenções periódicas. E, caso não existirem dispositivos, pondera-se desativar a fonte contaminante.

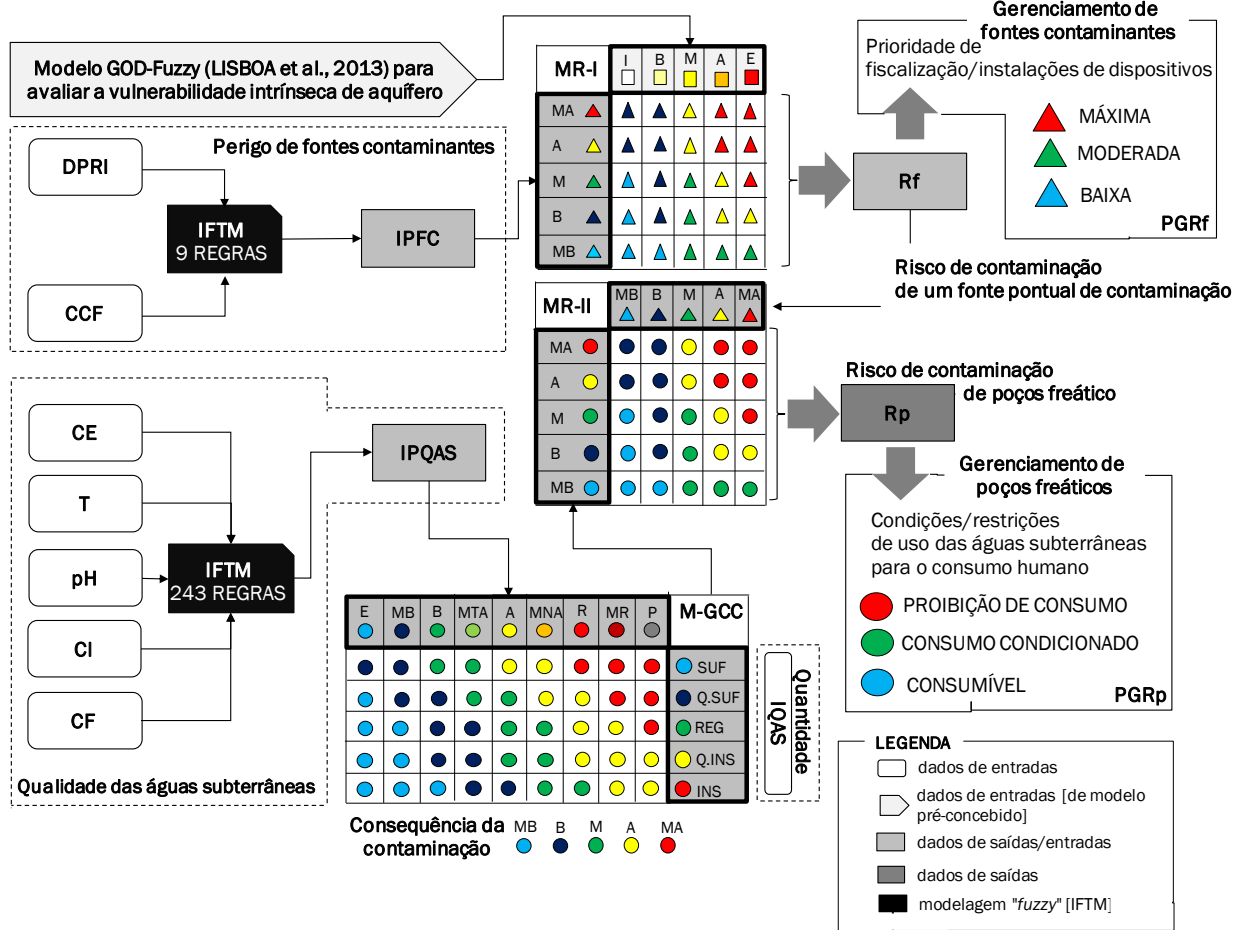
- ii. Se classificadas no risco “M”: fiscalização da existência e de manutenções periódicas de dispositivos previstos por normativas técnicas, os quais não permitam que haja infiltração de esgotos não tratados para o meio subterrâneo. E, caso não existirem dispositivos, pondera-se a sua instalação;
- iii. Se classificadas no risco “B” a “MB”: deve-se fiscalizar as manutenções periódicas dos dispositivos que não permitem a infiltração de esgotos não tratados no meio subterrâneo. E, em casos excepcionais, pondera-se a instalação de novos dispositivos.

Considerando os graus de risco R_p definiu-se protocolos de gestão do risco de contaminação de poços (PGR_p):

- i. Se classificados no risco “MA” a “A”: o consumo deve ser imediatamente proibido. E, constatado a contaminação, deve-se acionar medidas corretivas (remediação) e, em paralelo, ações preventivas indicadas no PGR_f no grau “MA” a “A” para a fonte contaminante que circunscreve o raio de influência sobre poços.
- ii. Se classificados no risco “M”: o consumo das águas subterrâneas deve ser condicionado apenas para uso não potável. Constatados indícios da contaminação das águas subterrâneas, deve-se acionar ações preventivas indicadas no PGR_f no grau “M” para a fonte contaminante que circunscreve o raio de influência sobre poços.
- iii. Se classificados no risco “B” a “MB”: as águas subterrâneas podem ser consumidas para fins potáveis e não potáveis, desde que seja previamente realizado uma bateria de análises físico-químicas e bacteriológicas constatando a sua boa qualidade conforme as normas vigentes.

A metodologia foi operacionalizada pelo suplemento Fuzzy Logic Toolbox do software MatLab® (versão R2020a, MathWorks, Inc., Natick, MA, USA). Deste modo, foi possível analisar e gerenciar os riscos de contaminação das fontes contaminantes e de poços freáticos (Figura 6).

Figura 6 – Metodologia para analisar riscos de contaminação



Fonte: Autores (2021)

3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1. Dos ensaios "in-loco" e de laboratório

Os teores de CE, pH e CF apresentaram variabilidades no período entre fevereiro e maio (máximo de 456 mm). Entre julho e outubro (máximo de 23 mm), os teores de CE, pH e CF apresentaram pouca variabilidade (Figura 7A, C e E). As aferições de temperatura indicaram aumento durante a estiagem, ao comparar com as temperaturas medidas durante o período de cheia (Figura 7G).

As Figuras 7B, D, F e H apresentaram dados padronizados de CE, pH, CF e T (enquadrados à distribuição normal de probabi-

lidade), onde se identificou resultados "outliers" (superiores a +2 e -2). Destaca-se os teores de CE para em julho com 4 "outliers", que representaram 15% das amostras.

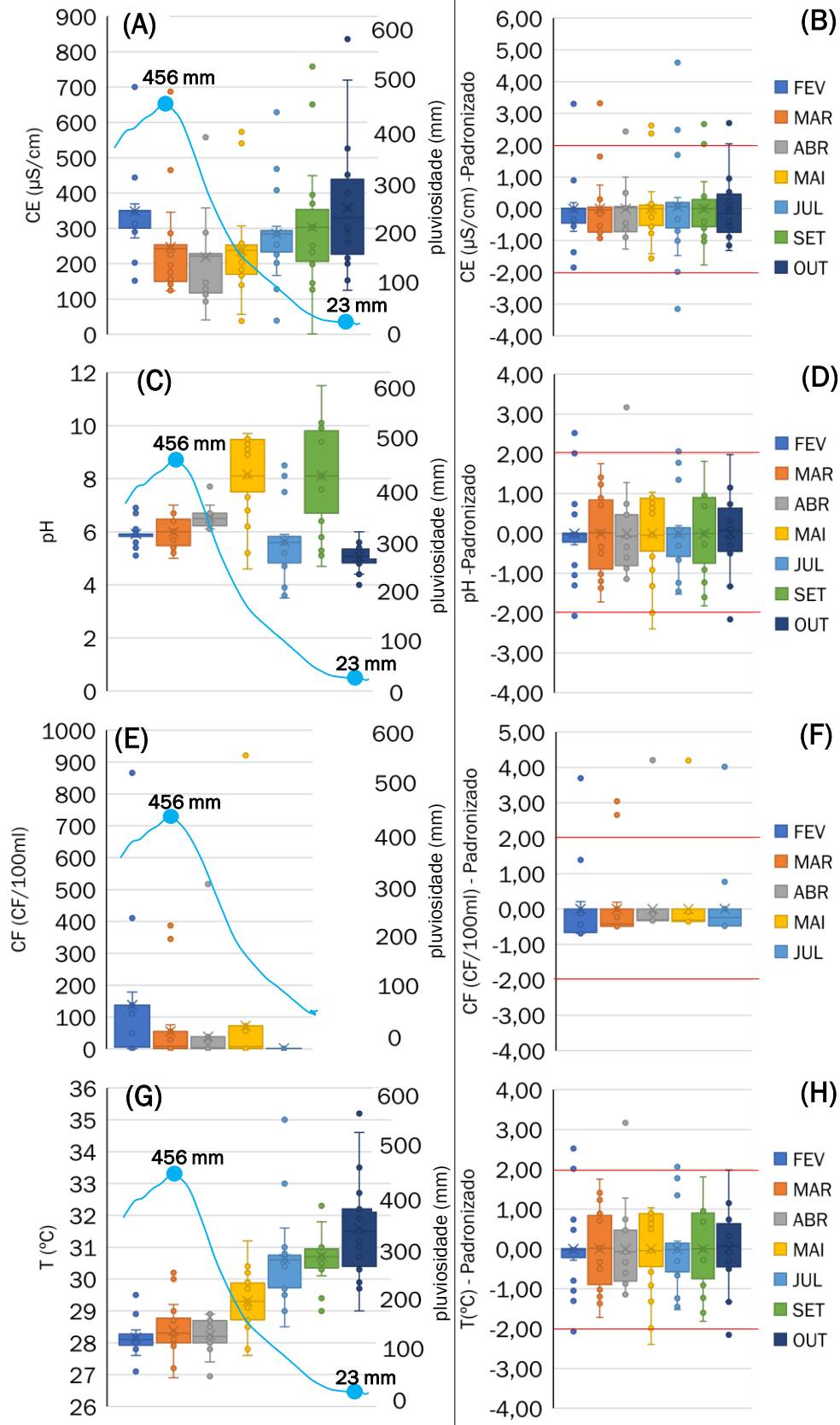
Embora "outliers" tenham sido detectados na maioria dos resultados, os que não ultrapassaram 5% do total de amostras mensais foram mantidos (1 "outlier"), e > 1 "outlier" foram excluídos (Figura 8). Após exclusão de "outliers", o teste t_{k-s} revelou que a maioria das amostras de CE, pH e T apresentaram distribuição normal. Teores de pH, CF e T nos meses de fevereiro e maio apresentaram $t_{k-s(\text{calculado})} > 0,37$ (Tabela 1).

Tabela 1 – Teste $t_{k-s(\text{calculado})}$

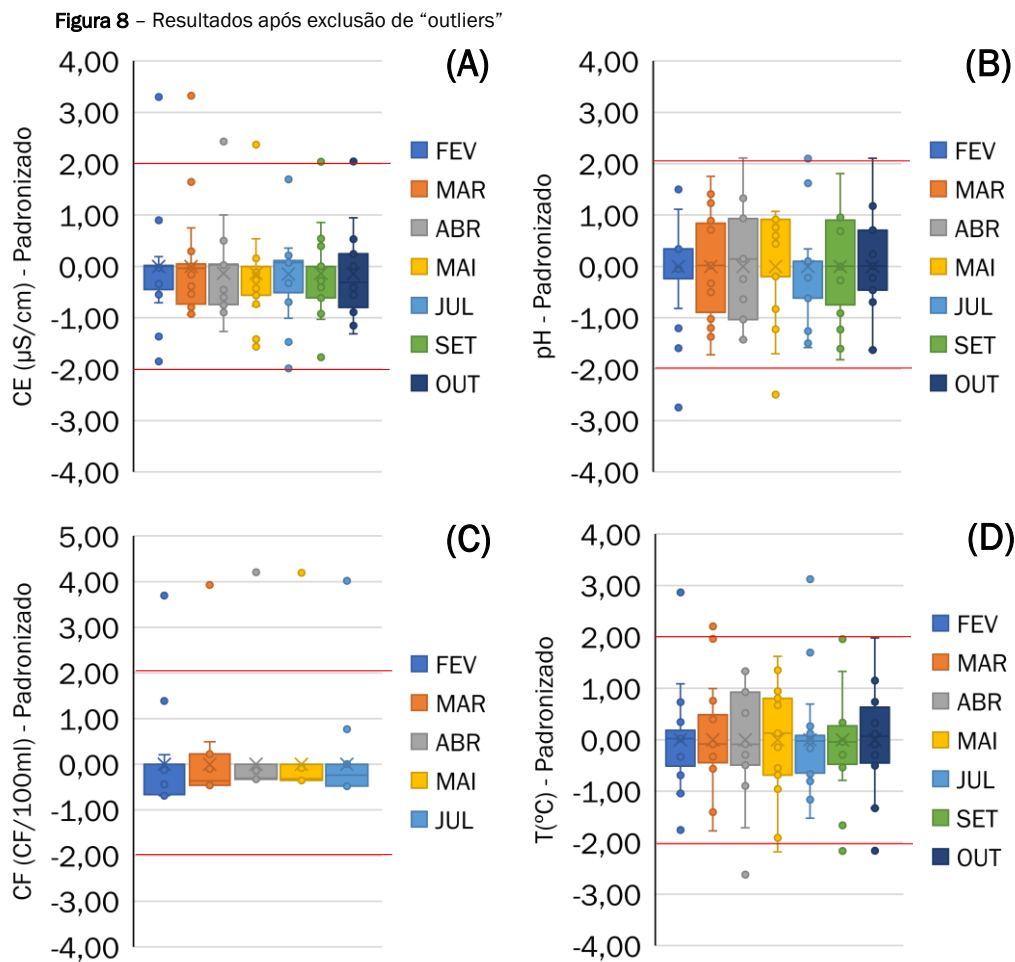
t_{k-s}	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL	SET	OUT
CE	0,29	0,28	0,22	0,21	0,29	0,20	0,14
pH	0,39	0,14	0,23	0,23	0,26	0,20	0,16
CF	0,44	0,30	0,37	0,41	0,32	-	-
T	0,49	0,18	0,16	0,44	0,26	0,22	0,15

Fonte: Autores (2021)

Figura 7 - Resultados das aferições de CE, pH, CF e T



Fonte: Autores (2021)



Fonte: Autores (2021).

O não enquadramento à distribuição normal pode estar associado aos poucos dados amostrais. Ainda assim, elevados coeficientes de variações (CV) acusaram que as amostras são heterogêneas, indicando variabilidade em torno da média. As falhas humanas durante a coleta, transporte até o manuseio de equipamentos laboratoriais podem produzir estes resultados discrepantes.

Considerando estas limitações e mantendo-se os dados aferidos nos ensaios, estimou-se os teores médios anuais, e as médias dos períodos de estiagem (julho - outubro) e cheia (fevereiro - maio) dos parâmetros para cada amostra, estando conformes as indicações dos graus linguísticos (Figura 9).

Entre as amostras, o maior teor médio anual e do período de cheia de CE foi P5, indicando 564,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 621,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Os teores de 152,47 e 126,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ foram associados ao poço P7 e se referem, respectivamente, a menor média anual e do período de estiagem. Pode-se destacar a variação do teor de CE no poço P14, em que a média anual e do período de estiagem apresentaram teores superiores a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo a média de 248,12 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no período de cheia.

No geral, a média anual e as médias dos períodos de estiagem e cheia se enquadraram em uma faixa de variação em que a água subterrânea é recomendada pela OMS ao consumo humano. Entretanto, alguns poços registraram uma média anual (P5 e P14), do período de estiagem (P5, P12 e P14) e do período de cheia (P5), com teores de CE superiores 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 9A, B e C).

A partir destes resultados, se constatou indícios da influência marinha e consequente salinização de alguns poços investigados. Estas constatações alinharam-se as conclusões de Medeiros (2008) na ZAIAM. Portanto, sugere-se que o aquífero freático possa ser sazonalmente afetado por intrusão salina.

No que se refere ao parâmetro pH, mais da metade dos poços apresentaram teores médios anuais e médias do período de estiagem que não se enquadraria em nenhuma das classes para finalidade de uso das águas salinas (BRASIL, 2005; 2011) (Figura 9D e E). Entretanto, no período de cheia, as médias dos teores de pH da maioria dos poços enquadraram-se em uma condição ótima (Figura 9F).

As águas dos poços P7, P8 e P14 apresentaram temperaturas altas. As variações de temperatura foram sazonais, cujas médias aferidas na estiagem enquadraram a maioria dos poços no grau alta “A”, exceto os poços P1 e P9 (intervalo “fuzzy”). As aferições realizadas no período de cheia, enquadraram a temperatura como ótima “O” (Figura 9G, H e I).

Embora temperaturas superiores a 30° possam indicar crescimento microbiológico, importa ressaltar que temperaturas aferidas nas águas dos poços investigados podem ter sido influenciadas pela temperatura ambiente (NIELSEN E NIELSEN, 2006), posto que os referidos poços captam água de um aquífero raso (ou freático).

A média anual do teor de CF indicaram a sua presença em quase todos os poços (exceto no P18). Os maiores teores foram identificados em P5 e P9, cujas razões podem estar relacionadas a duas condições: pelo poço estar na rota de fluxo hidráulico do aquífero, de modo que pode sugerir o percurso preferencial de um contaminante advindo de uma fonte; e, pelo poço estar inserido em um raio de 15 m de abrangência, traçado a partir da fonte. Como esperado, na estiagem foram baixos os teores médios de CF, e sete poços não indicaram a sua presença (Figura 9J, K e L). Os teores de Cl nas

maiorias dos poços revelaram que as médias anuais e as médias do período de cheia e estiagem foram enquadrados no baixo grau (Figura 9M, N e O).

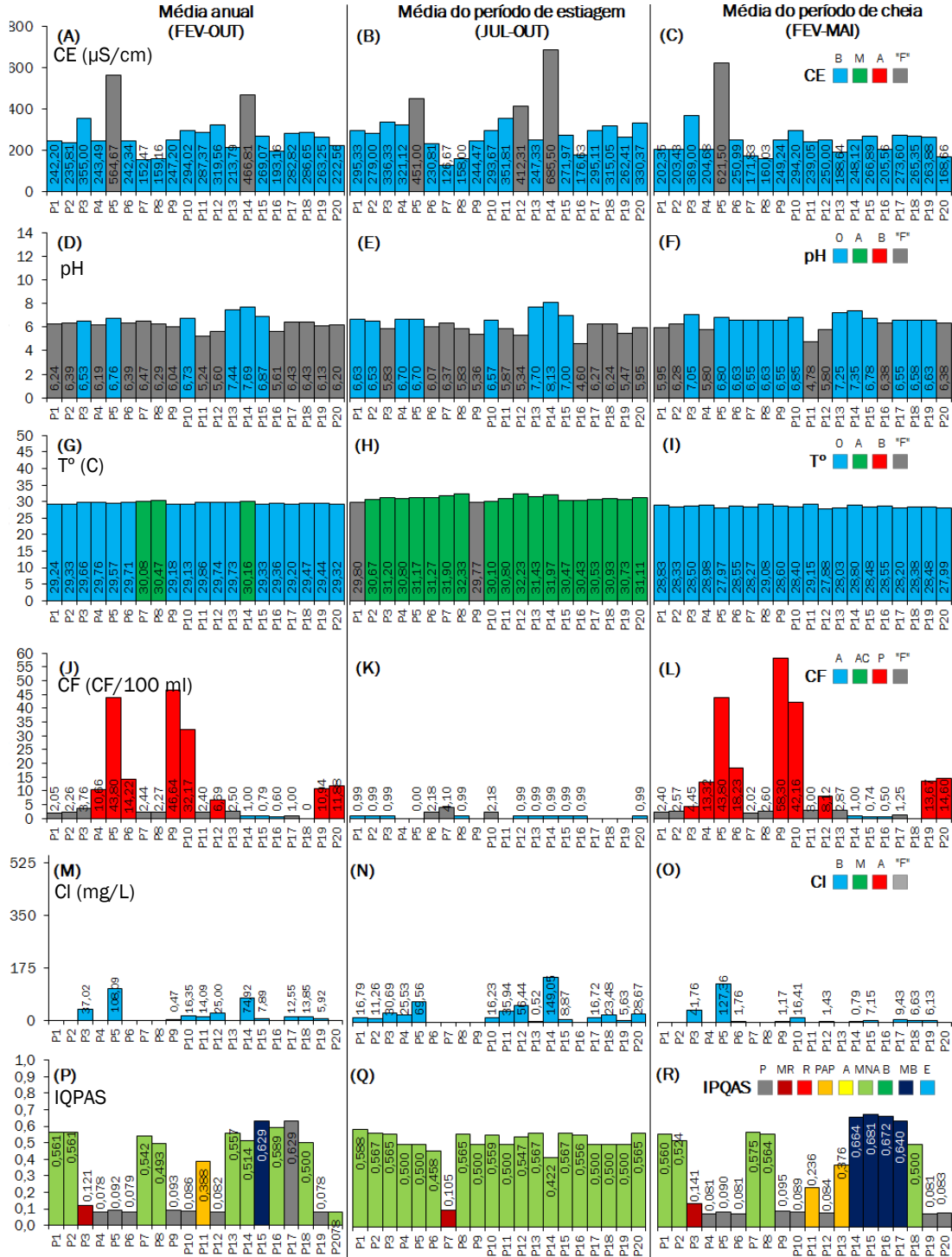
3.2. Qualidade das águas subterrâneas

A classificação da qualidade das águas subterrâneas foi determinada por IFTM de 243 regras, operacionalizada pela introdução dos teores médios anuais, das médias do período de cheia e estiagem de CE, pH, T°, CF e Cl.

Entretanto, 71 regras não proporcionaram qualquer alteração no valor final de IPQAS, sendo indiferentes para classificar a qualidade das águas subterrâneas. Assim, o IPQAS foi supervisionado por 2 regras que classificam a água como “E”, 15 regras como “B”, 24 regras como “AP”, 84 regras como “R” e 47 regras como “P”.

Pelos teores médios anuais, a qualidade da água de 9 poços foi minimamente aceitável “MNA” para o consumo humano. Por outro lado, a água de P15 foi qualificada como muito boa “MB”, e de P3 muito ruim “MR”. A qualidade da água de 8 poços foi péssima “P” (Figura 9P).

Figura 9 – Média anual, período de cheia, estiagem e IPQAS



Fonte: Autores (2021).

No período de cheia (Figura 9R), P7, P14, P15, P16 e P17 apresentaram incremento da qualidade das águas subterrâneas, comparado a média anual. Tais resultados podem ser explicados pelo fato de que na cheia, o teor de Cl diluiu-se e a temperatura diminuiu. E, na estiagem, CE e CF diminuiram, refletindo em aumento da qualidade da água em P3, P4, P5,

P6, P9, P10, P11, P12, P17 e P19 (Figura 9Q).

3.3. Perigo, risco e gestão das fontes contaminantes

O total de 49 das fontes, cerca de 70% foram classificadas pela IPFC no grau de muito baixo "MB" perigo para contaminar

o meio subterrâneo. Os estâbulos de equinos foram classificados como de alta “A” periculosidade. O IPFC classificou como moderado “M” 15 fontes (cerca de 21% das fontes). E, apenas 4 fontes foram classificadas em um grau de perigo baixo “B” (Figura 10A).

Embora o grau de perigo “MB” ou “B” ou até o “M” possa representar uma percepção de não ameaça ao meio subterrâneo, quando associado à alta “A” vulnerabilidade intrínseca à contaminação do aquífero da ZAIAM; o risco da fonte, R_f , é classificado como moderado “M” à muito alto “MA”.

Assim, embora as 49 fontes tenham sido classificadas como de muito baixa periculosidade, representaram um risco moderado de contaminação do meio subterrâneo, requerendo igual grau de prioridade para a fiscalização e/ou deliberações para instalar dispositivos que evitem vazamentos. A alta vulnerabilidade intrínseca conduziram as fontes de perigo “B”, “M” e “A” ao risco, R_f , alto “A” a muito alto “MA”. Estas fontes requerem alta “A” prioridade de intervenção, conforme o PGR_f (Figura 10C).

3.4. Consequência, risco e gestão de poços

A consequência da contaminação avaliada pela matriz M-GCC relacionou IPQAS, considerando os valores médios anuais, dos períodos de estiagem e cheia; e, o IQAD. A aferição do IQAD foi

condicionada apenas pelos períodos de estiagem e cheia. Para se estimar o IQAD no período de estiagem, se considerou uma demanda sazonal de turistas, que chega até mais do que a dobrar o número de habitantes da ZAIAM.

Deste modo, considerando que a área de ocorrência do aquífero seja igualmente correspondente a área da ilha de Algodal/Maiandeuá, se estimou os valores de S_P e S_R de 178.350.000,00 m³ e 331.731.000,00 m³, respectivamente. A reserva de água disponível para o consumo na ilha de Algodal/Maiandeuá foi estimada em aproximadamente 510.081.000,00 m³.

A demanda anual foi estimada em cerca de 2.930.585,0 m³. Para tanto, se considerou que a população do município de Maracanã e da própria ilha se abastecem do mesmo aquífero, respectivamente, estimadas em 29.516 e 2.600 habitantes (IBGE, 2020).

Portanto, no período de cheia o IQAD foi próximo de 0,574%, sendo suficiente “SUF” à demanda das águas subterrâneas. Embora seja considerado uma duplicação do número de habitantes no período de estiagem, o IQAD de 0,621% indicou uma demanda suficiente “SUF”. Assim, pelos resultados de IPQAS e IQAD, a Tabela 2 apresenta os GCC dos poços investigados e localizados na ZAIAM.

Tabela 2 – Graus de consequência da contaminação (GCC)

POÇOS	GCC (anual)	GCC (estiagem)	GCC (cheia)
P1	M	M	M
P2	M	M	M
P3	MA	M	MA
P4	MA	M	MA
P5	MA	M	MA
P6	MA	M	MA
P7	M	MA	M
P8	M	M	M
P9	MA	M	MA
P10	MA	M	MA
P11	A	M	A
P12	MA	M	MA
P13	M	M	A
P14	M	M	B
P15	B	M	B
P16	M	M	B
P17	B	M	B
P18	M	M	M
P19	MA	M	MA
P20	MA	M	MA

Fonte: Autores (2021)

Ao considerar a média anual e a média do período de cheia da qualidade das águas, pela M-GCC, P3, P4, P5, P6, P9, P10, P12, P19 e P20 apresentaram um impacto muito alto da contaminação das águas subterrâneas. Pela MR-II os riscos de contaminação das águas subterrâneas dos respectivos poços foram altos “A” a muito altos “MA” (Figuras 10D, 10F). Para estes poços, pelo PGR_p, o consumo das águas subterrâneas deve ser proibido.

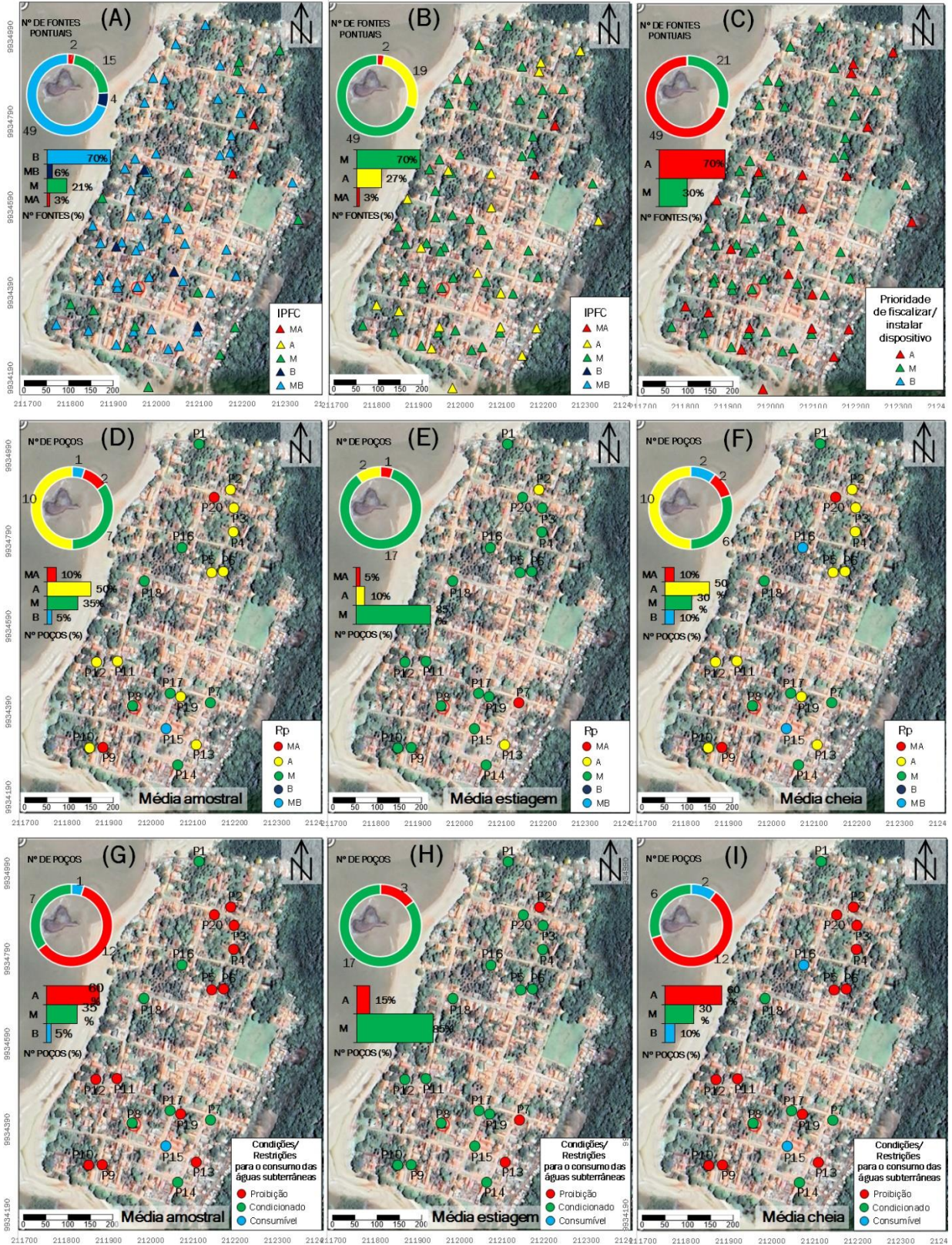
Considerando a média anual da qualidade das águas subterrâneas, o risco de contaminação em 37% dos poços é moderado. E, apenas um poço foi enquadrado no risco baixo “B” (Figura 10D). Pelos PGR_p, o uso da água de 7 poços ficou condicionada para fins não potáveis. Enquanto no poço P15, as águas podem ser consumidas para fins potáveis e não potáveis (Figura 10G).

Ao considerar a qualidade das águas subterrâneas pelos valo-

res médios no período de cheia, mais de 40% dos poços são de baixo “B” a moderado “M” risco de contaminação (Figura 10F). E, apenas P15 e P16, no âmbito dos PGR_p, a água é consumível para fins potáveis, enquanto em 12 poços o consumo das águas subterrâneas deve ser proibido (Figura 10I).

Quando a qualidade das águas subterrâneas foi aferida pelos valores médios na estiagem, P2 e P13 apresentaram alto “A” risco e apenas P7 apresentou risco muito alto “MA” de contaminação. Na maioria dos poços, o risco de contaminação foi moderado “M” (Figura 10E). Assim, se considerado o período de estiagem, os PGR_p condicionaram o uso da água para fins não potáveis para 17 poços, enquanto para P2, P7 e P13 o consumo deve ser proibido (Figura 10H). As aferições, estatísticas e cálculos dos testes tk-s de CE, pH, CF e T°, regras fuzzy, IPQAS, IPFC, GCC e riscos estão disponibilizados como suplemento.

Figura 10 - Perigo, riscos e gestão dos riscos de contaminação



Fonte: Autores (2021)

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo deste trabalho foi desenvolver uma metodologia fuzzy para avaliar riscos de contaminação de fontes e poços, sendo aplicada em uma ZAIAM. Além de avaliar riscos, protocolos de gestão indicaram que mais da metade das fontes requerem alta prioridade de intervenção.

Considerando a média anual e do período de cheia da qualidade da água, riscos altos e muito altos de contaminação sugeriram que mais da metade dos poços investigados na ZAIAM devem ter o consumo humano proibido. No período de estiagem, o risco moderado indicou que na maioria dos poços o consumo da água deva ser para fins não potáveis.

Problemas com manuseio de equipamentos geraram dados discrepantes de alguns parâmetros de qualidade, realizando-se testes estatísticos. Embora a metodologia supere escassez de dados, monitorar e ampliar campanhas experimentais de outros parâmetros de qualidade não devem ser preteridos.

A metodologia pode ser utilizada para qualquer aquífero, desde que se considere outros métodos de avaliação da vulnerabilidade intrínseca. Pode-se ainda considerar a inclusão de outros parâmetros para avaliar a qualidade da água, de outras fontes e critérios para avaliar o perigo de contaminação do meio subterrâneo.

Finalmente, a metodologia é uma ferramenta para avaliar riscos, principalmente quando dados sobre o perigo de contaminação e de parâmetros sobre a qualidade da água são escassos, vagos e subjetivos. Além disso, pode ser auxiliadora no plano de manejo e servir como instrumento decisório para promoção da sustentabilidade hídrica em cidades pequenas situado em zonas costeiras como a APA/ilha de Algodal/Maiandeuá.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997, p. 15 (Versão corrigida).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997, p. 60.

ANDREO, B; GOLDSCHIDER, N; VADILLO, I; VIAS, J.M; NEUKUM, C; SINREICH, M; JIMÉNEZ, P; BRECHENMACHERC, J; CARRASCO, F; HÖTZL, H; PERLESA, M. J; ZWAHLENB, F. Karst groundwater protection: First application of a Pan-European approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Líbar (Southern Spain). *Science of the Total Environment*, v. 357, pp. 54-73, 2006.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.019>

AFSHAR, A.; MARINO, M. A.; EBTEHAJ, M.; MOOSAVI, J. (2007). Rule-based fuzzy system for assessing groundwater vulnerability. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, v. 133, n. 5, 2007. p. 532-540. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:5\(532\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:5(532))

BATALHA, B.; PARLATORE, A. C. *Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais*. São Paulo: CETESB, 1993.

BATALHA, B. L. *Controle da qualidade de água para o consumo humano: bases conceituais e operacionais*. São Paulo: CETESB, 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução n° 357, de 17 de março de 2005*. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, DF, Presidência da República [2005]

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução n° 396, de 3 de abril de 2008*. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, DF, Presidência da República [2008].

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: *Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto n° 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto n° 5.746, de 5 de abril de 2006*. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto n° 5.758, de 13 de abril de 2006. Brasília: MMA, 2011. 76p.

CELLIGOI, A. *Hidrogeologia da Formação Caiuá no Estado do Paraná*. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) – IG/USP, São Paulo, 2000.

CARDOSO, R. N. C., GONÇALVES, E. D., DEUS, J. C. S. DE, & TEIXEIRA, L. C. G. M. Análise da vulnerabilidade e do risco a contaminação de aquíferos semiconfinados na Ilha de Cotijuba/PA. *Águas Subterrâneas*, v. 32, n. 2, 2018. <https://doi.org/10.14295/ras.v32i2.29153>

CIMINO, A.; CIMINO, A.; OIENI, A. (2021). Fuzzy Logic Implementation of Vulnerability Assessment in a Coastal Aquifer of Northern Sicily. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 9, 177-188, 2021. <https://doi.org/10.4236/gep.2021.98012>

- CORCÓVIA, J. A.; CELLIGOI, A. Avaliação preliminar da qualidade da água subterrânea no município de Ibiporã-PR. *Revista de Estudos Ambientais (REA)*, v. 14, n. 2, p. 39-48, 2012.
- CORTECCI, G. *Geologia e saúde* – Tradução de Wilson Scarpelli, São Paulo. 2002. 30 p.
- DAHIYA, S., SINGH, B., GAUR, S., GARG, V.K., KUSHWAHA, H.S., Analysis of groundwater quality using fuzzy synthetic evaluation. *J. Hazard. Mater*, v. 147, n. 3, 938e946, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.119>
- DHSS (Department of Health and Social Security). *The bacteriological examination of drinking water supplies: methods for the examination of waters and associated materials*. London: DHSS/HMSO, 1982. p.122 (Report on Public Health and Medical Subjects, 71).
- DUHALDE, D.J.; ARUMÍ, J.L.; OYARZÚN, R.A; RIVERA, D.A.. Fuzzy-based assessment of groundwater intrinsic vulnerability of a volcanic aquifer in the Chilean Andean Valley. *Environ Monit Assess*, v. 190, n. 390, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6758-4>
- FOSTER, S.; HIRATA, R.C.A.; GOMES, D. D'ELIA, M.; PARIS, M. *Groundwater quality protection: a guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies*. Washington, 2002. <https://doi.org/10.1596/0-8213-4951-1>
- FREEZE, R.A; CHERRY, J.A. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, v. 7632, 604, 1979.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.C.A.; GOMES, D. D'ELIA, M.; PARIS, M. *Groundwater Quality Protection: a guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies*. Washington, 2002. <https://doi.org/10.1596/0-8213-4951-1>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e estados*. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html>. Acesso em: 30 abr. 2021.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Geologia por estado*. 2020. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/mapas/unidades_da_federacao/pa_geologia.pdf. Acesso em: 24 nov. 2020.
- JINTURKAR, A., DESHMUKH, S., AGARKAR, S., CHAVHAN, G., Determination of water quality index by fuzzy logic approach: a case of ground water in an Indian town. *Water Sci. Technol.* V. 61, n. 8, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.095>
- KAZAKIS, N; SPILIOTIS, M; VOUDOURIS, K; PLIAKAS, F. K; PADOPOULOS B. A fuzzy multicriteria categorization of the GALDIT method to assess seawater intrusion vulnerability of coastal aquifers. *Sci Total Environ.* v. 15, n. 621, p. 524-534, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.235>
- KOLMOGOROV, A. N. *Sulla determinazione empirica di una legge di distribuzione*. G dell'Instituto Ital degli Attuari 83-91, 1933.
- KUMAR, N.V., MATHEW, S., SWAMINATHAN, G. Fuzzy information processing for assessment of groundwater quality. *Int. J. Soft Comput.* v. 4, n. 1, 1e9, 2009.
- LEWIS, W. J; FOSTER, S.; DRASAR, B. S. *O risco de poluição do Lençol freático por sistemas de disposição local de esgotos*. Brasília, Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 1986. 94p.
- LISBOA, E.G; BARP, A.R.B; MENDES, R.L. Proposição fuzzy-geoestatística para o mapeamento da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.18, pp.111-123, 2013. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n1.p111-123>
- LISBOA, E.G. Contribuições ao processo de análise de riscos de contaminação das águas subterrâneas: proposta fuzzy-probabilística. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2019. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10216/120610>. Acessada em: 18 set. 2019.
- LISBOA, E.G.; MENDES, R.L.R.; FIGUEIREDO, M.M.P.; BELLO, L.A.L *Fuzzy-Probabilistic Model for a Risk Assessment of Groundwater Contamination: application to an urban zone in the city of Belém, Pará, Brazil*. *Water*, 12, 1437, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12051437>
- LIU, Z.; LI, H.-X. A probabilistic fuzzy logic system for modeling and control. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems*, v. 13, p. 848-859, 2005. <https://doi.org/10.1109/TFUZZ.2005.859326>
- LUIZ, J.G.; NISHIMURA, E.M.; SOUSA, C.S.; HEIMER, M. Medidas Elétricas na Ilha de Algodual, Estado do Pará. In: 7th INTERNATIONAL CONGRESS OF THE BRAZILIAN GEOPHYSICAL SOCIETY, 7., 2001. *Anais [...]*. Salvador, 2001. Disponível em CD. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Geofísica.
- PARÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. *Plano de manejo da área de proteção ambiental de algodoal-maiandeuá*. Belém: SEMA, 2012. Disponível em: <http://ideflorbio.pa.gov.br/wp-content/uploads/2014/10/Plano-de-Manejo-APA-Algodual->

[Maiandeu-2 %C3%BAltimo_adriana_final_29.08.2012.pdf](#). Acesso em: 14 maio 2020.

MAMDANI, E.H. Application of fuzzy algorithms for control of simple dynamic plant. *Proceedings of the Institution of Electrical Engineers*, v. 121, n. 12, p. 1585, 1974. <https://doi.org/10.1049/piee.1974.0328>

MEDEIROS A. R. C. *Metodologias geofísicas e hidrogeoquímicas aplicadas à prospecção de água subterrânea em ambiente de intrusão salina na Vila de Algodão - PA*. Trabalho de Conclusão de Curso, Belém: Faculdade de Geofísica do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará, 2008. <https://doi.org/10.1190/sbgf2009-186>

MENEZES, J., BERTOSSI, A., SANTOS, A., NEVES, M. Qualidade da Água Subterrânea para Consumo Humano e Uso Agrícola no Sul no Estado do Espírito Santo. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 17, n. 17, p. 3318-3326, 2014. <https://doi.org/10.5902/2236117010630>

MIMI, Z.A; ASSI, A.I. Intrinsic vulnerability, hazard and risk mapping for karst aquifers: a case study. *Journal of Hydrology*, 364, p. 298 – 310, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.008>

MOHAMMADI, K.; NIKNAM, R; MAJD, V.J. Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: a case study in Tehran-Karaj aquifer. *Iran. Environ Geol* n. 58, p. 437-446, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1514-7>

NIELSEN, D.M; E NIELSON, G.L Groundwater Sampling, In: NIELSON, D.M (editor). *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Groundwater Monitoring*, p. 952 – 1112, Taylor & Francis Group, Boca Roton, 2006. 1318 p. <https://doi.org/10.1201/9781420032246.ch15>

NOBRE, R.C.M.; ROTUNNO FILHO, O.C.; MANSUR, W.J.; NOBRE, M.M.M.; COSENZA, C.A.N. Groundwater vulnerability and risk mapping using gis, modeling and a fuzzy logic tool. *J. Contam. Hydrol.* v. 94, p. 277-292, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.07.008>

OMS (Organización Mundial De La Salud). *Guías para la calidad del agua potable (en español)*. Ginebra: OMS, 1995. 195p.

OZYURT, G. *Vulnerability of coastal areas to sea level rise: A case study on Goksu Delta*. Master's Thesis. Department of

Civil Engineering. Middle East Technical University, Ankara, Turkey, 2007.

PRATES, A.P; GONÇALVES, M.A; ROSA, M.R. *Panorama da Conservação dos Ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil*. 2. ed. Brasília: MMA, 2012. 152 p.

RESENDE, U. E. de. *Controle de resíduos equinos em OM Hipomóveis*. 145 f. Monografia (Especialização) - Curso de Pós-Graduação em Equitação, Escola de Equitação do Exército, Rio de Janeiro, 2005.

SARMAH, A. K. Potential risk and environmental benefits of waste derived from animal agriculture. In: ASHWORTH, G. S.; AZEVEDO, P. (org.) *Agricultural wastes-Agriculture Issues and Policies Series*. Nova Science Publishers, p.01-17, 2009.

SILVA, D.D, MIGLIORINI, R.B, SILVA, E.C, LIMA, Z.M, MOURA, I.B. Falta de saneamento básico e as águas subterrâneas em aquífero freático: região do Bairro Pedra Noventa, Cuiabá (MT). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 19, n. 1, p. 43-52, 2014.

SMIRNOV, N. V. *Estimate of deviation between empirical distribution functions in two independent samples*. (Russian) Bull Moscow Univ 2:3-16, 1939.

VADIATI, M; ASGHARI-MOGHADDAM, A; NAKHAEI, M; ADAMOWSKI, J; AKBARZADEH, A.H. A fuzzy-logic based decision-making approach for identification of groundwater quality based on groundwater quality indices. *Journal of Environmental Management*, v. 184, Part 2, p. 255-270, 2016.

WANG, J; HE, J; CHEN, H. Assessment of groundwater contamination risk using hazard quantification, a modified DRASTIC model and groundwater value, Beijing Plain, China. *Science of The Total Environment*. v. 432, p.216 – 226, 2012.

WESTENDORF, M. *Horses and manure: rutgers cooperative extension*. New Jersey Agricultural Experiment Station Rutgers University. Cooperative Extension Fact Sheet FS036, 2013. Disponível em: <https://njaes.rutgers.edu/fs036/>. Acesso em: 14 ago. 2019.

ZWAHLEN, F. *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers, final report (COST action 620)*. European Commission, Directorate XII Science, Research and Development, Report EUR 20912, Brussels, 2004. 297 p.