

Influência da qualidade ambiental no potencial genotóxico em peixes de córregos do alto Rio Paraná

Este trabalho teve como objetivo avaliar a influência do uso e cobertura do solo e da qualidade da água em córregos da bacia do Alto rio Paraná sobre o potencial genotóxico em duas espécies de peixes nativas – *Pimelodella avanhandavae* e *Hypostomus ancistroides*. O uso e cobertura do solo nos córregos analisados está primariamente associados a atividades antropogênicas, sobretudo agrícolas. Os parâmetros físico-químicos da água se enquadraram aos limites estabelecidos pela resolução ambiental brasileira, com exceção da condutividade elétrica, que superou os valores máximos permitidos. Não encontramos diferenças significativas ($p>0,05$) entre os locais com relação à frequência de micronúcleos em ambas as espécies. Para outras anormalidades, no entanto, foram observadas diferenças significativas entre os locais comparados para *P. avanhandavae*, com maior frequência de invaginação do citoplasma no córrego Curral de Arame, que apresentou maior condutividade e menor concentração de oxigênio dissolvido que o córrego Laranja Doce. Para *H. ancistroides*, tanto núcleo lobulado quanto invaginação nuclear apresentaram maior frequência no córrego Curral de Arame, caracterizado por maior ocupação agrícola que o córrego Água Boa, que está localizado em uma área urbana. Nesse sentido, as frequências das anormalidades citadas indicam que, possivelmente, o impacto da agricultura esteja sendo mais prejudicial às espécies que os impactos decorrentes da ocupação urbana.

Palavras-chave: Fragmentação vegetal; Ecossistemas aquáticos; Contaminantes; Ictiofauna.

Influence of environmental quality on the genotoxic potential of fish from streams of the upper Paraná River

The objective of this research was to evaluate the influence of soil cover and use and water quality in streams in the Upper Paraná River basin on the genotoxic potential in two native fish species – *Pimelodella avanhandavae* and *Hypostomus ancistroides*. Land use and land cover in the streams analyzed is primarily associated with anthropogenic activities, especially agricultural. The physical-chemical parameters of the water were within the limits established by the Brazilian environmental resolution, with the exception of electrical conductivity, which exceeded the maximum allowed values. We did not find significant differences ($p>0.05$) between the sites regarding the frequency of micronuclei in both species. For other abnormalities, however, significant differences were observed between the compared sites for *P. avanhandavae*, with a higher frequency of cytoplasmic invagination in the Curral de Arame stream, which showed higher conductivity and lower dissolved oxygen concentration than the Laranja Doce stream. For *H. ancistroides*, both lobulated nucleus and nuclear invagination were more frequent in the Curral de Arame stream, characterized by greater agricultural occupation than the Água Boa stream, which is located in an urban area. In this sense, the frequencies of the aforementioned abnormalities indicate that, possibly, the impact of agriculture is being more harmful to species than the impacts resulting from urban occupation.

Keywords: Vegetal fragmentation; Aquatic ecosystems; Contaminants; Ichthyofauna.

Topic: **Desenvolvimento, Sustentabilidade e Meio Ambiente**

Received: **21/08/2021**

Approved: **22/09/2021**

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Elizabeth Rocha Corrêa 

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/9246605705099064>

<http://orcid.org/0000-0001-6366-6932>

elircorrea@outlook.com

Ariany Carvalho dos Santos

Universidade Federal da Grande Dourados, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/5243993036210629>

arianycarvalho.vet@gmail.com

Lucilene Finoto Viana 

Universidade Federal da Grande Dourados, Brasil

<http://orcid.org/0000-0002-6654-0355>

lucilenefinoto@hotmail.com

Sidnei Eduardo Lima Junior 

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/4600095119017799>

<http://orcid.org/0000-0001-7906-9737>

selimajunior@hotmail.com



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.009.0040

Referencing this:

CORRÊA, E. R.; SANTOS, A. C.; VIANA, L. F.; LIMA JUNIOR, S. E..

Influência da qualidade ambiental no potencial genotóxico em peixes de córregos do alto Rio Paraná. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.9, p.525-535, 2021. DOI:

<http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.009.0040>

INTRODUÇÃO

O avanço e o desenvolvimento urbano têm causado prejuízos aos ambientes aquáticos provocando mudanças na qualidade da água que podem refletir na saúde da biota. Diversos estudos têm demonstrado que o tratamento inadequado de efluentes domésticos e industriais e de resíduos agrícolas pode afetar negativamente esses sistemas (STEFFENS et al., 2015; KUPOLUYI et al., 2018; SANTANA et al., 2018; BIERSCHENK et al., 2019; MAURYA et al., 2019), promovendo a degradação do habitat, a redução da cobertura vegetal e a eutrofização dos ambientes (WAITE et al., 2019), caracterizando-se como uma grande ameaça à biodiversidade local (BATISTA et al., 2016).

De forma particular, os peixes são importantes fontes de proteínas para os seres humanos e, assim, avaliar a saúde das espécies de peixes é essencial em termos de segurança alimentar (MAURYA et al., 2019). Em diversos estudos os peixes têm sido usados como importantes bioindicadores para a avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos (ROCHA et al., 2016; ŁUCZYŃSKA et al., 2018; NUNES et al., 2018; VIANA et al., 2018; WACHTEL et al., 2018). Mudanças na qualidade da água podem provocar modificações no material genético dos peixes (BRAHAM et al., 2017; DALZOCHIO et al., 2018), alterações fisiológicas, bioquímicas, histológicas, neurológicas e reprodutivas (DALZOCHIO et al., 2016; HUANG et al., 2016; NATARAJ et al., 2017; KOSTIĆ et al., 2017; LUPEPSA et al., 2017; SAMANTA et al., 2018; BAUDOU et al., 2019) que, em conjunto, podem afetar a sobrevivência dessas espécies.

Vários estudos têm demonstrado que alterações morfológicas em eritrócitos de peixes são bons indicadores de contaminação ambiental (WELDETINSAE et al., 2017; DALZOCHIO et al., 2018; HUSSAIN et al., 2018; SPOSITO et al., 2019), uma vez que estes apresentam alta sensibilidade a agentes químicos presentes na água. Os métodos comumente utilizados para avaliar o potencial genotóxico são o teste de micronúcleo e as alterações nucleares nos eritrócitos em peixes. Em situações de ocupação urbana e agrícola, uma série de substâncias químicas como fármacos, metais e pesticidas têm sido relacionadas à indução de surgimento de micronúcleos e alterações nucleares e citoplasmáticas em várias espécies de peixes (ROCHA et al., 2016; ISMAIL et al., 2017; VIEIRA et al., 2018; SOUSA et al., 2019).

A bacia do alto rio Paraná, que abriga uma extraordinária riqueza de espécies, fornece água para a região mais densamente povoada da América do Sul, e nos últimos anos as fronteiras agrícolas se expandiram ocupando grande proporção de sua área (RUDKE et al., 2019), o que tem afetado a integridade dos ambientes aquáticos. O estado de Mato Grosso do Sul, apesar de abranger regiões de menor densidade populacional na bacia (AGOSTINHO et al., 2005), é caracterizado por intensa atividade agrícola (RUDKE et al., 2019), além da quase inexistência de tratamento adequado de esgoto nas cidades, fatores que podem favorecer o transporte de contaminantes para os rios, gerando impacto negativo aos ecossistemas aquáticos (MESSAGE et al., 2016).

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência do uso e cobertura do solo e da qualidade da água em córregos da bacia do Alto rio Paraná sobre o potencial genotóxico em duas espécies de peixes nativas-*Pimelodella avanhandavae* e *Hypostomus ancistroides*.

METODOLOGIA

Área de estudo

As amostragens foram realizadas nos córregos Curral de Arame, Água Boa e Laranja Doce, pertencentes à Bacia do Alto Rio Paraná, Brasil (Figura 1). O córrego Curral de Arame é um afluente do rio Dourados com aproximadamente 68,60 km de extensão, percorrendo uma área rural. O córrego Água Boa também é afluente do rio Dourados, e sua nascente está localizada na região urbana da cidade de Dourados (MS, Brasil), percorrendo bairros densamente povoados na periferia sul da cidade, adentrando áreas de agricultura localizadas no entorno da área urbana, com uma extensão de aproximadamente 21 km. O córrego Laranja Doce é um afluente do rio Brilhante, e seu curso margeia a zona urbana norte da cidade de Dourados.

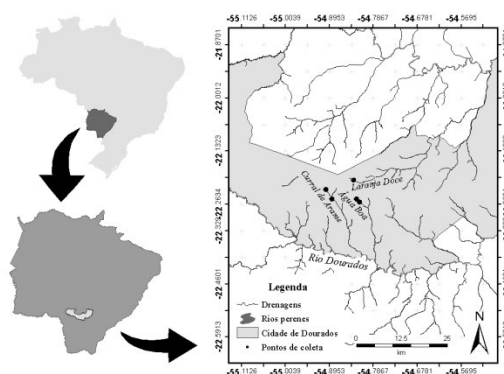


Figura 1: Localização dos pontos de coleta nos córregos Curral de Arame, Água Boa e Laranja Doce – Bacia do Alto Rio Paraná, Brasil.

Análises do uso e cobertura do solo

Para cada uma das três microbacias analisadas, foram usadas imagens aéreas de alta resolução do ano de 2017 do Google Earth Pro com resolução de 1m para mapear o uso e a cobertura do solo destes córregos. A partir de um buffer de 1km de raio em cada ponto dos córregos, o uso e a cobertura do solo foram classificados em agricultura, fragmentos florestais, corpos d'água e edificações, conforme definido pelo IBGE (2013). Para a interpretação das imagens, uma classificação não supervisionada (agrupamento) foi aplicada usando a ferramenta de classificação fornecida pela versão 10.5 de testes do programa ArcGis (ESRI, 2015), pelo cálculo das áreas e porcentagens de cada categoria de ocupação de solo baseada nas áreas de buffers.

Análise de parâmetros limnológicos

Algumas variáveis limnológicas foram registradas em cada local de coleta, sendo condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e turbidez (NTU). Estes dados foram aferidos por meio de sonda multiparâmetro Horiba U53®.

Coleta e análise de dados biológicos

Os peixes foram coletados em dezembro de 2016, em julho e agosto de 2017, no período diurno,

utilizando uma peneira retangular de armação metálica medindo 0,8 x 1,2 m, com malha de 2 mm. Foram utilizadas também redes de espera com 5 m de comprimento e malha variando entre 1,5 e 5,0 cm.

Em campo, os peixes foram capturados e anestesiados por imersão em água gelada até a insensibilização e alguns dados biométricos foram obtidos para cada indivíduo: massa total (g) e comprimento total (mm). Posteriormente, foi realizada uma punção caudal para a montagem das extensoras sanguíneas, a fim de analisar a frequência de micronúcleos (MNs), de alterações nucleares (AN) e citoplasmáticas dos eritrócitos (AC), seguindo o protocolo de Schmid (1975), Carrasco et al. (1990) e Anbumani et al. (2012), com modificações. Em laboratório, os esfregaços foram fixados em álcool absoluto por 10 minutos e corados com ácido periódico de Schiff (PAS). Em microscópio óptico foram analisadas 2000 células por indivíduo, no aumento total de 1000x.

Análises Estatísticas

Utilizamos o teste de qui-quadrado de partição para tabelas de contingência a fim de verificar se as microbacias amostradas apresentam diferenças significativas relacionadas às áreas ocupadas por cada categoria de cobertura vegetal. A comparação das frequências dos MNs, AN e das ACs, entre os locais foi analisada estatisticamente pelo teste de Mann-Whitney. Para todas as análises adotou-se o nível de 5% de significância, usando o pacote R (R Development Core Team, 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uso e cobertura do solo

O entorno de dois dos três córregos analisados é caracterizado por maiores proporções de atividades agrícolas em sua área (Tabela 1). Não observamos diferenças significativas entre os córregos Curral de Arame e Laranja Doce em relação à categoria agricultura ($p > 0,05$). Contudo, apresentaram menor área de edificações em comparação com o córrego Água Boa ($p < 0,05$). Quanto à categoria fragmentos florestais, o córrego Curral de Arame apresentou maiores proporções em comparação aos demais córregos ($p < 0,05$).

Tabela 1: Ocupação percentual da área dos córregos Curral de Arame, Água Boa e Laranja Doce, segundo categorias definidas por IBGE (2013). Letras minúsculas diferentes representam diferença significativa entre os locais.

Locais	Categorias de uso e cobertura do solo (%)			
	Agricultura	Edificações	Fragmentos florestais	Corpos de água
Curral de Arame	62,80 ^a	5,50 ^a	29,70 ^a	4,20 ^a
Água Boa	49,30 ^b	29,20 ^b	15,50 ^b	6,00 ^a
Laranja Doce	60,60 ^a	14,20 ^a	18,20 ^b	4,80 ^a

Parâmetros limnológicos

O córrego Água Boa apresentou o menor valor de oxigênio dissolvido (5,52 mg.L⁻¹) em comparação com os outros córregos, todavia encontra-se de acordo com o limite mínimo estabelecido pela Resolução brasileira CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) para corpos d'água de Classe II (Tabela 2). Os três córregos analisados apresentaram a condutividade elétrica da água acima do estabelecido pela CETESB (2015),

sendo que valores acima de $100\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ são indicativos de ambientes impactados, ou seja, de alguma interferência antrópica (Tabela 2). Nos três córregos a turbidez e o pH estavam com os valores dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira CONAMA 357/2005 (Tabela 2).

Tabela 2: Parâmetros limnológicos (média±DP): Oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica da água (Cond.), Turbidez (Turb) e potencial de hidrogênio iônico (pH) nos três córregos analisados. Referências conforme valores máximos permitidos pela (a) legislação brasileira (Resolução 357/2005) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) e (b) Companhia de tecnologia de saneamento ambiental (CETESB, 2015). Valores em negrito estão em desacordo com os parâmetros sugeridos pela (CETESB, 2015).

Locais	Variáveis ambientais			
	^a OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	^b Cond. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	^a Turb. (NTU)	^a pH
Curral de Arame	6,90±2,2	142±0,3	26±5,0	6,09±2,4
Água Boa	5,51±2,3	300±0,5	16±4,0	7,39±2,7
Laranja Doce	6,26±2,5	197±0,4	24±4,8	6,38±1,5
Referências	> 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	≤ 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	≤ 40	6,0 a 9,0

Dados biológicos

No total foram coletados 17 indivíduos da espécie *P. avanhandavae* (massa: $4,42\pm 3,63$ g; comprimento total: $7,95\pm 2,25$ cm) e 13 indivíduos da espécie *H. ancistroides* (massa: $10\pm 4,99$ g; comprimento total: $11,83\pm 4,93$ cm). No momento da coleta, não foram encontrados indivíduos de *P. avanhandavae* no córrego Água Boa, e *H. ancistroides* no córrego Laranja Doce (Tabela 3).

Tabela 3: Número de indivíduos coletados por local.

Locais	Espécies	
	<i>P. avanhandavae</i>	<i>H. ancistroides</i>
Curral de Arame	12	5
Água Boa	0	8
Laranja Doce	5	0
Total	17	13

As alterações nucleares e citoplasmáticas encontradas nos eritrócitos das duas espécies de peixes analisadas foram núcleo lobulado, micronúcleo, brotamento nuclear, célula binucleada, invaginação nuclear, invaginação citoplasmática, núcleo vacuolizado e citoplasma vacuolizado (Figura 2).

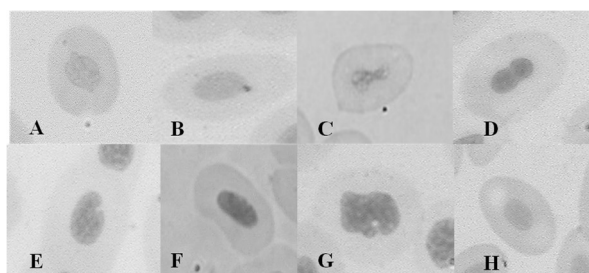


Figura 2: Anormalidades eritrocitárias observadas nas espécies de peixes coletadas na bacia do Alto Rio Paraná. A. Núcleo lobulado, B. Micronúcleo, C. Brotamento nuclear, D. Célula binucleada, E. Invaginação nuclear, F. Invaginação citoplasmática, G. Núcleo vacuolizado, H. Citoplasma vacuolizado. Magnificação: 1000 x.

As alterações nucleares observadas com maior frequência em *P. avanhandavae* foram núcleo lobulado, seguido de invaginação citoplasmática. Para *H. ancistroides* foram núcleo lobulado e invaginação nuclear. Para a espécie *P. avanhandavae* foram observadas diferenças significativas em relação às maiores frequências de núcleo lobulado no córrego Laranja Doce em comparação ao Curral de Arame ($p=0,014$)

(Figura 3A). Por outro lado, invaginação do citoplasma foi mais frequente no córrego Curral de Arame ($p=0,026$) (Figura 3B). Para a espécie *H. ancistroides*, constatamos diferença significativa para núcleo lobulado ($p=0,018$) e para invaginação nuclear ($p=0,020$), que foram encontrados em maior frequência no córrego Curral de Arame, em comparação ao córrego Água Boa (Figura 4A-B). Para todas as demais alterações registradas para as duas espécies não houve diferenças significativas na comparação entre os locais ($p>0,05$).

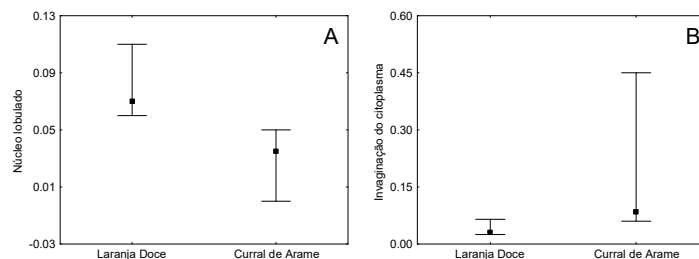


Figura 3: Medianas e desvios interquartílicos das alterações eritrocíticas de *P. avanhandavae* nos córregos analisados.

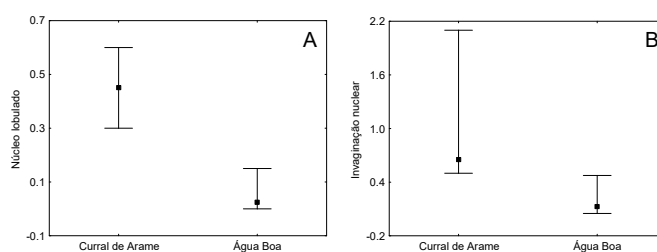


Figura 4: Medianas e desvios interquartílicos das anormalidades nucleares de *H. ancistroides* nos córregos analisados.

A alteração no parâmetro físico-químico como o elevado valor da condutividade elétrica da água acima de $100\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ é indicativo de que o ambiente aquático está sofrendo algum distúrbio ambiental (CETESB, 2015). Neste trabalho, o córrego Água Boa apresentou valores três vezes maiores que o definido como referência pela CETESB (2015). Possivelmente isso esteja relacionado ao fato de sua nascente estar localizada dentro do perímetro urbano de Dourados (MS), e assim acaba recebendo, direta ou indiretamente, cargas de contaminantes que são levados para todo o curso do córrego até sua foz. Em um estudo realizado por Dourado et al. (2016) é relatado que o córrego Água Boa recebe efluentes domésticos, industriais e agrícolas, apresentando em sua área evidências de desmatamento, além da expansão de fronteiras agrícolas com o manejo inadequado do solo em áreas de conservação ambiental, fatores que explicam o elevado valor da condutividade da água neste córrego.

Neste estudo constatamos que a principal forma de uso do solo no entorno dos córregos Curral de Arame e Laranja Doce é para culturas agrícolas, uma das principais impulsionadoras de impactos ambientais em ambientes aquáticos (LEITÃO et al., 2017). Rosso et al. (2015), em um estudo realizado no Córrego Curral de Arame, encontraram pesticidas como o Carbendazim em amostras de água superficiais e na espécie de peixe *Astyanax altiparanae*, além de Thiamethoxam em amostras de sedimento. Desta forma, é sabida que a ocupação, por vezes indevida, do solo tende a reduzir a vegetação ripária dos córregos, que pode ter papel importante em mitigar os efeitos negativos ao dificultar o escoamento de resíduos químicos como pesticidas, fertilizantes e outros dejetos que podem provocar a contaminação dos corpos hídricos (CORTE et al., 2016; MAURYA et al., 2019).

Os resultados obtidos nesse estudo mostraram baixas frequências de micronúcleos em *P. avanhandavae* e *H. ancistroides*. Por outro lado, Rocha et al. (2018) observaram, por meio de bioensaio em *Astyanax lacustris* expostos à água do córrego Curral de Arame, maior incidência de micronúcleos em relação ao tratamento controle. Os dados foram relacionados às atividades agrícolas que tiveram como principal fonte de contaminação metais como cádmio, cobalto e níquel encontrados em amostras de água do córrego acima da concentração permitida pela legislação brasileira.

Nossos resultados são coerentes com os dados da literatura que mostram a relação entre poluição difusa e frequências significativas de alterações nucleares e de citoplasma em peixes (VIEIRA et al., 2018; KHAN et al., 2018) o que evidencia que algum tipo de contaminante genotóxico está presente na água desses córregos. A espécie *P. avanhandavae* apresentou maior frequência de invaginação do citoplasma, em relação às outras alterações, enquanto a espécie *H. ancistroides* demonstrou maior frequência de alterações nucleares como núcleo lobulado e invaginação nuclear. Não há estudos prévios sobre o potencial bioindicador de *P. avanhandavae* em ambientes impactados. Ghisi et al. (2016), avaliando respostas a diferentes biomarcadores em *H. ancistroides*, assim como nosso estudo, também encontraram uma maior frequência de alterações nucleares em locais de grande influência agrícola, com pouca vegetação ripária, além da presença de indústrias. Avaliando o potencial de dano toxicogenético em amostras de água de dois córregos pertencentes à bacia do Alto Rio Paraná, Sposito et al. (2019) encontraram alterações nucleares significativas em *Astyanax lacustris*, corroborando com os nossos dados, e atribuindo os resultados a forte ocupação de áreas pela urbanização, uso agrícola e baixa qualidade dos parâmetros físico-químicos da água.

Apesar de diversos estudos demonstrarem a ocorrência de alterações nucleares e citoplasmáticas em eritrócitos de peixes relacionadas à presença de agroquímicos (KHAN et al., 2018; VIEIRA et al., 2018; GHAFAR et al., 2018), resíduos de fármacos (BARRETO et al., 2017), hormônios (LUPEPSA et al., 2017), metais pesados (MATOS et al., 2017) ou efluentes domésticos e industriais (GUERCIO et al., 2017; SANTANA et al., 2018), os mecanismos moleculares envolvidos na formação dessas anormalidades não estão totalmente compreendidos (WELDETINSAE et al., 2017). Quanto a alterações do núcleo, alguns autores propõem que sejam causadas por falhas na divisão celular (GUILHERME et al., 2008; HUSSAIN et al., 2012), devido à instabilidade genômica (GOMES et al., 2015; BAUDOU et al., 2019), a processos físicos que podem levar ao rompimento do envoltório nuclear (SHAH et al., 2017), além de alterações em proteínas responsáveis pela manutenção da forma nuclear (GHISI et al., 2014), como a tubulina, formando núcleos lobulados e invaginados (KHAN et al., 2018). Já em relação às alterações de citoplasma, vários autores têm citado a ocorrência concomitante com as alterações nucleares (ANBUMANI et al., 2012; SAYED et al., 2014; SAYED et al., 2018; SUMI et al., 2019; SHARMA et al., 2019), porém poucos mencionam sobre os mecanismos envolvidos na sua formação. O que se sabe é que alterações na distribuição de hemoglobina podem estar envolvidas com o processo de vacuolização do citoplasma (ATEEQ et al., 2002; Vliegenthart et al., 2015).

CONCLUSÕES

Os córregos Curral de Arame e Laranja Doce foram caracterizados pela presença de áreas agrícolas e elevado valor de condutividade elétrica, o que favorece nossa hipótese de que tais fatores podem explicar a ocorrência dessas alterações nos indivíduos analisados. Nesse sentido, as ocorrências das anormalidades citadas nos indivíduos por nós analisados indicam que, possivelmente, o impacto da agricultura esteja sendo mais prejudicial às espécies de peixes que os impactos decorrentes da ocupação urbana.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A.. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RIMA, 2005.

ANBUMANI, S.; MOHANKUMAR, M. N.. Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish *Catla catla*. **Aquatic Toxicology**, v.122-123, p.125-132, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.06.001>

ATEEQ, M. B.; FARAH, M. A.; NIAMAT, A. M.; WASEEM, A.. Induction of micronuclei and erythrocyte alterations in the catfish *Clarias batrachus* by 24- dichlorophenoxyacetic acid and butachlor. **Mutation Research**, v.518, n.2, p.135-144, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/s1383-5718\(02\)00075-x](https://doi.org/10.1016/s1383-5718(02)00075-x)

BARRETO, A.; LUIS, L. G.; SOARES, A. M. V. M.; PAÍGA, P.; SANTOS, L. H. M. L. M.; MATOS, C. D.; HYLLAND, K.; LOUREIRO, S.; OLIVEIRA, M.. Genotoxicity of gemfibrozil in the gilthead seabream (*Sparus aurata*). **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v.821, p.36-42, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2017.05.011>

BATISTA, N. J. C.; CAVALCANTE, A. A. C. M.; OLIVEIRA, M. C.; MEDEIROS, E. C. N.; MACHADO, J. L.; EVANGELISTA, S. R.; DIAS, J. F.; SANTOS, C. E. I.; DUARTE, A.; SILVA, F.. R.; SILVA, J.. Genotoxic and mutagenic evaluation of water samples from a river under the influence of different anthropogenic activities. **Chemosphere**, v.164, p.134-141, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.091>

BAUDOU, F. G.; OSSANA, N. A.; CASTAÑÉ, P. M.; MASTRÁNGELO, M. M.; NÚÑEZ, A. A. G.; PALACIO, M. J.; FERRARI, L.. Use of integrated biomarker indexes for assessing the impact of receiving waters on a native neotropical teleost fish. **Science of the Total Environment**, v.650, n.2, p.1779-1786, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.342>

BIERSCHENK, A. M.; MUELLER, M.; PANDER, J. C.. Impact of catchment land use on fish community composition in the headwater areas of Elbe Danube and Main. **Science of the Total Environment**, v.652, p.66-74, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.218>

BRAHAM, R. P.; BLAZER, V. S.; SHAW, C. H.; MAZIK, P. M.. Micronuclei and other erythrocyte nuclear abnormalities in fishes from the Great Lakes Basin USA. **Environmental and**

Molecular Mutagenesis, v.58, n.8, p.570-581, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/em.22123>

BRASIL. **Resolução N° 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: CONAMA, 2005.

CARRASCO, K. R.; TILBURY, K. L.; MYERS, M. S.. Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science**, v.47, n.11, p.2123-2136, 1990. DOI: <https://doi.org/10.1139/f90-237>

CETESB. Companhia de tecnologia e saneamento ambiental. **Variáveis de qualidade das águas**. São Paulo: CETESB, 2015.

CORTE, R. B. D.; GIAM, X.; OLDEN, J. D.; BECKER, F. G.; GUIMARÃES, T. F.; MELO, A. S.. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshwater Biology**, v.61, n.11, p.1921-1934, 2016.

DALZUCHIO, T.; GOLDONI, A.; GEHLEN, G.. Gill histopathology and micronucleus test of *Astyanax jachuiensis* (Cope 1894) (Teleostei Characidae) to evaluate effects caused by acute exposure to aluminum. **Biotemas**, v.29, n.1, p.75-83, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n1p75>

DALZUCHIO, T.; RODRIGUES, G. Z. P.; SIMÕES, L. A. R.; SOUZA, M. S.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; HERBERT SILVA, G. J.; SILVA, L. B.; GEHLEN, G.. In situ monitoring of the Sinos River Southern Brazil: water quality parameters biomarkers and metal bioaccumulation in fish. **Environmental Science and Pollution Research**, v.25, n.10, p.9485-9500, 2018.

GUERCIO, A. M. F.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; FONTANETTI, C. S.. Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico pelo teste do micronúcleo em *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.6, p.1121-1128, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201773709>

DOURADO, P. L. R.; ROCHA, M. P.; ROVEDA, L. M.; RAPOSO JUNIOR, J. L.; CÂNDIDO, L. S.; CARDOSO, C. A. L.; MARIN MORALES, M. A.; OLIVEIRA, K. M. P.; GRISOLIA, A. B.. Genotoxic and mutagenic effects of polluted surface water in the midwestern region of Brazil using animal and plant bioassays. **Genetics and Molecular Biology**, v.40, n.1, p.123-133, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4685-GMB-2015-0223>

ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS test GIS for the desktop versão 103 Maps throughout this article were created using ArcGIS® software by Esri trial version ArcGIS® and ArcMap™ are the intellectual property of Esri Copyright.** 2015.

GHAFFAR, A.; HUSSAIN, R.; ABBAS, G.; KALIM, M.; KHAN, A.; FERRANDO, S.; GALLUS, L.; AHMED, Z. Fipronil (Phenylpyrazole) induces hemato-biochemical histological and genetic damage at low doses in common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus 1758). **Ecotoxicology**, v.27, n.9, p.1261-1271, 2018.

GHISI, N. C.; OLIVEIRA, E. C.; MOTA, T. F. M.; VANZETTO, G. V.; ROQUE, A. A.; GODINHO, J. P.; BETTIM, F. L.; ASSIS, H. C. S.; PRIOLI, A. J.. Integrated biomarker response in catfish *Hypostomus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapó River southern Brazil. **Chemosphere**, v.161, p.69-79, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.113>

GHISI, N. C.; OLIVEIRA, E. C.; FÁVARO, L. F.; ASSIS, H. C. A.; PRIOLI, A. J.. In Situ Assessment of a Neotropical Fish to Evaluate Pollution in a River Receiving Agricultural and Urban Wastewater. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.93, p.699-709, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1403-6>

GOMES, J. M. M.; RIBEIRO, H. J.; PROCÓPIO, M. S.; ALVARENGA, B. M.; CASTRO, A. C. S.; DUTRA, W. O.; SILVA, J. B. B.; CORRÊA JUNIOR, J. D.. What the Erythrocytic Nuclear Alteration Frequencies Could Tell Us about Genotoxicity and Macrophage Iron Storage? **PLoS One**, v.10, n.11, 2015.

GUILHERME, S.; VÁLEGA, M.; PEREIRA, M. E.; SANTOS, M. A.; PACHECO, M.. Erythrocytic nuclear abnormalities in wild and caged fish (*Liza aurata*) along an environmental mercury contamination gradient. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.70, n.3, p.411-421, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.08.016>

HUANG, G. Y.; LIU, Y. S.; LIANG, Y. Q.; SHI, W. J.; HU, L. X.; TIAN, F.; CHEN, J.; YING, G. G.. Multi-biomarker responses as indication of contaminant effects in *Gambusia affinis* from impacted rivers by municipal effluents. **Science of the Total Environment**, v.563-564, p.273-281, 2016.

HUSSAIN, R.; MAHMOOD, F.; KHAN, A.; JAVED, M. T.; REHAN, S.; MEHDI, T.. Cellular and biochemical effects induced by atrazine on blood of male Japanese quail (*Coturnix Japonica*). **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v.103, n.1, p.38-42, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2012.03.001>

HUSSAIN, B.; SULTANA, T.; SULTANA, S.; MASOUD, M. S.; AHMED, Z.; MAHBOOB, S.. Fish eco-genotoxicology: Comet and micronucleus assay in fish erythrocytes as in situ biomarker of freshwater pollution. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v.25, n.2, p.393-398, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.11.048>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cartas e mapas**. Brasília: IBGE, 2013.

ISMAIL, M.; ALI, R.; SHAHID, M.; KHAN, M. A.; ZUBAIR, M.; ALI, T.; KHAN, Q. M.. Genotoxic and hematological effects of chlorpyrifos exposure on freshwater fish *Labeo*

rohita. **Drug and Chemical Toxicology**, v.41, n.1, p.22-26, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/01480545.2017.1280047>

KHAN, M. M.; MONIRUZZAMAN, M.; MOSTAKIM, G. M.; KHAN, M. S. R.; RAHMAN, M. K.; ISLAM, M. S.. Aberrations of the peripheral erythrocytes and its recovery patterns in a freshwater teleost silver barb exposed to profenofos. **Environmental Pollution**, v.234, p.830-837, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.033>

KOSTIĆ, J.; KOLAREVIĆ, S.; KOLAREVIĆ, M. K.; ABORGIBA, M.; GAČIĆ, Z.; PAUNOVIĆ, M.; JEFTIĆ, Ž. V.; RAŠKOVIĆ, B.; POLEKSIĆ, V.; LENHARDT, M.; GAČIĆ, B. V.. The impact of multiple stressors on the biomarkers response in gills and liver of freshwater breams during different seasons. **Science of the Total Environment**, v.601, p.1670-1681, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.273>

KUPOLUYI, A. Y.; ALARAPE, S. A.; ADEYEMO, O. K.. Impact of industrial effluents on Alaro river in Oluyole industrial estate Ibadan and its suitability for aquatic life. **Sokoto Journal of Veterinary Sciences**, v.16, n.1, p.38-44, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4314/sokjvs.v16i1.6>

LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; MOUILLOT, D.; LEAL, C. G.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; VILLÉGER, S.; POMPEU, P. S.; KASPER, D.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GARDNER, T. A.. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecograph**, v.41, n.1, p.219-232, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

ŁUCZYŃSKA, J.; ASZCZYK, B.; ŁUCZYŃSKI, M. J.. Fish as a bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake Poland and risk assessment for consumer's health. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.153, p.60-67, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.057>

LUPEPSA, L.; ALMEIDA, D. J.; DIAS, F. V.. Ação de estrogênios naturais (β -ESTRADIOL) e sintéticos (17 α -ETINYLSTRADIOL) sobre distintas comunidades de peixes: sob ênfase genotóxica. **Revista Uningá**, v.53, n.2, p.145-148, 2017.

MATOS, L. A.; CUNHA, A. C. S.; SOUSA, A. A.; MARANHÃO, J. P. R.; SANTOS, N. R. S.; GONÇALVES, M. M. C.; DANTAS, S. M. M. M.; SOUSA, J. M. C. E.; PERON, A. P.; SILVA, F. C. C. D.; ALENCAR, M. V. O. B.; ISLAM, M. T.; AGUIAR, R. P. S.; CAVALCANTE, A. A. C. M.; BONECKER, C. C.. The influence of heavy metals on toxicogenetic damage in a Brazilian tropical river. **Chemosphere**, v.185, p.852-859, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.103>

MAURYA, P. K.; MALIK, D. S.; SHARMA, A.. Impacts of pesticide application on aquatic environments and fish diversity. In: KUMAR, R.; SINGH, J.; KUMAR, P.. **Contaminants in Agriculture and Environment: health Risks and Remediation**. Agro Environ Media, 2019. DOI: <https://doi.org/10.26832/AESA-2019-CAE-0162-09>

MESSAGE, H. J.; SANTOS, D. A.; BAUMGARTNER, M. T.; AFFONSO, I. P.. Planícies de inundação: a Biodiversidade do rio Paraná ameaçada. **Ciência Hoje**, v.334, n.1, p.36-39, 2016.

NATARAJ, B.; HEMALATHA D.; RANGASAMY, B.; MAHARAJAN, K.; RAMESH, M.. Hepatic oxidative stress genotoxicity and histopathological alteration in fresh water

fish *Labeo rohita* exposed to organophosphorus pesticide profenofos. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v.12, p.185-190, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbab.2017.09.006>

NUNES, V. J.; JESUS, T. B.. Determinação de metais pesados (Mn, Cd, Cr, Cu, Pb) em peixes das espécies *Astyanax bimaculatus*, *Hoplias malabaricus* e *Oreochromis nolticus* presente na Lagoa Salgada-Rio Subaé-Feira de Santana (Bahia). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.5, n.1, p.002-013, 2018.

SOUSA, D. B. P.; TORRES JUNIOR, A. R.; SILVA, D.; SANTOS, R. L.; CARVALHO NETA, R. N. F.. A screening test based on hematological and histological biomarkers to evaluate the environmental impacts in tambaqui (*Colossoma macropomum*) from a protected area in Maranhão Brazilian Amazon. **Chemosphere**, v.214, p.445-451, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.146>

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R foundation for statistical computing, 2020.

ROCHA, M. P.; DOURADO, P. L. R.; CARDOSO, C. L. A.; CÂNDIDO, L. S.; PEREIRA, J. G.; OLIVEIRA, K. M. P.; GRISOLIA, A. B.. Tools for monitoring aquatic environments to identify anthropic effects. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.190, n.2, p.1-13, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6440-2>

ROCHA, C. A. M.; PESSOA, C. M. F.; RODRIGUES, C. A. C.; PINHEIRO, R. H. S.; COSTA, E. T.; GUIMARÃES, A. C.; BURBANO, R. R.. Investigation into the cytotoxicity and mutagenicity of the Marajó Archipelago waters using *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) as a bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.132, p.111-115, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.05.020>

ROSSO, G. T.; VIEIRA, S. C. H.; MANSUR, C. B.; SUAREZ, Y. R.; LIMA CARDOSO, C. A.. Avaliação de metais nos peixes *Astyanax altiparanae*, *Leporinus friderici*, *Hypostomus strigaticeps*, coletados no córrego Curral de Arame, Dourados, MS. **Ciência e Natura**, v.37, n.3, p.625-623, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X16797>

RUDKE, A. P.; FUJITA, T.; ALMEIDA, D. S.; EIRAS, M. M.; XAVIER, A. C. F.; RAFEE, S. A. A.; SANTOS, E. B.; MORAIS, M. V. B.; MARTINS, L. D.; SOUZA, R. V. A.; SOUZA, R. A. F.; HALLAK, R.; FREITAS, E. D.; UVO, C. B.; MARTINS, J. A.. Land cover data of Upper Parana River Basin, South America, at high spatial resolution. **International Journal of Applied Earth Observation**, v.83, p.1-17, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101926>

SAMANTA, P.; HYUNGJOON, I. M.; NA, J.; JUNG, J.. Ecological risk assessment of a contaminated stream using multi-level integrated biomarker response in *Carassius auratus*. **Environmental Pollution**, v.233, p.429-438, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.061>

SANTANA, M. S.; YAMAMOTO, F. Y.; SANDRINI NETO, L.; FILIPAK NETO, F.; MACHADO, C. F. O.; RIBEIRO, C. A. O.; PRODOCIMO, M. M.. Diffuse sources of contamination in freshwater fish: Detecting effects through active biomonitoring and multi-biomarker approaches. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.149, p.173-181, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.036>

SAYED, A. E. D. H.; ODA, S.; MITANI, H.. Nuclear and cytoplasmic changes in erythrocytes of p53-deficient medaka fish (*Oryzias latipes*) after exposure to gamma-radiation. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v.771, p.64-70, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2014.01.013>

SAYED, A. E. D. H.; KATAOKA, C.; ODA, S.; KASHIWADA, S.; MITANI, H.. Sensitivity of medaka (*Oryzias latipes*) to 4-nonylphenol subacute exposure; erythrocyte alterations and apoptosis. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.58, p.98-104, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.12.023>

SCHMID, W.. The micronucleus test. **Mutation Research**, v.31, n.1, p.9-15, 1975. DOI: [https://doi.org/10.1016/0165-1161\(75\)90058-8](https://doi.org/10.1016/0165-1161(75)90058-8)

SHAH, P.; WOLF, K.; LAMMERDING, J.. Bursting the Bubble-Nuclear Envelope Rupture as a Path to Genomic Instability? **Trends in Cell Biology**, v.27, n.8, p.546-555, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tcb.2017.02.008>

SHARMA, M.; VERMA, S.; SHARMA, P.. Behavioural and genotoxic effects of paracetamol after subchronic exposure to *Cyprinus carpio*. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, v.7, n.3, p.22-25, 2019.

SPOSITO, J. C. V.; FRANCISCO, L. F. V.; CRISPIM, B. A.; DANTAS, F. G. S.; SOUZA, J. P.; VIANA, L. F.; SOLÓRZANO, J. C. J.; OLIVEIRA, K. M. P.; BARUFATTI, A.. Influence of Land Use and Cover on Toxicogenetic Potential of Surface Water from Central-West Brazilian Rivers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.76, n.3, p.483-495, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00244-019-00603-2>

STEFFENS, C.; KLAUCK, C. R.; BENVENUTI, T.; SILVA, L. B.; RODRIGUES, M. A. S.. Water quality assessment of the Sinos River-RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.75, n.2, p.62-70, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01613>

SUMI, N.; CHITRA, K. C.. Cytogenotoxic effects of fullerene C60 in the freshwater teleostean fish, *Anabas testudineus* (Bloch, 1792). **Mutation Research/ Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v.847, p.503-504, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2019.503104>

VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; CRISPIM, B. A.; CAVALCANTE, D. N. C.; GRISOLIA, A. B.; LIMA JUNIOR, S. E.. The Response of Neotropical Fish Species (Brazil) on the Water Pollution: Metal Bioaccumulation and Genotoxicity. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.75, n.5, p.476-485, 2018.

VIEIRA, C. E. D.; PÉREZ, M. R.; ACAYABA, R. D.; RAIMUNDO, C. C. M.; MARTINEZ, C. B. R.. DNA damage and oxidative stress induced by imidacloprid exposure in different tissues of the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Chemosphere**, v.195, p.125-134, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.077>

VLIEGENTHART, A. D. B.; ANTOINE, D. J.; DEAR, J. W.. Target biomarker profile for the clinical management of paracetamol overdose. **British Journal of Clinical Pharmacology**, v.80, n.3, p.351-362, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/bcp.12699>

WACHTEL, C. C.; OLIVEIRA, E. C.; MANIGLIA, T. C.; JOHANNSEN, A. S.; ROQUE, A. A.; GHISI, N. C.. Waterborn Genotoxicity in Southern Brazil Using *Astyanax bifasciatus* (Pisces: Teleostei). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.102, n.1, p.59-65, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2477-3>

WAITE, I. R.; MUNN, M. D.; MORAN, P. W.; KONRAD, C. P.; NOWELL, L. H.; MEADOR, M. R.; METRE, P. C. V.; CARLISLE, D. M.. Effects of urban multi-stressors on three stream biotic assemblages. **Science of the Total Environment**, v.660,

p.1472-1485, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.240>

WELDETINSAE, A.; DAWIT, M.; GETAHUN, A.; PATIL, H. S.; ALEMAYEHU, E.; GIZAW, M.; ABATE, M.; ABERA, D.. Aneugenicity and clastogenicity in freshwater fish *Oreochromis niloticus* exposed to incipient safe concentration of tannery effluent. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.138, p.98-104, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.026>

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.