

15º RELATÓRIO CONSOLIDADO DE ANDAMENTO DO PBA E DO ATENDIMENTO DE
CONDICIONANTES

CAPÍTULO 2 – ANDAMENTO DO PROJETO BÁSICO AMBIENTAL

**Anexo 13.3.4 - 3 – Efeito do barramento na ictiofauna
do rio Xingu e tributários no âmbito do Projeto de
Monitoramento da Ictiofauna da UHE Belo Monte (2012
a 2018)**

Anexo 13.3.4 - 2 – Efeito do barramento na ictiofauna do rio Xingu e tributários no âmbito do Projeto de Monitoramento da Ictiofauna da UHE Belo Monte (2012 a 2018)

Com a finalidade de avaliar as possíveis alterações na ictiofauna ao longo dos sete anos monitorados, é apresentada a seguir uma análise temporal da riqueza, abundância, tamanho corporal, composição e estrutura trófica das assembleias de peixes capturadas para: i) o trecho do rio diretamente afetado pelo empreendimento (setores Reservatório Principal; Trecho de Vazão Reduzida; Jusante e Bacajá), e ii) separadamente para cada um dos seis setores monitorados. Para viabilizar estas comparações foram apenas considerados os protocolos com a mesma padronização de amostragem, esforço e número de sítios monitorados desde o início do projeto (i.e., dois sítios em cada trecho monitorado).

As análises referentes ao descritor ecológico Comprimento Total foram realizadas utilizando amostra de 43.830,00 observações, representativa dos 177.478,00 espécimes capturados durante todo o período de monitoramento da ictiofauna, 2012 a 2018. Esta amostra corresponde aqueles indivíduos que tiveram registrados seu comprimento total e que foram capturados nos ambientes de rio nos seis setores definidos.

Considerando que o tamanho dos indivíduos de uma espécie ou assembleia é um poderoso indicador do estado de conservação da mesma e de sua maturidade, foi comparada a estrutura em comprimento das amostragens padronizadas nos ambientes de remanso entre o período pré barramento (campanhas de 2012 a 2015) e pós barramento (campanhas de 2016 a 2018). Nesta análise foi considerada unicamente a amostragem de malhadeira por ser uma arte de pesca utilizada pelos pescadores locais e por ter coletas em todas as diferentes fases do período hidrológico e realizadas em todas as campanhas de monitoramento.

1. Trecho do rio diretamente afetado pelo empreendimento (setores: Reservatório Principal; Trecho de Vazão Reduzida; Jusante e Bacajá)

Os padrões temporais da riqueza (S: número de espécies) e abundância (N: número de indivíduos) de peixes amostrados para trecho do rio diretamente afetado pelo empreendimento entre os anos monitorados, mostraram claramente o efeito do barramento (**Figura 1 - 1**). Na fase de pré-barramento a riqueza variou entre 208 (ano de 2012) e 217 espécies (ano de 2015), já, nos últimos três anos monitorados, na fase de pós-barramento, a riqueza variou entre 174 (ano de 2016) e 190 espécies (ano de 2017). No último ano amostrado (2018) foi registrada a segunda menor riqueza dos sete anos monitorados com 183 espécies de peixes. A tendência temporal da abundância foi similar à observada pela riqueza, onde os maiores valores de N ocorreram no pré-barramento e menores valores, com a exceção para o ano de 2017, no pós-barramento.

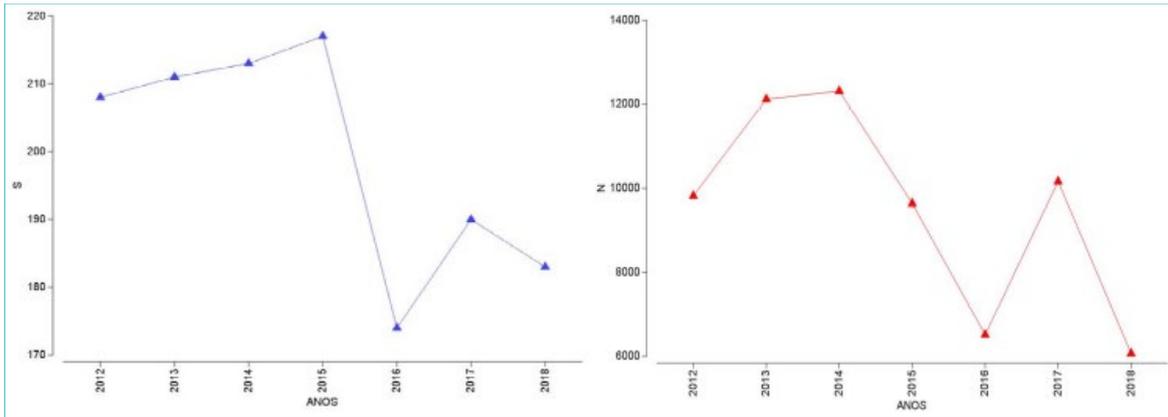


Figura 1 - 1 – Valores do número de espécies (S) e abundância (N) da ictiofauna monitorada na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e 2018.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que o principal fator responsável para explicar a variância dos dados da composição da ictiofauna foi o ambiente (PERMANOVA: Pseudo-F = 51,16; $p = 0,001$); seguido pelo fator setores (PERMANOVA: Pseudo-F = 10,10; $p = 0,001$), e, por fim, pelas fases do empreendimento (PERMANOVA: Pseudo-F = 5,19; $p = 0,001$). Através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) gerada a partir dos centroides da combinação dos fatores “ano” e “ambiente”, foi possível observar uma clara segregação das assembleias entre os ambientes (**Figura 1-2**). Se para o ambiente de remanso e canal a dispersão dos centroides foi reduzida (0,28 e 0,50 respectivamente), para os ambientes de praias, igapó, lago e corredeiras/pedrais a dispersão dos dados foi expressiva (i.e., variando entre 1,06 – 1,64), sugerindo fortes mudanças na composição ao longo dos anos monitorados. Quando comparadas as dispersões das amostras das fases do empreendimento, as maiores dispersões foram observadas para a fase pós-enchimento (1,12).

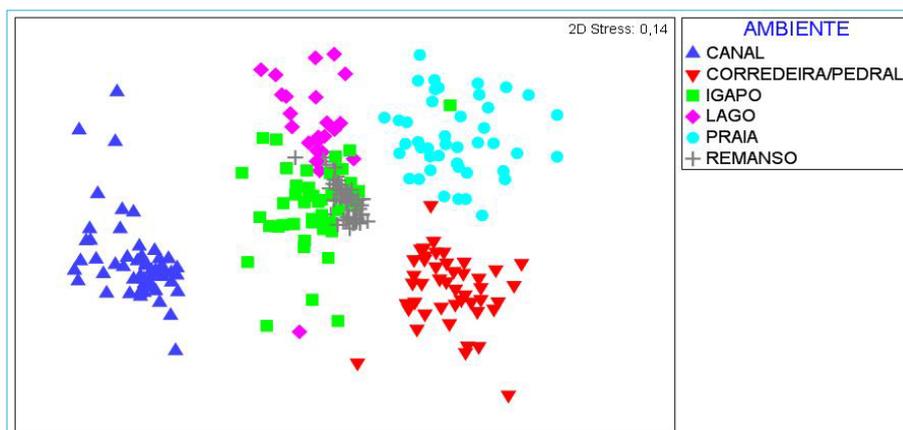


Figura 1 - 2 – Representação gráfica do MDS dos ambientes monitorados na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, na fase de pós enchimento foi observado um aumento dos iliófagos e dos piscívoros e uma redução dos onívoros e detritívoros (**Figura 1-3**).

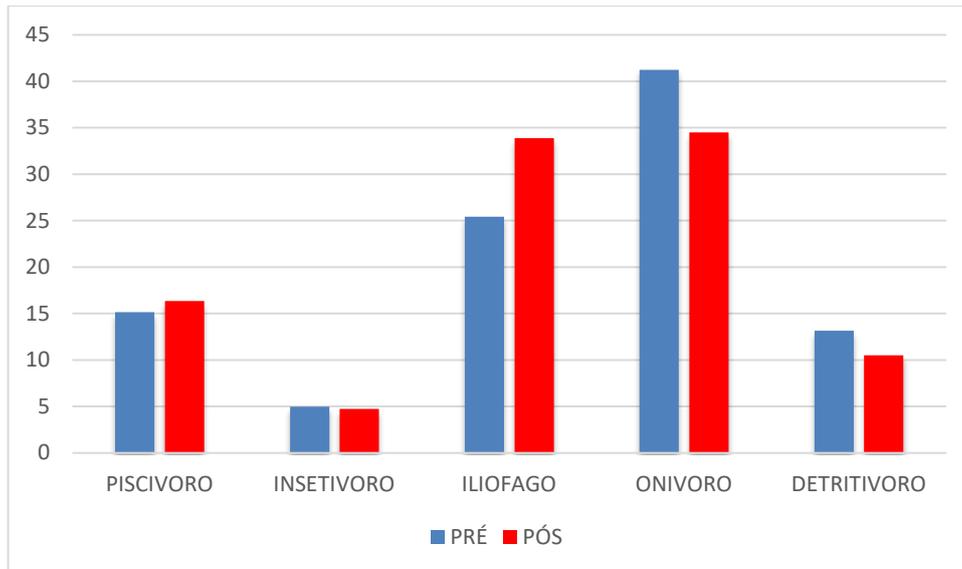


Figura 1 - 3 – Abundancia relativa (%) das guildas tróficas na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, na fase pré e pós barramento.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 20 espécies de peixes mais abundantes e comuns entre os sete anos monitorados, mostrou claramente uma separação entre os anos de pré e pós-enchimento reflexo de mudança na composição da ictiofauna. Esta simples representação gráfica auxilia na identificação de quais espécies sofreram reduções na sua abundância após o enchimento (e.g., *Tometes kranponhah*) e quais, ao contrário, aumentaram no cenário atual (e.g., *Bryconops alburnoides*) (Figura 1 - 4)

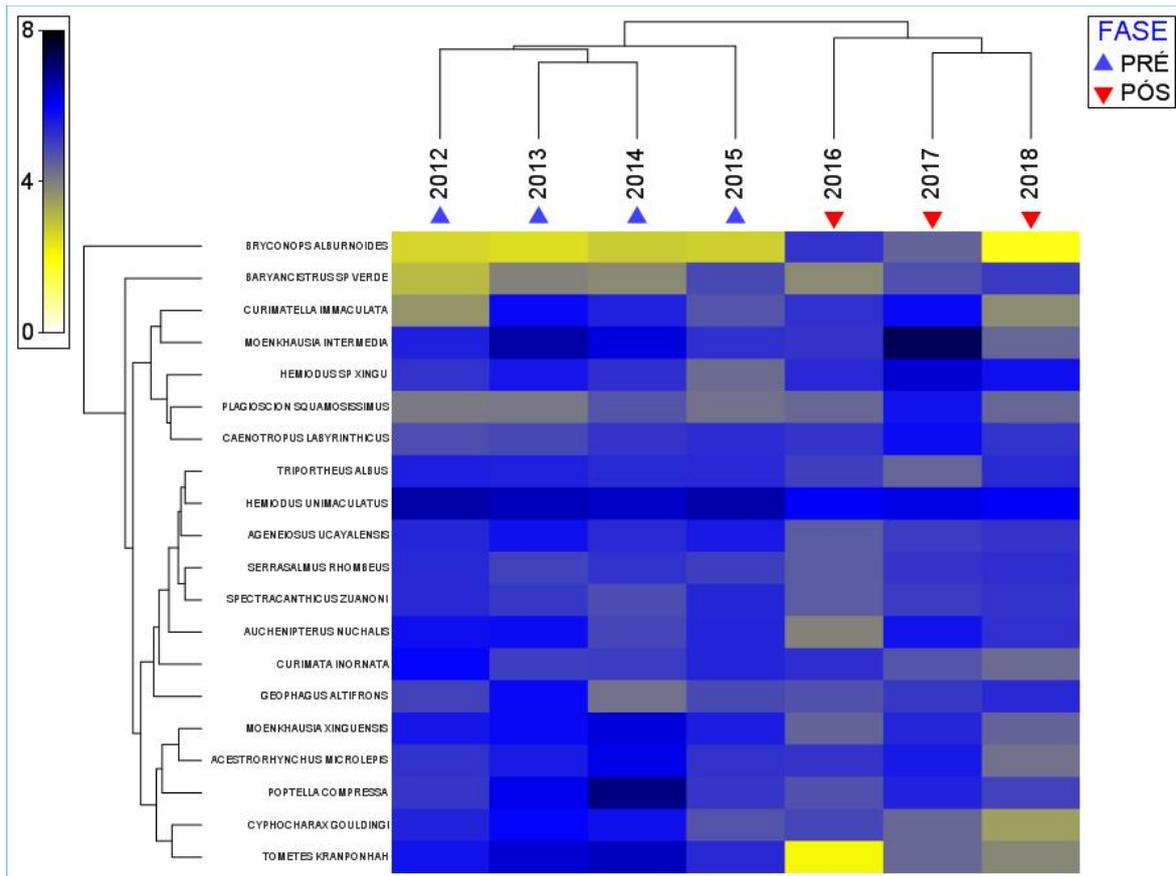


Figura 1 - 4 – Mapa de calor mostrando a contribuição das vinte espécies de peixes mais abundantes no trecho do rio diretamente afetado pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do trecho diretamente afetado, foram registradas 34.047 observações de Comprimento Total de espécimes, variando de 1,50 a 141,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $16,96 \pm 8,83$ cm. Considerando a frequência de comprimento dos cenários de pré e pós barramento, 2012-2015 e 2016-2018, respectivamente, foi possível comparar as Estimativas de Densidade de Kernel (KDEs) entre os cenários

As Estimativas de Densidade do Kernel (KDEs) fornecem um método baseado em dados de frequência de comprimento para aproximar funções de densidade de probabilidade. Os KDEs também fornecem uma abordagem não paramétrica para comparar pares de distribuições de frequência de comprimento através de um teste de permutação para a forma e localização.

As curvas de densidade de probabilidade de cada de cenário e ano, exibidas na **Figura 1-5**, exibem, através de teste de permutação, a probabilidade de existência da influência do barramento sobre a frequência de comprimento, sendo significativa para estes, onde houve no cenário de pós barramento menor densidade de probabilidade considerando todas as classes de comprimento, reflexo da menor captura e maiores frequências relativas aos indivíduos de comprimento total, menor do que o cenário de pré barramento (**Figura 1-5a**). Este decréscimo é visualizado na evolução temporal anual das Estimativas da Densidade Kernel de 2012 a 2018 na **Figura 1-5b**.

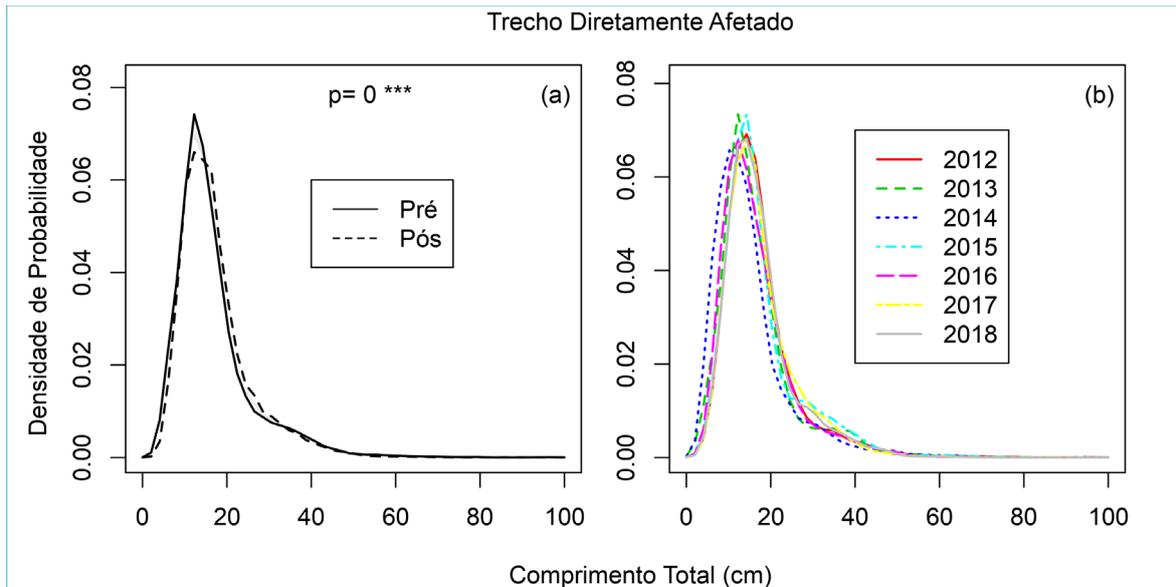


Figura 1 - 5 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para os cenários de pré e pós barramento (a) e ano de coleta (b), gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no trecho do rio Xingu diretamente afetado pelo empreendimento hidroelétrico, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2013 a 2018. Nível de significância: “**” $p < 0,001$.**

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 1-6**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da variação ambiental natural para o período de pré barramento, de 2012 a 2015 (**Figuras 1-6a; 1-6b; 1-6c**), com considerável contribuição de indivíduos de tamanho corporal maior. Para o cenário pós-barramento, ciclos anuais de 2016 a 2018, é evidente a mudança, identificada pelo teste de permutação, entre os anos de 2015, 2016 e 2017 (**Figuras 1-6c e 1-6d**), onde foi detectada diferenças significativas entre estes, com menores densidade de probabilidade para classes de comprimento entre 30 e 35 cm detectadas para o ano de 2016, em relação ao ciclo anual anterior. Uma sutil recuperação do ambiente é observada nos anos subsequentes, 2017 e 2018, entretanto, sendo verificadas diferenças significativas (**Figuras 1-6e e 1-6f**).

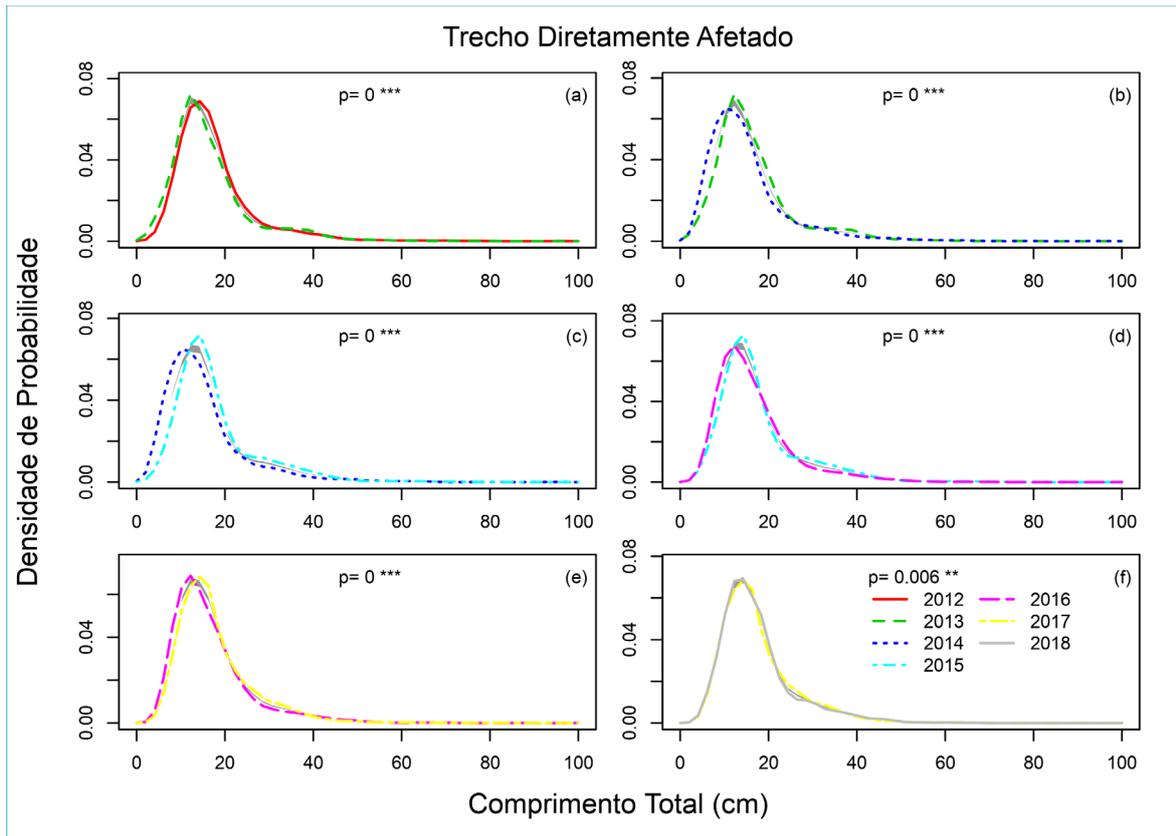


Figura 8 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no trecho do rio Xingu diretamente afetado pelo empreendimento hidroelétrico, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. a) comparação entre 2012 e 2013; b) comparação entre 2013 e 2014; c) comparação entre 2014 e 2015; d) comparação entre 2015 e 2016; e) comparação entre 2016 e 2017; f) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “*” $0,01 < p < 0,05$; “****” $0,001 < p < 0,01$; “*****” $p < 0,001$.**

2. SETOR 1 - MONTANTE

Considerando apenas as amostragens semestrais de cheia e seca, foi possível detectar uma mudança temporal da riqueza (S: número de espécies) e abundância (N: número de indivíduos) de peixes monitorados no setor de montante indicando claramente o efeito do barramento (**Figura 2-1**). Na fase de pré barramento a riqueza variou entre 109 (ano de 2013) e 132 espécies (ano de 2012), já, nos últimos três anos monitorados, na fase de pós-barramento, a riqueza variou entre 85 (ano de 2016) e 110 espécies (ano de 2017). Quando comparadas as medias da riqueza entre as duas fases do empreendimento, no pós-enchimento foi observada uma redução de 15% das espécies registradas no pré enchimento. A tendência temporal da abundância foi similar à observada pela riqueza, onde os maiores valores de N ocorreram no pré barramento e menores valores, com a exceção para o ano de 2017, no pós-barramento. O menor valor de abundância foi registrado para o ano de 2016 com 956 peixes, que corresponde a 50% da media da abundância dos anos do pré enchimento.

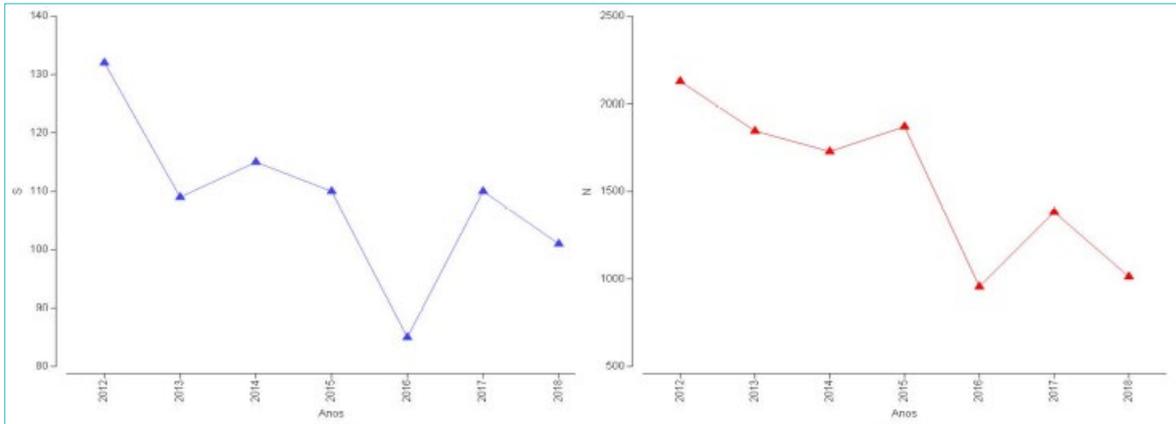


Figura 2 - 1 – Valores do número de espécies (S) e abundância (N) da ictiofauna monitorada no setor 1 – Montante, na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que o principal fator responsável para explicar a variância dos dados da composição da ictiofauna foi i) ambiente (PERMANOVA: Pseudo-F = 14,55; $p = 0,001$), seguido pelo fator ii) fases do empreendimento (PERMANOVA: Pseudo-F = 2,12; $p = 0,02$), e, por fim, pelas interações dos dois fatores fases x ambientes (PERMANOVA: Pseudo-F = 1,57; $p = 0,01$). As mudanças temporais foram comprovadas nas ordenações geradas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) seja para todo o setor (**Figura 2-2**), assim como para a maioria dos ambientes monitorados (**Figura 2-3**). O maior afastamento entre os anos monitorados foi observado no gráfico da MDS para os ambientes de praia, remanso, igapó e corredeira-pedral. Já para os ambientes de lago e canal ainda não foi possível observar uma tendência temporal associada a qualquer modificação da composição da ictiofauna.

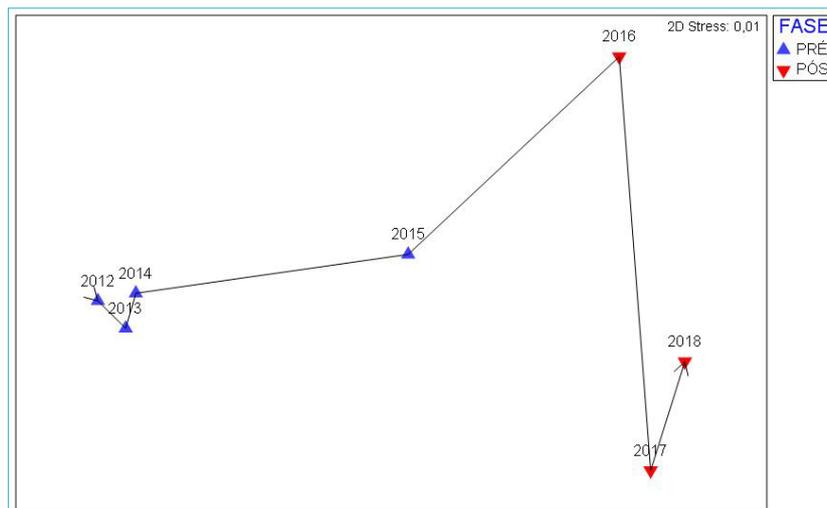


Figura 2 - 2 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 1, montante, na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

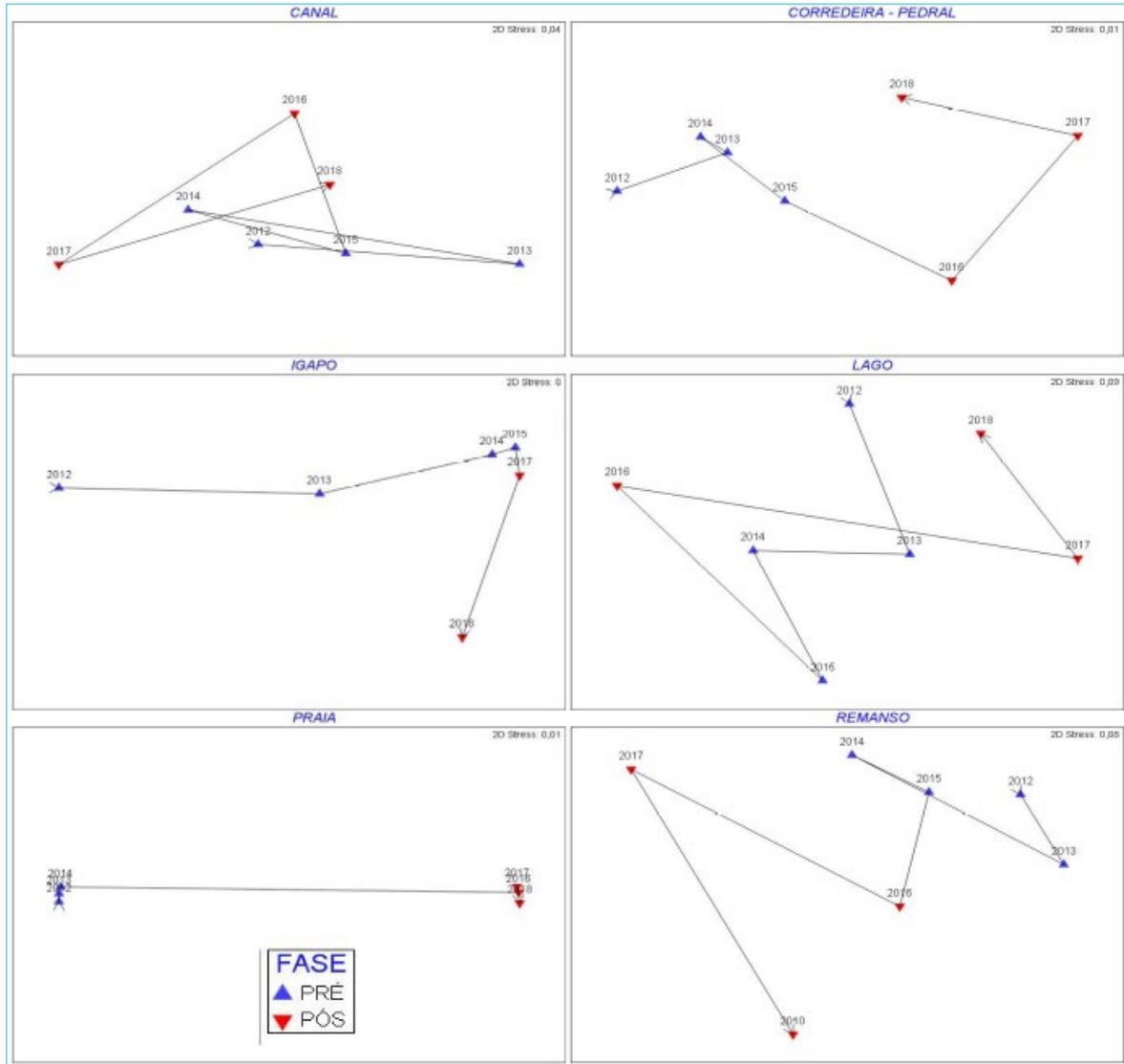


Figura 2 - 3 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados em cada ambiente, no setor 1, montante, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, na fase de pós enchimento foi observado um aumento dos iliófagos e onívoros e uma redução dos piscívoros e detritívoros (Figura 2-4).

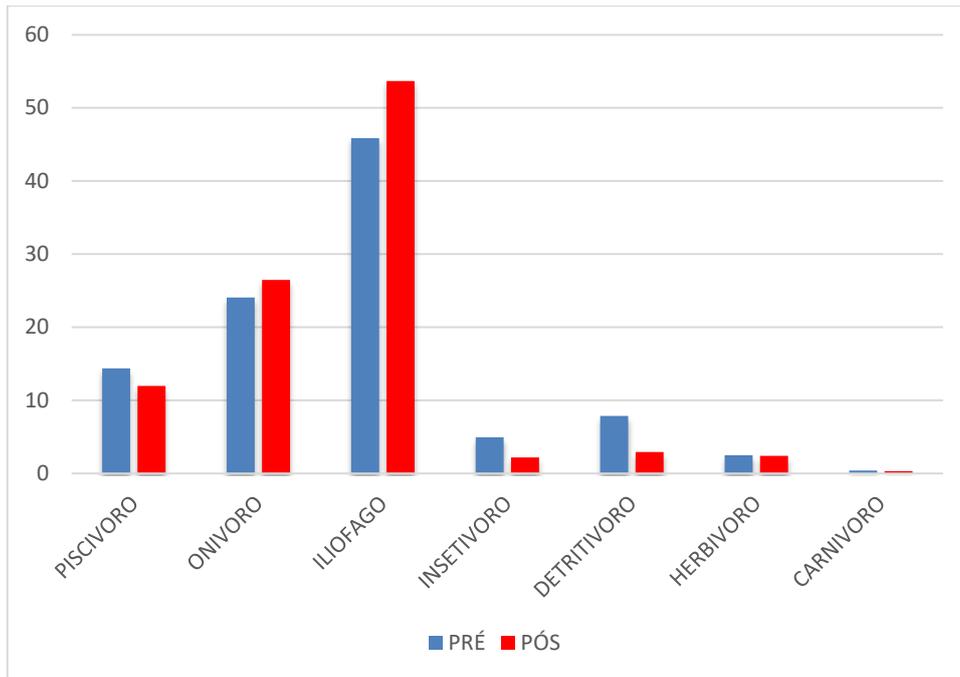


Figura 2 - 4 – Abundância relativa (%) das guildas tróficas no setor 1, montante, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, na fase pré e pós barramento.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes e comuns entre os sete anos monitorados no setor 1, mostrou claramente uma separação entre os anos de pré e pós-enchimento reflexo de mudança na composição da ictiofauna. Na fase de pós-enchimento foram observadas reduções na abundância de algumas espécies (e.g., *Ageneiosus ucayalensis*) e aumento de espécies de hábito bentônico (e.g., *Peckoltia feldbergae*) (Figura 2-5).

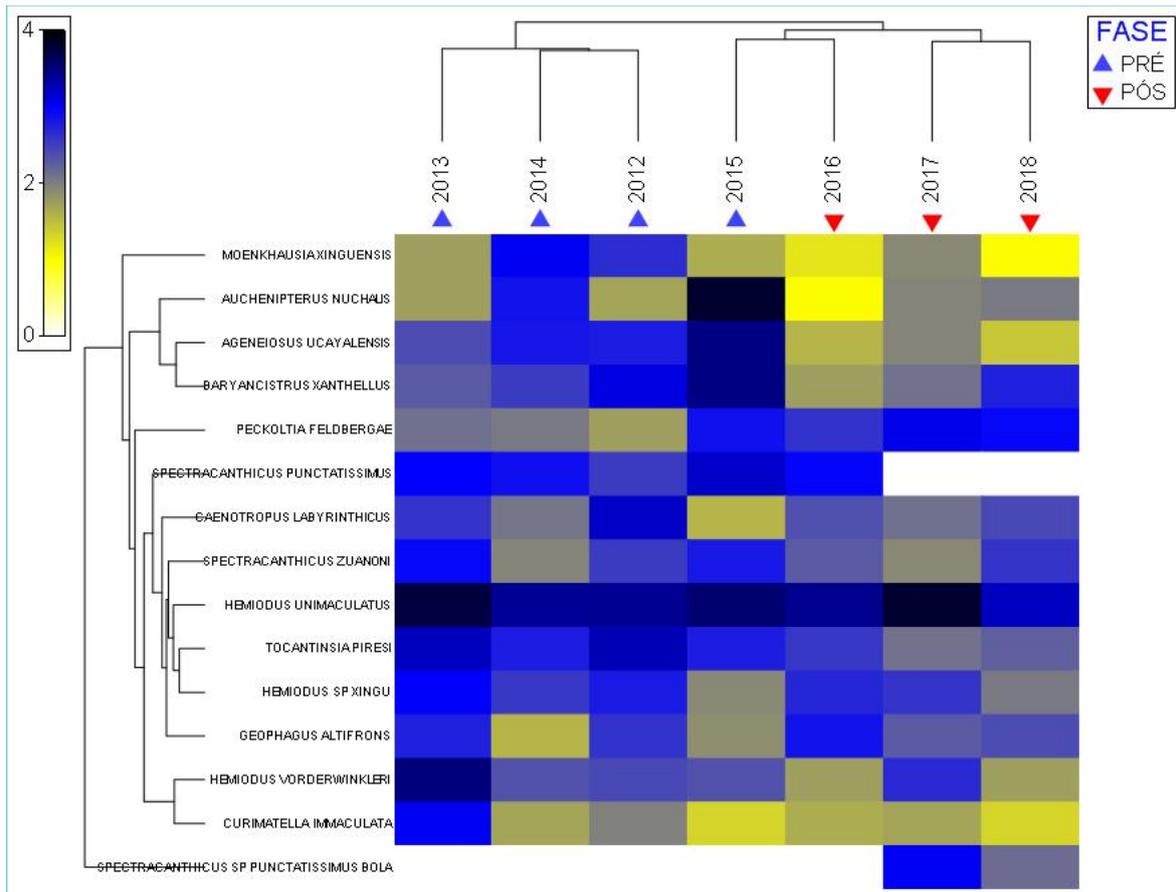


Figura 2 - 5 – Mapa de calor mostrando a contribuição das quinze espécies de peixes mais abundantes no setor 1 – montante, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do setor Montante do Reservatório do Xingu, foram registradas 6.349,00 observações de Comprimento Total de espécimes, variando de 4,50 a 81,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $17,83 \pm 9,37$ cm. Considerando a frequência de comprimento dos cenários de pré e pós barramento, 2012-2015 e 2016-2018, respectivamente, foi possível comparar as Estimativas de Densidade de Kernel (KDEs) entre os cenários

As curvas de densidade de probabilidade de cada de cenário e ano, exibidas nas **Figuras 2-6a e 2-6b**, respectivamente, demonstram, através de teste de permutação, a probabilidade de existência da influência do barramento sobre a frequência de comprimento para este setor Montante do Reservatório do Xingu, sendo significativa para estes, onde houve no cenário de pós-barramento menor densidade de probabilidade, considerando todas as classes de comprimento, reflexo da menor captura e maiores frequências relativas aos indivíduos de comprimento total menor do que o cenário de pré barramento (**Figura 2-6a**). Este decréscimo é visualizado na evolução temporal anual das Estimativas da Densidade Kernel de 2012 a 2018 na **Figura 2-6b**.

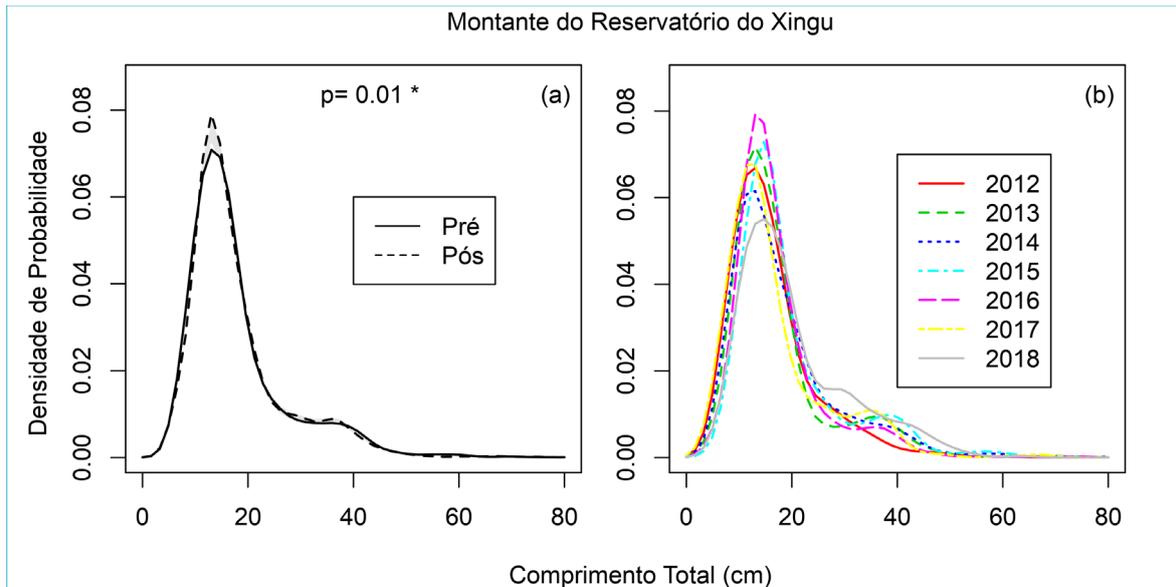


Figura 2 - 6 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para os cenários de pré e pós barramento (a) e ano de coleta (b), gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Montante do Reservatório do Xingu, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. Nível de significância: “**” $p < 0,001$.**

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 2-7**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da variação ambiental natural para o período de pré barramento, de 2012 a 2015 (**Figuras 2-7a; 2-7b; 2-7c**), com considerável contribuição de indivíduos de tamanho corporal maior. Para o cenário pós-barramento, ciclos anuais de 2016 a 2018, é evidente a mudança, identificada pelo teste de permutação, entre os anos de 2015, 2016 e 2017 (**Figuras 1-6c e 1-6d**), onde foi detectada diferenças significativas entre estes, com menores densidade de probabilidade para classes de comprimento entre 30 e 35 cm detectadas para o ano de 2016, em relação ao ciclo anual anterior. Uma sutil recuperação do ambiente é observada nos anos subsequentes, 2017 e 2018, entretanto, sendo verificadas diferenças significativas (**Figuras 1-6e e 1-6f**).

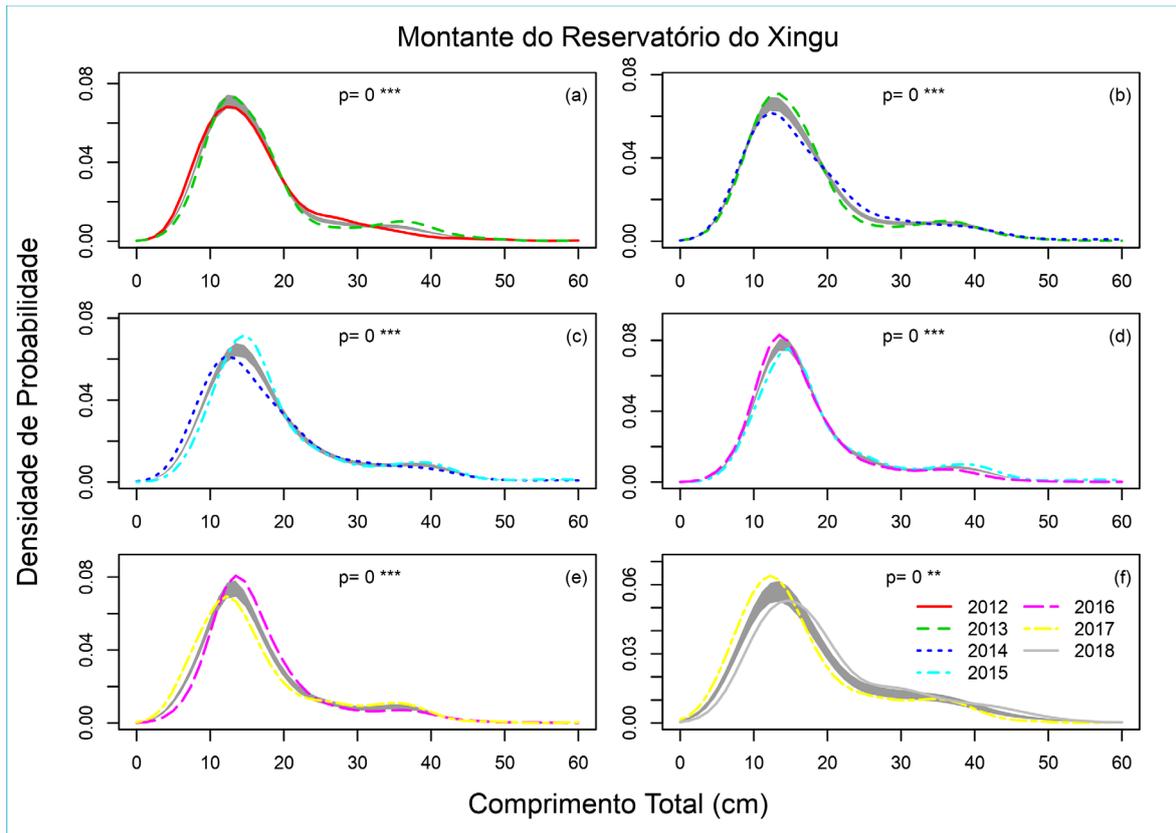


Figura 2 - 7 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Montante do Reservatório do Xingu, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. a) comparação entre 2012 e 2013; b) comparação entre 2013 e 2014; c) comparação entre 2014 e 2015; d) comparação entre 2015 e 2016; e) comparação entre 2016 e 2017; f) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “*” $0,01 < p < 0,05$; “*” $0,001 < p < 0,01$; “****” $p < 0,001$.**

3. SETOR 2 - RESERVATÓRIO PRINCIPAL

Os padrões temporais da riqueza (S: número de espécies) e abundância (N: número de indivíduos) de peixes amostrados para o Reservatório Principal entre os anos monitorados, mostraram claramente o efeito do barramento (**Figura 3-1**). Na fase de pré-barramento a riqueza variou entre 128 (ano de 2015) e 134 espécies (ano de 2012), já, nos últimos três anos monitorados, na fase de pós-barramento, a riqueza variou entre 85 (ano de 2018) e 105 espécies (ano de 2016). Quando comparadas as medias da riqueza entre as duas fases do empreendimento, no pós-enchimento foi observada a redução de 26% das espécies registradas no pré-enchimento. A tendência temporal da abundância foi similar à observada pela riqueza, onde os maiores valores de N ocorreram no pré-barramento e menores valores, com a exceção para o ano de 2017, no pós-barramento. O menor valor de abundância foi registrado para o ano de 2018 com 1482 peixes, que corresponde a 55% da média da abundância dos anos do pré-enchimento.

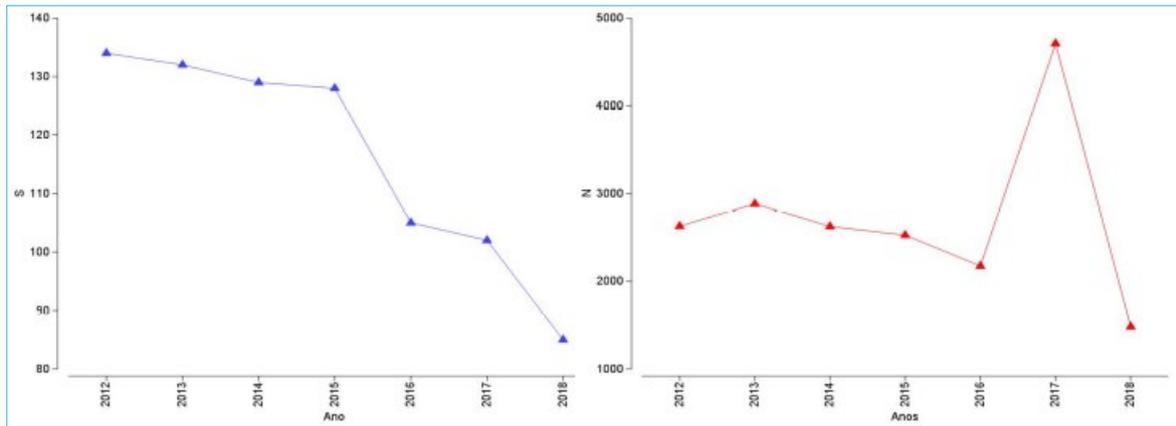


Figura 3 - 1 – Valores do numero de espécies (S) e abundância (N) da ictiofauna monitorada no setor 2, reservatório principal na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que o principal fator responsável para explicar a variância dos dados da composição da ictiofauna foi i) ambiente (PERMANOVA: Pseudo-F = 18,18; $p = 0,001$), seguido pelo fator ii) fases do empreendimento (PERMANOVA: Pseudo-F = 2,40; $p = 0,01$), e, por fim, pelas interações dos dois fatores fases x ambientes (PERMANOVA: Pseudo-F = 1,61; $p = 0,01$). As mudanças temporais foram comprovadas nas ordenações geradas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) seja para todo o setor (**Figura 3-2**), assim como para a maioria dos ambientes monitorados (**Figura 3-3**). O maior afastamento entre os anos monitorados foi observado no gráfico da MDS para os ambientes de remanso, praia e lago. Já para os ambientes de igapó e canal ainda não foi possível observar uma tendência temporal associada a qualquer modificação da composição da ictiofauna. Os ambientes de corredeira/pedral e lago não estiveram mais acessíveis na fase de pós-enchimento.

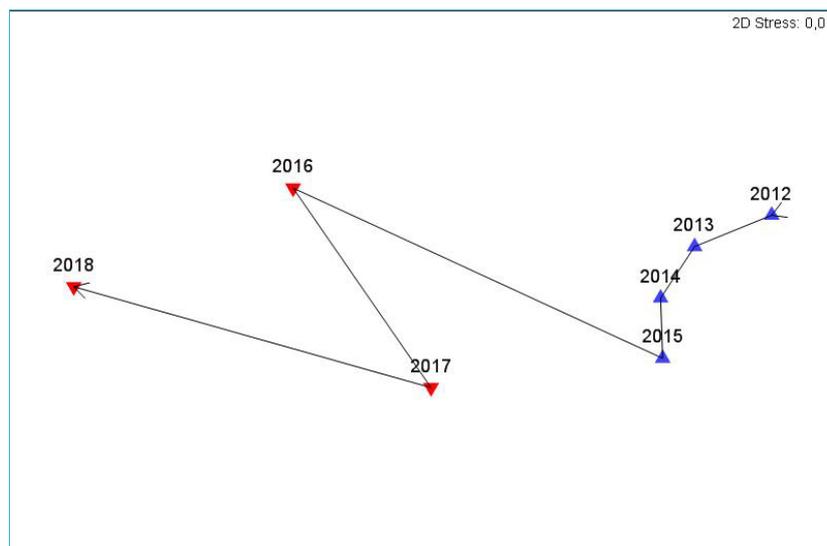


Figura 3 - 2 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 2, reservatório principal, na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

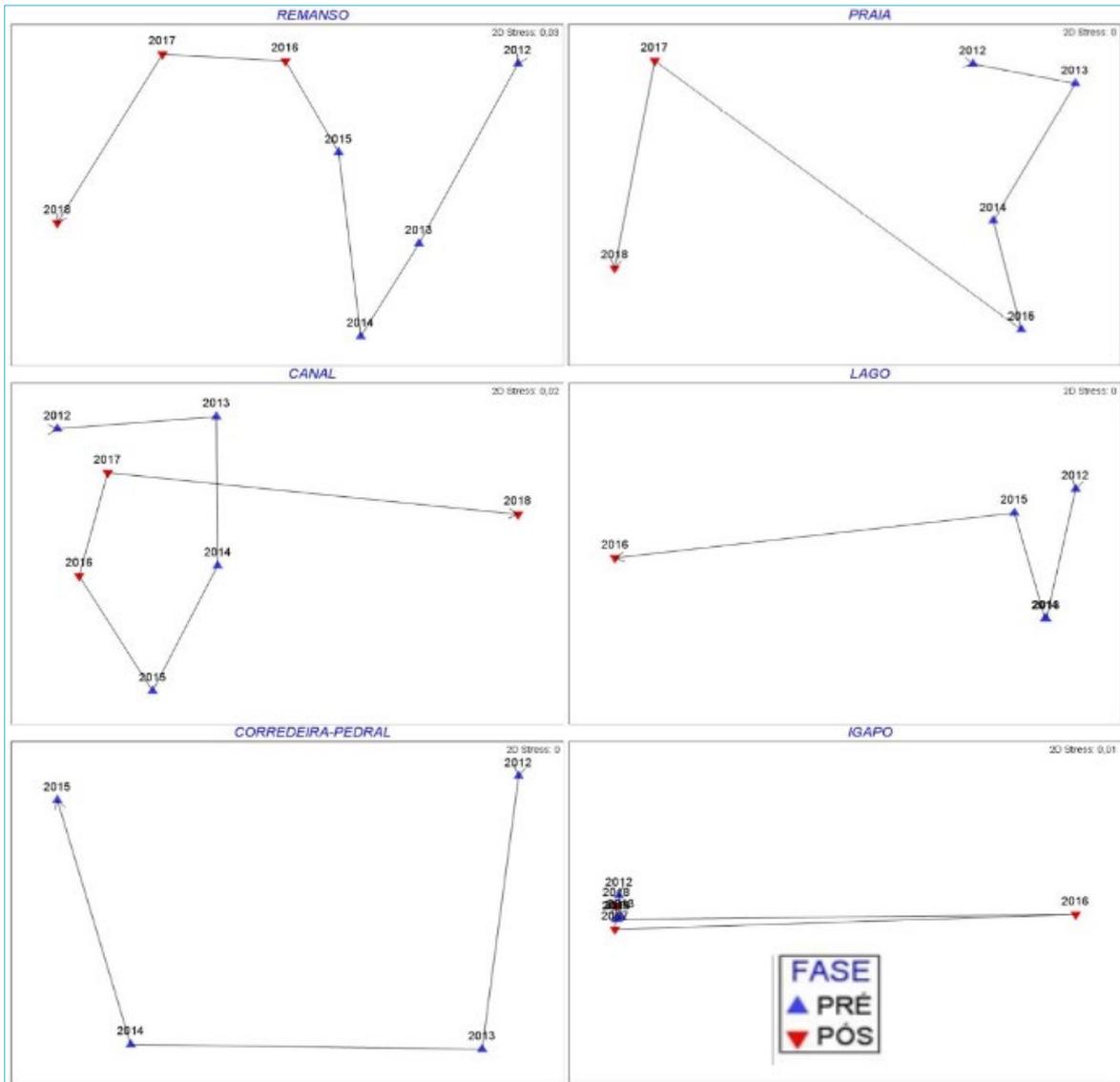


Figura 3 - 3 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 2, reservatório principal, para cada ambiente amostrado na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, na fase de pós enchimento foi observado um aumento dos onívoros e dos piscívoros e uma redução dos iliofagos e detritívoros (**Figura 3-4**).

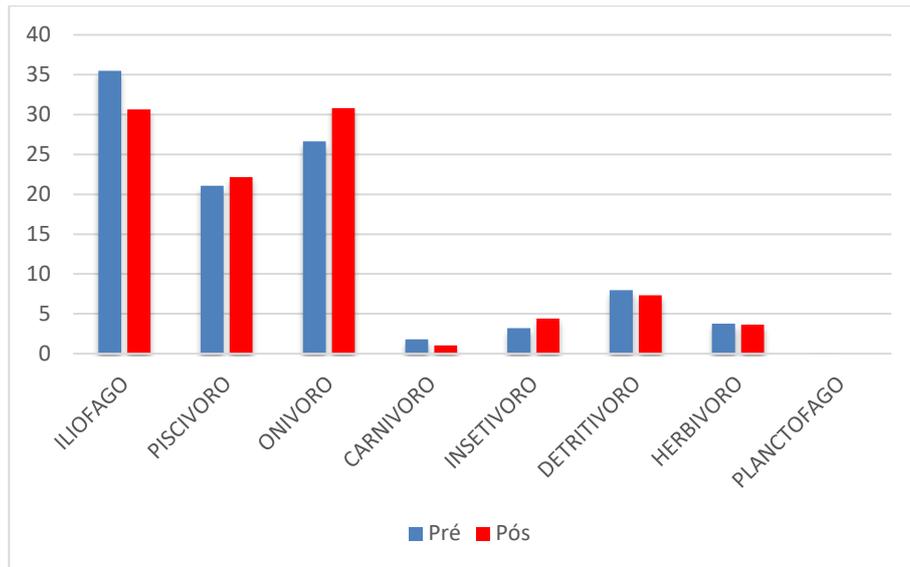


Figura 3 - 4 – Abundancia relativa (%) das guildas tróicas no setor 2, reservatório principal, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, na fase pré e pós barramento.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes e comuns entre os sete anos monitorados no setor 2, mostrou claramente uma separação entre os anos de pré e pós-enchimento reflexo de mudança na composição da ictiofauna (**Figura 3-5**). Na fase de pós-enchimento foram observadas reduções na abundância de algumas espécies (e.g., *Triportheus albus*) e aumento de espécies de pequeno tamanho (e.g., *Caenotropus*) (**Figura 3-5**)

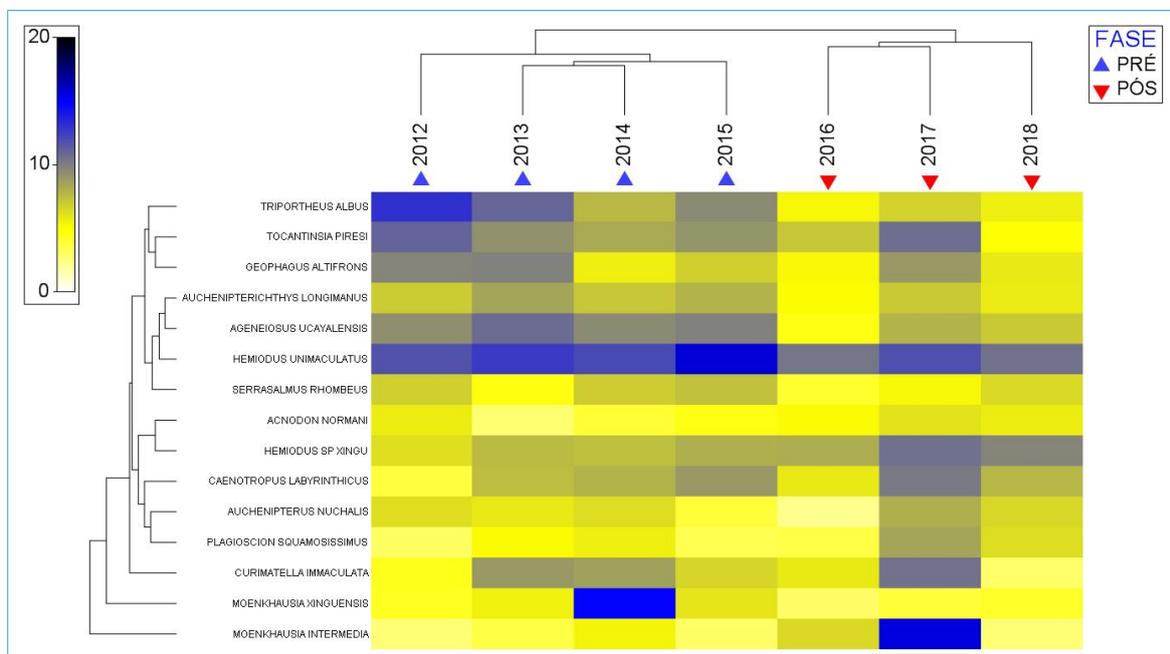


Figura 3 - 5 – Mapa de calor mostrando a contribuição das quinze espécies de peixes mais abundantes no setor 2 – reservatório principal, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do setor Reservatório Principal do Xingu, foram registradas 10.514 observações de Comprimento Total de

espécimes, variando de 1,50 a 100,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $16,30 \pm 7,65$ cm. Considerando a frequência de comprimento dos cenários de pré e pós barramento, 2012-2015 e 2016-2018, respectivamente, foi possível comparar as Estimativas de Densidade de Kernel (KDEs) entre os cenários

As curvas de densidade de probabilidade de cada de cenário e ano, exibidas nas **Figuras 3-6a e 3-6b**, respectivamente, demonstram, através de teste de permutação, a probabilidade de existência da influência do barramento sobre a frequência de comprimento para este setor Reservatório Principal do Xingu, sendo significativa para estes, onde houve no cenário de pós-barramento menor densidade de probabilidade, considerando todas as classes de comprimento, reflexo da menor captura e maiores frequências relativas a indivíduos de comprimento total menor do que o cenário de pré barramento (**Figura 3-6a**). Este decréscimo é visualizado na evolução temporal anual das Estimativas da Densidade Kernel de 2012 a 2018 na **Figura 3-6b**, onde o efeito das menores capturas, em número absoluto e relativamente de indivíduos de maiores classes, a partir do ano de 2016 é bem evidenciado.

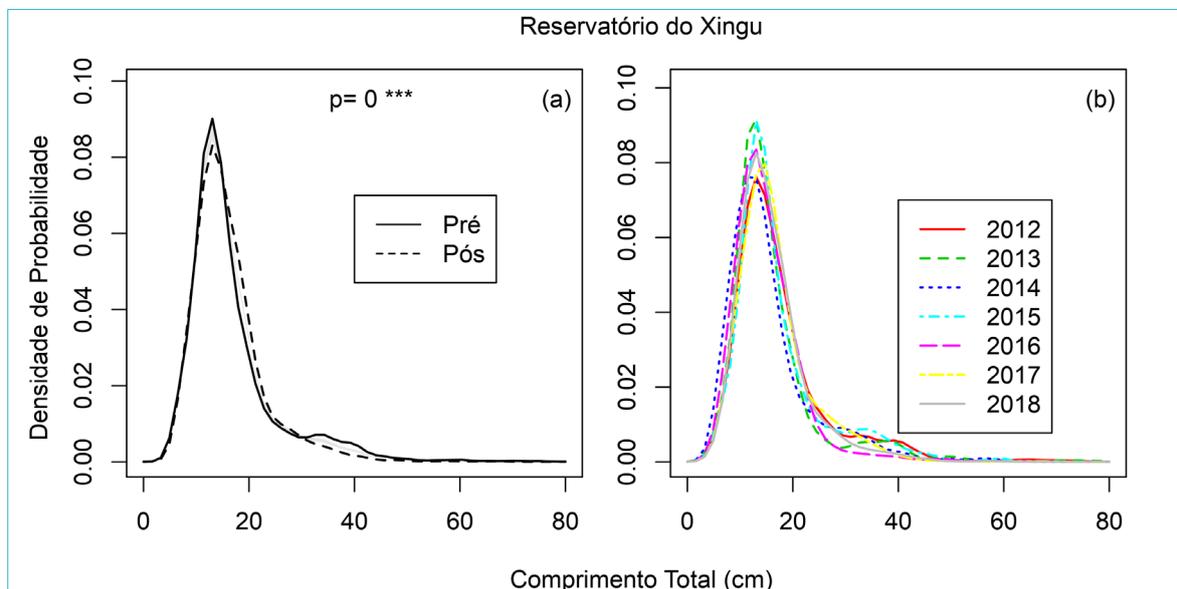


Figura 3 - 6 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para os cenários de pré e pós barramento (a) e ano de coleta (b), gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Reservatório do Xingu, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. Nível de significância: “**” $p < 0,001$.**

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 3-7**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da variação ambiental natural para o período de pré barramento, de 2012 a 2015 (**Figuras 3-7a; 3-7b; 3-7c**), com considerável contribuição de indivíduos de tamanho corporal maior. Para o cenário pós-barramento, ciclos anuais de 2016 a 2018, é evidente a mudança, identificada pelo teste de permutação, entre os anos de 2015, 2016 e 2017 (**Figuras 3-7c e 3-7d**), onde foi detectada diferenças significativas entre estes, com menores densidade de probabilidade para classes de comprimento entre 30 e 35 cm detectadas para o ano de 2016, em relação ao ciclo anual anterior. Uma sutil recuperação do ambiente é observada nos anos subsequentes, 2017 e 2018, entretanto, sendo verificadas diferenças significativas (**Figuras 3-7e e 3-7f**).

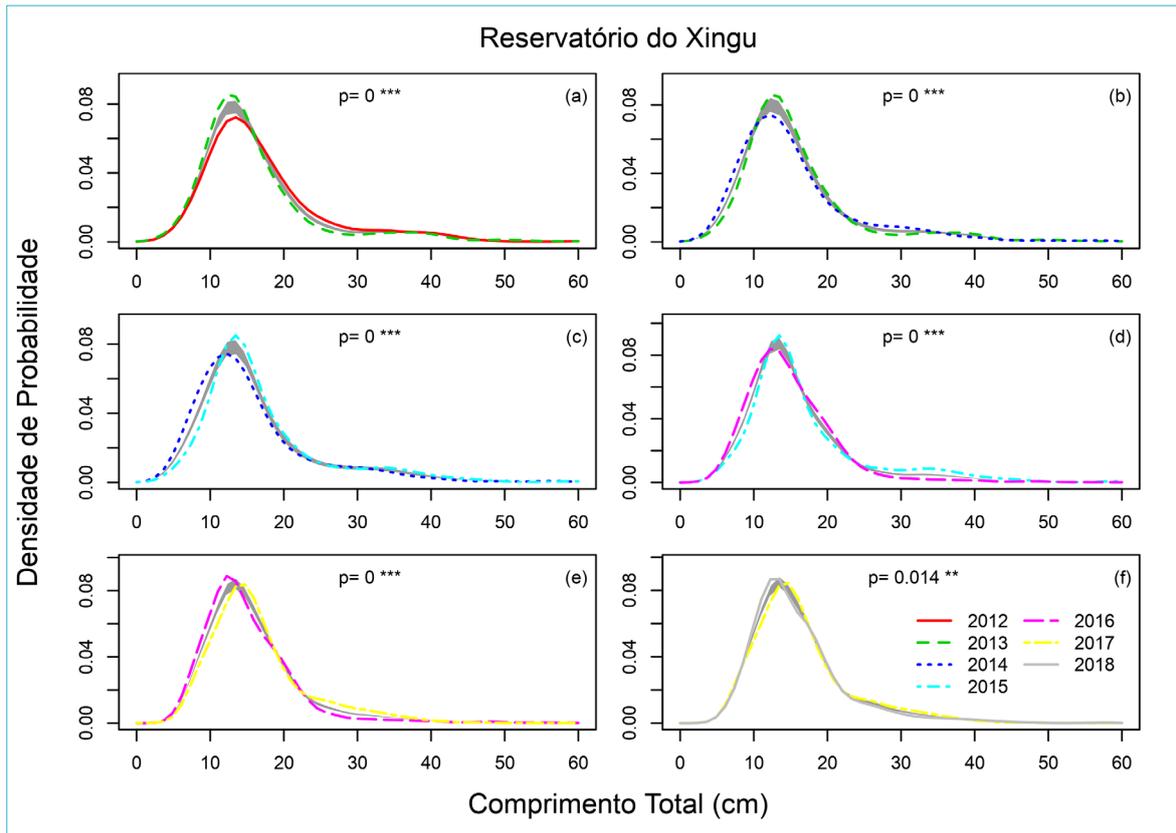


Figura 3 - 7 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Reservatório do Xingu, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. a) comparação entre 2012 e 2013; b) comparação entre 2013 e 2014; c) comparação entre 2014 e 2015; d) comparação entre 2015 e 2016; e) comparação entre 2016 e 2017; f) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “*” 0,01<p<0,05; “*” 0,001<p<0,01; “****” p<0,001.**

4. SETOR 3 – TRECHO DE VAZÃO REDUZIDA

Os padrões temporais da riqueza (S: número de espécies) e abundância (N: número de indivíduos) de peixes amostrados para o Trecho de Vazão Reduzida entre os anos monitorados, mostraram claramente o efeito do barramento (**Figura 4-1**). Na fase de pré-barramento a riqueza variou entre 119 (ano de 2012) e 133 espécies (ano de 2014), já, nos últimos três anos monitorados, na fase de pós-barramento, a riqueza variou entre 100 (ano de 2016) e 123 espécies (ano de 2017). Quando comparadas as médias da riqueza entre as duas fases do empreendimento, no pós-enchimento foi observada a redução de 5% das espécies registradas no pré-enchimento. A tendência temporal da abundância foi similar à observada pela riqueza, onde os maiores valores de N ocorreram no pré-barramento e menores valores no pós-barramento. O menor valor de abundância foi registrado para o ano de 2016 com 1211 peixes, que corresponde a 53% da média da abundância dos anos do pré-enchimento.

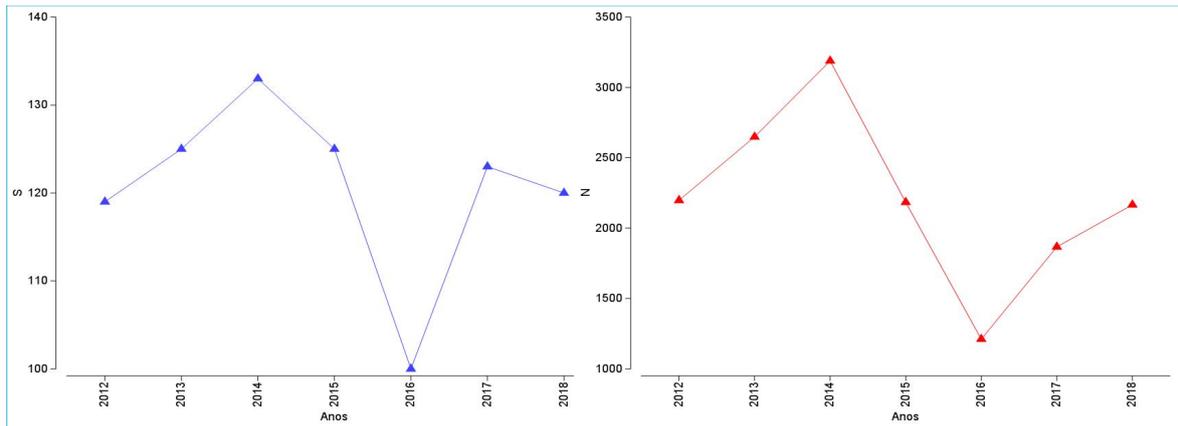


Figura 4 - 1 – Valores do número de espécies (S) e abundância (N) da ictiofauna monitorada no setor 3, trecho de vazão reduzida, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que o principal fator responsável para explicar a variância dos dados da composição da ictiofauna foi i) ambiente (PERMANOVA: Pseudo-F = 25,54; $p = 0,001$), seguido pelo fator ii) fases do empreendimento (PERMANOVA: Pseudo-F = 2,66; $p = 0,02$), e por fim pelas interações dos dois fatores fases x ambientes (PERMANOVA: Pseudo-F = 2,08; $p = 0,01$). As mudanças temporais foram comprovadas nas ordenações geradas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) seja para todo o setor (**Figura 4-2**), assim como para a maioria dos ambientes monitorados (**Figura 4-3**). O maior afastamento entre os anos monitorados foi observado no gráfico da MDS para os ambientes de remanso, igapó, lago e canal. Já para os ambientes de praia e corredeira-pedral ainda não foi possível observar uma tendência temporal associada a qualquer modificação da composição da ictiofauna.

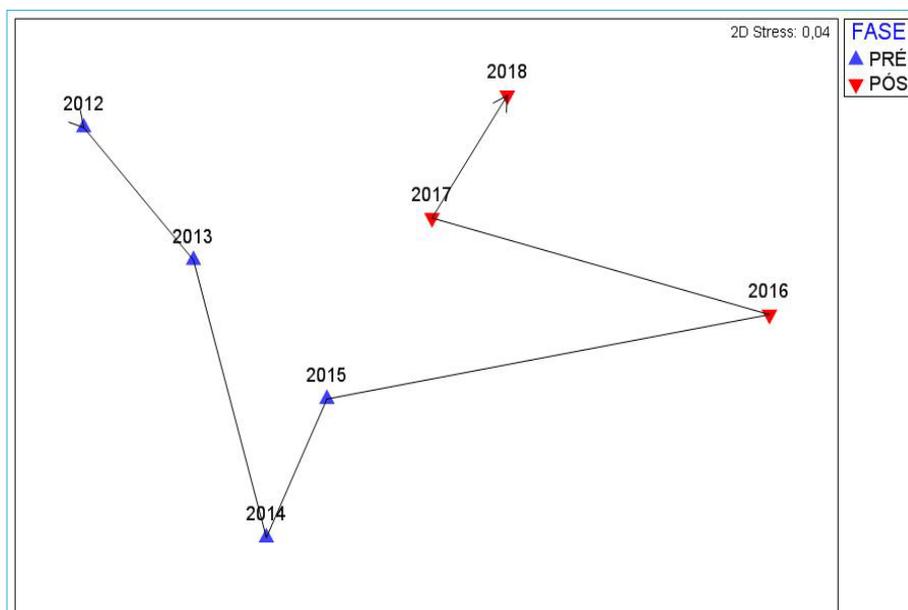


Figura 4 - 2 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 3, trecho de vazão reduzida, na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

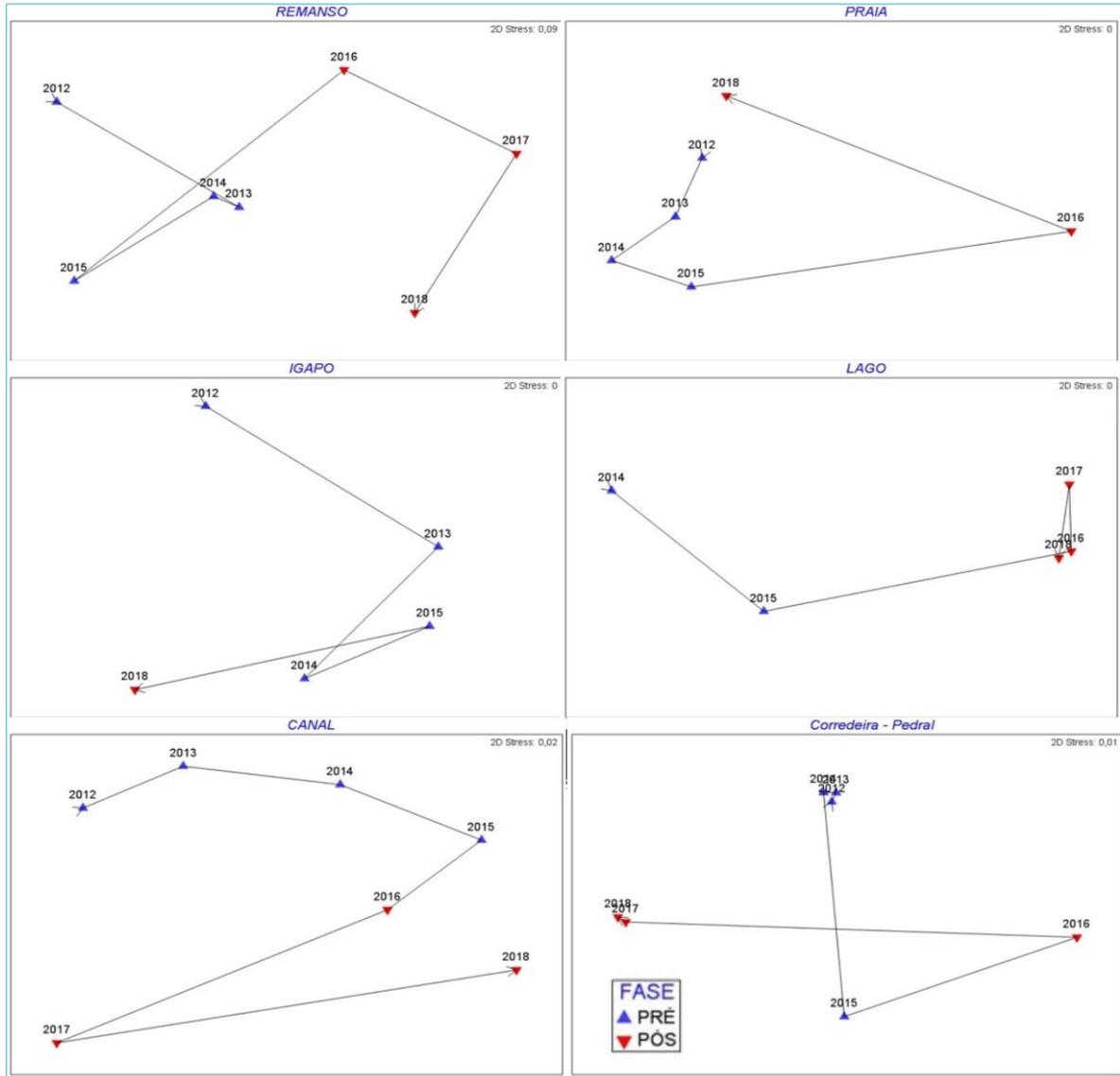


Figura 4 - 3 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 3, trecho de vazão reduzida, para cada ambiente amostrado na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, na fase de pós enchimento foi observado um aumento dos iliofagos e dos piscívoros e uma redução dos onívoros e detritívoros (**Figura 4-4**).

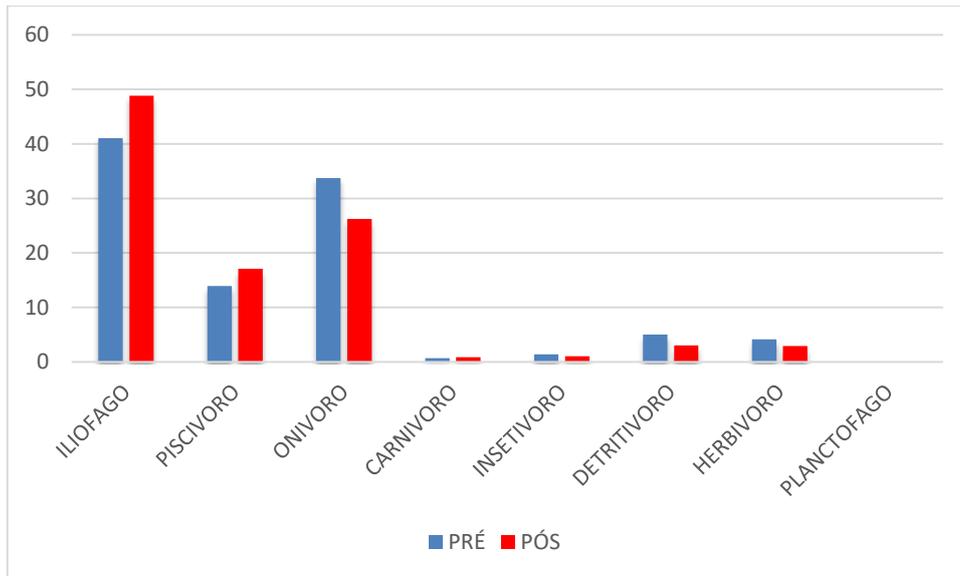


Figura 4 - 4 – Abundancia relativa (%) das guildas tróficas no setor 3, trecho de vazão reduzida, na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingu, na fase pré e pós barramento.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes entre os sete anos monitorados no setor 3, mostrou claramente uma separação entre os anos de pré e pós-enchimento reflexo de mudança na composição da ictiofauna. Na fase de pós-enchimento foram observadas reduções na abundância de algumas espécies (e.g., *Tometes kranponhah*) e aumento de espécies reofílicas bentônicas (e.g., *Spectracanthicus zuanoni*) (Figura 4 - 5)

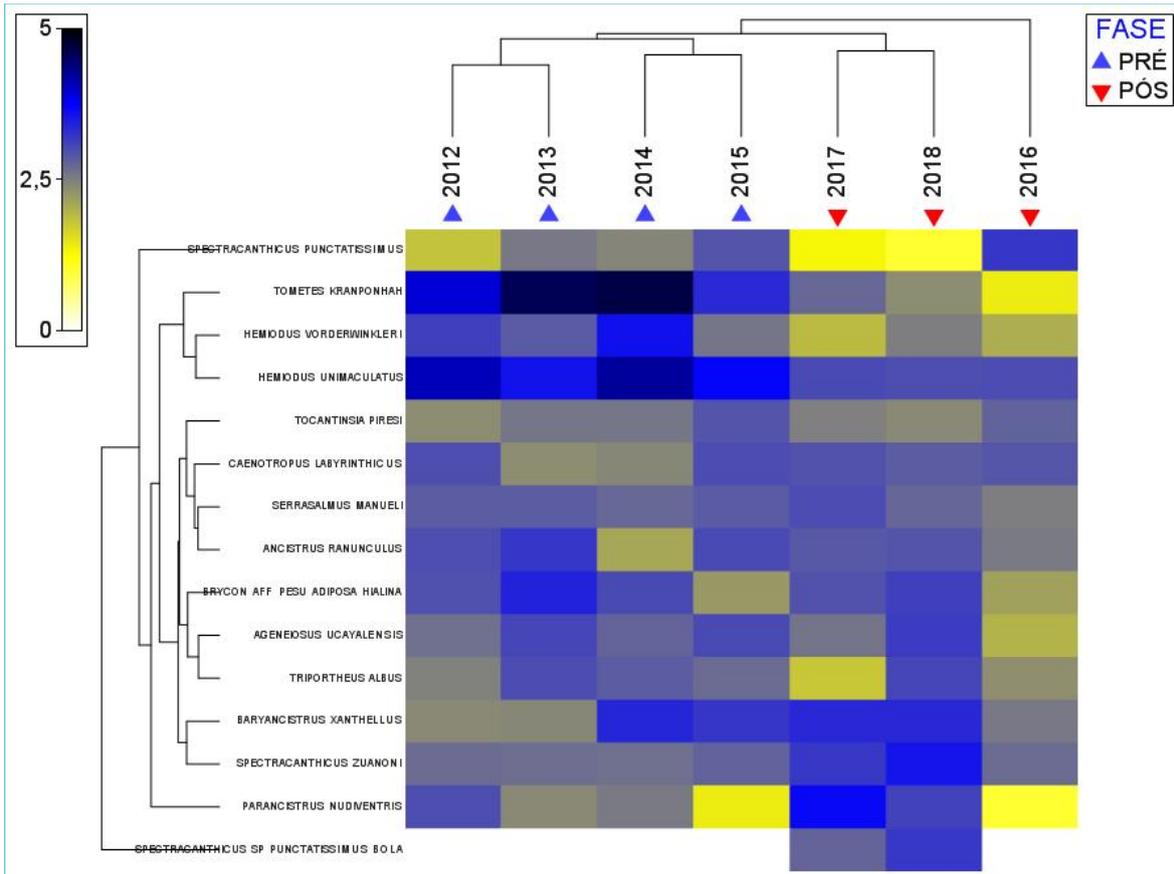


Figura 4 - 5 – Mapa de calor mostrando a contribuição das quinze espécies de peixes mais abundantes no setor 3 – trecho de vazão reduzida, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do setor Trecho de Vazão Reduzida, foram registradas 10.032,00 observações de Comprimento Total de espécimes, variando de 1,50 a 87,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $18,47 \pm 9,57$ cm. Considerando a frequência de comprimento dos cenários de pré e pós barramento, 2012-2015 e 2016-2018, respectivamente, foi possível comparar as Estimativas de Densidade de Kernel (KDEs) entre os cenários

As curvas de densidade de probabilidade de cada de cenário e ano, exibidas na **Figuras 4-6a e 4-6b**, respectivamente, demonstram, através de teste de permutação, a probabilidade de existência da influência do barramento sobre a frequência de comprimento para este setor Montante do Reservatório do Xingu, sendo significativa para estes, onde houve no cenário de pós-barramento menor densidade de probabilidade, considerando todas as classes de comprimento, reflexo da menor captura e maiores frequências relativas a indivíduos de comprimento total menor do que o cenário de pré barramento (**Figura 4-6a**). Este decréscimo é visualizado na evolução temporal anual das Estimativas da Densidade Kernel de 2012 a 2018 na **Figura 4-6b**.

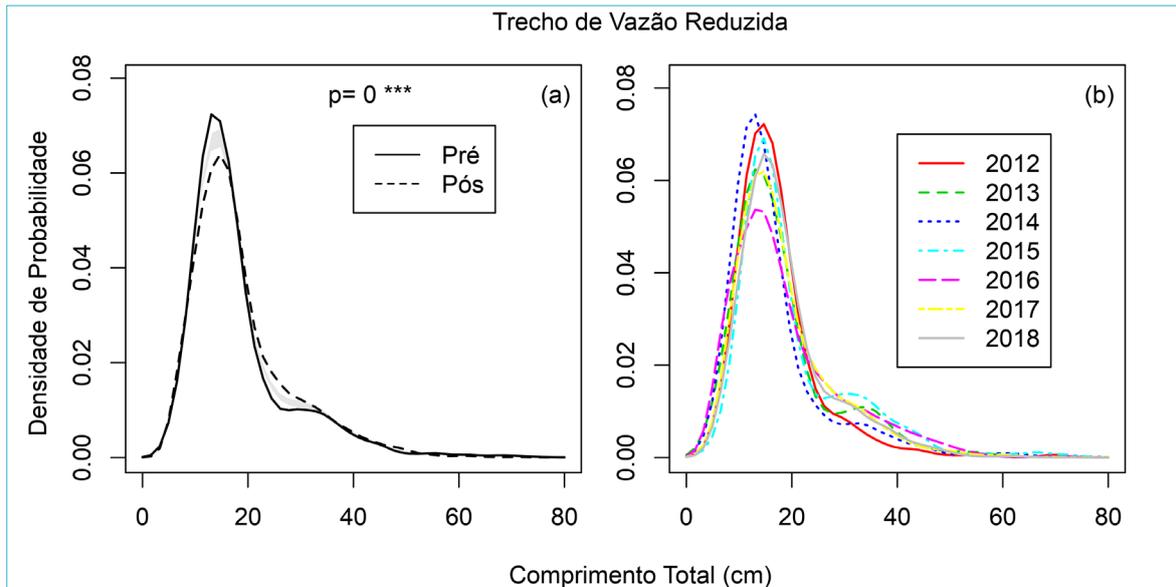


Figura 2 - 6 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para os cenários de pré e pós barramento (a) e ano de coleta (b), gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Trecho de Vazão Reduzida, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2013 a 2018. Nível de significância: “**” $p < 0,001$.**

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 4-7**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da variação ambiental natural para o período de pré barramento, de 2012 a 2015 (**Figuras 4-7a; 4-7b; 4-7c**), com considerável contribuição de indivíduos de tamanho corporal maior. Para o cenário pós-barramento, ciclos anuais de 2016 a 2018, é evidente a mudança, identificada pelo teste de permutação, entre os anos de 2015, 2016 e 2017 (**Figuras 4-7c e 4-7d**), onde foi detectada diferenças significativas entre estes, com menores densidade de probabilidade para classes de comprimento entre 25 e 35cm detectadas para o ano de 2016, em relação ao ciclo anual anterior. Uma sutil recuperação do ambiente é observada nos anos subsequentes, 2017 e 2018, entretanto, sendo verificadas diferenças significativas (**Figuras 4-7e e 4-7f**).

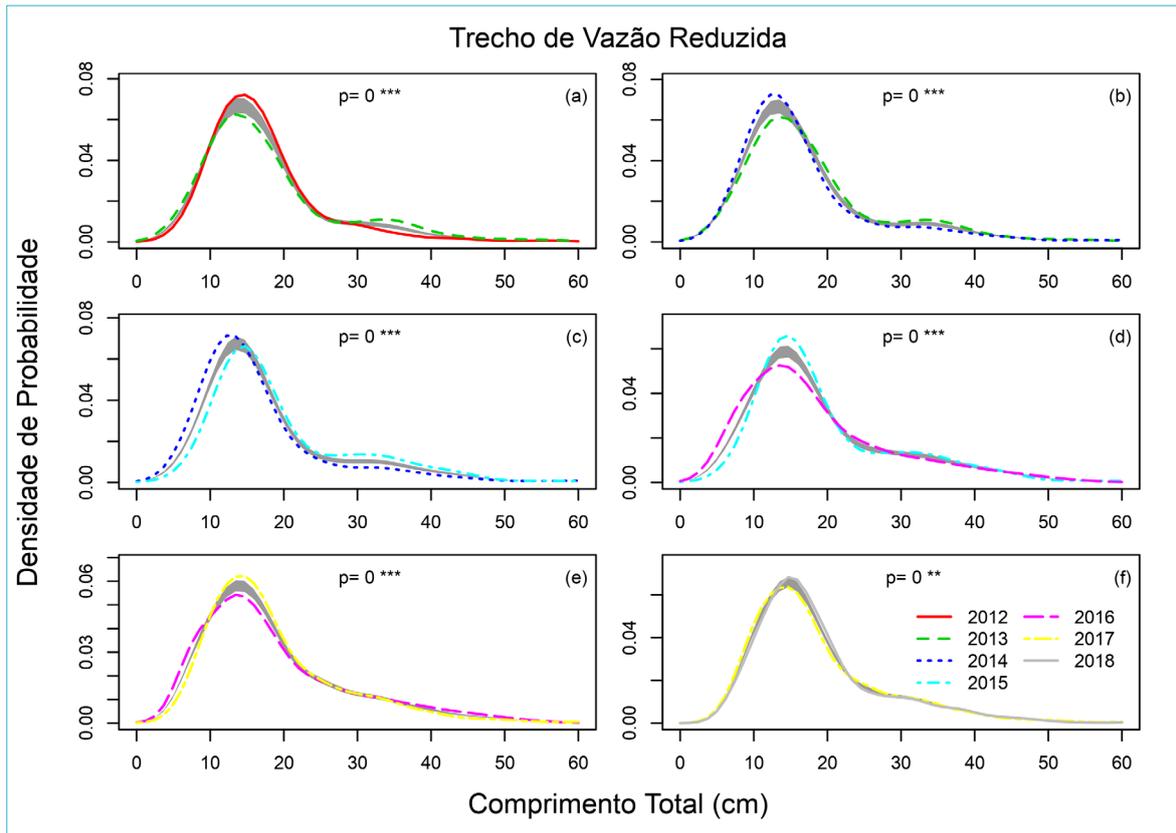


Figura 4 - 7 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no Trecho de Vazão Reduzida, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. a) comparação entre 2012 e 2013; b) comparação entre 2013 e 2014; c) comparação entre 2014 e 2015; d) comparação entre 2015 e 2016; e) comparação entre 2016 e 2017; f) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “*” 0,01<p<0,05; “*” 0,001<p<0,01; “****” p<0,001.**

5. SETOR 4 - JUSANTE

Os padrões temporais da riqueza (S: número de espécies) e abundância (N: número de indivíduos) de peixes amostrados para o setor Jusante da Casa de Força Principal entre os anos monitorados, mostraram claramente o efeito do barramento (**Figura 5-1**). Na fase de pré-barramento a riqueza variou entre 129 (ano de 2012) e 147 espécies (ano de 2015), já, nos últimos três anos monitorados, na fase de pós-barramento, a riqueza variou entre 112 (ano de 2018) e 123 espécies (ano de 2017). Quando comparadas as médias da riqueza entre as duas fases do empreendimento, no pós-enchimento foi observada a redução de 17% das espécies registradas no pré-enchimento. A tendência temporal da abundância foi similar à observada pela riqueza, onde os maiores valores de N ocorreram no pré-barramento e menores valores no pós-barramento. O menor valor de abundância foi registrado para o ano de 2018 com 1197 peixes, que corresponde a 56% da media da abundância dos anos do pré-enchimento.

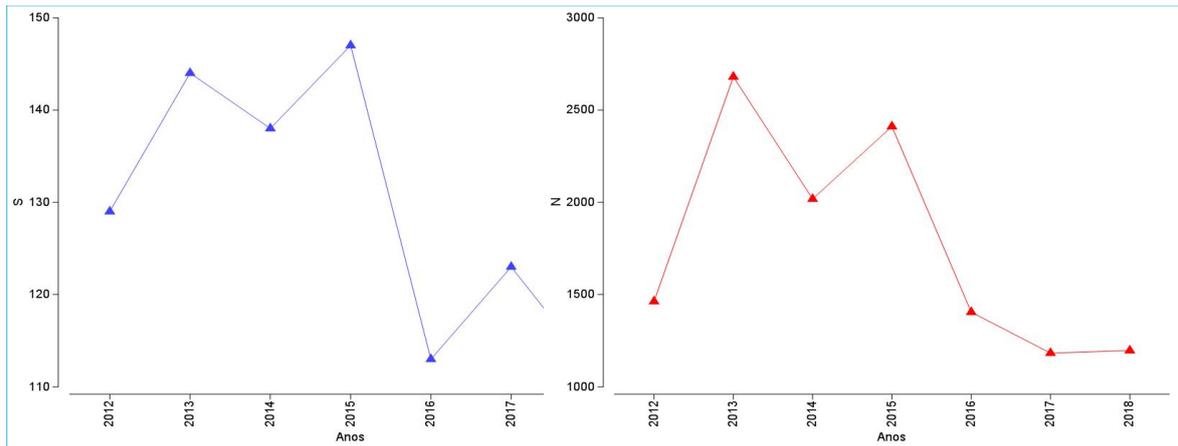


Figura 5 - 1 – Valores do número de espécies (S) e abundância (N) da ictiofauna monitorada no setor 4 , jusante, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que o principal fator responsável para explicar a variância dos dados da composição da ictiofauna foi i) ambiente (PERMANOVA: Pseudo-F = 14,52; $p = 0,001$), seguido pelo fator ii) fases do empreendimento (PERMANOVA: Pseudo-F = 2,87; $p = 0,02$), e por fim pelas interações dos dois fatores fases x ambientes (PERMANOVA: Pseudo-F = 2,28; $p = 0,001$). As mudanças temporais foram comprovadas nas ordenações geradas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) seja para todo o setor (**Figura 5-2**), assim como para a maioria dos ambientes monitorados (**Figura 5-3**). O maior afastamento entre os anos monitorados foi observado no gráfico da MDS para os ambientes de corredeira-pedral, praia, remanso, e lago. Já para os ambientes de canal e igapó ainda não foi possível observar uma tendência temporal associada a qualquer modificação da composição da ictiofauna.

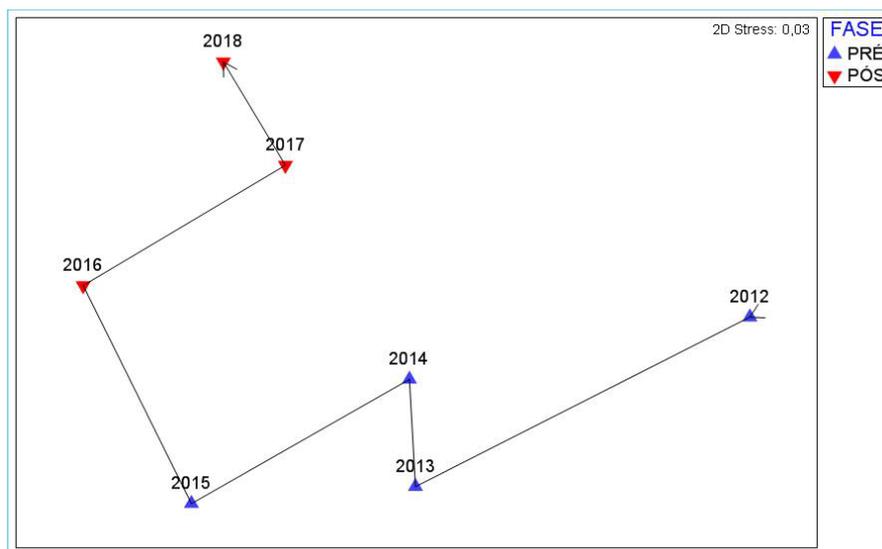


Figura 5 - 2 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 4, jusante, na área diretamente afetada pela UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

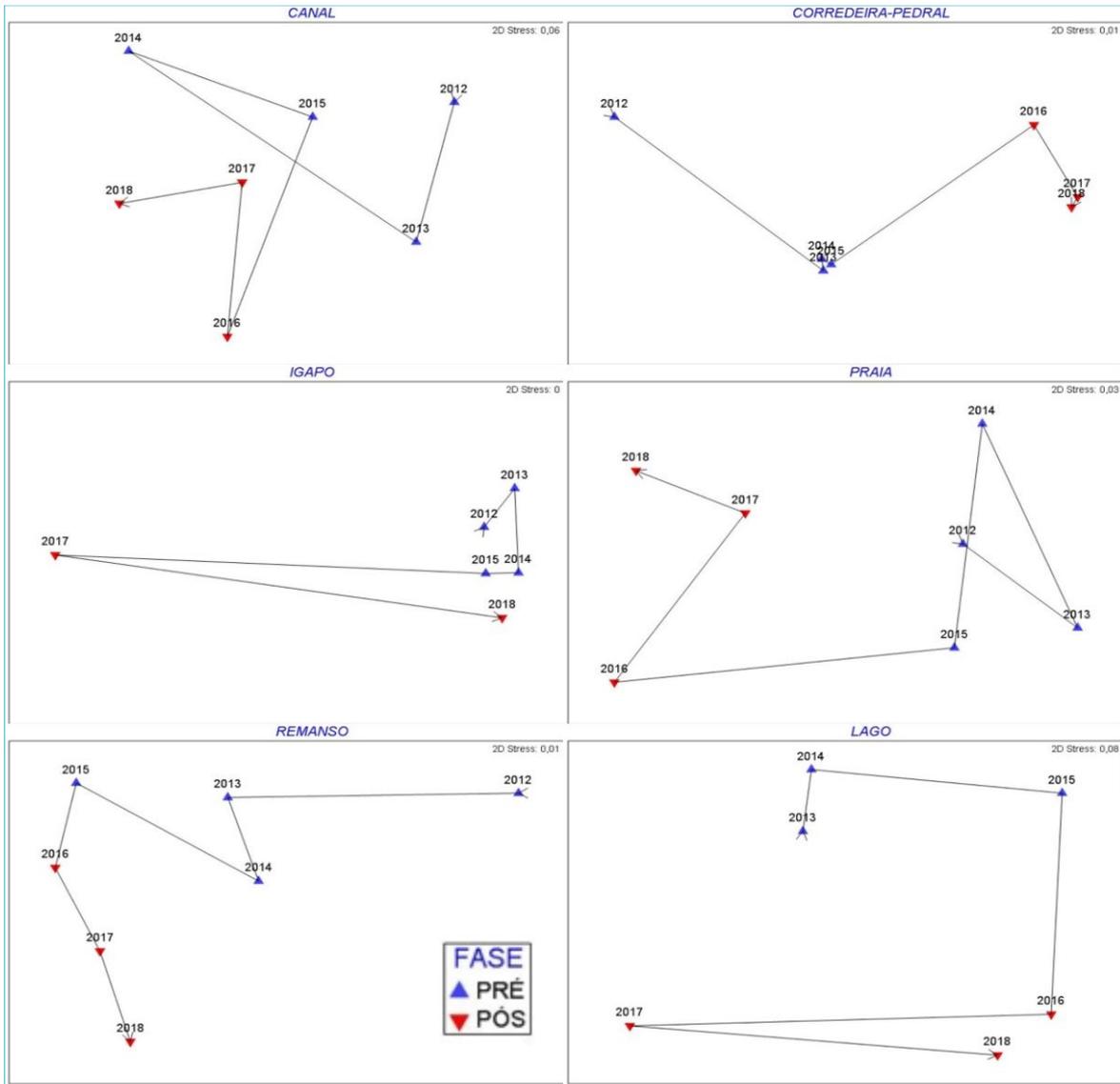


Figura 5 - 3 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 4, jusante, para cada ambiente amostrado na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, na fase de pós enchimento foi observado um aumento dos iliófagos e dos piscívoros e uma redução dos onívoros, detritívoros e insetívoros (Figura 5-4).

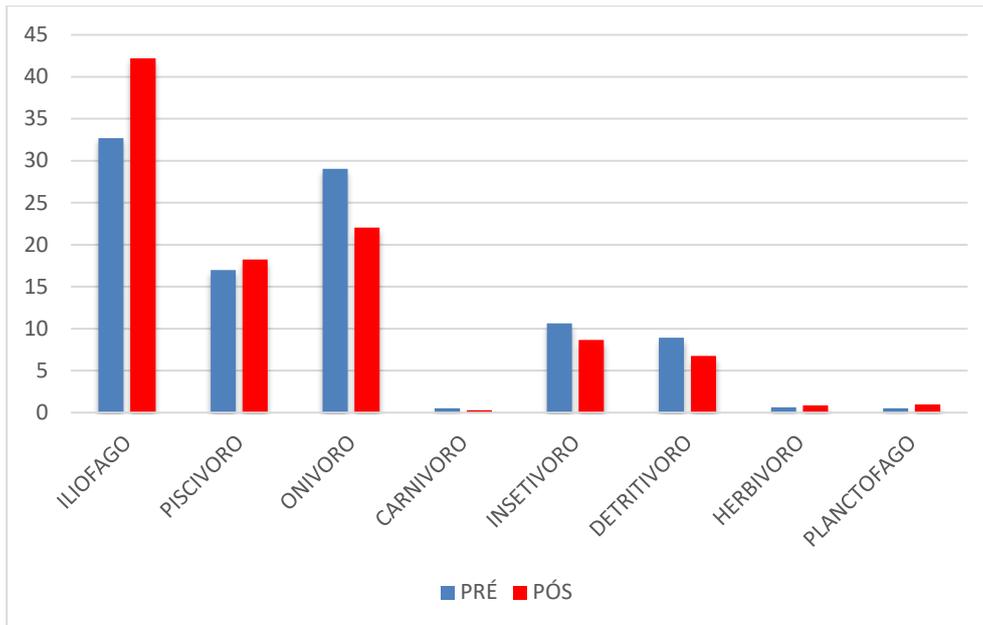


Figura 5 - 4 – Abundância relativa (%) das guildas tróficas no setor 4, jusante, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, na fase pré e pós barramento.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes entre os sete anos monitorados no setor 4, mostrou claramente uma separação entre os anos de pré e pós-enchimento reflexo de mudança na composição da ictiofauna. Na fase de pós-enchimento foram observadas reduções na abundância de algumas espécies (e.g., *Acestrorhynchus microlepis*) e aumento de espécies reofílicas bentônicas (e.g., *Baryancistrus* sp. verde) (Figura 5 - 5).

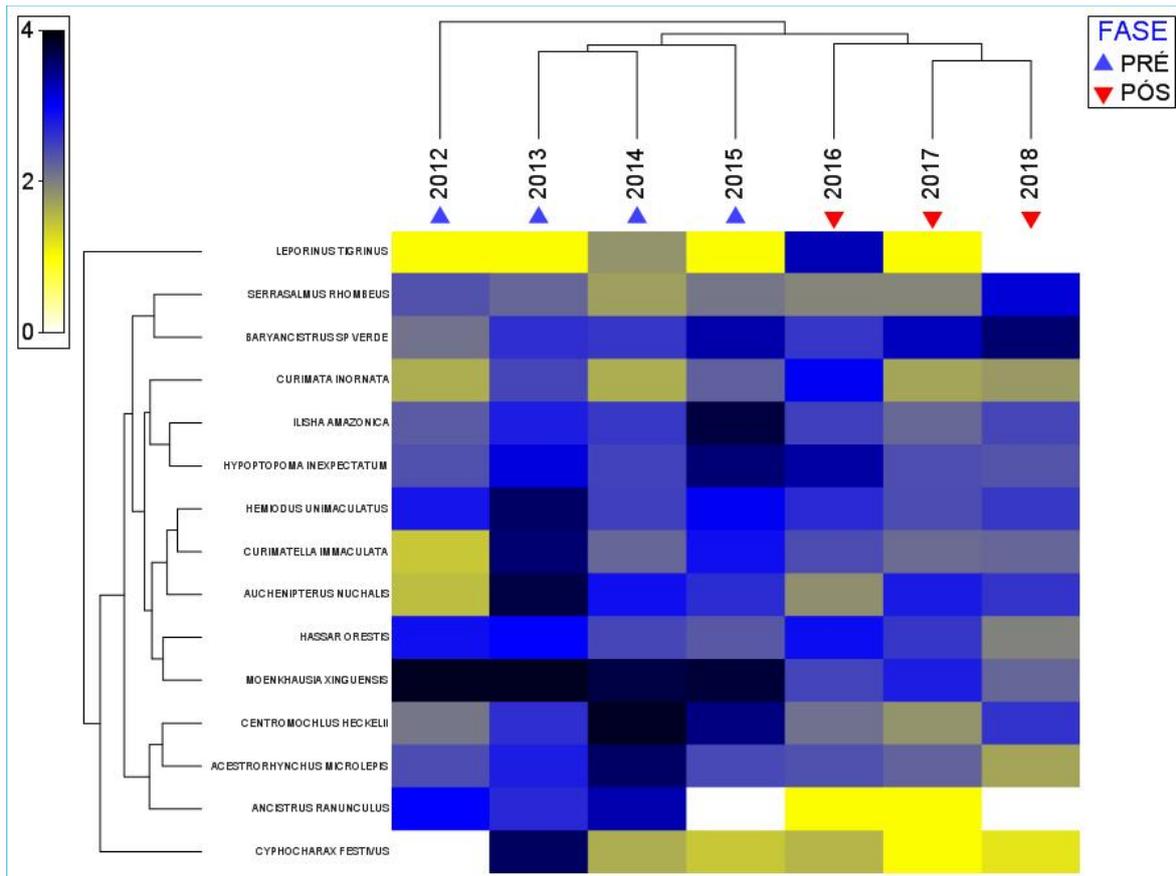


Figura 5 - 5 – Mapa de calor mostrando a contribuição das quinze espécies de peixes mais abundantes no setor 4 – jusante, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do setor Jusante da Casa de Força Principal, foram registradas 6.203 observações de Comprimento Total de espécimes, variando de 1,90 a 132,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $17,18 \pm 8,26$ cm. Considerando a frequência de comprimento dos cenários de pré e pós barramento, 2012-2015 e 2016-2018, respectivamente, foi possível comparar as Estimativas de Densidade de Kernel (KDEs) entre os cenários

As curvas de densidade de probabilidade de cada de cenário e ano, exibidas na **Figuras 5-6a e 5-6b**, respectivamente, demonstram, através de teste de permutação, a probabilidade de existência da influência do barramento sobre a frequência de comprimento para este setor Jusante da Casa de Força Principal, sendo significativa para estes, onde houve no cenário de pós-barramento menor densidade de probabilidade, considerando todas as classes de comprimento, reflexo da menor captura e maiores frequências relativas a indivíduos de comprimento total menor do que o cenário de pré barramento (**Figura 5-6a**). Este decréscimo é visualizado na evolução temporal anual das Estimativas da Densidade Kernel de 2012 a 2018 na **Figura 5-6b**.

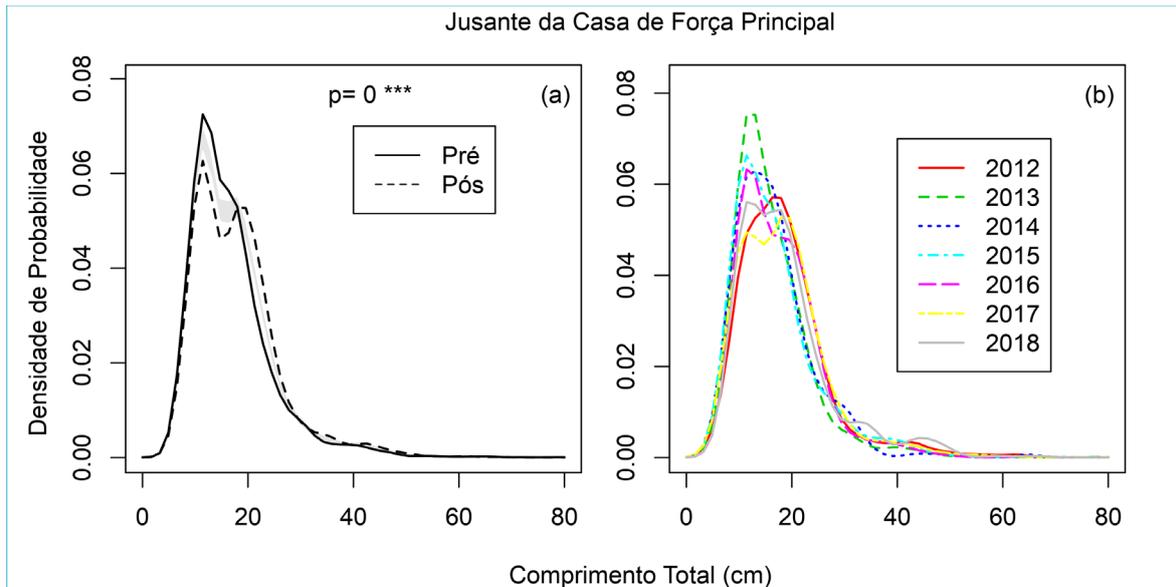


Figura 5 - 6 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para os cenários de pré e pós barramento (a) e ano de coleta (b), gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Jusante da Casa de Força Principal, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2013 a 2018. Nível de significância: “**” $p < 0,001$.**

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 5-7**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da variação ambiental natural para o período de pré barramento, de 2012 a 2015 (**Figuras 5-7a; 5-7b; 5-7c**), com considerável contribuição de indivíduos de tamanho corporal maior. Para o cenário pós-barramento, ciclos anuais de 2016 a 2018, é evidente a mudança, identificada pelo teste de permutação, entre os anos de 2015, 2016 e 2017 (**Figuras 5-7c e 5-7d**), onde foi detectada diferenças significativas entre estes, com menores densidade de probabilidade para classes de comprimento entre 25 e 35cm detectadas para o ano de 2016, em relação ao ciclo anual anterior. Uma sutil reestruturação da assembleia é observada nos anos subsequentes, 2017 e 2018, entretanto, sendo verificadas diferenças significativas (**Figuras 5-7e e 5-7f**).

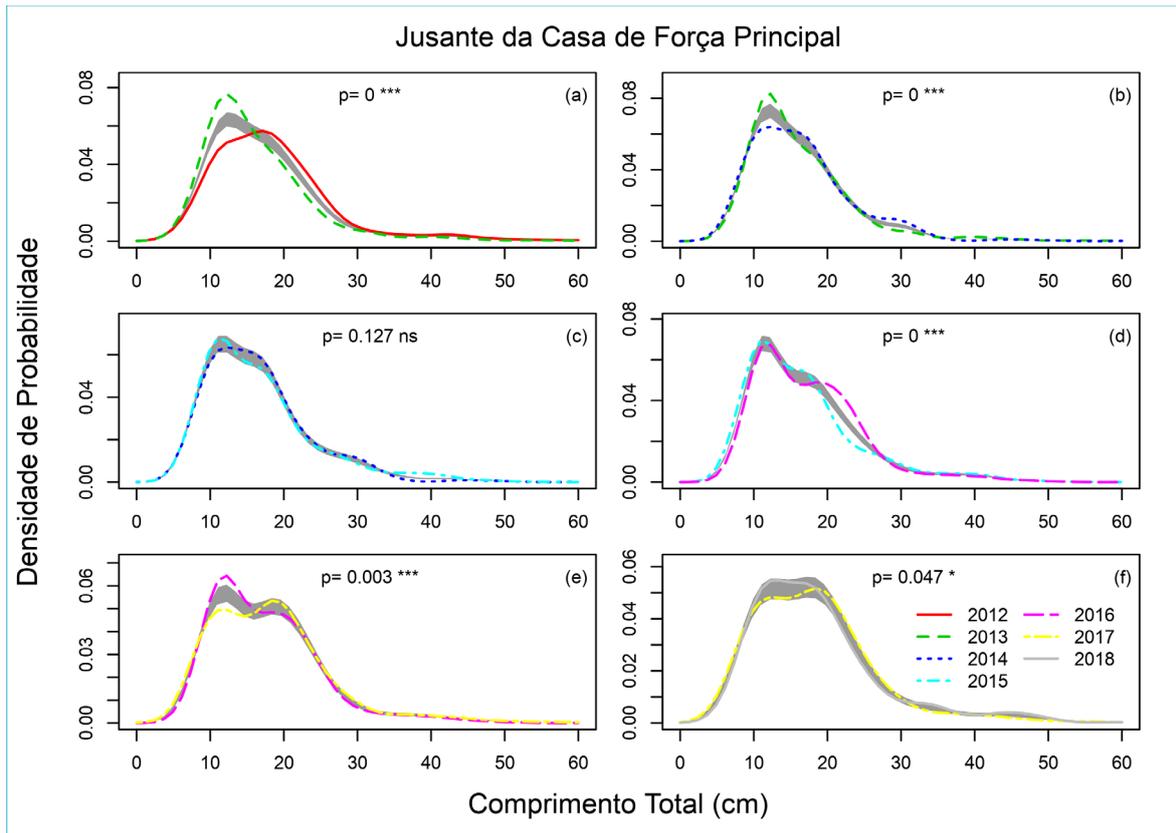


Figura 5 - 7 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor Jusante da Casa de Força Principal, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2013 a 2018. a) comparação entre 2012 e 2013; b) comparação entre 2013 e 2014; c) comparação entre 2014 e 2015; d) comparação entre 2015 e 2016; e) comparação entre 2016 e 2017; f) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “” $0,01 < p < 0,05$; “***” $0,001 < p < 0,01$; “****” $p < 0,001$.**

6. SETOR 5 – RESERVATÓRIO INTERMEDIÁRIO

O reservatório intermediário foi criado com a conclusão da obra e portanto os dados de monitoramento disponíveis referem-se apenas aos de pós-enchimento (2016-2018). A riqueza (S) variou entre 57 (ano de 2018) e 69 espécies (ano de 2017), já, a abundância (N) apresentou uma tendência decrescente ao longo do tempo variando de 3888 indivíduos no ano de 2016 a 1114 indivíduos no ano de 2018 (**Figura 6 - 1**).

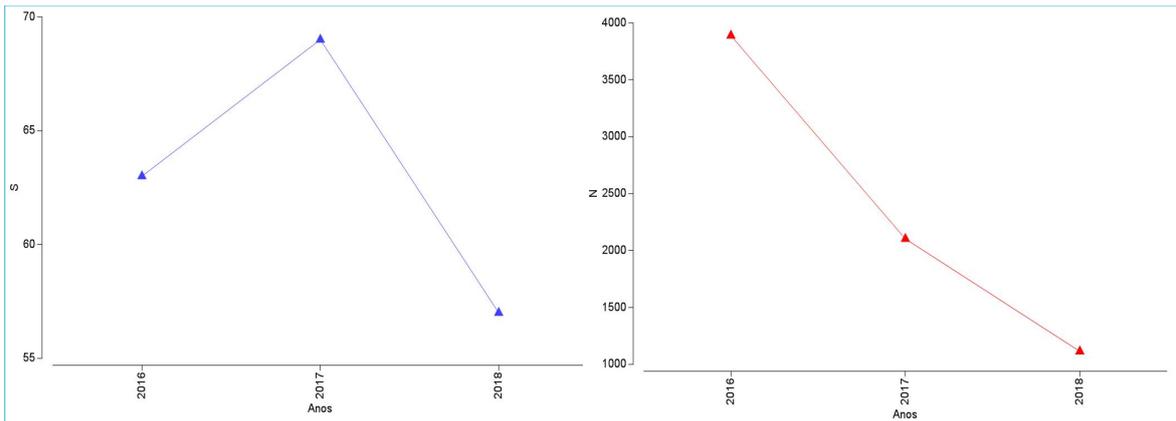


Figura 6 - 1 –Valores do número de espécies (S) e abundância (N) da ictiofauna monitorada no setor 5, reservatório intermediário, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2016 e 2018.

As mudanças temporais na composição da ictiofauna foram comprovadas na ordenação gerada através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) das amostras de remanso e de canal (**Figura 6-2**). Apenas para as amostras de remanso foi possível observar um progressivo afastamento entre os anos indicando uma modificação da composição da ictiofauna.

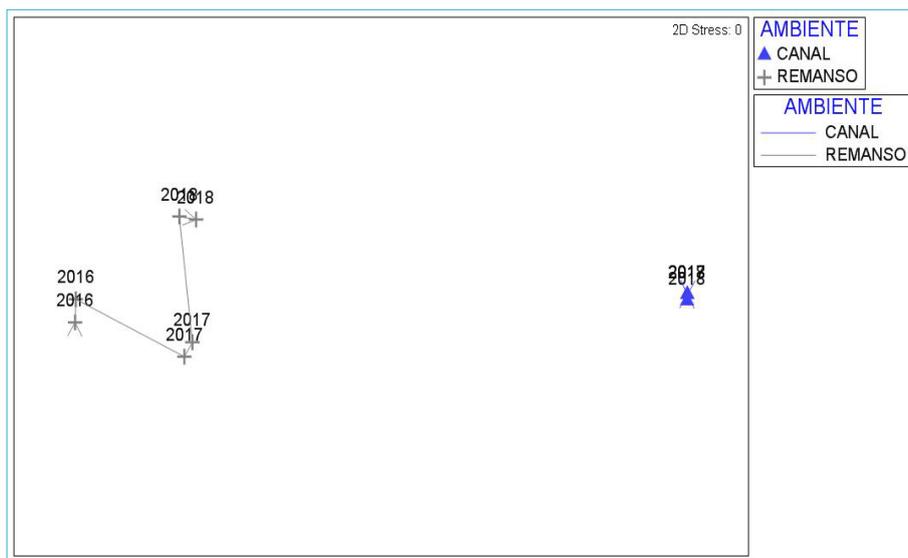


Figura 6 - 2 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 5, reservatório intermediário, para cada ambiente amostrado na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2016 e de 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, nos anos da fase de pós enchimento foi observado um aumento dos iliofagos e dos piscívoros e redução dos onívoros e detritívoros (**Figura 6 - 3**).

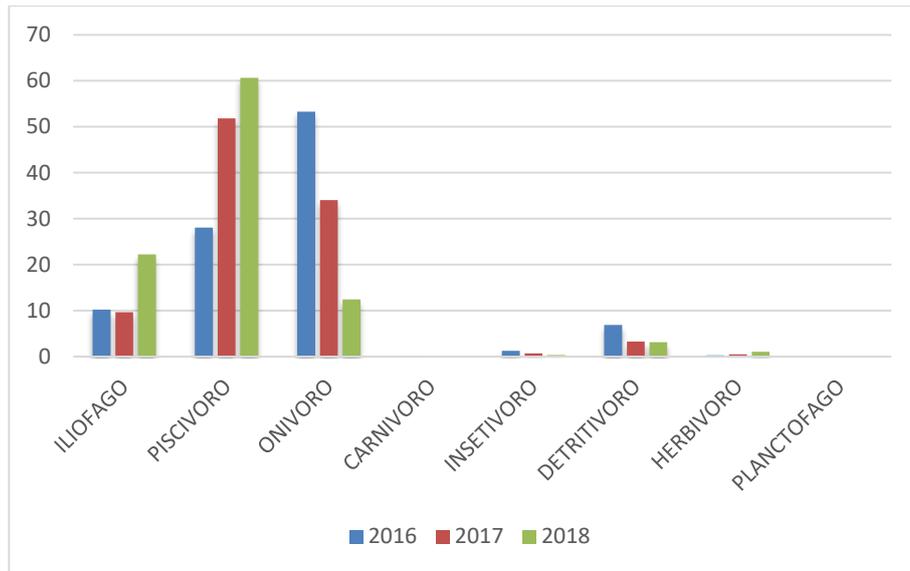


Figura 6 - 3 – Abundância relativa (%) das guildas tróficas no setor 5, reservatório intermediário, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, nos anos 2016-2018.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes entre os três anos monitorados no setor 5, mostrou claramente uma separação entre o ano de 2016 e os anos 2017 e 2018 reflexo de mudança na composição da ictiofauna. Ao longo dos três anos foram observadas reduções na abundância de algumas espécies principalmente omnívoras (e.g., *Briconops alburnoides*) e aumento de espécies piscívoras (e.g., *Hydrolicus armatus*) (**Figura 6 - 4**)

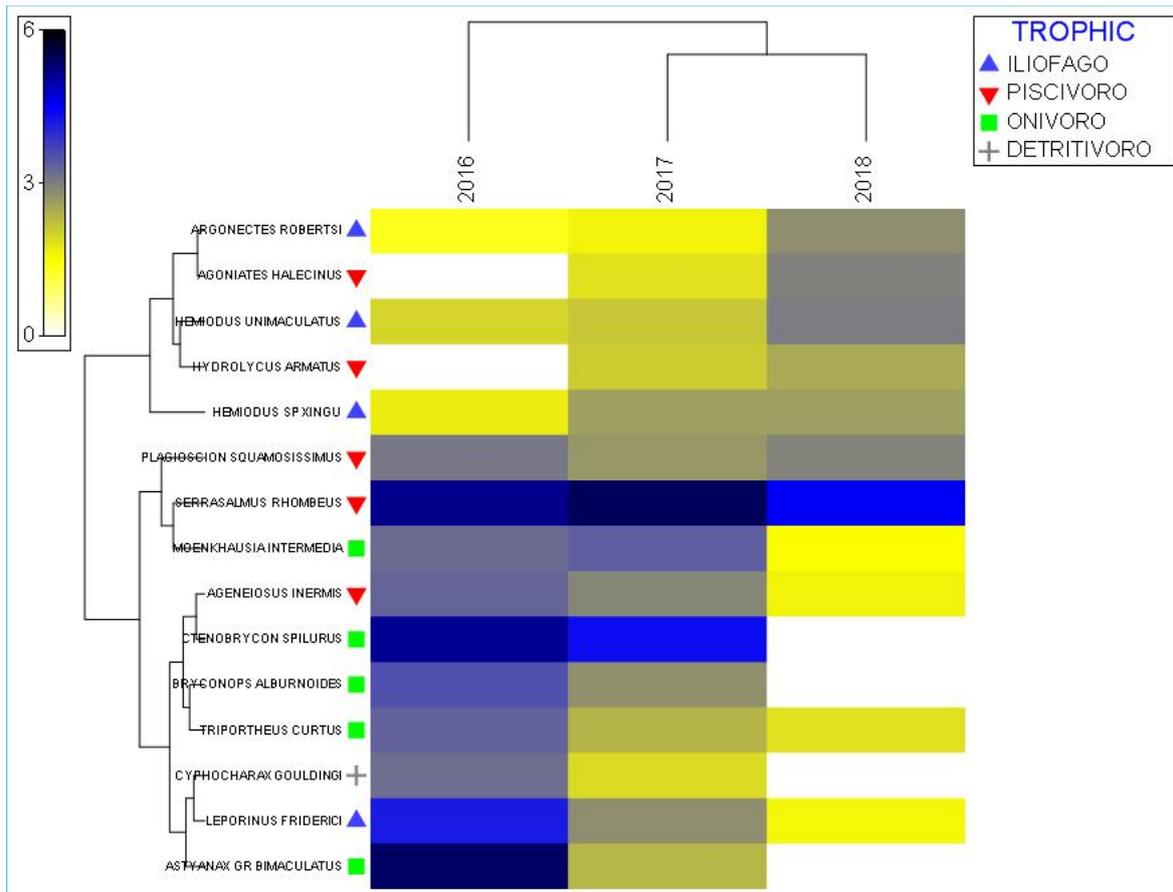


Figura 6 - 4 – Mapa de calor mostrando a contribuição das quinze espécies de peixes mais abundantes no setor 5 – reservatório intermediário, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do setor Reservatório Intermediário, foram registradas 3.434 observações de Comprimento Total de espécimes, variando de 1,50 a 61,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $16,17 \pm 8,69$ cm.

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 6-5**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da colonização deste ambiente (**Figura 6-5a**), com considerável contribuição de indivíduos de tamanho corporal menor no ano de 2016, sendo estatisticamente diferente do ano subsequente (**Figura 6-5b**). O efeito da colonização e estabilidade deste ambiente recém alagado é representado pela estrutura em comprimento, com clara transição nestes três anos de monitoramento padronizado neste ambiente (**Figura 6-5**).

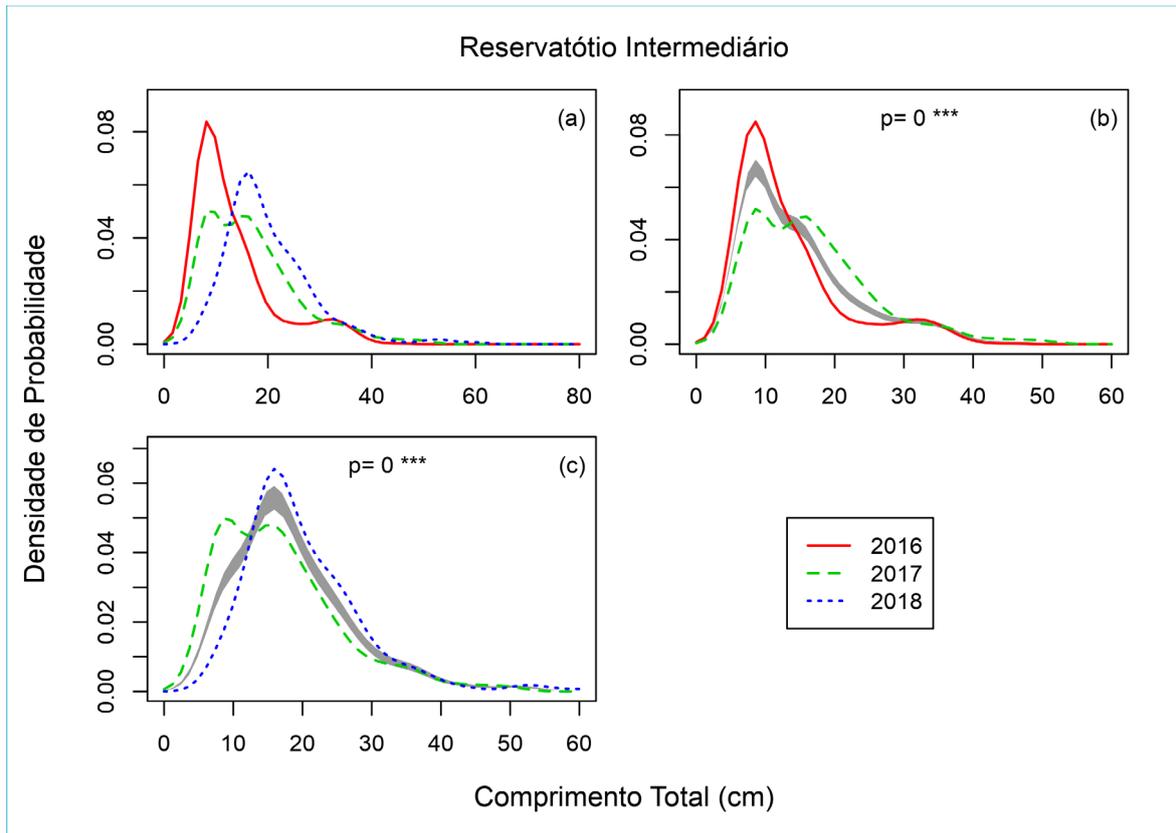


Figura 2 - 7 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual pós-barramento gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no Reservatório Intermediário, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2016 a 2018. a) anos 2016 a 2018 agrupados; b) comparação entre 2016 e 2017; c) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “*” 0,01<p<0,05; “*” 0,001<p<0,01; “****” p<0,001.**

7. SETOR 6 - BACAJÁ

Os padrões temporais da riqueza (S: número de espécies) e abundância (N: número de indivíduos) de peixes amostrados para o rio Bacajá entre os anos monitorados, mostraram claramente o efeito do barramento (**Figura 7-1**). Na fase de pré-barramento a riqueza variou entre 127 (ano de 2014) e 136 espécies (ano de 2012), já, nos últimos três anos monitorados, na fase de pós-barramento, a riqueza variou entre 107 (ano de 2016) e 117 espécies (ano de 2017). Quando comparadas as médias da riqueza entre as duas fases do empreendimento, no pós-enchimento foi observada a redução de 14% das espécies registradas no pré-enchimento. A tendência temporal da abundância foi similar à observada pela riqueza, onde os maiores valores de N ocorreram no pré-barramento e menores valores no pós-barramento. O menor valor de abundância foi registrado para o ano de 2018 com 1226 peixes, que corresponde a 34% da media da abundância dos anos do pré-enchimento.

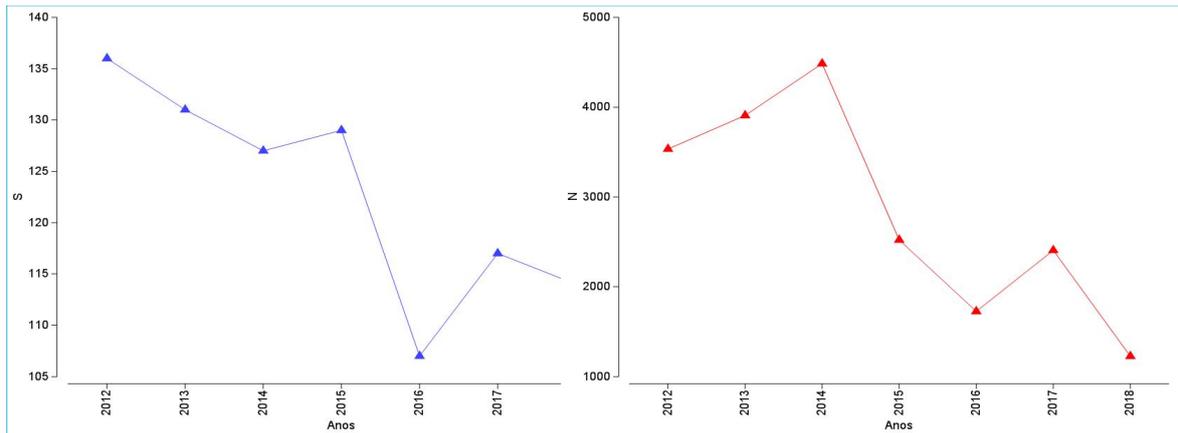


Figura 7 - 1 – Valores do numero de espécies (S) e abundancia (N) da ictiofauna monitorada no setor 6, rio Bacajá, na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que o principal fator responsável para explicar a variância dos dados da composição da ictiofauna foi i) ambiente (PERMANOVA: Pseudo-F = 17,48; p = 0,001), seguido pelo fator ii) fases do empreendimento (PERMANOVA: Pseudo-F = 3,05; p = 0,006), e por fim pelas interações dos dois fatores fases x ambientes (PERMANOVA: Pseudo-F = 1,74; p = 0,01). As mudanças temporais foram comprovadas nas ordenações geradas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS) seja para todo o setor (**Figura 7 - 2**), assim como para a maioria dos ambientes monitorados (**Figura 7 - 3**). O maior afastamento entre os anos monitorados foi observado no gráfico da MDS para os ambientes de remanso, lago e canal. Já para os ambientes de igapó e corredeira-pedral ainda não foi possível observar uma tendência temporal associada a qualquer modificação da composição da ictiofauna. Importante destacar que desde o primeiro ano da fase de pós-enchimento (2016) não foram mais encontradas praias nos sítios monitorados no rio Bacajá.

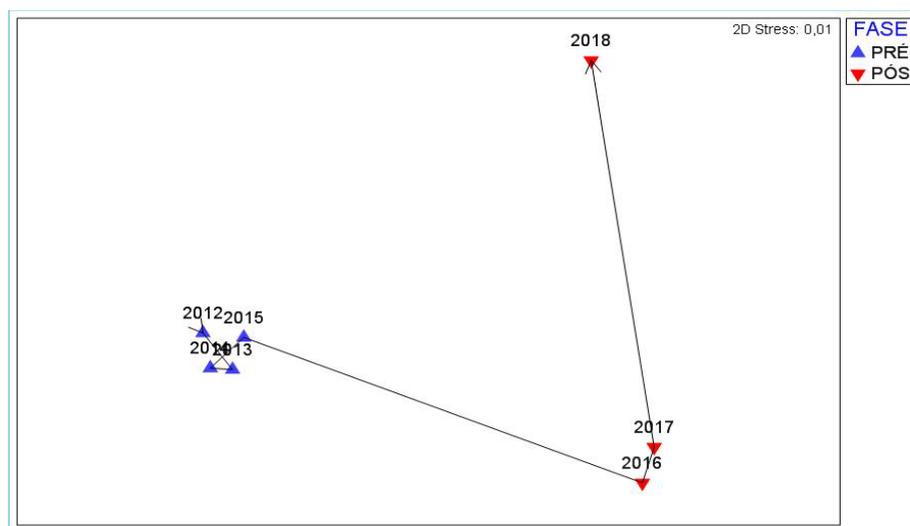


Figura 7 - 2 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 6, rio Bacajá, na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

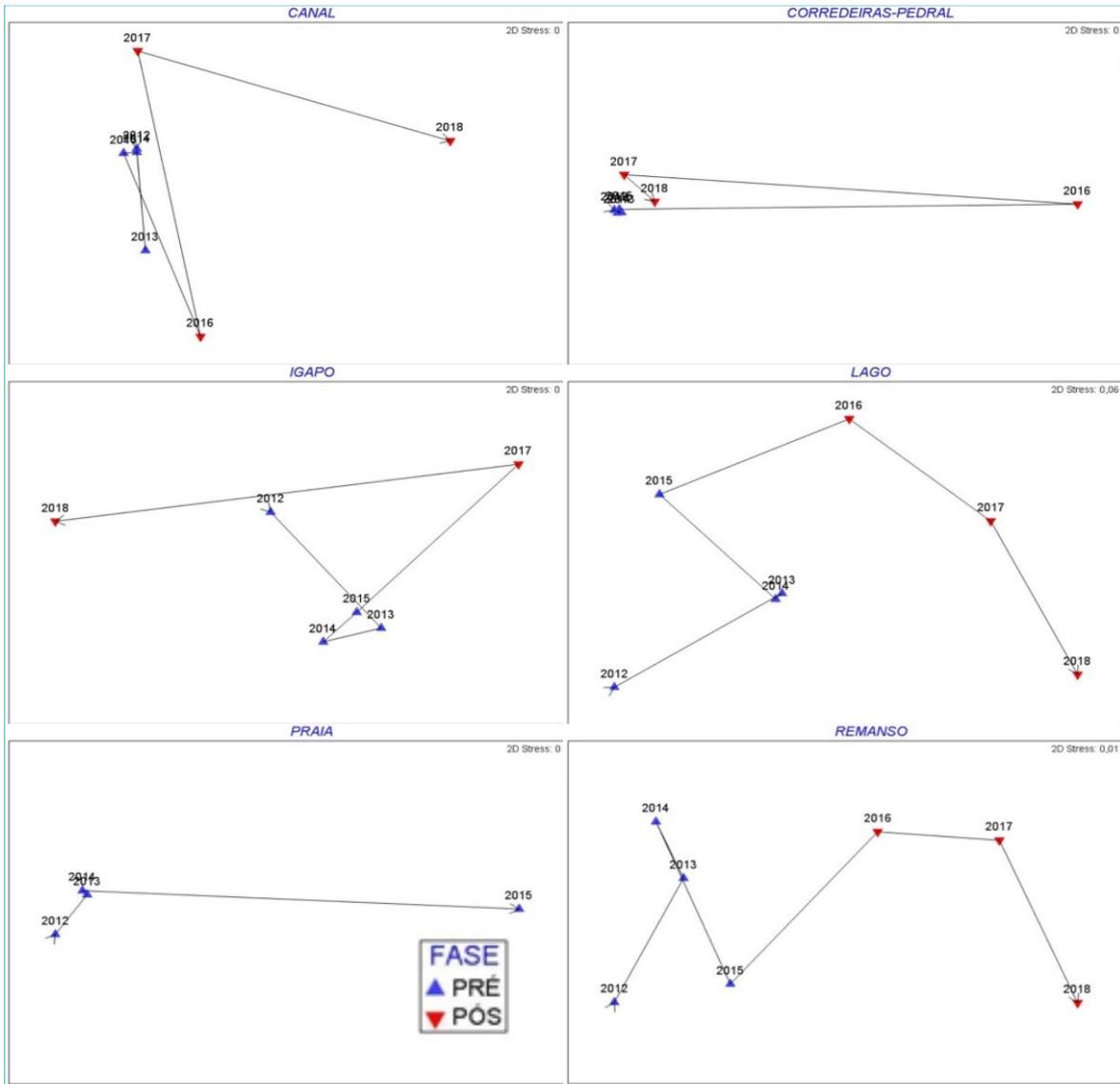


Figura 7 - 3 – Representação gráfica do MDS dos anos monitorados no setor 6, rio Bacajá, para cada ambiente amostrado na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingú, entre os anos de 2012 e de 2018.

Quando consideradas as guildas tróficas, na fase de pós enchimento foi observado um leve aumento dos iliofagos e dos piscívoros e redução dos onívoros e detritívoros (**Figura 7 - 4**).

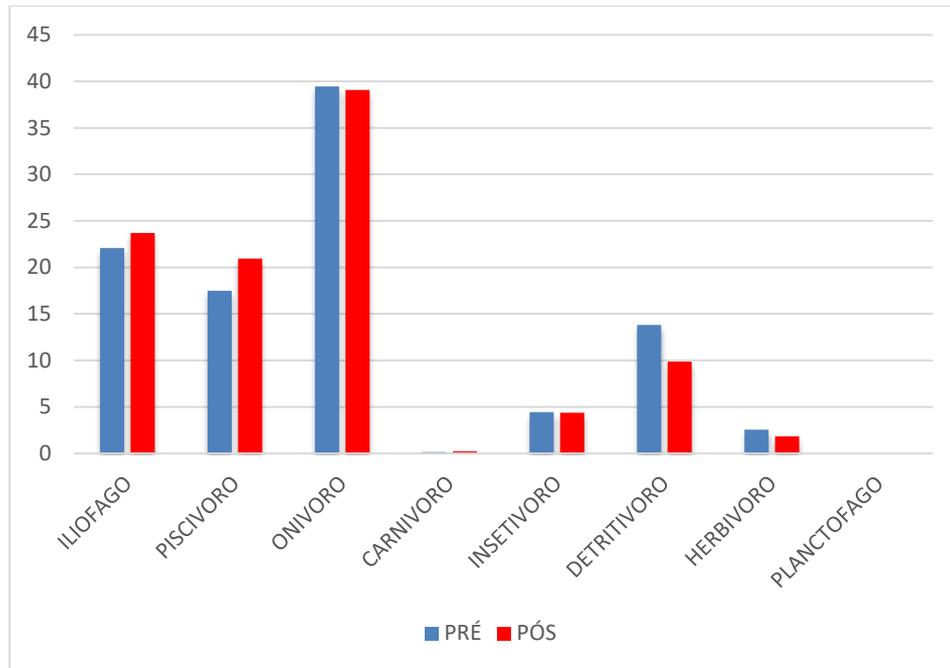


Figura 7 - 4 – Abundancia relativa (%) das guildas tróficas no setor 6, rio Bacajá, na área de influência da UHE Belo Monte, rio Xingu, na fase pré e pós barramento.

Um mapa de calor considerando a contribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes entre os sete anos monitorados no setor 6, mostrou claramente uma separação entre os anos de pré e pós-enchimento reflexo de mudança na composição da ictiofauna. Na fase de pós-enchimento foram observadas reduções na abundancia de algumas espécies (e.g., *Hemiodus unimaculatus*) e aumento de espécies bentônicas (e.g., *Hassar gabiru*) (Figura 7-5).

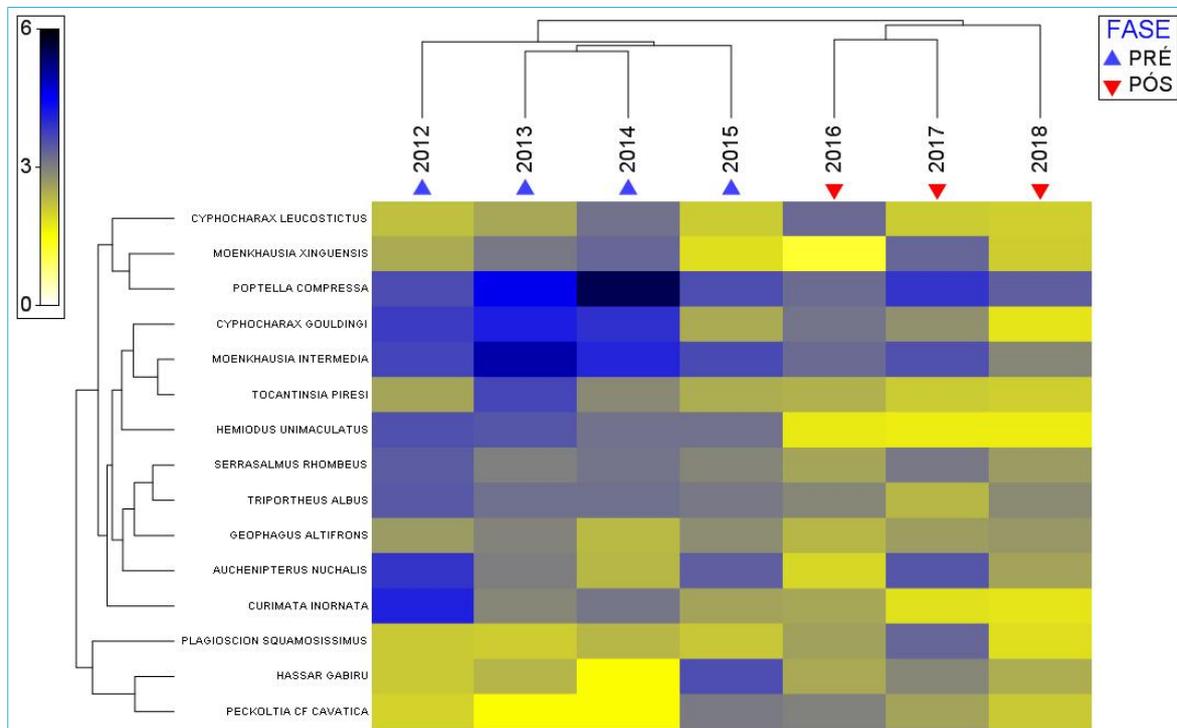


Figura 7 - 5 – Mapa de calor mostrando a contribuição das quinze espécies de peixes mais abundantes no setor 6 – rio Bacajá, na área de influencia da UHE Belo Monte, rio Xingu, entre os anos de 2012 e de 2018.

Considerando o tamanho corporal da assembleia de peixes do setor Montante do Reservatório do Xingu, foram registradas 7.298,00 observações de Comprimento Total de espécimes, variando de 2,50 a 141,00 cm, com média (\pm desvio padrão) de $15,64 \pm 9,48$ cm. Considerando a frequência de comprimento dos cenários de pré e pós barramento, 2012-2015 e 2016-2018, respectivamente, foi possível comparar as Estimativas de Densidade de Kernel (KDEs) entre os cenários

As curvas de densidade de probabilidade de cada de cenário e ano, exibidas na **Figuras 7-6a e 7-6b**, respectivamente, demonstram, através de teste de permutação, a probabilidade de existência da influência do barramento sobre a frequência de comprimento para este setor rio Bacajá, sendo significativa para estes, onde houve no cenário de pós-barramento menor densidade de probabilidade, considerando todas as classes de comprimento, reflexo da menor captura e maiores frequências relativas a indivíduos de comprimento total menor do que o cenário de pré barramento (**Figura 7-6a**). Este decréscimo é visualizado na evolução temporal anual das Estimativas da Densidade Kernel de 2012 a 2018 na **Figura 7-6b**.

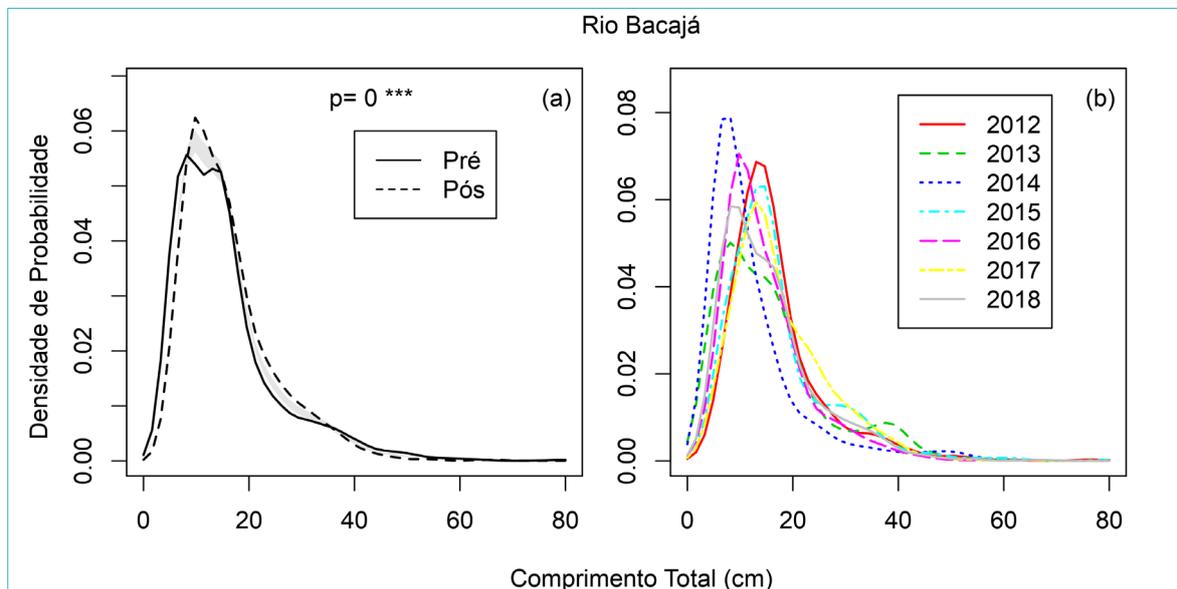


Figura 7 - 6 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para os cenários de pré e pós barramento (a) e ano de coleta (b), gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor rio Bacajá durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. Nível de significância: “**” $p < 0,001$.**

Comparando as curvas de densidade de probabilidade de cada ciclo anual, exibidas na **Figura 2-7**, é possível verificar diferenças significativas através de teste de permutação, que demonstram a forte variabilidade anual das coletas padronizadas, reflexo da variação ambiental natural para o período de pré barramento, de 2012 a 2015 (**Figuras 7-7a; 7-7b; 7-7c**). Para o cenário pós-barramento, ciclos anuais de 2016 a 2018, é evidente a mudança, identificada pelo teste de permutação, entre os anos de 2015, 2016 e 2017 (**Figuras 7-7c e 7-7d**), onde foi detectada diferenças significativas entre estes, reflexo das alterações que este setor sofre em relação ao ciclo hidrológico, influenciado pelo controle de vazão.

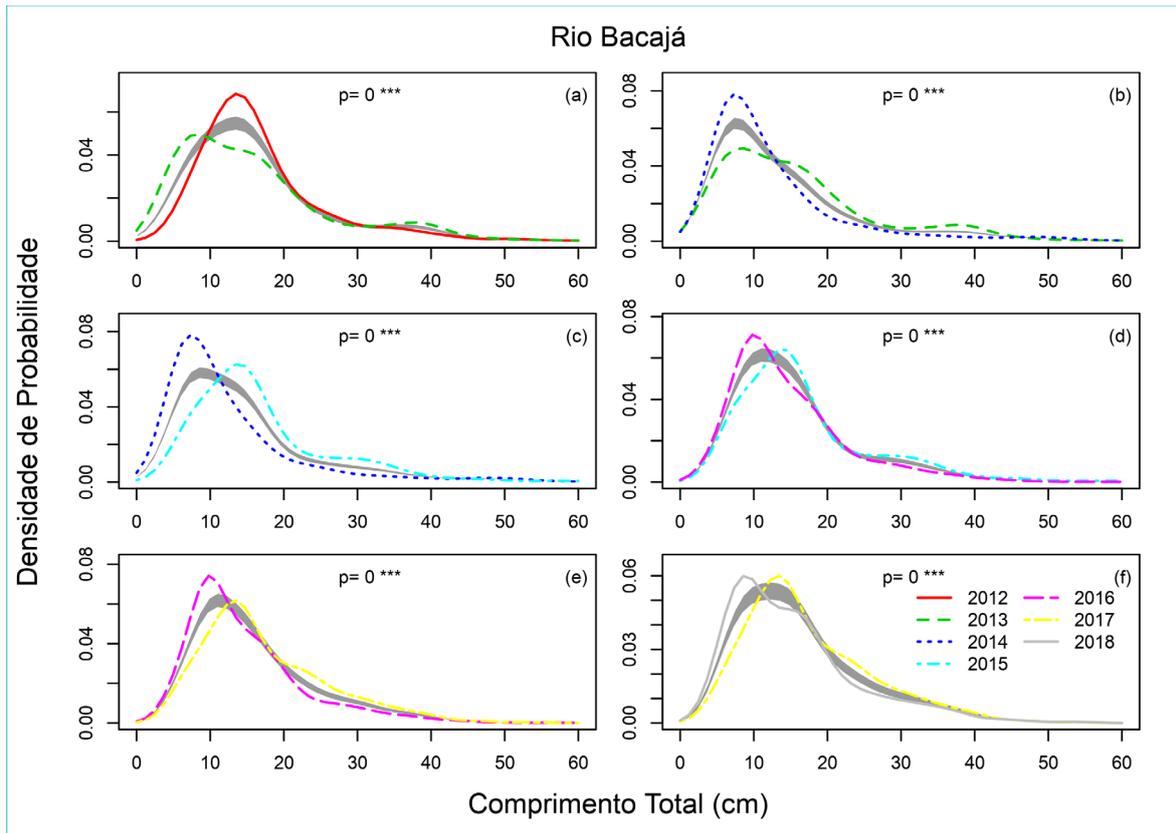


Figura 7 - 7 – Estimativa de Densidade de Kernel (KDE) para cada ciclo anual gerada a partir da frequência de comprimento para todas as espécies de peixes coletadas no setor rio Bacajá, durante o Projeto de Monitoramento da Ictiofauna na área de influência da UHE Belo Monte entre os anos de 2012 a 2018. a) comparação entre 2012 e 2013; b) comparação entre 2013 e 2014; c) comparação entre 2014 e 2015; d) comparação entre 2015 e 2016; e) comparação entre 2016 e 2017; f) comparação entre 2017 e 2018. Nível de significância: “” $0,01 < p < 0,05$; “***” $0,001 < p < 0,01$; “****” $p < 0,001$.**