

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
BIBLIOTECA UNIVERSITÁRIA

Gabriela Ganguilhet

AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS E BIOQUÍMICOS
DE *MUGIL LIZA* E *MUGIL CUREMA* COMO POSSÍVEIS
BIOMARCADORES DE IMPACTOS ANTRÓPICOS NA ESTAÇÃO
ECOLÓGICA DE CARIJÓS

Florianópolis

2019

Gabriela Ganguilhet

**AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS E BIOQUÍMICOS
DE *MUGIL LIZA* E *MUGIL CUREMA* COMO POSSÍVEIS
BIOMARCADORES DE IMPACTOS ANTRÓPICOS NA ESTAÇÃO
ECOLÓGICA DE CARIJÓS**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado aprovado para a obtenção do Título de “Licenciatura em Ciências Biológicas”, e aprovado em sua forma final pelo Departamento de Ciências Biológicas.

Florianópolis, 30 de abril 2019.

Prof. Dr.
Carlos Roberto Zanetti
Universidade Federal de Santa Catarina

Banca Examinadora:

Prof. Dr.
Carlos Henrique Lemos Soares
Universidade Federal de Santa Catarina

Msc.
Claudinei José Rodrigues
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Msc. Luís Otavio Frota da Rocha
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Prof. Dr. Vinicius Ronzani Cerqueira
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado à minha família, em especial a minha mãe, Sônia, e ao meu noivo, Kewin.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente as duas pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe Sônia e meu noivo Kewin. A minha mãe por ser um modelo de pessoa forte, guerreira e determinada. Obrigada, mãe, por me ensinar a importância de sonhar e me mostrar que nada é impossível, desde que a gente dê o nosso melhor e permaneça fiel aos nossos ideais.

Ao meu noivo Kewin, sou extremamente grata por esse 11 anos de amizade e amor. Gostaria que você soubesse que sempre te admirei e senti, como se fossem minhas, todas as tuas conquistas. Eu sempre te observei e sonhei em poder andar ao seu lado, e isso me deu forças, para que eu me superasse e me tornasse uma pessoa melhor. Com a final desta etapa, sinto que consegui chegar um pouco mais perto de você. Obrigada por ser minha fonte de inspiração.

A minha família e amigos, obrigada pelo incentivo e paciência, não apenas durante o TCC, mas no decorrer de todos esses anos de curso. Obrigada por entenderem todas as minhas ausências e não desistirem de mim. Gostaria que soubessem que, todas as minhas ausências ou renúncias, foram imprescindíveis para a realização deste trabalho, pois nada pode ser obtido sem uma espécie de sacrifício. É preciso oferecer algo em troca de valor equivalente.

Gostaria de agradecer profundamente ao meu supervisor de estágio e coorientador Claudinei. Sem você nada disso teria sido possível. Obrigada por todas as conversas e todos os conselhos, que iam além das obrigações como supervisor. Obrigada por ser esse excelente profissional, tão dedicado, ético e preocupado com o meio ambiente, quando crescer quero ser igual a você. Obrigada por acreditar em mim e me apoiar sempre.

A toda a equipe do ICMBio, muito obrigada por me ajudarem inúmeras vezes durante esse período. Em especial, ao Luís por ser sempre tão atencioso, por compartilhar generosamente seus conhecimentos sobre peixes e por ser um exímio marinheiro, tornando possível nossas saídas de campo.

Ao pessoal da ONG R3 animal, em especial ao Rafa e ao Sandro, por todos os esclarecimentos acerca das técnicas hematológicas e por tornarem o trabalho no laboratório muito mais divertido e alegre.

Agradeço ao Prof. Carlos, que aceitou orientar e participar desse projeto em parceria com o ICMBio. Sou grata por toda a paciência, ensinamentos e parceria durante as saídas de campo. A Ivana, sou grata por todo o carinho, atenção e risadas. Você tornou nossos campos muito mais divertidos.

Agradeço também ao Prof. Vinícius por nos receber e concordar em ceder alguns exemplares de peixes, tornando nosso estudo mais completo. Agradeço também a todos os integrantes do LAPMAR, que foram sempre tão receptivos e atenciosos. Em especial ao Caio, que nos auxiliou durante as coletas nos tanques de cultivo. Obrigada também por esclarecer todas as minhas dúvidas e responder a todos os meus whatsapp, mesmo durante as férias.

Não poderia deixar de agradecer aos amigos do laboratório de física teórica DinEMol, por serem tão compreensivos e dividirem tantas vezes seu espaço de trabalho comigo, só porque eu não conseguia escrever em casa e não queria ficar sozinha na BU.

Por fim, meus imensos agradecimentos a todos os pescadores das associações do Ratonés e do João Paulo, especialmente ao Seu Orlando e Seu Rogério os quais aceitaram nos acompanhar durante todas as saídas de campo, mostrando toda a beleza e tradição da pesca artesanal. Obrigada por me proporcionar essas experiências únicas. Com toda

a certeza, sem vocês esse trabalho não teria sido possível.

Alguns nascem sob a estrela da sorte, outros sob a estrela de azar.
Mas eu só posso dizer que farei o possível, sejam quais forem as
minhas estrelas

Seiya - Cavaleiros do zodíaco (1985)

Resumo

A urbanização é uma importante causa de contaminação das zonas costeiras ao redor do mundo, relacionada principalmente ao lançamento de efluentes sanitários em corpos hídricos. Em Florianópolis SC, a maior parte dos efluentes domésticos tratados e não tratados são lançados diretamente em corpos hídricos, liberando quantidades significativas de poluentes no ambiente. Os poluentes presentes nestas misturas interagem com organismos, causando alterações em sua fisiologia normal em diferentes níveis: molecular, celular, tecidual e comportamental. Desta forma, a quantificação de parâmetros biológicos refletem as condições de saúde de organismos aquáticos e do ambiente em que estão inseridos. Dentre as metodologias mais aplicadas para biomonitoramento ambiental estão às análises hematológicas, bioquímicas, imunológicas e genotóxicas. O presente trabalho teve como objetivo a avaliação destes parâmetros em duas espécies de peixe (*Mugil liza* e *Mugil curema*), como possíveis biomarcadores de impactos na Estação Ecológica de Carijós e entorno. Os peixes foram coletados em dois locais da unidade de conservação: Estuário do Rio Ratonos, pertencente à bacia hidrográfica de Ratonos e na baía de Saco Grande. Também foi realizada uma coleta em tanques de cultivo da Universidade Federal de Santa Catarina. Ao todo, foram realizadas 5 coletas ao longo dos meses de março a agosto de 2018, com um número amostral 10 indivíduos cada. Entre os ambientes naturais, os animais coletados na Baía de Saco Grande apresentaram maiores variações nos parâmetros analisados relacionados a estresse. Foram observados valores elevados de glicose, hematócrito, hemoglobina e GSH e a redução na frequência de células de defesa em peixes da espécie *Mugil liza*. Os resultados estão de acordo com trabalhos sobre qualidade de água realizados nos mesmos locais. As condições estressantes em tanques e cultivo foram superiores aos ambientes naturais, refletindo em valores ainda maiores de glicose, hematócrito, hemoglobina e micronúcleo, bem como os menores valores para células de defesa. Foram observadas diferenças nos parâmetros entre as espécies *Mugil liza* e *Mugil curema* nas amostras coletadas no Rio Ratonos. Outras evidências sugerem a formação de subgrupos dentro das espécies de *Mugil curema* no Saco Grande o que poderia ser explicado por atividades migratórias. Concluímos que a espécie *Mugil liza* é um bom bioindicador, e os parâmetros analisados podem ser utilizados como biomarcadores de impactos antrópicos, pois respondem de forma satisfatória frente às diferentes pressões ambientais. Além disso, o estudo proporcionou informações fisiológicas acerca das espécies analisadas em ambientes naturais e de cultivo, as quais são pouco encontradas na literatura.

Palavras-chave: Biomonitoramento, *Mugil liza*, *Mugil curema*, tainha, parati, hematologia de peixes, sanidade, parâmetros bioquímicos, micronúcleo, estresse, conservação, ESEC Carijós

Lista de Figuras

Figura 1	Classificação das respostas adaptativas frente a diferentes estressores. Interações entre estressores e respostas conforme indicado pelas setas. Adaptado de Barton (2002).	24
Figura 2	Modelo ilustrativo das principais características morfológicas dos mugilídeos. É possível observar duas nadadeiras dorsais curtas, duas peitorais localizadas na metade superior do corpo, duas pélvicas e uma anal e uma caudal. No estômago destacam-se as regiões da moela e do ceco polórico. As escamas são ilustradas destacando seu formato e direcionamento. Adaptado de Harrison & Senou (1999).	30
Figura 3	Modelo esquemático representando as fases do ciclo de vida dos mugilídeos. Eclosão e desenvolvimento das larvas na zona de surf. Recrutamento dos alevinos para áreas estuarinas. Desenvolvimento e maturação sexual dentro dos estuários. Retorno ao oceano no período reprodutivo. Adaptado de Crosetti & Blaber (2016).	33
Figura 4	Exemplar de <i>M. curema</i> . Fonte: Autoria própria.	34
Figura 5	Exemplar de <i>M. liza</i> . Fonte: Autoria própria.	34
Figura 6	Mapa de localização geográfica da ESEC Carijós. Região Sul do Brasil, estado de Santa Catarina. Localizada a noroeste da ilha de Florianópolis. Demarcação em coloração verde representando as glebas de Ratonés e Saco grande.	41
Figura 7	Área de estudo da bacia hidrográfica do Saco Grande. Demarcação a bacia hidrográfica do Saco Grande, área de preservação da Estação Ecológica de Carijós, hidrografia e localização do emissário submarino da ETE Saco Grande. Em destaque a área de coleta dos grupos SGL e SGC.	42
Figura 8	Área de estudo da bacia hidrográfica do Ratonés. Demarcação a bacia hidrográfica do Ratonés, área de preservação da Estação Ecológica de Carijós e hidrografia da região. Em destaque a área de coleta dos grupos RATL e RATC.	43
Figura 9	Coleta de sangue através da punção da artéria caudal de <i>M. curema</i> . Fonte: Autoria própria.	44
Figura 10	Processo de dissecação de <i>M. curema</i> . Incisão celomática para retirada de órgãos a partir da abertura urogenital. Fonte: Autoria própria.	48
Figura 11	Dissecação da região abdominal de <i>M. curema</i> . Indivíduo do sexo masculino. Gonadas em estágio de maturação. Fonte: Autoria própria.	49

Figura 12	Valores médios, mínimos e máximos referentes à concentração de hemoglobina no sangue periférico e peixes da espécie <i>M. liza</i> , obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).	53
Figura 13	Valores médios, mínimos e máximos referentes à hemoglobina corpuscular média do sangue periférico de <i>M. liza</i> obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).	54
Figura 14	Valores médios, mínimos e máximos referentes ao hematócrito de peixes da espécie <i>M. liza</i> obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).	54
Figura 15	Valores médios, mínimos e máximos do volume corpuscular médio de <i>M. liza</i> obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).	55
Figura 16	Valores médios, mínimos e máximos da concentração de hemoglobina corpuscular média no sangue periférico de <i>M. liza</i> obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).	56
Figura 17	Valores médios, mínimos e máximos da contagem de eritrócitos totais do sangue periférico de <i>M. liza</i> obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).	56
Figura 18	Variação do percentual de hematócrito de peixes da espécie <i>M. liza</i> em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) do hematócrito (%) de peixes coletados no rio Ratonés (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; p < 0,05).	57
Figura 19	Variação da concentração de hemoglobina no soro de peixes da espécie <i>Mugil liza</i> em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de hemoglobina (g dL ⁻¹), de peixes coletados no rio Ratonés (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; p < 0,05).	58

Figura 20	Variacão da concentrao e glicose no soro de peixes da espécie Mugi liza em ambientes naturais e de cultivo. Representao dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) da glicose (mg dL^{-1}), de peixes coletados no rio Ratonos (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) ($N= 5$; $p < 0,05$).....	58
Figura 21	Variacão da frequência de micronúcleo em esfregaços sanguíneos de peixes da espécie Mugi liza em ambientes naturais e de cultivo. Representao dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de micronúcleo (%), de peixes coletados no rio Ratonos (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) ($N= 5$; $p < 0,05$).....	59
Figura 22	Esfregaço de células sanguíneas de <i>M. liza</i> . Ilustrao a) grupo RATL e b) grupo TNQ. As setas indicam eritrócitos com micronúcleos.	59
Figura 23	Variacão do percentual de células de defesa em esfregaços sanguíneos de peixes da espécie Mugi liza em ambientes naturais e de cultivo. Representao dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de leucócitos e trombócitos (%), de peixes coletados no rio Ratonos (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) ($N= 5$; $p < 0,05$).	60
Figura 24	Variacão da hemoglobina corpuscular média de peixes da espécie Mugi liza em ambientes naturais e de cultivo. Representao dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de HCM (pg), de peixes coletados no rio Ratonos (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) ($N= 5$; $p < 0,05$).....	60
Figura 25	Variacão da concentrao de glutatona do soro peixes da espécie Mugi liza em ambientes naturais e de cultivo. Representao dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de GSH (μM) de peixes coletados no rio Ratonos (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) ($N= 5$; $p < 0,05$).....	61
Figura 26	Analise de cluster obtida a partir de parâmetros hematológicos e bioquímicos de indivíduos da espécie <i>M. liza</i> coletados em ambientes naturais (RATL e SGL) e de cultivo (TNQ). Método de amalgamao Ward's e distâncias euclidiana. Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareado ($n=5$)normalizados e padronizados.	62
Figura 27	Matriz de correlao entre parâmetros hematológicos e bioquímicos analisados no sangue de peixes da espécie <i>M. liza</i> . Os valores apresentados correspondem  avaliao das relaoes monótonas entre duas variáveis, sejam elas lineares ou não lineares ($p \leq 0,05$). Os numeros amostrais dos parâmetros utilizados foram pareados ($n=5$). Foram analisados de forma conjunta os resultados para os grupos TNQ, RATL e SGL ($N=15$). Os valores negativos (-) demonstram uma correlao inversa. As siglas	

utilizadas são as mesmas descritas na metodologia.	63
Figura 28 Análise de cluster obtida a partir de parâmetros hematológicos e bioquímicos de indivíduos da espécie <i>M. liza</i> coletados em ambientes naturais (RATL e SGL) e de cultivo (TNQ). Método de amalgamação Ward's e distâncias euclidianas. Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareado (n=5), normalizados e padronizados.	64
Figura 29 Análise de cluster obtida a partir de parâmetros hematológicos e biométricos de indivíduos das espécies <i>Mugil liza</i> (RATL) e <i>Mugil curema</i> (RATC) coletados no Rio Ratonés. Método de amalgamação Ward's e distâncias euclidianas. Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareado (n=5), normalizados e padronizados.	66

Lista de Abreviaturas e Siglas

ALT	Alanina Aminotransferase
AST	Aspartato Aminotransferase
BH	Bacia Hidográfica
CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CDNB	1-cloro-2,4- dinitrobenzeno
CHCM	Concentração Hemoglobínica Corpuscular Média
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DTNB	ácido 5,5 – ditiobis – 2 – nitrobenzóico
ESEC	Estação Ecológica de Carijós
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GOT	Transaminase Glutâmico Oxalacética
GPT	Transaminase Glutâmico Pirúvica
GST	Glutathiona-S-transferase
Hb	Hemoglobina
HCM	Hemoglobina Corpuscular Média
Ht	Hematócrito
IGS	Índice Gonadossomático
IHS	Índice Hepatosomatico
K	Fator de condição
Kn	Método Relativo
LAA	Laboratório de análises de Água
LDH	Desidrogenase Láctica
Ls	Comprimento totalmente

Lt	Comprimento padrão
MN	Micronúcleo
NAD	Nicotinamida-Adenina-Dinucleotídio oxidado
NADH	Nicotinamida-Adenina-Dinucleotídio
OD	Oxigênio dissolvido
RT	Ratones
SG	Saco Grande
SNUC	Sistema Nacional de Unidades e Conservação
TNB	ácido 2 – nitro-5- mercapto-benzóico
VCM	Volume Corpuscular Médio
We	Peso esperado
Wg	Peso das gonadas
Wt	Peso total
ZC	Zona Costeira

Sumário

1	INTRODUÇÃO	15
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1	PEIXES COMO BIOINDICADOR DE POLUIÇÃO AMBIENTAL.....	18
2.2	ANÁLISES HEMATOLOGIA BIOQUÍMICA DE PEIXES COMO BIOMAR- CADORES	20
2.3	DANOS GENOTÓXICOS E MICRONÚCLEOS (MN)	26
2.4	DESCRIÇÃO FAMÍLIA MUGILIDAE	28
2.5	REGISTRO DE DADOS BIOMÉTRICOS	35
2.5.1	IGS e IHS	35
2.5.2	Fator de condição (K)	37
3	OBJETIVOS	39
3.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	39
4	MATERIAIS E MÉTODOS	40
4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	40
4.2	DEMARCAÇÕES DAS ÁREAS AMOSTRAIS E COLETA DOS PEIXES .	42
4.3	ANÁLISES SANGUÍNEAS E TESTE DE MICRONÚCLEO	44
4.4	ANÁLISES BIOQUÍMICAS	45
4.4.1	Glicose	46
4.4.2	Triglicerídeos	46
4.4.3	Proteínas Totais	46
4.4.4	Desidrogenase Láctica (LDH).....	46
4.4.5	Alanina Aminotransferase (ALT) ou Transaminase Glutâmico Pi- rúvica (GPT) - sem piridoxal	47
4.4.6	Aspartato Aminotransferase (AST) ou Transaminase Glutâmico Oxalacética (GOT) - sem piridoxal	47
4.4.7	Glutationa Reduzida (GSH)	47
4.5	REGISTROS BIOMÉTRICOS	48
4.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	50
5	RESULTADOS	51
5.1	PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS E BIOQUÍMICOS DE MUGIL LIZA EM AMBIENTES NATURAIS E DE CULTIVO.....	51
5.2	PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DE <i>MUGIL CU- REMA</i> EM AMBIENTES NATURAIS	64

5.3	CARACTERÍSTICAS HEMATOLÓGICAS E BIOMÉTRICAS DAS ESPÉCIES <i>MUGIL LIZA</i> E <i>MUGIL CUREMA</i>	64
6	DISCUSSÃO	67
7	CONCLUSÃO	73
8	REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

A utilização de parâmetros hematológicos como forma de avaliação das condições fisiológicas de peixes foi descrita primeiramente por Hesser em 1960 (SERIANI et al., 2014). A partir disso, tem sido aplicado para detectar modificações fisiológicas ocasionadas por diferentes tipos de condições estressantes, como hipóxia, variação de salinidade e pH, condições alimentares, anestésicos e aclimação, parasitismo, manuseio, atividade migratória, poluentes, ciclos reprodutivos, medicamentos, entre outros (AUBIN et al. 2001; RANZANI-PAIVA; TAVARES-DIAS, 2002; MELO, 2008; ALWAN et al. 2009; SERIANI & RANZANI-PAIVA, 2012; SERIANI et al. 2012). Neste sentido, os parâmetros hematológicos são capazes de fornecer dados sobre o estado de saúde dos organismos e as condições do meio em que vivem (FRANÇA et al, 2007; VÁZQUEZ & GUERRERO, 2007; SERIANI et al., 2011), além de possibilitar a observação de diversas variáveis eritrocitárias, imunológicas bioquímicas e genotóxicas, em uma mesma amostra, de forma rápida, simples, eficaz e com baixo custo (SERIANI et al., 2014).

Com o intuito de compreender as mudanças fisiológicas e hematológicas de peixes, frente a diferentes condições ambientais, foram realizados diversos estudos com espécies de peixes de cativeiro submetidas a condições estressantes (AKINROTIMI, 2007; GABRIEL et. al.,2007; GABRIEL et. al., 2011). Entretanto, há poucos estudos disponíveis sobre os perfis hematológicos de peixes marinhos já adaptados ao confinamento comparados a espécimes selvagens, levando em consideração que o cativeiro por si só pode levar a mudanças nestes perfis (BOURNE, 1986).

A escassez de referências bibliográficas relacionadas a estudos que caracterizem os parâmetros sanguíneos de peixes teleósteos é, em parte, atribuída a grande variação desses parâmetros, tanto entre indivíduos de espécies diferentes, quanto de indivíduos da mesma espécie com habitats distintos (BLAXHALL 1972; CLAVER & QUAGLIA 2009; GRANT, 2015). Essa lacuna é ainda maior quando observamos espécies regionais, as quais não são comumente utilizadas no cultivo de grande escala como, por exemplo, espécies de mugilideos (EMBRAPA, 2014).

Dentre as espécies de peixes encontradas nas regiões costeiras brasileiras, as tainhas (*Mugil liza*), e os paratis (*Mugil curema*) estão entre as mais importantes comercialmente (GODINHO et al. 1988) permanecendo na sétima posição no ranking de recursos pesqueiros explorados tradicionalmente (NETO & DIAS, 2015), além de favorecer o modelo de vida e subsistência de comunidades de pescadores artesanais por todo o litoral brasileiro (BRASIL, 2015). Em Santa Catarina, a pesca é considerada uma atividade comercial

importante, representando o estado com maior produção de pescados e crustáceos do país (EPAGRI, 2017). Só em nosso estado, estima-se que 7.900 pescadores artesanais participam da pesca tradicional da tainha todo ano (LEMOS, 2015).

Como forma de manter essas atividades econômicas e culturais tão importantes para as regiões costeiras, faz-se necessários estudos que visem o monitoramento e a preservação dos habitats dessas espécies. É bem estabelecido que parte importante do ciclo de vida dos mugilídeos, depende diretamente de ambientes estuarinos (NOVELLI, 1995).

Em Florianópolis, a Estação Ecológica de Carijós desempenha um papel essencial na preservação desses ambientes, atuando como um dos principais destinos reprodutivos de diversas espécies de animais. O seu território abrange duas importantes bacias hidrográficas: Bacia hidrográfica de Ratonos (6,25 Km²) e Bacia hidrográfica de Saco Grande (0,93 Km²), ambas classificadas como urbanizadas (RODRIGUES, 2016).

Na Bacia hidrográfica de Ratonos, situa-se o sistema de esgoto sanitário de Canasvieiras - administrada pela Companhia Catarinense de Água e saneamento (CASAN), o sistema de esgotamento de Jurerê internacional (através da Habitasul) e sistemas individuais de tratamento de esgotos domésticos. Na Bacia Hidrográfica de Saco Grande estão inseridos os Sistema de esgotamento sanitário de Saco Grande (emissário submarino da ETE Saco Grande) também administrado pela CASAN, e os sistemas individuais de tratamento de esgotos domésticos (IBAMA, 2003).

Atualmente, apenas 52% da população residente em Florianópolis são atendidas pelo serviço de esgotamento sanitário público (CASAN, 2016). Os 47% da população restante, efetuam o tratamento de esgoto doméstico de maneira individual, através de fossa séptica e sumidouro, (método que apresenta baixa eficiência na maior parte dos casos). Dentre esta parcela da população também há casos em que o esgoto doméstico é lançado in natura, de maneira irregular, diretamente na rede pluvial, ou corpos hídricos (RODRIGUES, 2016).

A descarga de efluentes sanitários, além de ocasionar a contaminação da água por agentes infecciosos, como bactérias e vírus, leva também a deposição de matéria orgânica e consumo de oxigênio (NOVELLI, 1995; AGUIAR et. al. 2011). Os estuários por serem ambientes de transição entre águas marinhas e continentais são grandes sorvedouros de poluição (PAGLIOSA, 2004), atuando na filtração e retenção de materiais provenientes de suas bacias de drenagem (PARIZOTTO, 2009).

Estudos recentes sobre a qualidade da água dos principais rios relacionados à ESEC Carijós demonstraram que, a concentração de oxigênio dissolvido, nutrientes e coliformes termotolerantes, encontra-se em desacordo com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA n°357/05 (PARIZOTTO, 2009; RIGOTTI, 2013; RODRIGUES, 2016; SILVA

et.al., 2016). A precariedade ou falta de tratamento de esgoto sanitário de bairros próximos a ESEC afetam diretamente a qualidade da água dentro da unidade, e consequentemente a biodiversidade dos Manguezais de Saco Grande e Ratonés (IBAMA, 2003).

Desde de 2005, a ESEC Carijós realiza monitoramento físico/químico das águas que adentram a unidade, como ferramenta de avaliação dos fatores que impactam o ambiente no entorno da unidade de conservação. Porém, se forem associados ao monitoramento biológico, são acrescentados aos dados, análises relacionadas a efeitos estressores em sistemas biológicos, contribuindo para a compreensão sobre a qualidade da água e gravidade das alterações ocorridas na região (SERIANI & RANZANI-PAIVA, 2012). Este tipo de estudo constitui-se na relação dos organismos às condições ambientais em que vivem (BUSS; OLIVEIRA; BAPTISTA, 2008). Segundo a Resolução COMANA nº 357 de 2005, a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser observada através de indicadores biológicos, com o uso de organismos ou comunidades aquáticas.

A fim de promover um estudo mais completo sobre a qualidade das águas que adentram a ESEC Carijós, bem como seus impactos nos ecossistemas marinhos, torna-se necessário o desenvolvimento e a padronização de metodologias mais eficazes, capaz de prever esses efeitos. Dentre essas metodologias é importante destacar a utilização de bioindicadores de contaminação aquática *in situ*, neste caso, os peixes são considerados bioindicadores importantes, pois demonstram respostas biológicas preliminares capazes de contribuir em atividades de monitoramento e gestão ambiental (SOUSA, 2015). O uso de bioindicadores pode proporcionar uma avaliação integrada dos efeitos dos poluentes sobre a vida selvagem, além de alertar sobre possíveis mudanças a nível de ecossistema (CASELLAS et al.

Desta forma, o presente estudo teve como objetivo analisar a aplicabilidade de parâmetros hematológicos, imunológicos, genotóxicos e bioquímicos de *Mugil liza* (M.liza) e *Mugil curema* (M.curema), como instrumentos de detecção de modificações fisiológicas em resposta a variações ambientais, contribuindo desta forma, no esclarecimento a cerca das condições de sanidade destes ambientes, proporcionando subsídios para que seus parâmetros hematológicos sejam padronizados, além de averiguar a efetividade das ações de proteção ambiental exercidas pela ESEC Carijós, abrindo novas possibilidades para a criação de estratégias de proteção do meio ambiente.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 PEIXES COMO BIOINDICADOR DE POLUIÇÃO AMBIENTAL

Atualmente vem crescendo a utilização de peixes teleósteos como biomarcadores na avaliação da qualidade de água em programas de monitoramento ambiental aquático (ADAMS, 2002; TRIEBSKON, 2002). Este fato ocorre devido aos peixes representarem um dos grupos mais diversos entre vertebrados, sendo composto por mais de 25.000 espécies, ocupando grande parte dos nichos aquáticos (BOLS et al., 2001). Além disso, os peixes, de modo geral, apresentam alterações em sua fisiologia como resposta aos impactos de um determinado ecossistema (ARIAS et al., 2007).

Os peixes demonstram uma sensibilidade a alterações ambientais superior quando comparados a outros organismos aquáticos (BOLS et al., 2001), devido ao seu mecanismo de metabolizar contaminantes orgânicos. Os produtos gerados por estes processos metabólicos podem ser incorporados a moléculas celulares, além de induzir modificações no material genético (BOLOGNESI et al., 2006). Ademais, esses compostos podem afetar também, enzimas de biotransformação e detoxificação de organismos aquáticos, atuando como inibidores ou moduladores de atividade enzimática (CASELLAS et al., 2009).

Entre as espécies de peixes regionais mais encontradas estão o *M. liza* e o *M. curema* (MENEZES, 1983). Esses animais possuem uma alimentação basicamente detritívora, filtrando, ingerindo e concentrando em seus alimentos grandes quantidades de matéria orgânica do sedimento, inclusive matéria orgânica proveniente de efluentes domésticos (LAFFAILLE et al., 2002). Este hábito expõe os indivíduos a uma série de substâncias tóxicas, desencadeando modificações nestes organismos, como reflexo das condições em que vivem (BOGLIONE et al. 2006). O modo de alimentação detritívoro posiciona os mugilídeos na base da cadeia alimentar, o que possibilita sua atuação como colonizadores primários em sistemas aquáticos recentemente inundados, implicando em sua utilização como possível indicador de recuperação de ambientes degradados (MOHAMED et al., 2012).

Devido sua abundância, importância socioeconômica e hábitos alimentares essas espécies já foram utilizadas em diversos estudos de monitoramento ambiental (NEVES, 2006; DAVIS, 2008; PATIRE, 2010; MOREIRA, 2010, GARCÍA-GASCA et al., 2016). Além das espécies *M. liza* e *M. curema*, os mugilídeos em geral são considerados como bons indicadores ambientais (WANG et al., 2011). Por esse motivo, entre os anos de 2006 e 2009, foi criado o projeto MUGIL. Este projeto teve como objetivo, a construção de

uma rede de colaboração para coordenar a utilização de *Mugil cephalus* como indicador das condições dos ambientes costeiros em todo o mundo, e padronizar metodologias para estudos posteriores (COMMISSION, 2006).

A sensibilidade dos peixes a estressores ambientais incluem desde condições físicas e químicas da água, tais como, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, amônia, metais pesados, nutrientes, dureza, pesticidas, entre outros, até fatores biológicos como vírus, parasitas e agentes patogênicos (FURLEY; PERÔNICO, 2015). A análise de toxicidade de compostos químicos, originados pela atividade humana em locais degradados pode ocorrer através, tanto do uso de bioindicadores, quanto de biomarcadores (OLIVEIRA et al., 2005).

Os bioindicadores são caracterizados como organismos ou comunidades biológicas capazes de fornecer indicativos de condições ambientais, podendo ser utilizados para apontar os primeiros sinais de danos provocados por contaminantes (ADAMS, 2002). Já os biomarcadores baseiam-se na capacidade dos seres vivos de se adaptarem e responderem a agentes estressores. Essas adaptações são principalmente evidenciadas com alterações celulares, bioquímicas, histológicas, comportamentais ou alterações reprodutivas e de crescimento (DEPLEDGE, 1994; BONGA, 1997; TRIEBSKORN et al., 2001, 2002, 2003; TORRE et al., 2005).

Os biomarcadores são divididos em três categorias: de efeito, exposição e suscetibilidade (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1993; JESUS & CARVALHO, 2008):

- Biomarcadores de efeito evidenciam alterações em um organismo em respostas a estressores de efeito tóxico, desencadeando, reversivelmente, mecanismo de defesa celular como respostas adaptativas. Caso essas respostas não se mostrem eficazes, podem ocorrer alterações histológicas e/ou fisiológicas podendo, neste caso, gerar efeitos irreversíveis (WINZER et al., 2001).
- Biomarcadores de exposição são aqueles que demonstram se um organismo foi exposto a algum tipo de substância ou um metabólito exógeno, resultando em modificações biológicas capazes de serem quantificadas (JESUS; CARVALHO, 2008), além de permitir uma associação entre exposição externa e mensuração da exposição interna sem fazer alusão aos efeitos adversos (WHO, 1993).
- Biomarcadores de suscetibilidade são caracterizados por fatores internos que refletem predisposições genéticas, e fatores externos, como idade e dieta (WHO, 1993). Modificações ambientais, como por exemplo, a poluição (ARCHELA et al., 2003), podem alterar a suscetibilidade individual, podendo levar a alterações fisiológicas mensuráveis (AMORIM, 2003). Neste caso, a suscetibilidade é diferente para cada

indivíduo, gerando respostas distintas a um mesmo estressor. Esse tipo de bioindicador é responsável por indicar os processos que levam a variações de respostas de um organismo ao longo do tempo, e entre exposição e efeito (BARRETT et al., 1997).

Neste trabalho utilizamos biomarcadores de efeito, com o intuito de avaliar possíveis alterações biológicas em decorrência de estresse ambiental em peixes coletados na ESEC Carijós e entorno. Para isso foram utilizados, principalmente, parâmetros bioquímicos e hematológicos, como forma de diagnóstico precoce e reversível (AMORIM, 2003).

2.2 ANÁLISES HEMATOLOGIA BIOQUÍMICA DE PEIXES COMO BIOMARCADORES

A hematologia é a ciência que estuda os aspectos anatômicos, fisiológicos e patológicos dos constituintes sanguíneos. O sangue é um tecido fluido, contido no sistema cardiovascular de vertebrados, sendo responsável por diferentes funções: transporte de proteínas, nutrientes gases e hormônios, manutenção do equilíbrio ácido-base, remoção de resíduos metabólicos e outras funções relacionadas com a homeostase (SATAKE; PÁDUA; ISHIKAWA, 2009).

O elemento fluido do sangue é designado de plasma e os elementos celulares formadores do sangue são os eritrócitos, leucócitos e trombócitos (JAKOWSKA, 1959; DRUMOND et al., 2010). Usualmente, a hematologia está relacionada ao estudo das células sanguíneas, enquanto a bioquímica, é o estudo das substâncias presentes no plasma (HOFFMAN et al. 2005).

Os eritrócitos são as células presentes em maior abundância no plasma. Em peixes, essas células possuem forma ovalada, com núcleo centralizado e citoplasma acidófilo (RANZANI-PAIVA et al., 2013). A presença de hemoglobina, uma metaloproteína contendo grupamentos de ferro, confere a essas células uma coloração avermelhada. O ferro é responsável por se ligar e transportar os gases O₂ e parte do CO₂ através do sistema circulatório, contribuindo na manutenção do equilíbrio ácido-base. Os eritrócitos em peixes, apresentam um padrão bem delimitado entre forma e tamanho. Entretanto, em condições estressantes podem ser observadas mudanças nesses padrões em detrimento à liberação de quantidades elevadas de células imaturas na corrente sanguínea, caracterizadas pela coloração acinzentada do citoplasma (SILVA, 2010).

Os trombócitos em peixes são caracterizados como células multifuncionais, relacionados não apenas a função de coagulação sanguínea, mas também na defesa do organismo. Mesmo não sendo consideradas células de linhagem leucocitária, os trombócitos desempe-

nam papel importante na fagocitose de patógenos (TAVARES-DIAS et al., 2002), além de migrarem para regiões de foco inflamatório (MARTINS et al., 2008). Em relação a morfologia celular, é possível descrever as mais diferentes formas, desde células elípticas, arredondadas, ovais até fusiformes. Geralmente possui núcleo grande e pouco citoplasma, podendo ser confundida com linfócitos (TAVARES-DIAS et al., 2002).

Leucócitos são descritos como células nucleadas, sem pigmentos, relacionadas com a atividade imunitária do organismo, tendo como principal função a identificação, o combate e a eliminação de infecções e detritos celulares (TAVARES-DIAS & MORAES, 2007; SOPINKA et al., 2016). São representados por linhagens celulares distintas, caracterizadas pela presença ou ausência de grânulos, propriedades de coloração e citoquímica (SATAKE; PÁDUA; ISHIKAWA, 2009). Entre esses tipos celulares estão os monócitos, linfócitos, neutrófilos, eosinófilos e basófilos (RANZANI-PAIVA et al., 2013; SOPINKA et al., 2016). Em peixes teleósteos a hematopoiese é realizada principalmente no rim cefálico e no baço, uma vez que estes são desprovidos de medula óssea e linfonodos (BORGES, 2005; PIMPÃO, 2006).

Devido sua função, o sangue está constantemente em contato com diferentes tecidos e órgãos, desta forma, qualquer disfunção sanguínea pode ter efeito grave sobre atividades fisiológicas sistêmicas. Como resposta inversa, disfunções fisiológicas no corpo podem ser determinadas através de alterações nos constituintes do sangue, sendo consideradas como bons indicadores de desequilíbrio homeostático ocasionado por fatores endógenos ou ambientais (GABRIEL; EZERI; OPABUNMI, 2004, AKINROTIMI; UEDEME-NAA; AGOKEI, 2010). Além disso, ensaios hematológicos podem ser utilizados como métodos complementares diagnóstico em episódios de doenças não infecciosas e infecciosas em populações de peixes confinadas e de vida livre (BLAXHALL, 1972).

A análise dos constituintes bioquímicos do plasma sanguíneo refletem fielmente às condições metabólicas dos tecidos animais, possibilitando a avaliação de alterações no funcionamento de órgãos, como respostas adaptativas do animal diante desafios nutricionais e fisiológicos (SHERIDAN & MOMMSEN, 1991). Desta forma, alterações fisiológicas em nível bioquímico podem ser empregadas como no diagnóstico de doenças, além de representarem as primeiras respostas às mudanças ambientais passíveis de serem detectadas e quantificadas (BARTON, 2002; POTTINGER, 2008).

Dentre os parâmetros bioquímicos mais utilizados na toxicologia aquática estão as análises de atividades enzimáticas séricas, devido sua capacidade de fornecer medidas de disfunção orgânica. O aumento das concentrações séricas de enzimas pode ocorrer em resposta a diferentes situações: 1) vazamento enzimático de uma célula com membrana celular danificada; 2) aumento da produção de enzimas e vazamento da célula; 3)

diminuição da depuração enzimática do sangue (HUGGETT et al., 1992).

Devido à complexidade dos mecanismos biológicos, o motivo pelo qual ocorre o aumento das atividades das enzimas séricas não é específico. No entanto é sabido que este aumento pode estar relacionado a danos ou disfunções teciduais, sendo utilizado como método diagnóstico em diversos estudos patológicos e ambientais (CHENERY et al. 1981; FOLMAR, 1993; DE LA TORRE; A SALIBIÁN; FERRARI, 2000; WAGNER; CONGLETON, 2004; ÖNER; ATLI; CANLI, 2008).

A atividade de transaminases séricas, especificamente da aspartato aminotransferase (AST) e alanina aminotransferase (ALT), tem sido amplamente utilizadas na toxicologia de vertebrados como biomarcadores de disfunção orgânica específica, auxiliando no monitoramento da qualidade de água (ÖNER; ATLI; CANLI, 2008).

A AST é encontrada na matriz mitocondrial e citosol de células de diversos tecidos, incluindo fígado, músculo esquelético, músculo cardíaco, e rim (HUGGETT et al., 1992). A ALT também é uma enzima citosólica, encontrando-se em maior quantidade em células do fígado. As aminotransferases são enzimas responsáveis pelo metabolismo central de diferentes grupos de organismos, atuando na transferência de um grupo amino de um aminoácido para um cetoácido formando glutamato (COLES, 1974).

Além das transaminases, outras enzimas citosólicas são utilizadas como indicadores específicos de efeitos tóxicos em órgãos, dentre elas a isoenzima desidrogenase lática (LDH), a qual fornece informações adicionais sobre o órgão afetado em peixes (ALMEIDA et al., 2002; RAO, 2006). Esta enzima é responsável pela conversão de piruvato a lactato, produto final da glicólise. O lactato está envolvido também no processo de respiração celular, mantendo os níveis de ATP e reduzindo a utilização de glicose. Desta forma, a regulação de LDH reflete o metabolismo energético durante a exposição a diferentes condições ambientais (ATLI et al., 2015).

Indicadores enzimáticos, muitas vezes não são encontrados em grandes quantidades no plasma, a menos que tenha ocorrido alguma lesão física em órgãos, demonstrando menor eficiência como indicador de estresse que não incluem danos teciduais (WAGNER; CONGLETON, 2004). Neste sentido são necessárias análises complementares, como por exemplo, componentes relacionados a estresse oxidativo. Poluentes de natureza química ou orgânica como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados, bifenis policlorados, metais pesados, entre outros, são comumente encontrados em efluentes tratados e não tratados (MARTINEZ-ALVAREZ, MORALES & SANZ, 2005). Muitos destes compostos possuem potencial oxidante, aumentando a vulnerabilidade celular a danos por espécies reativas de oxigênio (ERO) (WINSTON & DI GIULIO, 1991; LACK-

NER, 1998).

ERO são substâncias tóxicas geradas durante processos metabólicos aeróbicos, como transporte de elétrons, reações de auto-oxidação, pelo grupamento heme de proteínas e reações enzimáticas. Dentre os compostos gerados durante esses processos estão o oxigênio singlet (O_1), o ânion superóxido (O_2^-), o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o radical hidroxil ($\cdot OH$) (LACKNER, 1998; ROSS et al., 2001; HALLIWELL & GUTTERIDGE, 2007).

Níveis exacerbados de ERO em decorrência de condições estressantes, causam danos a proteínas celulares, lipídios de membrana e ácidos nucleicos, levando ocasionalmente a apoptose celular e danos teciduais (JIANG; WOOLLARD; WOLFF, 1990; SEVCIKOVA, 2011; JEROME et al., 2017; KOVACIK, 2017). Os danos relacionados ao ataque de ERO podem ser causadas por sua formação excessiva, e/ou ineficiência em sua interceptação pelas defesas antioxidantes, gerando o chamado estresse oxidativo (JAVED, 2017; KOVACIK, 2017). Assim sendo, a quantificação de danos oxidativos, bem como das defesas contra estes danos, são considerados como potenciais biomarcadores de poluição aquática (AHMAD, PACHECO & SANTOS, 2006; KOVACIK, 2017).

Os mecanismos de defesas antioxidantes podem ser enzimáticos, ou não enzimáticos (MARTINEZ-ALVAREZ, MORALES & SANZ, 2005; JAVED, 2017). Dentre as enzimas responsáveis por manter o estado redox da célula em equilíbrio estão a superóxido dismutase (SOD), a peróxido de hidrogênio a (H_2O_2), glutathiona peroxidase (GPx) e catalase (CAT) (FELTON, 1995; ROSS et al., 2001; JAVED, 2017).

Dentre as defesas não enzimáticas estão as vitaminas A, C e E, ácido lipóico, carotenóides e o tripetídeo glutathiona (GSH) (FELTON, 1995; MARTINEZ-ALVAREZ, MORALES & SANZ, 2005). A GSH é um tripeptídeo formado por γ -l-glutamil-L-cisteinil-glicina, a qual é sintetizada por reações mediadas pelas enzimas glutamato cisteín ligase e glutathiona sintetase (MEISTER; ANDERSON, 1983). A GSH atua como um importante agente antioxidante, sequestrando e eliminando radicais livres, como ERO, e moléculas endógenas com grupo funcional carbonila, contribuindo na manutenção do estado redox celular (KALININA; CHERNOV; NOVICHKOVA, 2014). A GSH pode atuar também como doador de elétrons para a enzima GPx, a qual é responsável por converter H_2O_2 em água (KALININA; CHERNOV; NOVICHKOVA, 2014). A concentração de GSH sérica pode variar em peixes expostos a contaminantes, onde o declínio de sua concentração está relacionado com uma reação de estresse agudo, enquanto o aumento de GSH representa uma resposta crônica adaptativa ao aumento da atividade de detoxificação VAN DER OOST et al. (2003).

Estresse pode ser definido como um conjunto de respostas fisiológicas que visam

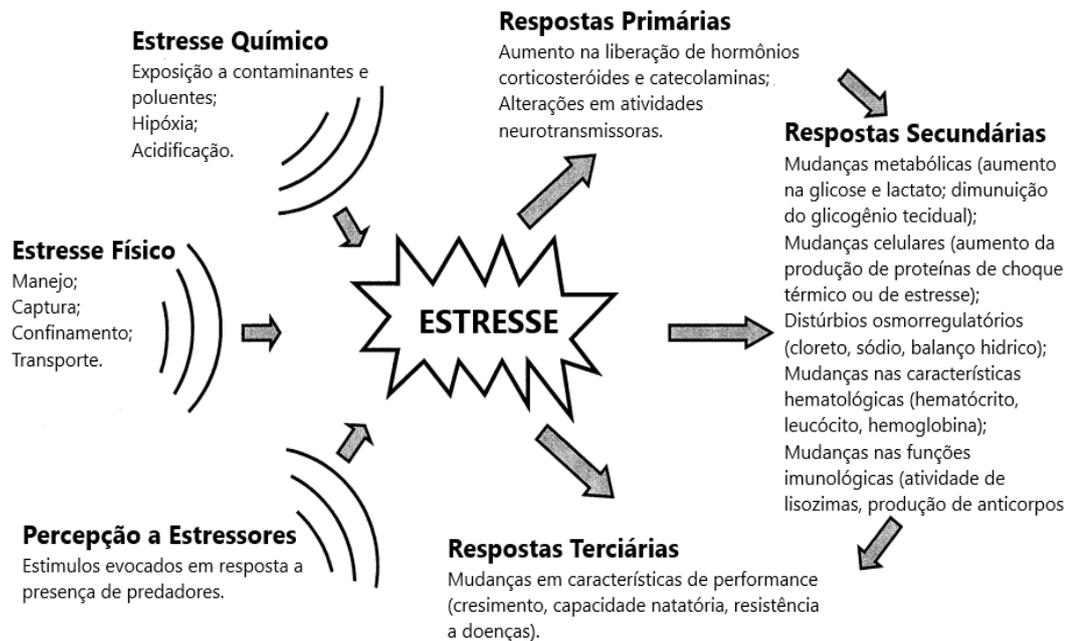


Figura 1: Classificação das respostas adaptativas frente a diferentes estressores. Interações entre estressores e respostas conforme indicado pelas setas. Adaptado de Barton (2002).

manter, ou restabelecer, um metabolismo normal diante uma causa ambiental ou fisiológica (SELYE, 1950). A resposta ao estresse é tida como um mecanismo adaptativo, o qual possibilita aos organismos enfrentar ou distinguir o estressor, a fim de manter a homeostasia. Entretanto, se a intensidade do estressor é demasiadamente forte ou prolongada, as respostas fisiológicas a esse estresse podem ser prejudicadas, acarretando em prejuízos à saúde e bem estar do animal (BARTON & IWAMA, 1991; PICKERING & POTTINGER, 1995; CHROUSOS, 1998; BARTON, 2002).

A resposta fisiológica a estressores pode ser classificada como primária, secundária e terciária (figura 1). A primária consiste na liberação de hormônios corticosteróides e catecolaminas. A resposta secundária está relacionada com os efeitos e ações imediatos desses hormônios, tanto a níveis sanguíneos como teciduais, levando ao aparecimento de sintomas sistêmicos, como aumento da frequência cardíaca e absorção de oxigênio. A resposta terciária é observada em nível de população, refletindo no tamanho dos indivíduos, reprodução e resposta imune (BARTON & IWAMA, 1991; PICKERING & POTTINGER, 1995; BARTON, 2002).

O estresse agudo é caracterizado como a primeira resposta de um organismo a uma condição estressante. Este primeiro momento é marcado pela ativação do sistema endócrino, com libertação de catecolamina, glicocorticoides e hormônios epinefrina e norepinefrina, os quais são relacionados à resposta de luta ou fuga (REID; BERNIER; PERRY, 1998; BARTON, 2002).

Durante o estresse prolongado ou crônico, ocorre a interação entre sistemas endócrinos e teciduais, atuando em processos de síntese e degradação de proteínas, triglicerídeos, glicogênio, com o objetivo de mobilização de energia. Os níveis de diversos nutrientes são afetados durante o estresse, devido à liberação dos mesmos por tecidos de armazenamento e/ou pela sua captação e utilização por tecidos. A mobilização em reservas de energia é necessária para manter a homeostase durante os desafios físico-químicos enfrentados por peixes e outros vertebrados. Neste caso, a concentração de biomoléculas relacionadas a metabolismos energéticos no plasma podem ser biomarcadores úteis no monitoramento de condições estressantes em peixes.

As reservas energéticas são realizadas durante os períodos em que a ingestão de nutrientes excede o necessário para a manutenção do organismo. Nestes casos, os nutrientes sobressalentes são estocados no fígado em forma de glicogênio ou lípidios (POLAKOF et al., 2012; ZHOU et al., 2014). Os níveis de armazenamento de glicogênio podem ser influenciados tanto pela dieta (BAYNE 1973), quanto por condição reprodutiva e estação do ano (OTTOLENGHI; PUVIANI; BRIGHENTI, 1981).

O glicogênio é um polímero ramificado de resíduos de glicose e, para a maioria dos animais, representa a forma de armazenamento de glicose mais rapidamente mobilizável (BERG; TYMOCZKO; STRYER, 2002). Em vertebrados, glicogênio é formado pelo processo de glicogenese, principalmente no fígado e no músculo (ADEVA-ANDANY et al., 2016; AUGUSTYN et al., 2016). Tanto a síntese quanto a depleção de glicogênio, pode ocorrer em resposta ao estresse induzido por substâncias tóxicas (BHAGYALAKSHMI; REDDY; RAMAMURTHI, 1984), como metais (ARILLO ET AL. 1982; GILL E PANT 1983; CHAUDHRY; 1984) e compostos orgânicos (MURTY E DEVI 1982; VERMA et al. 1983; SOMAIAH et al. 2014).

Durante condições severas de estresse, proteínas também podem ser recrutadas como fonte de energia, embora esta não seja sua finalidade principal (JAVED; USMANI, 2015; MARQUEZE et al., 2017). As concentrações de proteínas no corpo e no plasma de vertebrados podem ser influenciadas por diversos fatores endógenos e ambientais como: hormônios, fotoperíodo (NEVES et al., 2015), hipóxia, sexo, (MELO, 2008; MELO et al., 2009), patologias, alimentação, habitat, idade, sazonalidade (PATRICHE; PATRICHE; TENCIU, 2009), salinidade, temperatura (PEYGHAN; KHADJEH; ENAYATI, 2014) e contaminantes como metais pesados (GOPAL; PARVATHY; BALASUBRAMANIAN, 1997). A determinação de proteínas sintetizadas principalmente no fígado podem ser empregadas também como indicador de insuficiência hepática (ATLI et al., 2015). Desta forma, a avaliação de proteínas do plasma são utilizadas como indicadores de estresse e do estado nutricional de organismos aquáticos, fornecendo informações sobre os níveis atuais

de mobilização de reservas energéticas (WAGNER; CONGLETON, 2004; CONGLETON; WAGNER, 2006).

A determinação de lipídios séricos totais compreende as análises conjuntas de colesterol, fosfolipídios e triglicérides (JAVED, 2017). Disfunções hepáticas e a perturbações do metabolismo lipídico favorecem a elevação desses componentes (SACHAR; RAINA, 2014). Além disso, os lipídios são importantes componentes estruturais das membranas celulares, de modo que a degeneração dessas membranas poderia ser outra possível causa de sua elevação (VAN MEER; VOELKER; FEIGENSON, 2008; JAVED, 2017).

A implementação de biomarcadores bioquímicos em programas de monitoramento ambiental apresenta vantagens, principalmente por sua sensibilidade e capacidade em detectar as primeiras respostas fisiológicas de um organismo exposto a contaminantes, além da alta especificidade, baixo custo de análise, e fornecimento de informações acerca das vias metabólicas de xenobióticos (STEGEMAN et al., 1992).

2.3 DANOS GENOTÓXICOS E MICRONÚCLEOS (MN)

A contaminação de ecossistemas aquáticos costeiros, em todo o mundo, está relacionada ao lançamento de efluentes domésticos, industriais e oriundos de atividades agrícolas, gerando efeitos adversos em diversas populações de organismos (AL-SABTI & METCALFE, 1995; OHE et al., 2004; AIROLDI & BECK, 2007; AZZURRO et al., 2010; JAVED et al., 2017).

Os efluentes são caracterizados como misturas complexas de origem química ou biológica, oriundos de atividade humana (CASTILLO et al., 2001; ARCHELA et al., 2003). Nestas misturas são encontrados diferentes compostos potencialmente tóxicos e mutagênicos, como metais, pesticidas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, entre outros (RANK & NIELSEN, 1998; GRISOLIA & STARLING, 2001; CARDOZO et al., 2006). Nem sempre as substâncias tóxicas liberadas na água provocam um efeito agudo aos organismos aquáticos expostos, entretanto, são observados efeitos secundários relevantes como acumulação de contaminantes persistentes, danos genéticos a células somáticas e germinativas, doenças como neoplasias, danos teciduais e câncer (MYERS et al., 1998; WHITE & RASMUSSEN, 1998; OSMAN et al. 2011).

A avaliação de efluentes domésticos são geralmente realizadas através da caracterização dos componentes abióticos presentes nestas misturas, entretanto, o emprego deste tipo de metodologia, de forma isolada, não é capaz de fornecer informações sobre o potencial efeito dos contaminantes nos organismos vivos. Por esse motivo, são utilizados diferentes organismos teste, inclusive peixes teleósteos, como sentinelas em programas

de monitoramento de impactos antrópicos (HOOFTMAN; RAAT, 1982; AL-SABTI & METCALFE, 1995; MYERS et al., 1998; DIZER et al., 2002; CASELLAS et al., 2009).

A importância do emprego de peixes em estudos de toxicologia aquática está relacionado à sua sensibilidade a exposição a baixas concentrações de substâncias mutagênicas, assim como, seu potencial de bioacumulação de substâncias genotóxicas (STORM; ROZMAN; DOULL, 2000; ELIA et al., 2006; DEUTSCHMANN et al., 2016). Os peixes são capazes de acumular compostos tóxicos diretamente da água contaminada ou indiretamente através da ingestão de outros organismos contaminados (ODUM, 1988). Desta forma, a contaminação por agentes genotóxicos pode ser disseminada entre organismos através da cadeia trófica, prejudicando todo o ecossistema, afetando inclusive os seres humanos (DE FLORA; BAGNASCO; ZANACCHI, 1991; MIRANDA, 2002; MATSUMOTO et al., 2006).

Dentre os métodos mais utilizadas para a avaliação de danos mutagênicos em peixes, causado por substâncias xenobióticas, está o teste de micronúcleo, o qual tem servido como índice de danos citogenéticos por mais de 30 anos (AL-SABTI, 1986; DAS; NANDA, 1986; HOSE et al., 1987). Esse teste foi descrito primeiramente em eritrócitos de medula óssea de camundongos por Boller e Schimid, em 1970, e posteriormente, em 1982 Hooftman e Raat aplicaram o teste de MN em eritrócitos do sangue periférico de peixes.

A análise de MN realizada em órgãos hematopoiéticos refletem danos ocorridos durante um ciclo celular, enquanto que, micronucleados da circulação periférica refletem eventos que ocorreram durante o tempo equivalente à vida do eritrócito na circulação (SCHLEGEL & MCGREGOR, 1982). A elevada taxa mitótica dos tecidos hematopoiéticos proporciona uma rápida resposta a exposição de agentes genotóxicos, ocasionando danos cromossômicos no sangue periférico (BOLOGNESI et al., 2006).

A aplicação do teste de MN em eritrócitos tornou-se bastante popular, uma vez que, uma gota de sangue contem milhares de células disponíveis para avaliação (UDROIU, 2006). Estudos recentes com peixes, coletados em campo e cultivados em laboratório, demonstram que estas células sanguíneas possuem alta incidência de MN após exposição a diferentes tipos de poluentes (BOLOGNESI et al., 2006; OSMAN, 2014). Neste caso, a produção MN, pode estar associada a danos no DNA relacionado ao estresse oxidativo provocado pela produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) durante a metabolização de poluentes (HASUE, 2017).

Os MN são caracterizados como corpúsculos de cromatina envoltos por membrana nuclear, os quais não foram inseridos ao núcleo principal das células filha durante a divisão celular (SCHMID, 1975). Os MN são formados pela condensação dos cromossomos acêntricos (fragmento de cromossomos) e/ou de cromossomos inteiros, que não migraram

para os polos dos fusos durante a mitose (AL-SABTI & METCALFE, 1995; OSMAN, 2014). Durante a telófase, os fragmentos de cromátides são envoltos por uma membrana nuclear, podendo formar um ou múltiplos MN no citoplasma da célula (VON LEDEBUR; SCHMID, 1973; AL-SABTI & METCALFE, 1995;). Essas estruturas são visivelmente separadas do núcleo principal, equivalente a 1/10 a 1/30 de seu tamanho, revelando bordas distinguíveis em peixes.

O procedimento de contagem dos MN é realizado por meio da análise de duas mil células com membrana e citoplasmas íntegros, descartando-se aquelas sobrepostas (AL-SABTI & METCALFE, 1995). Estes corpúsculos são apenas visualizados em células que sofreram danos cromossômicos e que passaram ao menos por uma divisão celular (SCHMID, 1975; TOLBERT; SHY; ALLEN, 1992). Após formados, tendem a ser irreversíveis, podendo ser repassados para as gerações futuras de células (WURGLER & KRAMERS, 1992; OBIAKOR et al., 2012).

As mudanças morfológicas nucleares, detectadas através do teste de micronúcleo, tem sido utilizado em estudos de monitoramento ambiental, principalmente por sua eficácia em identificar agentes aneugênicos (segregação cromossômica anormal) e agentes clastogênicos (quebra de cromossomos) (FENECH, 2000). As informações obtidas em relação ao genótipo e citotoxicidade, são importantes indicadores de impactos de contaminantes em ecossistemas aquáticos, por estar diretamente relacionado com problemas de saúde, fertilidade e ciclo de vida de organismos envolvidos (STEINERT et al., 1998; THEODORAKIS et al., 2000).

Hose et. al (1987), através de sua pesquisa, verificaram mudanças nucleares significativas em células sanguíneas de peixes capturados em áreas poluídas. Eles relacionaram essas mudanças a efeitos genotóxicos de substâncias químicas presentes na água. Com este trabalho os autores também concluíram que o teste de MN pode ser aplicado a qualquer espécie de peixe, independente de suas características cariotípicas, além de ser um método rápido de ser executado, fácil, e barato, demonstrando um excelente potencial como indicador de contaminação química de peixes.

2.4 DESCRIÇÃO FAMÍLIA MUGILIDAE

Os peixes da família Mugilidae (Ordem Mugiliformes) possuem vasta distribuição ao redor do mundo, ocorrendo em ambientes de zonas costeira (ZC) de águas tropicais, subtropicais e temperados (MENEZES, 1983; ANDRADE-TALMELLI et al. 1996; NELSON, 2006). Em detrimento da diversidade de ambientes que compreendem as ZC, os indivíduos dessa família são considerados, em geral, diádromos catádromos (ZYDLEWSKI &

WILKIE, 2012), podendo alternar seu habitat entre os ambientes estuarinos, marinhos e de água doce dependendo da fase do ciclo de vida (MENEZES, 1983; MARIANI 2001).

A maioria dos mugilídeos são apontados como indivíduos oportunistas (POTTER et al. 2015) tendo em vista sua versatilidade e capacidade de adaptação a uma gama de variações ambientais costeiras como turbidez, salinidade, sedimentação, oxigênio dissolvido e temperatura (WHITFIELD et al. 2012). Esta elevada capacidade de adaptação está vinculada não apenas a flexibilidade fisiológica desses animais, mas também a sua posição na cadeia trófica e profusão de recursos alimentares disponíveis nestes ambientes (CROSETTI & BLABER, 2016). Entretanto, se a conexão entre o estuário e o ambiente marinho for prejudicada, a abundância e pluralidade de mugilídeos neste ecossistema apresentará um declínio expressivo (VIVIER et al. 2010).

As espécies pertencentes a família mugilidae são caracterizados como animais de médio a grande porte, com comprimento padrão variando entre 30 e 120 cm. O corpo é alongado com formato subcilindrico, parcialmente comprimido posteriormente. A coloração é geralmente escura variando entre azul, marrom, oliva. Podem ser também acinzentados ou esverdeados dorsalmente, dependendo da espécie e habitat. As partes ventrais e laterais são prateadas ou amarelo-pálido. Na porção lateral há presença de listras que se destacam, dispostas alinhadas em filas de escamas transversais (FISCHER et al., 2011).

Os arcos branquiais são comumente longos, integrando um sistema adaptado para uma alimentação de filtro (Fig.2) (HARRISON & SENOU, 1999; HARRISON, 2002; NELSON, 2006). Graças a este aparelho de alimentação sofisticado os mugilídeos foram capazes de desenvolver hábitos alimentares variados, podendo ser caracterizados como planctofagos, mas preferencialmente iliofagos bentofagos (FAYE et al. 2011), filtrando, concentrando e ingerindo grandes quantidades de matéria orgânica do sedimento (ODUM 1968; BLABER, 1976; LAFFAILLE et al. 2002; LIN et al. 2007; PAEQUAUD et al. 2010).

O modo de alimentação especializado desses animais está estritamente relacionado com os ecossistemas de sedimentos ricos em matéria orgânica, como ZC abrigadas, estuários e cursos inferiores de rios. Nestes habitats, a matéria orgânica está presente na porção superior do sedimento (ODUM 1970; BLABER, 1977; ODUM, 1988; CARDONA, 2001).

Em relação às características reprodutivas, os mugilídeos são classificados como dióicos ou gonocóricos. Neste tipo de reprodução, os sexo são separados em indivíduos distintos (macho e fêmea), dando origem a descendentes formados pela união de gametas originados dos dois progenitores (KLUG et al., 2010). Entretanto, não há dimorfismo

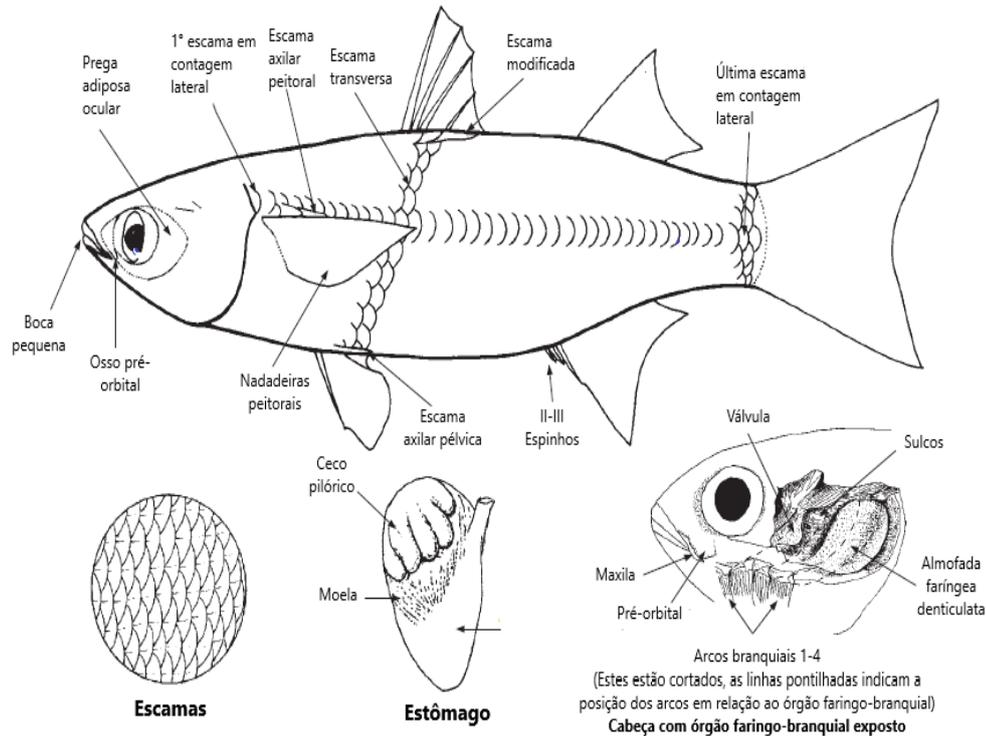


Figura 2: Modelo ilustrativo das principais características morfológicas dos mugilídeos. É possível observar duas nadadeiras dorsais curtas, duas peitorais localizadas na metade superior do corpo, duas pélvicas e uma anal e uma caudal. No estômago destacam-se as regiões da moela e do ceco polórico. As escamas são ilustradas destacando seu formato e direcionamento. Adaptado de Harrison & Senou (1999).

sexual, sendo muito difícil distinguir através de parâmetros externos o sexo desses animais. A diferenciação dos sexos ocorre então, através da análise de dois tipos de gônadas: ovários e testículos. Na maioria das espécies, o desenvolvimento das gônadas ocorre a partir de uma gônada indiferenciada, diretamente do testículo ou ovários, o que caracteriza essas espécies como gonocóricas primárias ou gonocóricas diferenciados (KOBAYASHI; NAGAHAMA; NAKAMURA, 2013). Os mugilídeos são ovíparos, liberando os gametas diretamente na água (normalmente em águas costeiras), com fertilização e desenvolvimento externos (CROSETTI & BLABER, 2016).

Os mugilídeos, passam por diferentes estágios durante seu ciclo de vida. O primeiro estágio é caracterizado como a fase de ovo, o qual se refere ao óvulo fertilizado em desenvolvimento. Após a eclosão do ovo inicia-se a fase larval, onde ocorrem mudanças morfológicas, principalmente em ossos localizados na cabeça e hábitos alimentares autônomos. Esta fase estende-se até o crescimento de espinhos e raios moles nas nadadeiras (BLAXTER, 1988). O estágio larval vitelino começa na eclosão do ovo e termina quando o saco vitelino é absorvido (MILLER & KENDAL, 2009).

Os indivíduos juvenis, normalmente se assemelham aos adultos em todos os aspectos fundamentais, restando apenas a aquisição de proporções corporais adultas, pigmentação

e hábitos (BLAXTER, 1988). Além disso, está vinculada a esta etapa o desenvolvimento completo dos raios das nadadeiras, ossificação completa do esqueleto, substituição dos órgãos temporários por órgãos definitivos (BALON, 1975; COHEN, 1984), terminando na maturação sexual completa (MEDSUDMED, 2011). A maturação gonadal completa e crescimento da espécie *M. liza* na costa brasileira e Argentina, ocorrem entre os períodos de janeiro a abril, corroborando com os valores elevados de Índice gonadossomático (IGS) e crescimento alométrico, encontradas em tainhas neste período (GONZÁLEZ-CASTRO et al., 2009; GARBIN et al., 2013). Para *Mugil curema*, este período foi observado mais intensamente entre os meses de setembro e outubro (ALBIERI, 2009).

O incremento dos juvenis em escala é influenciado por diferentes fatores bióticos e abióticos. Entre os principais fatores abióticos condicionantes estão a temperatura e a salinidade. O crescimento dos mugilídeos torna-se aparente quando a temperatura é superior a 10°C, indicando uma característica de crescimento dependente de mudanças sazonais (CROSETTI & BLABER, 2016). Diferentes níveis de salinidade podem afetar o crescimento e a ingestão de alimentos de indivíduos juvenis (BLABER, 1987). Este fato ocorre, provavelmente porque a taxa de digestão é considerada mais lenta em baixas salinidades, fazendo com que os indivíduos consumam menos alimentos (DE SILVA & PERERA, 1976).

Por outro lado, um aumento substancial na salinidade também afeta o crescimento de espécies de peixes eurialinos, principalmente, devido a grande quantidade de energia desviada em processos homeostáticos, como a osmorregulação (CARDONA, 2006). Sendo assim, é necessário que os indivíduos se encontrem em níveis ótimos de salinidade, onde serão encontradas as maiores taxas de crescimento, com o menor custo energético. Juvenis da espécie *M. curema* apresentam maior taxa de sobrevivência em salinidade de 8,5, onde o consumo de oxigênio é menor (menor taxa metabólica de compensação) quando comparado a salinidade de 1,7, por exemplo (FANTA-FEOFIOFF et al., 1986).

Em ambientes naturais, estes e outros fatores, estão relacionados à distribuição de espécies selvagens nos ambientes (BLABER, 1987). Essa diferença também é observada em indivíduos da mesma espécie que não se encontram na mesma fase do ciclo de vida. Adultos e juvenis nem sempre ocorrem nos mesmos locais, em detrimento de suas diferentes capacidades osmorregulatórias e alimentares (LUCAS & BARAS, 2001; ZYDLEWSKI & WILKIE, 2012).

Durante o estágio juvenil, os indivíduos da família mugilidae permanecem nos estuários e ecossistemas costeiros de rios e lagos, entretanto, assim que a maturação das gônadas é iniciada estes animais migram para o mar, onde ocorre o término da maturação sexual, reprodução e desova (SILVA, 1980). Este fato pode estar relacionado com as ori-

gens marinhas da família mugilidae, mas também com as condições relativamente estáveis de OD (THOMAS, 2009), temperatura e salinidade (VAN DER HORST & ERASMUS; 1981; WALSH et al., 1991), quando comparadas ao ambiente estuarino. Além disso, a profundidade do local de desova parece ser um fator importante para desenvolvimento do embrião, uma vez que, os ovos depositados no sedimento, apresentam uma redução na taxa de sobrevivência (KUO et al., 1973).

No litoral de Santa Catarina e Paraná, a desova de espécies de mugilídeos como *M. liza*, ocorre no mês de junho (com intervalo de maio a agosto), quando ocorre um deslocamento de temperatura entre 19 e 21°C ao longo da costa (GONZÁLEZ-CASTRO et al., 2011; LEMOS et al., 2014). Entretanto segundo Lemos et al. (2014), esse fenômeno está relacionado também a outras condições oceanográficas como salinidade (de 32 a 35) e profundidade (cerca de 50 m). Para *M. curema*, a desova no litoral brasileiro, ocorre principalmente nos meses de novembro e dezembro (ALBIERI, 2009). Estudos demonstram que, posteriormente a desova, ocorre uma diminuição acentuada dos fatores alométricos de condição, estando relacionado ao gasto energético exigido durante as atividades migratórias e reprodutivas (ISAAC-NAHUM & VAZZOLER 1983; LEMOS et al., 2014)

Após a desova e eclosão dos ovos, ocorre o desenvolvimento das larvas na zona de surf (Fig.3) e, após três meses, estas são consideradas como juvenis iniciais (COLLINS & STENDER, 1989; STRYDOM & D'HOTMAN, 2005). Estes juvenis então migram para as áreas estuarinas, como resultado de interações complexas entre processos hidrodinâmicos, sucesso de desova, pré-recrutamento e mortalidade (TRAPE et al., 2009). Esse tipo de migração é comumente denominado de recrutamento. Segundo James et al. (2008), o processo de recrutamento de juvenis para viveiros e estuários poderia estar sendo guiado, primariamente, por pistas olfativas, as quais servem como estímulos sensoriais. Condições ambientais como OD, alcalinidade e a presença de nitratos dissolvidos, possuem efeito no recrutamento, podendo inibir a entrada dos indivíduos no estuário (CROSETTI & BLABER, 2016).

A ampla distribuição, abundância e alta biomassa dos mugilídeos, está diretamente relacionada a esta fase estuarina (WHITFIELD et al., 2012). As populações de mugilídeos exercem papel relevante no fluxo de matéria orgânica entre ZC e marítimas em todo o mundo (LEBRETON et al., 2011), devido ao seu hábito alimentar detritívoro e disponibilidade de proteína de alta qualidade para predadores de topo (WHITFIELD et al. 2012).

Dentre as espécies de mugilídeos distribuídas ao longo das zonas estuarinas costeiras, as mais recorrentes nas regiões do Sul e Sudeste do Brasil, são as espécies *Mugil curema*

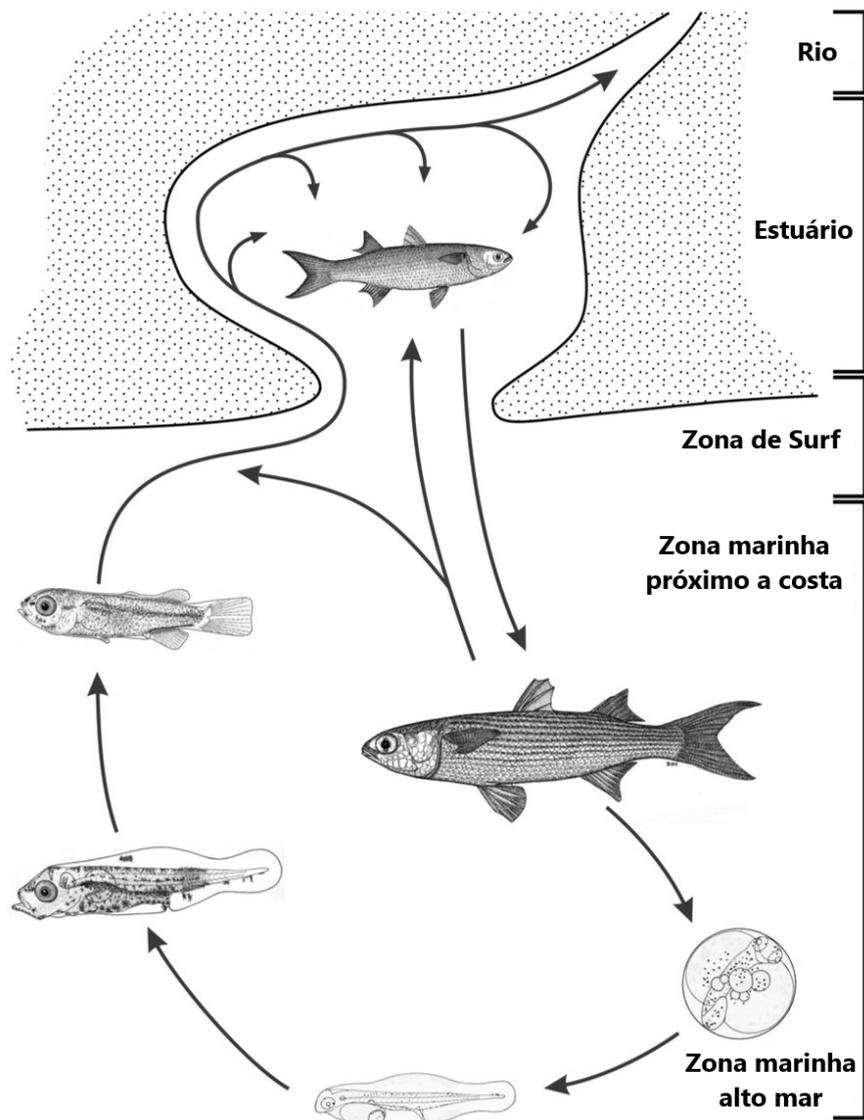


Figura 3: Modelo esquemático representando as fases do ciclo de vida dos mugilídeos. Eclosão e desenvolvimento das larvas na zona de surf. Recrutamento dos alevinos para áreas estuarinas. Desenvolvimento e maturação sexual dentro dos estuários. Retorno ao oceano no período reprodutivo. Adaptado de Crosetti & Blaber (2016).

(Fig. 4) e *M. liza* (Fig. 5) (MENEZES, 1983).



Figura 4: Exemplar de *M. curema*. Fonte: Autoria própria.



Figura 5: Exemplar de *M. liza*. Fonte: Autoria própria.

A espécie *M. curema* é mais encontrada durante o verão e outono, associado a águas mais quentes e salgadas. Já *M. liza*, é o oposto, concentrando as maiores capturas nos períodos de final de inverno e começo de verão (VIEIRA, 1991).

Em detrimento da ampla distribuição dos mugilídeos, estes animais são considerados ecologicamente e econômica importantes (NASH & SHEHADEH, 1980; NELSON, 2006; DURAND et al., 2012), sendo explorados em todas as regiões onde ocorrem (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Constituem provavelmente a pesca comercial mais profusa

em águas costeiras do mundo, concebendo uma parte importante da dieta humana (MENEZES, 1983), chegando a atender aos requisitos de proteína de subsistência em diversos países.

Além da pesca, os mullets também são cultivados em muitas regiões em sistemas extensivos, semi-intensivos e intensivos representando uma produção relevante. Entretanto, mesmo estando entre as espécies de peixes marinhas cultivadas por mais tempo, sua cultura intensiva não se desenvolveu plenamente, em razão de seu valor de mercado, falta de compreensão acerca das características biológicas e de manejo (EMBRAPA, 2014), e sustentabilidade das espécies selvagens. Isto porque a base das culturas de mugilídeos, ainda utilizam alevinos coletados na natureza por não haver práticas de desova induzidas a níveis de produção comercial (CROSETTI & BLABER, 2016). Neste sentido aquicultura depende essencialmente da saúde do ambiente e dos ecossistemas nos quais está inserida, compreendendo que a preservação ambiental é parte do processo produtivo. Desta forma, é importante o monitoramento tanto dos ambientes naturais desta espécie quanto os de cultivo (PINTO-COELHO; HAVENS, 2015).

No Brasil, o cultivo de tainhas tem sido realizado em diversos estados, como Pernambuco, São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Para isso, foram utilizadas estratégias de cultivo diferentes, com o emprego de viveiros naturais e não naturais (GODINHO et al. 1988). Devido às dificuldades supracitadas, nenhum cultivo foi bem sucedido. Entretanto, atualmente a Universidade Federal de Santa Catarina, com apoio de órgãos empresariais e governamentais, realiza projetos visando o desenvolvimento e aprimoramento de reprodução, maturação, larvicultura e cultivo de mugilídeos em cativeiro, tornando sua exploração mais viável e sustentável (EPAGRI, 2015).

2.5 REGISTRO DE DADOS BIOMÉTRICOS

2.5.1 IGS e IHS

O registro de dados biométricos e morfológicos são considerados como importantes parâmetros em diversas pesquisas sobre monitoramento ambiental aquático relacionados a presença de poluentes (POLEKSIC & MITROVIC-TUTUNDZIC, 1994; SCHWAIGER et al., 1997; PACHECO & SANTOS, 2002).

A introdução de contaminantes na água gera uma condição de estresse para os organismos aquáticos, prejudicando suas capacidades de captura e absorção de alimento (GODIN, 1997), além de alterar a dinâmica de estoque e mobilização de reservas energéticas (KEBUS et al., 1992). Nestas circunstâncias podem ocorrer modificações nas taxas

de crescimento e reprodução desses indivíduos (SOPINKA et al., 2016).

Diminuição no crescimento indica que, menos energia está disponível para a reprodução, que por sua vez, leva a redução da abundância e da riqueza de espécies (ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT, 2005). Segundo Pankhurst & Van der Kraak (1997), a redução da taxa de crescimento é tida como um bom indicador de estresse ambiental.

Dentre os parâmetros mais aplicados em estudos biometricos estão: índices somáticos do fígado, ou índices hepatossomáticos (IHS), associado a possíveis desordens hepáticas, o índice gonadossomático, utilizado usado para estimar a condição reprodutiva através da avaliação da gônada e o fator de condição (K), que avalia as condições gerais do organismo (ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT, 2005).

O IHS é definido como a relação do peso do fígado e peso corporal, estando associado com o estoque de energia de um organismo. Em circunstâncias onde o ambiente encontra-se pobre em nutrientes, o peixe normalmente apresenta um fígado menor (ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT, 2005). Além disso, este índice pode ser utilizado como indicador de período reprodutivo, em detrimento da sua função de mobilização de reservas necessárias para a vitelogênese, reprodução ou preparação para o período de inverno (QUEROL; QUEROL; GOMES, 2002).

Já o IGS é a relação do peso das gônadas e peso corporal. Normalmente é utilizado em estudos para determinar as condições reprodutivas do indivíduo. A reprodução é considerada a fase mais crítica no ciclo de vida de uma espécie, pois determina sua sobrevivência (SOPINKA et al., 2016). Desta forma, o IGS é um parâmetro importante, sendo usualmente empregado como indicativo de sucesso reprodutivo, além de refletir a qualidade ambiental em que o organismo está inserido (ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT, 2005; SOPINKA et al., 2016).

Os IGS e IHS de forma conjunta podem ser empregados para calcular valores de reserva energética, período reprodutivo, maturação gonadal e fator de condição. Estes índices podem ser calculados da seguinte forma:

$$IGS = \left(\frac{\text{peso das gônadas}}{\text{peso total}} \right) \times 100 \quad (2.1)$$

$$IHS = \left(\frac{\text{peso das fígado}}{\text{peso total}} \right) \times 100 \quad (2.2)$$

De maneira geral, o IHS tende a acompanhar a condição corporal, enquanto o IGS tende a aumentar com a chegada do período reprodutivo. Variações desses parâmetros

podem ser empregados como indicativos de mudanças no estado de saúde dos peixes, e possíveis efeitos tóxicos de poluentes (BARRETT et al., 2015).

2.5.2 Fator de condição (K)

A associação entre as medidas de comprimento e peso corporal possibilita calcular o K, o qual indica o grau de bem estar do peixe frente ao meio em que vive (FURLEY; PERÔNICO, 2015). Este índice é amplamente empregado em estudos de biologia pesqueira e monitoramento ambiental (GOMIERO & BRAGA, 2003; ARAÚJO; FLYNN; PEREIRA, 2011; FURLEY; PERÔNICO, 2015), uma vez que reflete condições nutricionais e gasto de reserva energéticas relacionados a aspectos comportamentais e ambientais (VAZZOLER, 1996; GODIN, 1997). Permite também a comparação entre populações de peixes expostas a diferentes condições de temperatura, clima, densidade e qualidade da água (AGOSTINHO et al., 1990; GOMIERO & BRAGA 2003, 2005, 2006).

Segundo Le-Cren (1951), o K pode ser calculado de três formas: 1) Método isométrico (fator de condição de Fulton) (Eq. 2.3), 2) Método alométrico (Eq.2.4). Na expressão “b” corresponde ao coeficiente angular da regressão entre W/L (Eq. 2.5) (W é o peso e L é o comprimento total e a e b são estimativas dos parâmetros de correlação) (VAZZOLER, 1996). 3) Método relativo (K_n) ou de Le-Cren (Eq. 2.6). Neste caso o K_n é dado através do quociente entre o peso empiricamente registrado (W_t) e o peso teoricamente esperado (W_e) para um dado comprimento.

$$K = \frac{W}{L^3} \quad (2.3)$$

$$K = \frac{W}{L^b} \quad (2.4)$$

$$W = aL^b \quad (2.5)$$

$$K_n = \frac{W_t}{W_e} \quad (2.6)$$

Uma espécie possui um fator de condição isométrico quando seu peso aumenta de forma proporcional ao seu comprimento, refletindo em um valor de b=3. Valores de b superiores a 3 (crescimento alométrico positivo), indicam um aumento de comprimento mais acentuado em relação ao peso total. Entretanto, quando os valores de b forem menores que 3 (alométrico negativo), o crescimento maior é observado no peso (JOBBLING,

2002).

Mudanças nos valores de b , podem estar vinculados a diferentes condições ambientais e estados de nutrição entre regiões, exercendo uma pressão seletiva frente às populações (PATIMAR, 2008). Segundo Furley & Perônico (2015), um alto fator de condição está associado a um ambiente de qualidade, e um baixo fator de condição a uma má qualidade ambiental.

No presente trabalho utilizamos o método alométrico (Eq.2.4) para estimar o fator de condição das espécies *M. liza* e *M. curema*, tendo em vista que, este método demonstrouse mais eficaz, levando em consideração as diferenças nas relações peso-comprimento das espécies de peixe, além de evidenciar com mais clareza mudanças nas condições ambientais (VAZZOLER, 1996; ROCHA; RIBEIRO; MIZUBUTI, 1997; ARAÚJO; FLYNN; PEREIRA, 2011).

A relação peso-comprimento é bastante utilizada por ser uma maneira fácil e rápida de caracterizar o crescimento, sem levar em consideração a idade do animal (SOPINKA et al., 2016). Tem sido empregue na conversão de comprimento em peso, estabelecendo-se o comprimento, e vice versa (NOMURA, 1962), além de ser uma das etapas para o estudo do fator de condição (COSTA & ARAÚJO, 2003; GOMIERO; VILLARES; BRAGA, 2010) e servir como parâmetro no estudo da biomassa em estimativas de populações de cativeiro e naturais (RICKER, 1975).

3 OBJETIVOS

- Avaliar a aplicabilidade de parâmetros hematológicos e bioquímicos das espécies *M. liza* e *M. curema*, como ferramentas no monitoramento da qualidade ambiental aquática na Estação Ecológica de Carijós.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar as concentrações de hematócrito, hemoglobina, leucócitos, trombócitos, volume corpuscular médio, hemoglobina corpuscular média e presença de micronúcleo no sangue de peixes das espécies *M. liza* e *M. curema*.
- Determinar as concentrações de glicose, proteínas, triglicerídeos, GSH e as atividades das enzimas AST, ALT, LDH no soro da espécie *Mugil liza*.
- Avaliar as diferenças hematológicas e bioquímicas entre os peixes coletados in situ, na ESEC Carijós e os peixes provenientes de tanques de cultivo.
- Avaliar a existência de possíveis correlações entre os parâmetros hematológicos, bioquímicos e biométricos frente aos diferentes ambientes naturais e de cultivo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós), é unidade de conservação de proteção integral, que têm como objetivo a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas, sendo proibida a visitação pública, exceto para fins educacionais, com autorização prévia do órgão responsável (Lei nº 9.985/2000).

A ESEC Carijós está situada a noroeste da ilha de Florianópolis, capital do estado de Santa Catarina (Fig. 6). Possui uma dimensão total de 7,15 Km², distribuída entre duas regiões distintas: gleba do Saco Grande, com área de 0,93 Km² compreendendo, principalmente o Rio Pau do Barco, e a gleba do Rio Ratonos, com área de 6,25 Km², correspondendo a 87% da área total. Nesta área estão inseridos os Rios Ratonos e seus principais afluentes, Rio Veríssimo e Rio Papaquara (IBAMA, 2003).

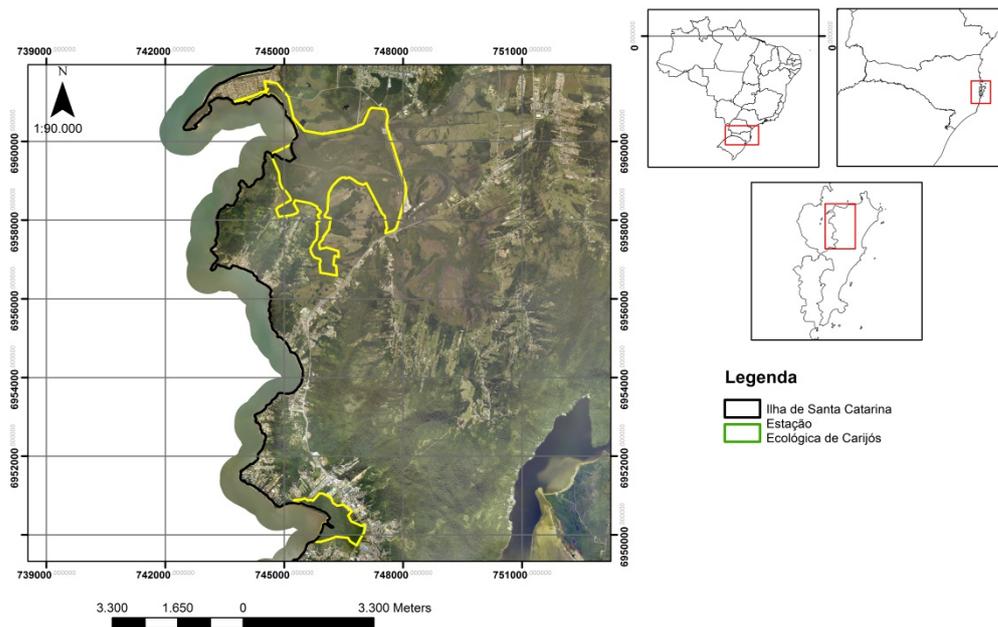
A Bacia Hidrográfica de Saco Grande engloba os bairros, Parque da Figueira, Saco Grande, Monte Verde e parte de Cacupé e João Paulo, todos predominantemente urbanos. Já a Bacia de Ratonos inclui parcial ou integralmente os distritos de Ratonos, Cachoeira do Bom Jesus, Santo Antônio de Lisboa e Canasvieiras, além de diversos outros bairros mais urbanos ou em rápido desenvolvimento de urbanização (INSTITUTO ÇARAKURA, 2017).

O índice de saneamento da bacia hidrográficas contribuintes de acordo com plano municipal integrado de saneamento básico – PMISB (PMF, 2011) a bacia do Ratonos conta com aproximadamente 38 % e a do Saco Grande com 10 % de cobertura dos serviços de coleta e tratamento de esgoto sanitário. A população restante utiliza sistemas individuais de tratamento (fossa negra ou fossa séptica mais filtro anaeróbio) com disposição final no solo (vala de infiltração ou sumidouro) ou em cursos d'água e rede de drenagens (RODRIGUES, 2016).

O esgoto tratado pelo sistema de tratamento da bacia do Saco Grande lança seus efluentes por meio de um emissário submarino na baía do Saco Grande (Fig. 7). Os esgotos tratados no sistema público da bacia do ratones são lançados no rio Papaquara, que deságua na ESEC Carijós.

Os impactos gerados pelo aumento significativo da urbanização em torno das duas bacias hidrográficas já foram observadas em estudos anteriores, através do monitoramento da qualidade da água (PAGLIOSA, 2004; PARIZOTTO, 2009; RIGOTTI, 2013; RODRIGUES, 2016; SILVA, 2016). A bacia hidrográfica do Saco Grande foi apontada como a

Estação Ecológica de Carijós



Fonte da Imagem: SDS/SC -Mosaico de fotografias aéreas ortorretificadas (2010) - 1:10.000.
 Projeção: Coordenadas planas (UTM), Datum SIGRAS 2000

Figura 6: Mapa de localização geográfica da ESEC Carijós. Região Sul do Brasil, estado de Santa Catarina. Localizada a noroeste da ilha de Florianópolis. Demarcação em coloração verde representando as glebas de Ratoes e Saco grande.

mais impactada devido às diferenças geográficas, urbanização e precariedade do sistema de esgotamento sanitário. Mesmo tendo o conhecimento das diferenças entre as regiões, ainda não está bem estabelecido quais são os efeitos destas pressões ambientais distintas na fisiologia de organismos biológicos pertencentes a estes habitats.

4.2 DEMARCAÇÕES DAS ÁREAS AMOSTRAIS E COLETA DOS PEIXES

Coletas na Baía do Saco Grande

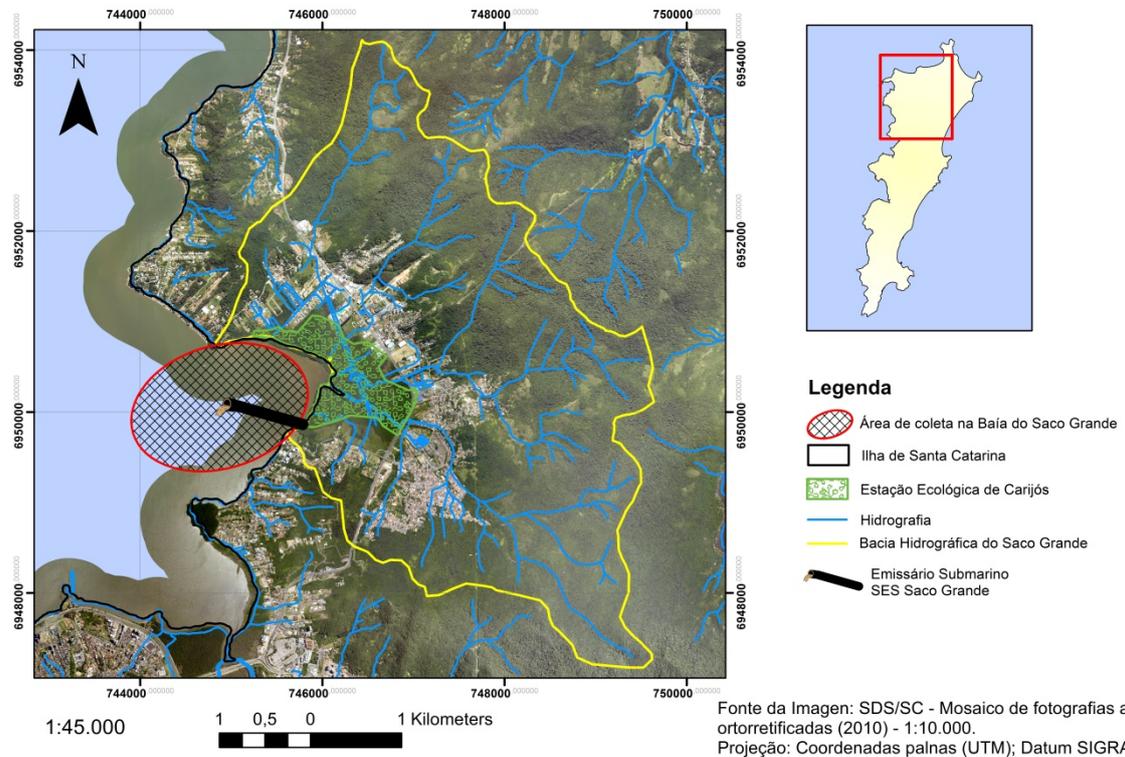


Figura 7: Área de estudo da bacia hidrográfica do Saco Grande. Demarcação a bacia hidrográfica do Saco Grande, área de preservação da Estação Ecológica de Carijós, hidrografia e localização do emissário submarino da ETE Saco Grande. Em destaque a área de coleta dos grupos SGL e SGC.

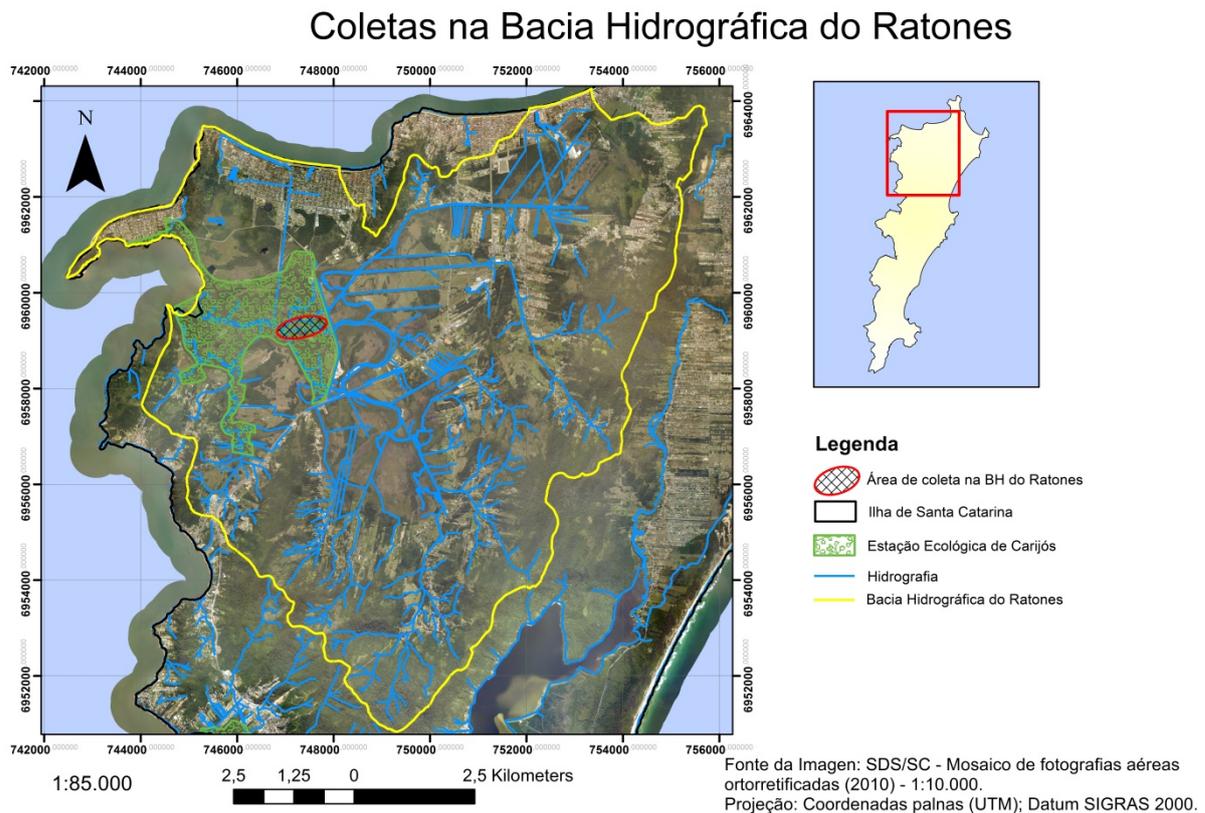


Figura 8: Área de estudo da bacia hidrográfica do Ratonés. Demarcação a bacia hidrográfica do Ratonés, área de preservação da Estação Ecológica de Carijós e hidrografia da região. Em destaque a área de coleta dos grupos RATL e RATC.

Os peixes foram coletados em quatro locais: I) dentro da ESEC Carijós, na Bacia hidrográfica de Ratonés, mais especificamente no rio Ratonés, (Fig. 8), (grupo RATL – M. liza), (RATC – M. curema), II) em tanques de cultivo do Laboratório de Piscicultura Marinha/ UFSC (TNQ- M. liza) e III) na baía de Saco Grande (SGL – M. liza e SGC – M. curema), conforme (Fig. 7).

Em cada coleta foram capturados aproximadamente 10 animais, com a utilização de tarrafas e puçás. Todos os animais foram coletados por pescadores pertencentes às Associações de Ratonés e do João Pulo respectivamente.

Após a coleta os peixes foram rapidamente identificados e em seguida foi executada a coleta do sangue e demais procedimentos. Por fim, os animais já eutanasiados foram transportados até o Laboratório de Análise da Água da Estação Ecológica de Carijós – LAA Carijós para a realização das análises biométricas.

4.3 ANÁLISES SANGUÍNEAS E TESTE DE MICRONÚCLEO

Posteriormente a captura dos peixes, o sangue foi coletado via punção da artéria caudal com a utilização de seringas descartáveis heparinizadas. A agulha deve ser inclinada à 45° e introduzida em direção à região ventral da coluna vertebral, onde se encontram a artéria e veia caudal (RANZANI-PAIVA et.al., 2013) (Fig. 9).



Figura 9: Coleta de sangue através da punção da artéria caudal de *M. curema*. Fonte: Autoria própria.

A análise sanguínea de cada animal foi realizada através de lâminas de esfregaço coradas pelo método panótico rápido (Instat-Prov) e pela utilização da câmara de Neubauer. Nas extensões sanguíneas foram realizadas as contagens totais de células brancas, através do método indireto (ISHIKAWA; RANZANI-PAIVA; LOMBARDI, 2008), e a contagem de micronúcleos. O teste de micronúcleo foi realizado segundo os critérios descritos por Fenech (2000). Em cada lâmina foram analisadas em média 2000 células.

A contagem total dos eritrócitos (ET) foi realizada no quadrante central da câmara de Neubauer. Após a contagem foi utilizado o cálculo: Número de eritrócitos = n^o de células contadas x 10.000 (10^6mm^{-3}) (RANZANI-PAIVA et.al., 2013). Para a utilização da câmara de Neubauer, o sangue foi diluído em corante Natt & Herrick's, nas proporções

de 1:200 antes de ser utilizado para preencher os retículos da câmara, onde repousou por alguns segundos antes de ser realizada a leitura em microscópio (RANZANI-PAIVA et.al., 2013).

Para determinar o volume dos eritrócitos (VG) (%), foi realizada a técnica de microhematócrito (GOLDENFARB et al., 1971). Os níveis de hemoglobina (Hb) (g/dL) foram determinados através do método de cianometahemoglobina, segundo COLLIER (1944). Após a leitura dos resultados foi possível calcular os índices hematológicos HCM (hemoglobina corpuscular média), VCM (Volume Corpuscular Médio) e CHCM (concentração hemoglobínica corpuscular média) (WINTROBE, 1934), utilizando as seguintes equações:

$$\text{HCM}(pg) = \frac{\text{Hb}(g/dL) \times 10}{\text{ET}(10^6mm^{-3})} \quad (4.1)$$

$$\text{VCM}(fL) = \frac{\text{VG}(\%) \times 10}{\text{ET}(10^6mm^{-3})} \quad (4.2)$$

$$\text{CHCM}(g/dL) = \frac{\text{Hb}(g/dL) \times 100}{\text{VG}(\%)} \quad (4.3)$$

A contagem total de células de defesa foi realizada através do método indireto pela relação do número de eritrócitos totais (obtidos na câmara de Neubauer), segundo a seguinte fórmula:

Células de defesa (10^6mm^{-3}) = Número de leucócitos e trombócitos x Número de eritrócitos da câmara de Neubauer / 2000 eritrócitos contados na extensão sanguínea.

No presente estudo optamos pela contagem conjunta de leucócitos e trombócitos, denominado esse conjunto de “células de defesa”, uma vez que os trombócitos estão relacionados com o sistema imunitário em peixes. Entretanto, não consideramos os trombócitos como células de linhagem leucocitária (SILVA, 2012).

4.4 ANÁLISES BIOQUÍMICAS

Para a realização das análises bioquímicas o sangue coletado foi centrifugado a 2.500 rpm durante 5 minutos. Após a centrifugação, o soro resultante, foi reservado para as seguintes determinações:

4.4.1 Glicose

A glicose foi determinada através do método enzimático-colorimétrico com a utilização do kit específico Glicose Liquiform Labtest®.

O princípio do teste ocorre por meio da oxidação da glicose a ácido glicônico e peróxido de hidrogênio, pela ação da enzima glicose oxidase. O peróxido de hidrogênio resultante reage com 4-aminoantipirina e fenol, formando um complexo de cor vermelha (quinoneimina), cuja absorbância medida em 500nm é diretamente proporcional à concentração de glicose na amostra.

4.4.2 Triglicerídeos

A determinação dos triglicerídeos no soro foi realizada através do método enzimático-colorimétrico de ponto final, com a utilização do kit específico Triglicérides Liquiform Labtest®.

Através da ação de lipoproteínas lipases, os triglicérides são hidrolisados deixando as moléculas de glicerol livres. O glicerol é convertido a glicerol-3-fosfato pela enzima glicerol quinase para, posteriormente, ser oxidado a dihidroxiacetona e peróxido de hidrogênio. O peróxido de hidrogênio é acoplado as moléculas 4-aminoantipirina e 4-clorofenol, resultando em uma quinoneimina de cor vermelha, com absortividade máxima em 505 nm. A intensidade de cor é diretamente proporcional à concentração de triglicérides na amostra.

4.4.3 Proteínas Totais

O nível sérico de proteínas no soro foi determinado através do método colorimétrico de ponto final, com a utilização do kit específico Proteínas Totais Labtest®.

Íons de cobre presentes no reagente, em meio alcalino, reagem com as ligações peptídicas das proteínas presentes na amostra, formando uma cor púrpura, com absortividade máxima em 545 nm. A intensidade da cor é diretamente proporcional à concentração de proteínas na amostra.

4.4.4 Desidrogenase Láctica (LDH)

A atividade da enzima LDH, foi determinada através de um teste cinético com a utilização do kit específico LDH Liquiform Labtest® .

A LDH é responsável por catalisar a conversão de piruvato a lactato através da oxidação da coenzima NADH a NAD. A oxidação da NADH é monitorada fotometricamente, sendo o decréscimo da absorbância em 340 nm, proporcional a atividade da LDH na amostra.

4.4.5 Alanina Aminotransferase (ALT) ou Transaminase Glutâmico Pirúvica (GPT) - sem piridoxal

A atividade da enzima ALT, foi determinada através de um teste cinético com a utilização do kit específico ALT/GPT Liquiform Labtest® .

A ALT catalisa a transferência do grupo amina da alanina para o cetoglutarato formando glutamato e piruvato. O piruvato é reduzido a lactato, pela enzima lactato desidrogenase, ao mesmo tempo que a coenzima NADH é oxidada a NAD. A oxidação da NADH é monitorada fotometricamente, sendo o decréscimo da absorbância em 340 nm, proporcional à atividade da ALT na amostra.

4.4.6 Aspartato Aminotransferase (AST) ou Transaminase Glutâmico Oxalacética (GOT) - sem piridoxal

A atividade da enzima aspartato aminotransferase foi determinada através de um teste cinético com a utilização do kit específico AST/GOT Liquiform Labtest® .

A AST catalisa a transferência do grupo amina do ácido aspártico para o cetoglutarato formando glutamato e oxalacetato. O oxalacetato é reduzido a malato pela ação da enzima malato desidrogenase, ao mesmo tempo em que a coenzima NADH é oxidada a NAD. Desta forma, a oxidação da NADH é monitorada fotometricamente, sendo o decréscimo da absorbância em 340 nm, proporcional à atividade da AST na amostra.

4.4.7 Glutationa Reduzida (GSH)

A concentração de glutaciona redizida foi realizada pelo método enzimático descrito por Beutler e colaboradores (1963). Este teste consiste na reação do ácido 5,5 – ditiobis – 2 – nitrobenzóico (DTNB) com a glutaciona, formando um aduto ácido 2 – nitro-5-mercapto-benzóico (GSTNB) e um tiolato (TNB) de coloração amarelada mensurável em 412 nm. A intensidade da cor é diretamente proporcional à concentração de GSH da amostra.

4.5 REGISTROS BIOMÉTRICOS

Os registros dos dados biométricos foram efetuados para cada exemplar de peixe submetido a coleta de sangue. Os dados avaliados foram: comprimento total (Lt), comprimento padrão (Ls) em centímetros e o peso total (Wt) e peso das gônadas (Wg) em gramas.

Para a obtenção do Lt ou Ls, os indivíduos foram dispostos sobre um ictiômetro improvisado, onde a extremidade do focinho do animal foi posicionado próximo a um objeto plano reto (Fig.4). A medida foi tomada no sentido horizontal, da extremidade do focinho até a extremidade da nadadeira caudal um pouco distendida (Lt) ou ao final do uróstilo (Ls). O Wt foi determinado através da pesagem do animal inteiro, antes de ser manipulado (VAZZOLER, 1996).

Para a realização da pesagem das gônadas (Wg), foram retiradas do corpo do animal através da incisão da cavidade celomática, a partir da abertura urogenital em direção à cabeça (Fig.10 e 11).



Figura 10: Processo de dissecação de *M. curema*. Incisão celomática para retirada de órgãos a partir da abertura urogenital. Fonte: Autoria própria.



Figura 11: Dissecação da região abdominal de *M. curema*. Indivíduo do sexo masculino. Gonadas em estágio de maturação. Fonte: Autoria própria.

As gônadas masculinas apresentam geralmente forma alongada, sendo tubulares nas fases iniciais de desenvolvimento e lobuladas com extremidades cefálicas achatadas nas fases posteriores. Possuem coloração esbranquiçada. Já os ovários possuem forma alongada-tubular e coloração translúcidas nas fases iniciais. Nas fases seguintes os ovócitos tornam-se visíveis a olho nu (VAZZOLER, 1996).

Com o auxílio da escala de estágio de desenvolvimento gonadal, descrita por Vazzoler (1996), classificamos as gônadas em: A (imaturo), B (em maturação ou repouso), C (maduras) D (esvaziada ou esgotada). Consideramos juvenis os indivíduos pertencentes aos estágios A e B. Segundo o estudo realizados por Esper Menezes & Esper (2000), estes estágios são histologicamente semelhantes.

Durante o processo de dissecação do animal o fígado também foi retirado para pesagem. A partir dos dados sobre o comprimento total, peso total, peso das gônadas e do fígado, calculamos o fator de condição alométrico, proposto por Le-Cren (1951) (Equação 2.4 e 2.5).

Foi realizado também o cálculo dos IGS (Equação 2.1) e IHS (Equação 2.2). Esses indicadores são amplamente utilizados para demonstrar o grau de bem estar do peixe, condições alimentares e qualidade do ambiente (VAZZOLER, 1996; FURLEY; PERÔNICO, 2015;).

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A normalidade da distribuição dos parâmetros obtidos foi avaliada pelo teste Shapiro-Wilk ($\alpha = 0,05$). Foi aplicado teste de hipótese Kruskal-Wallis – KW-H, seguido de post hoc de múltiplas comparações para avaliar diferenças entre os três grupos amostrais: RATL, SGL e TNQ, em um nível de significância de 95%. Também foi utilizado o teste Mann-Whitney – MW para diferenças entre os grupos SGL e RATL ($\alpha = 0,05$).

Foi utilizada técnica multivariada para avaliar agrupamentos de locais e parâmetros, por meio da técnica de cluster, os dados utilizados foram normalizados pela técnica Box-Cox; os agrupamentos formados foram validados pela técnica k-meas. Para análise de correlação utilizamos o método não paramétricas proposto por Spearman com $\alpha = 0,05$.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando software STATISTICA 8.0.

5 RESULTADOS

5.1 PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS E BIOQUÍMICOS DE *MUGIL LIZA* EM AMBIENTES NATURAIS E DE CULTIVO

Os parâmetros biológicos analisados, número amostral, e os agrupamentos amostrais são apresentados na (Tabela 1). Quanto à característica de distribuição das amostras, apenas quatro parâmetros apresentaram padrão de distribuição aproximadamente normal: hematócrito ($p=0,072$), eritrócitos totais ($p=0,241$), CHCM ($p=0,6931$) e proteínas totais ($p=0,5057$). Os demais parâmetros apresentaram padrão de distribuição não paramétrica ($p<0,05$), justificando a escolha dos demais testes empregados no estudo.

Tabela 1: Parâmetros hematológicos, biométricos e bioquímicos das espécies *M. liza* e *M. curema* e seus respectivos números amostrais. Os grupos de estudo são representados pelas siglas RATL (Ratões *M. liza*), RATC (Ratões *M. curema*), TNQ (tanque de cultivo *M. liza*), SGL (Saco Grande *M. liza*) e SGC (Saco Grande *M. curema*).

Parâmetros	Número de amostras para cada grupo/parâmetro				
	Grupos				
	RATL	RATC	TNQ	SGL	SGC
Volume globular (%)	10	10	9	5	7
Hemoglobina (g dL ⁻¹)	10	10	8	5	7
Eritrócitos Totais (10 ⁶ mm ⁻³)	10	10	8	5	7
Leucócitos e Trombócitos (10 ⁶ mm ⁻³)	6	5	7	5	7
VCM (fL)	10	10	8	5	7
HCM (pg)	10	10	8	5	7
CHCM (g dL ⁻¹)	10	10	8	5	6
Eritrócitos (%)	6	5	8	5	7
Micronúcleo (%)	5	5	8	5	7
Células de defesa (%)	6	5	8	5	7
IGS	8	10	10	2	7
IHS	8	10	10	2	7
Fator de condição	8	10	10	2	7
ALT/GPT (U/L)	9	0	9	5	2
AST/GOT (U/L)	9	0	9	5	2
Glicose (mg dL ⁻¹)	9	0	9	5	2
GSH (µM)	9	0	8	5	2
LDH (U/L)	9	0	9	5	2
Proteínas Totais (g dL ⁻¹)	9	0	9	5	2
Triglicérides (mg dL ⁻¹)	9	0	9	5	2

Unidades de medida expressas em porcentagem (%), gramas por decilitro (g dL⁻¹), milhões por milímetros cúbico (10⁶ mm⁻³), fentolitros (fL), picogramas (pg), unidade por litro (U/L), miligrama por decilitro (mg dL⁻¹) e micro molar (µM).

Os parâmetros hematológicos (Tabela 1), referentes aos grupos RATL, SGL e TNQ foram submetidos à análise descritiva para obtenção dos valores médios, mínimos e máximos.

Os valores obtidos nos ambientes estudados e em ambientes previamente descritos na literatura (LS =Literatura Selvagem; LT= Literatura tanque de cultivo) (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996), são apresentados em forma de range plot.

Para a hemoglobina (Fig.12) os valores médios de RATL (média 6,63; 3,46-7,14) são próximos aos encontrados no LS (média 6,7; 3,9-10,71), bem como os valores de TNQ (média 10,07; 7,14- 10,71) e LT (média 10,24; 8,48- 11,89). A média de SGL (média 9,13; 7,02- 10,71) se aproxima dos grupos TNQ e LT.

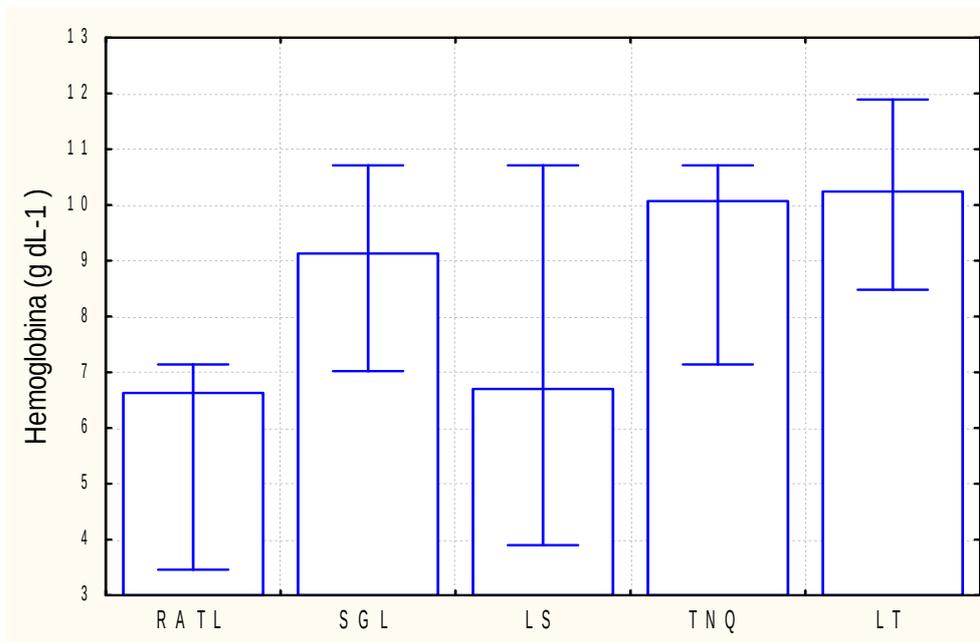


Figura 12: Valores médios, mínimos e máximos referentes à concentração de hemoglobina no sangue periférico e peixes da espécie *M. liza*, obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).

O parâmetro HCM (Fig.13) apresenta o mesmo padrão de similaridade encontrado para hemoglobina: RATL (média 22,71; 11,57 - 31,01) e LS (média 22,98, 13,98 - 33,26), TNQ (média 31,31; 18,78 - 71,43) e LT(média 29,37; 22,17 - 51,15). SGL apresentou a maior média (média 35,77; 30,86 - 39,52).

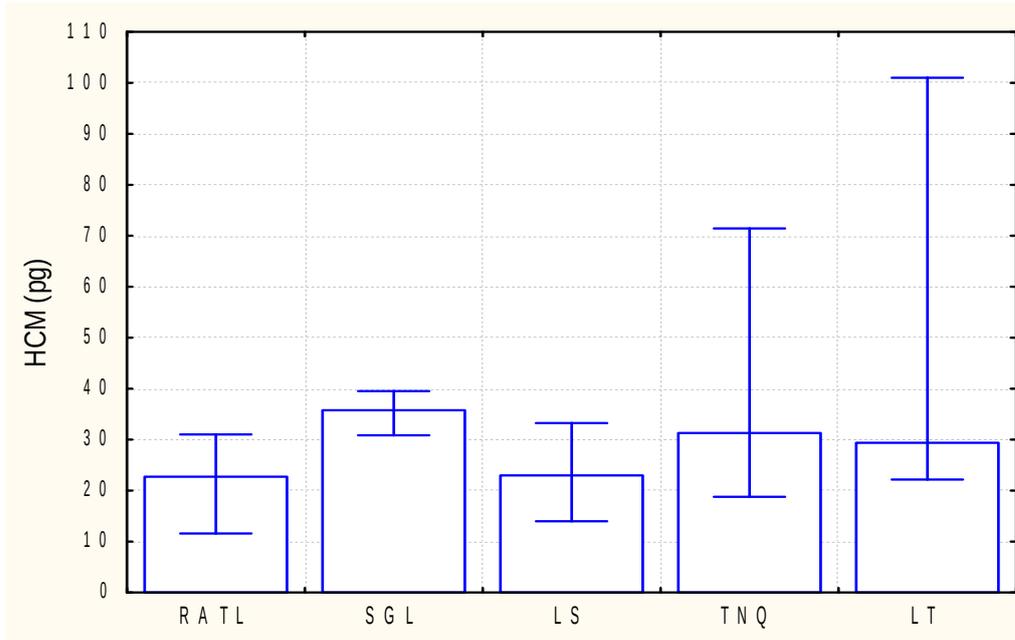


Figura 13: Valores médios, mínimos e máximos referentes à hemoglobina corpuscular média do sangue periférico de *M. liza* obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Número amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).

Os resultados para a análise de hematócrito são descritos na (Fig.14). A maior média foi encontrada no grupo TNQ (média 50,84; 40,86-62,14), seguido por SGL (média 39,11; 33,21-46,87), LT (média 36,36; 21,5-45,00), RATL (média 30,88; 22,5- 38,54) e LS (média 28,00; 15-45)

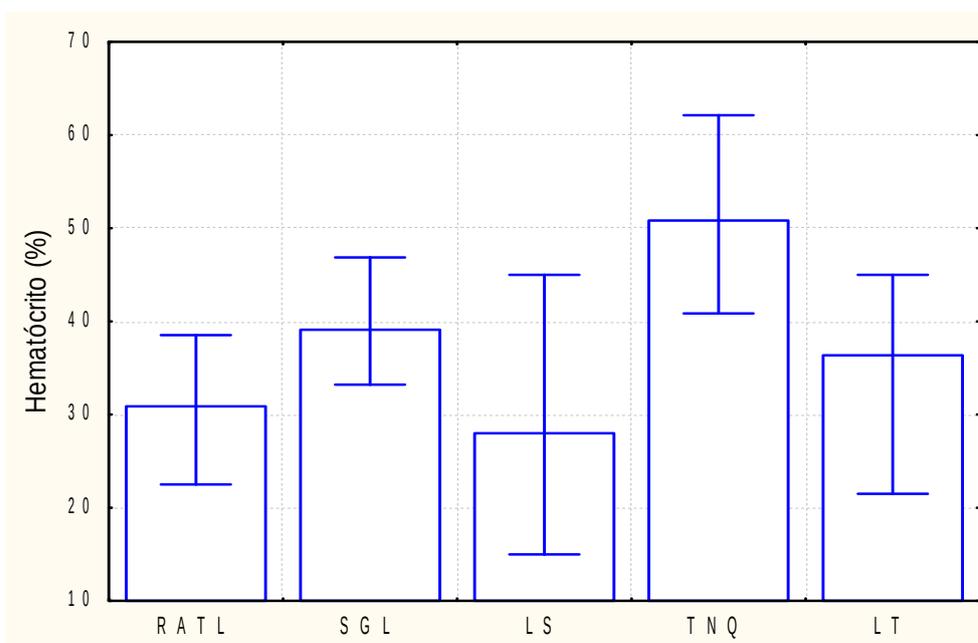


Figura 14: Valores médios, mínimos e máximos referentes ao hematócrito de peixes da espécie *M. liza* obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Número amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).

Em relação ao VCM (Fig.15), as maiores médias foram encontradas de forma similar entre os grupos SGL (média 154,49; 142,29 - 172,42) e TNQ (média 155,56; 97,99 - 335,71). Da mesma forma, foram encontradas semelhanças entre os menos valores: RATL (média 104,03; 65,31 - 139,50), LS (média 96,63; 73,82 - 157,80) e LT (média 101,02; 84,47 - 120,66).

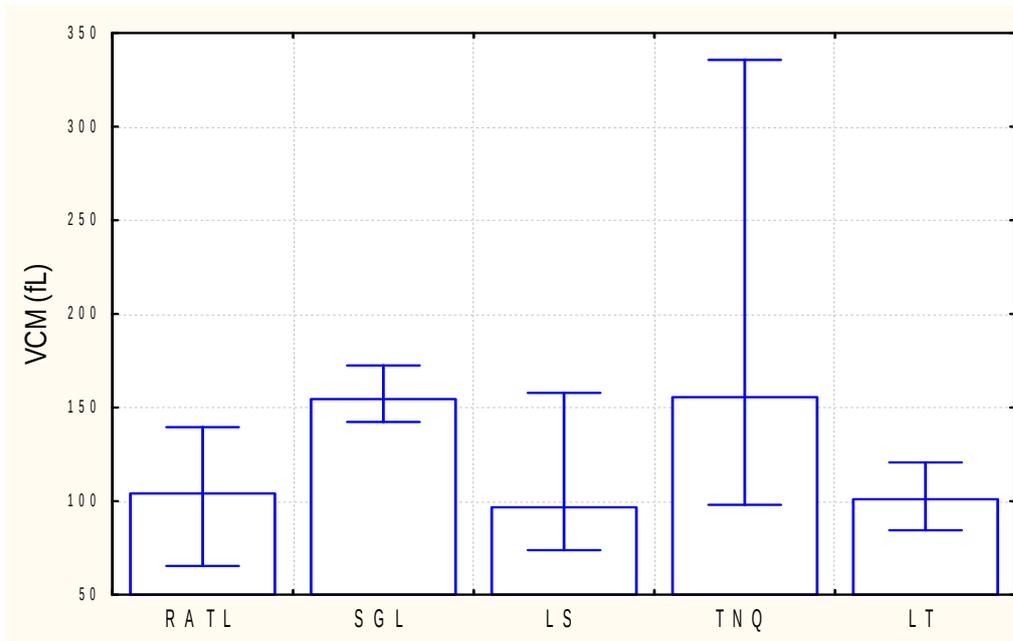


Figura 15: Valores médios, mínimos e máximos do volume corpuscular médio de *M. liza* obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).

O parâmetro CHCM (Fig.16) apresentou o menor valor médio para o grupo TNQ (média 20,16; 16,66- 20,16) e o maior para LT (média 29,22; 21,20- 29,22). RATL (média 21,76; 15,15- 31,75), SGL (média 23,26; 20,20; 23,26) e LS (média 23,97; 14,44- 31,48) foram semelhantes.

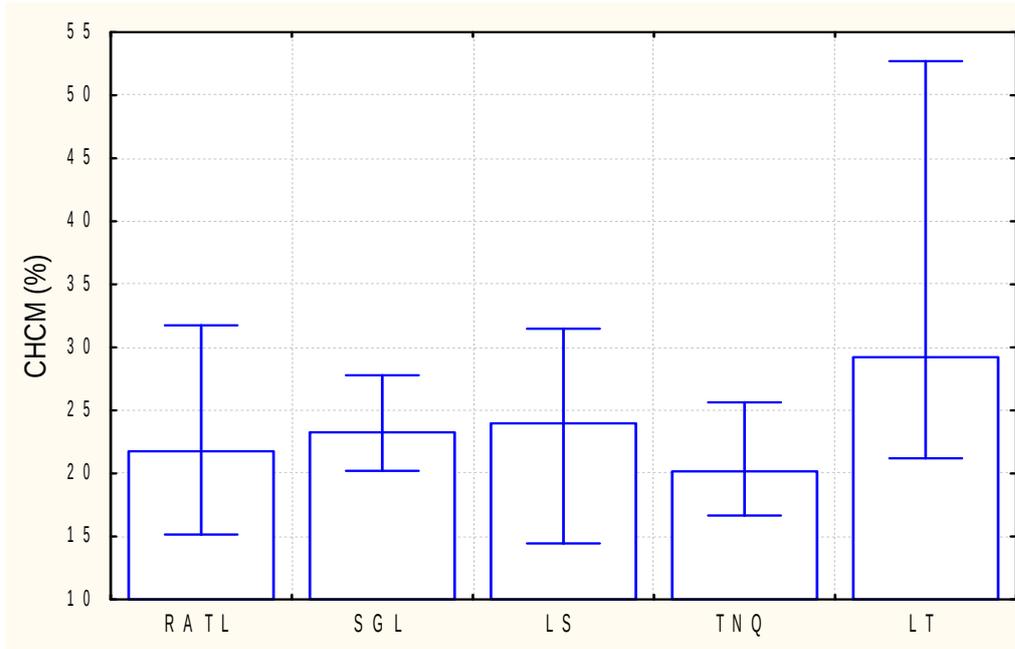


Figura 16: Valores médios, mínimos e máximos da concentração de hemoglobina corpuscular média no sangue periférico de *M. liza* obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).

Para Eritrócitos (Fig 17) , TNQ (média 3,63; 1,45- 4,38) e LT (média 3,61; 2,21- 4,33) foram correspondes, apresentando os maiores valores médios, seguidos por RATL (média 3,12; 2,26- 4,73), LS (média 2,91; 1,49- 4,24) e SGL (média 2,53; 2,16- 2,80).

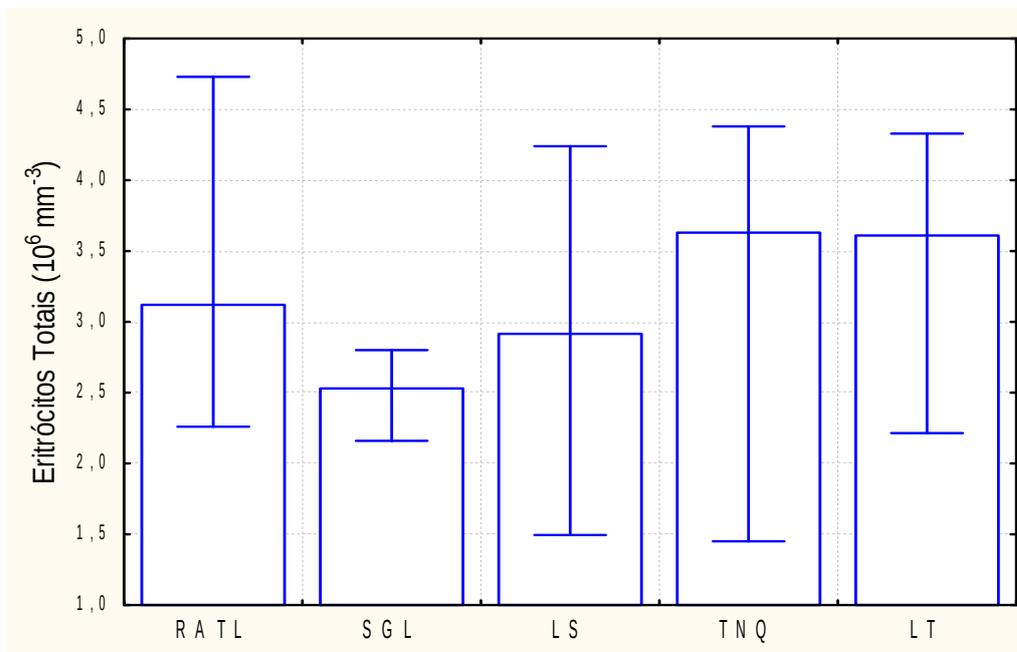


Figura 17: Valores médios, mínimos e máximos da contagem de eritrócitos totais do sangue periférico de *M. liza* obtidos em ambientes naturais e de cultivo. Dados referentes aos grupos LT e LS retirados da literatura (RANZANI-PAIVA & ISHIKAWA, 1996). Numero amostral de cada grupo conforme descrição: RATL (n=10), SGL (n=5), LS (n=71), TNQ (n=8), LT (n=11).

Com relação aos parâmetros hematológicos e bioquímicos (Tabela 1), observou-se que o hematócrito (Fig. 18), a concentração de hemoglobina (Fig. 19), a concentração de glicose (Fig. 20) e a frequência de micronúcleo (Fig. 21) são maiores no grupo TNQ em comparação com o grupo RATL. O grupo SGL ficou entre os dois grupos, não apresentando diferenças. Entretanto, pode-se observar que as medianas obtidas para os parâmetros hematócrito e hemoglobina do grupo SGL estão mais próximas às medianas do grupo TNQ.

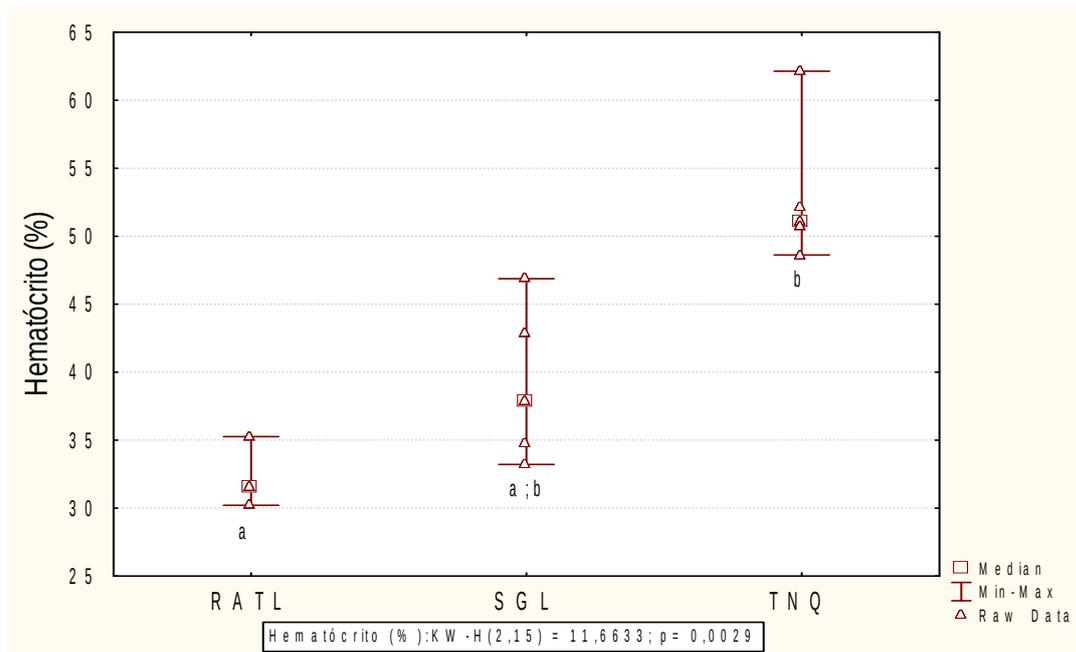


Figura 18: Variação do percentual de hematócrito de peixes da espécie *M. liza* em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) do hematócrito (%) de peixes coletados no rio Ratonés (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; $p < 0,05$).

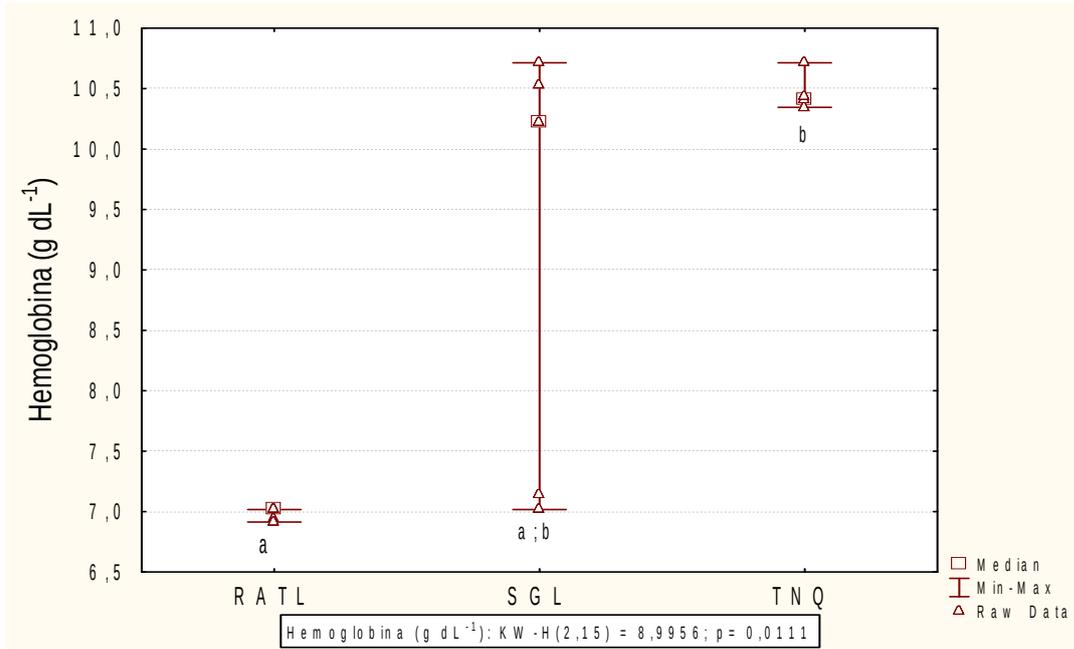


Figura 19: Variação da concentração de hemoglobina no soro de peixes da espécie Mugil liza em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de hemoglobina (g dL⁻¹), de peixes coletados no rio Ratones (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; p < 0,05).

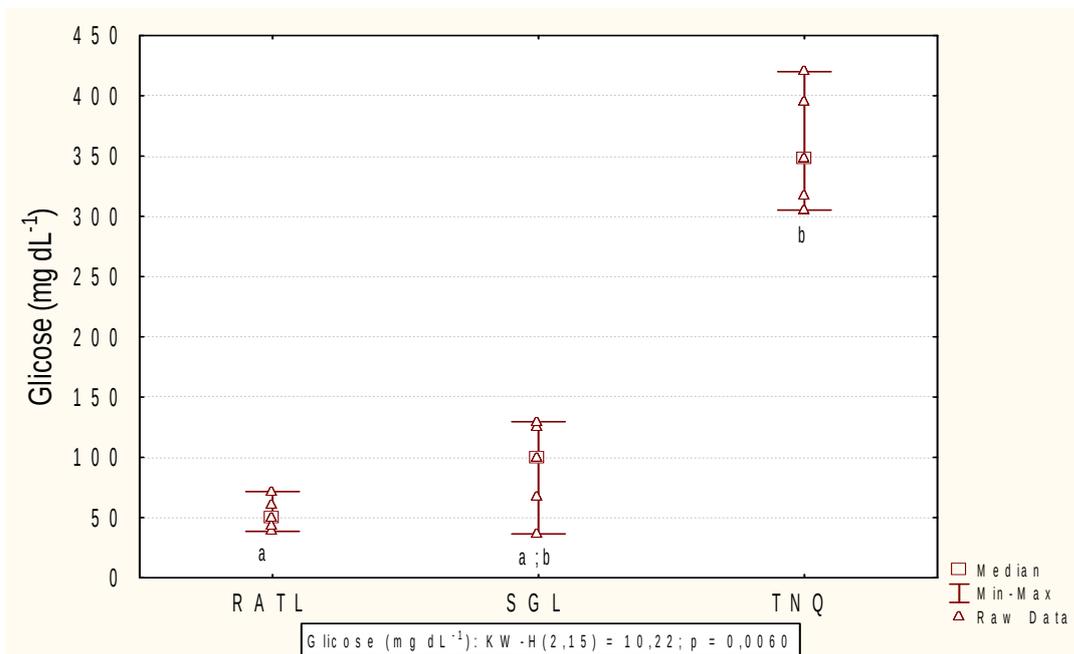


Figura 20: Variação da concentração e glicose no soro de peixes da espécie Mugil liza em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) da glicose (mg dL⁻¹), de peixes coletados no rio Ratones (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; p < 0,05).

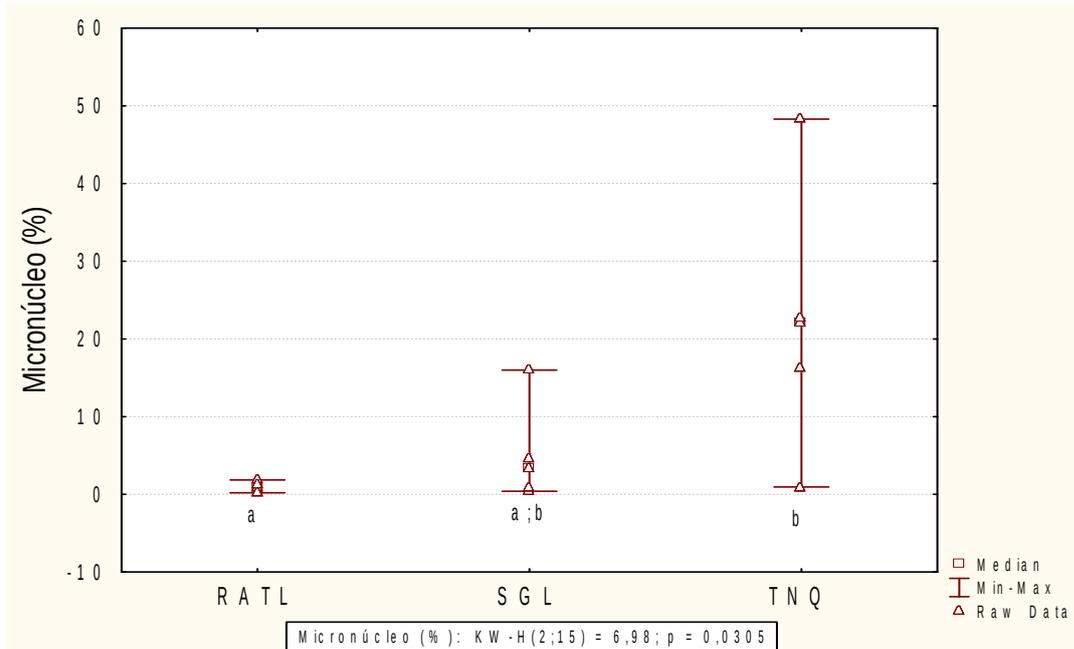


Figura 21: Variação da frequência de micronúcleo em esfregaços sanguíneos de peixes da espécie *Mugiliza liza* em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de micronúcleo (%), de peixes coletados no rio Ratoles (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; $p < 0,05$).

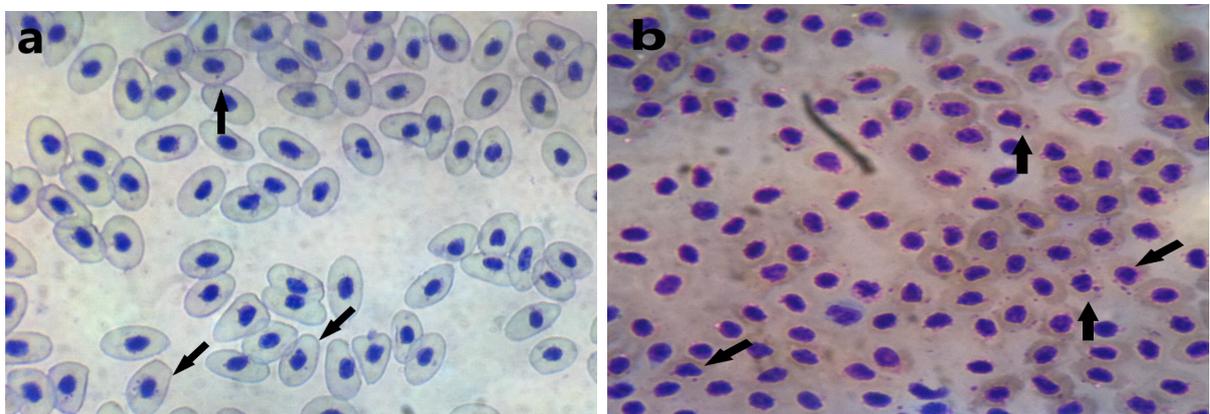


Figura 22: Esfregaço de células sanguíneas de *M. liza*. Ilustração a) grupo RATL e b) grupo TNQ. As setas indicam eritrócitos com micronúcleos.

A frequência células de defesa foi maior no grupo RATL em comparação com o grupo TNQ. Neste caso, o grupo SGL também não apresentando diferenças quando comparados aos grupos TNQ e RATL. A mediana do grupo SGL, manteve-se mais próxima ao grupo TNQ (Fig. 23).

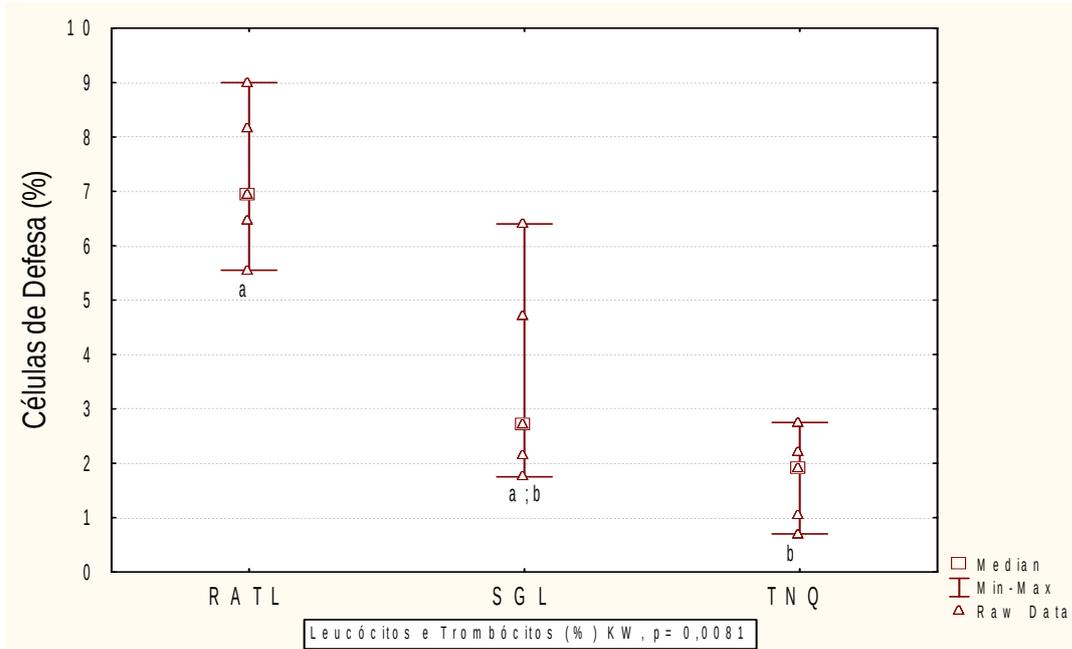


Figura 23: Variação do percentual de células de defesa em esfregaços sanguíneos de peixes da espécie *Mugiliza* em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de leucócitos e trombócitos (%), de peixes coletados no rio Ratonas (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; $p < 0,05$).

Quanto aos parâmetros HCM (Fig. 24) e GSH (Fig. 25), as maiores concentrações foram obtidas no grupo SGL em comparação com o grupo RATL (Fig). O grupo TNQ não apresentando diferenças quando comparados aos outros dois grupos.

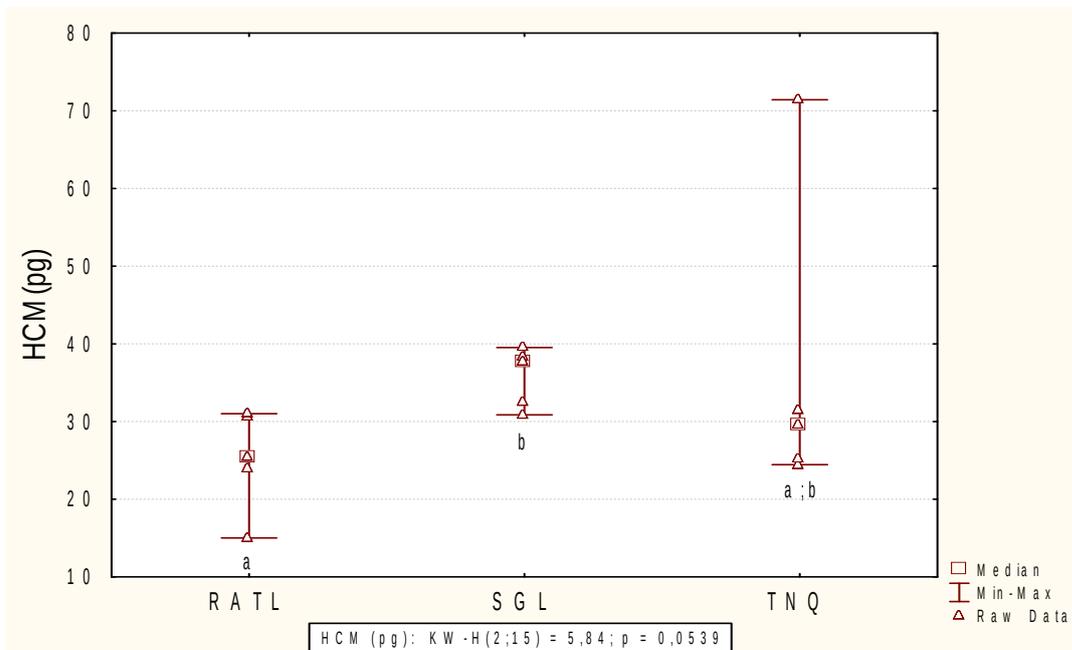


Figura 24: Variação da hemoglobina corpuscular média de peixes da espécie *Mugiliza* em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de HCM (pg), de peixes coletados no rio Ratonas (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) (N= 5; $p < 0,05$).

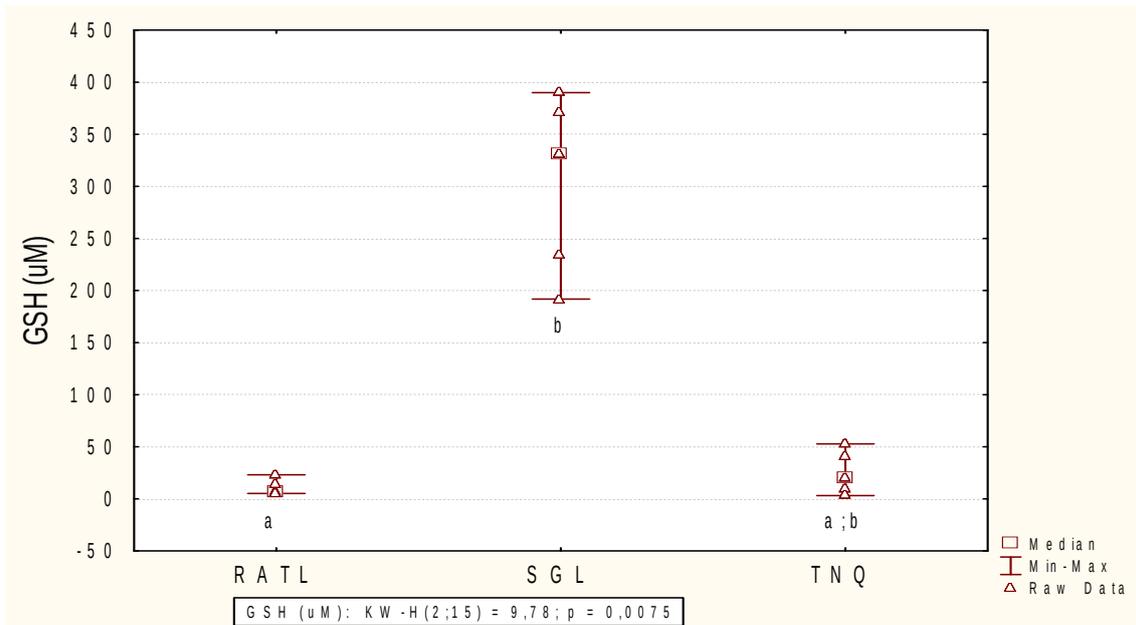


Figura 25: Variação da concentração de glutatona do soro peixes da espécie Mugiliza em ambientes naturais e de cultivo. Representação dos valores medianos (median), mínimos e máximos e dados brutos (raw data) de GSH (μM) de peixes coletados no rio Ratonos (RATL), Baía do Saco Grande (SGL) e tanque de cultivo (TNQ) ($N=5$; $p < 0,05$).

Os demais parâmetros hematológicos como eritrócitos totais, VCM e CHCM, bem como os bioquímicos ALT/GPT, AST/GOT, LDH, proteínas totais e triglicerídeos, não apresentaram diferença significativa quando submetidos ao teste de hipótese.

Quando comparados de forma isolada os grupos RATL e SGL foram observadas diferenças significativas nos parâmetros: hematócrito (MW- $p=0,0282$), hemoglobina (MW- $p=0,0215$), VCM (MW- $p=0,009$) e leucócitos/trombócitos (MW- $p=0,0162$).

A análise de agrupamento dos parâmetros obtidos nos grupos RATL, SGL e TNQ, apresentou a formação de 5 grupos: 1) hematócrito, glicose, hemoglobina e micronúcleo; 2) VCM e HCM; 3) eritrócitos e LDH; 4) leucócitos/trombócitos, ALT/GPT e AST/GOT; 5) CMCH, GSH, proteínas totais e triglicerídeos (Fig. 26), o agrupamento foi validado pela técnica k-means.

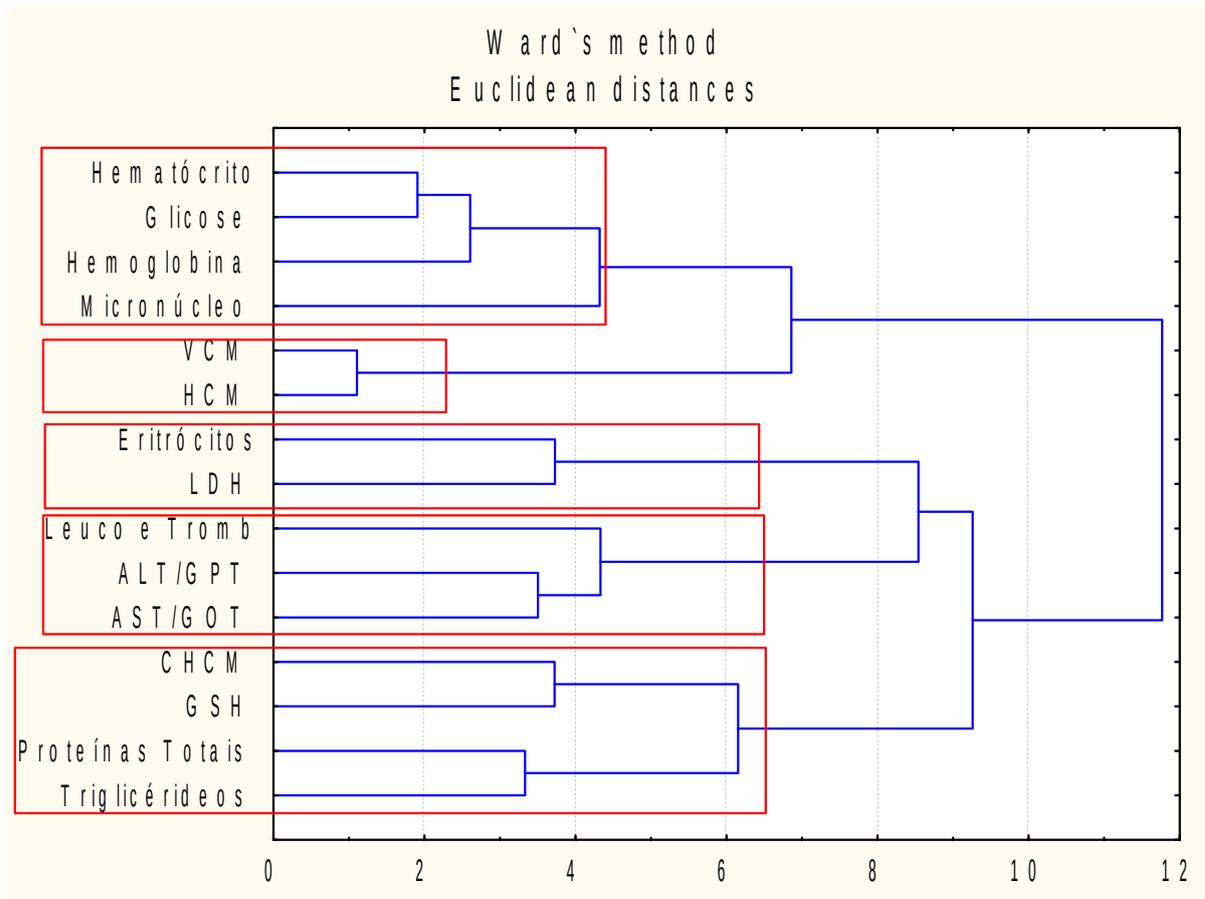


Figura 26: Análise de cluster obtida a partir de parâmetros hematológicos e bioquímicos de indivíduos da espécie *M. liza* coletados em ambientes naturais (RATL e SGL) e de cultivo (TNQ). Método de amalgamação Ward's e distâncias euclidianas. Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareado ($n=5$) normalizados e padronizados.

De forma complementar, foram obtidas as correlações entre os parâmetros analisados. A partir da matriz de correlação de Spearman (Fig. 27) pode-se observar a forte correlação entre eritrócitos totais (ET) e hemoglobina (Hb), bem como glicose e glutatona (GSH). Proteínas totais (PT) e triglicéridos (TG), também apresentam boa correlação.

Parâmetros	Ht	Hb	Et	VCM	HCM	CHCM	MN	Leu/Tromb	ALT/GPT	AST/GOT	Glicose	GSH	PT
Ht													
Hb	0,783												
Et	0,323	0,200											
VCM	0,470	0,481	-0,504										
HCM	0,201	0,472	-0,686	0,832									
CHCM	-0,585	-0,062	-0,199	-0,188	0,269								
MN	0,513	0,422	0,064	0,139	0,150	-0,115							
Leu/Tromb	-0,692	-0,602	-0,236	-0,386	-0,196	0,289	-0,468						
ALT/GPT	0,031	-0,084	-0,077	0,005	-0,089	-0,411	-0,202	0,419					
AST/GOT	0,029	0,040	-0,129	-0,036	0,029	-0,185	-0,382	0,329	0,589				
Glicose	0,799	0,681	0,079	0,457	0,329	-0,420	0,521	-0,700	-0,097	0,064			
GSH	0,065	0,384	-0,414	0,621	0,729	0,300	-0,125	-0,264	-0,047	-0,100	0,104		
PT	0,022	0,106	-0,357	0,236	0,246	-0,192	0,100	0,029	0,215	0,021	0,168	0,318	
TG	0,405	0,468	-0,218	0,339	0,382	-0,267	0,436	-0,489	0,013	-0,143	0,557	0,275	0,557

Figura 27: Matriz de correlação entre parâmetros hematológicos e bioquímicos analisados no sangue de peixes da espécie *M. liza*. Os valores apresentados correspondem à avaliação das relações monótonas entre duas variáveis, sejam elas lineares ou não lineares ($p \leq 0,05$). Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareados ($n=5$). Foram analisados de forma conjunta os resultados para os grupos TNQ, RATL e SGL ($N=15$). Os valores negativos (-) demonstram uma correlação inversa. As siglas utilizadas são as mesmas descritas na metodologia.

De forma conjunta os parâmetros bioquímicos e hematológicos de *Mugil liza* apresentados demonstraram diferenças entre indivíduos coletados nos ambientes naturais do Rio Ratoes e Baía o Saco Grande e de tanques de cultivo da UFSC. A análise multivariada dos parâmetros bioquímicos e hematológicos do *Mugil Liza* demonstrou a formação de três agrupamentos consistentes validados pela técnica k-means, de acordo com o local de captura dos peixes (Fig. 28).

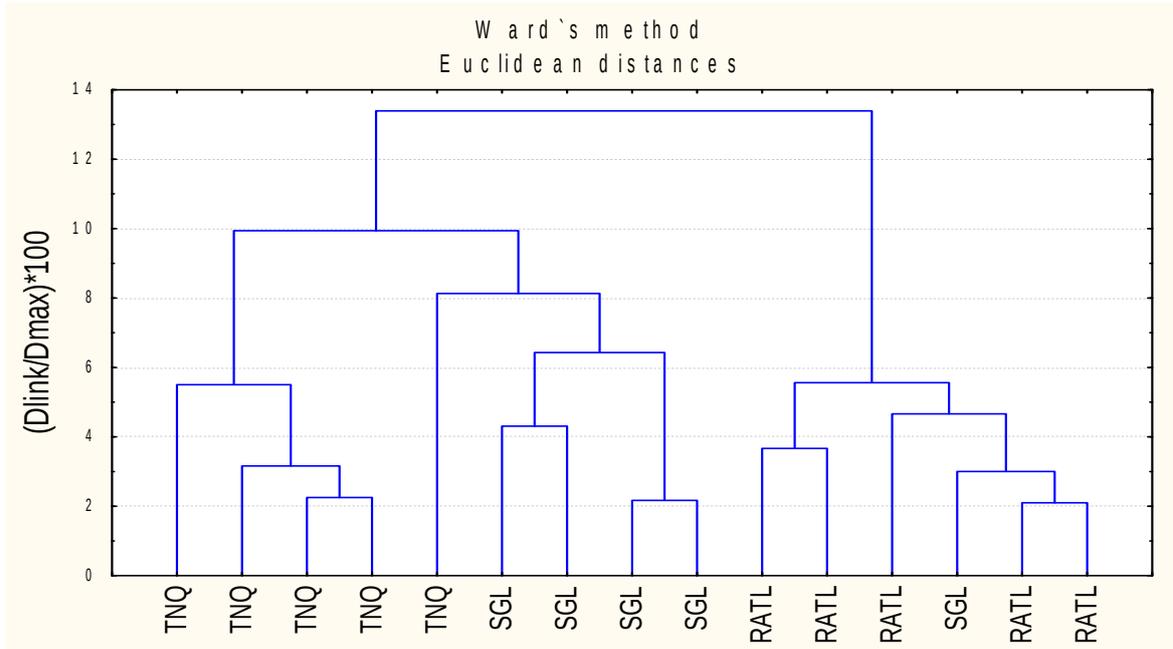


Figura 28: Análise de cluster obtida a partir de parâmetros hematológicos e bioquímicos de indivíduos da espécie *M. liza* coletados em ambientes naturais (RATL e SGL) e de cultivo (TNQ). Método de amalgamação Ward's e distâncias euclidianas. Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareado ($n=5$), normalizados e padronizados.

5.2 PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS E BIOMÉTRICOS DE *MUGIL CUREMA* EM AMBIENTES NATURAIS

Para a espécie *M. curema* foram realizadas análises hematológicas e biométricas. Não foram analisados parâmetros bioquímicos, devido ao baixo número amostral (Tabela 1). Os resultados obtidos com análise univariada (MW) demonstraram poucas diferenças entre indivíduos coletados no Rio Ratonés (RATC) e Baía do Saco Grande (SGC). Dentre os parâmetros analisados apenas a frequência de micronúcleos ($p = 0,0283$) e IGS ($p = 0,0350$) demonstraram diferenças. O grupo SGC apresentou a maior média no percentual de micronúcleos e a menor média para o parâmetro IGS. Não houve formação de grupos consistentes pela técnica multivariada utilizada.

5.3 CARACTERÍSTICAS HEMATOLÓGICAS E BIOMÉTRICAS DAS ESPÉCIES *MUGIL LIZA* E *MUGIL CUREMA*

As espécies *M. liza* e *M. curema* coletados nos ambientes naturais do Rio Ratonés e Baía do Saco Grande demonstraram diferenças entre si nas análises de hematócrito (Ht) (MW- $p = 0,001$), Hemoglobina (Hb) (MW- $p=0,020$), frequência de células de defesa (L/T) (MW- $p = 0,042$) e fator de condição (K) (MW- $p= 0,027$) (Tabela 2).

Tabela 2: Análise descritiva dos parâmetros hematológicos e biométricos das espécies *M. liza* e *M. curema*. Valores correspondentes à mediana, mínimos e máximos (Min-Max) e número amostral (N) de parâmetros hematológicos e bioquímicos das espécies *M. liza* (L) e *M. curema* (C). Os dados de *M. liza* correspondem aos grupos SGL e RATL e *Mugil curema* SGC, e RATC. (MW- $p < 0,05$).

Análises	Espécie	Mediana	Min-Max	N	p-value
Ht	L	33,21	22,50 - 46,87	15	0,001
	C	44,72	31,07 - 52,57	17	
Hb	L	7,01	3,46 - 10,71	15	0,020
	C	7,61	4,00 - 11,42	17	
ET	L	2,76	2,15 - 4,72	15	0,364
	C	3,44	1,40- 5,09	17	
L/T	L	128	35-180	11	0,042
	C	64	36-104	12	
VCM	L	122,74	65,31 - 172,41	15	0,461
	C	123,23	78,74 - 283,95	17	
HCM	L	30,44	11,57 - 39,52	15	0,719
	C	26,81	15,22 - 50,50	17	
CHCM	L	22,22	15,15 - 31,74	17	0,334
	C	22,22	11,90 - 25,00	17	
MN	L	22,00	4,00 - 320,00	10	0,668
	C	18,00	4,00 - 299,00	12	
IGS	L	0,04	0,00 - 0,41	10	0,087
	C	0,25	0,026 - 11,41	17	
IHS	L	1,20	0,95 - 1,38	10	0,366
	C	1,28	0,91- 2,35	17	
K	L	0,10	0,08 - 0,17	10	0,027
	C	0,11	0,08 - 0,13	17	

Análises de hematócrito (Ht), Hemoglobina (Hb), Eritrócitos totais (ET), Linfócitos e Trombócitos (L/T), Volume Corpuscular Médio (VCM), Hemoglobina Corpuscular Média, Concentração de Hemoglobina Corpuscular Média (CHCM), Micronúcleo (MN), Índice Gonadossomático (IGS), Índice Hepatossomático, (IHS), Fator de Condição (K).

Análises de cluster foram realizadas de forma isolada em cada local de estudo. Apenas indivíduos coletados no rio Ratonos demonstraram diferença entre as duas espécies estudadas (Fig. 29). No rio Ratonos o agrupamento das espécies são provenientes das diferenças entre os parâmetros hematócrito (MW-p= 0,008), hemoglobina (MW- p= 0,008), Leucócitos e Trombócitos (MW- p= 0,009), IHS (MW- p= 0,028) e fator de condição (MW- p= 0,028).

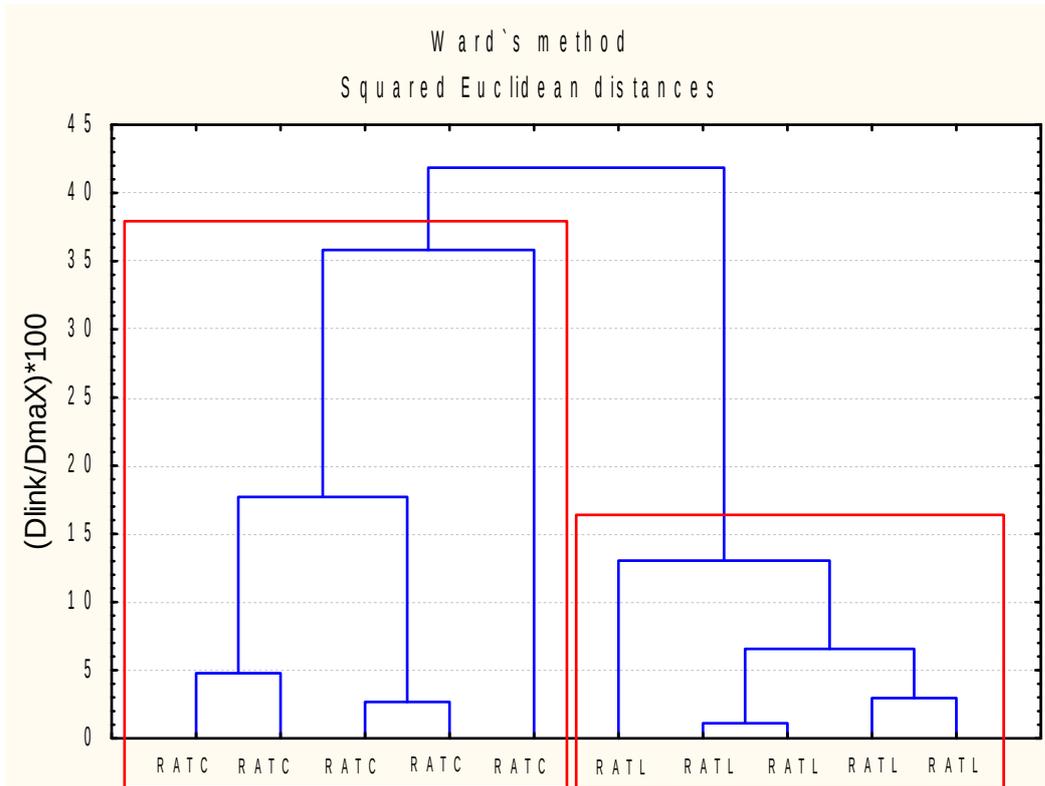


Figura 29: Análise de cluster obtida a partir de parâmetros hematológicos e biométricos de indivíduos das espécies *Mugil liza* (RATL) e *Mugil curema* (RATC) coletados no Rio Ratonos. Método de amalgamação Ward's e distâncias euclidianas. Os números amostrais dos parâmetros utilizados foram pareado (n=5), normalizados e padronizados.

6 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos confirmam a potencialidade da espécie *Mugil liza* como bioindicador, e o uso de biomarcadores hematológicos e bioquímicos como ferramentas eficazes na avaliação de estresse ambiental. Os parâmetros analisados responderam de maneira distinta frente a diferentes pressões de ambientes naturais e de cultivo (Fig. 28).

Dentre os grupos amostrados o grupo TNQ apresentou diferenças significativas para a maioria dos parâmetros relacionados ao estresse quando comparado aos ambientes naturais (RATL e SGL). Entre os ambientes naturais, o grupo SGL demonstrou estar submetido a condições ambientais mais estressantes.

A determinação dos valores de glicose circulante no plasma de indivíduos coletados em tanques de cultivo foi a maior entre os grupos amostrais (Fig. 20). O aumento nas concentrações de glicose demonstra uma ativação de respostas primárias a condições estressantes. Nestas circunstâncias ocorre a liberação de hormônios como adrenalina, noradrenalina e cortisol. O cortisol atua na mobilização de reservas energéticas, estimulando processos de glicogenólise e gliconeogênese, levando assim, ao aumento da concentração de glicose circulante no sangue (VIJAYAN et al., 1997; KENNETH, 2011). A mobilização de reservas energéticas pode ser observada também pela correlação entre glicose e triglicerídeos (Fig. 27). Entretanto, as concentrações de triglicerídeos e proteínas totais obtidas não divergiram entre os grupos, sugerindo que o aumento da glicose encontrada no TNQ não está relacionada diretamente com o tipo de alimentação, mas com o estresse ambiental.

Indivíduos coletados em tanques de cultivo apresentaram os menores valores para células de defesa (Fig. 23). A variação na contagem de células de defesa, também podem ser relacionada ao aumento na liberação de cortisol e adrenalina. Em situações estressantes, esses hormônios atuam na produção de células de defesa, bem como em sua afinidade por receptores específicos, suscitando em deficiência imune (WEYTS et al, 1998a; WEYTS et al, 1998b; DHABHAR & MCEWEN, 1999; SERIANI et al., 2014).

Em nosso estudo foi observada a correlação inversa entre glicose e células de defesa, indicando que os indivíduos do grupo TNQ estão submetidos a condições crônicas de estresse (Fig. 27). O grupo SGL quando comparado ao grupo RATL, também apresenta uma diminuição no número dessas células, bem como um aumento na concentração de GSH (Fig.25). Segundo VAN DER OOST et al. (2003), o aumento de GSH representa uma resposta crônica adaptativa ao aumento da atividade de detoxificação.

A liberação de catecolaminas frente a condições estressantes gera um aumento do volume dos eritrócitos (NIKINMAA, 1982; BERENBRINK; BRIDGES, 1994), o que ex-

plica o alto valor de hematócrito e dos valores médios de VCM (Fig. 15) encontrado no grupo TNQ e SGL. O inchaço adrenérgico dos glóbulos vermelhos é caracterizado pelo movimento da água através da membrana celular, após um aumento inicial nos fluxos de sódio e potássio e mudanças no pH intracelular (CALA, 1980; BERENBRINK; BRIDGES, 1994). Além disso, o parâmetro CHCM, demonstrou uma tendência de diminuição no grupo TNQ (Fig. 27), bem como uma correlação inversa com o hematócrito (Fig. 27), sugerindo que o aumento do volume globular ocorreu devido a ação adrenérgica e não pelo aumento na concentração de hemoglobina. Os valores das contagens de eritrócitos totais não divergiram significativamente entre os grupos, mais uma vez sugerindo que o aumento no hematócrito está relacionado com o inchaço dos glóbulos vermelhos.

O aumento do volume globular (Fig. 18) e da concentração de hemoglobina (Fig. 19) nos grupos TNQ e SGL, podem ser explicados pelas altas demandas metabólicas durante o estresse, resultando no aumento da eficiência do transporte, armazenamento e afinidade da hemoglobina pelo oxigênio (ACERETE et al., 2004) Células maiores possuem uma relação superfície / volume menor influenciando todos os processos que envolvem a membrana plasmática, como difusão e transporte, bem como outras trocas (BALLARIN et al., 2004).

A determinação da hemoglobina é um indicador primários de estresse ambiental, representando uma condição adaptativa de melhoria na capacidade de transportar oxigênio no sangue (SAINT-PAUL, 1984; CAZENAVE et al., 2005). Essas adaptações permitem que peixes sobrevivam em ambientes com baixo OD, como é o caso de indivíduos do grupo SGL.

Estudos sobre qualidade de água realizados nas BH do SG e Ratonés, demonstram clara diferença entre parâmetros como turbidez, salinidade, percentual de saturação de oxigênio, fósforo total e inorgânico, silicato, nitrogênio amoniacal, DBO e coliformes totais e termotolerantes. Ambas as bacias foram consideradas como impactadas, apresentando desconformidades segundo a resolução CONAMA 357/05 (PARIZOTTO, 2009; RIGOTTI, 2013; RODRIGUES, 2016). Entretanto, a qualidade da água da BH do SG foi inferior quando comparada a BH do Ratonés (RODRIGUES, 2016; RIGOTTI, 2013), corroborando com os resultados encontrados no presente trabalho.

Quando comparados os grupos SGL e RATL foi observado que indivíduos do grupo RATL mantinham seus parâmetros hematológicos mais próximos aos encontrados em ambientes estuarinos previamente relatados na literatura. Já os parâmetros hematológicos do SGL apresentaram diferenças, estando mais próximos aos obtidos em tanques de cultivo (Fig. 12; 13; 14; 15; 16; 17).

Conforme demonstrado por Rorigues (2016), as diferenças encontradas entre os am-

bientes naturais de SG e Ratonés, estão associadas a características físicas das bacias (influência do mar e vazão dos rios) e adensamento populacional (índice de saneamento). Quando comparadas as duas bacias, Saco Grande possui um maior índice de urbanização (230% mais elevado), além de uma capacidade de vazão inferior. Estes fatores associados interferem diretamente na efetividade desta bacia em metabolizar e diluir efluentes antrópicos.

Na BH do Ratonés, as águas salinas adentram no estuário de forma mais significativa, promovendo uma maior diluição dos nutrientes, renovação e reoxigenação da água. Desta forma, a menor influência das águas do mar adjacente na BH Saco Grande, resulta em acúmulo de matéria orgânica, tendo como consequência, baixas concentrações de OD, contaminação por agentes infecciosos e compostos xenobióticos (NOVELLI,1995; AGUIAR et. al. 2011).

Segundo estudo realizado em 2017 pelo LAA Carijós, os impactos causados por emissão de efluentes na BH do SG são intensificados pela presença do emissário da CASAN, localizado próximo a ESEC Carijós. No documento técnico nº 180/2017 - ESEC CARIJÓS/ICMBio são escritas irregularidades em análises dos efluentes emitidos. Foram encontrados valores elevados de óleos e graxas, surfactantes, fósforo, sulfeto e DBO. Todos os parâmetros são relacionados a redução do OD em efluentes lançados na BH do SG.

Além da redução de OD, a presença de óleos e surfactantes na água, podem estar relacionados com as mudanças na permeabilidade da membrana plasmática de eritrócitos, culminando no aumento do hematócrito observado no grupo SGL em relação ao RATL (MODESTO; MARTINEZ, 2010; DUARTE; HONDA; VAL, 2010). Os surfactantes podem atuar na solubilização e inibição da degradação de compostos xenobióticos, como PCBs e PAHs presentes no sedimento, aumentando suas concentrações na coluna da água (PENTEADO, 2006). Estes compostos são extremamente tóxicos para organismos aquáticos, demonstrando evidente potencial oxidativo em diversos estudos (STOLIAR & LUSHCHAK, 2012).

No grupo SGL, onde há uma descarga elevada de efluentes domésticos, observamos um aumento nos níveis de GSH totais quando comparado ao grupo RATL (Fig. 25). Níveis elevados de GSH foram relatados tanto em peixes coletados em locais poluídos (VAN DER OOST et al., 2003, PANDEY et al., 2003) como em peixes tratados em ambientes controlados com substâncias oxidantes (AHMAD; PACHECO; SANTOS, 2003; OLIVEIRA; PACHECO; SANTOS, 2008; SIMONATO; FERNANDES; MARTINEZ, 2011). Dentre as principais defesas antioxidantes a GSH é bastante utilizada em estudos de campo relacionados a ambientes poluídos (VAN DER OOST et al., 2003), por representar a primeira linha de defesa contra ERO (AHMAD et al. 2000; MARTINEZ-ALVAREZ, MORALES

& SANZ, 2005).

O aumento na concentração de GSH é resultado do recrutamento das defesas antioxidantes em resposta ao estresse sofrido pelos organismos analisados. Segundo Stegeman et al. (1992), esse aumento pode ocorrer de duas formas: através do aumento da atividade da Glutathione Redutase (GR), que converte a molécula de glutathione oxidada (GSSG) em GSH, ou por um aumento em sua síntese. A síntese de GSH, é resultante de sua atividade antioxidante individual e/ou, de sua atuação como substrato das enzimas GST e GPx durante reações de biotransformação e de defesa antioxidante (HALLIWELL & GUTTERIDGE, 2007).

Os micronúcleos podem ser formados por meio de danos ao DNA causados por EROs, e também durante a replicação do material genético, ainda na fase S da mitose, através de tensões provocadas por componentes químicos, com ou sem a influência de EROs (XU et al., 2011; ZEMAN; CIMPRICH, 2014). Os xenobióticos ainda podem exercer ação direta sobre microtúbulos levando a um descontrole na divisão celular. Nestes casos são produzidas células poliplóides, gerando micronúcleos através da eliminação do material genético excedente do núcleo principal (FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2007). Estes mecanismos podem explicar a elevada frequência de micronúcleos no grupo TNQ (Fig. 21), mesmo que este não tenha apresentado aumento na GSH.

A elevada frequência de micronúcleos no grupo TNQ, indica uma possível exposição destes organismos a substâncias genotóxicas. Essa contaminação pode ser proveniente da água utilizada para a manutenção dos tanques de cultivo, uma vez que a mesma é coletada diretamente do ambiente natural. Estudos sobre qualidade de água realizados em áreas relativamente próximas aos pontos de coleta, demonstram elevados níveis de urbanização e clara contaminação por agentes genotóxicos (SILVA, 2002; LISBOA; TEIVE; PETRUCIO, 2008; SOUZA, 2010). Além disso, os animais do grupo TNQ são submetidos a uma dieta baseada em alimentos sintéticos, o que segundo Mannan et al. (2018), pode ser um fator determinante no desenvolvimento de danos genéticos por metais pesados em peixes de cultivo. Desta forma, inferimos que as alterações hematológicas e bioquímicas observadas no grupo TNQ, não estão relacionadas apenas a fatores estressantes próprios do cultivo, como manejo, transporte e confinamento, mas também por fatores externos.

O aumento na frequência de micronúcleos foi observado também em indivíduos do grupo SGC, em relação ao grupo RATC, confirmando a presença de agentes clastogênicos na BH do SG. Não foram observados aumentos significativos deste parâmetro na espécie *M. liza* coletados no mesmo local. Mesmo pertencente ao mesmo habitat, diferentes espécies de teleósteos demonstram variações no perfil de genotoxicidade (GRISOLIA et al. 2009), o que pode explicar o resultado obtido. Entretanto, não encontramos estudos que

comparem a sensibilidade a agentes genotóxicos entre as duas espécies submetidas às mesmas condições, por esse motivo, entendemos que são necessários estudos complementares para que essa questão seja esclarecida.

As duas espécies respondem de forma distinta às pressões dos ambientais naturais. Quando comparados os parâmetros hematológicos e biométricos de *M. liza* e *M. curema*, foi possível observar a clara diferença entre as espécies no rio Ratonas (Fig. 29). O mesmo não foi observado em indivíduos coletados na Baía do SG. Sugerimos que, tanto mudanças na fisiologia normal de indivíduos da espécie *M. curema*, em decorrência a ação hormonal e do intenso estresse ambiental, quanto à influência da atividade migratória (composição da população), tenham acentuado diferença intraespecífica, dificultando assim a formação de grupos. Esse resultado pode ocorrer devido a diferença fisiológica e/ou de sensibilidade interespecífica a estressores. Outro fator importante seriam as diferentes fases do ciclo de vida em que os peixes das duas espécies foram coletados.

É bem conhecido que os mugilídeos permanecem nos estuários durante toda a fase juvenil, deixando o local para realizar migrações quando atingem a maturidade sexual (CROSETTI & BLABER, 2016). Neste sentido, entendemos que os indivíduos da espécie *M. curema* coletados não são residentes dos estuários, estando apenas de passagem, e por isso não refletem tão bem as características ambientais estudadas.

Em nosso estudo o comprimento total médio de espécimes de *M. liza* foi de 30,47cm, caracterizados como indivíduos que ainda não atingiram a primeira maturação sexual (L50) e, portanto, classificados como juvenis (ESPER; MENEZES; ESPER, 2000). Para a espécie *M. curema*, a média de comprimento total obtida foi de 29,00 cm, tratando-se de indivíduos adultos segundo Oliveira (2010).

A modulação da fisiologia reprodutiva, e conseqüente maturação sexual estão relacionadas aos movimentos migratórios em mugilídeos. Condições ambientais, como fotoperíodo, precipitação e temperatura da água servem como gatilhos para a liberação de hormônios e neuro-hormônios durante a reprodução (HILSDORF; MOREIRA, 2008; LOPES, 2017). Segundo Andrade (2016) e Suleiman; Adamu & Abdullahi (2016), a ação desses hormônios tem como conseqüência alterações em parâmetros hematológicos de peixes durante este período. Além da possível ação hormonal sobre a fisiologia da espécie *M. curema*, o deslocamento dos indivíduos durante o processo de migração pode ser um fator importante para as diferenças encontradas entre as espécies analisadas no presente estudo, uma vez que estes peixes não estão fixos aos ambientes estuarinos.

Desta forma podemos inferir que as espécies *M. liza* e *M. curema* respondem de maneira diferente às condições dos ambientes estudados, sejam por características fisiológicas intrínsecas a cada uma das espécies, fase do ciclo de vida ou permanência nos

referidos habitats.

7 CONCLUSÃO

As respostas ao estresse e consequentes mudanças hematológicas variam dependendo da espécie de peixe, fase do ciclo de vida, sexo e população as quais fazem parte. Desta forma é difícil estabelecer um padrão para todos os parâmetros hematológicos de peixes. Para *M. liza* e *M. curema* poucos trabalhos foram realizados neste sentido, por isso, ainda não há um consenso sobre a caracterização dos parâmetros hematológicos normais destas espécies. Entretanto, nossos resultados foram similares aos encontrados na literatura para *M. liza*, tanto para o tanque de cultivo quanto para ambientes naturais.

No presente trabalho observamos diferenças entre os parâmetros hematológicos de peixes da espécie *M. liza* coletados em ambientes naturais e de cultivos. As diferenças hematológicas entre os grupos de animais pode ser uma resposta às pressões ambientais aos quais estavam submetidos. Os peixes coletados em tanque de cultivo apresentaram níveis elevados de glicose, hematócrito, hemoglobina e micronúcleo, bem como os menores valores para células de defesa, em relação aos ambientes naturais. Em conjunto, estes resultados indicando que os animais e cultivo são submetidos às condições ambientais mais estressantes e possível contaminação por agentes genotóxicos.

Entre os animais de ambientes naturais, foram observados valores elevados de glicose, hematócrito, hemoglobina e GSH e a redução na frequência de células de defesa em peixes da espécie *M. liza* coletados na Baía do SG (RATC) em relação ao grupo RATL, sugerindo que a BH do SG possui maiores níveis de contaminação do a BH do Ratonés. Esses resultados corroboram com estudos anteriores sobre a qualidade da água nos dois ambientes.

A espécie *M. curema* demonstrou poucas diferenças em parâmetros hematológicos entre os locais amostrados. Os parâmetros hematológicos de peixes coletados no rio Ratonés diferem entre as duas espécies estudadas. Entretanto, o mesmo resultado não foi observado em indivíduos coletados na Baía do SG, tornando-se necessária a realização de estudos complementares que esclareçam a questão.

De maneira geral, os resultados obtidos indicam a potencialidade da espécie *M. liza* como bioindicador, e o uso de biomarcadores hematológicos e bioquímicos como ferramentas capazes de refletir e auxiliar na avaliação de estresse ambiental.

A crescente urbanização da BH do SG e BH do Ratonés mostrou-se um desafio na conservação dos ecossistemas aquáticos destas regiões. A contaminação dos ambientes naturais estudados reflete diretamente na fisiologia de organismos aquáticos, representando uma ameaça a homeostasia da EE Carijós.

Com o presente trabalho, enfatizamos o valor e a necessidade da colaboração entre

acadêmicos, instituições governamentais e extrativistas no desenvolvimento de estudos sobre indicadores e ferramentas úteis para a conservação e gestão de ambientes naturais.

8 REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10559. Águas- Determinação de oxigênio dissolvido - Método iodométrico de Winkler e suas modificações. Rio de Janeiro, 1988. 11 p.

ACERETE, L., et. al. Physiological responses in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*, L.) subjected to stress by transport and handling. **Aquaculture**, 237: 167-178, 2004.

ADAMS, S.M. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. **American Fisheries Society**, 2002 ,v. 4, p. 111-136.

AGOSTINHO, A. A.; BARBIERI, G.; VERANI, J. R.; HAHN, N. S. Variação do fator de condição e do índice hepatossomático e suas relações com o ciclo reprodutivo em *Rhinelepis aspera* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Loricariidae) no Rio Paranapanema, Porecatu. **Ciência e Cultura**, v. 42, p. 711-714, 1990.

AGUIAR, V.M.C.; NETO, J.A.B.; RANGEL, C.M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p.1915–1919, 2011.

AHMAD, Iqbal; PACHECO, Mário; SANTOS, Maria Ana. ANGUILLA, L. oxidative stress biomarkers: An in situ study of freshwater wetland ecosystem (Pateira de Fermentelos, Portugal). **Chemosphere**, [s.l.], v. 65, n. 6, p.952-962, nov. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.042>.

AIROLDI, L., BECK, M.W.. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanogr. Mar. Biol.* 45, 345–405, 2007.

AKINROTIMI OA, UU GABRIEL, PE ANYANWU & AO ANYANWU. 2007. Influence of sex, acclimation methods and period on hematology of *Sarotherodon melanothon*. **Res. J. of Biol. Sci.**, 2(3): 248-352.

AKINROTIMI, O.A., B. UEDEME-NAA and E.O. AGOKEI. Effects of acclimation on haematological parameters of *Tilapia guineensis* (Bleeker 1862). **Sci. World** 5: 1–4, 2010. Disponível em: <http://www.scienceworldjournal.org/article/view/8431> Acesso em: 05 nov. 2017.

ALBIERI, Rafael Jardim. **Biologia reprodutiva da tainha *Mugil liza* Valenciennes e do Parati *Mugil curema* Valenciennes (Actinopterygii, Mugilidae) na**

Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2009. Disponível em: <https://tede.ufrrj.br/jspui/handle/tede/199>. Acesso em: 06 ago. 2018.

ALI, Daoud et al. Evaluation of genotoxic and oxidative stress response to dimethoate in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch). **Chemical Speciation & Bioavailability**, [s.l.], v. 26, n. 2, p.111-118, jan. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09542299.2014.11073965>.

AL-SABTI, Kabil. Clastogenic effects of five carcinogenic mutagenic chemicals on the cells of the common carp, *Cyprinus carpio* L. *Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, [s.l.], v. 85, n. 1, p.5-9, jan. 1986. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0742-8413\(86\)90043-5](http://dx.doi.org/10.1016/0742-8413(86)90043-5).

AL-SABTI, Kabil; METCALFE, Chris D.. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. **Mutation Research/genetic Toxicology**, [s.l.], v. 343, n. 2-3, p.121-135, jun. 1995. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0165-1218\(95\)90078-0](http://dx.doi.org/10.1016/0165-1218(95)90078-0).

ALWAN, S.F., A.A. HADI & A.E. SHOKR. Alterations in haematological parameter of fresh water fish *Tilapia zilli* exposed to Aluminum. **J. Sci. Its Appl.** 3: 12–19, 2009. Disponível em: <http://uob.edu.ly/assets/uploads/pagedownloads/e56d4-12-19.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2017.

AMORIM, Leiliane Coelho André. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. **Rev. bras. epidemiol.**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 158-170, June 2003.

ANDRADE-TALMELLI, E.F.; E. ROMAGOSA; M.Y. NARAHARA & H.M. GONDINHO. Características reprodutivas de tainha *Mugil platanus* (Teleostei, Peciformes, Mugilidae), da região Estuarino-Lagunar de Cananéia, São Paulo. **Revista Ceres**, 1996.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - **Water Environmental Federation**. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19^a ed. Washington, 1995. 1.223 p.

ARAÚJO, CC., FLYNN, MN. and PEREIRA, WRL. Fator de condição e relação peso-comprimento de *Mugil curema* Valenciennes, 1836 (Pisces, Mugilidae) como indicadores de estresse ambiental. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, vol. 4, p. 51-64, 2011.

ARCHELA , E. et al. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, 2003, v. 12, p. 1.

ARIAS, Ana Rosa Linde et al . Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência e saúde coletiva**, Rio de Janeiro , v. 12, n. 1, p. 61-72, Mar. 2007 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232007000100011&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 25 out. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232007000100011>.

ARILLO, A. et al. Biochemical effects of long term exposure to Cr,Cd,Ni on rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich.): Influence of sex and season. **Chemosphere**, [s.l.], v. 11, n. 1, p.47-57, jan. 1982. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(82\)90093-5](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(82)90093-5).

ATLI, Gülüzar et al. Alterations in the serum biomarkers belonging to different metabolic systems of fish (*Oreochromis niloticus*) after Cd and Pb exposures. **Environmental Toxicology And Pharmacology**, [s.l.], v. 40, n. 2, p.508-515, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2015.08.001>.

AUBIN, D.J.S., S. DEGUISE, P.R. RICHARD, T.G. SMITH AND J.R. GERACI. Hematology and plasma chemistry as indicators of health and ecological status in beluga whales, *Delphinapterus leucas*. **ARCTIC** 54: 317–331, 2001. Disponível em: <https://arctic.journalhosting.ucalgary.ca/arctic/c/index.php/arctic/article/view/791/817>. Acesso em: 22 nov. 2017.

AUGUSTYN, Adam et al (Ed.). **Glycogenesis** 2016. Encyclopædia Britannica, inc.. Disponível em: <https://www.britannica.com/science/glycogenesis>. Acesso em: 01 dez. 2018.

AZZURRO, E., MATIDDI, M., FANELLI, E., GUIDETTI, P., MESA, G.L., SCARPATO, A., AXIAK, V. Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. **Mar. Envir. Res.** 69, 390–397, 2010.

BALON, Eugene K.. Terminology of Intervals in Fish Development. *Journal Of The Fisheries Research Board Of Canada*, [s.l.], v. 32, n. 9, p.1663-1670, set. 1975. **Canadian Science Publishing**. <http://dx.doi.org/10.1139/f75-196>.

BARRETT, J.C.; VAINIO, H.; PEAKALL, D. & GOLDSTEIN, B.D. 12TH Meeting of the scientific group on methodologies for the safety evaluation of chemical: susceptibility to environmental hazards. **Environmental Health Perspective**, 105: 699–737, 1997.

BARRETT, Timothy J. et al. Reproductive strategies and seasonal changes in the somatic indices of seven small-bodied fishes in Atlantic Canada in relation to study design for environmental effects monitoring. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 187, n. 5, 30 abr. 2015. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-4496-4>.

BARROS, N.B. AND V.G. COCKROFT. Prey of humpback dolphins, *Sousa plumbea*, stranded in Eastern Cape Province, South Africa. *Aquatic Mammals* 17: 134–136, 1991.

BARROS, N.B., T.A. JEFFERSON & E.C.M. PARSONS. Feeding habits of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals* 30: 179–188, 2004.

BARTON, B. A. Stress in fish: A diversity of responses with particular reference to changes in circulation corticosteroids. **Integrate and Composition in Biology**, v. 42, p.517-525, 2002.

BARTON, B.A. & IWAMA, G. K. Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effects of corticosteroids. **Annual Review of Fish Disease**, v.1, p. 3-26, 1991.

BAYNE, B.. Aspects of the metabolism of *mytilus edulis* during starvation. **Netherlands Journal Of Sea Research**, [s.l.], v. 7, p.399-410, ago. 1973. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0077-7579\(73\)90061-6](http://dx.doi.org/10.1016/0077-7579(73)90061-6).

BERENBRINK, Michael; BRIDGES, Chris. Catecholamine-activated sodium/proton exchange in the red blood cells of the marine teleost *Gadus morhua*. **Journal Of Experimental Biology**, v. 192, n. 1, p.253-67, ago. 1994.

BERG JM.; TYMOCZKO JL.; STRYER L. **Biochemistry**. 5th edition. New York: W H Freeman; 2002.

BEUTLER, E.; DURON, O.; KELLY, B. M. Improved method for the determination of blood glutathione. **The Journal of Laboratory Clinical Medicine**. v. 61, p. 882-890, 1963.

BHAGYALAKSHMI, A.; REDDY, P.sreenivasula; RAMAMURTHI, R.. Subacute stress induced by sumithion on certain biochemical parameters in *Oziotelphusa senex senex*, the fresh-water rice field crab. **Toxicology Letters**, [s.l.], v. 21, n. 2, p.127-134, maio 1984. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-4274\(84\)90195-4](http://dx.doi.org/10.1016/0378-4274(84)90195-4).

BICKLER, Philip E.; BUCK, Leslie T.. Hypoxia Tolerance in Reptiles, Amphibians, and Fishes: Life with Variable Oxygen Availability. *Annual Review Of Physiology*, [s.l.], v. 69, n. 1, p.145-170, mar. 2007. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.physiol.69.031905.162529>.

BIZERRIL, C.R.S.F.; COSTA, P.A. Peixes marinhos do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Fundação de Estudos do Mar – Femar, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro, 2001.

BLABER, S. J. M.; WHITFIELD, A. K.. The feeding ecology of juvenile mullet (Mugilidae) in south-east African estuaries. **Biological Journal Of The Linnean Society**, [s.l.], v. 9, n. 3, p.277-284, set. 1977. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8312.1977.tb00270.x>.

BLABER, Stephen J. M.. The food and feeding ecology of Mugilidae in the St. Lucia lake system. **Biological Journal Of The Linnean Society**, [s.l.], v. 8, n. 3, p.267-277, set. 1976. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8312.1976.tb00249.x>.

BLAXHALL, PC. 1972. The haematological assessment of the health of freshwater fish – A review of selected literature . **J. Fish Biol.**, 4:593 – 604 .

BLAXTER, J.h.s.. 1 Pattern and Variety in Development. **Fish Physiology**, [s.l.], p.1-58, 1988. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s1546-5098\(08\)60198-3](http://dx.doi.org/10.1016/s1546-5098(08)60198-3).

BOGLIONE, C., B. BERTOLINI, M. RUSSIELLO & S. CATAUDELLA. Embryonic and larval development of the thick lipped mullet (*Chelon labrosus*) under controlled reproduction conditions. *Aquaculture* 101: 349–359, 1992

BOGLIONE, C., et al. Biological monitoring of wild thicklip grey mullet (*Chelon labrosus*), golden grey mullet (*Liza aurata*), thinlip mullet (*Liza ramada*) and flathead mullet (*Mugil cephalus*) (Pisces: Mugilidae) from different Adriatic sites: meristic counts and skeletal anomalies. **Ecological Indicators** (6) 712–732, 2006.

BOLLER, K.; SCHMID, W. Chemical mutagenesis in mammals. The chinese hamster bone marrow as an in vivo test system. Hematological findings after treatment with trenimon. **Human Genetics**, 11(1):35-54, 1970.

BOLOGNESI C. et al. Assessment of micronuclei induction in peripheral erythrocytes of fish exposed to xenobiotics under controlled conditions. **Aquat Toxicol** 78:93-98, 2006.

BOLS, Niels C et al. Ecotoxicology and innate immunity in fish. **Developmental & Comparative Immunology**, [s.l.], v. 25, n. 8-9, p.853-873, out. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0145-305x\(01\)00040-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0145-305x(01)00040-4).

BONGA, S. E. Wendelaar. The stress response in fish. *Physiological Reviews*, [s.l.], v. 77, n. 3, p.591-625, jul. 1997. **American Physiological Society**. <http://dx.doi.org/10.1152/physrev.1997.77.3.591>.

BORGES, A. **Valores hematológicos e bioquímicos séricos, efeitos de doses subletais da cipermetrina e características físico-químicas do sêmem do Jundiá *Rhamdia quelen***. Porto Alegre, 2005. 175 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

BOURNE, PK. 1986. Changes in haematological parameters associated with capture and captivity of the marine teleosts, *Pleuronectes platessa* L. *Comp. Biochem. Physiol.* Vol. 85A. 3:435-443

BRASIL. **Ministério da Pesca e Aquicultura/Ministério do Meio Ambiente**. Plano de Gestão para o uso sustentável da tainha, *Mugil liza* Valenciennes, 1836, no Sudeste e Sul do Brasil, 2015.

BRAUNER, C. J. et al. Air breathing in the armoured catfish (*Hoplosternum littorale*) as an adaptation to hypoxic, acidic, and hydrogen sulphide rich waters. *Canadian Journal Of Zoology*, [s.l.], v. 73, n. 4, p.739-744, abr. 1995. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/z95-086>.

BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, 2008, v. 12, n. 3, p. 339-345.

CADET, J. Oxidative damage to DNA: formation, measurement and biochemical features. *Mutation Research/fundamental And Molecular Mechanisms Of Mutagenesis*, [s.l.], v. 531, n. 1-2, p.5-23, 29 out. 2003. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2003.09.001>.

CALA, P. M.. Volume regulation by *Amphiuma* red blood cells. The membrane potential and its implications regarding the nature of the ion-flux pathways. *The Journal Of General Physiology*, [s.l.], v. 76, n. 6, p.683-708, 1 dez. 1980. **Rockefeller University Press**. <http://dx.doi.org/10.1085/jgp.76.6.683>.

CARDONA, L. Habitat selection by grey mullets (*Osteichthyes*, *Mugilidae*) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. *Sci. Mar.* 70: 443-455, 2006.

CARDONA, L. Seasonal changes in the food quality, diel feeding rhythm and growth rate of juveniles leaping grey mullet *Liza saliens*. *Aquat. Living Resour.* 12: 263–270, 1999.

CARDONA, L.. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet: evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap. *Journal Of Fish Biology*, [s.l.], v. 59, n. 3, p.729-744, set. 2001. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb02376.x>.

CARDOZO, Tatiane Rocha et al. Genotoxicity and toxicity assessment in urban hydrographic basins. **Mutation Research/genetic Toxicology And Environmental Mutagenesis**, [s.l.], v. 603, n. 1, p.83-96, jan. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrgentox.2005.11.011>.

CARRASCO, Kenneth R.; TILBURY, Karen L.; MYERS, Mark S.. Assessment of the Piscine Micronucleus Test as an in situ Biological indicator of Chemical Contaminant Effects. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, [s.l.], v. 47, n. 11, p.2123-2136, nov. 1990. Canadian Science Publishing.<http://dx.doi.org/10.1139/f90-237>.

CASAN - **Companhia Catarinense de Água e Saneamento**. 2016. <http://www.casan.com.br/menuconteudo/inde\x/url/indices-de-atendimento-urbano-esgoto#0>. Acesso em: 10 out. 2017.

CASELLAS, C. et al. **MUGIL biomarkers**. INCOCT-2006-026180—MUGIL, Deliverable 7, European Commission: 7p + Annex, available at <http://www.mugil.univmontp2.fr/>, 2009.

CASTILLO, M. et al. Identification of cytotoxic compounds in European wastewaters during a field experiment. **Analytica Chimica Acta**, [s.l.], v. 426, n. 2, p.265-277, jan. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0003-2670\(00\)00829-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0003-2670(00)00829-1).

CAZENAVE, Jimena et al. Haematological parameters in a neotropical fish, *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (Pisces, Callichthyidae), captured from pristine and polluted water. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 537, n. 1-3, p.25-33, mar. 2005. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-004-1638-z>.

CHAUDHRY, H.s.. Nickel toxicity on carbohydrate metabolism of a freshwater fish, *Colisa fasciatus*. **Toxicology Letters**, [s.l.], v. 20, n. 1, p.115-121, jan. 1984. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-4274\(84\)90193-0](http://dx.doi.org/10.1016/0378-4274(84)90193-0).

CHENERY, R.; GEORGE, M.; KRISHNA, G.. The effect of lonophore A23187 and calcium on carbon tetrachloride-induced toxicity in cultured rat hepatocytes. **Toxicology And Applied Pharmacology**, [s.l.], v. 60, n. 2, p.241-252, set. 1981. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0041-008x\(91\)90228-7](http://dx.doi.org/10.1016/0041-008x(91)90228-7).

CHROUSOS, George P.. Stressors, Stress, and Neuroendocrine Integration of the Adaptive Response: The 1997 Hans Selye Memorial Lecture. **Annals Of The New York Academy Of Sciences**, [s.l.], v. 851, n. 1, p.311-335, jun. 1998. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.1998.tb09006.x>.

ÇIMEN, M.y. Burak. Free radical metabolism in human erythrocytes. *Clinica Chimica Acta*, [s.l.], v. 390, n. 1-2, p.1-11, abr. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cca.2007.12.025>.

CLAVER, JA & QUAGLIA, AI. 2009. Comparative morphology, development, and function of blood cells in nonmammalian vertebrates. **J. Exot. Pet Med.**, 18:87-97.

CLAVERO, Miguel; PRENDA, José; DELIBES, Miguel. Seasonal use of coastal resources by otters: Comparing sandy and rocky stretches. *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, [s.l.], v. 66, n. 3-4, p.387-394, fev. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.011>.

CLOERN, James E.. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, v. 210, p.223-253, 26 jan. 2001. Disponível em:<http://www.int-res.com/articles/meps/210/m210p223.pdf>. Acesso em: 03 jan. 2018.

COHEN, D. M. Ontogeny, systematics, and phylogeny. **A. W.** Pp. 11-22, 1984.

COLE, Arthur W.g.; PALMER, T. Norman. Action of purine nucleosides on the release of intracellular enzymes from rat lymphocytes. **Clinica Chimica Acta**, [s.l.], v. 92, n. 1, p.93-100, fev. 1979. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0009-8981\(79\)90401-7](http://dx.doi.org/10.1016/0009-8981(79)90401-7).

COLES, E.H. Liver function. **Veterinary clinical pathology**. 2.ed. Philadelphia: Saunders, 1974. 165p.

COLLIER, H.B. The standardization of blood haemoglobin determinations. **Canadian Medical Association Journal, Vancouver**, v.50, p.550-552, 1944.

COLLINS, M.R. AND B.W. STENDER. Larval striped mullet (*Mugil cephalus*) and white mullet (*M. curema*) off the southeastern United States. **Bull. Mar. Sci.** 45: 580–589, 1989.

COMMISSION, European (Org.). **The MUGIL project:** (Main Uses of the Grey Mullet as Indicator of Littoral environmental changes). 2006. Disponível em: http://www.mugil.univ-montp2.fr/in\dex.php?option=com_frontpage&Itemid=1. Acesso em: 06 ago. 2018.

CONGLETON, J. L.; WAGNER, T.. Blood-chemistry indicators of nutritional status in juvenile salmonids. **Journal Of Fish Biology**, [s.l.], v. 69, n. 2, p.473-490, ago. 2006. Wiley.<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01114.x>.

COPPES, Zulema. Lactate dehydrogenase in teleosts. The role of LDH-C4 isozyme. **Comparative Biochemistry And Physiology Part B: Comparative Biochemistry**, [s.l.], v. 102, n. 4, p.673-677, ago. 1992. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0305-0491\(92\)90063-w](http://dx.doi.org/10.1016/0305-0491(92)90063-w).

COSTA, Marcus Rodrigues da; ARAÏJO, Francisco Gerson. Length-weight relationship and condition factor of *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Peciformes, Sciaenidae) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 20, p.685-690, dez. 2003.

CROSETTI, Donatella; BLABER, Stephen (Ed.). Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae). **New York: Crc Press**, 521 p., 2016.

CYRIAC, P. J.; ANTONY, A.; NAMBISAN, P. N. K.. Hemoglobin and hematocrit values in the fish *Oreochromis mossambicus* (peters) after short term exposure to copper and mercury. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [s.l.], v. 43, n. 2, p.315-320, ago. 1989. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/bf01701764>.

DALICH, George M.; LARSON, Robert E.; GINGERICH, William H.. Acute and chronic toxicity studies with monochlorobenzene in rainbow trout. **Aquatic Toxicology**, [s.l.], v. 2, n. 3, p.127-142, maio 1982. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0166-445x\(82\)90011-x](http://dx.doi.org/10.1016/0166-445x(82)90011-x).

DAS, R.k.; NANDA, N.k.. Induction of micronuclei in peripheral erythrocytes of fish *Heteropneustes fossilis* by mitomycin C and paper mill effluent. **Mutation Research Letters**, [s.l.], v. 175, n. 2, p.67-71, out. 1986. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0165-7992\(86\)90127-2](http://dx.doi.org/10.1016/0165-7992(86)90127-2).

DAVIS, Kenneth B.. Management of Physiological Stress in Finfish Aquaculture. North American Journal Of Aquaculture, [s.l.], v. 68, n. 2, p.116-121, abr. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1577/a05-007.1>.

DAVIS, Rachel Ann Hauser. **Biomarcadores morfológicos, bioquímicos e genotóxicos de contaminação ambiental em *Mugil liza*, *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia rendalli***. 2008. 120 f. Tese (Doutorado) - Curso de Química, Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

DAWSON, D. M. et al. Lactic Dehydrogenases: Functions of the Two Types. **Science**, [s.l.], v. 143, n. 3609, p.929-933, 28 fev. 1964. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.143.3609.929>.

DE FLORA, Silvio de; BAGNASCO, Maria; ZANACCHI, Patrizia. Genotoxic, carcinogenic, and teratogenic hazards in the marine environment, with special reference to the Mediterranean Sea. Mutation Research/reviews In Genetic Toxicology, [s.l.], v. 258, n. 3, p.285-320, nov. 1991. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0165-1110\(91\)90013-1](http://dx.doi.org/10.1016/0165-1110(91)90013-1).

DE SILVA, S.S. & M.J.S. WIJEYARATNE. Studies on the biology of young grey mullet, *Mugil cephalus* L. II. **Food and feeding**. **Aquaculture** 12: 157–167, 1977.

DE SILVA, S.S. AND P.A.B. PERERA. Studies of the young grey mullet, *Mugil cephalus* L. I. Effects of salinity on food intake, growth and food conversion. **Aquaculture** 7: 327–338, 1976.

DEMERS, N. E., & C. J. BAYNE. The immediate effects of stress on hormones and plasma lysozyme in rainbow trout. *Developmental and Comparative Immunology* 21:363–373, 1997.

DEPLEDGE, M. H. Genotype toxicity implications for individuals and populations. **Environmental Health Perspective**, v. 102, p. 101-104, 1994. Disponível em <https://ehp.niehs.nih.gov/wp-content/uploads/102/Suppl%2012/ehp.94102s12101.pdf>.

Acesso em: 25 out. 2017.

DEUTSCHMANN, Björn et al. Longitudinal profile of the genotoxic potential of the River Danube on erythrocytes of wild common bleak (*Alburnus alburnus*) assessed using the comet and micronucleus assay. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 573, p.1441-1449, dez. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.175>

DHABHAR, F. S., & B. S. MCEWEN. Acute stress enhances while chronic stress suppresses immune function in vivo: a potential role for leukocyte trafficking. *Brain Behavior and Immunology*, 11:286–306, 1997.

DHABHAR, F. S., & B. S. MCEWEN. Enhancing versus suppressive effects of stress hormones on skin immune function. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 96:1059–1064, 1999.

DHABHAR, F. S., & B. S. MCEWEN. Stress-induced enhancement of antigen-specific cell mediated immunity. *Journal of Immunology*, 156:2608–2615, 1996.

DIAS, E., P. MORAIS, M. LEOPOLD, J. CAMPOS AND C. ANTUNES. Natural born indicators: Great cormorant *Phalacrocorax carbo* (Aves: Phalacrocoridae) as monitors of river discharge influence on estuarine ichthyofauna. *Journal of Sea Research*, 73: 101–108, 2012.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R.. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science*, [s.l.], v. 321, n. 5891, p.926-929, 15 ago. 2008. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1156401>.

DIZER, H et al. The cytotoxic and genotoxic potential of surface water and wastewater effluents as determined by bioluminescence, umu-assays and selected biomarkers. *Chemosphere*, [s.l.], v. 46, n. 2, p.225-233, jan. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(01\)00062-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(01)00062-5).

DRUMOND, G. V. F. et al. Características bioquímicas e hematológicas do pirarucu *Arapaima gigas* Schinz, 1822 (Arapaimidae) de cultivo semi-intensivo na Amazônia. *Acta Amazônica*, v. 40, n. 3, p. 591 – 596, 2010.

DUARTE, Rafael Mendonça; HONDA, Rubens Tomio; VAL, Adalberto Luis. Acute effects of chemically dispersed crude oil on gill ion regulation, plasma ion levels and haematological parameters in tambaqui (*Colossoma macropomum*). *Aquatic Toxicology*, [s.l.], v. 97, n. 2, p.134-141, abr. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.12.020>.

DURAND, J.D. et al.. Systematics of the grey mullets (Teleostei: Mugiliformes: Mugilidae): molecular phylogenetic evidence challenges two centuries of morphology-based taxonomy. *Mol. Phylogenet. Evol.* 64: 73–92, 2012.

EGHBAL, Mohammad A.; PENNEFATHER, Peter S.; O'BRIEN, Peter J.. H₂S cytotoxicity mechanism involves reactive oxygen species formation and mitochondrial depolarisation. *Toxicology*, [s.l.], v. 203, n. 1-3, p.69-76, out. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tox.2004.05.020>.

ELIA, A. C. et al. Bioaccumulation of Heavy Metals, Organochlorine Pesticides, and Detoxication Biochemical Indexes in Tissues of *Ictalurus melas* of Lake Trasimeno. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [s.l.], v. 76, n. 1, p.132-139, jan. 2006. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-005-0899-1>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT. Condition Factor (CF), Hepatosomatic Index (HSI) and Gonadosomatic Index (GSI) of fish. **The Government of The Hong Kong Special Administrative Region of The People's Republic of China. 2005.**

EPAGRI (Ed.). Santa Catarina reproduz tainhas em cativeiro. **Agropecuária Catarinense, Florianópolis**, v. 28, n. 2, p.5-5, dez. 2015. Disponível em: <http://publicacoes.epagri.sc.gov.br/index.php/RAC/issue/download/5/23>. Acesso em: 03 ago. 2018.

EPAGRI (Santa Catarina). **Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca. Aquicultura e Pesca. 2017.** Disponível em: http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=481. Acesso em: 17 out. 2017.

FAHAY, M. P. Early stages of fishes in the Western North Atlantic Ocean (Davis Strait, Southern Greenland and Flemish Cap to Cape Hatteras). Volume One: Acipenseriformes through Syngnathiformes. **Northwest Atlantic Fisheries Organization, Dartmouth, Nova Scotia**, 2007. Disponível em: <https://archive.nafo.int/open/fahay/front-vol1.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2018.

FANTA-FEOFILOFF, E. et al. Effect of salinity on the behavior and oxygen consumption of *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae). **Physiology and Behavior**, 36: 1029–1034, 1986.

FAYE, D., L. et al. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): Evidence from stable isotope analysis. **Est. Coast. Shelf Sci.** 92: 607–617, 2011.

FELTON, Gary W.. Oxidative Stress of Vertebrates and Invertebrates. **Oxidative Stress And Antioxidant Defenses In Biology**, [s.l.], p.356-434, 1995. Springer US. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-9689-9_10.

FENECH, Michael. The in vitro micronucleus technique. **Mutation Research/-fundamental And Molecular Mechanisms Of Mutagenesis**, [s.l.], v. 455, n. 1-2, p.81-95, nov. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0027-5107\(00\)00065-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0027-5107(00)00065-8).

FERNANDES, Thaís C.c.; MAZZEO, Dânia Elisa C.; MARIN-MORALES, Maria A.. Mechanism of micronuclei formation in polyploidized cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin herbicide. **Pesticide Biochemistry And Physiology**, [s.l.], v. 88, n. 3, p.252-259, jul. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2006.12.003>.

FISCHER, Luciano Gomes. et al. Gill histopathological alterations in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to treated sewage water. **Brazilian Archives of Biology e Technology**, 51: 1057-1063, 2008.

FOLMAR, Leroy C.. Effects of chemical contaminants on blood chemistry of teleost fish: A bibliography and synopsis of selected effects. **Environmental Toxicology And Chemistry**, [s.l.], v. 12, n. 2, p.337-375, fev. 1993. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620120216>.

FRANÇA, J. G. et al. Toxicidade crônica do cloreto de mercúrio (HgCl₂) associado ao selênio, através do estudo hematológico em tilápia *Oreochromis niloticus*. **Bioikos**, Vol. 21, p. 11-19, 2007. Disponível em: <http://periodicos.puc-campinas.edu.br/seer/index.php/bioikos/article/viewFile/836/81>. Acesso em: 06 nov. 2017.

FRANCESCO F. et al. A comparative study of hematological and blood chemistry of Indian and Italian grey mullet (*Mugil cephalus Linneaus 1758*) HOA Journal of Biology. 1:1-5, 2012. doi: 10.7243/2050-0874-1-5. Disponível em: <http://www.hoajonline.com/journals/pdf/2050-0874-1-5.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2017.

FURLEY, Tatiana Heid; PERÔNICO, Clayton (Org.). **Guia técnico de monitoramento dos efeitos ambientais em corpos hídricos**. Vitória Es: Instituto Aplysia, 2015. 264 p.

GABRIEL, U. U.; ANYANWU, P. E.; AKINROTIMI, O. A. Blood characteristics associated with confinement stress in black chin tilapia *Sarotherodon melanotheron*. **Journal of Fish International**, v. 2, n. 2, p. 186-189, 2007.

GABRIEL, U. U.; EZERI, G. N. O.; OPABUNMI, O. O. Influence of sex, source, health status and acclimation on the haematology of *Clarias gariepinus* (Burch, 1822). **African Journal of Biotechnology**, v. 3, n. 9, 2004. <http://dx.doi.org/10.5897/ajb2004.000-2090>.

GABRIEL, Ugwem U.; AKINROTIMI, Ojo A.; ESEIMOKUMO, Funkeye. Haematological responses of wild Nile tilapia *Oreochromis niloticus* after acclimation to captivity. **Jordan Journal of Biological Sciences**, v. 147, n. 622, p. 1-6, 2011.

GARBIN, T., J.P. CASTELLO AND P.G. KINAS. Age, growth, and mortality of the mullet *Mugil liza* in Brazil's southern and southeastern coastal regions. **Fisheries Research** 149: 61-68, 2013.

GARCÍA-GASCA, Alejandra et al. The white mullet (*Mugil curema*) as biological indicator to assess environmental stress in tropical coastal lagoons. **Environmental Monitoring And Assessment**, 24 nov. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10661-016-5714-4>. Acesso em: 22 jul. 2018.

GHAZZAWI, F.M. The pharynx and intestinal tract of the Egyptian mullets *Mugil cephalus* and *Mugil capito*. Part II. On the morphology and histology of the alimentary canal in *Mugil capito* (Tobar). **Coastguards and Fisheries Service, Fisheries Research Directorate, Notes and Memoirs Cairo**, v. 6, p. 1-31, 1935.

GILL, T.s.; PANT, J.c.. Cadmium toxicity: Inducement of changes in blood and tissue metabolites in fish. **Toxicology Letters**, [s.l.], v. 18, n. 3, p.195-200, set. 1983. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-4274\(83\)90093-0](http://dx.doi.org/10.1016/0378-4274(83)90093-0).

GODIN, Jean-guy J. (Ed.). **Behavioural Ecology of Teleost Fishes**. EUA: Oxford: Oxford University Press, 1997. 400 p.

GODINHO, H. M.; SERRALHEIRO, PC da S.; SCORVO FILHO, J. D. Review and discussion of papers about the species of the genus *Mugil* (Teleostei, Perciformes, Mugilidae) of the Brazilian coast (Lat. 30 S-330 S). **Boletim Instituto da Pesca de Sao Paulo**, v. 15, p. 67-80, 1988.

GOLDENFARB, P.B., BOWYER, F.P., HALL, E., et al. Reproducibility in the hematology laboratory: the microhematocrit determination. **American Journal of Clinical Pathology**, v.56, n. 1, p.35-39, 1971.

GOMES, Juliana MM et al. What the erythrocytic nuclear alteration frequencies could tell us about genotoxicity and macrophage iron storage?. **PloS one**, v. 10, n. 11,

p. e0143029, 2015. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0143029>. Disponível em: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0143029>.

Acesso em: 11 jan. 2018.

GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. Relação peso-comprimento e fator de condição para *Cichla cf. ocellaris* e *Cichla monoculus* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, rio Grande-MG/SP. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá: v. 25, n. 1, p. 79 -86, 2003.

GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. Relação peso-comprimento e fator de condição de *Brycon opalinus* (Pisces, Characiformes) no Parque Estadual da Serra do Mar-Núcleo Santa Virgínia, Mata Atlântica, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 135-141, 2006.

GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. The condition factor of fishes from two river basins in São Paulo state, Southeast of Brazil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 73-78, 2005.

GOMIERO, L.M., VILLARES JUNIOR, G.A. BRAGA, F.M.S. Length-weight relationship and condition factor for *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) in Serra do Mar State Park-Santa Virgínia Unit, Atlantic Forest, São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 101-105, 2010. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/en/abstract?article+bn01610012010>.

GONZÁLEZ-CASTRO, M., G. MACCHI AND M.B. COUSSEAU. Studies on reproduction of the mullet *Mugil platanus* Günther 1880 (Actinopterygii: Mugilidae) from the Mar Chiquita coastal lagoon, Argentina: similarities and differences with related species. **Ital. J. Zool.** 78: 343–353, 2011.

GONZÁLEZ-CASTRO, M., V. ABACHIAN AND R.G. PERROTTA. Age and growth of the striped mullet *Mugil platanus* (Actinopterygii: Mugilidae), in a southwestern Atlantic coastal lagoon (37°32's–57°19'w): a proposal for a life-history model. **J. Appl. Ichthyol.** 25: 61–66, 2009.

GOPAL, V.; PARVATHY, S.; BALASUBRAMANIAN, P. R.. Effect of Heavy Metals on the Blood Protein Biochemistry of the Fish *CYPRINUS CARPIO* AND ITS USE AS A BIO-INDICATOR OF POLLUTION STRESS. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 48, n. 2, p.117-124, 1997. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1005767517819>.

GRANT, KR. 2015. Fish Hematology and Associated Disorders. **Vet. Clin. Exot. Anim.**, 18:83–103.

GRISOLIA, Cesar K. et al . Profile of micronucleus frequencies and DNA damage in different species of fish in a eutrophic tropical lake. **Genetics and Molecular Biology**, v. 32, n. 1, p. 138-143, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-47572009005000009>.

GRISOLIA, Cesar Koppe; STARLING, Fernando L.r.m.. Micronuclei monitoring of fishes from Lake Paranoá, under influence of sewage treatment plant discharges. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 491, n. 1-2, p. 39-44, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/s1383-5718\(00\)00168-6](http://dx.doi.org/10.1016/s1383-5718(00)00168-6).

HABIG, W.H.; PABST, M.J.; JACOBY, W.B. Glutathione Stransferases: the first enzymatic step in mercapturic acid formation. **The Journal of Biological Chemistry**. v. 249, p.7130-7139, 1974.

HARRISON, I.J. & H. SENOU. Order Mugiliformes, Mugilidae, Mulletts. pp. 2069–2790. In: K.E. Carpenter and V.H. Niem (eds.). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. **The Living Marine Resources of the Western Central Pacific**. Volume 4. Bony Fishes part 2 (Mugilidae to Carangidae). Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy, 1999.

HARRISON, I.J. Mugilidae. pp. 1071–1085. In: K. Carpenter (ed.). FAO Species Identification Guide for Fisheries Purposes. **The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic**. Vol. 2. Bony Fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO, Rome, 2002.

HASUE, Fabio Matsu. **Uso de biomarcadores para avaliar o efeito citogênético e o estresse oxidativo em *Trachinotus carolinus* (Linnaeus, 1766) ocasionado por nanopartícula de prata**. 2017. 131 f. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia Biológica, Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

HECK, H. d'A.; Porcine heart lactate dehydrogenase optical rotatory dispersion, thermodynamics, and kinetics of binding reactions. **J. Biol. Chem.** 244 : 4375-4381, 1969.

HILSDORF, Alexandre W. S.; MOREIRA, Renata Guimarães. Piracema, por que os peixes migram? **Scientific American Brasil**, Mg, p.76-80, dez. 2008.

HOFFMAN, Ronald et al. **Hematology: basic principles and practice**. Elsevier Health Sciences, 2013.

HOOFTMAN, Ria N.; RAAT, W.k. de. Induction of nuclear anomalies (micronuclei) in the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pygmaea* by ethyl methanesulfonate. **Mutation Research Letters**, [s.l.], v. 104, n. 1-3, p.147-152, abr. 1982. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0165-7992\(82\)90136-1](http://dx.doi.org/10.1016/0165-7992(82)90136-1).

HOSE, Jo Ellen et al. Elevated circulating erythrocyte micronuclei in fishes from contaminated sites off Southern California. **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 22, n. 3, p.167-176, 1987. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136\(87\)90034-1](http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136(87)90034-1).

HUGGETT, Robert J. et al (Ed.). **BIOMARKERS: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress**. New York: Crc Press, 1992. 365 p.

IBAMA – **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. Plano de Manejo da ESEC Carijós. 2003. Disponível em http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidadescoservacao/esec_carijos.pdf. Acesso em: 09 out. 2017.

ISAAC-NAHUM, Victória Judith; VAZZOLER, Anna Emília Amato de Morais. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae): 1. Fator de condição como indicador do período de desova. **Bol. Inst. Oceanogr.**, São Paulo , v. 32, n. 1, p. 63-69, 1983 .

ISHIKAWA N.M; RANZANI-PAIVA M.J.T.; LOMBARDI J.V.. Total leukocyte counts methods in fish, *Oreochromis niloticus* **Archives of Veterinary Science**, v.13, n.1, p. 54-63, 2008, Brazil. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/veterinary/article/view/11560>. Acesso em: 08 ago. 2018.

JACKSON, S.. PREDATION BY PIED KINGFISHERS AND WHITEBREASTED CORMORANTS ON FISH IN THE KOSI ESTUARY SYSTEM. **Ostrich**, [s.l.], v. 55, n. 3, p.113-132, set. 1984. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/00306525.1984.9633621>.

JAKOWSKA, S. Algunos problemas en hematologia comparada. **Rev. Biol. Trop.**,v.7(2), p. 143-155,1959. Disponível em: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/29822/29849>. Acesso em: 03 abr. 2018.

JAMES, N.C., P.D. COWLEY, A.K. WHITFIELD & H. KAISER. Choice chamber experiments to test the attraction of post flexion Rhabdosargus holubi larvae to water of estuarine and riverine origin. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 77: 143–149, 2008.

JAPPINEN P & TENHUNEN R. Hydrogen sulphide poisoning: blood sulphide concentration and changes in haem metabolism. *Br J Ind Med* 1990;47:283-5.

JAVED, Mehjbeen et al. Multiple biomarker responses (serum biochemistry, oxidative stress, genotoxicity and histopathology) in *Channa punctatus* exposed to heavy metal loaded waste water. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.1-11, 10 maio 2017. Springer Nature America, Inc. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-01749-6>.

JAVED, Mehjbeen; USMANI, Nazura. Stress response of biomolecules (carbohydrate, protein and lipid profiles) in fish *Channa punctatus* inhabiting river polluted by Thermal Power Plant effluent. **Saudi Journal Of Biological Sciences**, [s.l.], v. 22, n. 2, p.237-242, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.09.021>.

JEROME, Fisayo C. et al. Metal uptake, oxidative stress and histopathological alterations in gills and hepatopancreas of *Callinectes amnicola* exposed to industrial effluent. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 139, p.179-193, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.032>.

JESUS, T. B; CARVALHO, C. E. V. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 680-693, 2008.

JHA, A. N.. Ecotoxicological applications and significance of the comet assay. *Mutagenesis*, [s.l.], v. 23, n. 3, p.207-221, 17 fev. 2008. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/mutage/gen014>.

JIANG, Z. Y.; WOOLLARD, A. C.; WOLFF, S. P. Hydrogen peroxide production during experimental protein glycation. **FEBS letters** PMID: 2384174, v. 268, n. 1, p. 69–71 , 30 jul. 1990.

JOBLING, M. Environmental factors and rates of development and growth. In HART, P.J. and REYNOLDS, J.D. **Handbook of fish biology and fisheries** vol. 1, p. 97–122, 2002.

JOHNSON, L. L. et al. Chemical contaminants and hepatic lesions in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) from the Northeast Coast of the United States. **Environ. Sci. Technol.** 27: 2759-2771, 1993.

JOMOVA, Klaudia et al. Metals, oxidative stress and neurodegenerative disorders. **Molecular And Cellular Biochemistry**, [s.l.], v. 345, n. 1-2, p.91-104, 22 ago. 2010. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11010-010-0563-x>.

KALININA, E. V.; CHERNOV, N. N.; NOVICHKOVA, M. D.. Role of glutathione, glutathione transferase, and glutaredoxin in regulation of redox-dependent processes. **Bi-chemistry (moscow)**, [s.l.], v. 79, n. 13, p.1562-1583, dez. 2014. Pleiades Publishing Ltd. <http://dx.doi.org/10.1134/s0006297914130082>.

KEBUS, M. J., et. al. Effects of rearing density on the stress response and growth of rainbow trout. **J. Aquat. Anim. Health** v. 4, p. 1-6, 1992.

KHAN, A.a. et al. Effects of hydrogen sulfide exposure on lung mitochondrial respiratory chain enzymes in rats. **Toxicology And Applied Pharmacology**, [s.l.], v. 103, n. 3, p.482-490, maio 1990. [http://dx.doi.org/10.1016/0041-008x\(90\)90321-k](http://dx.doi.org/10.1016/0041-008x(90)90321-k).

KIM, W. Ray et al. Serum activity of alanine aminotransferase (ALT) as an indicator of health and disease. **Hepatology**, [s.l.], v. 47, n. 4, p.1363-1370, 7 jan. 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hep.22109>.

KINDLOVITS, Lívia M. et al. Aspectos morfológicos e ultraestruturais de células sanguíneas de *Crotalus durissus terrificus*. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, [s.l.], v. 37, n. 2, p.183-194, fev. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-736x2017000200014>.

KLUG, William S. et al. **Conceitos de Genética**. Artmed Editora, 2009.

KOBAYASHI, Y.; NAGAHAMA, Y.; NAKAMURA, M.. Diversity and Plasticity of Sex Determination and Differentiation in Fishes. **Sexual Development**, [s.l.], v. 7, n. 1-3, p.115-125, 2013. S. Karger AG. <http://dx.doi.org/10.1159/000342009>. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22948719>. Acesso em: 03 ago. 2018.

KOVACIK, Anton. Oxidative stress in fish by environmental pollutants. **Scientific Papers: Animal Science and Biotechnologies**, Romania, v. 50, n. 1, p.121-125, maio 2017.

KUBITZA, Fernando. Qualidade da Água na Produção de Peixes - Parte III (Final). **Panorama da Aquicultura de São Paulo**, v. 8, n. 47, p.35-43, maio 1998. Bimestral.

KUO, C.M., Z.H. SHEDHDAH & K.K. MILISEN. A preliminary report on the development, growth and survival of laboratory reared larvae of the grey mullet, *Mugil cephalus* L. **Journal of Fish Biology** 5: 459–470, 1973.

LACKNER, Reinhard. "Oxidative stress" in fish by environmental pollutants. **Fish Ecotoxicology**, Suíça, p.203-224, 1998.

LAFFAILLE, P. et al. Can thin-lipped mullet directly exploit the primary and detritic production of European macrotidal salt marshes? **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 54: 729–736, 2002.

LANE, Charles E.; SCURA, Edward D.. Effects of Dieldrin on Glutamic Oxaloacetic Transaminase in *Poecilia latipinna*. **Journal Of The Fisheries Research Board Of Canada**, [s.l.], v. 27, n. 10, p.1869-1871, out. 1970. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/f70-206>.

LEBRETON, B. et al. Trophic ecology of mullets during their spring migration in a European saltmarsh: a stable isotope study. **Est. Coast. Shelf Sci.** 91: 502–510, 2011.

LE-CREN, E. D. The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). **The Journal Of Animal Ecology**, [s.l.], v. 20, n. 2, p.201-219, nov. 1951. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/1540>.

LEHNINGER, A.L. - Princípios de bioquímica, 4 ed. Sao Paulo, Sarvier, 2006.

LEMOS, V. M. et al. Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. **Journal Of Fish Biology**, [s.l.], v. 85, n. 3, p.671-687, 15 jul. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jfb.12452>.

LEMOS, Valéria Marques. **Determinação do estoque e ciclo de vida da tainha *Mugil liza* (Teleostei Mugulidae) no Sul do Brasil**. 2015. 156 f. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2015. Disponível em: <https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/0000010759.pdf>. Acesso em: 03 ago. 2018.

LI, Youfen et al. Cytochrome c oxidase subunit IV is essential for assembly and respiratory function of the enzyme complex. **Journal Of Bioenergetics And Biomembranes**, [s.l.], v. 38, n. 5-6, p.283-291, 8 nov. 2006. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10863-006-9052-z>.

LIN, H.-J., W.-Y. KAO AND Y.-T. WANG. Analyses of stomach contents and stable isotopes reveal food sources of estuarine detritivorous fish in tropical/subtropical Taiwan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 73: 527–537, 2007.

LOPES, João de Magalhães. **Dinâmica Migratória E Reprodutiva De Uma Espécie Reofílica De Peixe (Prochilodus Costatus) No Alto São Francisco, Mg: Diferenças Entre Populações Locais E Transpostas E Implicações Para A Instalação De Um Sistema De Transposição De Peixes Na Uhe Três Marias**. 2017. 261 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras/mg, 2017.

LYNCH, Sarah A. et al. Harnessing the Potential of Blood Proteins as Functional Ingredients: A Review of the State of the Art in Blood Processing. **Comprehensive Reviews In Food Science And Food Safety**, [s.l.], v. 16, n. 2, p.330-344, 9 fev. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1541-4337.12254>.

MANNAN, Md. Abdul et al. Bioaccumulation of Toxic Heavy Metals in Fish after Feeding with Synthetic Feed: A Potential Health Risk in Bangladesh. **Journal Of Nutrition & Food Sciences**, [s.l.], v. 08, n. 05, p.1-6, 2018. OMICS Publishing Group. <http://dx.doi.org/10.4172/2155-9600.1000728>.

MARAIS, J.f.k.. Aspects of food intake, food selection, and alimentary canal morphology of mugil cephalus (Linnaeus, 1958), Liza Tricuspidens (Smith, 1935), L. Richardsons (Smith, 1846), and L. Dumerili (Steindachner, 1869). **Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology**, [s.l.], v. 44, n. 2, p.193-209, jan. 1980. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981\(80\)90152-5](http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981(80)90152-5).

MARIANI, S. Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central Mediterranean case study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 52: 261–267, 2001.

MARKERT, Clement L.; FAULHABER, Ilse. Lactate dehydrogenase isozyme patterns of fish. **Journal Of Experimental Zoology**, [s.l.], v. 159, n. 3, p.319-332, ago. 1965. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jez.1401590304>.

MARTÍNEZ-ÁLVAREZ, Rosa M.; MORALES, Amalia E.; SANZ, Ana. Antioxidant Defenses in Fish: Biotic and Abiotic Factors. **Reviews In Fish Biology And Fisheries**, [s.l.], v. 15, n. 1-2, p.75-88, fev. 2005. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11160-005-7846-4>.

MARTINS, Maurício Laterça et al. Ração suplementada com vitaminas C e E influencia a resposta inflamatória aguda em tilápia do Nilo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 1, p.213-218, fev. 2008. Disponível em: <http://revistas.bvs-vet.org.br/crura\1/article/viewFile/18986/19825>. Acesso em: 05 nov. 2017.

MATSUMOTO, Silvia Tamie 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.**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 148-158, 006

MATTENHEIMER, Hermann; FRIEDEL, Rainer. Release of enzymes from cells: transport and distribution within the extracellular space. **Ann Clin Lab Sci**, Usa, v. 7, n. 4, p.344-351, ago. 1977.

MEDSUDMED. Identification sheets of early life stages of bony fish (Western Libya, Summer 2006). GCP/RER/ITA/ MSM-TD-18. **MedSudMed Technical Documents** No 18: 251pp, 2011.

MEISTER, A; ANDERSON, M E. Glutathione. **Annual Review of Biochemistry** PMID: 6137189, v. 52, n. 1, p. 711-760, 1983.

MELO, D.c. et al. Perfil proteico de tilápia nilótica chitralada (*Oreochromis niloticus*), submetida ao estresse crônico por hipóxia. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, [s.l.], v. 61, n. 5, p.1183-1190, out. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-09352009000500022>.

MELO, Daniela Chemim de. **Indicadores hematológicos e imunológicos após estresse crônico por hipóxia em tilápia (*Oreochromis niloticus*), linhagem chitralada**. 2008. 38 f. Tese (Doutorado) - Curso de Medicina Veterinária, Zootecnia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

MENEZES, N. A., NIRCHIO, M., DE OLIVEIRA, C., SICCHARAMIREZ, R. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, n. 1, p. 1-38, 2015.

MENEZES, Naércio Aquino. Guia prático para conhecimento e identificação das tainhas e paratis (pisces, mugilidae) do litoral brasileiro. **Revista Brasileira de Zoolo-gia**, São Paulo, v. 1, n. 2, p.1-12, 15 dez. 1983. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbzool/v2n1/v2n1a01>. Acesso em: 02 ago. 2018.

MIRANDA, L. B, B. M. CASTRO, B. M., B. KJERFVE. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo, SP, Editora da Universidade de São Paulo. 2002.424 p.

MODESTO, Kathya A.; MARTINEZ, Cláudia B.r.. Effects of Roundup Transorb on fish: Hematology, antioxidant defenses and acetylcholinesterase activity. **Chemosphere**, [s.l.], v. 81, n. 6, p.781-787, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.005>.

MOHAMED, A.-R.M. et al. Ecological and biological aspects of fish assemblage in the Chybayish marsh, southern Iraq. **Ecohydrology and Hydrobiology** 12: 65–74, 2012.

MOREIRA, Caue Bonucci. **Avaliação toxicologica da exposição de tainhas *Mugil platanus* a fração solúvel do petróleo em água**. 2010. 69 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Aquicultura, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2010. Disponível em: <https://bit.ly/2Jg5hA0>. Acesso em: 19 out. 2017.

MURTY, A.s.; DEVI, A.priyamvada. The effect of endosulfan and its isomers on tissue protein, glycogen, and lipids in the fish *Channa punctata*. **Pesticide Biochemistry And Physiology**, [s.l.], v. 17, n. 3, p.280-286, jun. 1982. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-3575\(82\)90138-9](http://dx.doi.org/10.1016/0048-3575(82)90138-9).

MYERS, M.S.; et al. Toxicopathic hepatic lesions in subadult english sole (*Pleuronectes vetulus*) from Puget Sound, Washington, USA: relationships with other biomarkers of contaminant exposure. **Mar. Environ. Res.** 45: 41-61, 1998.

NASH, C.E. & Z.H. SHEHADEH. Review of breeding and propagation techniques of grey mullet, *Mugil cephalus*. **ICLARM Stud. Rev.** 3: 1–87, 1980.

NETO, J. D., DIAS, J. de F. O. **O Uso Da Biodiversidade Aquática No Brasil: Uma Avaliação Com Foco Na Pesca** (Ibama). Brasília- DF, 2015.

NEVES, Renata Aline Vilar et al. **Variação da proteína plasmática em fêmeas de tambaqui (*colossoma macropomum*) após indução com o LHRH comum**

(gonadarrelina) em diferentes fotoperíodos. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 57., 2015, Fortaleza, CE. Anais da 57ª Reunião Anual da SBPC.

NEVES, Roberta Lyrio Santos. **Avaliação da contaminação de óleo no ambiente estuarino da Baía de Guanabara (RJ) pela determinação fluorimétrica de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) na bÍlis de peixes *Mugil liza*.** 2006. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química, Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: http://www.nima.puc-rio.br/cursos/pdf/030_roberta.pdf. Acesso em: 10 nov. 2017.

NIKINMAA, Mikko. Effects Of Adrenaline On Red Cell Volume And Concentration Gradient Of Protons Across The Red Cell Membrane In The Rainbow Trout, *Salmo Gairdneri*. **Elsevier Biomedical Press: Molecular Physiology**, v. 2, n. 0, p.287-297, 19 fev. 1982.

NOMURA, H. **Length-weight tables of some fish species from southern Brazil.** Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo 2:1-84, 1962.

NOVELLI, Yara Schaeffer et al. **Manguezal: Ecosistema entre a terra e o mar.** São Paulo: Portfólio Comunicação e Informática, 1995. 61 p.

OBIAKOR, M. O. et al.. Eco-genotoxicology: Micronucleus Assay in Fish Erythrocytes as In situ Aquatic Pollution Biomarker: a Review. **Journal of Animal Science Advances**, 2(1): 123-133, 2012.

ODUM, E. P. **Ecologia.** 6 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1988. Disponível em: <https://ferdesigner.files.wordpress.com/2010/11/fundamentos-de-ecologia-odum.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2018.

ODUM, W.E. The ecological significance of fine particle selection by the striped mullet *Mugil cephalus*. **Limnology and Oceanography** 13: 92–97, 1968.

ODUM, W.E. Utilization of the direct grazing and plant detritus food chains by the striped mullet *Mugil cephalus*. pp. 220–240. In: J.H. Steele (ed.). **Marine Food Chains.** Oliver & Boyd, London, 1970.

OHE, Takeshi; WATANABE, Tetsushi; WAKABAYASHI, Keiji. Mutagens in surface waters: a review. **Mutation Research/reviews In Mutation Research**, [s.l.], v. 567, n. 2-3, p.109-149, nov. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrrev.2004.08.003>.

OLIVEIRA RIBEIRO C. A.; SILVA DE ASSIS, H. C. AChE inhibition as a Biomarker for pollutants contamination in tropical aquatic ecosystems. In: MAHIRA PARVEEN; SANTOSH KUMAR.(Org.). **Recent trends in Acetylcholinesterase**. Amsterdam: IOS Press, 2005.p .103-124.

OLIVEIRA, M.; PACHECO, M.; SANTOS, M.a.. Organ specific antioxidant responses in golden grey mullet (*Liza aurata*) following a short-term exposure to phenanthrene. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 396, n. 1, p.70-78, jun. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.012>.

OLIVEIRA, Mônica Rocha de. **Biologia reprodutiva da tainha, *Mugil curema Valenciennes. 1836* (Osteichthyes: Mugilidae), nas águas costeiras do Rio Grande do Norte**. 2010. 40 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/ Rn, 2010.

OSMAN, Alaa G. M.. Genotoxicity Tests and Their Contributions in Aquatic Environmental Research. **Journal Of Environmental Protection**, [s.l.], v. 05, n. 14, p.1391-1399, 2014. **Scientific Research Publishing**. <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2014.514132>.

OSMAN, Alaa G.m. et al. In situ evaluation of the genotoxic potential of the river Nile: I. Micronucleus and nuclear lesion tests of erythrocytes of *Oreochromis niloticus niloticus*(Linnaeus, 1758) and *Clarias gariepinus*(Burchell, 1822). **Toxicological & Environmental Chemistry**, [s.l.], v. 93, n. 5, p.1002-1017, maio 2011. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02772248.2011.564496>.

OTTOLENGHI, Celestina; PUVIANI, A.cristina; BRIGHENTI, Luigi. Glycogen in liver and other organs of catfish (*ictalurus melas*): Seasonal changes and fasting effects. **Comparative Biochemistry And Physiology Part A: Physiology**, [s.l.], v. 68, n. 3, p.313-321, jan. 1981. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0300-9629\(81\)90057-8](http://dx.doi.org/10.1016/0300-9629(81)90057-8).

PACHECO, Mário; SANTOS, Maria Ana. Biotransformation, genotoxic, and histopathological effects of environmental contaminants in European eel (*Anguilla anguilla* L.). **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 53, n. 3, p.331-347, nov. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0147-6513\(02\)00017-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0147-6513(02)00017-9).

PAGLIOSA, P. R. **Variação espacial nas características das águas, dos sedimentos e da macrofauna bêntica em áreas urbanas e em unidades de conservação na Baía da Ilha de Santa Catarina**. Tese de Doutorado, Programa de

Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, 2004.

PANKHURST, N. W. & VAN DER KRAAK, G. Effects of stress on reproduction and growth of fish. In *Fish Stress and Health in Aquaculture (Society for Experimental Biology Seminar Series*, vol. 62 (eds. G. K. Iwama, A. D. Pickering, J. P. Sumpter and C. B. Schreck), . 73–93. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

PARIZOTTO, Bianca Alves Dias Martins. **Qualidade da água sob enfoque do balanço de nutrientes e distribuição espacial de foraminíferos bentônicos em estuários das baías norte e sul de Santa Catarina (SC-brasil)**. 2009. 263 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geografica, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

PATIMAR, R. Some biological aspects of the sharpnose mullet *Liza saliens* (Risso 1810) in Gorgan Bay-Miankaleh wildlife refuge (the Southeast Caspian Sea). *Turk. J. Fish Aquat. Sci.* 8: 225–232, 2008.

PATIRE, Vinicius Faria. **Avaliação da biodisponibilidade dos HPAs em *Mugil curema* do Estuário de Santos e de Cananéia através da análise de metabólitos de HPAs em bile de peixes**. 2010. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Química e Geológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. doi:10.11606/D.21.2010.tde-01082011-135051. Acesso em: 2018-07-22.

PATRICHE, Tanți; PATRICHE, N.; TENCIU, Magdalena. Cyprinids total blood proteins determination determinarea proteinelor totale din sange la ciprinide. **Zootehnie și Biotehnologii, Timișoara**, v. 42, n. 2, p.95-101, jan. 2009.

PENTEADO, José Carlos P.; EL SEOUD, Omar A. and CARVALHO, Lilian R. F.. Linear alkylbenzene sulfonates: chemistry, environmental impact and analysis. **Quím. Nova** [online]. 2006, vol.29, n.5, pp.1038-1046. ISSN 0100-4042. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422006000500025>.

PEYGHAN, Rahim; KHADJEH, Gholam Hosain; ENAYATI, Ala. Effect of water salinity on total protein and electrophoretic pattern of serum proteins of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. **Vet Res Forum**, Irã, v. 3, n. 5, p.225-229, jan. 2014

PICKERING, A.d.; POTTINGER, T.g.. Chapter 17 Biochemical effects of stress. **Biochemistry And Molecular Biology Of Fishes**, [s.l.], p.349-379, 1995. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s1873-0140\(06\)80043-3](http://dx.doi.org/10.1016/s1873-0140(06)80043-3).

PIMPÃO, C. T. **Avaliação aguda dos efeitos toxicológicos da deltametrina em uma espécie de peixe fluvial nativo: estudo bioquímico e imunotóxico.** Curitiba, 2006. 163 f. Tese (Doutorado em Processos Biotecnológicos) - Universidade Federal do Paraná, 2006.

PMF – Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Plano municipal integrado de saneamento básico** – PMISB, Produto 11 – versão consolidada. MPB Engenharia, 2011, 299p.

POLAKOF, Sergio et al. Glucose metabolism in fish: a review. **Journal Of Comparative Physiology B**, [s.l.], v. 182, n. 8, p.1015-1045, 5 abr. 2012. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00360-012-0658-7>.

POLEKSIC V. & MITROVIC-TUTUNDZIC V. 1994. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution, p.339-352. In: Müller R. & Lloyd R. (Eds), Sublethal and Chronic Effects of Pollutants on Freshwater Fish. **Fishing News Books**, Oxford.

QUEROL, Marcus Vinicius Morini; QUEROL, Enrique; GOMES, Nara Neide Adolpho. Fator De Condição Gonadal, Índice Hepatosomático E Recrutamento Como Indicadores Do Período De Reprodução De Loricariichthys platymetopon (Osteichthyes, Loricariidae), Bacia Do Rio Uruguai Médio, Sul Do Brasil. Iheringia Série Zoologia: **Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 92, n. 3, p.79-84, 30 set. 2002.

RANK, J; NIELSEN, M.h. Genotoxicity testing of wastewater sludge using the *Allium cepa* anaphase-telophase chromosome aberration assay. **Mutation Research/genetic Toxicology And Environmental Mutagenesis**, [s.l.], v. 418, n. 2-3, p.113-119, out. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1383-5718\(98\)00118-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1383-5718(98)00118-1).

RANZANI – PAIVA, M. J. T.; PÁDUA, S.B.; TAVARES – DIAS, M.; EGAMI, M.I., **Métodos para análise hematologia de peixes.** 1 ed. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2013. 142p.

RANZANI-PAIVA, Maria José T. & ISHIKAWA, Carlos M.. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 13, n. 3, p.561-568, 1996.

RANZANI-PAIVA, Maria José Tavares; TAVARES-DIAS, Marcos. Eritrograma, relação viscerosomática, hepatosomática e esplenosomática em tainhas *Mugil platanus* Günther (Osteichthyes, Mugilidae) parasitadas. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 19, n. 3, p.807-818, 2002.

REID, Stephen G; BERNIER, Nicholas J; PERRY, Steve F. The adrenergic stress response in fish: control of catecholamine storage and release. **Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology**, [s.l.], v. 120, n. 1, p.1-27, jul. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0742-8413\(98\)00037-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0742-8413(98)00037-1).

RICKER, W.E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Bull. Fish Res. Board. Can.** 191:1-382, 1975.

RIGOTTI, Jucimara Andreza. et al. **Aplicação do Modelo TRIX para avaliação da qualidade da água dos rios que drenam para Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis, SC, Brasil.** In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves RS. Disponível em: <https://bit.ly/2xsJujp>. Acesso em: 19 out. 2017.

ROCHA, M. A; RIBEIRO, E. L. A.; MIZUBUTI, I. Y. Comparação entre os fatores de condição de Fulton e alométrico em curimatá (*Prochilodus lineatus*) criados em dois ambientes. **Arch. Latinoam. Anim.**, v. 5 (Supl. 1), p. 459-460, 1997.

RODRIGUES, Claudinei Jose. **Águas de Carijós: Passado, presente, futuro e seus impactos.** 2016. 154 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

RODRIGUES, Claudinei José. **Documento Técnico nº 180/2017 - ESEC CARIJÓS/ICMBio.** Florianópolis, 2017. 13 p.

ROSS, Steve W et al. Physiological (antioxidant) responses of estuarine fishes to variability in dissolved oxygen. **Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, [s.l.], v. 130, n. 3, p.289-303, nov. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1532-0456\(01\)00243-5](http://dx.doi.org/10.1016/s1532-0456(01)00243-5).

SACHAR, Anupriya; RAINA, Sheetu. Effect of Inorganic Pollutant (Nitrate) On Biochemical Parameters of the Fish, *Aspidoparia Morar*. **International Journal Of Innovative Research In Science, Engineering And Technology**, Índia, v. 3, n. 5, p.12568-12573, 5 maio 2014.

SAINT-PAUL, Ulrich. Physiological adaptation to hypoxia of a neotropical characid fish *Colossoma macropomum*, Serrasalmidae. **Environmental Biology Of Fishes**,

[s.l.], v. 11, n. 1, p.53-62, jun. 1984. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00001845>.

SATAKE, F.; PÁDUA, S. B. de; ISHIKAWA, M. M. Distúrbios morfológicos em células sanguíneas de peixes em cultivo: uma ferramenta prognóstica. In: TAVARES-DIAS, M. (Org.). **Manejo e sanidade de peixes em cultivo**. Macapá: Embrapa Amapá, 2009. p. 330-345.

SCHLEGEL & MACGREGOR, The persistence of micronuclei in peripheral blood erythrocytes: detection of chronic chromosome breakage in mice, 1982 In: GRAWE, J; ZETTERBERG, G; AMNEUS, H Effects of extended low-dose-rate exposure to super(137)Cs detected by flow-cytometric enumeration of micronucleated erythrocytes in mouse peripheral blood. **International Journal of Radiation Biology**, v. 63, p. 339-347, 1993.

SCHMID, W.. The micronucleus test. **Mutation Research/environmental Mutagenesis And Related Subjects**, [s.l.], v. 31, n. 1, p.9-15, fev. 1975. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0165-1161\(75\)90058-8](http://dx.doi.org/10.1016/0165-1161(75)90058-8).

SCHWAIGER, Julia et al. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. **Journal Of Aquatic Ecosystem Stress And Recovery**, [s.l.], v. 6, n. 1, p.75-86, 1997. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1008212000208>.

SELYE, H. Stress and the general adaptation syndrome. **Brit. Med. J.** 1, 1383-1392, 1950. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2038162/>. Acesso em: 18 dez. 2017.

SERIANI, R et al. Relationship Between Water Toxicity And Hematological Changes In Oreochromis Niloticus. **Brazilian Journal Of Aquatic Science And Technology**, São Paulo, v. 15, n. 2, p.47-53, 2011. Disponível em: <https://siaiap32.univali.br/seer/index.php/bjast/article/viewFile/2129/2133>. Acesso em: 06 nov. 2017.

SERIANI, R. & RANZANI-PAIVA, M.J.T. Alterações hematológicas em peixes: Aspectos fisiopatológicos e aplicações em ecotoxicologia aquática In: SILVA-SOUZA, A.T.; PEREZ LIZAMA, M. A.; TAKEMTO, R.M. (Org). **Patologia e sanidade de organismos aquáticos**. Maringá: ABRAPOA, p.221-242, 2012.

SERIANI, R. et al. Blood Parameters of Estuarine and Marine Fish as Non-Destructive Pollution Biomarkers. In: ALMEIDA, Eduardo Alves de; RIBEIRO, Ciro

Alberto de Oliveira (Ed.). **Pollution and Fish Health in Tropical Ecosystems**. Crc Press, 2014. Cap. 8. p. 182-205.

SERIANI, R. et al. Water toxicity and cyto-genotoxicity biomarkers in the fish *Oreochromis niloticus*. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.** 7(2): 79–84, 2012. Disponível em: <https://siaiap32.univali.br/seer/index.php/eec/article/view/4022/2340>. Acesso em: 23 nov. 2017.

SEVCIKOVA, M., MODRA, H., SLANINOVA, A., SVOBODOVA, Z., Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. *Vet Med*, 56(11), 537-546, 2011.

SHERIDAN, Mark A.; MOMMSEN, Thomas P.. Effects of nutritional state on in vivo lipid and carbohydrate metabolism of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. **General And Comparative Endocrinology**, [s.l.], v. 81, n. 3, p.473-483, mar. 1991. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-6480\(91\)90175-6](http://dx.doi.org/10.1016/0016-6480(91)90175-6).

SILVA, Andressa Suênia Ernestina da; LIMA, José Ticiano Arruda Ximenes de; BLANCO, Benito Soto. HEMATOLOGIA EM PEIXES: (REVISÃO BIBLIOGRÁFICA). **Revista Centauro**, Rio Grande do Norte, v. 3, n. 1, p.24-32, 2012. Disponível em: http://crmvrn.gov.br/documents/revista/vol3/hematologia_em_peixes.pdf. Acesso em: 06 nov. 2017.

SILVA, Andreza Amaral da; GONÇALVES, Roberto Calderon. Espécies reativas do oxigênio e as doenças respiratórias em grandes animais. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 40, n. 4, p.994-1002, 26 mar. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782010005000037>.

SILVA, Roberta Dias da et al. Parâmetros hematológicos e bioquímicos da tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) sob estresse por exposição ao ar. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, [s.l.], v. 32, n. 1, p.99-107, dez. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-736x2012001300017>.

SILVA, S. S. de. Biology of juvenile grey mullet: A short review. *Aquaculture*, [s.l.], v. 19, n. 1, p.21-36, jan. 1980. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0044-8486\(80\)90004-6](http://dx.doi.org/10.1016/0044-8486(80)90004-6).

SILVA, W. F. d. **Caracterização morfo-citoquímica, imunocitoquímica e ultraestrutural das células sanguíneas do robalo peva *Centropomus parallelus* (Poey, 1860)**. Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP), 2010.

SILVA, Aichely Rodrigues da et al . Application of ecological indicators in coastal watershed under high pressure during summer period. **RBRH**, Porto Alegre , v. 21, n. 3, p. 537-548, Sept. 2016.

SIMONATO, Juliana D.; FERNANDES, Marisa Narciso; MARTINEZ, Cláudia B. R.. Gasoline effects on biotransformation and antioxidant defenses of the freshwater fish *Prochilodus lineatus*. **Ecotoxicology**, [s.l.], v. 20, n. 6, p.1400-1410, 11 maio 2011. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0697-y>.

SOMAIHA, K. et al. Toxic Impact of Phenthoate on Protein and Glycogen Levels in Certain Tissues of Indian Major Carp *Labeo rohita* (Hamilton). **Iosr Journal Of Environmental Science, Toxicology And Food Technology**, [s.l.], v. 8, n. 9, p.65-73, 2014. IOSR Journals. <http://dx.doi.org/10.9790/2402-08916573>.

SOPINKA, Natalie M. et al. Stress Indicators in Fish. **Fish Physiology**, [s.l.], p.405-462, 2016. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-802728-8.00011-4>.

SOUSA, Débora Batista Pinheiro. **Um Modelo Preditivo Baseado em Biomarcadores em peixes aplicado a uma área protegida do Maranhão**. 2015. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química e Biologia, Departamento de Química e Biologia, Universidade Estadual do Maranhão, São Luiz.

SOUZA, Rodrigo Espinosa. **Monitoramento da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC, utilizando biomarcadores de estresse oxidativo em *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791) como indicadores de poluição aquática**. 2010. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Centro de de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

STEGEMAN, J.J., BROUWER, M., RICHARD, T.D.G., FÖRLIN, L., FOWLER, B.A., SANDERS, B.M. I VAN VELD, P.A. Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. In: Huggett, R.J., Kimerly, R.A., Mehrle, P.M., Jr, Bergman, H.L. (Eds.), **Biomarkers: Biochem., Physiol. and Histolog. markers of Anthropogen. Stress**. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA. 235-335, 1992.

STEINERT, A. Scott et al. DNA damage in mussels at sites in San Diego Bay. **Mutation Research/fundamental And Molecular Mechanisms Of Mutagenesis**, [s.l.], v. 399, n. 1, p.65-85, mar. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0027-5107\(97\)00267-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0027-5107(97)00267-4).

STOLIAR, B. Oksana and LUSHCHAK I. Volodymyr . Environmental Pollution and Oxidative Stress in Fish. Oxidative Stress - **Environmental Induction And Dietary Antioxidants**, [s.l.], p.7-166, 2 maio 2012. InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/38094>

STORM, Jan e; ROZMAN, Karl K; DOULL, John. Occupational exposure limits for 30 organophosphate pesticides based on inhibition of red blood cell acetylcholinesterase. **Toxicology**, [s.l.], v. 150, n. 1-3, p.1-29, set. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0300-483x\(00\)00219-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0300-483x(00)00219-5).

STRYDOM, N.A. & B.D. D'HOTMAN. Estuary-dependence of larval fishes in a non-estuary associated South African surf zone: Evidence for continuity of surf assemblages. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 63: 101–108, 2005.

SULEIMAN, B. ; ADAMU, S. ; ABDULLAHI, S.A. Influence of Sex on Haematological and Biochemical Profiles of Pond Reared *Heterobranchus longifilis* (Valenciennes, 1840). **Nigerian Journal Of Fisheries And Aquaculture**, Nigéria, v. 1, n. 4, p.28-33, maio 2016.

TAVARES-DIAS, M. & MORAES, F. R. D. Leukocyte and thrombocyte reference values for channel catfish (*Ictalurus punctatus* Raf), with an assessment of morphologic, cytochemical, and ultrastructural features. **Veterinary Clinical Pathology**, 36: 49–54, 2007. doi:10.1111/j.1939-165X.2007.tb00181.x

TAVARES-DIAS, M.; MELO, J.F.B.; MORAES, G.; MORAES, F.R.; Características hematológicas de teleósteos brasileiros. IV. Variáveis do Jundiá (*Rhamdia quelen*) (Pimelodidae). **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32,n.4,p.693-698, 2002. Disponível em:<http://www.scielo.br/pdf/%0D/cr/v32n4/a24v32n4.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2017.

THEODORAKIS, C.W. et al. Relationship between genotoxicity, mutagenicity, and fish community structure in a contaminated stream. **J. Aquat. Ecosyst. Stress. Recover.** 7 (2), 131–143, 2000.

THOMAS, Peter; RAHMAN, Md. Saydur. Chronic Hypoxia Impairs Gamete Maturation in Atlantic Croaker Induced by Progestins through Nongenomic Mechanisms Resulting in Reduced Reproductive Success. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 43, n. 11, p.4175-4180, jun. 2009. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es9000399>.

TOLBERT, Paige E.; SHY, Carl M.; ALLEN, James W.. Micronuclei and other nuclear anomalies in buccal smears: methods development. **Mutation Research/Environmental Mutagenesis And Related Subjects**, [s.l.], v. 271, n. 1, p.69-77, fev. 1992. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0165-1161\(92\)90033-i](http://dx.doi.org/10.1016/0165-1161(92)90033-i).

TORRE, F.R. de la; FERRARI, L.; SALIBIÁN. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of a peri-urban polluted river of Argentina. **Chemosphere**, v. 59, p. 577–583, 2005.

TRAPE, S., et al. Recruitment patterns of young-of-the-year mugilid fishes in a West African estuary impacted by climate change. **Estuar. Coast. Mar. Sci.** 85: 357–367, 2009.

TRIEBSKORN, R. et al. Biomarkers as diagnostic tools for evaluating effects of unknown past water quality conditions on stream organisms. **Ecotoxicol**, v. 11, p. 451–465, 2002.

TRIEBSKORN, Rita et al. Establishing Causality between Pollution and Effects at Different Levels of Biological Organization: The VALIMAR Project. Human And Ecological Risk Assessment: **An International Journal**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.171-194, jan. 2003. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/713609858>.

TRIEBSKORN, Rita et al. The project VALIMAR (VALIdation of bioMARkers for the assessment of small stream pollution): objectives, experimental design, summary of results, and recommendations for the application of biomarkers in risk assessment. **Journal Of Aquatic Ecosystem Stress And Recovery**, [s.l.], v. 8, n. 3/4, p.161-178, 2001. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1012902209178>.

UDROIU, Ion. The micronucleus test in piscine erythrocytes. **Aquatic Toxicology**, [s.l.], v. 79, n. 2, p.201-204, ago. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.06.013>.

VAN DER HORST, G. & T. ERASMUS. Spawning time and spawning grounds of mullet with special reference to *Liza dumerili* (Steindachner 1869). **South African Journal of Science** 77: 73–78, 1981.

VAN DER OOST, R., BEYER, J. and VERMEULEN, N.P.E., Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, vol. 13, no. 2, pp. 57-149, 2003.

VAN MEER, Gerrit; VOELKER, Dennis R.; FEIGENSON, Gerald W.. Membrane lipids: where they are and how they behave. **Nature Reviews Molecular Cell Biology**, [s.l.], v. 9, n. 2, p.112-124, fev. 2008. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/nrm2330>.

VÁZQUEZ, RG & GUERRERO, GA. 2007. Characterization of blood cells and hematological parameters in *Cichlasoma dimerus* (Teleostei, Perciformes). **Tissue Cell**, 39:151–160.

VAZZOLER, A.E.A.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Nupélia, Maringá, 169 p. 1996.

VERMA, S.r. et al. Pesticide-induced dysfunction in carbohydrate metabolism in three freshwater fishes. **Environmental Research**, [s.l.], v. 32, n. 1, p.127-133, out. 1983. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0013-9351\(83\)90199-8](http://dx.doi.org/10.1016/0013-9351(83)90199-8).

VIEIRA, João P.; VIEIRA, Joao P.. Juvenile Mulletts (Pisces: Mugilidae) in the Estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. **Copeia**, [s.l.], v. 1991, n. 2, p.409-418, 16 maio 1991. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/1446590>.

VIJAYAN, M.M. et al. Metabolic responses associated with confinement stress in tilápia: The role of cortisol. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v.116C, n.1, p. 89-95, 1997.

VIVIER, L., D.P. CYRUS AND H.L. JERLING. Fish community structure of the St. Lucia estuarine system under prolonged drought conditions and its potential for recovery after mouth breaching. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 86: 568–579, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771409005277>. Acesso em: 23 jul. 2018.

VON LEDEBUR, M.; SCHMID, W.. The micronucleus test methodological aspects. **Mutation Research/fundamental And Molecular Mechanisms Of Mutagenesis**, [s.l.], v. 19, n. 1, p.109-117, jul. 1973. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0027-5107\(73\)90118-8](http://dx.doi.org/10.1016/0027-5107(73)90118-8).

WAGNER, Tyler; CONGLETON, James L. Blood chemistry correlates of nutritional condition, tissue damage, and stress in migrating juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). **Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 61, n. 7, p.1066-1074, jul. 2004. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/f04-050>.

WALSH, W.A., C. SWANSON & C.S. LEE. Combined effects of temperature and salinity on embryonic development and hatching of striped mullet, *Mugil cephalus*. **Aquaculture** 97: 281–289, 1991.

WANG, C.-H., et al. Origin of the mass mortality of the flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) in the Tanshui River, northern Taiwan, as indicated by otolith elemental signatures. **Marine Pollution Bulletin** 62: 1809–1813, 2011.

WEYTS FAA, Flik G, Rombout JHWM, and Verburg-van Kemenade, BML. Cortisol induces apoptosis in activated B cells, but not in thrombocytes or T cells of common carp, *Cyprinus carpio* L. **Dev Comp Immunol** 22: 551-562 1998b Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0145305X98000330>. Acesso em: 22 nov. 2017.

WEYTS FAA, Verburg-van Kemenade BML, and Flik G. Characterization of corticoid receptors in peripheral blood leukocytes of carp, *Cyprinus carpio* L. **General Comp Endocrin** 111: 1-8, 1998a Disponível em: <https://bit.ly/2xzGr8N>. Acesso em: 22 nov. 2017.

WHITE, P.A. & RASMUSSEN, J.P. The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters. **Mutat. Res.** 410: 223-236, 1998. Disponível em: <https://bit.ly/2L0GbZo>. Acesso em: 04 dez. 2017.

WHITFIELD, A.k. et al. Paradigms in estuarine ecology – A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [s.l.], v. 97, p.78-90, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771411004872?via%3Dihub>. Acesso em: 22 jul. 2018.

WINSTON, Gary W.; GIULIO, Richard T. di. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. **Aquatic Toxicology**, [s.l.], v. 19, n. 2, p.137-161, abr. 1991. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0166-445x\(91\)90033-6](http://dx.doi.org/10.1016/0166-445x(91)90033-6).

WINZER, K.; WINSTON, G. W.; BECKER, W. et al. Sex-related responses to oxidative stress in primary cultured hepatocytes of European flounder (*Platichthys flesus* L.). **Aquatic Toxicology**, v. 52, n. 7 p. 143-145, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. International Program on Chemical Safety (IPCS). **Environmental health criteria 155: biomarkers and risk assessment: concepts and principles**. Geneva; 1993.

WURGLER, F.e.; KRAMERS, P.g.n.. Environmental effects of genotoxins (ecogenotoxicology). **Mutagenesis**, [s.l.], v. 7, n. 5, p.321-327, 1992. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/mutage/7.5.321>.

XU, Bing et al. Replication Stress Induces Micronuclei Comprising of Aggregated DNA Double-Strand Breaks. **Plos One**, [s.l.], v. 6, n. 4, p.1-2, 15 abr. 2011. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0018618>.

ZEMAN, Michelle K.; CIMPRICH, Karlene A.. Causes and consequences of replication stress. **Nature Cell Biology**, [s.l.], v. 16, n. 1, p.2-9, jan. 2014. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/ncb2897>.

ZHOU, Chuanpeng et al. Effect of High Dietary Carbohydrate on the Growth Performance, Blood Chemistry, Hepatic Enzyme Activities and Growth Hormone Gene Expression of Wuchang Bream (*Megalobrama amblycephala*) at Two Temperatures. **Asian-australasian Journal Of Animal Sciences**, [s.l.], v. 28, n. 2, p.207-214, 23 dez. 2014. Asian Australasian Association of Animal Production Societies. <http://dx.doi.org/10.5713/ajas.13.0705>.

ZYDLEWSKI, Joseph; WILKIE, Michael P.. Freshwater to Seawater Transitions in Migratory Fishes. **Fish Physiology**, [s.l.], p.253-326, 2012. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-396951-4.00006-2>.