

INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O
DESENVOLVIMENTO

MAURÍCIO BELEZIA DE OLIVEIRA

**COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA AO LONGO DE TRÊS CICLOS
SAZONAIS NO COMPLEXO ENERGÉTICO FUNDÃO SANTA CLARA**

CURITIBA

2019

MAURÍCIO BELEZIA DE OLIVEIRA

**COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA AO LONGO DE TRÊS CICLOS
SAZONAIS NO COMPLEXO ENERGÉTICO FUNDÃO SANTA CLARA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento de Tecnologia do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – LACTEC.

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Tânia Lúcia Graf de Miranda

Co-orientador: Prof. Dr. Vinícius Abilhoa

CURITIBA

2019

O48c Oliveira, Mauricio Belezia.
Composição da ictiofauna ao longo de três ciclos sazonais no complexo energético Fundação Santa Clara / Mauricio Belezia de Oliveira. – Curitiba, 2019.
106 p. il. ; 30 cm.

Orientador: Profa. Dra. Tânia Lúcia Graf de Miranda
Co-orientador: Prof. Dr. Vinícius Abilhoa
Dissertação (Mestrado) – Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Institutos Lactec – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Tecnologia, 2019.
Inclui Referências bibliográficas.

1. Ictiofauna. 2. Reservatório. 3. Índices ecológicos. 4. Ecologia dos reservatórios. I. Ribeiro Junior, Sebastião. II. Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Institutos Lactec – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Tecnologia. III. Título.

CDD 574.52632

Bibliotecária Responsável Vania Cristina Gracia Gonçalves CRB9/1315

TERMO DE APROVAÇÃO

MAURICIO BELEZIA DE OLIVEIRA

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA AO LONGO DE TRÊS CICLOS SAZONAIS NO COMPLEXO ENERGÉTICO FUNDÃO SANTA CLARA

Trabalho de conclusão de curso aprovado como requisito para obtenção do grau de Mestre, no Mestrado Profissional do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento de Tecnologia, realização do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC) em parceria com o Instituto de Engenharia do Paraná (IEP), pela seguinte banca examinadora:



ORIENTADOR(A): Prof.^(a) Dr.^(a) Tânia Lúcia Graf de Miranda
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC)



Prof.^(a) Dr.^(a) Nicole Machuca Brassac de Arruda
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC)



Prof.^(a) Dr.^(a) Daniel Henrique Marco Detzel
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC)



Prof.^(a) Dr.^(a) Matheus Oliveira Freitas
Instituto Meros do Brasil (IMB)

Curitiba, 08 de julho de 2019.

DEDICATÓRIA

Dedico essa dissertação à minha família, à minha esposa que me ajudou a focar nos estudos, na finalização do trabalho, pelo apoio nas minhas decisões e pelos momentos incríveis que me proporciona. Aos meus pais que me deram a oportunidade de estudar e sempre me proporcionaram educação e me ensinaram o respeito ao próximo. Dedico também a minha tia Ivanilda, uma pessoa a frente de seu tempo que sempre cobrou e incentivou o estudo, além de demonstrar durante toda sua vida que o caminho de tudo passa pelo estudo. Dedico os meus avós pela ajuda na minha criação, nos ensinamentos e pelos momentos inesquecíveis. Aos meus irmãos Juliano e Diogo que estão sempre ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à ELEJOR – Centrais Elétricas do Rio Jordão S.A pela cedência dos dados, em especial ao Luiz Eduardo Wolff pela disponibilização dos dados. Agradeço à Tânia Miranda pela oportunidade de cursar o mestrado e pela confiança durante todo tempo. Ao Leonardo Bastos pelos ensinamentos ictiológicos e pela parceria de trabalho durante todos esses anos. Ao Vinicius Abilhoa pelos ensinamentos e pela disponibilidade em me ajudar.

Agradeço a toda equipe do LACTEC que tive o prazer de trabalhar e que me ensinaram muito durante todo esse tempo. Agradeço aos estagiários que me ajudaram na confecção dos mapas usados na dissertação.

"O otimista é um tolo. O pessimista, um chato. Bom mesmo é ser um realista esperançoso".

(Ariano Suassuna)

RESUMO

O estudo compara os dados da ictiofauna do Estudo de Impacto Ambiental de 1998 do Complexo Energético de Fundão Santa Clara com três ciclos sazonais completos (primavera, verão, outono e inverno) após o barramento. Foram avaliados os índices de riqueza, diversidade, equitabilidade e para a comparação desses índices entre os períodos foi utilizada análise multivariada (PERMANOVA). A variação na composição foi estudada devido ao processo de barramento e a reestruturação ictiofaunística após a formação dos reservatórios. Os resultados encontrados demonstram ocorrerem variações nos índices de riqueza, diversidade e equitabilidade entre os períodos analisados. Na comparação entre os relatórios disponíveis verificou-se que os índices foram mais elevados com os valores do EIA e mais baixos nos demais períodos sazonais após a formação dos reservatórios. Os resultados mostraram também que ainda não se verifica uma condição de estabilização da ictiofauna dos reservatórios.

PALAVRAS – CHAVE: Ictiofauna, reservatórios, índices ecológicos, ecologia de reservatórios.

ABSTRACT

The study compares data from the ichthyofauna of the 1998 Environmental Impact Study of Fundão Santa Clara Energy Complex with three complete seasonal cycles (spring, summer, autumn and winter) after the busbar. The indices of richness, diversity, equitability was evaluated and for the comparison of these indices between the periods, multivariate analysis (PERMANOVA) was used. The variation in composition was studied due to the dam process and the ichthyofaunas restructuring after reservoir formation. The results show that there were variations in the richness, diversity and evenness indices between the analyzed periods. Comparing the available reports, it was found that the indices were higher with the EIA values and lower in the other seasonal periods after reservoir formation. The results also showed that there is still no stabilization condition of the ichthyofauna of the reservoirs.

KEYWORDS: Ichthyofauna, reservoirs, ecological indexes, reservoir ecology.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 DIVISÕES DE UM RESERVATÓRIO.....	16
FIGURA 2 - DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DA AMOSTRAGEM DE ICTIOFAUNA NOS RESERVATÓRIOS DE FUNDÃO E SANTA CLARA NO RIO JORDÃO.....	28
FIGURA 3 NÚMERO DE INDIVÍDUOS COLETADOS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA EM CADA UMA DAS ESTAÇÕES DO ANO ANALISADAS EM COMPARAÇÃO COM O EIA.	33
FIGURA 4 VARIAÇÃO NA RIQUEZA DE ESPÉCIES COLETADOS NOS CICLOS SAZONAIS EM COMPARAÇÃO COM O EIA DE 1998.....	34
FIGURA 5 VARIAÇÃO NO ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES COLETADAS NOS CICLOS SAZONAIS EM COMPARAÇÃO COM O EIA DE 1998.....	35
FIGURA 6 VARIAÇÃO NO ÍNDICE DE EQUITABILIDADE NOS CICLOS SAZONAIS EM COMPARAÇÃO COM O EIA DE 1998.....	36
FIGURA 7 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA NMDS EVIDENCIANDO OS CICLOS SAZONAIS E O EIA NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO.....	37
FIGURA 8 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA NMDS EVIDENCIANDO OS CICLOS SAZONAIS E O EIA NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA	38

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA NAS UHES FUNDÃO (F1 E F2) E SANTA CLARA (S1, S2, S3 E S4) NO RIO JORDÃO.	27
TABELA 2 COMPOSIÇÃO ICTIOFAUNÍSTICA DO COMPLEXO CEFSC COM BASE NOS RELATÓRIOS DO EIA E DOS MONITORAMENTOS CONSULTADOS.	32
TABELA 3 DADOS DA PERMANOVA COMPARANDO OS CICLOS NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO	37
TABELA 4 DADOS DA PERMANOVA COMPARANDO OS CICLOS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA.....	38
TABELA 5 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 2 NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO.....	39
TABELA 6 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 3 NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO.....	39
TABELA 7 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 2 E 3 NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO.....	41
TABELA 8 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 2 NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA	42
TABELA 9 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 3 NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA	43
TABELA 10 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 2 E 3 NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA	44

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS.....	14
	2.1 OBJETIVO PRINCIPAL.....	14
	2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	15
	3.1 A ICTIOFAUNA E BACIAS HIDROGRÁFICAS	15
	3.2 IMPACTOS DOS REPRESAMENTOS SOBRE A ICTIOFAUNA.....	16
	3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	20
	3.5 MÉTODOS DE MONITORAMENTO DA ICTIOFAUNA.....	21
	3.7 ESTADO DA ARTE	24
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	26
	4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	26
	4.2 COLETA DE DADOS	27
	4.3 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM DE PEIXES EM FUNDÃO E SANTA CLARA.....	29
	4.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	30
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	32
6	CONCLUSÕES	48
7	REFERÊNCIAS.....	49

1 INTRODUÇÃO

Devido à disponibilidade de corpos hídricos no Brasil eles são utilizados intensamente para abastecimento rural e urbano, irrigação, produção industrial, lazer, pesca e principalmente para geração de energia elétrica (TUNDISI, 2003). Com o aumento da demanda de energia devido ao crescimento populacional e o aumento das atividades econômicas há um aumento também de fontes geradoras de energia, consequentemente de usinas hidrelétricas.

A construção de barragens, desvio dos cursos d'água e a formação de reservatórios acarretam mudanças na dinâmica da água, causando efeitos diretos e indiretos nos atributos físico, químicos e biológicos da região atingida, levando a formação de um novo ecossistema (PETRELE JR, 1996; AGOSTINHO e GOMES, 1997). A interrupção do fluxo de água determina uma modificação nas características ecológicas, tanto de natureza abiótica como das comunidades da biota originalmente presente (GOMES, 2016).

Dentre os grupos afetados a ictiofauna é um dos mais atingidos, sendo que espécies reofílicas, dependentes de correnteza para o seu desenvolvimento, são ainda mais atingidas pelas novas características do ambiente formado (GOMES, 2016). Os principais impactos produzidos pelos barramentos para a ictiofauna são: modificação na estrutura e composição da assembleia de peixes, redução nos locais de desova e berçários, indispensáveis para o desenvolvimento das formas juvenis das espécies (AGOSTINHO et al., 2018).

A comunidade íctica de um reservatório é resultado da composição existente anteriormente ao barramento, sendo que algumas espécies se adaptam ao novo ambiente e outras sofrem diminuição ou até mesmo são extintas localmente (AGOSTINHO et al. 2015). As espécies têm sua distribuição determinadas por um determinado conjunto de condições como fatores abióticos e disponibilidade de recursos (VAZZOLER, 1996).

Estas espécies apresentam menores condições de permanência em um ambiente represado e as espécies migradoras sazonais que se deslocam sentido a montante dos rios para a desova (AGOSTINHO et al., 2004). Os novos ambientes formados pelos reservatórios também estabelecem mudanças nos padrões espaciais e temporais das comunidades de peixes, que anteriormente era definido pelas variações sazonais (AGOSTINHO e ZALEWSKI, 1996) e pela associação dos fatores

bióticos e abióticos (MCCONNELL e LOWE-MCCONNELL, 1987; PERES NETO et al. 1995).

Além dos fatores citados anteriormente, a ictiofauna dos reservatórios está sujeita às alterações decorrentes do uso e impactos sofridos pelos corpos hídricos, como alterações hidrológicas, poluição, variações na densidade de macrófitas, introdução de espécies e eutrofização (AGOSTINHO et al., 2007). A associação dos fatores abióticos e bióticos para entendimento do comportamento das comunidades aquáticas são muito importantes, porém estudos de longo prazo sobre a variação físico-química e biológica em ecossistemas lênticos tropicais e subtropicais são escassos na literatura (SANCHES-BOTERO, REIS, CHAVES e GARCEZ, 2014).

O monitoramento dos peixes nos reservatórios é importante, pois os peixes são bioindicadores ecológicos dos ambientes. As espécies de peixes apresentam ciclos de vida com duração suficiente para permitir comparações temporais e apresentam relação direta com demais elementos da fauna e flora (MENDONÇA, MAGNUSSON e ZUANON, 2005). O monitoramento permite avaliar a organização das assembleias de peixes nos locais modificados, devido à grande relevância ecológica em ecossistemas aquáticos, sendo amplamente reconhecidos como espécies-chave ou controladores do ambiente (PAINE, 1980; JONES et al., 1994). As características peculiares de cada uma das espécies são determinantes para o sucesso no novo ambiente formado (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAS; SUZUKI, 1999), sendo que as espécies com menor plasticidade ecológica são drasticamente reduzidas em detrimento àquelas que apresentam maior plasticidade têm vantagem e potencial para proliferação (AGOSTINHO et al., 2016). As evidências de estabilidade e persistência destas comunidades formadas são durante o decorrer do tempo ao ponto de algumas mudanças serem imperceptíveis (CONNEL e SOUZA, 1983; BEGON et al., 2007).

Em função destas constatações, os órgãos ambientais licenciadores e as próprias empresas que detêm o uso dos reservatórios divergem sobre a forma e metodologia para monitoramento. Os estudos de monitoramento variam em função do órgão ambiental e da empresa executora. Porém para a concessão e renovação de licenças as empresas são obrigadas a realizar os estudos de monitoramento em seus reservatórios (IAP, 2012; BRASIL, 2007).

Tendo em vista essa questão, o presente estudo avalia a estabilidade e a persistência da comunidade íctica do Complexo Energético Fundão Santa Clara (CEFSC) ao longo de três ciclos sazonais.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO PRINCIPAL

Comparar os índices ecológicos de riqueza, diversidade e equitabilidade da ictiofauna do rio Jordão antes e após a formação dos reservatórios de Santa Clara e Fundão após construção do Complexo Energético Fundão Santa Clara.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os dados de riqueza, diversidade, equitabilidade e composição da ictiofauna do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e os dados dos monitoramentos realizados durante três ciclos sazonais dos reservatórios.
- Identificar a variação da assembleia de peixes nos reservatórios ao longo de três ciclos sazonais de monitoramento;
- Comparar a composição ictiofaunística ao longo do tempo nos reservatórios;
- Identificar as modificações na riqueza, diversidade e dominância das espécies ao longo dos cinco anos de monitoramento.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A ICTIOFAUNA E BACIAS HIDROGRÁFICAS

Os peixes são o grupo mais diversificado dentre os vertebrados existentes (LOWE-McCONNELL, 1999), estima-se que haja em torno de 30 mil espécies descritas pela ciência (FROSE; PAULY, 2007). As regiões com maior diversidade de espécies são as regiões tropicais e subtropicais (LOWE-McCONNEL, 1999). O Brasil além de estar localizado na região tropical e subtropical também abriga um amplo número de bacias hidrográficas (STEVANUX; SOUZA-FILHO; JABUR, 1997), por esses motivos que apresenta a mais diversa ictiofauna do planeta, com uma grande variedade de formas, estratégias de vida e padrões de comportamento (AGOSTINHO e JULIO, 1999).

Na bacia hidrográfica do rio Iguaçu a ictiofauna é caracterizada pelo seu grau elevado de endemismo e por um número pequeno de espécies (JULIO JR. et al., 1997). A composição da ictiofauna da bacia do rio Iguaçu é estimada em torno de 86 espécies, distribuídas em 16 famílias e seis ordens (ABILHOA, DUBOC, AZEVEDO-FILHO, 2008). A ictiofauna é caracterizada por ausência das famílias de peixes migradores mais comuns da bacia do rio Paraná, mesmo sendo um importante tributário (GARAVELLO et al., 1997). O isolamento entre a bacia do rio Iguaçu e o rio Paraná pelas cataratas é o responsável por essa característica da ictiofauna.

A distribuição das espécies ao longo do rio Iguaçu não é uniforme, alguma são encontradas apenas nas regiões de maior altitude e outras endêmicas de locais do trecho inferior da bacia (ABILHOA, et al, 2012).

O rio Jordão um importante afluente do rio Iguaçu, apresenta o mesmo padrão da ictiofauna rio Iguaçu, ou seja, detentor de poucas espécies, de pequeno porte (>40cm), com elevado grau de endemismo e ausência das famílias de espécies migradoras. A Bacia Hidrográfica do Rio Jordão apresenta vários saltos d'água que são importantes barreiras geográficas à ictiofauna, compartimentalizando o rio em diferentes comunidades de peixes (PARANÁ, 2008). Outra característica é a substituição de espécies e a variação no grau de dominância entre elas ao longo da bacia.

3.2 IMPACTOS DOS REPRESAMENTOS SOBRE A ICTIOFAUNA

Em condições naturais os rios apresentam uma dimensão longitudinal definida pelo fluxo de água unidirecional no sentido nascente – foz (SOUZA et al. 2017). Os rios e demais corpos hídricos são utilizados para diversos fins como abastecimento rural e urbano, irrigação, produção industrial, lazer, pesca e geração de energia elétrica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003). Em diversos desses casos os corpos hídricos são represados e formam reservatórios.

Os reservatórios apresentam três principais porções: zona de rio, zona de transição e zona lacustre. A zona de rio é caracterizada por ser mais estreita, rasa, fluxo de água alto, alta concentração de nutrientes, matéria orgânica alóctone e mais eutrófica. A zona de transição é caracterizada por ser mais alongada, profunda, fluxo de água reduzido, concentração de nutrientes intermediária, matéria orgânica intermediária e menos eutrófica. Por fim a zona lacustre que é caracterizada por ser mais larga, mais profunda, fluxo reduzido, concentração de nutrientes reduzida, matéria orgânica reduzida e mais oligotrófica (FIGURA 1).



FIGURA 1 DIVISÕES DE UM RESERVATÓRIO.

Cada um desses compartimentos apresenta peculiaridades e é composta por uma hidrofisionomia particular, esses fatores determinam as características físico-químicas e biológicas, sendo fatores de determinação de abundância e riqueza de espécies aquáticas nestes locais (GOMES, 2016). No trecho fluvial geralmente é encontrado a maior abundância numérica e de biomassa de peixes, sendo indispensáveis para a definição dos processos de ocupação, para a preservação e manutenção da produtividade do ambiente (SCHORK, 2016).

O grau de impacto na estrutura e dinâmica da ictiofauna local é dependente de uma série de fatores, tais como morfologia da bacia, padrões de descarga de sedimentos, circulação da água, profundidade, disponibilidade de habitats, área de alagamento, dentre outros (AGOSTINHO et al, 2015). Com a formação do reservatório ocorre a perda de diversidade, pois há perda de habitats terrestres e mudanças no habitat aquático. As alterações refletem principalmente na disponibilidade alimentar e na reprodução das espécies atingidas (SCHORK, 2016).

Em especial a ictiofauna sofre grandes alterações em sua estrutura, as alterações nas características do habitat provocam efeitos diretamente na alimentação, reprodução e desenvolvimento das espécies (CECILIO et al., 1997).

As modificações provocadas pelo barramento resultam no desaparecimento de espécies estritamente fluviais e num rearranjo das remanescentes (AGOSTINHO, 2016). Aquelas que apresentam menores restrições conseguem se adaptar ao novo ambiente e se proliferam. Já aquelas com mais restrições têm acentuada redução (AGOSTINHO, 2016).

Segundo Agostinho (1997 e 2015) a composição de espécies e a colonização de um reservatório é dependente do processo que as afetou e qual eram as pré-existentes no ambiente anteriormente à formação do reservatório. Devido a isso a ictiofauna resultante é menos diversificada em comparação à do rio formador (AGOSTINHO et al., 1997). Algumas destas espécies permanecem no novo ambiente, enquanto outras reduzem ou até mesmo são extintas. Um fator que pode causar modificações na estrutura desses ambientes é a introdução de espécies exóticas que contribuem para um desequilíbrio ainda maior no ambiente já perturbado (VITULE, 2009). Estes fatores induzem respostas ambientais complexas, resultando na diminuição da interdependência interespecífica e com o ambiente provocando uma menor estabilidade biótica.

Outro fator determinante para o sucesso da colonização são as estratégias de vida intrínseca a cada uma das espécies, algumas são capazes de suportar as novas características enquanto outras não (AGOSTINHO et al. 1997).

A riqueza de espécies num reservatório varia de acordo com a área de alagamento, tempo de formação e principalmente em qual bacia hidrográfica está inserida, sendo que há uma diminuição da riqueza ao longo do tempo (ORSI e BRITTON, 2014). Este processo é chamado de homogeneização biótica e é causado

pelo aumento da similaridade taxonômica e funcional das espécies (DAGA, 2017). A diminuição na riqueza é causada por fatores ambientais que resultam na remoção de espécies com características ecológicas para ambiente lóticos e favorece aquelas que apresentam pré-adaptações para sobrevivência em ambientes lênticos.

A modificação do ambiente de lótico para lêntico provoca mudanças na estrutura populacional e na composição das comunidades. As espécies mais sensíveis são as espécies reofílicas e as espécies migradoras (realizam deslocamento para montante na calha do rio para desova no período reprodutivo). Estas espécies não colonizam o novo ambiente por não terem condições de explorar novos nichos ecológicos (AGOSTINHO et al., 1992). A mudança no fluxo do rio pela barragem provoca perda de estímulos, rotas de migração, locais de desova e de desenvolvimento dos alevinos (KANNO et al., 2009; SAMPAIO, 2013). Até mesmo as variações no nível do reservatório podem provocar flutuações populacionais na abundância relativa das espécies, sendo fator de favorecimento ou restrição de acordo com a espécies (SAMPAIO, 2013).

Além das influências diretas sobre os indivíduos há também alterações na dinâmica da água que conseqüentemente causam modificações na disponibilidade de recursos (CECILIO et al., 1997). Esses fatores indicam que há uma substituição de espécies k-estrategistas por espécies r-estrategistas. As espécies r-estrategistas são mais tolerantes às modificações ambientais, pois têm maior resiliência, menor tamanho corporal, maturidade precoce, ciclo de vida curto, taxa de desenvolvimento elevada, mortalidade elevada e fecundidade alta. As espécies k-estrategistas são mais suscetíveis às alterações ambientais, pois tem menor resiliência, ciclo de vida longo, taxa de desenvolvimento baixa, maturidade tardia, mortalidade baixa e fecundidade baixa (VAZZOLER, 1996). Desta forma as espécies mais afetadas pela formação do novo ambiente são as k-estrategistas e por outro lado há uma proliferação das espécies r-estrategistas que apresentam maior capacidade de explorar novos recursos). O processo de colonização pode ser considerado com uma reestruturação (AGOSTINHO et al., 1999).

Para o estabelecimento das espécies é necessária um conjunto de condições ecológicas, tais como grau de variabilidade genética, qualidade das condições abióticas, disponibilidade de recursos e a predação. O modo como cada uma das espécies utiliza as condições ecológicas determina quais são as suas estratégias de

sobrevivência e seus ciclos de vida (VAZZOLER, 1996). A variabilidade destas estratégias modela a forma de uso dos recursos e é essencial para a manutenção das espécies e para o sucesso das gerações posteriores (VAZZOLER, 1996).

Partindo dessas premissas evidencia-se que a ictiofauna sofre grandes alterações quando é submetida às alterações ambientais e sofrem influência direta nas funções biológicas de cada uma das espécies presentes no ambiente anteriormente e posteriormente ao barramento. Essas alterações levam à um processo de heterogeneidade da estrutura. As particularidades de cada ambiente formado somados às peculiaridades de cada espécie são fatores determinantes para o estabelecimento dos padrões de alimentação e reprodução, sendo fundamentais para a definição do sucesso de ocupação do novo ambiente (SCHORK, 2016).

Com o represamento de um corpo hídrico é inevitável que ocorram impactos sobre a ictiofauna, causando mudanças na composição e abundância das espécies. As modificações causadas pelas barragens são as principais causas da degradação da ictiofauna local (BITTENCOURT et al., 2018). A construção de uma barragem é definida como uma barreira para a transposição dos peixes vindo da jusante sentido a montante, e uma barreira para a deriva larval no sentido do montante para jusante (BITTENCOURT et al., 2018). Neste estudo de Bittencourt et al. (2018) realizado durante três anos de amostragem foi evidenciado a presença principalmente de espécies de pequeno porte e consideradas sedentárias características de ambientes lênticos. O barramento causa mudanças nas guildas tróficas e ecológicas funcionais da comunidade de peixes, pois ocorre a mudança na composição das espécies sendo as de ambiente lêntico as privilegiadas (ORSI e BRITTON, 2014).

O tempo para que a comunidade de peixes alcance estabilidade após o fechamento do reservatório é variável e não há um consenso quanto a isso (LIMA et al., 2018). Segundo estudos de Orsi e Britton (2014) há evidências de estabilização da comunidade entre 15 e 40 anos após o fechamento da barragem. Em reservatórios recém-formado as espécies utilizam o recurso de itens alóctones e em reservatórios antigos utilizam recursos autóctones (SOUTO et al., 2016). Os fatores que determinam esse comportamento das espécies são a disponibilidade de recursos, a riqueza da assembleia íctica, características físicas, morfológicas e a idade do reservatório (LIMA et al., 2018).

Estudos realizados na bacia do rio Uruguai nos reservatórios de Itá e Machadinho por SILVA (2014) demonstra que há um gradiente longitudinal na distribuição das espécies ao longo dos reservatórios no sentido de montante a jusante, este gradiente é caracterizado por um número maior de espécies na porção lótica do reservatório e um número menor na porção lêntica e próxima à barragem.

3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9433/1997 (BRASIL, 1997), a água é um bem público, limitado e com valor econômico. A mesma Lei prevê a criação dos comitês de bacias hidrográficas que asseguram as diferentes formas de uso e a preservação desse recurso (AGOSTINHO, GOMES, PELICICE, 2007). A Agência Nacional de Águas (ANA) é o órgão que define as regras para o uso e operação dos reservatórios brasileiros e também monitora os parâmetros: nível de água, das vazões de afluentes e defluentes (BRASIL, 2010).

O licenciamento ambiental é o procedimento pelo qual o poder público, representado pelos órgãos ambientais municipais, estaduais e federais, autoriza e acompanha a implantação e a operação de atividades que utilizam recursos naturais ou que sejam consideradas efetivamente ou potencialmente poluidoras (TCU, 2004).

A resolução nº 01/1986 (MMA, 1986) do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre os critérios e diretrizes gerais para a avaliação do impacto ambiental. É considerado impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente, causado por qualquer matéria ou energia de atividades antrópicas que diretamente ou indiretamente causem alterações à saúde, segurança, bem-estar da população, atividades socioeconômicas, a biota, condições estéticas e sanitárias do ambiente e qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986). A mesma resolução dispõe sobre a realização de diagnóstico ambiental com a intenção de complementar a descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações. Desta forma visa-se a caracterização da situação ambiental antes da instalação do empreendimento. Além dos estudos ambientais pretéritos há na resolução a menção e, portanto, a obrigação de realização de estudos contínuos de monitoramento ambiental das áreas afetadas.

A Instrução Normativa do IBAMA nº 146/2007 estabelece os critérios para os procedimentos relativo ao manejo de fauna silvestre (levantamento, monitoramento, salvamento, resgate e destinação) em áreas de influência de empreendimentos e atividade efetivamente ou potencialmente causadoras de impactos ambientais sujeitas ao licenciamento ambiental, como definido na Lei nº 6938/1981 e pelas resoluções do CONAMA nº 01/1986 (BRASIL, 1986) e nº 237/1997 (BRASIL, 1997). Há também uma portaria do IBAMA, nº 10/2009 (BRASIL, 2009) que dispõe especificamente sobre o licenciamento de empreendimentos de aproveitamento hidrelétrico sendo complementar à Instrução Normativa nº 146/2007.

Na esfera estadual do Paraná as resoluções conjuntas da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) e do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) nº 09/2010 (PARANÁ, 2010) e nº 04/2012 (PARANÁ, 2012), o licenciamento ambiental é o processo administrativo no qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e operação de empreendimentos e atividade utilizadoras de recursos naturais. O licenciamento deve também estabelecer parâmetros mínimos para garantir os remanescentes florestais, faunísticos, socioeconômicos, culturais, demais atributos naturais e estabelecer critérios para a compensação e/ou mitigação de impactos negativos causados pela instalação e operação do empreendimento. Na Resolução Conjunta SEMA/IAP nº 09/2010 há mais detalhadamente a padronização dos procedimentos de licenciamento de empreendimentos de geração, de transmissão e de distribuição de energia elétrica no âmbito do Estado do Paraná.

3.5 MÉTODOS DE MONITORAMENTO DA ICTIOFAUNA

A metodologia de monitoramento e coleta da ictiofauna é bastante diversa e para cada ambiente a ser estudado há uma metodologia específica mais adequada. Ressalta-se que os métodos são seletivos e capturam somente um determinado grupo de peixes com características, hábitos e ocorrência (MALABARBA e REIS, 1987).

As principais metodologias de coleta da ictiofauna são:

Linha de mão ou vara de pesca – Podem ser utilizados nos mais diversos ambientes e é efetivo na captura de uma grande variedade de peixes;

Espinhel – São vários anzóis são amarrados a uma linha resistente por meio de empates. São efetivos na captura de espécies com hábitos noturnos e são uma boa alternativa quando não é possível utilizar outros métodos;

Peneiras e puçás – São confeccionados com armações retangulares ou circulares com uma tela costurada formando um saco raso. São utilizadas em pequenos corpos hídricos como riachos e locais com vegetação aquática abundante;

Picaré – É uma rede de arrasto de malha pequena com tamanho médio de um metro de altura e poucos metros de comprimento. Utilizada principalmente em margens abertas ou locais com poucas plantas, sendo operado por duas pessoas;

Tarrafa – Rede cônica com chumbos na borda e com uma corda amarrada no centro. Para utilização desta rede deve-se dominar a técnica de lançamento. É eficiente na coleta de peixes de fundo e meia água (coluna d'água);

Rede de arrasto – São confeccionadas de diversas malhas e tamanhos. Costumam ter um saco cônico da porção central onde os peixes ficam agrupados. As redes de arrasto podem ser arrastadas por tração humana ou barcos;

Redes de espera – São redes de malha de tamanhos variados com boias na porção superior e chumbos na porção inferior para que permaneçam na posição vertical na coluna d'água. São usadas em locais com pouca correnteza e são seletivas, pois os tamanhos das malhas irão determinar o tamanho dos peixes a serem emalhados;

Redes feiticeiras – Semelhantes às redes de espera, porém possuem na mesma rede malhas de tamanhos variados. São empregadas em locais com pouca correnteza e são seletivas, pois os tamanhos das malhas irão determinar o tamanho dos peixes a serem emalhados;

Covos – Armadilhas confeccionadas de diversas formas e materiais. Geralmente em formato cilíndrico com uma entrada em formato cônico em uma das extremidades que permite a entrada dos peixes e impede a saída. O tamanho do covo e da isca a ser utilizada determina qual o tamanho e a espécie a ser capturada.

O uso de técnicas tradicionais para o monitoramento da ictiofauna com a captura dos espécimes pode gerar custos altos para sua elaboração e aplicação (THOMSEN et al., 2012). Estas metodologias permitem amostragem de toda comunidade, mas é mais eficiente na avaliação das espécies que são mais abundantes e constantes da comunidade.

Devido a isso sempre se buscou novas técnicas que possam ser eficientes e com baixo custo. Uma das metodologias que foi desenvolvida para estimar a riqueza da ictiofauna e da fauna aquática, porém que ainda precisa de mais aperfeiçoamento é o DNA barcode. Essa técnica é baseada na identificação de espécies utilizando marcadores específicos de DNA (HEBERT, et al., 2003; BOHMANN et al.,2014). O Dna barcoding é uma ferramenta rápida e de baixo custo para levantamentos das espécies existente no ambiente. O método vem sendo utilizado principalmente na identificação, taxonomia e conservação das espécies (SERRÃO, 2015).

Os novos equipamentos de sequenciamento e novas técnicas de extração de material genético de amostras de DNA ambiental permitem que seja analisada a composição da assembleia íctica (BOHMANN et al.,2014). Essas novas técnicas permitem o entendimento do histórico evolutivo das espécies que compõe o ambiente (SHOKRALLA et al., 2012) e também não são necessárias coletas das espécies, desde que as espécies já tenham tido o DNA sequenciado e estar presente num banco de dados, uma amostra de água pode servir como material de análise, pois na água pode haver material genético das espécies (HAILE et al., 2009).

A utilização de telemetria como metodologia para monitoramento de espécies á utilizada desde a metade do século XX. Esse método é dependente de coletas, pois para marcação dos indivíduos é necessário captura-los.

A telemetria vem sendo utilizada para espécies aquáticas desde os anos 2000 (PINHEIRO et al., 2000). Este método permite monitorar uma grande variedade de espécies dos diversos hábitos em locais com variações de profundidade e grandes extensões (SOUZA et al., 2017). Em contrapartida o alto custo para aquisição dos equipamentos e materiais (PINHEIRO et al., 2000; SOUZA et al., 2017). Os dados monitorados por essa metodologia são movimentação, comportamento, uso de habitat e a sobrevivência das espécies (SOUZA et al., 2017).

3.7 ESTADO DA ARTE

O início do monitoramento da ictiofauna no país se deu principalmente após a publicação da Resolução do CONAMA nº 01/86. Até esse momento poucos estudos eram realizados e estavam concentrados aos museus de história natural. Desde esse início nos monitoramentos de ictiofauna houve poucas mudanças nas metodologias aplicadas.

Em estudo de monitoramento da ictiofauna na hidrelétrica de Monjolinho, no estado do Rio Grande do Sul realizado em 2017, é possível verificar que a metodologia empregada permanece a mesma utilizada e descrita por Malabarba e Reis (1987). Na metodologia do estudo está descrito que as capturas foram realizadas com baterias de redes de emalhe com malha entre 1 a 10cm entre nós, totalizando o 270m² de rede em cada ponto amostral

Em outro monitoramento da ictiofauna realizado pela RN Ambiental no ano de 2016 na Usina Hidrelétrica de Mauá, rio Tibagi observa-se metodologia semelhante. Sendo diferente do estudo apresentado anteriormente apenas por utilizar além das redes de espera o uso de puçás, peneiras, redes de arrasto e picaré.

Na UHE do Teles Pires o monitoramento realizado pela JGP Consultoria e Participações LTDA no ano de 2011 novamente a metodologia aplicada é o uso de redes de espera adicionado de redes de arrasto espinheis. A padronização dos métodos deveria seguir rigorosamente a metodologia do EIA – RIMA para que fosse possível compará-los.

Nakagawa (2016) realizou monitoramento de espécie invasora no reservatório do Passaúna, bacia do rio Iguaçu, por meio da captura utilizando vara de pesca com carretilha e iscas artificiais. Essa técnica empregada é seletiva e eficiente, causando poucos impactos a assembleia de peixes nativos do corpo hídrico estudado.

Santa-Fé e Gubiani (2016) fizeram um estudo com espécies invasoras no rio Iguaçu e a forma de captura dos peixes foi uma bateria de rede com malhas de 2,5; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; 9,0; 10,0; 12,0 e 14,0cm. Após as primeiras amostragens foi reduzido o número de redes da bateria para apenas quatro tamanhos (2,5; 3,0; 4,0 e 5,0cm), pois foram as redes que mais tiveram sucesso na captura dos espécimes.

Pérez (2014) usou para monitoramento de uma espécie específica (*Pimelodus maculatus*) a captura nas escadas de peixes de Igarapava e marcou os indivíduos

com um transmissor que emitia ondas de rádio. Para o rastreamento dos peixes utilizou estações físicas e móveis com receptores que registraram a passagem do animal marcado.

Há várias formas de monitoramento da ictiofauna sendo aplicadas no presente momento, porém ainda não há um consenso da comunidade científica e dos órgãos ambientais de quais são as melhores a serem aplicadas. Este fato se dá principalmente pelos diferentes tipos de ambientes e espécies a serem amostrados e com qual metodologia o estudo terá informações mais completas e com melhor qualidade.

Além das várias formas de monitoramento também são utilizadas técnicas de tratamento dos dados encontrados. Para a ictiofauna a PERMANOVA vem sendo utilizada em diversos estudos como o realizado por Teive (2013) que foi aplicado para a identificação do padrão de distribuição das espécies de peixes nas amostras. Chaves (2013) aplicou a metodologia para associar a composição da ictiofauna à substratos rochosos ao longo do gradiente na baía de Guanabara e também Agostinho et. al. (2011) para avaliar a interação entre áreas de inundação e a riqueza de espécies da ictiofauna.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Os dados consultados para a elaboração desse estudo são dos reservatórios de Santa Clara e Fundão localizados no rio Jordão, bacia hidrográfica do rio Iguaçu.

O rio Jordão é dos afluentes do rio Iguaçu, está localizado no Terceiro Planalto Paranaense, apresentando longos trechos em declive. A bacia hidrográfica do rio Jordão possui uma área de drenagem de 4.730,60 km², tem uma extensão de aproximadamente 168 km e é um dos principais afluentes da margem direita do rio Iguaçu. Seus principais afluentes da margem direita são os rios Cascavel, Coutinho, Campo Real e Caracu e pela esquerda os rios Capão Grande, Capivara, Pinhãozinho e Pinhão.

Segundo a classificação de Köppen o clima da bacia hidrográfica do rio Jordão é predominantemente temperado (Cfb), com uma transição entre subtropical (Cfa) e temperado na porção inferior da bacia. As chuvas são mais concentradas no verão, porém sem estação seca definida. As temperaturas nos meses mais frios têm média abaixo dos 18°C e no verão médias acima de 22°C. A precipitação média anual da BHJ é de aproximadamente 1.919 mm.

Os reservatórios de Santa Clara e Fundão estão localizados na calha principal do rio Jordão. As barragens dos reservatórios foram construídas no sistema de cascata, ou seja, uma em seguida da outra (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). A barragem de Santa Clara fica mais a montante do rio Jordão, a barragem de Fundão fica à jusante da barragem de Santa Clara. Sendo que o reservatório de Fundão é influenciado diretamente pela vazão de Santa Clara (ELEJOR, 2019).

O reservatório da Usina e da PCH de Santa Clara está localizado no rio Jordão, pertencente a bacia do rio Iguaçu. A margem direita do reservatório é o município de Candói – PR e a margem esquerda é o município de Pinhão – PR. A potência instalada da UHE de Santa Clara é de 120MW e da PCH de Santa Clara é de 3,6MW. A barragem tem altura de 67m com vertedouro tipo livre. O reservatório de Santa Clara tem uma área de 21,1km² com profundidade média de 20,60m (ELEJOR, 2019).

O reservatório da Usina e da PCH de Fundão está localizado no rio Jordão, pertencente a bacia hidrográfica do rio Iguaçu. A margem direita do reservatório é o município de Foz do Jordão – PR, à esquerda o município de Pinhão – PR. A potência instalada da UHE de Fundão é de 120MW e da PCH de Fundão é de 2,5MW. A barragem tem altura máxima de 42,50m de altura com vertedouro tipo livre. O reservatório de Fundão tem uma área de 2,1km² com profundidade média de 16,4m (ELEJOR, 2019).

4.2 COLETA DE DADOS

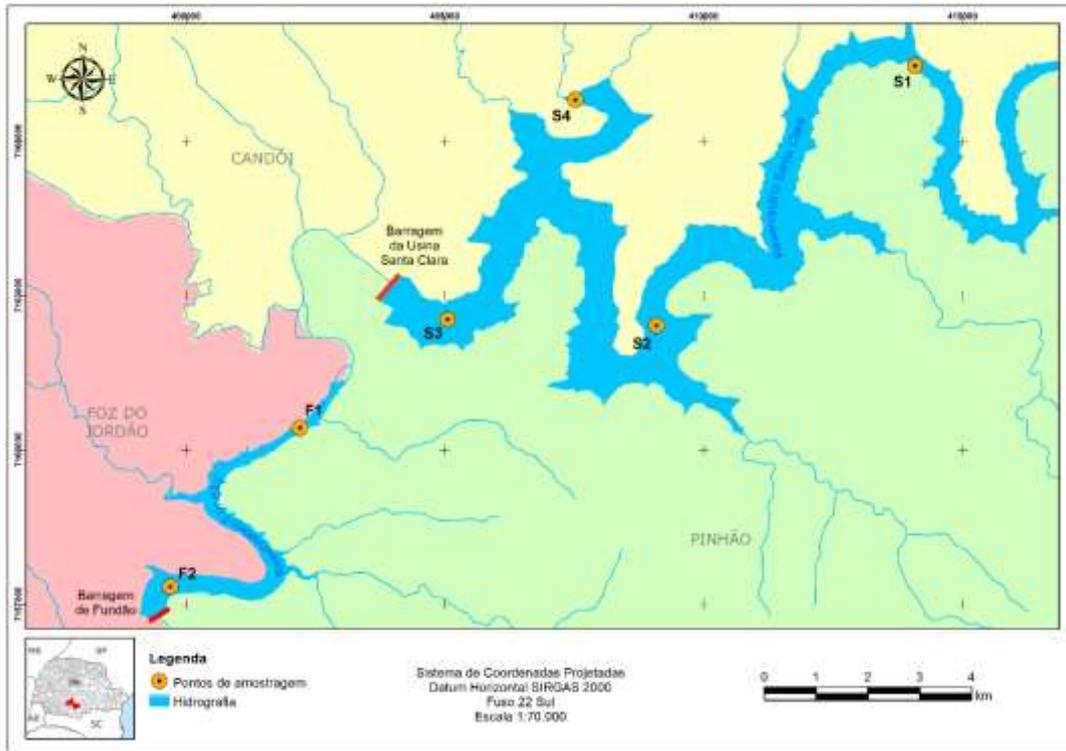
Os dados utilizados para a realização do estudo foram obtidos junto à concessionária Centrais Elétricas do Rio Jordão – ELEJOR. Foram fornecidos o Estudo de Impacto Ambiental do Complexo Energético Fundão e Santa Clara realizado no ano de 1998 e cinco relatórios de monitoramento da ictiofauna do período de 2009 a 2015, porém o ano de 2014 não foi considerado na análise, pois nesse ano não foi realizado monitoramento da ictiofauna. Os estudos anuais foram divididos nas quatro estações do ano (primavera, verão, outono e inverno), pois desta forma a comparação entre os períodos foi mais efetiva.

No EIA os pontos amostrais não são detalhados quanto à sua localização, já os pontos de amostragem dos monitoramentos são georreferenciados. No reservatório no reservatório de Santa Clara foram amostrados quatro pontos (S1, S2, S3 e S4) e de Fundão em todos os monitoramentos realizados foram amostrados dois pontos (F1 e F2) e (Tabela 1 e Figura 2):

Tabela 1 - Descrição e localização dos pontos de amostragem da ictiofauna nas UHES fundão (f1 e f2) e santa clara (S1, S2, S3 E S4) no rio Jordão.

Ponto	Descrição	Coordenadas UTM		
F1	Trecho final do reservatório da UHE Fundão. Apresenta influência da porção lótica	22J	7160426	402202
F2	Próximo à barragem da UHE Fundão. Sem influência lótica	22J	7157335	399698
S1	Trecho final do reservatório da UHE Santa Clara. Apresenta influência lótica	22J	7167469	414081
S2	Reservatório da UHE Santa Clara. Porção média	22J	7162411	409086
S3	Foz do rio Caracu no reservatório de Santa Clara	22J	7162531	405052
S4	Próximo à barragem da UHE Santa Clara. Sem Influência lótica	22J	7166801	407524

Figura 2 - Distribuição dos pontos de coleta da amostragem de ictiofauna nos reservatórios de fundão e santa clara no rio Jordão.



FONTE: O autor (2019).

4.3 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM DE PEIXES EM FUNDÃO E SANTA CLARA

Para a realização dos estudos de monitoramento foram amostrados dois pontos no reservatório de Fundão.

As amostragens foram realizadas de forma padronizada em todas as fases de campo analisadas, buscou-se nos monitoramentos analisar comparativamente a riqueza, diversidade e abundância das espécies. As coletas foram feitas usando redes de espera de comprimento de 20 com malhas de 1,5; 2,5; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; 8,0 e 12 cm entre nós consecutivos. As redes permaneceram nos pontos por um período de 16 horas.

O material coletado foi fixado em solução de formol 10% e acondicionado em tambores plásticos e encaminhados para a triagem em laboratório. No laboratório os espécimes coletados foram transferidos para solução de álcool 70% para que fosse feita a triagem, identificação e biometria.

A identificação das espécies segue estudos de GARAVELLO et al. (1997). INGENITO et al (2004) e BAUMGARTER et al. (2012).

4.4 ANÁLISE DOS DADOS

Foram utilizados dados do monitoramento da ictiofauna ao longo dos anos de 2009 e 2015 divididos em ciclos sazonais (verão, outono, inverno e primavera) obtidos com autorização da ELEJOR. O primeiro ciclo abrange o inverno de 2009, primavera de 2009, verão de 2010 e outono de 2010. O Segundo ciclo corresponde ao inverno de 2011, primavera de 2011, verão de 2012, outono de 2012. Por fim o terceiro ciclo corresponde ao inverno de 2014, primavera 2014, verão 2015 e outono 2015. Para a comparação com a condição anterior a implantação dos reservatórios foram utilizados os dados do Estudo de Impacto Ambiental (COPEL, 1998).

Os dados dos relatórios permitiram o cálculo dos índices de riqueza, diversidade e equitabilidade da ictiofauna nos diferentes períodos sazonais.

Para o cálculo da diversidade de espécies nos estudos analisados foi utilizado o índice de Shannon (H'). Esse índice assume que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma amostra indefinidamente grande e que todas as espécies estão representadas nos cálculos (PEILOU, 1975; MAGURRAN, 2004). Para o cálculo desse índice são empregados os dados quantitativos obtidos através das capturas dos indivíduos da ictiofauna. Este índice é descrito pela equação (1):

$$H = - \sum_{i=1}^n (p_i) \cdot \log(p_i)$$

Onde: H' representa o índice Shannon; p_i é o número de indivíduos da espécie i dividido pelo número total de indivíduos da amostra.

A estrutura da comunidade foi avaliada por meio do índice de Equitabilidade (E) de PIELOU (1969). Este índice é calculado pela equação (2):

$$E = \frac{H'}{\ln(N)}$$

Onde: E = equitabilidade; H' é o índice de diversidade de Shannon e N representa o número de espécies.

A riqueza de espécies (S) consiste no número de táxons registrados em um determinado local e tempo. (PEET, 1974). Sendo a forma mais direta para se medir diversidade. Nesse índice não há hierarquização, espécies raras têm o mesmo peso que espécies abundantes.

A comparação entre os índices de cada um dos períodos foi feita utilizando-se a metodologia PERMANOVA cuja análise multivariada de permutação de similaridades permite resultados hierárquicos. Essa análise foi aplicada para testar se as diferenças nas variáveis dos índices ecológicos foram significativas e o grau de semelhança entre elas.

Para a descrição dos padrões de distribuição das espécies em relação ao tempo (ciclos sazonais de amostragem), foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métricos (NMDS), de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e a porcentagem da similaridade (SIMPER).

As análises foram feitas no pacote PERMANOVA + no software PRIMER (Versão 6.0) (CLARKE e GORLEY, 2006). As matrizes de similaridade foram montadas com os dados de captura por meio do coeficiente de *Bray-Curtis* em função de utilizar dados estandardizados e transformados em abundância. A ordenação por Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) foi feita com a intenção de detectar diferenças no padrão de composição da assembleia de peixes com maior relação com os vetores observados. O NMDS é uma técnica para a análise de dados de similaridade entre um conjunto de dados. O objetivo dessa análise é rearranjar a distribuição das variáveis para detectar as menores variações significativas para explicar as similaridades. A análise da diferença significativa entre os ciclos sazonais amostrados foi feita também com uso de PERMANOVA e os períodos foram tratados como fatores aleatórios sendo que a existência de interação entre as amostras e os períodos sazonais foram utilizados para testar as diferenças entre os períodos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A compilação dos dados obtidos nos relatórios do Estudo de Impacto Ambiental e nos de monitoramento da ictiofauna permitiu a identificação da composição da ictiofauna para o rio Jordão na porção de influência das UHE`s. a ictiofauna é composta por 29 espécies de peixes, sendo 25 espécies nativas e quatro espécies exóticas (TABELA 2).

TABELA 2 COMPOSIÇÃO ICTIOFAUNÍSTICA DO COMPLEXO CEFSC COM BASE NOS RELATÓRIOS DO EIA E DOS MONITORAMENTOS CONSULTADOS.

Espécies	Nome popular	EIA 1998	Santa Clara	Fundão	Observações
<i>Ancistrus sp.</i>	Cascudo	x			Nativo
<i>Apareiodon vittatus</i>	Canivete	x			Nativo
<i>Astyanax bifasciatus</i>	Lambari	x	x	x	Nativo
<i>Astyanax dissimilis</i>	Lambari	x	x	x	Nativo
<i>Astyanax gymnodontus</i>	Lambari	x	x	x	Nativo
<i>Astyanax gymnogenys</i>	Lambari	x	x		Nativo
<i>Astyanax lacustris</i>	Lambari	x	x	x	Nativo
<i>Astyanax minor</i>	Lambari	x	x	x	Nativo
<i>Astyanax sp.</i>	Lambari	x		x	Nativo
<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre africano	x	x		Exótica
<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia		x		Exótica
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	Limpa fundo	x	x	x	Nativo
<i>Crenicicla sp.</i>	Jacundá	x	x	x	Nativo
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	x	x		Exótica
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará	x		x	Nativo
<i>Glanidium ribeiroi</i>	Jundiá-miúdo	x			Nativo
<i>Gymnotus carapo</i>	Tuvira	x		x	Nativo
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Tuvira	x	x	x	Nativo
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Traíra	x	x	x	Nativo
<i>Hypostomus nigropunctatus</i>	Cascudo	x		x	Nativo
<i>Hypostomus derbyi</i>	Cascudo	x	x		Nativo
<i>Hypostomus myersi</i>	Cascudo	x			Nativo
<i>Oligosarcus longirostris</i>	Saicanga	x			Nativo
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	x	x		Exótica
<i>Pimelodus britskii</i>	Mandi	x	x	x	Nativo
<i>Pimelodus ortmanni</i>	Mandi	x	x	x	Nativo
<i>Rhamdia branneri</i>	Jundiá	x	x	x	Nativo

FONTE: O autor (2019).

Os dados comparados demonstram que houve mudança na composição da ictiofauna ao longo do tempo considerando a fase de rio e as demais fases de

reservatório. No EIA foram levantadas 29 espécies na fase de rio, sendo esse período o de maior riqueza em comparação com os monitoramentos de 2009 a 2015. No reservatório de fundão durante os períodos houve pouca variação na riqueza de espécies, sendo o primeiro e segundo ciclo com os maiores valores, 15 espécies, o terceiro ciclo foram levantadas 14 espécies (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**)

Já no reservatório de Santa Clara houve uma variação maior no número de espécies, sendo o terceiro ciclo o com maior riqueza de espécies (25 espécies) sendo seguidos pelo segundo (14 espécies), e pelo primeiro (13 espécies)(FIGURA 3 NÚMERO DE INDIVÍDUOS COLETADOS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA EM CADA UMA DAS ESTAÇÕES DO ANO ANALISADAS EM COMPARAÇÃO COM O).

FIGURA 3 NÚMERO DE INDIVÍDUOS COLETADOS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA EM CADA UMA DAS ESTAÇÕES DO ANO ANALISADAS EM COMPARAÇÃO COM O EIA.



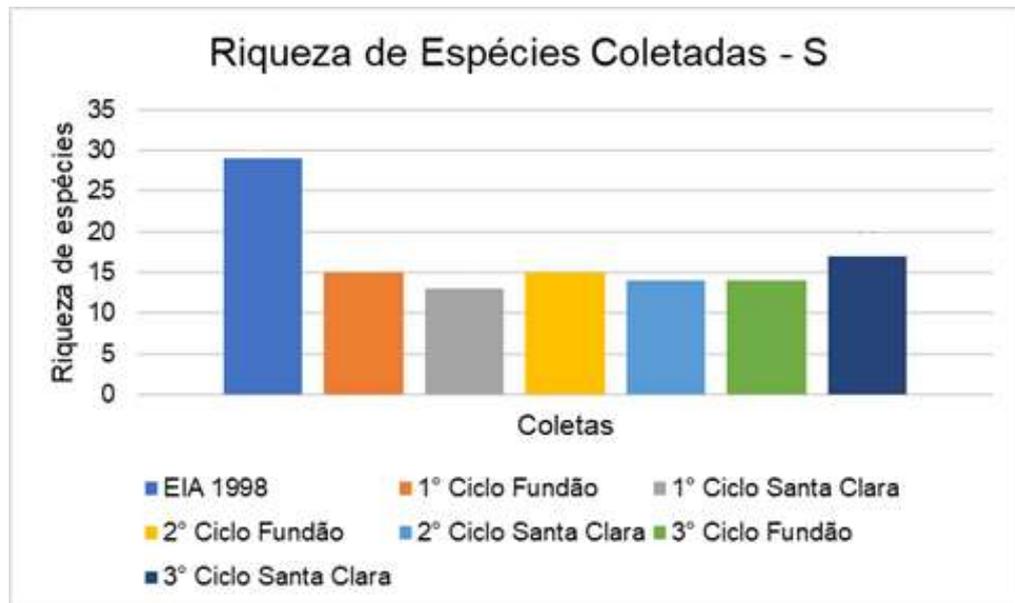
FONTE: O autor (2019).

Para verificação mais minuciosa das variações entre os períodos foram comparados os índices ecológicos de riqueza, diversidade e equitabilidade do EIA com os índices dos reservatórios. Desta forma é possível perceber que assim como houve variação no número de peixes, também houve variação nos índices.

O primeiro índice calculado e analisado em todos os períodos foi a riqueza de espécies (S). Comparando o EIA com os períodos estudados no reservatório de Fundão e de Santa Clara, novamente o EIA apresenta maior valor na riqueza (FIGURA

4). Novamente o maior valor foi registrado no levantamento realizado no EIA (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**)

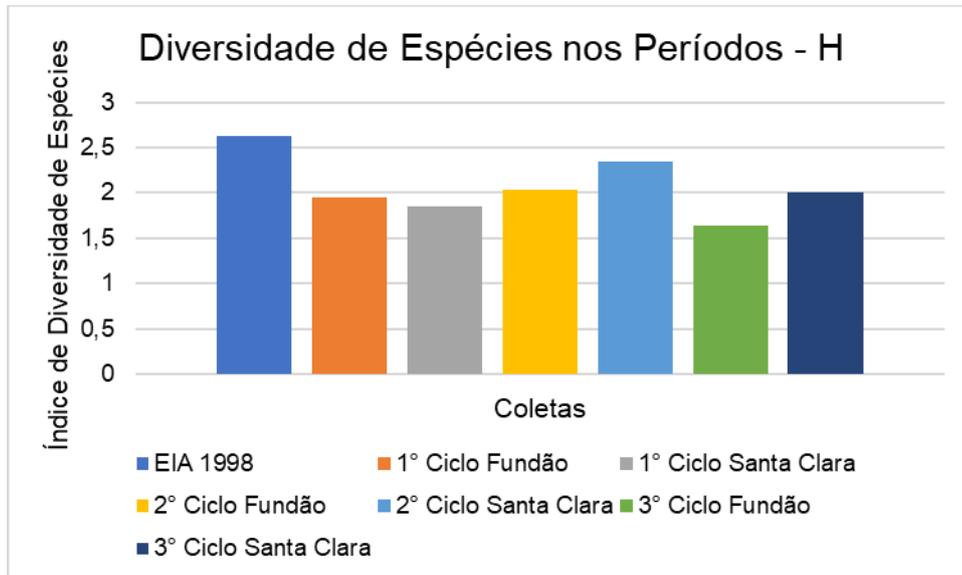
FIGURA 4 VARIAÇÃO NA RIQUEZA DE ESPÉCIES COLETADOS NOS CICLOS SAZONAIS EM COMPARAÇÃO COM O EIA DE 1998



FONTE: O autor (2019).

Dando continuidade à análise dos índices foi comparado a diversidade entre o EIA e os períodos. Da mesma forma que a riqueza de espécies variou nos períodos a diversidade também teve variações (FIGURA 5). A queda no índice de diversidade dos períodos está associada às alterações ocorridas no ambiente no processo de transformação de rio para reservatório.

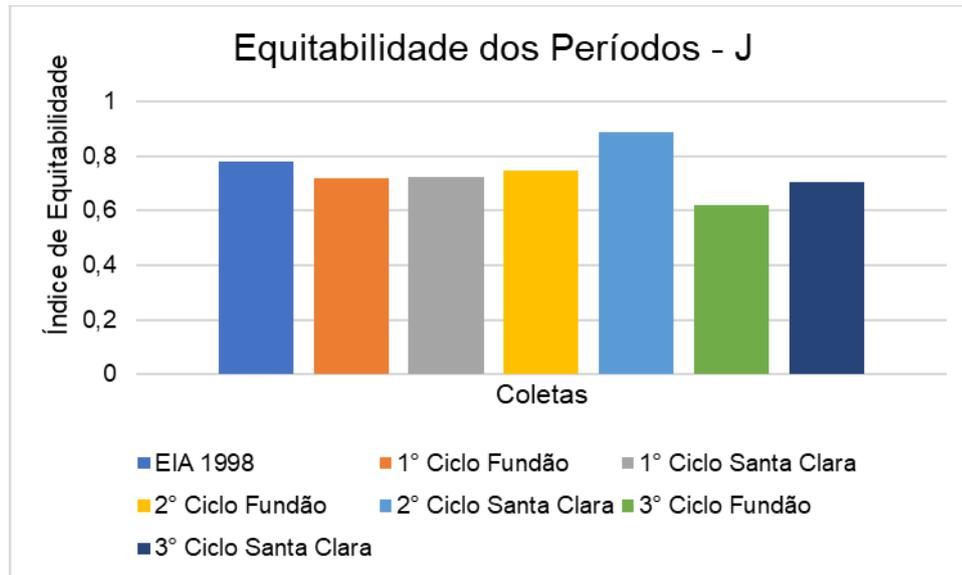
FIGURA 5 VARIAÇÃO NO ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES COLETADAS NOS CICLOS SAZONAIS EM COMPARAÇÃO COM O EIA DE 1998



FONTE: O autor (2019).

Por fim foram analisados os índices de equitabilidade de cada um dos períodos. Nesse índice demonstra o quanto o ambiente é uniforme quanto a distribuição das espécies existente. Neste caso os períodos mais uniformes foram o 2º Ciclo de Santa Clara e o EIA de 1998. A menor uniformidade foi no 3º Ciclo Fundão (FIGURA 6). Este índice indica que as espécies estão passando por variações ao longo do tempo. Esse fato pode indicar que a comunidade íctica está passando por um processo de estabilização.

FIGURA 6 VARIAÇÃO NO ÍNDICE DE EQUITABILIDADE NOS CICLOS SAZONAIS EM COMPARAÇÃO COM O EIA DE 1998



FONTE: O autor (2019).

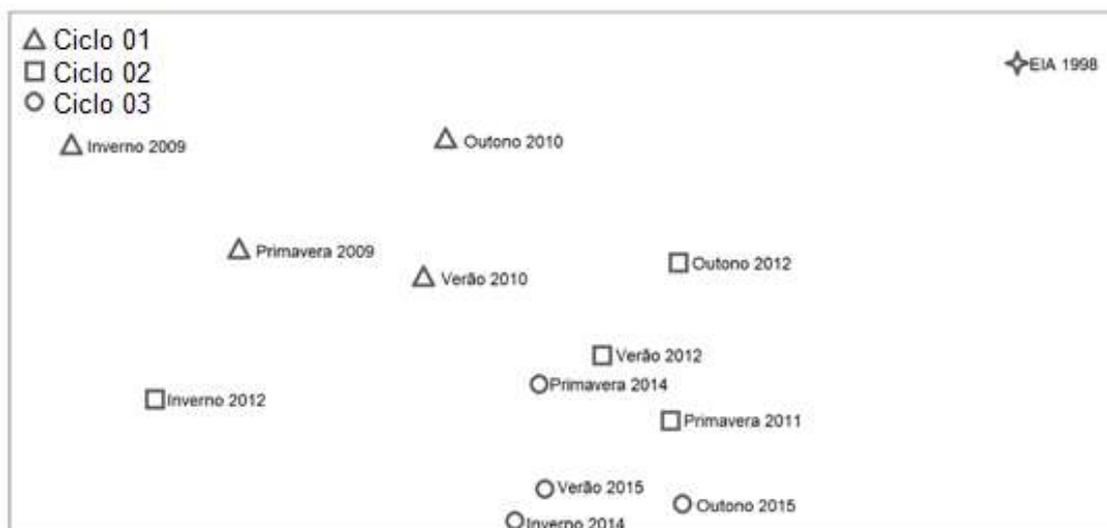
A redução nos índices ecológicos é um fato já observado em estudos antigos de Agostinho (1992) e atuais de Bittencourt et. al. (2018). Os autores afirmam que a transformação do ambiente lótico em lêntico, no qual há uma profunda alteração na hidrografia local, modificando as condições químicas, físicas e biológicas do ambiente são os fatores para esta redução. O fato da redução de espécies pode provocar a extinção de habitats e também o surgimento de outros, causando alterações profundas no ambiente (VITA et. al. 2010). Desta forma fica evidente a redução da riqueza de espécies entre o EIA e os períodos, correspondendo a uma redução de 50% no número de espécies.

Outro fato relacionado com a redução no número de espécies são as restrições que a ictiofauna está sujeita no ambiente de reservatório, como por exemplo os obstáculos para acessar áreas de desova dos adultos e a mortalidade de larvas após passarem de montante a jusante da barragem (SANTANA et. al., 2014). Outro fato importante para a redução no número de espécies é a interrupção do fluxo de espécies migradoras de jusante para montantes o que contribui para a redução de espécies no reservatório (MERONA et al., 2010).

Além dos índices ecológicos a análise de ordenamento multidimensional não métrico (NMDS) foi feita para verificar o quão diferentes são os ambientes. Essa análise demonstrou que há diferenças na distribuição das comunidades da ictiofauna entre os períodos amostrados nos reservatórios de Fundão e Santa Clara em

comparação entre si e com o EIA. A superposição dos vetores referentes ao Reservatório de Fundão indicou que há uma diferença entre os períodos sendo o EIA o mais distante de todos, seguido pelo primeiro ciclo. O segundo e terceiro ciclo apresentam uma sobreposição demonstrando que há maior semelhança entre eles. Esse fato está relacionado às transformações que o ambiente e os dois últimos ciclos podem estar mais semelhantes quanto às características do reservatório (FIGURA 7).

FIGURA 7 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA NMDS EVIDENCIANDO OS CICLOS SAZONAIS E O EIA NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO.



FONTE: O autor (2019).

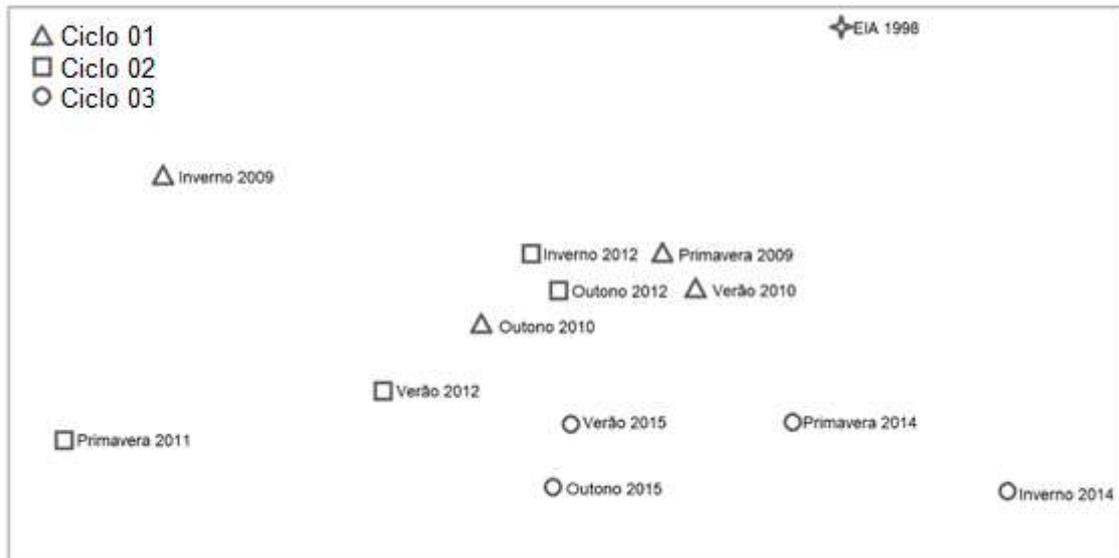
Quando aplicada a análise PERMANOVA evidencia-se que há uma diferença na distribuição e composição da ictiofauna amostrada, sendo que quando comparadas par a par é possível observar diferenças entre o Ciclo 3 e o Ciclo 1 e o diferenças entre o Ciclo 3 e Ciclo 2 (TABELA 3). O EIA não foi mencionado nessa análise devido a composição e distribuição das amostras não terem apresentados diferenças com os ciclos.

TABELA 3 DADOS DA PERMANOVA COMPARANDO OS CICLOS NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO

RESERVATÓRIO DE FUNDÃO		
	Ciclo 2	Ciclo 3
Ciclo 1	0.0813	0.0274
Ciclo 2		0.0291

A superposição dos vetores referentes ao Reservatório de Santa Clara indicou que há uma diferença entre os períodos sendo o EIA o mais distante de todos. Entre os ciclos o Ciclo 3 foi o que mais se distanciou dos demais. Porém as diferenças entre os ciclos no reservatório de Santa Clara são menores (FIGURA 8).

FIGURA 8 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA NMDS EVIDENCIANDO OS CICLOS SAZONAIS E O EIA NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA



FONTE: O autor (2019).

Quando aplicada a análise PERMANOVA evidencia-se que há uma diferença na distribuição e composição da ictiofauna amostrada, sendo que quando comparadas par a par é possível observar diferenças entre o Ciclo 3 e os Ciclos 1 e 2. Sendo o Ciclo 1 o que mais se difere do Ciclo 3 (TABELA 4). O EIA não foi mencionado nessa análise devido a composição e distribuição das amostras não terem apresentados diferenças com os ciclos.

TABELA 4 DADOS DA PERMANOVA COMPARANDO OS CICLOS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA

RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA		
	Ciclo 2	Ciclo 3
Ciclo 1	0.1752	0.0320
Ciclo 2		0.0289

FONTE: O autor (2019).

Para analisar a contribuição de cada uma das espécies na composição da ictiofauna em cada um dos ciclos sazonais no reservatório de Fundão foi realizada a

análise SIMPER. O Ciclo 1 comparado o Ciclo 2 teve um valor de dissimilaridade de 48,72%. As espécies que mais contribuíram para essa diferença são *Astyanax minor* (15,48%), *Astyanax bifasciatus* (13,93%) e *Astyanax lacustris* (12,71%) (TABELA 5).

TABELA 5 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 2 NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO

Táxon	Dissimilaridade	Contribuição %	Acumulado %	Ciclo 1	Ciclo 2
<i>Astyanax minor</i>	7,540	15,480	15,480	0,407	1,200
<i>Astyanax bifasciatus</i>	6,780	13,930	29,420	0,362	1,070
<i>Astyanax lacustris</i>	6,190	12,710	42,130	0,315	1,130
<i>Astyanax gymnodontus</i>	5,400	11,100	53,230	0,770	0,797
<i>Astyanax dissimilis</i>	3,590	7,380	60,610	0,470	0,000
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	3,480	7,140	67,760	0,225	0,625
<i>Hypostomus derbyi</i>	3,000	6,157	73,910	1,280	0,920
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2,990	6,142	80,060	0,495	0,795
<i>Rhamdia branneri</i>	2,750	5,649	85,710	0,720	0,360
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	1,860	3,828	89,530	0,175	0,150
<i>Pimelodus britskii</i>	1,580	3,259	92,790	0,075	0,225
<i>Crenicicla sp.</i>	1,080	2,228	95,020	0,000	0,150
<i>Coptodon rendalli</i>	1,080	2,228	97,250	0,000	0,150
<i>Pimelodus ortmanni</i>	0,790	1,625	98,870	0,000	0,075
<i>Astyanax sp.</i>	0,540	1,127	100,000	0,075	0,000

FONTE: O autor (2019).

A comparação entre o Ciclo 1 e o Ciclo 3 do reservatório de Fundão teve um valor de dissimilaridade de 50,41%. As espécies que mais contribuíram para essa diferença são *Astyanax bifasciatus* (19,25%), *Astyanax dissimilis* (12,99%) e *Astyanax lacustris* (12,79%) (TABELA 6).

TABELA 6 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 3 NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO

Táxon	Av dissim	Contribuição %	Acumulado %	Ciclo 1	Ciclo 3
<i>Astyanax bifasciatus</i>	9,649	19,250	19,250	0,362	1,630
<i>Astyanax dissimilis</i>	6,513	12,990	32,240	0,470	1,330
<i>Astyanax lacustris</i>	6,411	12,790	45,020	0,315	1,150
<i>Astyanax minor</i>	5,876	11,720	56,740	0,407	1,180

<i>Hypostomus derbyi</i>	5,716	11,400	68,140	1,280	0,520
<i>Astyanax gymnodontus</i>	4,083	8,143	76,290	0,770	0,530
<i>Rhamdia branneri</i>	2,233	4,454	80,740	0,720	0,482
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2,076	4,141	84,880	0,495	0,390
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	2,043	4,074	88,950	0,175	0,225
<i>Pimelodus britskii</i>	1,739	3,468	92,420	0,075	0,270
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	1,658	3,307	95,730	0,225	0,465
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	1,071	2,137	97,870	0,000	0,150
<i>Hypostomus nigropunctatus</i>	0,558	1,114	98,980	0,000	0,075
<i>Astyanax sp.</i>	0,511	1,019	100,000	0,075	0,000

FONTE: O autor (2019).

A comparação entre o Ciclo 2 e o Ciclo 3 do reservatório de Fundão teve um valor de dissimilaridade de 40,07%. As espécies que mais contribuíram para essa diferença são *Astyanax dissimilis* (21,12%) *Astyanax bifasciatus* (12,23%), e *Astyanax minor* (10,80%) (TABELA 7).

TABELA 7 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 2 E 3 NO RESERVATÓRIO DE FUNDÃO

Táxon	Av dissim	Contribuição %	Acumulado %	Ciclo 2	Ciclo 3
<i>Astyanax dissimilis</i>	8,463	21,120	21,120	0,000	1,330
<i>Astyanax bifasciatus</i>	4,900	12,230	33,350	1,070	1,630
<i>Astyanax minor</i>	4,328	10,800	44,150	1,200	1,180
<i>Astyanax gymnodontus</i>	4,033	10,060	54,210	0,797	0,530
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2,999	7,485	61,700	0,795	0,390
<i>Hypostomus derbyi</i>	2,675	6,674	68,370	0,920	0,520
<i>Astyanax lacustris</i>	2,666	6,653	75,020	1,130	1,150
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	1,965	4,904	79,930	0,625	0,465
<i>Rhamdia branneri</i>	1,918	4,785	84,710	0,360	0,482
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	1,393	3,476	88,190	0,150	0,225
<i>Pimelodus britskii</i>	0,975	2,434	90,620	0,225	0,270
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0,925	2,308	92,930	0,000	0,150
<i>Crenicicla sp.</i>	0,882	2,202	95,130	0,150	0,000
<i>Coptodon rendalli</i>	0,882	2,202	97,330	0,150	0,000
<i>Pimelodus ortmanni</i>	0,589	1,469	98,800	0,075	0,000
<i>Hypostomus nigropunctatus</i>	0,480	1,197	100,000	0,000	0,075

Da mesma forma que foi aplicado para o reservatório de Fundão foi feita análise da contribuição de cada uma das espécies na composição da ictiofauna em cada um dos ciclos sazonais no reservatório de Santa Clara foi realizada a análise SIMPER. O Ciclo 1 comparado o Ciclo 2 teve um valor de dissimilaridade de 41,55%. As espécies que mais contribuíram para essa diferença são *Astyanax gymnodontus* (13,97%), *Astyanax minor* (12,49%) e *Pimelodus britskii* (09,15%) TABELA 8).

TABELA 8 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 2 NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA

Táxon	Av dissim	Contribuição %	Acumulado %	Ciclo 1	Ciclo 2
<i>Astyanax gymnodontus</i>	5,804	13,970	13,970	1,550	0,810
<i>Astyanax minor</i>	5,188	12,490	26,460	1,100	0,745
<i>Pimelodus britskii</i>	3,806	9,159	35,610	0,000	0,773
<i>Astyanax lacustris</i>	3,788	9,116	44,730	1,610	1,290
<i>Astyanax bifasciatus</i>	3,607	8,682	53,410	1,340	0,995
<i>Pimelodus ortmanni</i>	3,572	8,597	62,010	0,000	0,700
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3,544	8,530	70,540	1,000	1,130
<i>Rhamdia branneri</i>	3,062	7,370	77,910	1,190	0,595
<i>Coptodon rendalli</i>	2,575	6,197	84,110	0,075	0,573
<i>Hypostomus derby</i>	2,438	5,867	89,970	1,110	0,935
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	1,650	3,971	93,940	0,408	0,370
<i>Astyanax sp.</i>	1,305	3,141	97,080	0,287	0,000
<i>Hoplias malabaricus</i>	1,212	2,916	100,000	1,030	1,090

A comparação entre o Ciclo 1 e o Ciclo 3 do reservatório de Santa Clara teve um valor de dissimilaridade de 47,13%. As espécies que mais contribuíram para essa diferença são *Astyanax dissimilis* (17,37%), *Astyanax minor* (11,16%) e *Astyanax gymnodontus* (11,07%) (TABELA 9).

TABELA 9 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 1 E 3 NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA

Táxon	Av dissim	Contribuição %	Acumulado %	Ciclo 1	Ciclo 3
<i>Astyanax dissimilis</i>	8,186	17,370	17,370	0,000	1,840
<i>Astyanax minor</i>	5,261	11,160	28,530	1,100	1,010
<i>Astyanax gymnodontus</i>	5,215	11,070	39,600	1,550	0,785
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3,843	8,154	47,750	1,000	0,843
<i>Astyanax lacustris</i>	3,408	7,231	54,980	1,610	1,640
<i>Rhamdia branneri</i>	3,287	6,975	61,960	1,190	0,552
<i>Hypostomus derby</i>	2,855	6,057	68,010	1,110	0,550
<i>Astyanax bifasciatus</i>	2,741	5,817	73,830	1,340	1,490
<i>Pimelodus britskii</i>	2,653	5,630	79,460	0,000	0,650
<i>Crenicichla sp.</i>	2,048	4,346	83,810	0,000	0,490
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	1,717	3,643	87,450	0,408	0,677
<i>Oreochromis niloticus</i>	1,555	3,298	90,750	0,000	0,345
<i>Astyanax sp.</i>	1,178	2,500	93,250	0,287	0,000
<i>Hoplias malabaricus</i>	1,147	2,433	95,680	1,030	0,958
<i>Coptodon rendalli</i>	1,139	2,416	98,100	0,075	0,270
<i>Pimelodus ortmanni</i>	0,574	1,217	99,320	0,000	0,150
<i>Cyprinus carpio</i>	0,323	0,685	100,000	0,000	0,075

A comparação entre o Ciclo 2 e o Ciclo 3 do reservatório de Santa Clara teve um valor de dissimilaridade de 47,11%. As espécies que mais contribuíram para essa diferença são *Astyanax dissimilis* (18,01%), *Astyanax minor* (10,73%) e *Geophagus brasiliensis* (8,95%) (TABELA 10).

TABELA 10 RESULTADOS DAS ANÁLISES SIMPER PARA AS ESPÉCIES COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL NAS DISSIMILARIDADES ENTRE OS CICLOS 2 E 3 NO RESERVATÓRIO DE SANTA CLARA

Táxon	Av dissim	Contribuição %	Acumulado %	Ciclo 2	Ciclo 3
<i>Astyanax dissimilis</i>	8,486	18,010	18,010	0,000	1,840
<i>Astyanax minor</i>	5,056	10,730	28,750	0,745	1,010
<i>Geophagus brasiliensis</i>	4,221	8,959	37,700	1,130	0,843
<i>Astyanax lacustris</i>	4,193	8,900	46,600	1,290	1,640
<i>Astyanax gymnodontus</i>	3,899	8,276	54,880	0,810	0,785
<i>Astyanax bifasciatus</i>	3,642	7,730	62,610	0,995	1,490
<i>Pimelodus ortmanni</i>	2,704	5,740	68,350	0,700	0,150
<i>Coptodon rendalli</i>	2,487	5,279	73,630	0,573	0,270
<i>Crenicichla sp.</i>	2,116	4,491	78,120	0,000	0,490
<i>Pimelodus britskii</i>	2,069	4,392	82,510	0,773	0,650
<i>Hypostomus derby</i>	1,883	3,997	86,510	0,935	0,550
<i>Rhamdia branneri</i>	1,759	3,734	90,240	0,595	0,552
<i>Corydoras cf. longipinnis</i>	1,758	3,732	93,980	0,370	0,677
<i>Oreochromis niloticus</i>	1,612	3,422	97,400	0,000	0,345
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,892	1,894	99,290	1,090	0,958
<i>Cyprinus carpio</i>	0,334	0,708	100,000	0,000	0,075

A compilação dos dados e as respectivas análises dos dados dos três ciclos sazonais e os dados obtidos no Estudo de Impacto Ambiental demonstram que houve uma variação na composição de espécies ao longo do tempo nos reservatórios do CEFSC. Esta variação pode estar relacionada com o processo de reestruturação da comunidade íctica após o barramento do rio Jordão. Além das variações é possível verificar o aumento no número de espécies exóticas (Tilápias - *Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli*; Carpa - *Cyprinus carpio*). Esse fato é preocupante, pois essas espécies podem trazer efeitos negativos ao ecossistema e até a extinção de espécies nativas.

A diversidade de espécies da ictiofauna registrada para o CEFSC nos estudos consultados foi a esperada para o rio Jordão, porção do baixo rio Iguaçu, de acordo BAUMGARTNER (2012). Na composição da ictiofauna predominam as espécies Characiformes e Siluriformes. Houve registro nos estudos de espécies endêmicas

para a bacia do rio Iguaçu, na qual o rio Jordão está inserido. As espécies endêmicas registradas foram *Astyanax gymnogynys*, *Astyanax bifasciatus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Apareiodon vittatus*, *Pimelodus Britskii*, *Pimelodus ortmanni* e *Corydoras paleatus*. A ictiofauna encontrada nos estudos também é o esperado segundo GARAVELLO et al. (1997), sendo caracterizada por espécies de pequeno e médio porte, e pela ausência de espécies reofilicas ou grandes migradoras.

A carência de estudos pretéritos ao represamento dificulta o entendimento da influência desse tipo de construção na alteração da ictiofauna. O fato observado pode estar relacionado com estudos de AGOSTINHO, et al. (1999), no qual há uma redução na diversidade de espécies nos primeiros anos do reservatório. Apesar de algumas espécies apresentem respostas rápidas às modificações, há espécies que respondem lentamente, sendo as adaptações destas podem ocorrer gradualmente ao longo de anos e décadas de acordo com o hábito alimentar (AGOSTINHO, et al., 1999).

Na Fase De Diagnóstico Da Bacia Do Rio Jordão realizado pela SEMA em 2008 há poucas informações sobre as espécies da ictiofauna, apenas há uma menção das famílias encontradas. Segundo Agostinho et al. (2007) os reservatórios mais antigo apresentam menor número de espécies, porém analisando os ciclos estudados houve um aumento no último ciclo analisado. Esse comportamento pode estar relacionado ao fato de os reservatórios estudados estarem ainda em processo de estabilização, o que pode levar longos períodos. Desta forma a comunidade de peixes ainda pode passar por alterações de riqueza, abundância e diversidade.

A formação de uma nova comunidade de peixes após o barramento tem relação com a comunidade preexistente no corpo hídrico, as espécies mais generalistas que apresentam maior plasticidade alimentar e reprodutiva são as que têm maior sucesso na colonização do novo ambiente. As espécies de peixes que se estabeleceram e persistiram após a criação dos reservatórios de Santa Clara e de Fundão tendem a apresentar hábito mais generalista, com maior plasticidade reprodutiva e alimentar. Conseqüentemente nos primeiros anos do barramento as espécies mais predominantes são de pequeno porte, consideradas oportunistas. As espécies coletadas em sua maioria são de pequeno porte. A análise das amostragens da ictiofauna realizadas nos ciclos sazonais demonstra o conjunto de informações que descrevem as características do ambiente estudado e o comportamento da assembleia de peixes. Houve uma variação no número de indivíduos coletados ao

longo dos ciclos, sendo o verão de 2015 o período com maior número de espécimes coletados totalizando 802. As espécies mais abundantes nos ciclos analisados foram: *Astyanax bifasciatus*, *Astyanax minor*, *Astyanax lacustris*. O gênero *Astyanax* apresenta estratégias reprodutivas que permitem maior sucesso de colonização de ambientes represados. Esse fato é importante, pois podem fornecer informações sobre o equilíbrio da população e nos processos de restrição impostas pelos represamentos (BAILLY et al., 2005). As espécies registradas nos estudos analisados utilizam uma gama de recursos alimentares sendo as mais frequentes espécies onívoras, ictiófagas e insetívoras.

A diversidade de espécies registradas para o CEFSC foi o esperado para a porção do baixo Iguaçu. A composição da ictiofauna é predominada por Characiformes e Siluriformes. Houve também registro de espécies endêmicas para a bacia do rio Iguaçu como *Astyanax gymnogenys*, *Astyanax bifasciatus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Apareiodon vittatus*, *Pimelodus Britskii*, *Pimelodus ortmanni* e *Corydoras paleatus*. Segundo Garavello et al. (1997) a ictiofauna da bacia é caracterizada por espécies de pequeno e médio porte e pela ausência de espécies reofílicas ou grandes migradoras. As espécies migradoras são aquelas espécies que durante o período reprodutivo se deslocam no sentido a montante dos rios para se reproduzirem.

Segundo Agostinho et al. (2007) os reservatórios mais antigo apresentam menor número de espécies, porém analisando os ciclos estudados houve um aumento no último ciclo analisado. Esse comportamento pode estar relacionado ao fato de os reservatórios estudados estarem ainda em processo de estabilização, o que pode levar longos períodos. Desta forma a comunidade de peixes ainda pode passar por alterações de riqueza, abundância e diversidade.

A formação de uma nova comunidade de peixes após o barramento tem relação com a comunidade preexistente no corpo hídrico, as espécies mais generalistas que apresentam maior plasticidade alimentar e reprodutiva são as que têm maior sucesso na colonização do novo ambiente.

As espécies com maior diversidade de recursos alimentares apresentam maior chance de adaptação às condições do reservatório. As espécies de peixes que se estabeleceram e persistiram após a criação dos reservatórios de Santa Clara e Fundão tendem a apresentar hábito mais generalista, com maior plasticidade

reprodutiva e alimentar. Conseqüentemente nos primeiros anos do barramento as espécies mais predominantes são de pequeno porte, consideradas oportunistas.

Com a formação do reservatório há um aumento nos recursos alimentares que vão diminuindo ao longo do tempo (PETRERE JR. e RIBEIRO, 1994, AGOSTINHO et al., 2006), esse fato promove contínuas alterações na composição da ictiofauna também. Outro fato importante a ser considerado é a presença de espécies exóticas o que causar efeitos negativos às espécies nativas, pois são espécies que tem alto grau de competitividade e adaptabilidade (VITULE, 2009).

Com base nos dados levantados e nas análises estatísticas feitas é possível afirmar que a ictiofauna não pode ser considerada estabilizada. As variações na riqueza, diversidade e abundância das espécies não podem ser apenas justificadas pelas variações dos ciclos sazonais. Ressalta-se que os dados obtidos estão dentro do esperado para reservatórios da bacia do rio Iguaçu. Essa reduzida comunidade de peixes está relacionada às características peculiares desse ecossistema que definiram a composição e a estruturação da ictiofauna durante o processo de colonização no ambiente represado (ABILHOA e DUBOC, 2007).

6 CONCLUSÕES

Após a compilação e análise dos dados obtidos do Estudo de Impacto Ambiental do Complexo Energético Fundão Santa Clara e dos relatórios técnicos elaborados para o monitoramento da ictiofauna, foi verificado que há uma variação na comunidade ictiofaunística considerando os índices ecológicos e as demais análises estatísticas. O fato de ainda não haver indícios suficientes que confirmem a estabilização da comunidade de ictiofauna este fato está relacionado com a reestruturação da comunidade após o barramento do rio e a formação dos reservatórios.

No estudo foram verificadas alterações temporais na composição da ictiofauna nos reservatórios do Complexo Energético de Santa Clara e Fundão ao longo de cinco anos de monitoramento como pode ser verificado pela aplicação da técnica da PERMANOVA que demonstra a variação da composição da ictiofauna nos períodos estudados. A variação na composição da ictiofauna dos reservatórios ao longo dos cinco anos ocorreu com a substituição das espécies dominantes, aumento no número de espécies coletadas em cada um dos ciclos sazonais amostrados.

A comparação entre os ciclos demonstra que há maior semelhança entre o primeiro e segundo ciclo, já o terceiro ciclo apresenta diferença, apresentando diferenças na composição das espécies. Isso pode estar ocorrendo devido aos reservatórios estarem passando por processos de mudanças e não apresentarem estabilização quanto a composição da ictiofauna. Durante todos os ciclos as espécies mais representativas foram do gênero *Astyanax* e foi observado o incremento de espécies exóticas aos reservatórios.

Houve variações na riqueza, diversidade e dominância a longo do tempo, pois houve diferenças entre esses dados no decorrer dos monitoramentos e esses índices demonstram que os reservatórios ainda estão passando por modificações quanto a estrutura da ictiofauna.

Conclui-se que uma melhor compreensão dos processos que estão ocorrendo pode ser complementada com a utilização de métodos genéticos visando demonstrar a variabilidade genética das populações de peixes dos reservatórios do complexo CEFSC.

7 REFERÊNCIAS

ABILHOA, V.; DUBOC, L. F.; AZEVEDO-FILHO, D. P. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 238-246, 2008.

ABILHOA, V.; LAYNES, W. L.; MICHALIK, L. L. L.; FÁVARO, L. F.; VITULE, J. R. S.. Ictiofauna. In: CUNHA, C. et al. Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva-estudo interdisciplinar na Bacia do rio Verde, PR. **Editora UFPR**, Curitiba, 2012.

ABILHOA, Vinicius; DUBOC, Luiz Fernando. A new species of the freshwater fish genus *Astyanax* (Ostariophysi: Characidae) from the rio Iguaçu basin, southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 1587, n. 1, p. 43-52, 2007.

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health e Management**, v. 10, n. 2, p. 174-186, 2007.

AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. 2018. In: TUNDISI, José Galizia; STRASKRABA, Milan (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Ann Arbor: International Institute of Ecology, 1999.

AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. 2018. In: TUNDISI, José Galizia; STRASKRABA, Milan (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Ann Arbor: International Institute of Ecology, 1999.

AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GREGORIS, J. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos socioeconômicos e impactos do represamento. 2018.

AGOSTINHO, Angelo A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26-36, 2016.

AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. In: **Reservatorio de Segredo: bases ecologicas para o manejo**. Eduem, 1997.

AGOSTINHO, Angelo Antônio et al. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. 2007.

AGOSTINHO, Angelo Antônio; GOMES, Luiz Carlos; LATINI, João Dirço. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. **Interciencia**, v. 29, n. 6, p. 334-338, 2004.

AGOSTINHO, Angelo Antonio; JÚLIO JR, Horacio Ferreira; BORGHETTI, José Roberto. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, v. 14, n. ssupl, 1992.

AGOSTINHO, Angelo Antonio; JULIO JUNIOR, H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. 2018.

AGOSTINHO, Angelo Antonio; PELICICE, Fernando Mayer; JÚLIO JR, Horácio Ferreira. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: unidades de conservação. **Unidades de conservação: Ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba, IAP, 344p, p. 95-117, 2006.

AGOSTINHO, Angelo Antonio; THOMAZ, Sidinei Magela; GOMES, Luiz Carlos. **Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River**: effects of hydrological regulation by dams. 2018.

AGOSTINHO, Angelo Antônio; ZALEWSKI, Maciej. **A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação**. 1996.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AURIEMMA JR, N., JANINI, C. R. V., ROCHA, A. S., MENDES, A. F. RELATÓRIO FINAL DE MONITORAMENTO DE ICTIOFAUNA INTEGRANTE DO PBA (Plano Básico Ambiental) TERRAS INDÍGENAS DO RIO TIBAGI/PR. Agosto 2016.

BAILLY, D. et al. Características reprodutivas de espécies de *Astyanax* e sucesso na colonização de reservatórios do rio Iguaçu, PR. **Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, Editora RiMa**, p. 243-252, 2005. In: RODRIGUES, L. et al. Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. Rima, 2005.

BAUMGARTNER, Gilmar et al. **Peixes do baixo rio Iguaçu**. Editora da Universidade Estadual de Maringá-EDUEM, 2012.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual review of ecology and systematics**, v. 8, n. 1, p. 255-283, 1977.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L. A natureza da comunidade: padrões no espaço e no tempo. In: M Begon, CR Townsend, JL Harper. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**, Artmed, Porto Alegre, p. 469-498, 2007.

BOHMANN, Kristine et al. Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. Trends in ecology e evolution, v. 29, n. 6, p. 358-367, 2014.

BRASIL. Nº, L. E. I. 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.** Disponível em: www.planalto.gov.br.

BRASIL. Nº, L. E. I. 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21,** 2011.

CECILIO, Evanilde Benedito et al. Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Rev. Bras. Zool**, v. 14, n. 1, p. 1-14, 1997.

CENTRAIS ELÉTRICAS DO RIO JORDÃO – ELEJOR. Curitiba. 2019. Disponível em <https://www.elejor.com.br/>. Acesso em 04 de maio de 2019.

Chaves, Maria Clara Nunes Ramos. **Variações na composição e estrutura da ictiofauna associada a substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara**, RJ. 2013.

CHAVES, Nascimento; GARCEZ, Danielle Sequeira. Fish assemblage of the Santo Anastácio reservoir (Ceará state, Brazil). **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 40, n. 1, p. 1-15, 2014.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. PRIMER v6: User manual/tutorial: Plymouth. **Plymouth, UK: Primer-E, Ltd**, 2006.

CLARKE, K. Robert et al. Exploring interactions by second-stage community analyses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 338, n. 2, p. 179-192, 2006.

CONNELL, Joseph H.; SOUSA, Wayne P. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. **The American Naturalist**, v. 121, n. 6, p. 789-824, 1983.

COPEL – Companhia Paranaense de Energia. Estudo de Impacto Ambiental do Complexo Hidrelétrico de Fundão e Santa Clara. Volume 3. 1998

COPEL – Companhia Paranaense de Energia. Estudos de Impacto Ambiental: Usina Hidrelétrica Fundão. Curitiba, v1, v2 e v3, 1999.

DA SILVA BITTENCOURT, Suzana Carla et al. Distribuição espacial de larvas de peixes em um reservatório tropical na bacia Araguaia-Tocantins. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 8, n. 1, p. 14-18, 2018.

DAGA, Vanessa Salete. Homogeneização da ictiofauna: cientometria, hierarquização da hipótese e dinâmica do processo em reservatórios neotropicais. 2017.

GARAVELLO, J. C. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. **Reservatório de Segredo bases ecológicas para manejo**, 1997. In: AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. In: Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem, 1997.

HAHN, Lisiane et al. Use of radiotelemetry to track threatened dorados *Salminus brasiliensis* in the upper Uruguay River, Brazil. **Endangered Species Research**, v. 15, n. 2, p. 103-114, 2011.

HAILE, James et al. Ancient DNA reveals late survival of mammoth and horse in interior Alaska. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 52, p. 22352-22357, 2009.

HEBERT, Paul DN et al. Biological identifications through DNA barcodes. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 270, n. 1512, p. 313-321, 2003.

INGENITO, Leonardo Ferreira da Silva; DUBOC, Luiz Fernando; ABILHOA, Vinícius. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da bacia do alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Arq. ciênc. vet. zool. UNIPAR**, v. 7, n. 1, p. 23-36, 2004.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO (LACTEC). Relatório de Monitoramento da Fauna Aquática nos Reservatórios do Complexo Energético Fundão Santa Clara, CEFSC. **Relatório Técnico**, Fase II. LACTEC 2011.

IUCN. International Union For Conservation For Nature: The IUCN red list of threatened species, versão 2019-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 20 de mar. 2019.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers *Oikos*, 69. 1994.

JÚLIO JR, H. F. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**, p. 1-10, 1997.

KANNO, Yoichiro et al. Influence of rare species on electrofishing distance when estimating species richness of stream and river reaches. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 6, p. 1240-1251, 2009.

LARSEN, Trond Halvor (Ed.). **Core standardized methods for rapid biological field assessment**. Conservation International, 2016.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology—Amsterdam. **Nederland: Elsevier**, 1998.

LIMA, Felipe P. de et al. Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effects in the Neotropical region. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, 2018.

LOWE-MCCONNELL, ROSEMARY H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In: **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. 1999.

LUIZ, E. A. **Influência da construção da hidrelétrica do rio Jordão sobre a ictiofauna: impactos e colonização**. Tese de Doutorado. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 66p. 2006.

MACHADO, Angelo Barbosa Monteiro; DRUMMOND, Gláucia Moreira; PAGLIA, Adriano Pereira. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 2008.

MAGURRAN, Anne E. Medindo a diversidade biológica. **Curitiba: Editora da UFPR**, v. 261, 2011.

MALABARBA, Luiz R.; REIS, Roberto E. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. **Sociedade Brasileira de Zoologia, Campinas**, v. 36, p. 1-14, 1987.

MARCIANO, F. M., STEFANI, P. M. Projeto Básico Ambiental (PBA) UHE Teles Pires - Programa de Monitoramento da Ictiofauna. Companhia Hidrelétrica Teles Pires S.A. **JGP Consultoria e Participações Ltda.** 2011.

MCCONNELL, Ro; LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities.** Cambridge University Press, 1987.

MENDONÇA, Fernando P.; MAGNUSSON, William E.; ZUANON, Jansen. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, v. 2005, n. 4, p. 751-764, 2005.

MIKICH, Sandra Bos; BÉRNILS, Renato Silveira. **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná.** Instituto ambiental do Paraná, 2004.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014-Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da União, Seção 1**, v. 245, p. 121-126, 2014.

NAKAGAWA, Bruno Kazuo. Biologia populacional do predador invasor *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) em um reservatório Neotropical usando marcação e recaptura. 2016.

ORSI, M. L.; BRITTON, J. R. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. **Journal of Fish Biology**, v. 84, n. 6, p. 1964-1970, 2014.

PAINE, Robert T. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. **Journal of animal ecology**, v. 49, n. 3, p. 667-685, 1980.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Superintendência de desenvolvimento de recursos hídricos e saneamento Ambiental. Bacia Hidrográfica do rio Jordão. **Fase I - Diagnostico.** 229p. 2008.

PELICICE, Fernando M.; POMPEU, Paulo S.; AGOSTINHO, Angelo A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 4, p. 697-715, 2015.

PERES-NETO, P. R.; BIZERRIL, P. R.; IGLESIAS, R. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. **Oecologia Australis**, v. 1, n. 1, p. 317-334, 1995.

PÉREZ, ALEJANDRO GIRALDO. **MOVIMENTOS E MORTALIDADE CRÔNICA DE PEIXES NOS RIOS GRANDE E PARANAÍBA, MG.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

PETREIRE JR, Miguel. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes e Reservoirs: Research e Management**, v. 2, n. 1-2, p. 111-133, 1996.

PINHEIRO, Paulo J. et al. Utilização de radio-telemetria no estudo de selecção de habitat do barbo comum (*Barbus bocagei*) no rio Alva. In: **CONGRESSO DA ÁGUA. ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DE RECURSOS HÍDRICOS.** 2004.

PULLIN, Roger SV; FROESE, Rainer; PAULY, Daniel. Indicators for the sustainability of aquaculture. In: **Ecological and genetic implications of aquaculture activities.** Springer, Dordrecht, 2007. p. 53-72.

RÊGO, Ana Carolina Lacerda et al. Composição, abundância e dinâmica reprodutiva e alimentar de populações de peixes de um reservatório recém-formado (UHE-Capim Branco I/MG). 2008.

- SANTOS, A. H. M.; FREITAS, M.A.V. Hidrelétricas e desenvolvimento no Brasil. In: Workshop barragens, desenvolvimento e meio. São Paulo: **Banco Interamericano de Desenvolvimento**, 2000. P 59-76.
- SCHORK, Gianfrancisco et al. Estrutura da assembleia íctica nos dez anos após a formação dos reservatórios de Itá e Machadinho-Alto Rio Uruguai. 2016.
- SERRAO, S. M. G. . Barcoding de peixes do gênero *Hypancistrus* (Siluriformes, Loricariidae). 2015.
- SHOKRALLA, Shadi et al. Next-generation sequencing technologies for environmental DNA research. **Molecular ecology**, v. 21, n. 8, p. 1794-1805, 2012.
- SILVA, Priscilla Caroline; MALABARBA, Luiz Roberto. Rediscovery of the holotype of *Tetragonopterus vittatus* Castelnau 1855, a senior synonym of *Moenkhausia doceana* (Steindachner 1887)(Characiformes: Characidae). **Zootaxa**, v. 4132, n. 2, p. 269-271, 2016.
- SOCIEDADE DA ÁGUA. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna nos Reservatórios das UHE's Fundão e Santa Clara (Fase Sazonal de Outono, abril de 2014). **Sociedade da Água**. 2014.
- SOCIEDADE DA ÁGUA. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna nos Reservatórios das UHE's Fundão e Santa Clara (Fase Sazonal de inverno, outubro de 2014). **Sociedade da Água**. 2014.
- SOCIEDADE DA ÁGUA. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna nos Reservatórios das UHE's Fundão e Santa Clara (Fase Sazonal de Primavera, setembro de 2014). **Sociedade da Água**. 2014.
- SOCIEDADE DA ÁGUA. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna nos Reservatórios das UHE's Fundão e Santa Clara (Fase Sazonal de verão, março de 2015). **Sociedade da Água**. 2015
- SOUTO, A. C.; LIMA, F. P.; GILDO, N. M. e VIDOTTO-MAGNONI, A. P. **Dieta das espécies de peixes do reservatório de Jurumirim e seus principais tributários**. 2016. In: SILVA, Reinaldo José da. Integridade ambiental da represa de Jurumirim: ictiofauna e relações ecológicas. 2016.
- SOUZA, G.R.S. ; NUNES, L. D. ; KILPP, J. C. ; MACHADO, L. S. ; HAHN, L . Comparação entre a efetividade do monitoramento de base fixa e monitoramento móvel em estudos de migração de peixes com o uso de radiotelemetria na Amazônia. In: XXII Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2017, Porto Seguro. Anais EBI 2017.
- STEVAUX, JOSÉ CÂNDIDO; SOUZA FILHO, EE De; JABUR, ISSA CHAIBEM. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. 1997. In HAHN, N. S. et al. Ecologia trófica. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. **Maringá: EDUEM**, p. 209-228, 1997.
- TEIVE, Leticia Frozza et al. A influência de fatores locais e regionais na dinâmica de estruturação de metacomunidades bênticas de sistemas costeiros do sul do Brasil. 2013.
- THOMSEN, Philip Francis et al. Detection of a diverse marine fish fauna using environmental DNA from seawater samples. **PLoS one**, v. 7, n. 8, p. e41732, 2012.
- TRIBUNAL, DE CONTAS DA UNIÃO. Cartilha de licenciamento ambiental. **Brasília: TCU, Secretaria de Fiscalização de Obras e Patrimônio da União**, 2004.
- TUNDISI, José Galizia. Água no século XXI: enfrentando a escassez. In: **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2003.
- TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. In: **Aquatic Biodiversity**. Springer, Dordrecht, 2003. p. 231-242.

VAZZOLER, A. E. A. M. et al. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **Maringá: Eduem**, v. 169, 1996.

VITULE, Jean Ricardo Simões. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 4, n. 2, p. 111-122, 2009.