



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GENÉTICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

BRUNA RAFAELLE BERNARDO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE COMO PARÂMETRO DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL DO RIO IPOJUCA – CARUARU (PE)**

Recife
2019

BRUNA RAFAELLE BERNARDO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE COMO PARÂMETRO DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL DO RIO IPOJUCA – CARUARU (PE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ciências Biológicas

Orientadora: Profa. Dra. Ana Christina Brasileiro-Vidal

Coorientadoras: Profa. Dra. Sávvia Gavazza

Dra. Silvany de Sousa Araújo

Recife

2019

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Claudina Queiroz, CRB4/1752

Silva, Bruna Rafaelle Bernardo da
Avaliação da genotoxicidade como parâmetro de monitoramento ambiental do rio Ipojuca – Caruaru (PE) / Bruna Rafaelle Bernardo da Silva - 2019.

71 folhas: il., fig., tab.

Orientadora: Ana Christina Brasileiro-Vidal

Coorientadoras: Sávia Gavazza

Silvany de Sousa Araújo

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Recife, 2019.

Inclui referências.

1. Rio Ipojuca (PE) 2. Atividade genotóxica 3. Metais pesados
I. Brasileiro-Vidal, Ana Christina (orient.) II. Gavazza, Sávia III. Araújo, Silvany de Sousa (coorient.) III. Título

363.7394

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2019-207

BRUNA RAFAELLE BERNARDO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE COMO PARÂMETRO DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL DO RIO IPOJUCA – CARUARU (PE)**

Dissertação ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Aprovada em: 11/03/2019.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ana Christina Brasileiro-Vidal (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Jaciana Aguiar (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Mônica Lúcia Adam (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

À Deus por me conceder força, maturidade, sabedoria e saúde a cada dia.

Aos meus pais, em especial a minha mãe, Josinete Bernardo, meu exemplo de força determinação e responsabilidade.

Aos meus irmãos João Victor e Christiana Valesca por todo companheirismo.

Ao meu eterno gordinho, primo, companheiro e hoje, meu anjo do céu, Álvaro Bernardo (*in memoriam*), por me ensinar o que é o amor incondicional. Você viverá eternamente em meu coração.

Às minhas mães secundárias, Jeane Cordeiro e em especial, Josenilda Bernardo por nos ensinar diariamente que é possível superar qualquer dificuldade com fé.

Aos meus padrinhos, Luiz Antônio, Josinalda Bernardo e Daniela Braga, por todo amor e cuidado.

Ao Lúcio André, por todo amor, carinho e dedicação. Por sempre acreditar em mim até mesmo quando eu não acredito.

Aos meus amigos, Eduardo Araújo, Jairo Luiz e Tércio Santana por serem meus melhores presentes, não há nada que retribua tudo o que vocês fazem por mim.

Aos amigos que o LGBV me proporcionou, Marianne Firmino, Joelson Crispim, José Roseno, Andreia Crystine e Vanessa Emanuelle. Vocês foram as melhores pessoas que pude conhecer nesse período. Ninguém solta a mão de ninguém.

À Vanessa Cristina e Dominck por todas as aventuras vividas em Caruaru.

À Ana Rafaela por sempre me incentivar da melhor maneira e ter me inserido no meio científico.

À Profª Drª Ana Benko por todo auxílio e incentivo.

Às minhas orientadoras, Ana Christina, Sávvia Gavazza e Silvany Araújo, por toda dedicação, cuidado, paciência e por todo conhecimento compartilhado.

Aos meus meninos, Gabriel Lima e Júlio César por toda dedicação e companheirismo, vocês foram fundamentais para a conclusão deste trabalho.

Ao Joelithon Costa e todos os colegas do LEA pela dedicação e companheirismo nas análises realizadas em Caruaru.

Ao órgão de apoio à pesquisa CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior) ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro, e ao Instituto Agrônomo de Pernambuco pelas sementes de *Allium cepa* cedidas.

À Universidade Federal de Pernambuco, ao Departamento de Genética pela infraestrutura concedida possibilitando realizar todas nossas análises e a Pós-Graduação em Ciências Biológicas, pelo suporte oferecido neste período.

Muito obrigada!

RESUMO

O Rio Ipojuca, localizado no estado de Pernambuco, é um recurso hídrico de elevada importância socioeconômica. Contudo, ele vem sofrendo grande impacto ambiental devido ao intenso lançamento irregular de efluentes industriais, têxteis e urbanos, bem como de resíduos sólidos principalmente no trecho que percorre a cidade de Caruaru. Esta cidade, apresenta um alto desenvolvimento industrial com intensa atividade de lavanderias têxteis, as quais lançam seus efluentes sem tratamento adequado no referido rio. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo analisar o potencial citotóxico e genotóxico do Rio Ipojuca mediante bioensaio com *Allium cepa* L. de possíveis contaminantes presentes nas águas do rio associado à análise dos parâmetros físicos e químicos. A análise foi realizada em cinco pontos que percorrem o município de Caruaru (PE), no período de estiagem e chuvoso em julho/2017 e janeiro/2018, respectivamente. Variáveis hidroquímicas foram medidas no local e concentrações de nutrientes e metais pesados analisadas em laboratório. Sementes de *A. cepa* foram submetidas às amostras coletadas e aos controles negativo (CN, água ultrapura) e positivos (CP, Metil metano-sulfonato e Trifluralina). De forma geral, nas amostras analisadas, não foi evidenciado efeito citotóxico e mutagênico. No entanto, os pontos P3 e P4 (em ambos os períodos) e o P2 (no período de estiagem), todos localizados dentro da cidade de Caruaru, apresentaram aumento significativo das frequências de alterações cromossômicas, quando comparadas ao controle negativo ($p < 0,05$), evidenciando genotoxicidade para os referidos pontos. Os pontos P2 a P4 encontram-se na área mais antropizada de Caruaru, enquanto P5 encontra-se à jusante, distante dos centros urbanos. Sugere-se que o lançamento de efluentes industriais, urbanos e agrícolas associado ao acúmulo de resíduos sólidos nesta região propicia um aumento da genotoxicidade, comprometendo a saúde ambiental do referido corpo hídrico. Ressalta-se também a importância de bioensaios genéticos e sua associação com parâmetros físico-químicos para o biomonitoramento de recursos hídricos.

Palavras-chave: Rio Ipojuca. Atividade genotóxica. Metais pesados. Teste *Allium cepa*

ABSTRACT

The Ipojuca River, located in the state of Pernambuco, is a water resource of great socioeconomic importance. However, it has suffered great environmental impact due to the intense irregular launch of industrial, textile and urban effluents, as well as solid waste mainly in the stretch that runs through the Caruaru city. This city has a high industrial development with the intense activity of textile laundries, which throw their effluents without adequate treatment in the mentioned river. Thus, the present work aimed to analyze the cytotoxic and genotoxic potential of possible contaminants present in the Ipojuca River by *Allium cepa* L. bioassay associated with physical and chemical parameter analysis. The analysis was carried out in five points that cross the municipality of Caruaru, in the drought and rainy periods in July/2017 and January/2018, respectively. Hydrochemical variables were measured *in situ*, and concentrations of nutrients and heavy metals were analyzed at the laboratory. Seeds of *A. cepa* were submitted to the collected samples and to the negative (CN, ultrapure water) and positive (CP, Methyl methanesulfonate and Trifluralin) controls. In general, in the analyzed samples, no cytotoxic nor mutagenic effects were observed. However, points P3 and P4 (in both periods) and P2 (during the dry period) presented a significant increase in the frequencies of chromosomal alterations when compared to the negative control ($p < 0.05$), showing genotoxicity for these points. The points P2 to P4 are in the most anthropized area of Caruaru, while P5 is located downstream, far from the urban centers. It is suggested that the release of industrial, urban, and agricultural effluents associated with the accumulation of solid waste in this region leads to an increase in genotoxicity, compromising the environmental health of mentioned water body. The importance of genotoxicity bioassays and their association with physicochemical parameters for the biomonitoring of water resources is also highlighted.

Keywords: Ipojuca River. Genotoxic activity. Heavy metals. *Allium cepa* test.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Localização do estado de Pernambuco e da bacia do rio Ipojuca (destacada em azul)	20
Figura 2 –	Localização no mapa dos pontos de coleta de água do Rio Ipojuca no município de Caruaru (Brasil)	34
Figura 3 –	Pontos de coleta do Rio Ipojuca, período chuvoso (a-e) e de estiagem (a'-e'): (a, a') Ponto P1; (b, b') Ponto P2; (c, c') Ponto P3; (d, d') Ponto P4; (e, e') Ponto P5	35
Figura 4 –	Alterações cromossômicas observadas em células meristemáticas de <i>Allium cepa</i> após exposição às amostras de água coletadas no rio Ipojuca (PE). (a, b) Micronúcleos (amostra ponto P2); (c) C-metáfase (P3); (d) anáfase com ponte (P3); (e) anáfase com quebras cromossômicas (P4); (f) telófase com ponte (P4)	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Descrição das coordenadas geográficas dos pontos de coleta.....	33
Tabela 2 –	Distância entre os pontos de coleta de água do Rio Ipojuca, na cidade de Caruaru (Brasil)	34
Tabela 3 –	Comparação dos dados físico-químicos das amostras coletadas em cinco pontos diferentes do Rio Ipojuca (PE) com a legislação do CONAMA 357/05, nos períodos chuvoso (julho/2017) e de estiagem (janeiro/2018)	39
Tabela 4 –	Análise de nutrientes presentes nas amostras de água coletadas no Rio Ipojuca durante o período chuvoso e de estiagem comparado à legislação do CONAMA 357/05	40
Tabela 5 –	Análise de metais pesados presentes nas amostras coletadas no Rio Ipojuca durante o período chuvoso e de estiagem comparadas à legislação do CONAMA 357/05	42
Tabela 6 –	Médias e desvio padrão dos índices de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade em células meristemáticas de <i>Allium cepa</i> , após exposição às amostras de água no Rio Ipojuca durante o período chuvoso e de estiagem.....	43

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIT	Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção
ABNT	Associação Brasileira de Normas e Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
APHA	<i>American Public Health Association</i> ; Associação Americana de Saúde Pública
APP	Área de Proteção Permanente
Art.	Artigo
CBHSF	Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo Constituição Federal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONDEPE	Instituto de Desenvolvimento de Pernambuco
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hidráulicos
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DIEESE	Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EAA	Espectrometria de Absorção Atômica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
1.1	OBJETIVOS.....	14
1.1.1	Objetivo Geral.....	14
1.1.2	Objetivos Específicos.....	14
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1	RECURSOS HÍDRICOS E SUA GESTÃO.....	15
2.2	POLUIÇÃO AQUÁTIA.....	16
2.3	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA.....	19
2.3.1	Diagnóstico e monitoramento ambiental do Rio Ipojuca.....	21
2.4	PARÂMETROS PARA DIAGNÓSTICO AMBIENTAL.....	22
2.4.1	Parâmetros físico-químicos.....	24
2.4.2	Testes de ecotoxicidade.....	26
2.4.3	Bioensaios genéticos.....	27
2.4.4	Sistema-teste <i>Allium cepa</i> L.....	29
3	DIAGNÓSTICO SAZONAL DE IMPACTO AMBIENTAL DO RIO IPOJUCA.....	31
4	CONCLUSÕES.....	55
	REFERÊNCIAS.....	56

1 INTRODUÇÃO

A cidade de Caruaru, localizada no agreste pernambucano, é de grande importância socioeconômica para a região, por apresentar grandes centros comerciais voltados para a produção e venda de produtos têxteis, que vêm movimentando a economia estadual. Atualmente, a cidade apresenta aproximadamente 342,07 hab/km² onde exibe 81,3% dos domicílios com esgotamento sanitário (IBGE, 2017). Com seu crescente desenvolvimento industrial, a cidade em questão vem mostrando um grande aumento populacional, visto que o Polo de Confecções do Agreste é considerado o segundo maior do país, representando cerca de 9% da produção nacional de confecção e dispendo de 12 mil empresas, que vêm gerando cerca de 120 mil empregos diretos e 80 mil empregos indiretos, justificando a intensa procura pela região (ABIT, 2016).

No entanto, apesar de trazer muitos benefícios sociais e econômicos, a indústria têxtil tem gerado alguns impactos ambientais, dentre eles a utilização de um grande volume de água principalmente nas lavanderias e a grande carga poluidora gerada como efluentes, devido ao intenso uso de produtos químicos no processo de produção dos tecidos (AMARAL, 2014). Frequentemente, o tratamento dos efluentes antes do descarte é negligenciado, resultando em efluentes cuja composição não atende aos parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 430/11.

O Rio Ipojuca é de grande importância para o estado Pernambucano, principalmente para a cidade de Caruaru. Contudo, ele vem sofrendo grande impacto ambiental devido ao intenso lançamento irregular de efluentes industriais, têxteis e urbanos, bem como de resíduos sólidos, gerando um descontrole ambiental e alterando suas características naturais, principalmente no trecho que percorre a cidade de Caruaru (LIMA *et al.*, 2013). Levando em consideração que a água do Rio Ipojuca é utilizada principalmente para o abastecimento, irrigação, recreação, consumo animal e uso industrial, é indispensável que se mantenha as propriedades naturais deste recurso para o bem-estar dos organismos que o utilizam para algum fim (CONDEPE-FIDEM, 2005). Dessa forma, recomenda-se seu monitoramento físico-químico associado ao emprego de bioensaios em programas de acompanhamento da qualidade da água (RAMSDORF *et al.*, 2012).

Diversos bioensaios podem ser utilizados como parâmetro de monitoramento ambiental, dentre eles, destaca-se o sistema-teste *Allium cepa* L. (cebola). O *A. cepa* é considerado um bom modelo genético para detectar agentes genotóxicos ambientais, sendo frequentemente

utilizado em estudos de monitoramento, por permitir avaliar danos como alterações cromossômicas e perturbações no ciclo mitótico (FISKESJÖ, 1985), o que contribui para aumentar a sua aplicação no monitoramento ambiental (LEME; MARIN-MORALES, 2009; BRAGA; LOPES, 2015). Dessa forma, o presente trabalho teve por finalidade identificar o efeito poluidor dos possíveis contaminantes presentes nas águas do Rio Ipojuca, através dos ensaios de toxicidade, citotoxicidade e genotoxicidade mediante a utilização do sistema-teste *A. cepa*, fornecendo informações importantes para o processo de monitoramento ambiental do ecossistema.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

- Investigar o potencial, citotóxico, genotóxico e mutagênico em amostras de água de diferentes pontos do Rio Ipojuca, utilizando o sistema-teste *Allium cepa*, associado aos parâmetros físico-químicos da água para fins de diagnóstico e de monitoramento ambiental.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Traçar o perfil da qualidade da água do Rio Ipojuca com a determinação de variáveis hidroquímicas como pH, oxigênio dissolvido (OD), salinidade, temperatura, turbidez, entre outros.
- Traçar o perfil da concentração dos nutrientes nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fosfato total nas amostras de água.
- Investigar a presença de metais pesados na água coletada.
- Avaliar a citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade dos possíveis contaminantes presentes nas amostras de água coletadas no Rio Ipojuca mediante testes com *A. cepa*.
- Apontar os possíveis contaminantes e suas respectivas ações aneugênicas e/ou clastogênicas no recurso hídrico Ipojuca, mediante a associação com ensaios de genotoxicidade.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RECURSOS HÍDRICOS E SUA GESTÃO

A maior parte da água existente no planeta é salgada (calculada em cerca de 97,5% do volume total) e não é adequada para o consumo humano de forma direta. A pequena parcela restante (2,5%) é relativa à água doce, porém desta pequena parcela, a maior parte está presente em condições de difícil acesso, localizada nas geleiras ou em águas subterrâneas, e apenas 1% encontra-se em condições acessíveis, presente nos rios e lagos (ANA, 2019).

O Brasil possui aproximadamente 12% das reservas de água doce do planeta, que são utilizadas para diferentes finalidades, como abastecimento público, industrial, comercial, agrário, pecuário, geração de energia, entre outros (ANA, 2019). No entanto, essa porcentagem está distribuída de maneira desigual entre as cinco regiões brasileiras, considerando a densidade demográfica e a disponibilidade de água. A região Norte, por exemplo, detém aproximadamente 7% da população brasileira e 68% dos recursos hídricos do país, situados nas maiores bacias hidrográficas do mundo. Por outro lado, as regiões mais densamente povoadas, como as regiões Sudeste e Nordeste (cerca de 45% da população) apresentam apenas 6% dos recursos hídricos (BASSOI; GUAZELLI, 2004; TOZI, 2018).

Recurso hídrico é toda e qualquer água superficial ou subterrânea localizada nas diferentes regiões ou bacias. Apresenta valor econômico, social e é indispensável para a sobrevivência e desenvolvimento de diferentes atividades dos seres vivos (MACHADO, 2002), como atividades industriais, agrícolas, ou de lazer. Quando há falta ou negligência no gerenciamento do recurso hídrico, todo o ecossistema pode ser afetado, reduzindo assim o acesso à água potável.

O processo de gestão dos recursos hídricos visa assegurar sua preservação, uso e recuperação, mediante criação de planos de ação baseados em leis, normas e diretrizes (MORAIS *et al.*, 2018), proporcionando condições satisfatórias para as suas múltiplas finalidades de forma equilibrada e sustentável (YASSUDA, 1993). No Brasil, para facilitar a administração dos recursos hídricos, a Constituição Federal divide o domínio da água entre a União e o Estado, especificando que os recursos hídricos contidos em mais de um estado são de domínio Federal, incluindo lagos, rios e qualquer corrente de água contidos em terreno de seu domínio (CF art. 20, inciso III). Por outro lado, as águas contidas dentro do limite do Estado são consideradas de domínio e responsabilidade estadual, ressalvadas, na forma da lei, as decorrentes de obras da União (CF, art. 26, inciso I). Além disso, a Constituição Federal é utilizada como base para a formação do Estatuto Jurídico das Águas, o qual exhibe um paralelo

entre a proteção dos direitos humanos, como acesso à água potável, saneamento básico, gestão responsável dos recursos hídricos; e a proteção do meio ambiente e dos recursos naturais (AITH; ROTHBARTH, 2015).

Algumas legislações federais são de extrema importância para o processo de gestão hídrica. Os fundamentos, princípios e diretrizes estabelecidos na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) estão definidos pela lei nº 9.433/97, denominada Lei das Águas, que permite regular o desenvolvimento econômico bem como os impactos do uso da água no meio ambiente, visando assegurar a disponibilidade hídrica. A partir dessa lei, os estados criam suas próprias leis para regulamentar a gestão do poder público, com base nas necessidades sociais, mas dentro de um planejamento ambiental, possibilitando a regulação e controle da utilização dos recursos hídricos, visando à preservação e recuperação das bacias hidrográficas (RAUBER; CRUZ, 2013). Apesar do domínio público da água pertencer ao poder federal e estadual, como gestor deste bem (MACHADO, 2002), a PNRH é formulada, avaliada e executada de forma democrática com intensa participação social (AITH; ROTHBARTH, 2015), monitorada pelo Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH, criado pela PNRH para coordenar a gestão democrática das águas). Adicionalmente, a Agência Nacional das Águas (ANA), criada pela lei nº 9.984 de 2000, é uma agência reguladora responsável por cumprir os objetivos e diretrizes estabelecidos pela Lei das Águas do Brasil, mediante quatro linhas de ações: regulação, monitoramento, aplicação de lei, e planejamento (ANA, 2019).

Para auxiliar nesse processo, existem alguns órgãos legais, como o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que é um órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). O CONAMA tem como objetivo assessorar a administração hídrica mediante a determinação de normas e padrões, que definam níveis de controle de poluição, para atender aos objetivos apresentados pela Política Nacional do Meio Ambiente. A resolução CONAMA Nº 357/05 tem como finalidade classificar os recursos hídricos e apresentar diretrizes para o seu enquadramento de acordo com seu uso preponderante. Por outro lado, a resolução CONAMA Nº 430/11 apresenta padrões para o lançamento de efluentes de maneira responsável, a fim de reduzir os impactos decorrentes da emissão desses resíduos. Essas resoluções são essenciais para os programas de gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 2005).

2.2 POLUIÇÃO AQUÁTICA

A maior parte da população reside em centros urbanos, expandindo-se de forma acelerada, causando cada vez mais alterações sobre o ambiente natural, promovendo diversos

tipos de impactos como a contaminação das águas fluviais, inundações, desmatamento ou problemas relacionados ao saneamento básico (MOLINA *et al.*, 2004). Toda alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente proveniente das atividades humanas é considerada impacto ambiental (SÁNCHEZ, 2008), podendo interferir nas condições naturais do ar (MOLINA *et al.*, 2004), do solo ou dos corpos hídricos. Estes últimos vêm sendo impactados de forma crescente devido ao lançamento de resíduos sólidos, efluentes industriais e/ou urbanos sem o tratamento adequado (NIEMCZYNOWICZ, 1996). Estes resíduos alteram as características físicas e químicas dos recursos hídricos de forma a prejudicar sua utilização (PEREIRA, 2004).

A poluição hídrica de uma forma geral pode ser classificada em dois tipos: (1) fontes pontuais, que geralmente ocorrem em redes de efluentes domésticos ou industriais lançados em pontos específicos, de forma individualizada e controlada, consideradas fontes fixas e de fácil localização, ou (2) as não pontuais ou difusas, dispersas ao longo do curso do rio, despejadas de forma aleatória sem um padrão de lançamento, o que dificulta o monitoramento ambiental, como por exemplo, o escoamento de água de chuva sobre campos urbanos ou agrícolas. Estes últimos apresentam grande concentração de pesticidas e fertilizantes (PEREIRA, 2004), utilizados no controle de pragas e ervas daninhas, e são considerados eficazes nos ganhos de produtividade agrícola. No entanto, seu uso é persistente e tóxico ao ambiente em geral, podendo se acumular no solo, chegar aos corpos hídricos por processos de lixiviação e ocasionar sérios danos ao ecossistema e à saúde pública, devido ao seu alto potencial tóxico (BRASIL, 2010; SODRÉ, 2012; LI; AARON, 2017), o que torna os ambientes aquáticos impróprios para o abastecimento público e para as diversas atividades neles realizadas (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014).

Além das áreas agrícolas, os recursos hídricos presentes em regiões urbanas encontram-se frequentemente em um ciclo de contaminação, devido aos despejos de resíduos líquidos e sólidos de origem doméstica (TUCCI, 2004). Mesmo com o desenvolvimento tecnológico, o lançamento dessas substâncias tem progredido consideravelmente por conta das ações antrópicas associadas à falta de infraestrutura e saneamento básico, fato que proporciona o aumento da quantidade de matéria orgânica nos leitos dos rios, superando o seu processo de recuperação (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Este processo, denominado de autodepuração dos corpos hídricos, está relacionado à condição de reestabelecer o equilíbrio do ecossistema após a entrada de uma fonte poluidora. Quando ocorrem despejos de efluentes nos rios, os mesmos passam por um processo natural de degradação de matéria orgânica e de recuperação do recurso hídrico. No entanto, dependendo da composição dos efluentes e das concentrações de seus

contaminantes, o processo de recuperação não é possível (SCHUELER *et al.*, 2016), tornando o meio poluído e, por muitas vezes, eutrofizado, promovendo por consequência a morte de diversos organismos aquáticos (ZANINI, 2000).

Outro fator responsável pelo aumento da poluição hídrica é a degradação da mata ciliar, que são extensões florestais protegidas por lei, definidas como Área de Proteção Permanente (APP) e auxiliam no processo de preservação dos corpos hídricos (ARANA, 2016). Elas são consideradas instrumentos redutores das taxas de erosão e assoreamento, auxiliando na manutenção da qualidade da água, mediante retenção dos resíduos sólidos liberados pelo ecossistema terrestre e controlando o aporte de nutrientes (CASTRO *et al.*, 2013). A degradação da vegetação está relacionada ao adensamento populacional associado à falta de planejamento, com ocupação de áreas indevidas e de práticas agropecuárias (MARTINS, 2001), gerando impactos à sustentabilidade dos ecossistemas terrestres e dos recursos hídricos (IORI *et al.*, 2012).

Além das atividades supracitadas, o descarte de resíduos sólidos de maneira incorreta também auxilia na degradação dos ambientes aquáticos. Quando depositados nos leitos dos rios ou lançados diretamente nele, interferem em sua qualidade seja pela presença e decomposição de matéria orgânica com alto potencial poluidor da água e do solo, seja pela presença de substâncias não degradáveis, elevando à propensão para o assoreamento (SCHUELER *et al.*, 2016), além de ser considerado um veículo na transmissão de doenças (GONÇALVES *et al.*, 2013).

A poluição dos recursos hídricos contribui com a redução da sua disponibilidade para o planeta, por afetar as características físicas e químicas dos ecossistemas, interferir na comunidade biológica e prejudicar a cadeia alimentar bem como a saúde pública. O acúmulo de substâncias tóxicas, como os metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos, e pesticidas nos corpos hídricos, é capaz de interagir com os organismos expostos e seu material genético e proporcionar efeitos deletérios na fisiologia e genética dos mesmos, comprometendo a saúde dos indivíduos (MORAES; JORDÃO 2002). A acumulação destes agentes nos seres vivos pode alcançar diferentes níveis tróficos e desestruturar todo o ecossistema (MATSUMOTO *et al.*, 2006; VENTURA *et al.*, 2008). Além destes fatores, a contaminação do ambiente aquático não se dá apenas pela acumulação de substâncias na água, eles também comprometem o sedimento dos corpos hídricos e inviabilizam diversas atividades (SUARES *et al.*, 2010; BRITTO *et al.*, 2012).

Dessa forma, levando em consideração a abrangência de diferentes níveis de poluição, diversas metodologias são empregadas para fins de diagnóstico e de monitoramento ambiental,

visando à obtenção de informações necessárias para o estabelecimento de estratégias para redução da poluição e degradação do meio ambiente (ISIDORI *et al.*, 2004; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

2.3 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA

A Bacia hidrográfica do Rio Ipojuca está inteiramente localizada no estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil (Figura 1). Ela apresenta uma conformação alongada, proporcionando uma posição estratégica para o Estado, ligando a Região Metropolitana do Recife (RMR) ao Sertão do estado (CONDEPE-FIDEM, 2005). Abrange uma área de aproximadamente 3.433 km², está inserida nas regiões do Litoral, Zona da Mata, Agreste e parte do Sertão pernambucano, representando cerca de 3,49% do Estado, com um total de 25 municípios inseridos, sendo 10 apenas parcialmente. A referida bacia favorece uma população de aproximadamente 568.630 habitantes de zonas rurais e urbanas, onde suas águas são utilizadas principalmente para o abastecimento público, irrigação, consumo animal e para o lançamento de efluentes urbanos e agroindustriais (APAC, 2019).

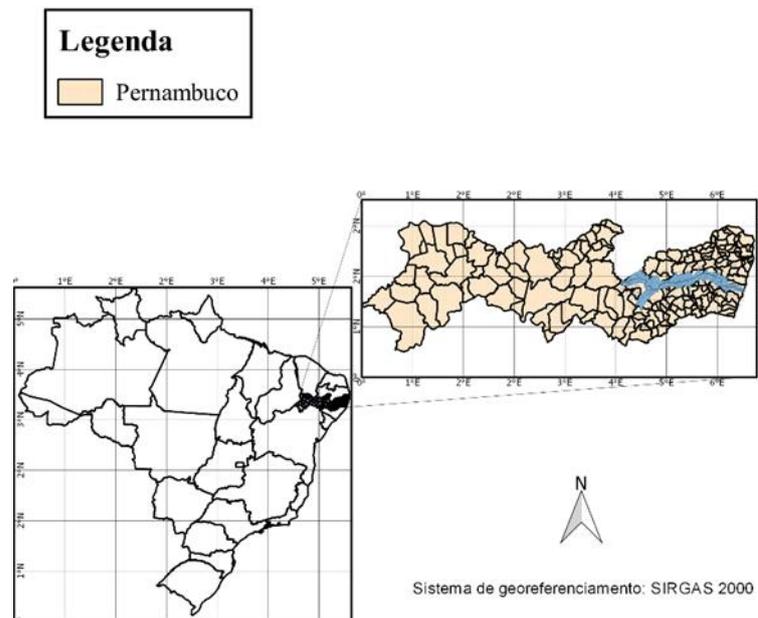
O Rio Ipojuca é considerado o principal da bacia hidrográfica de mesmo nome na qual está inserido, apresentando cerca de 320 km de extensão, regime intermitente e tornando-se perene nas proximidades da Cidade de Caruaru em seu médio curso. Sua nascente está localizada nas encostas da serra do Pau d' Arco, no município de Arcoverde, a aproximadamente 900 m de altitude, e tem sua foz no Oceano Atlântico a sudeste do município de Ipojuca. O Rio Ipojuca passa por diversas importantes sedes municipais como, por exemplo, Bezerros, Caruaru, Chã Grande, Escada, São Caetano, Ipojuca, entre outras (APAC, 2019), beneficiando diversos municípios que atuam como polos de desenvolvimento regional e local (CONDEPE-FIDEM, 2005).

Na extensão do rio, o solo é ocupado principalmente por indústrias, regiões urbanas, cultivos de cana-de-açúcar, pecuária e policultura. Além disso, apresenta áreas de Manguezal e Mata Atlântica sendo perceptível sua importância para o desenvolvimento socioeconômico das regiões banhadas por ele (CPRH, 2012). A referida bacia apresenta uma posição estratégica que favorece o desenvolvimento de algumas regiões, principalmente, o Agreste do estado Pernambucano, com destaque para os municípios de Santa Cruz do Capibaribe, Toritama e Caruaru.

Apesar de favorecer o crescimento agrícola, urbano e industrial, o Rio Ipojuca vem sofrendo com o lançamento de efluentes de diversas fontes, incluindo têxteis. A indústria têxtil

é responsável por grande movimentação econômica no Brasil, sendo considerado o quinto maior produtor mundial, produzindo aproximadamente 8,9 bilhões de peças por ano. Cerca de 27,5 mil empresas na área têxtil estão distribuídas pelo país, concentradas principalmente nas regiões Sudeste e Nordeste, sendo o estado de Pernambuco o segundo maior produtor têxtil das regiões Norte e Nordeste e o oitavo produtor nacional (ABIT, 2019).

Figura 1. Localização do estado de Pernambuco e da bacia do rio Ipojuca (destacada em azul)



Fonte: Duarte (2018), adaptado

Apesar da geração de emprego e renda, as regiões com intenso desenvolvimento industrial, principalmente têxtil, geram resíduos em grande quantidade. Os efluentes provenientes destas indústrias, apresentam em sua composição diferentes quantidades de produtos químicos (incluindo solventes e metais pesados), bem como elevada concentração de corantes de diversas classificações (CHAGAS, 2009), que por muitas vezes, apresentam baixo grau de fixação e resultam em elevadas cargas nas águas residuais (VAN DER ZEE, 2002). Além disso, os corantes são resistentes ao processo de degradação natural, e apresentam características heterogêneas que necessitam de um tratamento específico antes do descarte (AMARAL *et al.*, 2014). A presença destes compostos nos corpos hídricos gera um alto potencial tóxico, mutagênico ou carcinogênico, além de interferir no processo fotossintético devido à coloração das águas ocasionada por estes efluentes (WEISBURGER, 2002; ALVIM *et al.*, 2011).

Além desses fatores, o rio Ipojuca também é intensamente impactado devido à falta de planejamento urbano e à ausência de ações mitigatórias, provocando o assoreamento de vários trechos, a devastação de matas ciliares, elevando conseqüentemente os níveis de matéria orgânica, alterando a característica original do rio, prejudicando aos que utilizam desse recurso, colocando em risco a saúde da população e dos seres vivos que vivem nele (AMARAL, 2011). Levando em consideração a grande importância deste recurso hídrico, torna-se necessário um monitoramento, proporcionando ações e decisões futuras que tenham por objetivo preservar e permitir o seu uso de forma sustentável (SANTOS; HERNANDEZ, 2012).

2.3.1 Diagnóstico e monitoramento ambiental do Rio Ipojuca

O Rio Ipojuca sofre impactos ambientais em diversas áreas ao longo de todo o seu percurso e é considerado o terceiro rio mais poluído do Brasil nos indicadores de desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2010). Os municípios de Belo Jardim, Caruaru, Bezerros e Ipojuca, localizados no estado de Pernambuco, apresentam grande concentração industrial contribuindo com a intensa descarga de efluentes no rio Ipojuca provenientes de produtos alimentares, minerais não metálicos, sucroalcooleira, química, metalúrgica e relacionados à área têxtil, principalmente através das atividades das lavanderias concentradas no agreste pernambucano (CPRH, 2014).

Além dos efluentes industriais, o rio em questão recebe despejos provenientes das atividades agrícolas e domésticas, onde 94,7% da carga orgânica é proveniente dos municípios, no entanto, Caruaru, Gravatá, Belo Jardim, Bezerros e Escada, participam de forma mais significativa no lançamento da carga orgânica no rio, sendo responsáveis por, aproximadamente, 79% da emissão (APAC, 2012). Estes municípios apresentam uma rede de saneamento básico muito precária, intensificando o processo de degradação ambiental. Conforme os critérios do Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Ipojuca (PHBI), em termos de matéria orgânica remanescente, os efluentes domésticos são responsáveis por cerca de 67,3% da carga orgânica, por sua vez, a indústria de açúcar e álcool contribuem com 26,7% e as demais indústrias com 6% (ESTEVES; FIGUEIRÔA, 2009; APAC, 2012).

Outro fator responsável pela degradação ambiental do recurso hídrico em questão é a instalação do Complexo Portuário Industrial de Suape, localizado no município de Ipojuca (CHAGAS, 2003). Este complexo também intensificou o processo de degradação do rio, sendo os maiores impactos observados no estuário. A estrutura interferiu na composição da comunidade fitoplanctônica, apresentando elevada alteração quantitativa e qualitativa devido à variação das características abióticas, principalmente a grande quantidade de material em

suspensão (KOENING *et al.*, 2003; PESSOA *et al.*, 2009). De maneira geral, este empreendimento interferiu não só nas comunidades fitoplanctônicas como também nos componentes florísticos, faunísticos, nas características geomorfológicas, sedimentológicas e hidrológicas (KOENING *et al.*, 2003).

A fim de mitigar os impactos induzidos pela ação antrópica, o rio é submetido à realização do monitoramento ambiental, onde 14 estações de monitoramento ao longo do rio foram estabelecidas de acordo com o uso e ocupação do solo, abrangendo da nascente ao fim do curso hídrico próximo à desembocadura do estuário (APAC, 2012). No processo de monitoramento das estações estabelecidas, regiões próximas à nascente até as proximidades do município de Chã Grande não apresentam água em determinadas épocas do ano devido à sua característica intermitente, inviabilizando o monitoramento nestas regiões, porém, em trechos perenes a avaliação é realizada periodicamente (CPRH, 2012).

O monitoramento do recurso é realizado pela Agência Estadual do Meio Ambiente (CPRH), na qual a frequência das análises está relacionada com a localização das estações, podendo ser bimestral, semestral ou até mesmo anual (CPRH, 2012). No processo de monitoramento, diversas variáveis físico-químicas como nutrientes, demanda química e bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, são analisadas conforme o estabelecido pela legislação CONAMA 357/05, que, nos últimos anos de avaliação, apresentaram inconformidades quanto aos parâmetros avaliados, justificado pelo intenso lançamento de efluentes urbanos e industriais, como observado, na cidade de Caruaru e na vila do Cedro, e agroindustriais, como no município de Primavera (CPRH, 2014).

Tendo em vista a importância deste recurso hídrico para a população e a preservação do ecossistema aquático, há a necessidade de priorizar a realização de ações, controle e fiscalização das fontes poluidoras através do processo de monitoramento (CPRH, 2014), associado à realização de bioensaios a fim de se obter um diagnóstico ambiental preciso e auxiliar na formação de políticas públicas a fim de minimizar os impactos ambientais gerados ao ecossistema e preservá-lo para as gerações atuais e futuras.

2.4 PARÂMETROS PARA DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

De forma geral, o diagnóstico de um recurso hídrico pode ser definido pela a caracterização da qualidade ambiental de uma determinada área, mediante diversos procedimentos metodológicos que permitam realizar o levantamento de informações dos componentes ambientais, com vistas à verificação da conformidade legal e com o objetivo de identificar e avaliar os impactos, além de permitir a seleção de medidas preventivas e corretivas,

caso seja necessário (FIDALGO *et al.*, 2003). Por outro lado, entende-se por monitoramento ambiental o conhecimento e acompanhamento sistemático da situação dos recursos ambientais dos meios físico, químico e biótico, visando à recuperação, melhoria ou manutenção da qualidade ambiental (PNMA II, 2009).

No monitoramento ambiental de recursos hídricos, é possível identificar as fontes poluidoras e avaliar a qualidade dos efluentes lançados e do próprio recurso hídrico, objetivando auxiliar na produção de políticas públicas para redução dos impactos gerados pelos poluentes e na preservação e manutenção do ambiente de forma sustentável (MELO *et al.*, 2009). É essencial a realização de um monitoramento eficaz e regular, estabelecendo parâmetros efetivos capazes de avaliar as alterações ambientais que ocorrerão na área de interesse. Contudo, esse processo gera altos custos e muitas vezes acarretam inconsistências nas informações devido à redução dos parâmetros avaliados (DERISIO, 2016).

Alguns fatores, como por exemplo, a sazonalidade, os despejos de efluentes, a vazão e direção do fluxo, influenciam diretamente nos resultados do monitoramento de um rio e por isso devem ser levados em consideração nos momentos de análise, tornando necessária a avaliação de diversos pontos no mesmo corpo hídrico (BARTRAM; BALLANCE, 1996; ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003). Além disso, os corpos d'água comportam-se de maneiras diferentes, apresentando características próprias devido às interações climáticas, geomorfológicas, entre outros aspectos (BARTRAM; BALLANCE, 1996).

Diversas metodologias podem ser empregadas no diagnóstico e no monitoramento ambiental de recursos hídricos. Análises físico-químicos e biológicos permitem averiguar se as concentrações dos principais poluentes de forma isolada e/ou associada estão abaixo dos limites estabelecidos pelas leis ambientais, considerando a classificação do recurso hídrico analisado. Esses dados são de grande importância para o estabelecimento de indicadores de potabilidade ou de qualidade da água para as variadas formas de uso (RODRIGUES; CASTRO, 2008). Adicionalmente, é importante também analisar os aspectos físicos no seu entorno e seus ecossistemas, fornecendo informações que retratem o estado global da região analisada, a fim de identificar as causas da degradação ambiental (TOGORO, 2006; BIZZO, 2014). Os ecossistemas podem ser investigados mediante bioensaios, realizados com o propósito de complementar os resultados obtidos e de compreender a ação destes agentes poluidores sobre os seres vivos (BOSCOLLI; MORELLI, 2013). Tendo em vista a importância do equilíbrio sustentável entre o desenvolvimento socioeconômico e a disponibilidade hídrica em quantidade e qualidade, é indispensável realização do diagnóstico ambiental a fim de avaliar e prevenir as consequências negativas das atividades no ambiente (COSTA; MARTINS, 2014)

2.4.1 Parâmetros físico-químicos

Os rios apresentam um poder natural de regeneração, em que microrganismos auxiliam neste processo através da degradação da matéria orgânica, neutralizando a carga poluidora lançada nos corpos hídricos (VON SPERLING, 1996). Quando a carga poluidora lançada nos corpos hídricos é superior ao poder de autodepuração ocorre um desequilíbrio com seus parâmetros físicos, químicos e biológicos (GUEDES, *et al.*, 2012).

As análises físicas e químicas são ferramentas fundamentais, amplamente utilizadas como indicadores de qualidade da água (ATHANÁSIO *et al.*, 2014) e padronizadas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dentre os parâmetros físicos determinados pela legislação, podem ser citados a turbidez, condutividade elétrica (CE), cor e temperatura. Quanto aos parâmetros químicos, estão incluídos a demanda química e bioquímica de oxigênio, o oxigênio dissolvido, nitrogênio total e amoniacal, fosfato, nível de acidez, entre outros aspectos muito empregados no processo de monitoramento ambiental (OLIVEIRA, 2012; ANDRIETTI, 2016).

A turbidez permite avaliar a transparência da água mediante identificação de partículas suspensas que, quando em excesso, devido à grande quantidade de matéria orgânica, tornam as águas naturais turvas e impedem a penetração adequada dos raios solares, prejudicando os processos fotossintéticos e, conseqüentemente, reduzindo a reposição do oxigênio (GONÇALVES, 2009). A condutividade elétrica da água é medida pela condução de corrente elétrica devido à presença de íons dissolvidos na água. É proporcional ao aumento dos íons dissolvidos. Os valores alterados para este parâmetro podem apontar eventual lançamento de efluentes e apresentar características corrosivas a água (LIBÂNIO, 2008; GONÇALVES, 2009). Por outro lado, a temperatura, permite avaliar a intensidade de calor de uma determinada região. Alterações nesses valores influenciam as reações químicas do meio, como a fotossíntese ou alterações no metabolismo dos organismos que ali vivem (PEREIRA, 2004; CETESB, 2018). As variações nos níveis de temperatura podem estar relacionadas a ações antrópicas, ao lançamento de efluentes domésticos, industriais ou agrícolas, ou a variações naturais relacionadas à energia solar (VON SPERLING, 2005).

O oxigênio dissolvido (OD) é de extrema importância para a manutenção da vida na água e para a realização da degradação da matéria orgânica e nos processos de autodepuração. Os níveis deste parâmetro estão relacionados com a atividade fotossintética, a velocidade do escoamento da água e com os níveis de matéria orgânica (BRAGA *et al.*, 2005). O consumo excessivo do OD na água é um dos principais parâmetros de poluição. Regiões que apresentam

valores de OD inferiores ao estabelecido pela legislação, provavelmente recebem lançamentos de efluentes ricos em matéria orgânica, como esgotos domésticos ou industriais (SILVA *et al.*, 2010). As substâncias presentes nestes efluentes são decompostos por bactérias aeróbias que, conseqüentemente, reduzem o teor de oxigênio dissolvido do meio e interferem no metabolismo dos organismos aquáticos aeróbios (ANTUNES *et al.*, 2012), podendo gerar a morte destes indivíduos, incluindo os peixes (VON SPERLING, 2005).

Quanto à caracterização dos nutrientes dos corpos hídricos, os compostos nitrogenados estão inteiramente relacionados ao conjunto de reações químicas e físicas dos ecossistemas aquáticos, além de participar da constituição básica da biomassa (ESTEVES, 2011). Eles podem se apresentar de diversas formas, como nitrato, nitrito, nitrogênio total ou amoniacal, em concentrações variadas, devido ao lançamento de efluentes industriais ou domésticos (BRAGA *et al.*, 2003). Altas concentrações de compostos nitrogenados indicam processo de eutrofização, tornando-se responsável pelo desenvolvimento excessivo das algas, provocando alterações no ecossistema (VON SPERLING, 2005). O parâmetro em questão é utilizado com o objetivo de qualificar águas de abastecimento público e de resíduos brutos e tratados (IZARIAS *et al.*, 2014).

A avaliação do nível de acidez dos corpos hídricos também auxilia no processo de análise qualitativa da água. É um parâmetro determinado pela concentração de íons hidrogênio, avaliando a condição de acidez do ecossistema classificando-o como ácido, neutro ou alcalino. Essa variação de condição se dá pela interação entre os íons provenientes da dissociação da água do próprio ecossistema associada a sólidos, gases dissolvidos, fotossíntese, ou até mesmo a interação com efluentes (VON SPERLING, 2005; GOMES FILHO *et al.*, 2013). Seus valores interferem no equilíbrio químico e é considerado um importante parâmetro a ser avaliado na área ambiental.

Adicionalmente, os metais pesados, elementos químicos com densidade atômica superior a 5 g/cm³, são considerados essenciais às plantas, como por exemplo, ferro (Fe) e o manganês (Mn). No entanto, tornam-se contaminantes tóxicos em altas concentrações e, por isso, são avaliados como indicadores de qualidade da água (CORRÊA, 2006; MUDGAL, 2010). O mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd) são exemplos de metais que apresentam efeito tóxico nos seres vivos podendo desencadear alterações nos processos bioquímicos e nas organelas celulares, afetando vários órgãos e modificando a fisiologia do indivíduo (MOISEENKO, 2001; MUDGAL, 2010). Os lançamentos destes compostos na natureza ocorrem através de várias fontes, como no lançamento de efluentes industriais ou urbanos não tratados adequadamente, atividades agrícolas pelo uso intenso de pesticidas e/ou fertilizantes,

atividades mineradoras do garimpo, derramamentos petroquímicos, entre outros (MORAES; JORDÃO, 2002). Essa classe de compostos é extremamente nociva para os seres humanos (BAIRD, 2002) afetando o sistema cardiovascular, nervoso, gastrointestinal, podendo também causar alterações no DNA e desencadear diversos tipos de câncer (SINGH *et al.*, 2011; WUANA; OKIEIMEN, 2011; TCHOUNWOU, 2012).

2.4.2 Testes de ecotoxicidade

Os contaminantes podem causar danos no metabolismo dos seres vivos devido a mudanças no meio ambiente, geralmente provocadas por ações antrópicas (MATTHEWS *et al.*, 1982; WALKER, 2006; COSTA, 2008). Os testes ecotoxicológicos permitem avaliar a capacidade de um agente tóxico causar efeitos adversos no sistema biológico, mediante alteração de suas características bioquímicas, morfológicas e/ou fisiológicas, fornecendo informações sobre os efeitos dos contaminantes nos organismos e permitindo inferir sobre a qualidade e quantidade do distúrbio (MAGALHÃES; FILHO, 2008).

A associação das análises físico-químicas com os testes ecotoxicológicos eleva a capacidade de detecção das causas e a avaliação dos efeitos dos contaminantes sobre os ecossistemas, sendo de grande importância devido à complementariedade dos resultados (BUSS, 2008; SILVA *et al.*, 2015). Os referidos testes são utilizados como ferramenta para o processo de monitoramento ambiental, tanto para a avaliação de águas superficiais quanto para análise de efluentes de diversas origens. A legislação CONAMA 430/11 estabelece que sejam utilizados organismos pertencentes a no mínimo dois níveis tróficos diferentes (BRASIL, 2011), a fim de avaliar o efeito dos efluentes em todo o ecossistema (COSTA, 2008).

Para a utilização dos testes ecotoxicológicos, organizações e agências de normatização sugerem diversos tipos de procedimentos e bioensaios, considerando tanto os efeitos tóxicos agudos quanto os crônicos. Os efeitos tóxicos agudos são caracterizados como respostas bruscas e rápidas após um curto período de exposição aos agentes tóxicos, (RAND; PETROCELLI, 1985; ABNT, 2010; ARENZON *et al.*, 2011). Por outro lado, os crônicos são aqueles que causam efeitos aos organismos-teste durante o seu ciclo vital como lesões em órgãos e tecidos, alteração reprodutiva, de crescimento ou até mesmo morte do organismo devido à exposição às substâncias tóxicas por um intervalo de tempo significativo (ABNT, 2010; ARENZON *et al.*, 2011).

A Associação Brasileira de Normas e Técnicas (ABNT), por exemplo, elabora normas com diferentes bioensaios, dentre eles a espécie *Daphnia spp* (NBR, 12713:2009), utilizada para a avaliação da toxicidade aguda, e os peixes (NBR 15499:2007), tanto para a aguda quanto

para a toxicidade crônica (ABNT, 2007; ABNT, 2016). Adicionalmente, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) apresenta normas para a avaliação da toxicidade utilizando diferentes organismos, como *Vibrio fischeri* e a *Spirillum volutans*, de acordo com a característica do corpo hídrico com o objetivo da análise (CETESB, 2013). Dentre as organizações e agências de normatizações internacionais, destacam-se *American Public Health Association (APHA)*, *American Society for testing materials (ASTM)*, *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*, que também recomendam diferentes tipos de procedimentos e organismos-teste para a realização dos bioensaios (CAIRNS, 1988; SILVA *et al.*, 2015).

Adicionalmente, existe uma variedade de organismos sensíveis na avaliação do potencial tóxico seja de um agente biológico, químico ou de uma mistura complexa, que indiquem possíveis danos morfológicos e/ou genéticos. Para que um organismo seja considerado um bom indicador ambiental ele precisa ser analisado e apresentar determinadas características como a possibilidade de estudos em laboratório, apresentar características ecológicas bem reconhecidas, ser abundante e de fácil coleta, bem definido taxonomicamente, entre outras características (JOHNSON *et al.*, 1993). Dentre os organismos utilizados, além dos supracitados, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos, que, além de fazerem parte da composição da comunidade aquática, apresentam um importante papel como bioindicador de estresse ambiental (BUEÑANO *et al.*, 2018). De modo semelhante, peixes, como *Astyanax lacustris*, *Oreochromis niloticus*, também são intensamente utilizados na avaliação de ambientes impactados por diversos tipos de efluentes (WACHTEL *et al.*, 2017; VIANA *et al.*, 2018). Dentre os vegetais, destacam-se as espécies *Allium cepa* e a *Lactuca sativa* na avaliação da toxicidade e genotoxicidade (BRAGA; LOPES, 2015; BIRUK *et al.*, 2017).

2.4.3 Bioensaios genéticos

Os bioensaios genéticos permitem complementar o monitoramento ambiental, sendo considerados ferramentas eficazes para avaliação ambiental baseada no uso de organismos sensíveis a danos no DNA, que podem ser provocados por agentes contaminantes (HARA *et al.*, 2018), em diferentes concentrações e tempo de exposição (CARITÁ, 2010). Por meio desses ensaios é possível analisar se os agentes poluidores causam alguma alteração no material genético do organismo exposto aos contaminantes, em decorrência de suas ações individuais, aditivas, sinérgicas ou antagonistas (LLORENTE *et al.*, 2012), promovendo efeitos tóxicos, citotóxicos, genotóxicos e/ou mutagênicos (PETRY *et al.*, 2016).

A toxicidade é avaliada quando um composto possui a capacidade de causar alguma injúria, interferindo na fisiologia deste organismo mediante alterações nas taxas de crescimento, desenvolvimento, e de morte (ARENZON *et al.*, 2011). Por outro lado, um composto é classificado como citotóxico quando é capaz de interferir no índice de divisão ou na viabilidade celular, podendo induzir uma sequência de morte celular independente do mecanismo acionado (RODE, 2008). O índice de citotoxicidade pode ser avaliado por diversas técnicas avaliando diferentes funções metabólicas celulares. O teste do MTT (brometo de 3-[4,5-dimetil-tiazol-2-il]-2,5- difeniltetrazólio), por exemplo, permite verificar a viabilidade celular observando a transformação de coloração do referido composto, que reflete o estado funcional da cadeia respiratória (DUARTE *et al.*, 2017). Também o teste do vermelho neutro (NR) avalia a citotoxicidade, porém analisando as funções metabólicas celulares dos lisossomos (ROGERO *et al.*, 2003). Por outro lado, o método de exclusão do azul de Trypan permite verificar o índice de citotoxicidade mediante análise da integridade da membrana celular (VALADARES *et al.*, 2007), e o teste da lactato desidrogenase (LDH), marcador de lise celular, permite detectar danos também a nível de membrana mediante observação da liberação da enzima citosólica LDH para o meio extracelular em decorrência de algum dano na membrana celular (ANDRADE, 2007; FRANCHI *et al.*, 2012).

Por outro lado, a genotoxicidade de um agente poluidor está relacionada à capacidade de promover danos ao material genético durante o ciclo celular, podendo alterar a estrutura e/ou o conteúdo cromossômico, bem como promover alterações nos componentes celulares responsáveis pelo processo de divisão, como as fibras do fuso e nas enzimas relacionadas ao processo, interferindo na segregação correta dos cromossomos (CARITÁ; MARIN-MORALES, 2008). São considerados componentes mutagênicos, aqueles com alterações persistentes, transmitidos às gerações futuras (ARAÚJO *et al.*, 2015), mais especificamente relacionados a mutações de ponto (MORALES *et al.*, 2013).

Os bioensaios genéticos permitem avaliar diversos tipos de lesões, seja na molécula de DNA ou na estrutura cromossômica, sendo amplamente utilizados para avaliação dos efeitos tóxicos, citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos utilizando organismos vivos. Diversos bioensaios genéticos são utilizados para auxiliar no processo de monitoramento ambiental, dentre eles o ensaio cometa, o teste do micronúcleo e o teste de *Salmonella* (teste de Ames) (GONÇALVES, 2016; WACHTEL, 2017).

O ensaio cometa, conhecido como SCGE (*Single-Cell Gel Eletrophoresis*), é capaz de avaliar danos no DNA de células individualizadas (COLLINS, 2014) em ensaios *in vivo* ou *in vitro*. É considerada uma excelente ferramenta para avaliação das condições ambientais

(MARAL *et al.*, 2017), no qual é possível detectar quebras nos filamentos de DNA. Na realização do teste, lâminas são confeccionadas e submetidas à eletroforese a fim de observar a migração dos fragmentos de DNA, sendo o tamanho de cauda diretamente proporcional ao tamanho do dano sofrido (COLLINS, 2014). É um método rápido, sensível e pode ser avaliado em qualquer célula eucariótica (DA SILVA *et al.*, 2003).

O teste do micronúcleo (MNs) também permite avaliar danos genotóxicos, no nível citogenético, baseados na análise da formação e quantificação de micronúcleos, gerados a partir de alterações resultantes de quebras cromossômicas e/ou disfunção do fuso mitótico, demonstrando efeitos clastogênicos e aneugênicos, respectivamente. Essa técnica tem se mostrado eficaz, de simples análise e intensa aplicabilidade para avaliar a potencialidade genotóxica de substâncias, devido à interação dos agentes contaminantes com proteínas e com o material genético de células que passaram por processo de divisão celular (FENECH, 2000; SOUZA, 2006; WACHTEL, 2017).

Testes utilizando bactérias podem ser usados para a avaliação da mutagenicidade, como é o caso do teste de Ames, que utiliza espécies como *Salmonella typhimurium* ou *Escherichia coli* para identificação de substâncias que causam mutações na molécula de DNA (LAH *et al.*, 2008). O ensaio pode ser realizado com estirpes de *Salmonella* modificadas geneticamente para não produzirem um aminoácido essencial para o crescimento e formação de colônias. Diante da exposição aos agentes mutagênicos, a mutação é revertida e o aminoácido passa a ser produzido promovendo a formação de colônias (GONÇALVES, 2016). A quantidade de colônias formadas está diretamente relacionada ao potencial mutagênico do composto (SAMIEI *et al.*, 2015)

Dentre os grupos mais utilizadas como bioindicadores, os vegetais superiores vêm se destacando por apresentar alta eficiência e sensibilidade aos testes citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos, destacando-se o sistema-teste *Allium cepa* L. (LEME; MARIN-MORALES, 2009). Este sistema-teste é extremamente eficaz nas análises relacionadas às questões ambientais como na avaliação dos contaminantes presentes nos solos, recursos hídricos, efluentes industriais, urbanos e agrícolas (ATHANÁSIO; RIEGER., 2014; KHAN *et al.*, 2019; ROSCULETE *et al.*, 2019; YADAV *et al.*, 2019).

2.4.4 Sistema-teste *Allium cepa* L.

O sistema-teste *A. cepa* apresenta características particulares que o torna vantajoso, como oferecer um sistema de fácil execução para avaliar danos cromossômicos e alterações no ciclo mitótico (TEDESCO *et al.*, 2012), apresentar baixo custo, excelente sensibilidade, rápido

crescimento radicular, fácil manuseio, grande número de células em divisão, cromossomos grandes e em número reduzido ($2n = 16$). Além disso, apresenta uma boa correlação quando comparado a outros sistemas-teste (FISKESJO, 1985, LEME; MARIN-MORALES, 2009; NEFIC *et al.*, 2013), principalmente com os de mamíferos, apresentando uma alternativa para o monitoramento do potencial genotóxico de diversos compostos químicos (GRANT, 1982; FISKESJÖ, 1985). É uma ferramenta efetiva para avaliar o potencial tóxico das substâncias lançadas no meio ambiente, sendo recomendado mm por alguns órgãos como IPCS (*International Programme on Chemical Safety* – Programa Internacional de Segurança Química), UNEP (*United Nations Environment Programme* – Programa Ambiental das Nações Unidas) e a USEPA (*US Environmental Protection Agency* – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) (CABRERA; RODRIGUEZ, 1999; KHAN *et al.*, 2011).

O teste com *A. cepa* permite a avaliação de diversos parâmetros como a toxicidade, genotoxicidade, citotoxicidade e a mutagenicidade de substâncias. A toxicidade pode ser avaliada pelo processo de germinação das sementes de *A. cepa* e da variação de crescimento médio das raízes (CARITÁ, 2010). Os parâmetros de citotoxicidade e genotoxicidade são avaliados por meio da análise de células da região meristemática. A citotoxicidade é mensurada pelo cálculo da frequência do índice de divisão celular ou mitótico (IM), que pode ser inibida, bloqueada ou acelerada, promovendo alterações no desenvolvimento do organismo (DARROUDI, 1985; CARITÁ; MARIN-MORALES, 2008; MACEDA *et al.*, 2015).

Por outro lado, a genotoxicidade é avaliada mediante análise da frequência de alterações nucleares ou cromossômicas, devido à exposição a agentes tóxicos (BERTI *et al.*, 2009; MACEDA *et al.*, 2015). As alterações que podem ser de origem aneugênica, relacionadas a alterações nas fibras do fuso mitótico, como as C-metáfases, perdas, atrasos e aderências cromossômicas ou de origem clastogênica, relacionadas a quebras nos cromossômicos, como as pontes e fragmentos cromossômicos (SUDHAKAR *et al.*, 2001; FERNANDES *et al.*, 2009; MAZZEO *et al.*, 2011). A mutagenicidade é verificada mediante formação de micronúcleos nas células situadas em região acima da meristemática, que correspondem às células da primeira geração filial (F_1). Os micronúcleos podem ser originados por processos de quebras cromossômicas (clastogênese) e/ou alterações na formação do fuso mitótico (aneugênese), que são fixadas e transmitidas durante a divisão celular para as células F_1 , e podem conter fragmentos cromossômicos e/ou cromossomos inteiros, respectivamente (BIANCHI *et al.*, 2015).

3 DIAGNÓSTICO SAZONAL DE IMPACTO AMBIENTAL DO RIO IPOJUCA

Bruna Rafaelle Bernardo da Silva¹; Júlio César Souza da Rocha Filho¹; Gabriel Victor de Lima²; Joelithon de Lima Costa²; Silvany de Sousa Araújo¹; Vanessa Cristina de Souza¹; Ana Maria Benko-Iseppon¹; Sávia Gavazza²; Ana Christina Brasileiro-Vidal¹

¹Laboratório de Genética e Biotecnologia Vegetal, Departamento de Genética, UFPE, Recife, PE

²Laboratório de Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia Civil, UFPE, Recife, PE

RESUMO: O Rio Ipojuca apresenta elevada importância socioeconômica para o Estado de Pernambuco. Contudo, este rio vem sofrendo grande impacto ambiental, principalmente no trecho que percorre a cidade de Caruaru, devido ao elevado crescimento urbano e alto desenvolvimento industrial, principalmente na área têxtil. A grande quantidade de efluentes têxteis e urbanos gerada é lançada no rio, na maioria das vezes sem tratamento adequado, interferindo na qualidade ambiental do referido recurso hídrico. O presente trabalho visou avaliar a qualidade da água do Rio Ipojuca através de ensaios físico-químicos e citogenotóxicos (*Allium cepa* L.) em cinco pontos que percorrem o município de Caruaru (PE), em dois períodos (chuvoso e estiagem). Nas análises dos metais pesados, foi observado que nos pontos P2 (período de estiagem), P3 e P4 (em ambas os períodos), os níveis de Cu, Fe, Mn estavam acima dos permitidos pela legislação. Esses pontos encontram-se na área mais antropizada de Caruaru. Nos ensaios utilizando o bioindicador *A. cepa*, a água do rio foi analisada quanto ao seu potencial, citotóxico, genotóxico e mutagênico no nível cromossômico. Os pontos P2, P3 e P4 apresentaram aumento significativo das frequências de alterações cromossômicas, evidenciando, assim, efeito genotóxico, enfatizando a correlação entre alterações físico-químicas e genotóxicas e o comprometimento da qualidade do corpo hídrico, bem como a importância dos bioensaios para o monitoramento ambiental.

Palavras-chave: Efluentes têxteis. Alterações cromossômicas. Metais pesados. Sistema-teste *Allium cepa*

INTRODUÇÃO

A poluição hídrica é uma problemática mundial crescente. Diversos recursos hídricos vêm sendo impactados devido à uma série de fatores, dentre eles a descarga de efluentes fora dos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação; a geração de resíduos sólidos; o uso indiscriminado de agrotóxicos, que são lixiviados para o lençol freático, entre outros (Assis; Muratori, 2007; Li; Jennings, 2017).

O Rio Ipojuca, localizado no Estado de Pernambuco (Brasil), é considerado um recurso hídrico de grande importância social e econômica para o Estado. Possui cerca de 324 km de extensão, percorrendo aproximadamente 24 municípios localizados do sertão ao litoral pernambucano, incluindo a cidade de Caruaru (APAC, 2019). De acordo com a resolução do CONAMA 357/05, as águas do referido rio são classificadas como classe 2, sendo utilizadas principalmente para irrigação, recreação de contato primário, pesca e abastecimento público (CONDEPE/FIDEM, 2005). Contudo, o Rio Ipojuca vem sofrendo grande impacto ambiental, devido ao intenso lançamento de efluentes industriais, têxteis e urbanos sem o devido tratamento, além do acúmulo de resíduos sólidos, gerando um descontrole ambiental e alterando suas características naturais, principalmente no trecho que percorre a cidade de Caruaru. Devido ao crescente desenvolvimento industrial, principalmente na área têxtil, Caruaru movimenta a economia do Estado e proporciona uma maior concentração populacional nos centros urbanos (ABIT, 2017). No entanto, esse crescimento populacional, associado à falta de planejamento urbano, vem interferindo na qualidade da água do rio em questão, aumentando os níveis de contaminação aquática através do lançamento de efluentes com alta carga poluidora sendo, atualmente, uma grande preocupação para a saúde pública (Harres, 2018).

O lançamento de resíduos têxteis ou urbanos, sem o devido tratamento, pode conter metais pesados, agravando as condições ambientais e, conseqüentemente, afetando todos os organismos que dependem daquele recurso (Hoshina *et al.*, 2009). Embora alguns metais pesados sejam essenciais aos seres vivos, quando em excesso tornam-se potencialmente prejudiciais (Yılmaz *et al.*, 2017) e, quando associados a outros contaminantes, pode elevar o seu efeito tóxico, comprometendo a saúde dos seres vivos (Matsumoto *et al.*, 2006).

Para avaliar os efeitos tóxicos dos poluentes, são realizadas análises físico-químicas além de testes biológicos, que são ferramentas eficazes para avaliação das respostas dos organismos à poluição ambiental. Dentre os testes utilizados, o sistema-teste *A. cepa* vem sendo intensamente aplicado como bioindicador em estudos de citogenotoxicidade ambiental, por apresentar características vantajosas como, cromossomos relativamente grandes em número

reduzido ($2n = 16$), disponibilidade de sementes durante todo o ano (Fiskejö, 1985), alta sensibilidade na avaliação de agentes químicos, o que contribui para aumentar a sua aplicação no diagnóstico e no monitoramento ambiental (Leme; Marin-Morales, 2009; Braga; Lopes, 2015).

O presente trabalho teve por finalidade avaliar a qualidade da água do Rio Ipojuca em cinco pontos que percorrem a cidade de Caruaru (Brasil), incluindo pontos próximos ao lançamento de efluentes urbanos e de lavanderias têxteis, pontos à montante e à jusante. Para tal, foram realizados ensaios físico-químicos e citogenotóxicos, usando o sistema-teste *A. cepa*, para fins de diagnóstico ambiental.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Ipojuca, no trecho em que corta o município de Caruaru, estado de Pernambuco, Brasil, em cinco pontos (P1 a P5) indicados na Figura 2. O P1 está localizado à montante de Caruaru, a aproximadamente 10 km da área urbana. Nesta região, o trecho do rio analisado passa por uma propriedade rural estando distante de centros urbanos e industriais (Figura 3a; 3a'). O ponto P2 está localizado no bairro industrial na via de acesso ao polo industrial de Caruaru (Figura 3b; 3b'). Neste ponto, praticamente não existem residências próximas, logo há maior preservação da mata ciliar quando comparado aos pontos analisados próximos aos centros urbanos. Os pontos P3 e P4 estão localizados em área urbana, com grande densidade populacional e intenso lançamento de efluentes industriais e domésticos. O ponto P5 encontra-se à jusante, na saída do município de Caruaru, após o distrito do Jacaré (Figura 3e; 3e'). Nesta região, destaca-se criação de animais e práticas agrícolas às margens do rio, praticamente sem domicílios, diferente do que ocorre nos pontos P3 e P4.

Tabela 1. Descrição das coordenadas geográficas dos pontos de coleta.

Ponto de Coleta	Coordenadas Geográficas	
	Longitude	Latitude
P1	-036° 05' 44,4'	-08° 19' 15,0'
P2	-036° 00' 38,4''	-08° 18' 09,8''
P3	-035° 59' 05,5''	-08° 17' 27,2''
P4	-035° 56' 22,8''	-08° 16' 49,2''
P5	-035° 54' 24,7''	-08° 15' 57,2''

Fonte: Autor (2019)

Os pontos foram determinados seguindo o fluxo do rio, com suas respectivas coordenadas geográficas (Tabela 1) e apresentando distâncias distintas entre eles (Tabela 2, Figura 2).

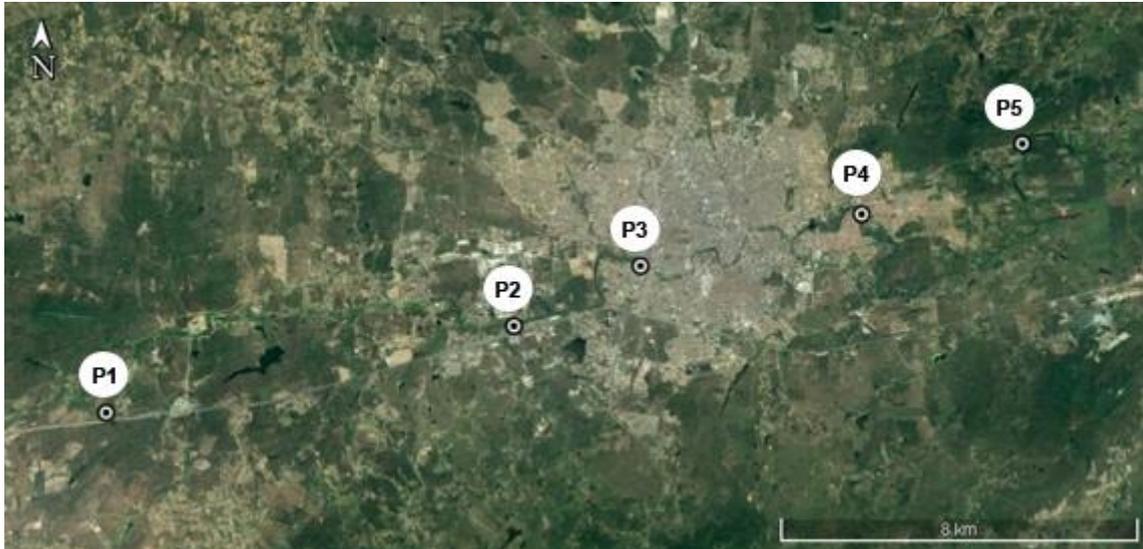


Figura 2. Localização no mapa dos pontos de coleta de água do Rio Ipojuca no município de Caruaru (Brasil). Fonte: Google Earth (2018), adaptado.

Tabela 2. Distância entre os pontos de coleta de água do Rio Ipojuca, na cidade de Caruaru (Brasil).

Pontos de Coleta	Distância (km)
P1 – P2	11,50
P2 – P3	4,27
P3 – P4	7,07
P4 – P5	9,63

Fonte: Autor (2019)

As amostras foram coletadas superficialmente em cada um dos cinco pontos de amostragem, em triplicata (no ponto de coleta, 50 m à montante e 50 m à jusante do ponto de coleta). Cada réplica foi constituída por amostras compostas coletadas de três locais ao longo da largura do rio, com distância de 5 m entre eles. As coletas foram realizadas no período chuvoso (julho/2017) e de estiagem (janeiro/2018), cujas precipitações médias foram estimadas em 101 mm e 44,9 mm, nos trimestres de junho-agosto 2017 e janeiro-março 2018, respectivamente (APAC, 2018). As amostras de cada réplica (1 L de água) foram acondicionadas em potes de vidro, previamente higienizados e autoclavados. Os recipientes com as amostras de água foram mantidos a $4 \pm 2^\circ\text{C}$ e transportados para o Laboratório de Engenharia Ambiental da UFPE (Caruaru), onde foram armazenados e conservados em temperatura de aproximadamente 4°C . Os cinco pontos de amostragem foram coletados no

período chuvoso, enquanto apenas quatro no período de estiagem, uma vez que P1 estava seco no período de estiagem.

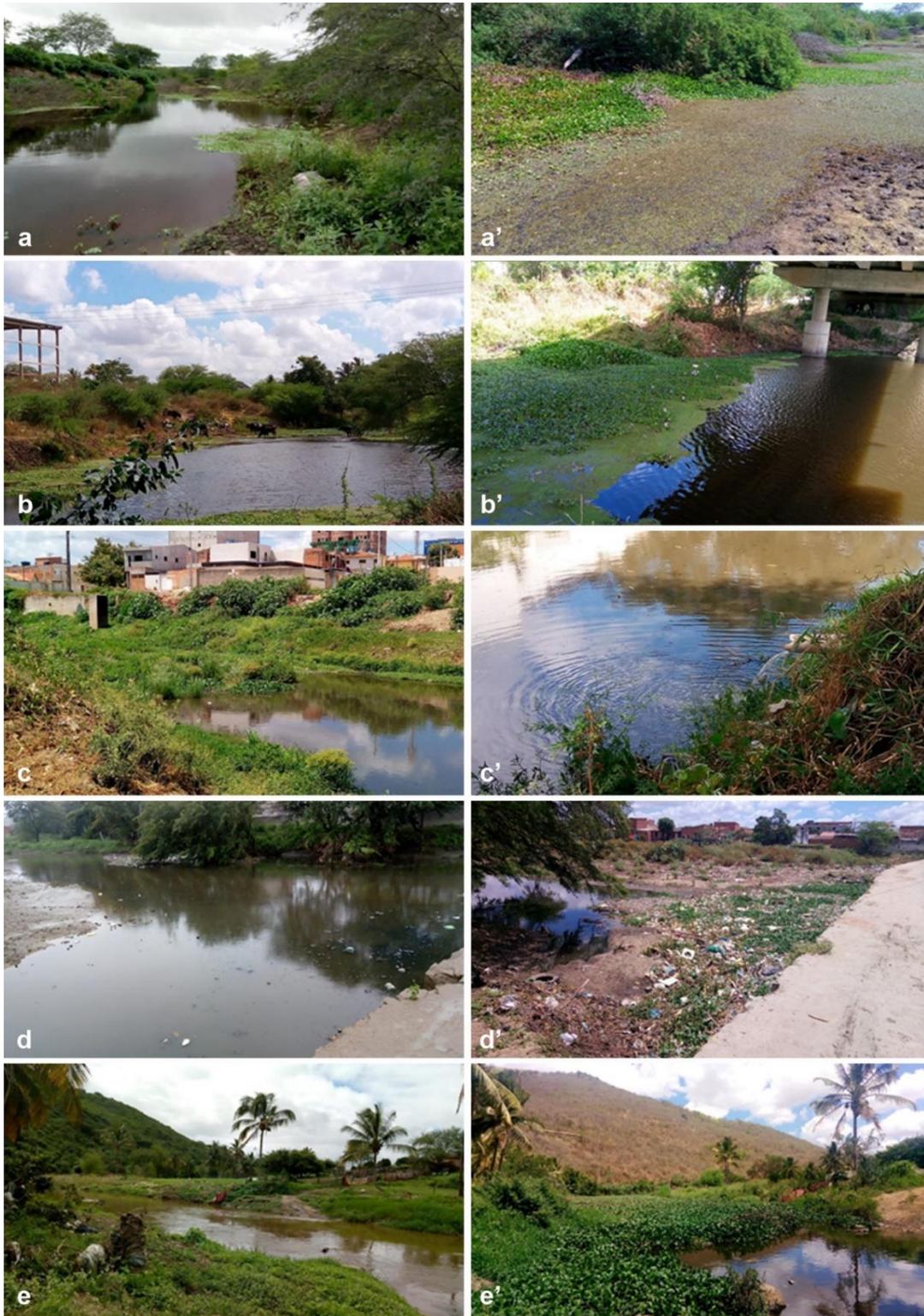


Figura 3. Pontos de coleta do Rio Ipojuca, período chuvoso (a-e) e de estiagem (a'-e'): (a, a') Ponto P1; (b, b') Ponto P2; (c, c') Ponto P3; (d, d') Ponto P4; (e, e') Ponto P5. Fonte: Autor (2019).

Determinação do perfil físico-químico

Os parâmetros físico-químicos de temperatura, oxigênio dissolvido (OD), salinidade, condutividade e pH foram medidos no local, utilizando uma sonda multiparâmetro portátil previamente calibrada (HQ40d, HACH®). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a análise de nutrientes (nitrito, nitrato, fosfato e amônia) foram analisados em laboratório, seguindo os métodos propostos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e também pelo Manual de Procedimentos do Laboratório de Saneamento Ambiental (KATO *et al.*, 2014).

Determinação do perfil de metais pesados

A quantificação de metais pesados foi realizada pelo Núcleo de Análises de Águas, Alimentos e Efluentes (NAAE) utilizando a técnica de espectrometria de absorção atômica por chama (AAS), de acordo com a metodologia proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.* 2012).

Bioensaio com *Allium cepa*

Para avaliar os parâmetros de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade em nível cromossômico das amostras de água, foram utilizadas sementes de *A. cepa* (Vale Ouro - IPA 11), fornecidas pelo Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA. Foram germinadas 50 sementes por placa de Petri contendo papel filtro embebido em 10 mL de cada amostra. O controle negativo consistiu de sementes germinadas em água ultrapura; e os controles positivos para a genotoxicidade consistiram de Trifluralina 0,84 ppm de princípio ativo e de Metilmetanosulfonato $4 \times 10^{-4} \text{M}$ (MMS), com ações aneugênica e clastogênica, respectivamente. Dessa forma, o trabalho consistiu de nove tratamentos (P1 estava seco no período de estiagem), além dos tratamentos controles (água ultrapura, trifluralina e MMS), totalizando 12 tratamentos.

Para a análise da citotoxicidade, foi estimado o índice mitótico (IM), calculado pela razão entre o número de células em divisão e o número total de células analisadas multiplicado por 100. Para os efeitos genotóxicos, foram avaliados os índices de alterações cromossômicas (IAC), calculado pela razão entre o número de alterações cromossômicas e o número total de células analisadas multiplicado por 100. Por outro lado, a avaliação dos efeitos mutagênicos a nível cromossômico (IMut) foi calculada com base na razão entre o total de células da região F₁ com micronúcleo e o total de células analisadas multiplicado por 100.

Para avaliação da citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade, as sementes foram expostas às amostras e controles por um período de 72 h, posteriormente, foram fixadas em Carnoy (etanol: ácido acético 3:1, v/v), permanecendo de seis a oito horas em temperatura ambiente, e em seguida, conservadas a temperatura de -20°C até a confecção das lâminas.

Confecção das lâminas

No processo de confecção, as raízes fixadas foram lavadas três vezes, por 5 min em água destilada. Posteriormente, foram hidrolisadas em HCl 1N por 10 min a 60 °C. Em seguida, foram lavadas novamente e coradas com Reativo de Schiff. Foi utilizada apenas uma raiz por lâmina separando a região meristemática da região adjacente, onde encontram-se as células da primeira geração (F₁) posterior à geração das células meristemáticas. Para a confecção das lâminas, foi utilizado o método do esmagamento com uma gota de carmim acético 2%. As lâminas foram montadas com Entellan (Merk) para posterior análise em microscopia óptica (40x).

Análise estatística

Na análise estatística, foi realizado um delineamento inteiramente casualizado, utilizando-se o teste de variância ANOVA (*One-way*) para cada período, sendo cinco pontos de amostragem para o período chuvoso e quatro pontos de amostragem para o período de estiagem, além dos controles negativo e positivos, totalizando oito e sete tratamentos estatísticos respectivamente, tendo em vista que P1 estava seco no período de estiagem. Para as análises da citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade, foram analisadas 24 repetições (oito repetições por réplica), cuja unidade experimental consistiu de uma lâmina (500 células/lâmina; total de 24 lâminas e 12 mil células por tratamento). Os valores de frequência foram transformados usando a fórmula ($\arcseno \sqrt{\%}$). Os resultados foram submetidos aos testes de normalidade e homogeneidade seguindo o modelo de Shapiro-Wilk e Levene's, respectivamente. Para os dados homogêneos e normais utilizou-se o teste de variância (ANOVA) seguido do teste *a posteriori* de Tukey ($p < 0,05$). Para os dados não homogêneos e/ou não normais utilizou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. Todos os dados foram analisados pelo programa estatístico Statistica (versão 8.0). Os resultados obtidos foram comparados com o controle negativo.

RESULTADOS

Parâmetros físicos e químicos

Alguns valores referentes aos parâmetros físico-químicos (Tabela 3) das amostras dos cinco pontos de coleta, analisados nos períodos chuvoso (PC) e de estiagem (PE) apresentaram-se em discordância quando comparado aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 que estabelece os padrões de qualidade dos recursos hídricos.

Os valores do oxigênio dissolvido (OD) encontram-se abaixo do esperado em todos os pontos de amostragem tanto no período de estiagem quanto no período chuvoso, sendo mais crítico nos pontos de perímetro urbano e durante o período de estiagem, observando-se OD de 0,39 e de 0,48 mg O₂/L para P3 e P4, respectivamente, no período de estiagem (Tabela 3).

Todos os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) apresentaram-se acima do permitido pela legislação vigente para Rio Classe 2 (até 5 mg O₂/L) em todos os pontos de amostragem em ambos os períodos. Adicionalmente, é possível perceber que a DBO, durante o período de estiagem, mostrou-se mais expressiva em dois dos quatro pontos analisados (P3 e P4, valores de 100 e 85 mg O₂/L, respectivamente) quando comparados ao período chuvoso (P3 e P4, valores de 20 e 30 mg O₂/L, respectivamente) (Tabela 3).

Os sólidos dissolvidos totais (TDS) também apresentaram valores acima da resolução em todos os pontos analisados em ambos os períodos, variando entre 720 e 936 mg/L (Tabela 3). Contudo, não se observou uma tendência de aumento ou redução de valores entre pontos ou períodos, com exceção de P5, que apresentou os menores valores tanto no período chuvoso (720 mg/L) quanto no de estiagem (774 mg/L).

Por outro lado, os valores correspondentes à salinidade e turbidez se encontraram dentro dos valores de referência do CONAMA 357/05, embora tenha sido percebido um aumento da turbidez no período chuvoso para os quatro pontos comparados. Além disso, P3 apresentou pH alcalino em ambos os períodos (9,29 e 9,6), acima do aceitável (6,0 a 9,0) (Tabela 3).

Tabela 3. Comparação dos dados físico-químicos das amostras coletadas em cinco pontos diferentes do Rio Ipojuca (PE) com a legislação do CONAMA 357/05, nos períodos chuvoso (julho/2017) e de estiagem (janeiro/2018).

Pontos de coleta	Temp (°C)		pH		OD (mg O ₂ /L)		CE (µS/cm)		Sal (‰)		Turbidez (NTU)		TDS (mg/L)		DBO (mg O ₂ /L)	
	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE
P 1	25,3	-	6,34	-	3,69	-	937	-	0,3	-	15,3	-	936	-	15	-
P 2	24,2	25,8	7,15	7,28	3,89	1,76	826	939	0,2	0,26	29,8	8,64	808	923	20	15
P 3	24,7	29,7	9,6	9,29	1,76	0,39	890	1058	0,26	0,4	37,7	35,4	878	865	20	100
P 4	24,6	29,7	8,8	8,49	1,47	0,48	913	844	0,3	0,2	45,9	27,2	900	748	30	85
P 5	24,8	28,4	8,5	7,81	2,95	1,7	728	995	0,2	0,3	43,5	12,6	720	774	20	34
CONAMA 357/05 Classe 2	*		6,0 – 9,0		> 5,0		*		< 0,5		< 100		Máx 500		< 5,0	

Legenda: PE (Período de Estiagem); PC (Período Chuvoso); *A legislação não apresenta limites para estes parâmetros; pH (potencial Hidrogeniônico); OD (Oxigênio Dissolvido); CE (Condutividade Elétrica); TDS (Sólidos Dissolvidos Totais); DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); - (dados inexistentes, P1 estava seco no período de estiagem); Os valores em negrito encontram-se acima do permitido pela legislação. Fonte: Autor (2019).

Com relação às concentrações dos nutrientes (Tabela 4), fosfato e amônia também apresentaram valores acima do estabelecido pela legislação para todos os pontos e períodos coletadas, com aumento considerável para P3, P4 e P5 no período de estiagem. Para este período, foram observados valores de 7,5; 6,25 e 5,6 mg/L para o teor de fosfato, respectivamente, e de 39,9; 34,5 e 34,5 mg/L para o teor de amônia, respectivamente. Quanto aos valores estabelecidos para o nitrito, todos os pontos estiveram dentro do proposto no período chuvoso. No entanto, no período de estiagem, concentrações superiores ao estabelecido pelo CONAMA 357/05 (1 mg/L) foram detectadas. Por outro lado, as concentrações de nitrato, estiveram dentro do recomendado pela legislação (10 mg/L), com exceção do ponto P2, no período chuvoso que apresentou (12,2 mg/L). Quanto à análise do nitrato no período de estiagem, os valores da concentração de todas as amostras ficaram abaixo do limite mínimo da curva de quantificação (1,0 mg/L). Em relação ao fosfato, foram encontradas concentrações acima do proposto pela legislação (0,05 mg/L) em todas as amostras em ambos os períodos. Contudo, pode-se notar que os valores foram mais expressivos nos pontos P3 e P4, no perímetro urbano e no P5.

Tabela 4. Análise de nutrientes presentes nas amostras de água coletadas no Rio Ipojuca durante o período chuvoso e de estiagem comparado à legislação do CONAMA 357/05.

Pontos de coleta	Nitrito (mg NO ₂ ⁻ /L)		Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)		Amônia (mg N-NH ₄ ⁺ /L)		Fosfato (mg PO ₄ ³⁻ /L)	
	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE
P 1	0,09	-	3,86	<1,0	3,69	-	1,56	-
P 2	0,11	5,91	12,2	<1,0	2,28	4,88	2,17	1,38
P 3	0,11	6,2	6,46	<1,0	4,61	39,9	1,51	7,5
P 4	0,25	5,18	5,58	<1,0	6,86	34,5	2,28	6,25
P 5	0,62	4,48	7,02	<1,0	5,49	34,5	1,77	5,6
CONAMA 357/05 Classe 2	1		10		2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0) 1,0 (8,0 < pH ≤ 8,5)		Até 0,05	

Legenda: PE (Período de estiagem); PC (Período Chuvoso). Os valores em negrito encontram-se acima do permitido pela legislação); - (dados abaixo do limite mínimo da curva de quantificação); - (dados inexistentes, P1 estava seco no período de estiagem). Fonte: Autor (2019).

Análise da presença de metais pesados

Na análise das concentrações de metais pesados, comparadas aos valores máximos determinados pela Resolução CONAMA 357/05 (Tabela 5), o ferro (Fe) apresentou

concentrações acima do estipulado pela legislação (0,3 mg/L) em ambos os períodos e em todos os pontos situados ao longo do rio. Também foram observadas alterações nos teores de cobre (Cu) e de manganês (Mn). Valores acima do estabelecido pela resolução para o cobre (0,009 mg/L) foram verificados para todos os pontos com exceção de P1, enquanto que para o manganês (Mn), valores superiores ao do CONAMA 357/05 (0,1 mg/L) foram observados para P3, P4 e P5 e para o período de estiagem de P2. Por outro lado, os valores de cromo (Cr), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) estavam dentro dos limites estabelecidos na resolução vigente.

Avaliação do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico

Ao avaliar a citotoxicidade, não foram observadas diferenças estatísticas de índice mitótico nem para os cinco pontos amostrais nem entre períodos quando comparados ao controle negativo (Tabela 6). Por outro lado, no que diz respeito à genotoxicidade, os pontos P3 e P4, em ambos os períodos, e P2, no período de estiagem, apresentaram índices de alterações cromossômicas e nucleares maiores estatisticamente que o controle negativo (Tabela 6).

Diferentes alterações foram observadas em células meristemáticas de *A. cepa* para as amostras de água coletadas, como a presença de micronúcleos (Figura 4a,b), C-metáfases (Figura 4c), pontes cromossômicas em anáfase (Figura 4d), quebras cromossômicas (Figura 4e) e pontes cromossômicas em telófase (Figura 4f). Em P3, verificou-se um aumento significativo para a presença de pontes cromossômicas no período de estiagem e de micronúcleos para o período chuvoso, enquanto P4 apresentou aumento significativo para a presença de pontes cromossômicas em ambos os períodos (Anexo 1).

Na análise da mutagenicidade em células F_1 de *A. cepa*, foram observadas algumas alterações nucleares, como micronúcleos e brotos nucleares, nas amostras de água coletadas tanto no período de estiagem quanto na chuvosa nos cinco pontos amostrais, mas de modo semelhante estatisticamente ao controle negativo.

Tabela 5. Análise de metais pesados presentes nas amostras coletadas no Rio Ipojuca durante o período chuvoso e de estiagem comparadas à legislação do CONAMA 357/05.

Pontos de coleta	Cr (mg/L)		Cu (mg/L)		Fe (mg/L)		Mn (mg/L)		Ni (mg/L)		Pb (mg/L)		Zn (mg/L)	
	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE
P 1	0,00	-	0,008	-	1,01	-	0,05	-	<0,024	-	<0,01	-	0,012	-
P 2	0,01	<0,0075	0,014	0,011	2,06	0,94	0,09	0,77	<0,024	<0,024	<0,01	<0,01	0,02	0,00
P 3	0,01	<0,0075	0,013	0,020	1,95	3,21	0,13	0,28	<0,024	<0,024	<0,01	0,01	0,02	0,06
P 4	0,01	<0,0075	0,013	0,020	2,27	2,10	0,17	0,40	<0,024	<0,024	<0,01	<0,01	0,02	0,04
P 5	0,01	<0,0075	0,010	0,010	2,65	0,35	0,15	0,41	<0,024	<0,024	<0,01	<0,01	0,015	0,02
CONAMA 357/05 Classe 2	≤ 0,05		≤ 0,009		≤ 0,3		≤ 0,1		≤ 0,025		≤ 0,01		≤ 0,18	

Legenda: PE (Período de estiagem); PC (Período Chuvoso); Cr (Cromo); Cu (Cobre); Fe (Ferro); Mn (Manganês) Ni (Níquel); Pb (Chumbo); Zn (Zinco); - (dados inexistentes, P1 estava seco no período de estiagem). Os valores em negrito encontram-se acima do permitido pela legislação. Fonte: Autor (2019)

Tabela 6. Médias e desvio padrão dos índices de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade em células de *Allium cepa*, após exposição às amostras de água no Rio Ipojuca durante o período chuvoso e de estiagem.

Tratamentos	Citotoxicidade IM (%)		Genotoxicidade IAC (%)		Mutagenicidade IMt (%)	
	PC	PE	PC	PE	PC	PE
CN	46,98 ± 6,88 ^a	48,17 ± 4,01 ^a	0,13 ± 0,08 ^c	0,35 ± 0,13 ^c	0,07 ± 0,09 ^a	0,06 ± 0,09 ^a
MMS	*	*	4,20 ± 0,93^a	4,27 ± 0,46^a	4,20 ± 0,99^b	4,11 ± 0,92^b
TRI	*	*	5,21 ± 1,23^a	5,20 ± 0,43^a	3,56 ± 0,41^b	3,48 ± 0,46^b
P 1	49,16 ± 6,87 ^a	-	0,30 ± 0,29 ^c	-	0,07 ± 0,11 ^a	-
P 2	49,66 ± 6,10 ^a	48,09 ± 4,68 ^a	0,38 ± 0,29 ^{bc}	0,74 ± 0,25^b	0,06 ± 0,12 ^a	0,09 ± 0,11 ^a
P 3	49,67 ± 6,61 ^a	48,45 ± 2,97 ^a	0,78 ± 0,31^b	0,70 ± 0,17^b	0,09 ± 0,21 ^a	0,19 ± 0,22 ^a
P 4	48,41 ± 4,04 ^a	49,75 ± 3,43 ^a	0,83 ± 0,33^b	0,70 ± 0,18^b	0,08 ± 0,11 ^a	0,12 ± 0,11 ^a
P 5	49,06 ± 3,85 ^a	48,26 ± 4,06 ^a	0,27 ± 0,25 ^c	0,41 ± 0,15 ^c	0,06 ± 0,09 ^a	0,09 ± 0,09 ^a

Legenda: MMS – Metanometilsulfonato; IM: Índice Mitótico; IAC: Índice de Alterações Cromossômicas; IMt: Índice de Mutagenicidade; PE: Período de Estiagem; PC: Período Chuvoso. Letras diferentes em uma mesma coluna indicam médias diferentes estatisticamente para um mesmo período pelo teste Tukey ou Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Valores em negrito indicam diferença estatisticamente pelo teste Tukey ($p < 0,05$) ou Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) em comparação ao CN (Controle Negativo). - (dados inexistentes, P1 estava seco no período de estiagem). * (não utilizado como controle positivo para avaliação do parâmetro). Fonte: Autor (2019).

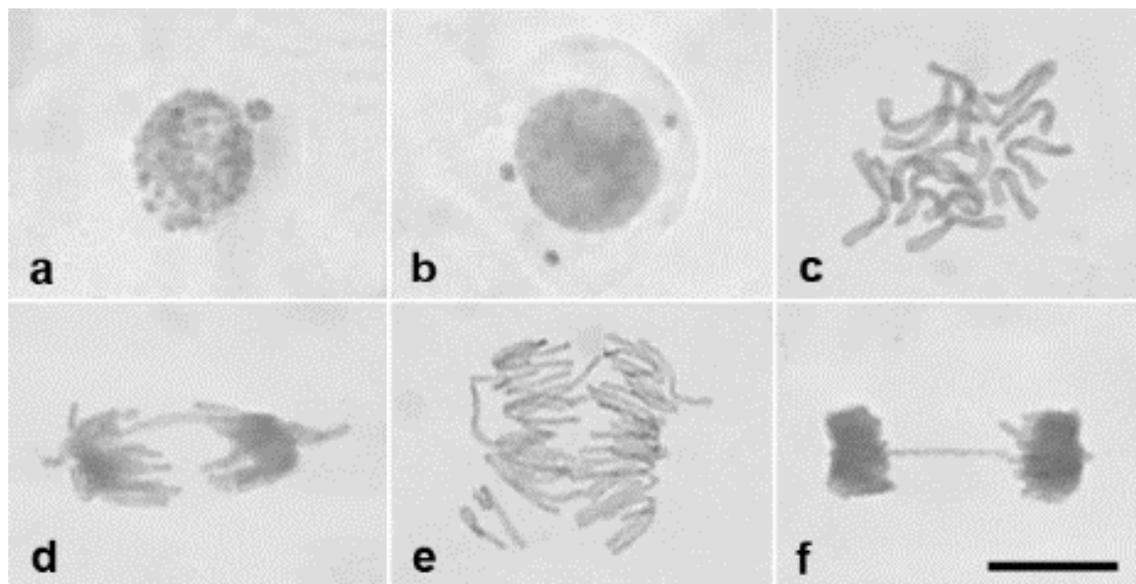


Figura 4. Alterações cromossômicas observadas em células meristemáticas de *Allium cepa* após exposição às amostras de água coletadas no rio Ipojuca (PE). (a, b) Micronúcleos (amostra ponto P2); (c) C-metáfase (P3); (d) anáfase com ponte (P3); (e) anáfase com quebras cromossômicas (P4); (f) telófase com ponte (P4). Fonte: Autor (2019).

DISCUSSÃO

No presente trabalho, os pontos localizados no perímetro industrial e urbano (P2, P3 e P4) e à jusante do município de Caruaru (P5, receptor de toda carga poluidora dos pontos anteriores) apresentaram os parâmetros com maior desconformidade aos parâmetros estabelecidos pelo CONAMA (aspectos físico-químicos, nutrientes e metais pesados), provavelmente em decorrência do lançamento desordenado de efluentes, interferindo negativamente na qualidade do rio e contribuindo para o potencial genotóxico observados nos pontos P2, P3 e P4, como observado para o sistema-teste *Allium cepa*. Observa-se que P1 e P5, antes e após o perímetro urbano, respectivamente, não apresentaram potencial genotóxico, indicando um reestabelecimento da qualidade do rio na saída do município.

O quantitativo de oxigênio dissolvido (OD), essencial para os processos de manutenção da vida aquática, estavam abaixo do valor determinado pela legislação, principalmente nos pontos P3 e P4 em ambas os períodos, provavelmente devido ao acúmulo de grande carga de matéria orgânica e de resíduos industriais (García-Fernández *et al.*, 2015) provenientes de efluentes brutos ou com tratamento inadequado (Parron *et al.*, 2011). O menor valor de OD permitido para águas doces é 2 mg O₂/L (rio Classe IV), segundo a resolução CONAMA 357/05, quando as águas só devem ser destinadas à navegação e harmonia paisagística, jamais para abastecimento humano, mesmo após tratamento completo. Todas as amostras coletadas no

período de estiagem e as amostras das áreas urbanas na época de chuva (P3 e P4 – Tabela 3) apresentaram OD inferior a esse limite de 2 mg O₂/L, refletindo baixa qualidade da água. Vale destacar que o valor mínimo permitido de OD é 5 mg O₂/L (classe 2), valor que em nenhum momento foi detectado neste trabalho. Ressalta-se ainda que o Rio Ipojuca é intermitente e que a vazão no período de estiagem deve ser predominantemente formada por águas residuais (domésticas e industriais).

Adicionalmente, no processo de recuperação natural dos recursos hídricos, há um grande consumo de oxigênio necessário para a degradação da matéria orgânica, quantificado pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Effendi *et al.*, 2015), como observado para todos os pontos analisados, com destaque para P3 e P4, principalmente no período de estiagem. Os elevados valores de DBO observados estão associados à lançamentos de efluentes de origem predominantemente orgânica (CETESB, 2018), que promovem o desequilíbrio da vida aquática e resultam em odores desagradáveis, como observado nas águas do Rio Pomba (MG) próximo ao lançamento de efluentes principalmente urbanos (Guedes *et al.*, 2012). Os valores de DBO encontrado em P3 e P4 na época de estiagem, iguais a 100 e 85 mg O₂/L, respectivamente, são equivalentes aos valores de esgoto doméstico diluído, comum no Brasil (Chernicharo *et al.*, 2015) e em Recife (Florencio *et al.*, 2001). Considerando o fato de que o município de Caruaru é abastecido para consumo humano por outros mananciais que não o rio Ipojuca, esse dado reforça a tese de que esgotos domésticos predominam neste rio durante a estiagem. Os pontos P3 e P4 estão localizados em regiões densamente povoadas, sendo perceptível o lançamento de efluentes de origem doméstica diretamente no recurso hídrico, considerados uma das principais fontes poluidoras do rio Ipojuca (Lima *et al.*, 2013).

Os sólidos dissolvidos totais (TDS) também podem ter relação com a descarga de efluentes, além disso, a presença de sólidos em suspensão também pode estar associada à concentração de materiais inorgânicos como areia e argila, decorrente de processos erosivos. Estes são intensificados pelo crescimento urbano sem planejamento e pela retirada da mata ciliar, principalmente no período de maior índice pluviométrico (Raposo, 2011). No presente trabalho, TDS foi encontrado acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA (357/05) para todos os pontos analisados, incluindo os pontos P1 e P5, próximos a propriedades rurais. Resultados semelhantes foram observados por Souza *et al.* (2018), no Rio Vermelho (MT), rio classe 2 que sofre influência de efluentes por diversas fontes, além de intensa exploração do solo para pecuária e expansão das áreas urbanas (Souza *et al.*, 2018).

Com relação aos nutrientes, os altos índices de amônia quantificados em todos os pontos avaliados do Rio Ipojuca, principalmente P3, P4 e P5, provavelmente também estão associados

aos lançamentos de efluentes, principalmente de esgotos domésticos sem tratamento adequado (Lima *et al.*, 2013). O excesso deste nutriente induz à redução dos teores de OD, como observado no presente trabalho, mediante o processo biológico de nitrificação, no qual há a conversão da amônia em nitrito e posteriormente em nitrato (Zenatti *et al.*, 2009; Fleck *et al.*, 2017; CETESB, 2018). Concentrações excedentes de nitrito foram observadas em todos os pontos analisados na época de estiagem, além da alta concentração de nitrato em P2 no período chuvoso. Por outro lado, a alta concentração de fosfato em todos os pontos em ambas os períodos podem estar relacionados à presença de efluentes sanitários, têxteis (devido à lavagem dos tecidos), intenso uso de detergentes (Gois *et al.*, 2016), e ao processo de lixiviação dos solos (Medeiros *et al.*, 2018). Vale ressaltar, que o acúmulo de nutrientes dissolvidos nas águas dos corpos hídricos favorece o desenvolvimento excessivo da produção de biomassa, e torna o ambiente eutrofizado, além de promover o rápido desenvolvimento de algas e de plantas aquáticas, como a *Eichhornia crassipes*, o que geralmente ocorre em ambientes próximos a centros urbanos e áreas agrícolas, como observado nos pontos de coleta (Von Sperling, 2005).

Os pontos próximos aos trechos urbanos e industriais (P2, P3 e P4), evidenciaram potencial genotóxico significativo quando comparados ao controle negativo. A genotoxicidade pode estar associada aos nutrientes ou metais em excesso observados, seja por uma ação isolada, aditiva ou sinérgica. Gomes *et al.* (2018), por exemplo, ao avaliar as águas do rio Doce (MG), sugerem que os elevados efeitos genotóxicos nos bioindicadores podem estar associados à presença dos altos níveis de cobre e de sua interação com outros poluentes, provenientes das indústrias têxteis. Uma possível ação genotóxica deste metal é a interação com a α -tubulina interferindo na formação dos microtúbulos, gerando sua despolimerização e impedindo a segregação adequada das cromátides irmãs nas divisões mitóticas, o que afeta diretamente o ciclo celular e induz alterações cromossômicas (Qin *et al.*, 2015), como observado para as C-metáfases encontradas no presente trabalho.

O ferro (Fe), por sua vez, encontrado de forma natural no ambiente, foi quantificado em excesso em todos os pontos analisados em ambas os períodos, principalmente no período chuvoso devido aos processos de lixiviação, responsável por promover o carreamento de solos como os processos de erosão das margens. Além disso, o ferro é encontrado em efluentes industriais, como nas indústrias metalúrgicas e têxteis, estas últimas utilizam este metal para a realização da remoção dos corantes através da técnica de coagulação/floculação (Gois *et al.*, 2017). Este metal quando associado a compostos orgânicos ou até mesmo a outros metais, pode induzir uma alta porcentagem de células alteradas (Chandra *et al.*, 2005). Por sua vez o cobre é utilizado no processo de tingimento dos tecidos nas indústrias têxteis, além disso, ele também

pode ser originado, em grandes concentrações, dos efluentes provenientes das atividades agrícolas (Gomes *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2019). O ferro e o cobre podem sofrer reações de oxirredução, naturais no ciclo biogeoquímico deste elemento, resultando na produção de espécies reativas de oxigênio, que podem interagir e danificar as moléculas biológicas, como por exemplo, os ácidos nucleicos e aminoácidos, promovendo diversas alterações nas funções celulares e alterações cromossômicas (Valko *et al.*, 2007; Barbosa *et al.*, 2010; Silva; Gonçalves, 2010).

Assim como o ferro, o manganês, é um elemento fundamental para a fisiologia dos animais e plantas. No entanto, quando em altas concentrações, pode ocasionar efeitos genotóxicos. Dentre as variadas fontes deste metal, ele pode ser encontrado nos resíduos de fertilizantes e fungicidas utilizados na atividade agrícola (Ramos *et al.*, 2004). Além deste fator, os altos teores também podem ter relação com a composição geológica da região. Este metal bem como o cobre interfere no processo de replicação do DNA, além de afetar os mecanismos de reparo, aumentando a frequência de alterações cromossômicas (Guecheva *et al.*, 2001; Gerber *et al.*, 2002; Qin *et al.*, 2015), envolvendo atividades clastogênicas (quebras cromossômicas), como micronúcleos, quebras e pontes cromossômicas, observados principalmente nos pontos P2, P3 e P4 nas amostras do período seco. Vale ressaltar que P2 apresentou potencial genotóxico apenas no período de estiagem, quando o manganês apresentou maior concentração.

Diferentes autores têm observado resultados similares relacionado aos efeitos genotóxicos dos metais pesados sobre organismos submetidos a amostras de recursos hídricos receptores de intenso lançamento de efluentes urbanos e industriais, como observado para as águas do Rio Guaribas (PI), usando *A. cepa* como bioindicador (Sousa *et al.*, 2017). Similarmente, um aumento na frequência de alterações cromossômicas em *A. cepa* e *Oreochromis niloticus*, relacionadas principalmente à formação do fuso mitótico, também foi associado à alta poluição urbana e industrial nas águas do Rio Poti (PI). Os autores destacaram a presença de concentrações elevadas de alguns metais pesados, como o ferro e o cobre (Matos *et al.*, 2017). Efeitos genotóxicos de vários metais, incluindo o cobre e o ferro, presentes em águas do lago Qaroun (Egito), também foram observados usando os bioindicadores, *Oreochromis niloticus* e *Clarias gariepinus*, associando os altos índices genotóxicos às descargas de efluentes domésticos e agrícolas (Omar *et al.*, 2012).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores dos parâmetros físico-químicos detectados para as amostras do período de estiagem, especialmente OD, DBO e nitrogênio amoniacal são compatíveis com valores de esgotos domésticos diluídos e reforçam a hipótese de lançamento de esgotos sem tratamento ou parcialmente tratados, uma vez que o rio é intermitente. Vale ressaltar que o Rio Ipojuca não apresentou qualidade compatível com seu enquadramento (classe 2) segundo a resolução do CONAMA 357/05.

O sistema teste *Allium cepa* foi sensível e eficiente como ferramenta no processo de diagnóstico ambiental, mostrando um potencial genotóxico para os pontos localizados no perímetro urbano, associado às maiores alterações encontradas para os parâmetros físico-químicos, reforçando que o excesso de poluentes provenientes dos efluentes domésticos, industriais, agrícolas, ou dos resíduos sólidos, interferem negativamente na qualidade da água do Rio Ipojuca. Além disso, a redução do índice pluviométrico da região acentuou os níveis de alguns parâmetros alterados, como observado para a concentração de manganês em P2, elevando por consequência a genotoxicidade.

Levando em consideração a importância do Rio Ipojuca para os seres vivos e os altos índices de poluição avaliados associado à falta de planejamento e fiscalização quanto ao lançamento de resíduos sólidos e efluentes, torna-se necessário a realização de políticas públicas promovendo a recuperação e preservação deste recurso para as gerações atuais e futuras.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro, e ao Instituto Agrônomo de Pernambuco pelas sementes de *Allium cepa* cedidas.

REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association. Standard Methods for examination of Water and Wastewater. 22. ed., Washington: APHA, 2012. 1496 p.

Assis, F. O., & Muratori, A. M. (2007). Poluição hídrica por dejetos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de Quilombo, Santa Catarina. *Revista Geografar*, 2(1).

Barbosa, K. B. F., Costa, N. M. B., Alfenas, R. D. C. G., De Paula, S. O., Minim, V. P. R., & Bressan, J. (2010). Estresse oxidativo; conceito, implicações e fatores modulatórios Oxidative stress; concept, implications and modulating factors. *Revista de nutrição*, 23(4), 629-643.

Braga R. M.; Lopes J. M. D. (2015). Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa* L. como bioindicador. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 10, n. 1.

Bruchchen, L., Silva, P., Silveira, F., Defaveri, T., & Geremias, C. P. (2013). Avaliação da toxicidade das águas do Rio Criciúma (Criciúma, Santa Catarina, Brasil), utilizando parâmetros físico-químicos e abordagens ecotoxicológicas. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 8(2), 23-30.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2018. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Secretaria do Meio Ambiente, 44pp. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>

Chandra, S., Chauhan, L. K. S., Murthy, R. C., Saxena, P. N., Pande, P. N., & Gupta, S. K. (2005). Comparative biomonitoring of leachates from hazardous solid waste of two industries using *Allium* test. *Science of the Total Environment*, 347(1-3), 46-52.

Chernicharo, C. A. L.; Van Lier, J. B.; Noyola, A.; BressanI Ribeiro, T. (2015). Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, p. 649-679.

CONDEPE/FIDEM. Condepe/Fidem - Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco, 2005. Rio Ipojuca. Recife: 64p. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco, 1.)

DIEESE -Diagnóstico do setor têxtil e de confecções de caruaru e região, 2010. SEJE/DIEESE: Recife -PE. Relatório de Pesquisa. Disponível em: <<http://www.dieese.org.br/relatoriotecnico/2010/diagnosticoFinalCaruaru.pdf>> Acesso em: 28 de nov. 2018

Effendi, H., & Wardiatno, Y. (2015). Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. *Procedia Environmental Sciences*, 24, 228-237.

Fleck, L., Tavares, M. H. F., & Eyng, E. (2017). Remoção biológica de nitrogênio em efluentes líquidos: uma revisão. *Revista Eixo*, 4(2).

Florencio, L.; Kato, M.T.; Morais, J. C. (2001). Domestic Sewage Treatment in Mangueira Full-Scale UASB Plant at Recife, Pernambuco. *Water Science and Technology*, v. 44, n.4, p. 71-78.

García-Fernández, Irene *et al.* (2015). Disinfection of urban effluents using solar TiO₂ photocatalysis: A study of significance of dissolved oxygen, temperature, type of microorganism and water matrix. *Catalysis today*, v. 240, p. 30-38.

Gerber, G. B., Leonard, A., & Hantson, P. H. (2002). Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. *Critical reviews in oncology/hematology*, 42(1), 25-34.

Gois, F. A., de Souza, G. A., de Oliveira, M. J., schnitzer de Lima, R., & Koslowski, L. A. D. (2017). Análise da qualidade da água quanto ao despejo industrial têxtil no Rio dos Índios. *Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 9(5).

Gomes, L. C., Chippari-Gomes, A. R., Miranda, T. O., Pereira, T. M., Merçon, J., Davel, V. C., ... & Ramos, J. P. L. (2018). Genotoxicity effects on *Geophagus brasiliensis* fish exposed to Doce River water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, (ahead).

Guecheva, T., Henriques, J. A., & Erdtmann, B. (2001). Genotoxic effects of copper sulphate in freshwater planarian in vivo, studied with the single-cell gel test (comet assay). *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 497(1-2), 19-27.

Guedes, H. A., da Silva, D. D., Elesbon, A. A., Ribeiro, C. B., de Matos, A. T., & Soares, J. H. (2012). Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16(5), 558-564.

Harres, M. M. (2018). Águas poluídas: uma história da poluição hídrica na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, RS. *Água y territorio*, (11), 70-82.

Hoshina, M. M., & Marin-Morales, M. A. (2009). Micronucleus and chromosome aberrations induced in onion (*Allium cepa*) by a petroleum refinery effluent and by river water that receives this effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(8), 2090-2095.

Jiang, D., Wang, Y., Zhou, S., Long, Z., Liao, Q., Yang, J., & Fan, J. (2019). Multivariate analyses and human health assessments of heavy metals for the surface water quality in the Xiangjiang River Basin, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*.

Kato, M. T., Souza, L. F. C., Moraes, J., Campos, J., Fonseca, R. M., Gavazza, S., & Florencio, L., (2014). Manual de Procedimentos do Laboratório de Saneamento Ambiental. 1ª ed. Olinda: Livro Rápido, 156p.

Leme, D. M., & Marin-Morales, M. A. (2009). *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 682(1), 71-81.

Li, Z., & Jennings, A. (2017). “Regulamentos Mundiais de Valores Padronizados de Pesticidas para a Saúde Humana Controle de Risco: Uma Revisão” *Revista Internacional de Pesquisa Ambiental e Saúde Pública* 14(7), 826.

Lima Barros, A. M., do Carmo Sobral, M., & Gunkel, G. (2013). Modelling of point and diffuse pollution: application of the Moneris model in the Ipojuca river basin, Pernambuco State, Brazil. *Water Science and Technology*, 68(2), 357-365.

Matos, L. A., Cunha, A. C., Sousa, A. A., Maranhão, J. P., Santos, N. R., de MC Gonçalves, M., ... & de Alencar, M. V. (2017). The influence of heavy metals on toxicogenetic damage in a Brazilian tropical river. *Chemosphere*, 185, 852-859.

Matsumoto, S. T., Mantovani, M. S., Malaguttii, M. I. A., Dias, A. L., Fonseca, I. C., & Marin-Morales, M. A. (2006). Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. *Genetics and Molecular Biology*, 29(1), 148-158.

Medeiros, W. M. V., da Silva, C. E., & Lins, R. P. M. (2018). Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. *Revista Ambiente e Água*, 13(2).

Omar, W. A., Zaghloul, K. H., Abdel-Khalek, A. A., & Abo-Hegab, S. (2012). Genotoxic effects of metal pollution in two fish species, *Oreochromis niloticus* and *Mugil cephalus*, from highly degraded aquatic habitats. *Mutation Research/Genetic Toxicology And Environmental Mutagenesis*, 746(1), 7-14.

Parron, L. M., Muniz, D. D. F., & Pereira, C. M. (2011). Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. *Colombo: Embrapa Florestas*.

Qin, R., Wang, C., Chen, D., Björn, L. O., & Li, S. (2015). Copper-induced root growth inhibition of *Allium cepa* var. *agrogarum* L. involves disturbances in cell division and DNA damage. *Environmental toxicology and chemistry*, 34(5), 1045-1055.

Ramos, A.; Silva Filho, J. F.; Jardim, S. R. (2004). Exposição a pesticidas, atividade laborativa e agravos à saúde. *Revista Médica Minas Gerais*, v. 14, n. 1, p. 41-5.

Raposo, A. A., de Paula Barros, L. F., & Júnior, A. P. M. (2011). O uso de taxas de turbidez da bacia do alto rio das Velhas–Quadrilátero Ferrífero/MG–como indicador de pressões humanas e erosão acelerada. *Revista de Geografia (Recife)*, 27(3. Esp), 34-50.

Rodrigues, L., *et al.* (2013). Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, Campina Grande, v. 17, n. 10, p. 1099-1108.

Silva, A. A., & Gonçalves, R. C. (2010). Espécies reativas do oxigênio e as doenças respiratórias em grandes animais. *Ciência Rural*, 40(4), 994-1002.

Sousa, J. M. D. C., Peron, A. P., e Sousa, L. D. S., de Moura Holanda, M., Lima, A. D. M. V., de Oliveira, V. A., ... & de Aguiar, R. P. S. (2017). Cytotoxicity and genotoxicity of Guaribas river water (Piauí, Brazil), influenced by anthropogenic action. *Environmental monitoring and assessment*, 189(6), 301.

Souza, A. V. V., Oliveira, S. M. L., & Alves, G. B. M. (2018). Mapeamento dos usos do solo na Área de Proteção Permanente do Rio Vermelho (MT) e seus reflexos sobre a qualidade da água. *Geografia (Londrina)*, 27(1), 67-82.

Valko, M., Leibfritz, D., Moncol, J., Cronin, M. T., Mazur, M., & Telser, J. (2007). Free radicals and antioxidants in normal physiological functions and human disease. *The international journal of biochemistry & cell biology*, 39(1), 44-84.

Von Sperling, M. (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª edição. *Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

Yilmaz, A. B., Yanar, A., & Alkan, E. N. (2017). Review of heavy metal accumulation on aquatic environment in Northern East Mediterranean Sea part I: some essential metals. *Reviews on environmental health*, 32(1-2), 119-163.

Zenatti, D. C., Gomes, S. D., Fazolo, A., Costanzi, R. N., Hasan, S. D., & Gentelini, A. L. (2009). Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13(6), 750-755.

ANEXOS

Anexo 1. Alterações cromossômicas encontradas em células meristemáticas de *A. cepa*, após exposição às amostras de água coletadas em cinco áreas de amostragem do rio Ipojuca

Tratamentos	BN (%)		PT (%)		MN (%)		C-met (%)	
	PC	PE	PC	PE	PC	PE	PC	PE
CN	0,11±0,09 def	0,21±0,14 c	0,00±0,00 d	0,11±0,13 c	0,02±0,06 d	0,08±0,09 b	0,00±0,00 b	0,00±0,00 a
MMS	0,64±0,16 abc	0,64±0,17 b	0,37±0,23 b	0,35±0,22 b	3,04±0,46 a	2,96±0,70 a	0,12±0,18 b	0,12±0,19 a
TRI	1,01±0,25 a	1,01±0,22 a	2,22±0,38 a	1,76±0,48 a	0,98±0,65 ab	2,00±0,17 a	0,89±0,39 a	0,22±0,31 a
P 1	0,08±0,17 de	-	0,03±0,07 cd	-	0,17±0,19 cd	-	0,00±0,00 b	-
P 2	0,00±0,03 e	0,12±0,07 c	0,12±0,18 bcd	0,24±0,06 bc	0,21±0,22 cd	0,32±0,37 b	0,00±0,04 b	0,1±0,71 a
P 3	0,27±0,29 cd	0,10±0,13 c	0,14±0,15 bcd	0,31±0,14 b	0,31±0,27 bc	0,24±0,15 b	0,04±0,16 b	0,01±0,00 a
P 4	0,41±0,32 bcf	0,11±0,13 c	0,23±0,18 bc	0,37±0,17 b	0,17±0,19 cd	0,16±0,11 b	0,00±0,00 b	0,01±0,00 a
P 5	0,08±0,18 de	0,04±0,08 c	0,15±0,14 cd	0,03±0,07 bc	0,09±0,17 cd	0,13±0,13 b	0,04±0,09 b	0,00±0,00 a

Legenda: CN: Controle Negativo (água ultrapura); MMS: Metanometilsulfonato; TRI: Trifluralina; IM: Índice Mitótico; PE: Período de estiagem; PC: Período Chuvoso. BN: Broto Nuclear; C- met: C-metáfase; MN: Micronúcleo; PT: Ponte Cromossômica. Médias em negrito indicam significância ($p < 0,05$) em comparação ao CN pelo teste Tukey ($p < 0,05$) ou Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Letras diferentes em uma mesma coluna indicam médias diferentes estatisticamente para um mesmo período pelo teste Tukey ou Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Fonte: Autor (2019).

4 CONCLUSÕES

1. O despejo de efluentes urbanos e agroindustriais provenientes da cidade de Caruaru, bem como o lançamento de resíduos sólidos e o desmatamento da mata ciliar, comprometem a qualidade das águas do Rio Ipojuca, uma vez que eles interferem nas características físico-químicas e biológicas do rio e afetam a saúde ambiental recurso hídrico.
2. As variáveis hidroquímicas da água do Rio Ipojuca no trecho que corta Caruaru estão fora dos limites propostos pela resolução CONAMA 357/05 para os recursos hídricos de água doce classe 2 nos dois períodos de coleta, ocasionados pelos altos níveis de poluição.
3. As amostras de água coletadas nos pontos P3 e P4, receptores de variadas fontes de lançamento de efluentes, nos períodos chuvoso (julho/2017) e de estiagem (janeiro/2018), bem como o ponto P2, no período de estiagem, apresentam maior potencialidade em induzir alterações em *Allium cepa*, como observado pelo aumento significativo da frequência de alterações cromossômicas decorrentes, provavelmente, do despejo de efluentes indicando o comprometimento dessas águas pelas substâncias lançadas.
4. As alterações cromossômicas induzidas no organismo-teste são causadas, possivelmente, pela concentração de metais pesados e nutrientes quantificadas acima do permitido pela legislação vigente sendo, provavelmente, os indutores dos efeitos genotóxicos, agindo de forma individual, aditiva, sinérgica ou antagonista com outros contaminantes.
5. O sistema-teste *A. cepa* caracterizou-se como um bioensaio eficiente para estudos de biomonitoramento ambiental, sendo considerado interessante para complementação dos dados físico-químicos.

REFERÊNCIAS

- ABIT – **Associação Brasileira da Indústria têxtil e de Confecções** (2016). Disponível em: <<http://www.abit.org.br/noticias/agreste-tex-2016-movimenta-mercado-textil-do-nordeste>>. Acessado em: 04 de janeiro de 2019
- ABIT– **Associação Brasileira da Indústria têxtil e de Confecções**. Disponível em: <<http://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>>. Acessado em: 04 de janeiro de 2019.
- ABNT, NBR. 13373: Ecotoxicologia Aquática-Toxicidade Crônica-**Método de Ensaio com *Ceriodaphnia spp*** (Crustacea-Cladocera). 2010.
- ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. NBR 12713: água – ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2016.
- ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. NBR 15499: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 2007
- AITH, Fernando Mussa Abujamra; ROTHBARTH, Renata. O estatuto jurídico das águas no Brasil. **Estudos avançados**, v. 29, n. 84, p. 163-177, 2015.
- ALMEIDA, Marco Antônio Bettine de; SCHWARZBOLD, Albano. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 81-97, 2003.
- ALVIM, Luige Biciati *et al.* Avaliação da citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L. **Revista Ambiente e Água**, v. 6, n. 2, 2011.
- AMARAL, Fernanda Magalhães. **Tratamento de efluente têxtil por processo anaeróbio e aeróbio**. Recife, PE. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, 2015.
- AMARAL, Fernanda Magalhães. **Avaliação da remoção de cor, matéria orgânica e sulfato de efluente têxtil por processo anaeróbio seguido de aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

AMARAL, Fernanda. Magalhães. *et al.* Color, organic matter and sulfate removal from textile effluents by anaerobic and aerobic processes. **Bioresource technology**, v. 163, p. 364-369, 2014.

ANA - Agência Nacional de Águas. Panorama das águas – **Quantidade de Água**. Disponível em: < <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>>. Acesso em: 04 de janeiro de 2019.

ANDRADE, Mariana Silva. Avaliação de efeitos citotóxicos, morfológicos e ultraestruturais de microcistinas em células Vero. **Porto: Faculdade de Ciências da Universidade do Porto**, 2007.

ANDRIETTI, Grasiane *et al.* Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 1, 2016.

ANTUNES, João Victor Martins *et al.*, Monitoramento da qualidade biológica da água do rio Cricaré para utilização na irrigação de hortaliças. **Revista Enciclopédia Biosfera, Goiânia**, v. 8. n. 15. p. 2484. 2012.

APAC - Agência Pernambucana de Águas e clima. (2012) **Projeto de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca PSA – IPOJUCA**. Disponível em: < http://www.apac.pe.gov.br/COBHs/ipojuca/IGAS_Ipojuca_Minuta_Ago.pdf> Acesso em: 07 de janeiro de 2019.

APAC - Agência Pernambucana de Águas e Climas. Bacias Hidrográficas – **Bacia do rio Ipojuca**. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=17>. Acesso em: 4 de janeiro de 2019.

ARANA, Alba Regina Azevedo; FROIS, Marcos Rodrigues. Planejamento urbano ambiental: Diretrizes para o zoneamento na bacia do Córrego do Limoeiro em Presidente Prudente-SP. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 20, n. 3, p. 619-635, 2016.

ARAÚJO, Silvano; BENKO-ISEPPON, Ana Maria; BRASILEIRO-VIDAL, Ana Christina. Genotoxicity and Mutagenicity Assays for Selection of Chemical Compounds with Therapeutic Potential: A Short Commentary. **Biochemistry and Analytical Biochemistry**, v. 4, p. 208, 2015.

ARENZON, Alexandre; NETO, Tiago José Pereira; GERBER, Wagner. Manual sobre toxicidade em efluentes industriais. **Porto Alegre: Cespe/Senai de Artes Gráficas Henrique D'ávila Bertaso**, 2011.

ATHANÁSIO, Camila Gonçalves; Daniel; RIEGER, Alexandre. Water quality of urban streams: the *Allium cepa* seeds/seedlings test as a tool for surface water monitoring. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.

BAIRD, Colin. **Química ambiental**. Reverté, 2001.

BARTRAM Jamie; BALLANCE Richard. Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. **Published on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization**, 348pp, 1996.

BASSOI, Lineu José; GUAZELLI, Milo Ricardo. Controle ambiental da água. PHILIPPI Jr, A.; ROMÉRO, M. de A.; BRUNA, GC Curso de gestão ambiental. Barueri: **Manole**, p. 53-99, 2004.

BERTI, Alessandra Paim *et al.* A Importância da genética ecotoxicológica. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, 2009.

BIANCHI, Jaqueline; MANTOVANI, Mario Sérgio; MARIN-MORALES, Maria Aparecida. Analysis of the genotoxic potential of low concentrations of Malathion on the *Allium cepa* cells and rat hepatoma tissue culture. **Journal of Environmental Sciences**, v. 36, p. 102-111, 2015.

BIRUK, Lucía N. *et al.* Toxicity and genotoxicity assessment in sediments from the Matanza-Riachuelo river basin (Argentina) under the influence of heavy metals and organic contaminants. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 135, p. 302-311, 2017.

BIZZO, De Oliveira Myrella Rodrigues; MENEZES, Juliana; DE ANDRADE, Sandra Fernandes. Protocolos de avaliação rápida de rios (PAR). **Caderno de Estudos Geoambientais-CADEGEO**, 2014.

BOSCOLLI, Barbosa Pereira; MORELLI, Sandra. **Teste de micronúcleos com Tradescantia**: fundamentos, aplicações e orientações técnicas para ensaios de biomonitoramento da qualidade ambiental; EDITORA FUCAMP, Janeiro, 2013.

BRAGA Ramos Machado; LOPES Jacqueline Menezes, Diêgo. Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa L.* como bioindicador. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 1, 2015.

BRAGA, Benedito. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª edição. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.

BRAGA, Benedito; HESPANHOL, Ivanildo; CONEJO, João G. Lotufo. **Introdução a engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2003.

BRASIL - Resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (2005). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília**, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em: 04 de janeiro de 2019.

BRASIL –Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília**, DF, 16 de maio de 2011 Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 04 de janeiro de 2019.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) - **IBGE. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável Brasil**. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv46401.pdf>> Acesso em: 07 de Fevereiro de 2019.

BRITTO, Fábio Brandão *et al.* Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista ciência agrônômica**, v. 43, n. 2, p. 390-398, 2012.

BUEÑANO, Marcia *et al.* Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. **Intropica**, p. 41-49, 2018.

BUSS, Daniel *et al.* Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia. Brasiliensis.**, v. 12, n. 3, p. 339- 345, 2008.

BUZELLI, Giovanna; CUNHA-SANTINO, Marcela. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambient Água** 8:186-205, 2013.

CABRERA, Guilherme; RODRIGUEZ, D. Genotoxicity of soil from farmland irrigated with wastewater using three plant bioassays. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, v. 426, n. 2, p. 211-214, 1999.

CAIRNS, John. Putting the eco in ecotoxicology. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, 8(2), 226–238, 1988.

CARITÁ, Renata. **Avaliação do potencial genotóxico e mutagênico de amostras de águas de recursos hídricos que recebem efluentes urbanos e industriais do pólo ceramista da cidade de Santa Gertrudes-SP**. Dissertação de Mestrado, 2010.

CARITÁ, Renata; MARIN-MORALES, Maria Aparecida. Induction of chromosome aberrations in the *Allium cepa* test system caused by the exposure of seeds to industrial effluents contaminated with azo dyes. **Chemosphere**, v. 72, n. 5, p. 722-725, 2008.

CASTRO, Martha Nascimento; CASTRO, Rodrigo Martinez; DE SOUZA, Caldeira. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. **RENEFARA**, v. 4, n. 4, p. 230-241, 2013.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2013. **Orientações relativas à ensaios ecotoxicológicos com efluentes industriais em atendimento a legislação**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/ecotox-efluentes.pdf>> Acesso em: 5 de janeiro de 2019.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2018. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Secretaria do Meio Ambiente, 44pp. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>> Acesso em: 5 de janeiro de 2019>.

CHAGAS, Alessandra. **Níveis de metais pesados e hidrocarbonetos em sedimentos do Complexo Industrial Portuário de Suape-PE-Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

CHAGAS, Morgane. **Tratamento de efluente têxtil por processo físico-químicos e biológico. Dissertação** (Mestrado) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 2009.

COLLINS, Andrew R. Measuring oxidative damage to DNA and its repair with the comet assay. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects**, v. 1840, n. 2, p. 794-800, 2014.

COLLINS, Andrew. The comet assay for DNA damage and repair. **Molecular biotechnology**, v. 26, n. 3, p. 249, 2004.

CONDEPE/FIDEM - **Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco**. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco, 1.) 64p. Rio Ipojuca. Recife: 2005.

CORRÊA, Tatiana.. **Bioacumulação de metais pesados em plantas nativas a partir de suas disponibilidades em rochas e sedimentos: o efeito na cadeia trófica**. 2006.

COSTA, Anna Paula Lima; MARTINS, Rosiney Araújo. Diagnóstico ambiental do meio físico: ausência de análises geoquímicas nos relatórios de controle ambiental para obtenção de licença prévia para perfuração de poços de petróleo onshore do Rio Grande do Norte. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, n. 1, p. 108-115, 2014.

COSTA, Carla. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008

CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Caracterização da Bacia Do Rio Ipojuca e Reservatório de Tapacurá**. 2012. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/05bac-ipo-res-tap.pdf>>. Acesso em: 04 de janeiro de 2019.

CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório de Monitoramento das Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco**. 2014 Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/nipo;4803010202;20160128.pdf> Acesso em: 04 de janeiro de 2019.

DA SILVA, J.; HEUSER, V.; ANDRADE, V. Biomonitoramento Ambiental. 167- 178.. **Genética Toxicológica**. Porto Alegre. 2003

DA SILVA, Juliana; DE ANDRADE, Agostinho. **DNA & AMBIENTE: uso do ensaio cometa como ferramenta para discussão interdisciplinar de lesão e reparo do dna**. 2003.

DARROUDI, Firouz.; NATARAJAN, Adayapalam. Cytological characterization of repair-deficient CHO cell line 43-3B: I. Induction of chromosomal aberrations and sister-chromatid exchanges by UV and its modulation with 3-aminobenzamide. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, v. 149, n. 2, p. 239-247, 1985.

DE LIMA, Rosália Maria Tôrres *et al.* Toxic, cytogenetic and antitumor evaluations of [6]-gingerol in non-clinical in vitro studies. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, v. 115, p. 108873, 2019.

DELLAMATRICE, Priscila; MONTEIRO, Regina. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. Oficina de Textos, 2016.

DIEESE - Diagnóstico do Setor Têxtil e Confecções de Caruaru e Região (2010). SEJE/DIEESE: Recife – PE. **Relatório Técnico**. Disponível em <<https://www.dieese.org.br/relatoriotecnico/2010/diagnosticoFinalCaruaru.pdf>> Acesso em: 07 de Fevereiro de 2019.

DUARTE, Ian; CARNEIRO, Maria; MATSUMOTO, Silvia. Capítulo 1–**toxicogenética em *Allium cepa* L. e células cho-k1 expostas às amostras de água do rio Santa Maria da Vitória (ES, Brasil)**. Rio santa maria da vitória (es, brasil): avaliações ecofisiológicas e toxicogenéticas em amostras de água, sedimento e elutriato do sedimento, p. 49, 2017.

ESTEVES, Fabrício; FIGUEIRÔA, Evelyne. Detecção de enteroparasitas em hortaliças comercializadas em feiras livres do município de Caruaru (PE). **Rev baiana saúde pública**, v. 33, n. 2, p. 184-193, 2009.

ESTEVES, Francisco. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.

FENECH Michael. The in vitro micronucleus technique. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, 455(1-2), 81-95, 2000.

FERNANDES, Thaís; MAZZEO, Dânia; MARIN-MORALES, Maria. Origin of nuclear and chromosomal alterations derived from the action of an aneugenic agent—Trifluralin herbicide. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 72, n. 6, p. 1680-1686, 2009.

FIDALGO, Elaine *et al.* **Crítérios para a análise de métodos e indicadores ambientais usados na etapa de diagnóstico de planejamentos ambientais**. 2003.

FISKESJO, Geirid. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas** 102:99-112, 1985.

FRANCHI, Leonardo P. *et al.* Citotoxicidade e genotoxicidade de nanotubos de carbono. **Quim Nova**, v. 35, p. 571-580, 2012.

GOMES Filho, R. RO. G.; Rolim, O. H; Leite, J. B. J. **Qualidade da água**. In: GOMES FILHO. R. RO. G (Org.). *Gestão de Recursos Hídricos Conceitos e Experiências em Bacias Hidrográficas*. Goiânia, América, 2013.

GONÇALVES, Elano. **Avaliação da qualidade da água do rio Uberabinha–Uberlândia–MG**. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2009.

GONÇALVES, Liliana. **Teste de Ames: contributo para o estudo da genotoxicidade das águas**. Tese de Doutorado. 2016.

GONÇALVES, Marilson; TANAKA, Ana; AMEDOMAR, Andre. A destinação final dos resíduos sólidos urbanos: alternativas para a cidade de São Paulo através de casos de sucesso. **Future Studies Research Journal: Trends and Strategies**, 5(1), 96-129, 2013.

GRANT, William. Chromosome aberration assays in *Allium*: A report of the US Environmental Protection Agency gene-tox program. **Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology**, v. 99, n. 3, p. 273-291, 1982.

GUEDES, Hugo *et al.* Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 16, n. 5, 2012.

HAMESSER, Maria; SENS Mauricio. Tratamento do Efluente de uma Indústria Têxtil: Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação. **Engenharia sanitária e ambiental**. Vol. 7 - Nº 1, 2002.

HARA, Raquel *et al.* Aplicabilidade de ensaios da genética toxicológica no biomonitoramento de ambientes aquáticos e promoção da saúde humana. **Revista Terra & Cultura: Cadernos de Ensino e Pesquisa**, v. 25, n. 48-49, p. 20-25, 2018.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/caruaru>> Acessado em: 5 de janeiro de 2019.

IORI, Piero *et al.* Pressão de preconsolidação como ferramenta de análise da sustentabilidade estrutural de classes de solos com diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36:1448-1456, 2012.

ISIDORI, Marina *et al.* Integrated environmental assessment of Volturno River in South Italy. **Sci Total Environ** 327:123-134, 2004.

ITEP - Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco. 2008. **Publicação bimestral da Associação Nacional das Empresas de Lavanderia** - ano 32 - nº 186 - março/abril 2009-0525. Disponível em: <http://www.itep.br/> Acessado em 6 de outubro de 2018.

IZARIAS, Nilma *et al.* Qualidade das águas em áreas urbanas do rio Taquari nos municípios de Estrela e Lajeado–RS. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 2, p. 789-797, 2014.

JOHNSON, Richard; WIEDERHOLM, Torgny; ROSENBERG, David. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, p. 40-158, 1993.

KATO, Mario *et al.* **Manual de Procedimentos do Laboratório de Saneamento Ambiental**. 1ª ed. Olinda: Livro Rápido, 156p, 2014.

KHAN, Mohammad *et al.* Biomanagement of metal-contaminated soils. **Springer Science & Business Media**, 2011.

KOENING, Maria *et al.* Impacts of the construction of the Port of Suape on phytoplankton in the Ipojuca River estuary (Pernambuco-Brazil). **Brazilian Archives of Biology Technology**, Curitiba , v. 46, n. 1, p. 73-82, Jan. 2003 .

LAH, Barbara *et al.* Genotoxicity evaluation of water soil leachates by Ames test, comet assay, and preliminary *Tradescantia micronucleus* assay. **Environ Monit Assess** 139:107-118, 2008.

LEME, Daniela; MARIN-MORALES, Maria. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 682, n. 1, p. 71-81, 2009.

LI, Zijian; AARON Jennings. Regulamentos Mundiais de Valores Padronizados de Pesticidas para a Saúde Humana Controle de Risco: Uma Revisão. **Revista Internacional de Pesquisa Ambiental e Saúde Pública** vol. 14,7 826. 22, 2017.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Átomo, 2008.

LIMA Barros, Alessandra Maciel; DO CARMO Sobral, Maria; GUNKEL, Günter. Modelling of point and diffuse pollution: application of the Moneris model in the Ipojuca river basin, Pernambuco State, Brazil. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 2, p. 357-365, 2013.

LLORENTE, María *et al.* Cytotoxicity and genotoxicity of sewage treatment plant effluents in rainbow trout cells (RTG-2). **Water research**, v. 46, n. 19, p. 6351-6358, 2012.

MACEDA, Elisangela *et al.* Uso de biomarcadores para monitoramento das águas do Córrego Arara no município de Rio Brilhante, MS, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 1, 2015.

MACHADO, Paulo. **Direito ambiental brasileiro**. 10^a ed. rev. atual. Ampliada. São Paulo: Malheiros, 2002.

MAGALHÃES, Danielly de Paiva; FILHO, Aloysio S Ferrão. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MARTINS, Sebastião Venâncio. **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2001.

MATSUMOTO, Silvia *et al.* Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genet Mol Biol** 29:148-158, 2006.

MATTHEWS, Robin *et al.* Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, 16:129-139, 1982.

MAZZEO, Dânia; FERNANDES, Thaís; MARIN-MORALES, Maria. Cellular damages in the *Allium cepa* test system, caused by BTEX mixture prior and after biodegradation process. **Chemosphere**, v. 85, n. 1, p. 13-18, 2011.

MELO, Camila; MOREIRA, Altair; BISINOTI, Márcia. Perfil espacial e temporal de poluentes nas águas da represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, p. 1436-1441, 2009.

MOISEENKO, Tatyana; KUDRYAVTSEVA, Lubov. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 2, p. 285-297, 2001.

MOLINA, Luisa. *et al.* Air quality in selected megacities. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 54, n. 12, p. 1-73, 2004.

MORAES, Danielle; JORDÃO, Berenice. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, p. 370-374, 2002.

MORAIS, José; FADUL, Élvia; CERQUEIRA, Lucas. Limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos estados do nordeste do Brasil. **Revista Eletrônica de Administração**, v. 24, n. 1, p. 238-264, 2018.

MORALES, Daniel. **Entendendo a mutagenicidade de amostras de material particulado atmosférico**= Understanding the mutagenicity of atmospheric particulate air samples, 2013.

MPPE - **Ministério Público de Pernambuco** (2015). Disponível em: <http://mppe.mp.br/mppe/index.php/comunicacao/noticias/ultimas-noticias_noticias/3595-

caruaru-lavanderias-devem-se-adequar-a-legislacao-ambiental> Acesso em: 19 de janeiro de 2019.

MUDGAL, Varsha *et al.* Effect of toxic metals on human health. **The Open Nutraceuticals Journal**, v. 3, n. 1, p. 94-99, 2010.

NEFIC, Hilada *et al.* Chromosomal and nuclear alterations in root tip cells of *Allium cepa* L. induced by alprazolam. **Medical Archives**, v. 67, n. 6, p. 388, 2013.

NIEMCZYNOWICZ, Janusz. Megacities from a water perspective. **Water International**, v. 21, n. 4, p. 198-205, 1996.

OLIVEIRA, Clélia; CAMPOS, Vânia; MEDEIROS, Yvonilde. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010.

OLIVEIRA, Joana *et al.* Genotoxicity and Physical Chemistry Analysis of waters from Sinos River (RS) using *Allium cepa* and *Eichhornia crassipes* bioindicators. **BBR - Biochemistry and Biotechnology Reports**, 2012.

PANDEY, Himadri; KUMAR, Vikas; ROY, B. K. Assessment of genotoxicity of some common food preservatives using *Allium cepa* L. as a test plant. **Toxicology reports**, v. 1, p. 300-308, 2014.

PEREIRA, Regis. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20 – 36. 2004.

PESSOA, Valdylene *et al.* Comunidade zooplancônica na baía de Suape e nos estuários dos rios Tatuoca e Massangana, Pernambuco (Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 80-94, 2009.

PETRY, Camila Tamires *et al.* Avaliação integrada da qualidade química e da genotoxicidade da água do arroio Luiz Rau, no trecho inferior da Bacia do Rio dos Sinos, no Sul do Brasil/Integrated assessment of chemical quality and genotoxicity of the water of the Luiz Rau Stream in the lower stretch of the Sinos River Basin, in South Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 4, p. 867, 2016

PNMA – **Programa Nacional do Meio Ambiente**. (2009). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/pnma/_arquivos/04_02_manual_monitor_amb_jul09_6.pdf>. Acesso em: 19 de janeiro de 2019

RAMSDORF, Wanessa *et al.* Handling of *Astyanax* sp. for biomonitoring in Cangüiri Farm within a fountainhead (Iraí River Environment Preservation Area) through the use of genetic biomarkers. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 10, p. 5841-5849, 2012.

RAND, Gary; PETROCELLI, Sam. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. FMC Corp., Princeton, NJ, 1985.

RAUBER, Denise; CRUZ, Jussara. Gestão de Recursos Hídricos: uma abordagem sobre os Comitês de Bacia Hidrográfica. **Revista Paranaense de Desenvolvimento-RPD**, v. 34, n. 125, p. 123-140, 2013.

RODE, Hans-Jürgen **Apoptosis, Cytotoxicity and Cell Proliferation**. 4ª edição, Roche Diagnostics GmbH, 2008

RODRIGUES, Aline; CASTRO, Paulo. **Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos**. 2008.

ROGERO, Sizue *et al.* Teste in vitro de citotoxicidade: estudo comparativo entre duas metodologias. **Materials Research**. São Carlos, v. 6, n. 3, p. 317-320, 2003.

ROSCULETE, Catalin *et al.* Determination of the Environmental Pollution Potential of Some Herbicides by the Assessment of Cytotoxic and Genotoxic Effects on *Allium cepa*. **International journal of environmental research and public health**, v. 16, n. 1, p. 75, 2019.

SAMIEI, Mohammad *et al.* Investigating the Mutagenic Effects of Three Commonly Used Pulpotomy Agents Using the Ames Test. **Adv Pharmaceutical Bulletin** 5:121-125, 2015.

SÁNCHEZ, Luis. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. Editora Oficina de textos, 2008.

SANTOS, Gilmar; HERNANDEZ, Fernando. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 60-69, 2013.

SCHUELER, Adriana; SANTOS, Filipe; SANTOS, Vinicius. Contaminação dos Rios Urbanos. **Cadernos de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo**, v. 15, n. 1, p. 18, 2016.

SHARMA, Sonia; SHARMA, Sushant; VIG, Adarsh Pal. Antigenotoxic potential of plant leaf extracts of *Parkinsonia aculeata* L. using *Allium cepa* assay. **Plant physiology and biochemistry**, v. 130, p. 314-323, 2018.

SILVA, Daniel; POMPÊO, Marcelo; DE PAIVA, Teresa. A ecotoxicologia no contexto atual no Brasil. In: **Ecologia de reservatórios e interfaces**, p. 460, 2015.

SILVA, Djane; GALVÍNCIO, Josicleda; ALMEIDA, Henrique. Variabilidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Revista eletrônica**. v. 9. n. 3. 2010.

SINGH, Reena *et al.* Heavy metals and living systems: An overview . **Indian J Pharmacology** 43: 246-253, 2011.

SODRÉ, Fernando. Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle. **Agricultura**, v. 1, n. 2o, p. 3, 2012.

SOLIS, Myrna *et al.* Microbial Decolouration of Azo Dyes: A review. **Process Biochemistry**, v. 47, p. 1723-1748, 2012.

SOUZA, Tatiana; FONTANETTI, Carmem. Micronucleus test and observation of nuclear alterations in erythrocytes of Nile tilapia exposed to waters affected by refinery effluent. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 605, n. 1, p. 87-93, 2006.

SUARES, Paula *et al.* Changes in toxicity and dioxin-like activity of sediments from the Tietê River (São Paulo, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental** 73(4), 550-558, 2010.

SUDHAKAR, R.; *et al.* Mitotic abnormalities induced by silk dyeing industry effluents in the cells of *Allium cepa*. **Cytologia**, v. 66, n. 3, p. 235-239, 2001.

SUN, Jian *et al.* Further treatment of decolorization liquid of azo dye coupled with increased power production using microbial fuel cell equipped with an aerobic biocathode. **Water Research**, (4 5) : 2 8 3 -2 9 1, 2011.

TCHOUNWOU, Paul *et al.* Heavy metal toxicity and the environment. In: **Molecular, clinical and environmental toxicology**. p. 133-164. 2012

TEDESCO, Solange *et al.* Bioindicator of genotoxicity: the *Allium cepa* test. **InTech Publisher**, 2012.

TOGORO, Eduardo. **Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul**. Tese de Doutorado. Tese Doutorado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 184p, 2006.

TOZI, Shirley; MASCARENHAS, Abraão; PÓLEN, Ricardo. Água, conflitos e política ambiental na Amazônia Legal brasileira. **Revista NERA**, ano 21, n. 41, p. 228-255, Dossiê. 2018.

TUCCI, Carlos. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**, 3ª edição, Porto Alegre, Editora da UFRGS/ABRH, 2004.

VALADARES, Marize; CASTRO, Núbia; CUNHA, Luiz. *Synadenium umbellatum*: citotoxicidade e danos ao DNA de células da medula óssea de camundongos. **Revista Brasileira Ciências Farmacológicas** São Paulo, v. 43, n. 4, p. 631-638, 2007.

VAN DER ZEE F. Anaerobic azo dye reduction. Environmental Technology. Wageningen University, Wageningen, **The Netherlands**, 2002.

VENTURA, Bruna; ANGELIS, Dejanira; MARIN-MORALES, Maria. Mutagenic and genotoxic effects of the Atrazine herbicide in *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae) detected by the micronuclei test and the comet assay. **Pestic Biochemistry and Physiology** 90:42-51, 2008.

VIANA, Lucilene *et al.* The Response of Neotropical Fish Species (Brazil) on the Water Pollution: Metal Bioaccumulation and Genotoxicity. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 75, n. 3, p. 476-485, 2018.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2º ed., UFMG, Belo Horizonte, 246p.1996.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.

WACHTEL, Cátia *et al.* **Utilização de biomarcadores genéticos para a avaliação do principal rio de abastecimento público da cidade de Dois Vizinhos, Paraná**. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017.

WALKER, Colin. *et al.* **Principles of ecotoxicology**. 3. ed. New York: CRC Press, 2006.

WEISBURGER, John. Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health. **Mutation Research**, 9–20, 2002.

WUANA, Raymond; OKIEIMEN, Felix . Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **Isrn Ecology**, v. 2011, 2011.

YADAV, Ashutosh *et al.* Phytotoxicity, cytotoxicity and genotoxicity evaluation of organic and inorganic pollutants rich tannery wastewater from a Common Effluent Treatment Plant (CETP) in Unnao district, India using *Vigna radiata* and *Allium cepa*. **Chemosphere**, v. 224, p. 324-332, 2019.

YASSUDA, Eduardo. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Revista de Administração pública**, v. 27, n. 2, p. 5-18, 1993.

ZANINI, Lisiane. Impactos nos recursos hídricos causados por práticas agropecuárias. **Boletim gaúcho de geografia**, v. 26, n. 1, 2000.