



Degradação ambiental e potencial citogenotóxico em reservatório rural do semiárido cearense

Environmental degradation and cytogenotoxic potential in a rural reservoir of the Ceará semiarid region

B. S. Alves¹; C. C. dos Santos²; I. P. P. de Menezes^{1*}

¹Departamento de Biologia/Laboratório Integrado de Biologia e Química, Instituto Federal do Ceará, 63560-000, Acopiara-CE, Brasil

²Departamento de Química, Instituto Federal do Ceará 63610-000, Mombaça-CE, Brasil

*ivandilson.menezes@ifce.edu.br

(Recebido em 18 de novembro de 2025; aceito em 06 de maio de 2026)

Em regiões semiáridas, pequenos reservatórios rurais constituem fontes essenciais de abastecimento hídrico para comunidades locais, porém o uso múltiplo e a ausência de saneamento favorecem processos de degradação ambiental e contaminação da água. Este estudo avaliou o potencial citogenotóxico da água do Açude Sítio Chapada, localizado na zona rural de Acopiara (CE), empregando *Allium cepa* L. como bioindicador. A pesquisa incluiu caracterização ambiental do entorno e ensaio biológico com 24 bulbos de cebola distribuídos em quatro grupos experimentais: controle (água destilada) e três tratamentos com amostras coletadas no porão, centro e margem do açude, expostas por 24 e 48 horas. Foram determinados o crescimento radicular, o índice mitótico (IM) e o índice de anormalidades cromossômicas (IAC). A água do açude apresentou efeito fitotóxico inicial significativo após 24 h, com redução no crescimento das raízes, seguida de reversão parcial após 48 h, sugerindo resposta fisiológica adaptativa. O IM manteve-se estatisticamente semelhante ao controle, indicando ausência de citotoxicidade evidente; entretanto, observou-se aumento expressivo do IAC nos tratamentos em comparação ao controle, evidenciando genotoxicidade associada à presença de agentes clasto e aneugênicos. As anormalidades mais recorrentes incluíram pontes anafásicas, cromossomos isolados e metáfases com desorganização do fuso. Os resultados indicam a existência de contaminantes capazes de induzir instabilidade cromossômica mesmo em exposições de curta duração. Conclui-se que o Açude Sítio Chapada apresenta risco ecotoxicológico potencial, reforçando a importância de políticas de saneamento, monitoramento e manejo sustentável dos recursos hídricos em comunidades rurais do semiárido cearense.

Palavras-chave: *Allium cepa* L., ecotoxicologia, poluição ambiental.

In semiarid regions, small rural reservoirs constitute essential water supply sources for local communities; however, multiple uses and the lack of sanitation infrastructure promote environmental degradation processes and water contamination. This study evaluated the cytogenotoxic potential of water from the Sítio Chapada Reservoir, located in the rural area of Acopiara, Ceará, Northeastern Brazil, using *Allium cepa* L. as a bioindicator. The research included environmental characterization of the reservoir's surroundings and a bioassay with 24 onion bulbs distributed into four experimental groups: control (distilled water) and three treatments with samples collected from the deep zone, center, and shore, exposed for 24 and 48 hours. Root growth, mitotic index (MI), and chromosomal abnormality index (CAI) were determined. The reservoir water showed an initial phytotoxic effect after 24 h, with significant inhibition of root elongation, followed by partial recovery after 48 h, suggesting a physiological adaptive response. The MI remained statistically similar to the control, indicating no evident cytotoxicity; however, a marked increase in CAI values compared to the control revealed genotoxic activity associated with clastogenic and aneugenic agents. The most frequent abnormalities included anaphase bridges, lagging chromosomes, and spindle disorganization during metaphase. These findings indicate the presence of contaminants capable of inducing chromosomal instability even under short exposure periods. It is concluded that the Sítio Chapada Reservoir presents a potential ecotoxicological risk, reinforcing the need for sanitation, environmental monitoring, and sustainable management policies for rural water resources in the semiarid region of Ceará.

Keywords: *Allium cepa* L., ecotoxicology, environmental pollution.

1. INTRODUÇÃO

A água constitui um recurso essencial e limitado para todos os sistemas biológicos, desempenhando papel central na manutenção da vida e na estabilidade dos ecossistemas. Apesar de sua aparente abundância, sua disponibilidade em condições adequadas para consumo humano é restrita [1]. A ideia equivocada de que “a Terra é um planeta de água” ou de que “a água é um recurso natural renovável e infinito” contribui para uma percepção distorcida acerca da sua real finitude. Embora cerca de 75% da superfície terrestre seja coberta por água, aproximadamente 97,5% desse volume é salgado, restando apenas 2,5% de água doce. Deste total, cerca de 69% estão retidos em geleiras, 30% em aquíferos subterrâneos e apenas 1% encontra-se disponível em rios e lagos [2]. Tal distribuição evidencia que, embora o planeta possua elevado potencial hídrico, a água doce é escassa e desigualmente distribuída entre as regiões do globo.

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, o Brasil concentra cerca de 12% da água doce superficial do planeta [2]. No entanto, 81% desse volume está localizado na Bacia Amazônica, região que abriga apenas 9% da população nacional. Em contrapartida, 91% da população depende de recursos hídricos distribuídos de forma desigual nas demais bacias do país. A Região Nordeste, segunda mais populosa do Brasil e com a terceira maior densidade demográfica, dispõe de apenas 3% da água doce disponível, configurando o cenário mais crítico em termos de disponibilidade hídrica [2]. Essa escassez é agravada pelas características climáticas e geográficas do semiárido nordestino, onde a irregularidade das chuvas e a elevada evapotranspiração intensificam os riscos de déficit hídrico.

A precariedade do saneamento básico acentua ainda mais a vulnerabilidade hídrica da região. De acordo com dados da Eco Nordeste [3], cerca de 72% da população nordestina não possui acesso a serviços adequados de coleta e tratamento de esgoto. O descarte inadequado de efluentes domésticos e resíduos sólidos, aliado à expansão urbana desordenada e à atividade agrícola intensiva, contribui significativamente para a contaminação de corpos d'água superficiais e subterrâneos, tornando muitos deles impróprios para o abastecimento humano e o uso agrícola. Essa realidade reflete uma contradição evidente: embora o Brasil seja considerado um país de abundância hídrica, as condições de acesso e qualidade da água demonstram severas desigualdades socioambientais. Assim, estudos voltados à gestão sustentável dos recursos hídricos e ao monitoramento da qualidade da água são indispensáveis para subsidiar políticas públicas de conservação e segurança ambiental.

Nesse contexto, o Açude Sítio Chapada, localizado em uma comunidade rural, no município de Acopiara (CE), foi selecionado como área de estudo por constituir uma das principais fontes de água destinadas ao abastecimento doméstico, à irrigação agrícola e à dessedentação animal da população local. A utilização multifuncional desse recurso hídrico, embora essencial à subsistência da comunidade, tem sido associada à intensificação de processos de degradação ambiental em ecossistemas aquáticos. Evidências apontam que corpos hídricos submetidos a múltiplos usos tendem a acumular contaminantes de natureza química, física e biológica, comprometendo a integridade ecológica e a saúde das populações humanas que deles dependem [4-7]. Nesse sentido, a avaliação dos efeitos biológicos da água torna-se uma ferramenta indispensável para o diagnóstico do comprometimento ambiental e para a compreensão dos impactos à saúde pública decorrentes da contaminação hídrica.

Entre as metodologias aplicadas ao biomonitoramento ambiental, o teste com *Allium cepa* L. destaca-se como um bioensaio de reconhecida eficiência na detecção de efeitos citotóxicos e genotóxicos, sendo amplamente empregado na avaliação da qualidade de águas superficiais e em programas de monitoramento ambiental [8]; e em conformidade com diretrizes internacionais de avaliação toxicológica propostas por organismos como o *United Nations Environment Programme* (UNEP) e a *International Programme on Chemical Safety* (IPCS,WHO) [9].

Diante do exposto, este estudo teve como objetivo realizar um mapeamento descritivo in loco do entorno e uso do Açude Sítio Chapada; e avaliar o potencial citogenotóxico da sua água por meio do uso de *A. cepa* como bioindicador. A pesquisa foi conduzida sob a hipótese de que, mesmo em curtos períodos de exposição, a água do açude apresenta compostos capazes de induzir anormalidades cromossômicas, danos ao DNA e alterações no crescimento radicular. Parte-se do pressuposto de que tais efeitos refletem a influência antrópica sobre a qualidade ambiental desse recurso hídrico, especialmente associada às formas de uso da água e aos

padrões de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório, fatores que podem favorecer a introdução e o acúmulo de contaminantes no sistema aquático.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização ambiental e coleta de água

O Açude Sítio Chapada localiza-se no distrito Sítio Chapada, pertencente ao município de Acopiara, região Centro-Sul do estado do Ceará (Figura 1). O município apresenta clima tropical quente semiárido, com pluviosidade concentrada entre os meses de fevereiro e abril, e vegetação característica do bioma Caatinga, composta predominantemente por formações arbustivas densas e florestas espinhosas. A economia local é baseada na agropecuária, com destaque para a avicultura e a agricultura familiar [10].



Figura 1: Localização do Açude Sítio Chapada, Acopiara-CE.

A caracterização ambiental do entorno do açude foi conduzida por meio de abordagem exploratória e qualitativa, com o propósito de identificar fatores antrópicos potencialmente impactantes na qualidade da água. As visitas *in loco* ocorreram em dezembro de 2023, quando foram realizadas observações diretas, registros fotográficos e anotações sistemáticas em caderno de campo, considerando o uso do açude, as práticas agrícolas adjacentes e o manejo do solo na área circundante. Durante essa etapa foi realizada uma única campanha de coleta de água, na qual foram obtidas amostras representativas dos três pontos previamente definidos no reservatório (Figura 1). Essa etapa metodológica seguiu os princípios da pesquisa de campo qualitativa com caráter observacional direto, conforme os referenciais metodológicos de Ferreira et al. (2025) [11], priorizando a coleta de dados empíricos a partir da imersão do pesquisador no ambiente estudado.

Os pontos de coleta da água foram definidos segundo a diversidade de usos do açude: i) ponto médio profundo (P1), popularmente conhecida como porão, área destinada ao lazer e banho; ii) ponto médio centro (P2), zona utilizada para captação de água por bomba para irrigação; e iii) ponto médio da margem (P3), local frequentemente utilizado por animais. As amostras foram coletadas na lâmina superficial (aproximadamente 10–15 cm de profundidade) com frascos de vidro esterilizados, devidamente identificados e acondicionados em caixas térmicas. O transporte foi realizado segundo os protocolos da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2011) [12] para amostragem de águas superficiais continentais.

Embora o ponto mais profundo do açude se situe na região central, não foram empregados dispositivos específicos para coleta em maior profundidade, optando-se por uniformizar a metodologia de amostragem.

2.2 Desenho experimental: Ensaio com *Allium cepa*

O bioensaio citogenotóxico e mutagênico foi conduzido utilizando *A. cepa* (cebola comum) como organismo bioindicador. No comércio local, sessenta bulbos saudáveis de um único lote com massa entre 20 e 30 g foram adquiridos. Eles foram limpos removendo as camadas externas secas com auxílio de pinça sob água corrente e deixados para secar sobre papel absorvente à temperatura ambiente.

Para o enraizamento, os bulbos foram mantidos com a base submersa em água destilada por 48 horas, até atingirem raízes de 1 a 2 cm de comprimento. Em seguida, vinte e quatro bulbos com raízes foram selecionados e distribuídos nos grupos experimentais, compostos por três bulbos cada, com tempos de exposição de 24 e 48 horas. O delineamento experimental foi estruturado em quatro tratamentos da seguinte forma: Grupo Controle Negativo (GCN): bulbos mantidos em água destilada; Tratamento I (TI): bulbos expostos à água coletada na área do ponto médio profundo do açude; Tratamento II (TII): bulbos expostos à água coletada na região do ponto médio centro do açude; e Tratamento III (TIII): bulbos expostos à água coletada próxima a margem do açude (Figura 2).

Após os períodos de exposição (24 e 48 horas), as raízes desenvolvidas foram medidas com paquímetro digital (mm) e, posteriormente, cortadas com bisturi (Figura 2). As amostras foram transferidas para microtubos de 2 mL contendo solução fixadora de Carnoy (etanol PA: ácido acético glacial PA, 3:1, v/v) e mantidas a 4 °C por 6 horas. Em seguida, a solução fixadora foi renovada, e as amostras permaneceram armazenadas sob refrigeração até a análise citológica [13].

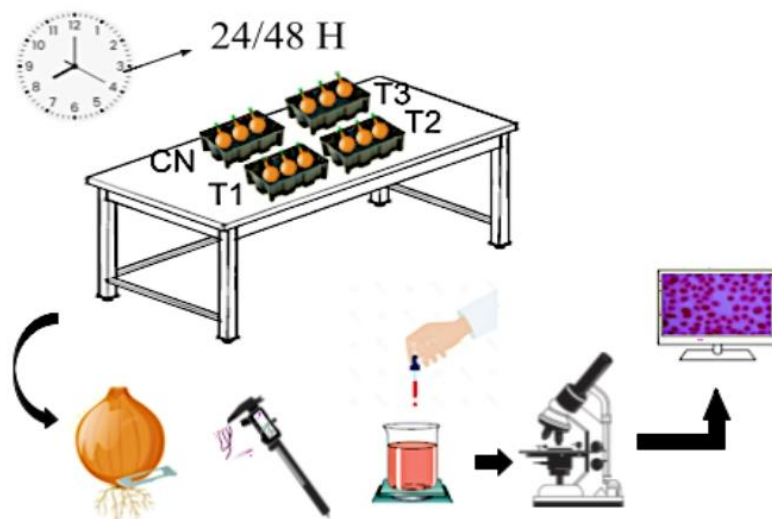


Figura 2: Design experimental descritivo das etapas de execução do teste *Allium cepa*.

A avaliação do potencial citogenotóxico e mutagênico foi realizada a partir da análise microscópica de anomalias cromossômicas e alterações nucleares em células meristemáticas das raízes de *A. cepa*. As raízes foram aleatoriamente selecionadas, hidrolisadas em HCl 1 M a 60 °C por 10 minutos e coradas com safranina a 1% por igual período, segundo metodologia adaptada de Kumari et al. (2009) [14] e Kumari et al. (2011) [15]. Posteriormente, a região meristemática (2–3 mm da ponta) foi cortada e submetida à técnica de esmagamento (“squash”) em lâmina, coberta com lamínula e observada em microscópio óptico com aumento de 1000x.

Foram analisadas 3000 células (1000 por bulbo), incluindo o controle negativo. A citotoxicidade foi determinada pelo índice mitótico (IM), calculado pela razão entre o número

de células em divisão e o número total de células observadas. A genotoxicidade foi avaliada por meio do índice de anormalidade cromossômicas (IAC), obtido pela proporção de células em divisão portadoras de anormalidade em relação ao total de células analisadas. Alterações nucleolares observadas foram registradas apenas qualitativamente e não incluídas no IAC, que considera exclusivamente anormalidades cromossômicas em células em divisão [9, 14, 15].

2.3 Análise estatística dos dados

Cada tratamento foi conduzido em triplicata, sendo os resultados expressos como média $\pm$ desvio padrão das repetições experimentais. Os resultados ainda foram submetidos inicialmente ao teste de Shapiro–Wilk para verificação da normalidade e ao teste de Levenes's para avaliação da homogeneidade das variâncias. Quando os pressupostos foram atendidos, aplicou-se análise de variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey para comparação entre as médias, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Todos os dados foram analisados usando o programa JASP [16].

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do uso e da paisagem do entorno do Açude Sítio Chapada

O Açude Sítio Chapada constitui uma das principais fontes de abastecimento hídrico da comunidade rural local, especialmente durante o período de estiagem, quando a redução das chuvas intensifica a demanda e o uso múltiplo do reservatório. As observações *in loco* revelaram um cenário de intensa pressão antrópica sobre o manancial, refletido no uso desordenado de suas margens e na ausência de práticas adequadas de manejo e conservação. Além disso, foram também observados indícios de perda da integridade ecológica do entorno, provavelmente, caracterizada por compactação do solo, presença de trilhas de gado e supressão de vegetação ripária, o que compromete a infiltração hídrica e favorece o carreamento de sedimentos para o corpo d'água, conforme observado na Figura 3.



Figura 3: Evidências de degradação ambiental no entorno do Açude Sítio Chapada.

Nas adjacências do açude, verificou-se a presença de áreas desmatadas destinadas à criação de gado, associadas a processos erosivos do tipo ravina, que, se não contidos, podem evoluir para voçorocas, intensificando a lixiviação e a perda da camada fértil do solo [17, 18]. Esses processos comprometem a recarga hídrica e favorecem o carreamento de sedimentos e nutrientes para o corpo d'água, agravando o assoreamento e a eutrofização.

O uso do açude para diferentes finalidades foi amplamente documentado. Observou-se a utilização da água para consumo humano, irrigação, banho, lavagem de roupas e criação animal.

Além disso, a água é bombeada para cisternas e reservatórios domiciliares por meio de bombas instaladas dentro do açude. Tais práticas, embora essenciais à subsistência local, contribuem para a introdução contínua de contaminantes químicos e biológicos provenientes de detergentes, sabões, fertilizantes e defensivos agrícolas [19]. Essa situação é preocupante, pois a ausência de tratamento adequado potencializa a exposição da comunidade a agentes tóxicos e microrganismos patogênicos, comprometendo a segurança hídrica e sanitária [20].

Durante as visitas de campo, constatou-se o descarte inadequado de embalagens plásticas nas margens do açude, sujeitas à ação do intemperismo e à fragmentação em micro e nanoplásticos. Esses contaminantes, amplamente reconhecidos por sua persistência e bioacumulação, podem ser ingeridos por organismos aquáticos e incorporados às cadeias tróficas, gerando efeitos ecotoxicológicos complexos e modulados pelas mudanças climáticas [21, 22]. Também foram observadas áreas utilizadas como depósitos informais de resíduos (“lixões”), localizadas a poucos metros da lâmina d’água, constituindo fontes potenciais de lixiviados contaminantes.

A precariedade da infraestrutura de coleta e destinação final de resíduos sólidos agrava esse quadro. Devido à carência de sistemas de coleta pública e à ausência de ações educativas voltadas à gestão de resíduos, os moradores recorrem frequentemente ao descarte a céu aberto e à queima do lixo doméstico, como já tem sido documentado na literatura, principalmente, em comunidade vulneráveis [23, 24]. Essas práticas inadequadas favorecem a liberação de substâncias tóxicas diversas, comprometendo a qualidade do ambiente [25]. Durante o período chuvoso, os efluentes e lixiviados provenientes desses locais são carregados pelo escoamento superficial até o açude, elevando o risco de contaminação por substâncias químicas, físicas e microbiológicas [26].

Na vegetação do entorno do açude, foi observada predominância de indivíduos jovens de jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), espécie pioneira amplamente distribuída no bioma Caatinga. Essa configuração florística indica que a área se encontra em estágio de sucessão secundária, resultante de processos de regeneração natural após perturbações antrópicas [27]. A presença da jurema, espécie nativa de reconhecida resistência a condições edáficas e climáticas adversas [28], constitui um indicador positivo de resiliência ecológica. Contudo, a baixa diversidade vegetal observada reforça a necessidade de promover ações de restauração ambiental planejada, com introdução de espécies adaptadas ao semiárido que favoreçam a estabilidade ecológica, o controle da erosão e a melhoria da fertilidade do solo [28]. A manutenção da cobertura vegetal diversificada é fundamental para reduzir o escoamento superficial, aumentar a infiltração de água no solo e minimizar a transferência de sedimentos e contaminantes para o açude [29].

O Açude Sítio Chapada também recebe aporte de água proveniente da sangria de seis outros pequenos açudes localizados em sítios vizinhos, que deságuam durante o período chuvoso. Esse fenômeno de conectividade hídrica, embora contribua para o abastecimento do manancial, também pode atuar como via de transporte de poluentes. O transbordamento de pequenos açudes rurais frequentemente acarreta o fluxo de substâncias orgânicas e inorgânicas, provenientes do uso inadequado do solo e da ausência de saneamento, para reservatórios a jusante [30, 31].

Os açudes de montante, que abastecem indiretamente o Sítio Chapada, também apresentaram evidências de degradação ambiental, incluindo desmatamento, criação de gado, lavoura e acúmulo de resíduos sólidos. Assim, a água que chega ao açude principal não é composta apenas por escoamento pluvial, mas também por efluentes contaminados e resíduos dissolvidos. Essa dinâmica potencializa o risco de introdução de metais pesados, agrotóxicos e compostos orgânicos persistentes, cuja presença afeta a biodiversidade aquática, altera parâmetros limnológicos e representa ameaça à saúde humana.

Por fim, o enfoque qualitativo e observacional adotado neste estudo permitiu identificar e analisar evidências consistentes sobre potenciais fontes de poluição, processos de contaminação difusa que podem estar ocorrendo no manancial e sobre a vulnerabilidade ambiental do entorno do açude Sítio Chapada. Desse modo, esta caracterização ambiental cumpre papel essencial como base para futuras análises integradas, químicas, microbiológicas e ecotoxicológicas, que permitam confirmar e quantificar a presença de contaminantes emergentes em recursos hídricos rurais, como pequenos açudes.

3.2 Avaliação do Potencial Ecotoxicológico

3.2.1 Efeito no desenvolvimento da raiz

A água do Açude Sítio Chapada exerceu influência mensurável sobre o crescimento radicular das cebolas expostas (Tabela 1). A análise de variância (ANOVA) para 24 h indicou diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos ($p = 0,01$), demonstrando que a qualidade da água afetou diretamente o desenvolvimento das raízes. O tratamento controle (CN) apresentou o maior crescimento médio (13,9 mm), enquanto as amostras do centro (TII) e da margem (TIII) do açude exibiram médias menores (9,5 mm e 8,4 mm, respectivamente). Essa inibição inicial do crescimento radicular reflete um efeito fitotóxico precoce, provavelmente associado à presença de compostos químicos capazes de interferir nos processos de divisão celular e alongação das raízes, fenômeno amplamente descrito em bioensaios com *A. cepa* exposta a águas contaminadas por metais pesados, surfactantes e efluentes domésticos [8, 32, 33].

O grupo TI (porão) apresentou comprimento radicular intermediário (10,6 mm), não diferindo estatisticamente do controle. Essa resposta sugere heterogeneidade espacial na distribuição dos contaminantes. Padrões semelhantes de variabilidade espacial já foram documentados em reservatórios tropicais sujeitos à influência antrópica, nos quais o uso intensivo das margens para lavagem de roupas e criação animal, está relacionado ao aumento das cargas orgânicas e metálicas nos sedimentos superficiais e na coluna d'água [34-36]. Essa heterogeneidade ambiental tende a modular as respostas biológicas nos testes de toxicidade, visto que pequenas variações locais de pH, matéria orgânica ou granulometria podem alterar a biodisponibilidade de íons metálicos e outros contaminantes [37].

Tabela 1: Taxa média de crescimento das raízes (mm) de *Allium cepa* após 24 h e 48 h de exposição à água do Açude Sítio Chapada, Acopiara-CE.

Tratamentos	Média ¹ 24h	Desvio Padrão	Média 48h	Desvio Padrão
CN	13,9 ^a	1,8	18,5 ^a	5,2
TI	10,6 ^{ab}	1,5	22,9 ^a	2,1
TII	9,5 ^a	1,1	21,4 ^a	4,5
TIII	8,4 ^a	1,5	25,6 ^a	4

¹Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Após 48 h de exposição, não houve diferenças significativas entre os tratamentos ($p = 0,28$), o que pode indicar resposta fisiológica adaptativa das células meristemáticas ao estresse inicial. Essa reversão parcial é coerente com o comportamento adaptativo descrito para *A. cepa* quando submetida a exposições moderadas e de curta duração, nas quais ocorre ativação de mecanismos de detoxificação, reparo do DNA e restauração da atividade mitótica [32, 38]. Embora o estudo de Espinoza-Quñones et al. (2009) [37] não tenha observado reversão temporal dos efeitos inibitórios, seus resultados demonstraram que a toxicidade do cromo hexavalente sobre o crescimento radicular de *A. cepa* é fortemente modulada pela qualidade da água e pelo conteúdo de matéria orgânica, que atuam na complexação e redução da biodisponibilidade do metal. Esse comportamento ambiental sugere que a atenuação química de contaminantes pode minimizar respostas fitotóxicas, o que, em condições naturais, pode se traduzir em respostas biológicas semelhantes às adaptações fisiológicas observadas neste estudo.

3.2.2 Análise do potencial citogenotóxico

Por meio da avaliação citogenotóxica foi possível avaliar os efeitos água do açude Sítio Chapada sobre o arcabouço nuclear de *A. cepa* (Tabela 2). Em relação às fases mitóticas, não se observou discrepância na distribuição da frequência relativa entre prófase, metáfase, anáfase e telófase nos diferentes tratamentos e tempos em relação ao controle negativo. Além do mais, os valores do índice mitótico (IM), também, não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos e o controle negativo (CN) ($p > 0,05$). Esses resultados

sugerem que as amostras de água do açude não interferiram substancialmente na atividade mitótica das células meristemáticas, que caracteriza ausência de efeito inibitório sobre a divisão celular.

Tabela 2: Descritores da análise citotóxica e genotóxica (média $\pm$ desvio padrão) da água do açude Sítio Chapada obtidas no teste *Allium cepa*.

Parâmetros		Tempo/Tratamentos							
		24h				48h			
		CN	TI	TII	TIH	CN	TI	TII	TIH
Fases mitóticas (%)	P	27,48 $\pm 6,07$	22,49 $\pm 1,71$	17,24 $\pm 6,86$	23,24 $\pm 1,62$	17,96 $\pm 11,7$	17,77 $\pm 2,31$	17,05 $\pm 2,20$	15,56 $\pm 4,99$
	M	33,55 $\pm 19,31$	32,90 $\pm 2,48$	34,77 $\pm 2,48$	32,78 $\pm 4,69$	34,73 $\pm 10,7$	29,23 $\pm 7,51$	31,94 $\pm 0,81$	35,37 $\pm 2,60$
	A	26,16 $\pm 14,41$	34,26 $\pm 5,52$	32,95 $\pm 5,43$	29,48 $\pm 7,91$	28,94 $\pm 2,27$	36,69 $\pm 4,32$	35,69 $\pm 5,16$	32,88 $\pm 9,13$
	T	12,81 $\pm 5,33$	10,35 $\pm 9,46$	15,04 $\pm 8,97$	14,49 $\pm 4,93$	18,37 $\pm 12,1$	16,31 $\pm 8,43$	15,32 $\pm 3,57$	16,19 $\pm 6,59$
	Índice mitótico (IM)	0,03 ^a $\pm 0,00$	0,04 ^a $\pm 0,01$	0,04 ^a $\pm 0,01$	0,05 ^a $\pm 0,01$	0,04 ^a $\pm 0,01$	0,06 ^a $\pm 0,01$	0,06 ^a $\pm 0,01$	0,05 ^a $\pm 0,01$
	PCA	-	-	-	-	0	0	0	0,01 $\pm 0,02$
	MAC	0,19 $\pm 0,08$	0,50 $\pm 0,05$	0,53 $\pm 0,17$	0,52 $\pm 0,16$	0,19 $\pm 0,10$	0,46 $\pm 0,06$	0,56 $\pm 0,06$	0,61 $\pm 0,01$
	MAF	0,03 $\pm 0,02$	0,05 $\pm 0,02$	0,03 $\pm 0,01$	0,03 $\pm 0,02$	0	0,12 $\pm 0,03$	0	0,08 $\pm 0,02$
Anormalidade cromossômica	CM	-	-	-	-	0	0	0	0,01 $\pm 0,02$
	APCI	0,13 $\pm 0,02$	0,14 $\pm 0,09$	0,21 $\pm 0,09$	0,08 $\pm 0,04$	0,14 $\pm 0,02$	0,12 $\pm 0,05$	0,15 $\pm 0,11$	0,09 $\pm 0,05$
	ACI	0	0,10 $\pm 0,05$	0,08 $\pm 0,04$	0,05 $\pm 0,03$	0,01 $\pm 0,02$	0,08 $\pm 0,05$	0,06 $\pm 0,04$	0,04 $\pm 0,05$
	AP	0	0,03 $\pm 0,01$	0	0,03 $\pm 0,03$	0	0,05 $\pm 0,07$	0,05 $\pm 0,03$	0
	AAF	0	1,23 $\pm 2,14$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,02$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	0,02 $\pm 0,02$	0,01 $\pm 0,01$
	TCI	0,04 $\pm 0,05$	0,07 $\pm 0,02$	0,08 $\pm 0,11$	0,14 $\pm 0,10$	0,06 $\pm 0,01$	0,07 $\pm 0,03$	0,07 $\pm 0,04$	0,06 $\pm 0,03$
	Índice de anormalidade (IAC)	0,39 ^a $\pm 0,14$	0,90 ^b $\pm 0,04$	0,91 ^b $\pm 0,05$	0,87 ^b $\pm 0,05$	0,41 ^a $\pm 0,12$	0,91 ^b $\pm 0,04$	0,92 ^b $\pm 0,00$	0,89 ^b $\pm 0,04$
	-								

CN - Controle negativo (água destilada), T-Tratamento (Água do açude: I – porão; II – centro; III – margem), P- Prófase, M- Metáfase, A- Anáfase, T- Telófase, MAC- Metáfase com aglomeração cromossômica, MAF- Metáfase com anormalidade do fuso, APCI- Anáfase com ponte e cromossomo isolado, ACI- Anáfase com cromossomo isolado, AP-Anáfase com ponte, AAF- Anáfase com anormalidade do fuso, TCI- Telófase com cromossomo isolado, PCA- Prófase com cromossomo atrasado, CM- C-metáfase.

Entretanto, a análise do índice de anormalidade cromossômica (IAC) revelou valores expressivamente superiores nos tratamentos em relação ao controle, tanto em 24 h quanto em 48 h ($p < 0,05$). Enquanto o controle negativo apresentou um IAC médio de $0,39 \pm 0,14$, os tratamentos variaram entre 0,87 e 0,92, evidenciando o potencial genotóxico nas amostras coletadas. Esse aumento no IAC, independentemente do ponto de coleta, reflete a presença de

agentes capazes de induzir danos cromossômicos e distúrbios do fuso mitótico, frequentemente associados à contaminação ou poluição ambiental por compostos químicos (Tabela 2).

Evidências morfológicas da instabilidade cromossômica induzida pela água do açude podem ser observadas na Figura 4. Nas imagens A1, A2, A3 e C correspondentes à anáfase, observam-se pontes cromossômicas e cromossomos isolados ou retardatários, indicando falhas na segregação cromossômica durante a divisão celular. As Figuras 4B1 e 4B2 evidenciam alterações nucleolares observadas em células meristemáticas expostas a todas as amostras do açude testadas. Embora alterações nucleolares não integrem o índice de anormalidades cromossômicas (IAC), elas foram registradas como indicadores morfológicos qualitativos de estresse celular, já que indicam perturbações na organização nuclear e na atividade ribossomal, sendo frequentemente associadas à exposição a agentes citotóxicos ou genotóxicos [9, 32]. As Figuras 4D e 4E mostram metáfases com desorganização do fuso mitótico, enquanto a Figura 4F1 evidencia uma C-metáfase, caracterizada pela permanência de cromossomos condensados e desalinhados no plano equatorial da célula, condição frequentemente associada à interferência em microtúbulos do fuso. As imagens 4G1 e 4G2 apresentam a prófase com cromossomo isolado e sem descrição conclusiva da alteração, respectivamente. A Figura 4H demonstra telófase com cromossomos que não completaram sua migração, indicando perturbações nas etapas finais da divisão celular. Por fim, resalto que identificação e classificação dessas anormalidades seguiram os critérios citogenéticos amplamente utilizados no ensaio *A. cepa* descritos na literatura [9, 14, 15, 32].

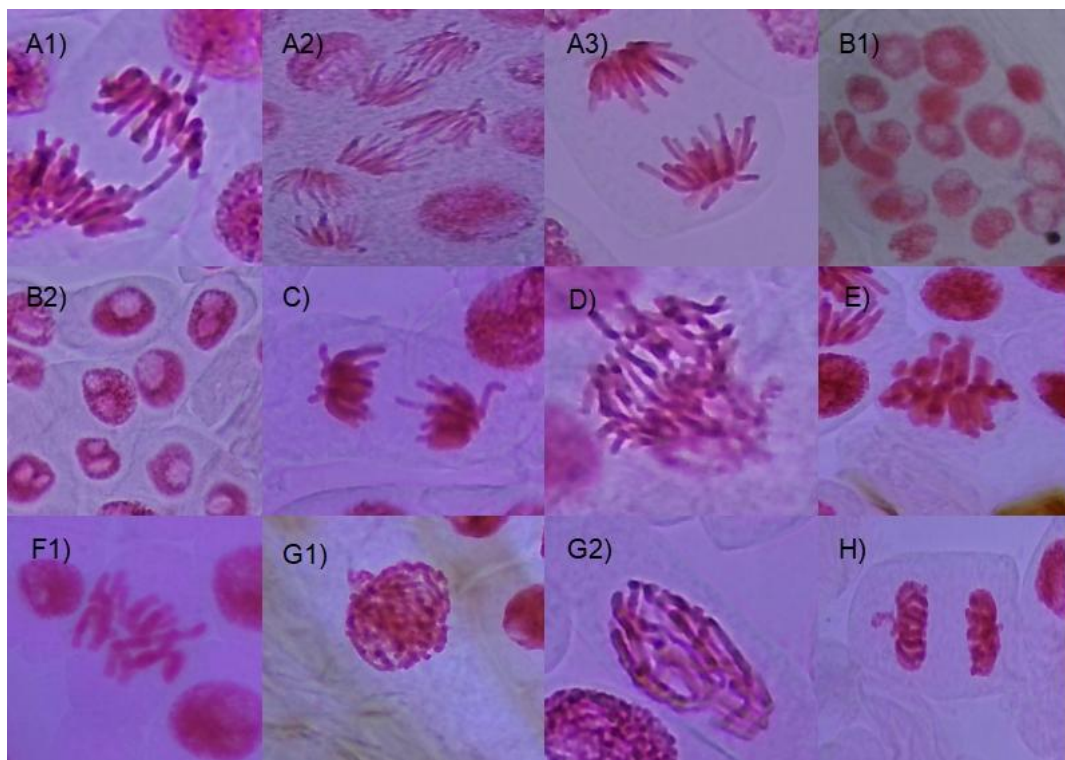


Figura 4: Danos genotóxicos observados nas células meristemáticas de *Allium cepa* expostas a água do Açude Sítio Chapada. A1) Anáfase com ponte e cromossomo isolados; A2) Anáfase com ponte; A3) Anáfase final com cromossomos isolados; B1/B2) Células em divisão com anormalidades nucleolares; C) Anáfase final com cromossomos isolados; D) Metáfase com anormalidade do fuso; E) Metáfase com anormalidade do fuso; F1) C-metáfase; G1) Prófase com cromossomo isolado; G2) Anormalidade da prófase (Sem definição); H) Telófase final com cromossomo isolado.

A manutenção do índice mitótico (IM) aliada ao aumento expressivo das anormalidades cromossômicas em relação ao controle negativo indica que os efeitos genotóxicos podem emergir precocemente, antes que se estabeleçam respostas citotóxicas detectáveis. Essa estabilidade aparente na atividade mitótica, acompanhada por instabilidade cromossômica, sugere que o dano genético pode ocorrer em estágios iniciais da exposição, quando os

mecanismos celulares de reparo e controle do ciclo celular ainda preservam a divisão celular. Resultados análogos foram observados por Kalcheva et al. (2009) [39], que demonstraram em *A. cepa* a ocorrência de aberrações cromossômicas significativas nas primeiras 24 h após o contato com derivados oxafosforados, mesmo sem redução estatisticamente relevante do IM, a qual se manifestou apenas após 48 h de exposição. De forma semelhante, Magdaleno et al. (2021) [40] identificaram aumento na frequência de anormalidades cromossômicas e micronúcleos em células meristemáticas expostas a sedimentos estuarinos contaminados, mantendo-se o IM estatisticamente inalterado.

O aumento nas frequências de anormalidades com pontes cromossômicas e cromossomos isolados observado nos tratamentos com amostras do açude corrobora essa interpretação (Figura 4; Tabela 2). Essas alterações refletem perturbações no fuso mitótico e falhas na segregação cromossômica, típicas da ação de agentes clastogênicos, capazes de induzir quebras cromossômicas, e aneugênicos, responsáveis pela perda ou ganho de cromossomos durante a divisão celular [32, 41]. Resultados semelhantes foram relatados por Animasaun et al. (2024) [42], ao expor *A. cepa* a diferentes concentrações de cloreto de mercúrio (HgCl_2). Os autores observaram frequências elevadas de pontes anafásicas, cromossomos isolados e aderência cromossômica mesmo em concentrações não letais (0,2–0,4%), nas quais o IM não apresentou redução significativa. Esse padrão evidencia que o estresse genotóxico pode manifestar-se antes da supressão mitótica e reforça a sensibilidade do teste *A. cepa* como ferramenta para detecção de poluentes ambientais.

Essas observações também convergem com os resultados de Onur et al. (2025) [43], que investigaram os efeitos do inseticida esfenvalerato e demonstraram aumento expressivo de fragmentações cromossômicas, metáfases adesivas, pontes e micronúcleos em concentrações ambientalmente realistas (0,33–0,98 mg L⁻¹). Segundo os autores, tais efeitos estão associados à interferência do composto sobre proteínas do fuso mitótico, ao acúmulo de espécies reativas de oxigênio e à interação direta com o DNA e enzimas topoisomerases. Esses mecanismos indicam que a exposição contínua a agroquímicos amplamente utilizados, como pesticidas, fertilizantes e detergentes, pode comprometer a integridade cromossômica de organismos vegetais e afetar, de forma indireta, a estabilidade genética em diferentes níveis tróficos.

Esse padrão de alterações citogenéticas é amplamente reconhecido como indicador de exposição a contaminantes ambientais capazes de interferir na segregação cromossômica e na dinâmica do fuso mitótico, sendo frequentemente observado em bioensaios realizados com amostras de água provenientes de sistemas aquáticos sujeitos à influência antrópica [9]. Resultados semelhantes têm sido relatados em estudos de biomonitoramento conduzidos em corpos d'água brasileiros utilizando o teste *A. cepa*. Avaliações realizadas em rios impactados por atividades urbanas e agrícolas, como o Paraíba do Sul e o Corrente, demonstraram aumento significativo de aberrações cromossômicas em células meristemáticas expostas a amostras ambientais de água, indicando a presença de contaminantes capazes de comprometer a estabilidade do material genético [44, 45]. De forma semelhante, Braga e Lopes (2015) [46] identificaram citotoxicidade e genotoxicidade em amostras do rio Subaé, na Bahia, associadas à influência de efluentes industriais e urbanos, evidenciadas pela elevação de aberrações cromossômicas e redução do índice mitótico em células meristemáticas de *A. cepa*. Resultados comparáveis também foram observados por Peixer et al. (2017) [47] em amostras de água do reservatório do rio Passaúna, utilizado para abastecimento público no Paraná, onde a presença de anáfases com perda cromossômica e C-metáfases foi associada à influência de esgoto urbano e atividades antrópicas na bacia hidrográfica.

Em regiões semiáridas, onde a rede hidrológica é frequentemente composta por múltiplos pequenos reservatórios interconectados, processos de escoamento superficial e transferência de sedimentos entre açudes podem favorecer o transporte e a acumulação de contaminantes ao longo da bacia hidrográfica [31]. Nesse contexto, a instabilidade cromossômica observada nas amostras do Açude Sítio Chapada mostra-se consistente com padrões já descritos para outros ambientes aquáticos brasileiros submetidos à contaminação difusa.

Por fim, esses resultados são especialmente relevantes em comunidades rurais que utilizam diretamente os açudes para consumo humano e atividades agrícolas, frequentemente sem tratamento prévio da água. A incorporação sistemática de bioensaios com *A. cepa* em programas de monitoramento ambiental representa uma estratégia eficaz, de baixo custo e alta sensibilidade para identificar riscos ecotoxicológicos e subsidiar ações preventivas voltadas à

proteção da saúde humana e da integridade dos ecossistemas aquáticos [32], particularmente em regiões semiáridas caracterizadas por elevada vulnerabilidade socioambiental, como o Centro-Sul do Ceará.

4. CONCLUSÃO

A presente pesquisa evidencia que o Açude Sítio Chapada, localizado no município de Acopiara, Ceará, constitui um importante manancial de subsistência para a comunidade rural, mas se encontra sob intensa pressão antrópica decorrente do uso múltiplo e da ausência de práticas adequadas de manejo e conservação ambiental. A caracterização *in loco* do entorno do açude revela a presença de fatores críticos, como desmatamento, erosão, eutrofização, deposição irregular de resíduos sólidos, uso agropecuário, os quais favorecem o escoamento de poluentes para o corpo hídrico.

O teste *A. cepa* evidencia que água do açude estudada têm potencial genotóxico, além de reforçar que a genotoxicidade pode preceder a citotoxicidade, funcionando como um indicador precoce de estresse celular. Tais evidências indicam a presença de substâncias capazes de causar danos ao material genético das células, mesmo em curtos períodos de exposição, corroborando a hipótese inicial do estudo.

A ausência de análise química detalhada representa uma restrição metodológica importante, mas não compromete a validade dos resultados obtidos. Pelo contrário, reforça a relevância da abordagem biomonitorada, de baixo custo e alta sensibilidade, para a triagem de riscos ambientais em comunidades rurais de baixa infraestrutura.

Dessa forma, o conjunto de evidências obtidas aponta que o Açude Sítio Chapada apresenta potencial risco ecotoxicológico, decorrente da exposição cumulativa a diferentes fontes de contaminação. Os resultados obtidos reforçam a importância de políticas públicas voltadas à gestão sustentável dos recursos hídricos, à ampliação do saneamento básico e ao fortalecimento das ações de educação ambiental, de modo a promover o uso racional e a preservação da qualidade da água em ecossistemas do semiárido cearense. Recomenda-se para trabalhos futuros, a realização de levantamentos físico-químicos e microbiológicos sazonais, aliados a indicadores biológicos complementares.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Instituto Federal do Ceará – Campus Acopiara, pelo apoio institucional, pela infraestrutura disponibilizada e pelo auxílio financeiro que possibilitaram a realização deste estudo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Bănăduc D, Simić V, Cianfaglione K, Barinova S, Afanasyev S, Öktener A, et al. Freshwater as a sustainable resource and generator of secondary resources in the 21st century: Stressors, threats, risks, management and protection strategies, and conservation approaches. *Int J Environ Res Public Health*. 2022 Dec;19(24):16570. doi: 10.3390/ijerph192416570
2. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) [Internet]; gov.br [citado em 31 mar 2024]; Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>.
3. Gitel M, Peres Y. No Nordeste, 72% da população ainda carece de coleta de esgoto [Internet]. Agência Eco Nordeste (ECO Nordeste); 14 nov 2020 [citada em 31 mar 2024]; Disponível em: <https://agenciaeconordeste.com.br/no-nordeste-72-da-populacao-ainda-carece-de-coleta-de-esgoto/>.
4. Lucas EO, Bernado JT, Mesquita MO, Schmitz JAK. Contamination of water resources by pesticides in the region center of Rio Grande do Sul, Brasil. *Res Soc Dev*. 2020 Ago;9(9):e242997128. doi: 10.33448/rsd-v9i9.7128
5. Ahmed W, Hamilton K, Toze S, Cook S, Page D. A review on microbial contaminants in stormwater runoff and outfalls: Potential health risks and mitigation strategies. *Sci Total Environ*. 2019 Nov;20(692):1304-21. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.055
6. Ribas PP, Matsumura ATS. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. *Rev Liberato*. 2009 Jul-Dez;10(14):149-58.

7. Nolasco DM, Mendes MPR, Marciano LPA, Costa LF, Macedo AND, Sakakibara IM, et al. An Exploratory study of the metabolite profiling from pesticides exposed workers. *Metabolites*. 2023 Abr;13(596):1-25. doi: 10.3390/metabo13050596
8. Leme DM, Marin-Morales MA. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. *Mutat Res*. 2009 Jul-Aug;682(1):71-81. doi: 10.1016/j.mrrev.2009.06.002
9. Cabrera GL, Rodriguez DMG. Genotoxicity of soil from farmland irrigated with wastewater using three plant bioassays. *Mutat Res*. 1999 May;426(2):211-4. doi: 10.1016/S0027-5107(99)00070-6
10. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE). Perfil básico municipal de Acopiara. Fortaleza (CE): IPECE; 2009. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Acopiara_2009.pdf.
11. Ferreira A, Lima RJC, Ferreira LM, Oliveira UR. Diretrizes para a realização da pesquisa de campo: suas origens e sua aplicação prática. *Rev Adm Soc Inov*. 2025 Jan;11(1):1-13. doi: 10.20401/rasi.11.1.1066
12. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Brasília (DF): São Paulo: CETESB; Brasília: ANA; 2011. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/handle/123456789/3551>.
13. Babich H, Segall MA, Fox KD. The *Allium* test – A Simple, eukaryote genotoxicity assay. *Am Biol Tech*. 1997 Nov;59(9):580-3. doi: 10.2307/4450386
14. Kumari M, Mukherjee A, Chadrsekaran N. Genotoxicity of silver nanoparticles in *Allium cepa*. *Sci Total Environ*. 2009 Set;407(19):5243-6. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.06.024
15. Kumari M, Khan SS, Pakrashi S, Mukherjee A, Chandrasekaran N. Cytogenetic and genotoxic effects of zinc oxide nanoparticles on root cells of *Allium cepa*. *J Hazard Mater*. 2011 Jun;15:190(1-3):613-21. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.03.095
16. Equipe JASP [software], versão 0.95.3; 2025. Disponível em: <https://jasp-stats.org/download/>.
17. Lafayette KPV, Cantalice JRB, Coutinho QR. Resistência à erosão em ravinas, em latossolo argiloarenoso. *Rev Bras Ciênc Solo*. 2011 Dez;35(6):2167-74. doi: 10.1590/S0100-06832011000600031
18. Silva MF, Fotes MR, Delgano MBC. A extração irregular de areia e os impactos ambientais no ramal água preta/areal, zona rural de Manaus-AM. *Ciência Geográfica (Bauru)*. 2020 Dez;24(2):684-97.
19. Bayabil HK, Teshome FT, Li YC. Emerging contaminants in soil and water. *Front Environ Sci*. 2022 Mar;10(873499):1-8. doi: 10.3389/fenvs.2022.873499
20. Disner GR, Tareq SM. Editorial: Emerging water contaminants in developing countries: detection, monitoring, and impact of xenobiotics. *Front Water*. 2025 Mar;7:1584752. doi: 10.3389/frwa.2025.1584752
21. Malafaia G, Guimarães A, Soares WR, Menezes IPP, Rodrigues ASDL, Gomes AR, et al. Functional reorganization and systemic toxicity induced by microplastics and climate-relevant stressors in *Tribolium Castaneum*: Are we simulating tomorrow's toxic reality? *Environ Res*. 2025 Nov;285(15):122462. doi: 10.1016/j.envres.2025.122462
22. Xu S, Ma J, Ji R, Pan K, Miao AJ. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Sci Total Environ*. 2020 Feb;10(703):134699. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134699
23. Rodrigues AS, Souza CR, Galhardo CX, Silva PTSS. A representatividade da compostagem na destinação dos resíduos orgânicos no Brasil e nordeste brasileiro. *Rev Tecnol Soc*. 2022 Ago;18(53):167-79. doi: 10.3895/rts.v18n53.15479
24. Silva RA, Filgueira Felix KK, Bar-Ra de Sousa MJJ, Siqueira ES. A gestão dos resíduos sólidos no meio rural: o estudo de um assentamento da Região Nordeste do Brasil. *Gestão e Sociedade*. 2020 Ago;(8)20:593-613. doi: 10.21171/ges.v8i20.1992.
25. Krecl P, de Lima CH, Dal Bosco TC, Targino AC, Hashimoto EM, Oukawa GY. Open waste burning causes fast and sharp changes in particulate concentrations in peripheral neighborhoods. *Sci Total Environ*. 2021 Apr;765:142736. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142736
26. Silva JN, Cunha LS, Oliveira NEC. O uso de parâmetros físico-químico na delimitação de contaminação por lixiviado em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Uma revisão sistemática de literatura com ênfase em metanálise. *Rev Bras Geogr Fís*. 2022 Jun;15(3):1587-604. doi: 10.26848/rbgf.v15.3.p1587-1604
27. Azevedo SMAD, Bakke IA, Bakke OA, Freire ALO. Crescimento de plântulas de jurema preta (*Mimosa tenuiflora* (Wild) poiret) em solos de áreas degradadas da caatinga. *Eng Amb*. 2012 Set;9(3):150-60.
28. Fernandes AP, Bakke IA, Bekke AO, Matins KBS. Survival and growth of planted and naturally established trees in a degraded caatinga area. *Rev Caatinga*. 2024 Jan;37:1-11. doi: 10.1590/1983-21252024v37i11788rc

29. da Silva RM, Santos CAG, dos Santos JYG. Evaluation and modeling of runoff and sediment yield for different land covers under simulated rain in a semiarid region of Brazil. *Int J Sediment Res.* 2018 Jun;33(2):117-25. doi: 10.1016/j.ijsrc.2017.04.005
30. Habets F, Molénat J, Carluier N, Douez O, Leenhardt D. The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *Sci Total Environ.* 2018 Dez;643:850-67. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.188
31. Lima Neto IE, Wiegand MC, Araújo JC. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. *Hydrol Sci J.* 2011 Mar;56(2):319-33. doi: 10.1080/02626667.2011.553616
32. Fiskesjö G. The *Allium* test - an alternative in environmental studies: the relative toxicity of metal ions. *Mutat Res.* 1988 Feb;197(2):243-6. doi: 10.1016/0027-5107(88)90096-6
33. Wijeyaratne WMDN, Wadasinghe NS. *Allium cepa* bioassay to assess the water and sediment cytogenotoxicity in a tropical stream subjected to multiple point and nonpoint source pollutants. *J Toxicol.* 2019;2019:5420124. doi: 10.1155/2019/5420124
34. Zhang X, Yu B, Xin Z, Cong M, Zhang C. Spatial-temporal variations of river water quality under human-induced land use changes in large river basins. *Sci Rep.* 2025 Oct;15(1):36955. doi: 10.1038/s41598-025-20876-z
35. Martins TFG, Ferreira KDS, Rani-Borges B, Biamont-Rojas IE, Cardoso-Silva S, Moschini-Carlos V, et al. Land use, spatial heterogeneity of organic matter, granulometric fractions and metal complexation in reservoir sediments. *Acta Limnol Bras.* 2021;33:e23. doi: 10.1590/S2179-975X3521
36. Oliveira KL, Ramos RL, Oliveira SC, Christófaró C. Spatial variability of surface water quality in a large Brazilian semiarid reservoir and its main tributaries. *Environ Monit Assess.* 2021 Jul;193(7):409. doi: 10.1007/s10661-021-09194-9
37. Espinoza-Quiñones FR, Szymanski N, Palácio SM, Módenes AN, Rizzutto MA, Silva Júnior FG, et al. Inhibition effect on the *Allium cepa* L. root growth when using hexavalent chromium-doped river waters. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2009 Jun;82(6):767-71. doi: 10.1007/s00128-009-9682-z
38. Onwuamah CK, Ekama SO, Audu RA, Ezechi OC, Poirier MC, Odeigah PG. Exposure of *Allium cepa* root cells to zidovudine or nevirapine induces cytogenotoxic changes. *PLoS One.* 2014 Mar;9(3):e90296. doi: 10.1371/journal.pone.0090296
39. Kalcheva VP, Dragoeva AP, Kalchev KN, Enchev DD. Cytotoxic and genotoxic effects of Br-containing oxaphosphole on *Allium cepa* L. root tip cells and mouse bone marrow cells. *Genet Mol Biol.* 2009 Apr;32(2):389-93. doi: 10.1590/S1415-47572009005000024
40. Magdaleno A, Paz M, Fabrizio de Iorio A, Weigandt C, Moretton J. Micronucleus and chromosome aberration frequencies in *Allium cepa* cells exposed to coastal sediments from a polluted estuarine system. *Braz J Aquat Sci Technol.* 2021;25(1):e16461. doi: 10.14210/bjast.v25n1.e16461
41. Parvan LG, Leite TG, Freitas TB, Pedrosa PAA, Calixto JS, Agostinho LA. Bioensaio com *Allium cepa* revela genotoxicidade de herbicida com flumioxazina. *Rev Pan-Amaz Saude.* 2020 Set; 11:e202000544. doi: 10.5123/S2176-6223202000544
42. Animasaun DA, Adedibu PA, Afolabi SO, Abdulkareem KA, Ibrahim S, Krishnamurthy R. Hazard assessment and cytogenotoxic effect of different concentrations of mercury chloride sterilant using the *Allium cepa* assay. *Discov Toxicol.* 2024;1(2):2. doi: 10.1007/s44339-024-00002-w
43. Onur S, Macar O, Kalefetoğlu Macar T, Çavuşoğlu K, Yalçın E, et al. Multifaceted investigation of esfenvalerate-induced toxicity on *Allium cepa* L. *Sci Rep.* 2025;15:16977. doi: 10.1038/s41598-025-01638-3
44. Barbério A, Barros L, Voltolini JC, Mello MLS. Evaluation of the cytotoxic and genotoxic potential of water from the River Paraíba do Sul, in Brazil, with the *Allium cepa* L. test. *Braz J Biol.* 2009 Aug;69(3):837-42. doi: 10.1590/S1519-69842009000400010
45. Batista NJ, de Carvalho Melo Cavalcante AA, de Oliveira MG, Medeiros EC, Machado JL, Evangelista SR, et al. Genotoxic and mutagenic evaluation of water samples from a river under the influence of different anthropogenic activities. *Chemosphere.* 2016 Dec;164:134-41. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.08.091
46. Braga JRM, Lopes DM. Cytotoxicity and genotoxicity in water of the Subaé River (Humildes, Bahia, Brazil) using *Allium cepa* L. as a bioindicator. *Rev Ambient Água.* 2015 Mar;10(1):130-40. doi: 10.4136/ambi-agua.1459
47. Peixer G, Henrique FR, Caon T, Silva MAS, Oliveira CMR, Vasconcelos EC. Passaúna River water genotoxicity and cytotoxicity: bioassay with *Allium cepa* and relationship with caffeine. *Rev Brasil Ciênc Ambient.* 2017 Dec;46:88-101. doi: 10.5327/Z2176-947820170154