

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais –
PIPG BTRN

Estrutura de assembléias de peixes em uma área de
exploração petrolífera na Amazônia
(Bacia do Rio Urucu, Amazonas, Brasil).

Igor David da Costa

Manaus, Amazonas

Março, 2009

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais –
PIPG BTRN

Estrutura de assembléias de peixes em uma área de
exploração petrolífera na Amazônia
(Bacia do Rio Urucu, Amazonas, Brasil).

Igor David da Costa

Orientador: Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas

Dissertação apresentada ao Programa Integrado de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

FONTE FINANCIADORA: CNPq e Petrobras
Manaus, Amazonas
Março, 2009

FICHA CATALOGRÁFICA

C837 Costa, Igor David da
Estrutura de assembléias de peixes em uma área de exploração petrolífera na Amazônia (Bacia do rio Urucu, Amazonas, Brasil) / Igor David da Costa.--- Manaus : [s.n.], 2009.
xvii, 161f. : il.

Dissertação (mestrado)-- INPA/UFAM, Manaus, 2009
Orientador : Carlos Edwar de Carvalho Freitas
Área de concentração : Biologia e Água Doce e Pesca Interior

1. Ictiofauna – Urucu, Rio (AM). 2. Impacto ambiental. 3. Petróleo – Exploração – Amazônia. 4. Portos. I. Título.

SINOPSE

Foi estudada a estrutura da assembléia de peixes no trecho de áreas portuárias no rio urucu, visando determinar a relação existente entre as assembléias e a atividade dos portos nesta área, assim como as variáveis abióticas no rio Urucu, Coaria, Amazonas, Brasil.

Palavras Chaves: 1. Ictiofauna 2. Estrutura da assembléia 3. Impacto 4. Petróleo 5. Portos 6. rio Urucu.

Key-words: 1. Ichtyofauna 2. Assemblage stucture; 3. impact; 4. Oil; 5. Ports 6. river Urucu

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me proporcionado saúde por todo este tempo e a oportunidade de estar estudando neste Instituto;

Ao meu pai, irmãos, ex-mãedra e à Natalia pelo apoio, carinho, amor e paciência em todos os momentos nesses últimos anos, mesmo a distância;

Ao Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas, pela chance dada a mim e pela orientação durante o período do mestrado;

Aos professores Jansen Zuanon, Cláudia de Deus, Geraldo Mendes e Assad pela ajuda na identificação das espécies e auxílio no desenvolvimento do plano de pesquisa;

Ao Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, ao curso de Biologia de Água Doce e Pesca Interior e a Universidade Federal do Amazonas pelo apoio e infraestrutura concedidos;

Ao Centro de Excelência Ambiental Petrobrás, ao Projeto Piatam pela infraestrutura e suporte financeiro na viabilização do estudo e ao CNPq pela concessão de bolsa de mestrado;

Aos engenheiros do setor de Meio Ambiente da Petrobras (SMS), Eduardo Farias, Nazareno e Miguel pela orientação e apoio durante as coletas e estadia na Província Petrolífera de Urucu;

Aos companheiros de campo: Ivanildo, Cris e Carol, no qual sem estes a pesquisa não poderia ser realizada, também a Dr. Tereza Cristina, PUC-RJ e a Janaina pela orientação e apoio na parte das análises químicas da água;

À Carminha, Elanir e Cida pelo apoio, paciência, compreensão e boas risadas nos momentos difíceis;

Aos companheiros de laboratório Piatam/Ufam: Andreza, Raniere, Karen, Flávia, Allan, Carol, Renato, Lucirene, Dona Hostilia, Claudia e a todos os outros pelo apoio de sempre e a amizade conquistada;

Aos amigos do INPA, em especial a turma do BADPI-2006, 2007, 2008 pela amizade, especialmente Mariana Amaral, Carol, Paty e Mariana Bertoloti (favelada) (risos) pelas felizes celebrações;

Ao povo da minha casa, "república casa de vidro" (ex-casa da calabresa), Luíz (Sr. Madrugá), Arnold, Melina "Capaz", Talíta cara-de-cutia (ex-moradora, "this

is the life”) e a Janaina “Daí” (nova moradora temporária) (risos) pelos momentos de descontração e estresse, porém legais, durante o período de convivência;

A todos aqueles que contribuíram de alguma forma na realização deste trabalho.

Muito obrigado!!

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi caracterizar as assembléias de peixes do rio Urucu, nas proximidades de áreas portuárias de uma base de exploração de gás natural e petróleo, que poderia estar sendo impactada por esta atividade. As coletas foram realizadas em uma área a montante dos portos, para fins de controle (PCONT) (4° 51' 20,7'' S - 65° 20' 53,2'' O), sendo também realizadas coletas a jusante (500 metros) do porto Urucu (PJU) (4° 50' 59,3'' S - 65° 20' 37,4'' O) (Figura 3). As coletas foram também realizadas a frente do porto Evandro 2 (PPE2) (4° 45' 47,9'' S - 65° 02' 46,6'' O), eqüidistante 90 km do porto urucu, assim como a montante (PME2) (4° 45' 42'' S - 65° 20' 37,4'' O) e a jusante (PJE2) deste mesmo porto (4° 45' 26,4'' S - 65° 02' 38,7'' O), também foram realizadas capturas a frente do porto Evandro 1 (PPE1) (4° 45' 18,1'' S - 65° 02' 40,9'' O) e a jusante deste mesmo ponto (PJE1) (4° 45' 02,2'' S - 65° 02' 42,6'' O) sendo todos estes pontos localizados no rio Urucu, no município de Coari, Amazonas, Brasil. Foram coletados 923 indivíduos distribuídos em 7 ordens, 23 famílias e 82 espécies perfazendo uma biomassa total de 166.819g. Os Characiformes foram o grupo predominante seguido pelos Siluriformes, sendo as ordens Clupeiformes, Osteoglossiformes, Perciformes, Beloniformes e Pleuronectiformes com menos de 10% do total capturado. As famílias Characidae (30%), sub-família Serrasalminae (15%) e Osteoglossidae (13%) foram as mais abundantes no período da seca enquanto que na cheia as famílias Characidae (42%), Callichthyidae (16%), sub-família Serrasalminae (14%) e Pristigasteridae (11%) foram as mais representativas. As famílias mais representativas por ponto de coleta na cheia foram: Characidae no PCONT (43%), PJU (48%), PME2 (34%) e PJE1 (52%) e PJE1 (51%), Osteoglossidae no PPE2 (42%) e Hemiodontidae no PJE2 (24%) e na seca foram: Characidae no PPE2 (54%), PME2 (38%), PCONT (45%), PJU (37%) e PJE2 (24%) e a família Callichthyidae no PJE1 (40%). A piranha *Serrasalmus rhombeus* apresentou a maior abundância (11%) e frequência de ocorrência (91%), seguida pelas espécies *Bryconops alburnoides*, *Dianema urostriatum* e *Osteoglossum bicirrhosum*. A abundância de peixes, CPUE, biomassa, riqueza, diversidade de Shannon, Uniformidade e dominância variaram entre os períodos do ciclo hidrológico. A cheia apresentou 489 exemplares e a seca 439. A maior e menor abundância/biomassa foi encontrada no PJE1 na cheia (n=122/15.170g) e Pcontrole na seca (n=32/5.950g), respectivamente. A CPUE baseada na abundância foi maior na cheia (0.33) e menor na seca (0.30), o PJE1 (0.50/cheia) apresentou a maior CPUE e o PCONT (0.13/seca) a menor. A maior e a menor riqueza, respectivamente, foram encontradas no PJE1 na cheia (35) e Pcontrole na seca (12). A maior (4.22) e menor (0.80) diversidade, calculada pelo Índice de Shannon, foi encontrada no PJU na seca e na cheia, respectivamente. O PJU e o PJE1 apresentaram-se mais uniformes na seca (J'=0.90) e o PJU menos na cheia (J'=0,20). A maior dominância foi encontrada no PPE2 na cheia (0.19) e a menor no PJU na seca (0.07). As espécies dominantes por ponto de coleta foram: *Dianema urostriatum* no PJE1 e PJE2, *Bryconops alburnoides* no PPE2, *Chalceus erythrurus* no PJU e *Serrasalmus rhombeus* no Pcontrole e PME2. O PCONT foi classificado como em um 1ª estágio de poluição ou com influência de estresse decorrente de poluição em nível moderado. Não se pôde chegar a uma conclusão clara, com base nas análises das curvas ABC e índice numérico, de que os pontos a jusante do PCONT estavam sendo realmente impactados pelas atividades portuárias neste rio, exceto para o

PJU, que foi classificado como "poluído" e esteve localizado imediatamente a jusante do Porto Urucu. Níveis significativos de hidrocarbonetos alifáticos que apontassem contaminação proveniente de fontes petrogênicas não foram detectados pelas análises químicas de água realizadas. Os n-alcenos de maior concentração (n-C₂₉ (seca) e n-C₃₁ (cheia)) foram oriundos de combustão de material vegetal. Dentre todas as variáveis ambientais analisadas, a variável largura separou os pontos de coleta em dois grupos, sendo um grupo formado somente pelo PCONT, em ambos os períodos, e outro grupo pelos demais pontos de coleta. O padrão de aumento em largura na direção montante-jusante é explicado pelo conceito de Zonação ou Continuum, que descreve a ocorrência de diversas mudanças no corpo hídrico desde a nascente até a foz. A largura, profundidade, temperatura e concentração de hidrocarbonetos alifáticos foram as principais variáveis estruturadoras da assembléia estudada.

ABSTRACT

The objective of this study was to characterize fish assemblages of the Urucu River in areas of close proximity to oil and natural gas exploration, and to investigate whether there was any impact on the assemblages associated with these activities. The collections were made in an area upstream of the ports, for control (PCONT) (4 ° 51 '20.7"S - 65 ° 20' 53.2"W), also held collections downstream (500 meters) port Urucu (PJU) (4 ° 50 '59.3"S - 65 ° 20' 37.4"W) (Figure 3). The collections were also held in front of the port Evandro 2 (PPE2) (4 ° 45 '47.9"S - 65 ° 02' 46.6"W), 90 km equidistant urucu the port and the amount (PME2) (4 ° 45 '42"S - 65 ° 20' 37.4"W) and downstream (PJE2) of the same port (4 ° 45 '26.4"S - 65 ° 02' 38.7"W), also captures were performed in front of the port Evandro 1 (PPE1) (4 ° 45 '18.1"S - 65 ° 02' 40.9"W) and downstream of that point (PJE1) (4 ° 45 '02.2" S - 65 ° 02' 42.6"W) is located on all these points Urucu river in the city of Coari, Amazonas, Brazil. In total, 923 fish specimens from 7 orders, 23 families and 82 species were collected, with a total biomass of 166.82 kg. Characiformes were the predominant group followed by Siluriformes, while Clupeiformes, Osteoglossiformes, Perciformes, Beloniformes and Pleuronectiformes together amounted to less than 10% of the total capture. The Characidae family (30%), and sub-families Serrasalminae (15%) and Osteoglossidae (13%) were the most abundant during the low water period, while the Characidae (42%) and Callichthyidae (16%) families, and sub-families Serrasalminae (14%) and Pristigasteridae (11%) were the most abundant during high water. The most abundant families per collection point during high water were: Characidae at PCONT (43%), PJU (48%), PME2 (34%) and PJE1 (52%) e PJE1 (51%), Osteoglossidae at PPE2 (42%) and Hemiodontidae at PJE2 (24%). During low water the most abundant families were: Characidae at PPE2 (54%), PME2 (38%), PCONT (45%), PJU (37%) and PJE2 (24%), and Callichthyidae at PJE1 (40%). The piranha species *Serrasalmus rhombeus* presented the highest abundance (11%) and occurrence frequency (91%), followed by *Bryconops alburnoides*, *Dianema urostriatum* and *Osteoglossum bicirrhosum*. Fish abundance, CPUE, biomass, species richness, Shannon diversity index, uniformity and dominance all varied between the two hydrological periods. The high water period presented 489 specimens and the dry period 439. The largest ratio of abundance/biomass was encountered at PJE1 during the high water period (n=122/15.17 g) and the smallest at Pcontrol during low water (n=32/5.95 g). CPUE based on abundance was largest during high water (0.33) and lowest during low water (0.30). PJE1 presented the highest CPUE (0.50; high water) and PCONT the lowest (0.13; low water). The highest and lowest species richness, respectively, were encountered at PJE1 during high water (35) and at Pcontrol during low water (12). The highest (4.22) and lowest (0.80) levels of diversity, calculated by the Shannon Index, were encountered at PJU during high and low water, respectively. PJU and PJE1 presented the highest values of uniformity during low water (J'=0.90), while PJU presented a much lower value at high water (J'=0.20). The largest dominance was encountered at PPE2 during high water (0.19) and the lowest at PJU during low water (0.07). The dominant species per collection point were: *Dianema urostriatum* at PJE1 and PJE2, *Bryconops alburnoides* at PPE2, *Chalceus erythrus* at PJU and *Serrasalmus rhombeus* at Pcontrol and PME2. In terms of petroleum contamination, sampling point PCONT was classified as Stage I, which is associated with some physiological stress for aquatic fauna coping with moderate levels of pollution. Based on ABC curves and numerical indexes, it's not possible to

clearly determine if points downstream from PCONT were being impacted from petroleum exploration in the region. However, for PJU, which was classified as very polluted and is located immediately downstream from Port Urucu, this argument makes sense. Significant levels of aliphatic hydrocarbons indicate that contamination from sources petrogênicas were not detected by chemical analysis of water taken. The highest concentrations of n-alkanes (n-C₂₉ during low water and n-C₃₁ during high water) were found to be derivatives of vegetable matter combustion. From all of the environmental variables analyzed, stream width separated the collection points into two groups, with one formed by PCONT, for both hydrological periods, and the other made up of the rest of the collection points. An increase in width going downstream is consistent with the River Continuum Concept, which explains how diverse changes in hydrology occur from the headwaters to the mouth of a stream or river. Width, depth, temperature and aliphatic hydrocarbon concentrations were the principal structured variables of the studied assemblages.

SUMÁRIO

1. Introdução	1
1.1. O petróleo no contexto mundial e nacional	1
1.2. Os impactos do petróleo no ambiente	1
1.3. O ambiente amazônico	9
1.4. A atividade petroleira na Amazônia	16
1.5. Os impactos do petróleo no ambiente amazônico	17
2. Objetivos	21
2.1. Objetivo geral	21
2.2. Objetivos específicos	21
3. Material e Métodos	22
3.1. Área de estudo	22
3.2. Amostragens	24
3.3. Amostragens e Análise de compostos orgânicos na coluna d'água ...	27
3.4. Análise de dados	33
4. Resultados	36
4.1. Variáveis físico-químicas	36
4.2. Ictiofauna	44
5. Discussão	81
5.1. Variáveis abióticas	81
5.1.1. Variação temporal	84
5.2. Ictiofauna	85
5.2.1. Variação temporal da ictiofauna	85
5.2.1.1. Ordens, famílias e espécies	85
5.2.1.2. Abundância e Captura por Unidade de Esforço (CPUE) ..	89
5.2.1.3. Biomassa	91
5.2.1.4. Riqueza, Diversidade, Uniformidade e Dominância	93
5.2.1.5. Distribuição das abundâncias relativas	95
5.2.1.6. Freqüência numérica e Freqüência de ocorrência	99
5.2.2. Variação espacial da ictiofauna	97
5.2.2.1. Composição das espécies	97

5.2.2.2. Abundância, Riqueza, Diversidade e Uniformidade	100
5.2.2.3. Biomassa	104
5.2.2.4. Dominância	105
5.2.2.5. Curvas Comparativas de Abundância e Biomassa (Curvas ABC) e índice ABC numérico (ABC).....	106
5.2.3. Fatores Abióticos como Discriminante dos Pontos de Coleta	109
5.2.4. Influência dos Fatores Abióticos sobre a Estrutura de Assembléia de Peixes.....	110
5.2.4.1. Largura.....	111
5.2.4.2. Profundidade.....	112
5.2.4.3. Temperatura.....	113
5.2.4.4. Concentração de hidrocarbonetos alifáticos	114
6. Conclusão	117
7. Referências bibliográficas	120
8. Anexos.....	145
Anexo I.....	145
Anexo II.....	147
Anexo III.....	154
Anexo IV	158

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa do Estado do Amazonas, com a indicação (seta) do Rio Urucu município de Coari/AM	22
Figura 2. Variação mensal do nível do rio Urucu	23
Figura 3. Mapa da área de estudo, com os pontos de coleta – Rio Urucu/Coari- Amazonas- Brasil	24
Figura 4. Mapa da área de estudo, com os pontos de coleta – Rio Urucu/Coari- Amazonas- Brasil	25
Figura 5. Perfil cromatográfico da fração alifática do óleo da Unidade de Produção de Urucu.....	27
Figura 6. Distribuição de HPAs do óleo da Unidade de Produção de Urucu.....	28
Figura 7. Variação da temperatura (°C) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	36
Figura 8. Variação da transparência (cm) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	37
Figura 9. Variação da condutividade elétrica (μscm^{-1}) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	37
Figura 10. Variação do pH nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca	38
Figura 11. Variação do oxigênio dissolvido (mgO_2/L) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	39
Figura 12. Variação da velocidade (m/s) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	39
Figura 13. Variação da largura do rio (m) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	40
Figura 14. Variação da profundidade do rio (m) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	41
Figura 15. Variação da concentração de Hidrocarbonetos Alifáticos ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca	42

Figura 16. Variação da concentração de óleos e graxas (mg/L) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.....	42
Figura 17. Abundância relativa (%) das ordens de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.....	46
Figura 18. Abundância relativa (%) das ordens de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia ..	47
Figura 19. Abundância relativa (%) das ordens de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos período da seca .	47
Figura 20. Abundância relativa (%) das famílias de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca ...	48
Figura 21. Abundância relativa (%) das famílias de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia ..	49
Figura 22. Abundância média de peixes capturados no período da cheia e da seca.....	50
Figura 23. Captura por Unidade de esforço média (CPUE) baseado na abundância no período da cheia e seca.....	53
Figura 24. Captura por unidade de esforço (CPUE) dos pontos de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca	53
Figura 25. Biomassa média de peixes capturados no período da cheia e da seca	54
Figura 26. Biomassa de peixes capturados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e da seca	55
Figura 27. Riqueza de espécies capturadas no período da cheia e seca	59
Figura 28. Índice de diversidade de Shannon das espécies capturadas no período da cheia e seca	59
Figura 29. Uniformidade das espécies capturadas no período da cheia e seca .	60
Figura 30. Índice de dominância de Simpson médio das espécies capturadas no período da cheia e seca	61
Figura 31. Índice de dominância de Simpson das espécies capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.....	62

Figura 32. Whittaker Plot de dados transformados de número de indivíduos, $\ln(N+1)$, para cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.....	63
Figura 33. Whittaker Plot de dados transformados de número de indivíduos, $\ln(N+1)$, para cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.....	63
Figura 34. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJU no período da cheia.....	67
Figura 35. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PME2 no período da cheia.....	67
Figura 36. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE2 no período da cheia.....	68
Figura 37. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PCONT no período da cheia.....	68
Figura 38. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PPE2 no período da cheia.....	69
Figura 39. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE1 no período da cheia.....	69
Figura 40. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJU no período da seca.....	70
Figura 41. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PME2 no período da seca.....	70
Figura 42. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE2 no período da seca.....	71

Figura 43. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE1 no período da seca.....	71
Figura 44. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PPE2 no período da seca	72
Figura 45. Freqüência acumulada de biomassa e abundancia de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PCONT no período da seca.....	72
Figura 46. Dendrograma de similaridade (Índice de Jaccard) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.....	73
Figura 47. Dendrograma de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia	74
Figura 48. Dendrograma de similaridade (Índice de Jacard) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.....	75
Figura 49. Dendrograma de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca	76
Figura 50. Dendrograma de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca e da cheia.....	77
Figura 51. Análise de Função discriminante dos pontos de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca	78
Figura 52. Esquema do processo de degradação de matéria orgânica.....	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição das condições gerais de cada ponto de coleta localizado no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil	22
Tabela 2. Condições cromatográficas para a determinação de hidrocarbonetos alifáticos	30
Tabela 3. Resultados de hidrocarbonetos alifáticos, em $\mu\text{g L}^{-1}$, no branco ($\mu\text{g L}^{-1}$) e padrões de checagem (%)	30
Tabela 4. Lista das espécies coletadas com código e nome vulgar	44
Tabela 5. Dados de Abundância numérica das espécies capturadas em cada ponto de coleta coletadas no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e (seca).....	50
Tabela 6. Dados de biomassa absoluta e percentual de biomassa das espécies capturadas em cada ponto de coleta coletadas no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e (seca)	56
Tabela 7. Dados de Riqueza, (Riqueza estimada por Jackknife), Índice de diversidade de Shannon e Índice de Uniformidade das espécies capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca	60
Tabela 8 - Dados de percentual de freqüência de ocorrência (FO) e percentual de freqüência numérica (FN), espécies capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca	64
Tabela 9. Valores do Índice de Jacard para os dados de número de espécies em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.....	73
Tabela 10. Valores do Índice de Morisita-Horn para os dados de abundância em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.....	74
Tabela 11. Valores do Índice de Jacard para os dados de número de espécies em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.....	75

Tabela 12. Valores do Índice de Morisita-Horn para os dados de abundância em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.....	76
Tabela 13. Valores do Índice de Morisita-Horn para os dados de abundância em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca e da cheia	77
Tabela 14. Dados da análise de Função discriminante para as variáveis ambientais em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca	79
Tabela 15. Dados da análise de Função discriminante para as variáveis ambientais em cada período de coleta.....	79
Tabela 16. Resultados da regressão múltipla realizada entre o Primeiro Componente Principal (CPI) e as Variáveis ambientais coletadas no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca	80

1. INTRODUÇÃO

1.1. O petróleo no contexto mundial e nacional.

Os combustíveis fósseis são as principais fontes de obtenção de energia para a civilização atual e o crescente aumento do consumo mundial tem acarretado sua entrada no meio ambiente (Marques Jr, 2002).

Atualmente, a produção anual de petróleo em termos mundiais é superior a 3,5 bilhões de toneladas, movimentando cerca de 683 bilhões de dólares por ano. Por outro lado, somente no ano de 2003, foram derramados mais de 5,5 milhões de litros de petróleo e derivados em rios e mares brasileiros, o que causou a morte de inúmeros animais e plantas, além de ter comprometido diversos ecossistemas pelas próximas décadas (Monteiro, 2003).

O petróleo possui um alto valor estratégico na economia mundial, representando grande parte da matriz energética brasileira. No Brasil, a exploração de petróleo iniciou-se no início do século XX, mas as maiores explorações começaram apenas em 1953, quando o presidente Getúlio Vargas criou a empresa estatal Petrobras (Fumesi *et al.*, 2006). Quinze anos após a criação da Petrobras, ocorreu a expansão das áreas de exploração para a acumulação de Jequiá, na bacia de Sergipe-Alagoas, em 1957 e Carmópolis (SE) em 1963. Em 1968, os esforços de exploração foram voltados para a região da Amazônia, Recôncavo baiano, Guaricema (SE), onde foi criado o primeiro poço *off-shore* (no mar) e o Campo de São Matheus (ES) em 1969 (Barata, 2002).

1.2. Os impactos do petróleo e seus derivados no ambiente.

O petróleo é uma substância oleosa, inflamável, menos densa que a água, com cheiro característico e de cor variando entre negro e castanho escuro; é uma mistura complexa constituída por três fases: uma gasosa ou volátil; uma líquida denominada óleo cru, e uma sólida ou semi-sólida, de natureza asfáltica. A fase líquida é constituída de uma fração insolúvel em água, o óleo cru em si, e uma fração hidrossolúvel composta por hidrocarbonetos poliaromáticos e alifáticos, como benzeno e tolueno, que são extremamente tóxicos (Costa *et al.*, 1996; Maco, 1996;

Duncan, 1998; Val & Almeida-Val, 1999). A fração insolúvel, por permanecer na superfície da água, pode limitar a penetração de luz no ambiente aquático e, por conseguinte, resultar em efeitos negativos diretos por meio de mudança na disponibilidade de oxigênio para os organismos. Além disso, parte do óleo forma uma emulsão com água. Em ambos os casos os peixes são afetados (Val & Almeida-Val, 1999).

Como mencionado, a fração solúvel é particularmente tóxica para os organismos aquáticos, pois contém uma quantidade significativa de hidrocarbonetos, tanto alifáticos como aromáticos que se acumulam nos tecidos dos organismos. Além destes compostos, quantidades significantes de enxofre, vanádio, nitrogênio e níquel estão presentes nesta fração (Engelhardt *et al.*, 1981; Malan, 1986; Val, 1993).

A exploração petroleira é uma atividade econômica de grande importância, que no desenvolvimento de suas diferentes fases, pode gerar uma série de impactos negativos sobre os recursos naturais (Moro, 1985) e sobre as populações humanas. Nas fases de exploração (atividade geofísicas e perfuração) e desenvolvimento, se produzem alterações da superfície do solo, destruição da vegetação, incremento dos materiais em suspensão em águas correntes e lagoas, derrames de óleo (petróleo cru) e de águas de produção (Vizcarra, 1984).

Na indústria do petróleo, a mistura óleo/água ocorre nos estágios de produção, transporte e refino, bem como durante a utilização de seus derivados. Entretanto, a fase de produção é a de maior potencial poluidor (Oliveira, 1995), sendo o descarte ou até mesmo a reinjeção da água co-produzida só permitido após a redução do óleo e sólidos em suspensão em níveis aceitáveis (Ramalho, 1992).

A ruptura de bombas, válvulas, constrições hidráulicas e outros equipamentos, dispersam óleo e água formando emulsões, que podem apresentar-se altamente estabilizadas pela presença de sólidos finamente divididos, substâncias surfatantes naturais do petróleo e outros reagentes adicionados durante o processo de produção (González *et al.*, 1988).

Na produção *off-shore* de petróleo, podem ser descritos dois tipos de operações que causam efeitos maléficos ao meio ambiente sendo estas: operações de perfuração e as águas de produção.

Nas operações de perfuração verifica-se que os resíduos resultantes da mesma são intensamente adsorvidos por partículas sólidas e, por isso, permanecem

por muito tempo no sedimento (Monteiro, 2003). Segundo Nihoul & Ducroty (1994), eles são formados basicamente por resíduos de rocha, óleo e lama de refrigeração das brocas de perfuração. Em função da grande quantidade de material gerado, os piores efeitos ambientais acontecem dentro de um raio de 500 metros do ponto de exploração e incluem sufocamento do substrato e alterações no comportamento de comunidades bentônicas.

As águas de produção são encontradas durante a produção de óleo e de gás, onde são gerados efluentes líquidos (águas oleosas) que depois de sofrerem tratamento para a remoção de óleo, são despejados no ambiente ainda contendo uma fração de óleo dispersa na forma de minúsculas gotículas de alguns microns de diâmetro. Essas gotículas, por serem muito pequenas, raramente alcançam a superfície depois que o efluente é despejado, mas ocasionalmente, podem formar manchas (Monteiro, 2003).

A água de produção é a maior fonte de poluição relacionada às atividades petrolíferas, pois ela contém muitos contaminantes, incluindo hidrocarbonetos, metais pesados e aditivos químicos (Higashi *et al.* 1992).

De acordo com observações realizadas por Ehrhardt & Burns (1990), águas com baixas concentrações de nutrientes inorgânicos, mas com elevados teores de matéria orgânica dissolvida, submetidas à intensa radiação solar, podem favorecer a fotodecomposição dos hidrocarbonetos do petróleo e formar compostos aromáticos bastante solúveis, o que do ponto de vista toxicológico, representa perigo. Por outro lado, partículas coloidais podem complexar com hidrocarbonetos aromáticos, sendo incapazes de atravessar a barreira branquial, provavelmente pelo grande tamanho e por sua natureza química, diminuindo seus efeitos sobre a fauna (Kennedy, 1995).

As respostas apresentadas pelos organismos aquáticos serão tão complexas quanto maior for o número de variáveis agindo sobre o poluente, modificando o destino final, toxicidade e capacidade de autodepuração do poluente no meio aquático (Duncan, 1998). Assim, a toxicidade do petróleo nem sempre está relacionada à concentração do composto na água, mas sim ao tempo de exposição ao poluente e o destino do óleo derramado, pois sua remoção e depuração no sistema dependerão do volume de óleo presente (Malan, 1986; 1988; Freedman, 1989).

Em meio aos efeitos gerais do petróleo na fauna e flora aquática os efeitos dos hidrocarbonetos sobre os mesmos podem ser classificados em letais e sub-

letais. Os letais são aqueles onde há a morte dos organismos, sendo esta causada pela toxicidade ou por efeitos físicos do produto, e os sub-letais são caracterizados por efeitos biológicos crônicos que afetam o comportamento, crescimento, reprodução, colonização e distribuição das espécies (Monteiro, 2003).

Segundo Cairns & Bulkema (1984), Nelson (1982), Evans & Rice (1984) e Research Planning Institute (1985), os principais efeitos observados nas comunidades biológicas estão relacionados a alterações quantitativas e qualitativas, que podem ser descritos por: (i) morte direta de organismos por recobrimento e asfixia, onde os óleos grossos e viscosos recobrem os animais e vegetais impedindo que realizem as trocas necessárias com o ambiente, como respiração, excreção, alimentação e fotossíntese; (ii) morte direta por intoxicação, quando as frações do petróleo compostas pelos compostos aromáticos (benzeno, tolueno, xileno) causam morte do organismo; (iii) morte de larvas e recrutas, pelo fato de que as larvas são mais sensíveis aos efeitos do petróleo do que os adultos; (IV) redução da taxa de fertilização, ocorrendo pelo motivo de que o petróleo pode reduzir a quantidade de ovos, o que causa conseqüente redução da prole, podendo gerar efeitos a médio prazo na restituição de indivíduos das populações; (v) perturbação nos recursos alimentares dos grupos tróficos superiores, onde com a morte de espécies de níveis tróficos inferiores (vegetais e herbívoros) os predadores terão seus recursos alimentares reduzidos, causando uma conseqüente desestruturação da comunidade.

Já para os efeitos indiretos sub-letais, é visto que estes não levam à morte imediata do organismo, mas sim a perturbações consideradas importantes como a “morte ecológica”, a qual impede que o organismo realize suas funções no ecossistema, inclusive podendo progredir para a morte. Entre estes feitos, encontra-se a dificuldade na localização de presas, problemas na percepção química e motora, inibição da desova, aborto, deformação de órgãos reprodutores, perda de membros, alterações respiratórias, alterações na taxa de fotossíntese etc.

Além da ocorrência dos processos de incorporação, que é decorrente da absorção de compostos por mucosas e membranas dos animais, e a bioacumulação, quando ocorre uma maior concentração do dado composto no organismo do que na água, levando à bioacumulação do composto no mesmo. A incorporação de substâncias carcinogênicas, dada pelas muitas substâncias do grupo dos aromáticos com comprovado efeito carcinogênico, como o benzenopireno

e benzatreno, causam tumores em diversos organismos como moluscos, briozoários e algas (Johnston, 1976).

Em meio a todos esses efeitos ocorrentes, há também o efeito sobre os ovos e em uma grande variedade de peixes pelágicos, que são mais suscetíveis aos efeitos destes compostos. Nas primeiras etapas da vida, a presença de hidrocarbonetos afeta as trocas gasosas dos organismos, mesmo quando ainda estão dentro dos ovos, interrompendo e/ou dificultando a respiração. Outras vezes, a consequência é a má formação esquelética, o que torna o indivíduo vulnerável a predadores (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2000).

Em espécies comestíveis, a contaminação por óleo e/ou seu subprodutos torna os peixes impróprios para o consumo e passam a não ser mais negociados, trazendo grandes prejuízos à comunidade pesqueira, levando as famílias de pescadores a perderem sua fonte de sustento (Pons & Oliveira, 2005).

Existem muitos trabalhos referentes aos efeitos do petróleo cru sobre os organismos aquáticos, do ponto de vista de sua fisiologia e bioquímica (Stott *et al.*, 1980; Engelhardt *et al.*, 1981; Malan *et al.*, 1988; Atwood *et al.*, 1987; Addison & Edwards, 1988; Goksoyr *et al.*, 1988; Freedman, 1989; Teal *et al.* 1992; Costa *et al.*, 1996), entretanto, há uma carência de informações sobre os efeitos do despejo de poluentes sobre a flora e fauna aquática (Maco, 1996).

Sendo assim, a estrutura de comunidades de peixes tem sido usada como “indicadora biológica” em riachos temperados há mais de 20 anos (Meffe & Sheldon, 1990), porém no Brasil esta prática é recente (Ribeiro, 1994; Smith *et al.*, 1997). Muitos outros organismos têm sido também utilizados para detectar e monitorar o impacto humano em corpos d'água (Noss, 1990; Barbosa *et al.*, 1995; Johnson, 1995; Fagundes & Shimizu, 1997), a fim de se caracterizar padrões regionais de reação dos ecossistemas as perturbações.

A principal vantagem do uso de comunidade de peixes esta na relativa facilidade em se obter informações sobre aspectos da biologia, quando comparados a outros grupos como algas e os invertebrados bentônicos, normalmente utilizados como indicadores ambientais. Além disso, as comunidades de peixes geralmente incluem representantes de vários níveis tróficos e são capazes de fornecer uma visão integrada do ambiente aquático (Karr, 1981).

A sensibilidade e a capacidade acumulativa e integrativa de resposta da biota a variações físicas, químicas e biológicas nestes ecossistemas, têm se mostrado

mais barata, previsível, monitorável e publicável do que a atualmente mais difundida baseada em mensurações químicas (Metcalf-Smith, 1994).

Por serem de relativamente fácil identificação e coleta, estarem presentes em quase todos os corpos d'água e ainda por possuírem maior apelo junto a opinião pública, comunidades de peixes têm se constituído em bons indicadores biológicos da qualidade de ambientes lóticos (Bayley & Li, 1992). Além disso, existe a necessária informação prévia sobre as interações entre os indicadores bióticos (estrutura de comunidade e peixes) e indicadores abióticos (parâmetros físico-químicos) (Noss, 1990; Parr, 1994). Estas interações têm sido estudadas através da estrutura de comunidades (Winemiller & Pianka, 1990) e remete à idéia de nicho multidimensional.

A relação de muitas destas dimensões com comunidades de peixes de rios é relativamente bem estudada, através de trabalhos sobre partilha de habitats que abranjem dimensões temporais (Silva, 1992; Bührnhein, 1998), físico-químicas (Newcombe, 1981; Poff & Allan, 1995) de complexidade estrutural (Jepsen *et al.*, 1997; Prenda *et al.*, 1997) e também de relações intra e interespecíficas (Pitcher, 1992; Fraser *et al.*, 1995; Walker & Henderson, 1996).

Componentes biológicos respondem à degradação ambiental modificando características funcionais e estruturais (Berkman & Rabeni, 1987). Neste contexto, a riqueza da ictiofauna é reportada como um indicador sensível de integridade ambiental de rios e lagos, reduzindo o número de espécies em ambientes com severas condições de poluição (Jeffree *et al.*, 2001; Magurran & Phillip, 2001; Barrella & Petreire, 2003).

Como exemplo, estudos realizados por Lima-Junior *et al.* (2006) no rio Corumbataí, no Estado de São Paulo, indicaram um decréscimo na diversidade de peixes assim como maior abundância de certas espécies (*Callichthys callichthys*, *Hoplosternum littorale* e *Phalloceros caudimaculatus*) em ambientes poluídos a jusante de um ponto de liberação de efluentes industriais e domésticos. A montante desses locais foram encontrados maiores valores de abundância, biomassa e diversidade de espécies, além da presença de uma espécie reofílica comumente associada a ambientes não poluídos (*Salminus hilarii*).

Damásio *et al.* (2007) em estudos no rio Flúvia, localizado na Espanha, verificaram que o comprimento e o peso de peixes coletados a jusante de uma área impactada por um derrame de óleo diesel foram maiores dos que os dos peixes

coletados a montante, demonstrando assim a existência de modificações ocorrentes na comunidade de peixes em decorrência de um evento de impacto antrópico.

Dados obtidos por Dowson *et al.* (1996) para o rio Bourne localizado a noroeste de Surrey, Estados Unidos da América, apontaram declínio no número de espécies e na diversidade de peixes na área abaixo de um derrame de compostos derivados de petróleo. Um declínio de 86% na abundância e biomassa de peixes foi encontrado na comunidade de peixes a jusante do local de derramamento com relação à área a montante.

Assim, muitas vezes a comunidade de peixes é alterada estruturalmente em decorrência do impacto proveniente de atividades humanas que liberam seus efluentes (industriais e/ou domésticos) nos corpos d'água, causando redução na diversidade, riqueza, abundância, comprimento e biomassa, que compromete a cadeia trófica, o ecossistema e o homem.

Esses pontos de liberação de efluentes que delimitam os corpos de água em regiões a montante e jusante podem ser das mais variadas origens como: locais com atividades agrícolas (introdução de agrotóxicos), sítios de liberação de efluentes domésticos e industriais, locais onde ocorreram derrames de petróleo e locais com **atividade portuária** (grifo meu).

O transporte de petróleo e de derivados é uma atividade com potencial de gerar impactos ambientais, seja pelo derrame acidental da carga no meio ambiente, podendo atingir ecossistemas sensíveis, seja pela própria atividade de navegação que independente do produto transportado, podendo gerar impactos por si só (Silva, 2004).

Os impactos relacionados aos terminais hidroviários (portos) referem-se a dois instantes: Um na implantação do empreendimento e o outro nas atividade de operação (Santana & Tachibana, 2004). Quanto a implantação, os impactos são aqueles relacionados ao (pequeno) desmatamento, em alguns casos, da mata ciliar; derrocamento (erosão) de margens e dragagens iniciais. Sendo a área de influência direta, o próprio leito do rio, que é o local onde se efetuam as principais intervenções necessárias (Santana & Tachibana, 2004).

Quanto a fase de operação, os impactos são aqueles relacionados as manobras em áreas portuárias, onde durante as manobras de amarração e fundeio do navio, o impacto recai principalmente sobre as populações bentônicas do entorno, onde a turbulência da manobra provoca ressuspensão do sedimento.

Cessado o distúrbio, a nuvem de sedimento suspensa na água começa a decantar e recobre os organismos bentônicos, podendo causar morte destes, que em contrapartida influencia toda a cadeia trófica (Silva, 2004).

A ressuspensão pode causar impacto também na coluna d'água, uma vez que poluentes que se acumulam no sedimento, incluindo compostos orgânicos e inorgânicos, podem ser liberados para a coluna d'água (Ingersoll, 1995) sendo unido a este processo a redução de oxigênio dissolvido na água, causando prejuízo aos organismos aquáticos.

Além dos poluentes antrópicos, há outros naturalmente presentes, como a amônia, que em sedimentos anóxicos de ambientes eutrofizados, chega a concentrações que podem ser tóxicas para muitos organismos (Tay *et al.*, 1997; EPS, 1999).

Outros impactos estão relacionados a fase de operação de terminais hidroviários e atividades de navegação, sendo elas: (i) abastecimento de embarcações, onde em meio a este procedimento podem ser introduzidos no ambiente quantidades significativas de combustíveis com efeito poluidor; (ii) lavagem de tanques e barcaças; (iii) vazamentos de cargas perigosas relativo ao manuseio, abandono e transbordo de combustíveis; (iv) descarregamento de água de lastro, levando a introdução de espécies exóticas, acarretando malefícios ao meio ambiente, saúde e economia; (v) lançamento de resíduos, relacionado a geração de resíduos a bordo incluindo o esgoto sanitário, lixo doméstico e também lixo operacional (água oleosa); (vi) utilização de tintas antiincrustantes, que contem compostos metálicos que lentamente contaminam a água matando organismos aderidos ao casco de navios (International Maritime Organization, 2004), havendo também a utilização de tintas à base de TBT (tributil) que reconhecidamente apresentam efeitos tóxicos aos organismos aquáticos (White & Molloy, 2001) e (vii) inserção de compostos tóxicos no ambiente por intermédio de colisões entre embarcações ou destas com pontes e barrancos (Santana & Tachibana, 2004).

1.3. O ambiente amazônico.

A bacia amazônica é basicamente fluvial, isto é, de natureza não lacustre (Day & Davies, 1986), sendo o rio Solimões – Amazonas coletor final de um complexo sistema de drenagem formado por inúmeros igarapés, várzeas, igapós e

rios (Sioli, 1984; Junk, 1984). Assim, as águas interiores da Amazônia incluem um enorme sistema de habitats tais como: canais anastomosados, lagos e lagoas na planície de inundação (lagos de várzea), lagos de terra firme, florestas alagadas de várzea e de igapó e brejos (Sioli, 1984; Lowe-McConnel, 1987, 1994).

Um fator que caracteriza os ecossistemas aquáticos amazônicos consiste nas inúmeras formações aquáticas marginais ao leito do rio principal, propiciando uma variedade de nichos e habitats para diversas espécies. Tem-se sugerido que a grande diversidade de espécies na Amazônia deve-se aos inúmeros habitats disponíveis nesses ambientes (Junk, 1984).

O complexo de canais e lagoas laterais desta planície muda sua forma e dimensão com a subida e descida do nível das águas, as quais são acompanhadas por mudanças químicas e flutuações associadas à disponibilidade de oxigênio, criando variações ambientais para os peixes (Sioli, 1984).

As águas das cheias, que demandam um longo tempo em seu deslocamento para jusante, podem chegar após o nível de água local já tenha baixado, causando um segundo pico de cheia. Os peixes respondem mais à elevação no nível da água do que às chuvas locais, movendo-se para habitats aquáticos recém alagados em planícies que antes estavam secas (Lowe-McConnel, 1987, 1994).

Os rios amazônicos podem ser classificados em termos de qualidade de água. Três tipos diferentes de água foram distinguidos: (1) rios de águas brancas, com pH próximo ao neutro (7,0), de cor turva a barrenta, transportando uma grande carga de sedimentos; (2) rios de águas pretas, que são ácidas, com baixa carga de sedimentos e de cor amarronzada a café, resultado da decomposição incompleta do material orgânico produzido nas florestas e (3) rios de águas claras, mais ou menos transparentes, de cor verde a verde-oliva, que possuem características físico-químicas heterogêneas e só transportam quantidade considerável de material em suspensão nos períodos de chuvas (Sioli, 1950).

Nos ambientes tropicais aquáticos, vários fatores contribuem com uma significativa redução da quantidade de oxigênio dissolvido. Entre eles destacam-se a morfologia do sistema, as taxas de consumo e produção de oxigênio, o aumento da pressão parcial de outros gases e a temperatura do ambiente (Beadle, 1981). Muitos peixes tropicais possuem adaptações respiratórias especiais que lhes possibilitam usar o ar atmosférico (Soares, 1993; Val & Almeida-Val, 1995, 1997; Val, 1996).

Desta forma, estes animais também podem ser afetados em caso de contaminação por petróleo, uma vez que o óleo fica na superfície da coluna d'água.

No mundo existem aproximadamente 28.400 espécies de peixes, tanto em ambientes marinhos quanto de água doce, sendo este número estimado para 32.500 espécies (Nelson, 2006). Segundo Lowe-McConnell (1999), a maioria das espécies ocorre em rios e planícies de inundação conectadas.

Estas comunidades apresentam uma estrutura dinâmica que reflete características e alterações que interagem com processos bióticos, especialmente predação e competição (Person, 1997; Jakson *et al.*, 2001 apud Souza & Freitas, 2004) e abióticos como tipos de água (Ibarra & Sterwart, 1989; Cox Fernades, 1999), profundidade (Sterwart, Ibarra & Barriga-Salazar, 2002; Hoeinghaus *et al.*, 2003 apud Souza & Freitas, 2004), variação sazonal dos níveis de água (Cox Fernades, 1999), períodos do dia e transparência (Súarez, Petrere & Catella, 2001).

Como exemplos temos os trabalhos de Lowe-McConnell (1964) no rio Rupunini, apontando a relação entre regime de alagação e abundância de peixes, assim como o de Agostinho (2000) no alto rio Paraná, Merona & Bittencourt (1993) e Saint-Paul *et al.*, (2001) em lagos de várzea da Amazônia Central, pesquisas de Junk *et al.*, (1983) e Saint-Paul & Soares (1987) demonstrando a variação na distribuição de espécies em lagos da Amazônia Central em relação as concentrações de oxigênio, Rodrigues & Lewis (1997) em áreas alagadas do rio Orinoco e Tejerina-Garro *et al.* (1998) no rio Tocantins, evidenciando que as comunidades de peixes são estruturadas pela piscivoria e sob a influência da transparência da água que é controlada pela morfometria do lago e pesquisas de Súarez *et al.*, (2001) associando a cobertura de macrófitas aquáticas, morfometria dos lagos e abundância de espécies piscívoras como fatores que determinam a estrutura das comunidades de peixes no Pantanal.

A América do sul contém uma das maiores riquezas de peixes de água doce do mundo, sendo o número de espécies conhecidas estimado em cerca de 4.500 espécies (Reis *et al.*, 2003), porém é esperado um considerável aumento neste número, quando analisado os numerosos nichos situados especialmente em rios e riachos encontrados em regiões ainda inexploradas.

O Brasil é líder em número de peixes de água doce com 2.122 espécies de peixes catalogadas, aproximadamente 21% da fauna mundial (Buckup & Menezes,

2003). Suas bacias isoladas apresentam um alto endemismo; por exemplo, 60% das 75 espécies do Rio Iguaçu são endêmicas. Segundo Reis *et al.*, (2003) provavelmente de 30 a 40% da fauna de peixes neotropicais de água doce ainda não foram descritas, o que aponta para uma totalidade de mais de 5.000 espécies.

Schaefer (1998) baseado em tendências históricas de descrições de peixes aponta uma estimativa de 8.000 espécies para águas interiores brasileiras. Vari & Malabarba (1998) estimam para cada década um eventual aumento de 50% na riqueza de espécies de peixes descritas no mundo (aproximadamente 33.000), com os peixes neotropicais (8.000) contribuindo com 24% do total. Os peixes neotropicais contribuem com 13% da biodiversidade total de vertebrados global, ocorrendo em menos de 0,003% (por volume) do total de águas do mundo.

A maioria destas espécies de peixes se encontra na Amazônia, com mais de 1.300 espécies descritas (Lowe-McConnell, 1999; Reis *et al.*, 2003), com um número estimado em 2.000 espécies (Agostinho *et al.*, 2005). Estudos ecológicos revelaram uma alta diversidade de peixes em grandes rios da Amazônia e seus tributários, como no rio Negro (Goulding *et al.*, 1998), Roraima (Ferreira *et al.*, 1988), Trombetas (Ferreira, 1993), Tocantins (Santos *et al.*, 1998), Araguaia (Tejerina-Garro *et al.*, 1998), Mucajaí (Ferreira *et al.*, 1988) e Jamari (Santos, 1995). Contudo, são escassas as informações acerca de sistemas aquáticos da bacia amazônica, sobre tudo nas regiões de cabeceiras de diversos tributários (Menezes, 1996).

O conceito de diversidade biológica consiste na variedade e variabilidade entre organismos vivos e a complexidade ecológica que envolve os mesmos (U. S. Office of Technology Assessment, 1987). Os tipos de biodiversidade incluem: a diversidade genética, a diversidade de espécies, que inclui toda a gama de organismos na Terra, e a diversidade ecológica, que significa a variação entre as comunidades biológicas nas quais as espécies vivem, os ecossistemas nos quais as comunidades se encontram e as interações ocorridas entre estes níveis (Primack, 2001; Rivas & Freitas, 2002).

Dois componentes são determinantes na diversidade de espécie: a **riqueza** (grifo meu), baseada no número total de espécies presentes e a **uniformidade** (grifo meu), baseada na abundância relativa de espécies e no grau de sua dominância ou falta desta (Lloyd & Ghelardi, 1964).

Segundo Diamond (1988) *apud* Suárez (1998), a diversidade de espécies é determinada por quatro grupos de fatores (Qualidade, Quantidade, Interações e

dinâmica). O termo “Qualidade” é uma analogia a qualidade e/ou variedade de nichos ou recursos. O aumento na “Quantidade” de recursos por sua vez permite a manutenção de maiores populações. As “interações” entre espécies podem impulsionar ou diminuir a diversidade de espécies, uma vez que pode provocar a extinção de espécies com baixas populações ou “estimular” a partição de recursos pela especiação. Os processos “Dinâmicos” estão implícitos na diversidade, pois a extinção e imigração de espécies são fatores que afetam diretamente a diversidade de espécies.

Dentre as teorias utilizadas para explicar a diversidade de espécies nas comunidades biológicas Loreau & Mouquet (1999) destacam dois grupos: O primeiro relacionado as teorias que enfocam o papel dos fatores bióticos e abióticos na organização das comunidades (variação espaço-temporal, competição, predação, mutualismo), onde alguns dos estudos clássicos são os de Pianka (1966), MacArthur & Lewis (1967) e Schoener (1974). O segundo grupo enfoca o efeito dos processos em grande escala determinando a colonização de um novo ambiente e as taxas de extinção das populações, onde o principal trabalho é o de MacArthur & Wilson (1967) sobre a teoria de biogeografia de ilhas.

Estudos ecológicos de comunidades são fundamentais para a determinação da diversidade. McArthur (1965) discutiu dois aspectos importantes na determinação da diversidade de espécies dentro de uma comunidade: os componentes intra-habitats, que seriam uma função da diversidade estrutural do habitat (profundidade e características do substrato) e os componentes entre-habitats, que seriam as propriedades de heterogeneidade ambiental (mosaico de habitats).

Jackson *et al.*, (2001), verificaram que a associação entre fatores bióticos (competição/predação) e abióticos (características do habitat) seria o ponto central do mecanismo controlador das comunidades de peixes em sistemas de água doce, atuando de forma diferente de acordo com o sistema (lagos, riachos/rios) e em diferentes escalas espaço-temporais.

Segundo Connel (1975), as espécies se distribuem nos habitats em função da disponibilidade de alimento, intensidade de predação e tolerância às condições físico-químicas. Desta forma, pode-se assumir que a diversidade de espécies dentro de um sistema é o reflexo da complexidade estrutural dos habitats, que age diretamente sobre as relações inter e intra-específicas.

Relacionando-se ao primeiro e o segundo grupo de teorias supracitadas, a alta diversidade de espécies de peixes na região amazônica é mantida pela dinâmica de paisagens, que é composta por um mosaico de habitats em vários estados sucessionais observados em planícies inundadas (Cherson & Huntley, 1997). Muitos rios tropicais possuem mudanças anuais drásticas no nível de suas águas sendo este fato resultante dos padrões sazonais de chuvas (Súarez *et al.*, 2004).

Esta sazonalidade apresenta modificações na disponibilidade de alimento, na intensidade de interação entre as espécies, reprodução, movimentos migratórios e na estabilidade das comunidades (Jepsen, 1997), promovendo a coexistência de um grande número espécies (Súarez *et al.*, 2004).

Perspectivas histórico-zoogeográficas podem explicar a origem da diversidade de peixes de água doce em rios neotropicais (Lundberg, 2001). Evidências de que bacias hidrográficas foram transformadas repetidas vezes durante períodos geológicos, sendo modificadas ora em bacias limitadas ora em interbacias resultaram em oportunidades de especiações simpátricas (Id., *ibid.*). Argumenta-se que uma baixa taxa de extinção resultou na riqueza atual de espécies de peixes de água doce nesta área (Id., *ibid.*).

A diversidade de espécies é um importante aspecto das comunidades biológicas aquáticas, sendo útil entre outras, como indicador da resistência destas aos freqüentes distúrbios ambientais ocorrentes em sistemas de água doce (Reynolds, 1998).

A importância do deslocamento das espécies ao longo de gradientes ambientais, alterados ou não-alterados, contribui para o entendimento dos processos inerentes a sua manutenção, bem como possibilita o conhecimento mais amplo da diversidade biológica da região. O uso de gradientes nas análises que descrevem processos, que afetam potencialmente a distribuição das espécies, pode contribuir bastante para o conhecimento das comunidades (Able & Noon, 1976; Junk, *et al.*, 1989).

Segundo Grossman (1982) são descritos dois tipos de comunidades: comunidades estocásticas, em que as relações de abundância das espécies modificam-se durante o tempo; e comunidades determinísticas, em que as abundâncias são estáveis. Foster *et al.*, (1990) relatam que algumas espécies respondem de forma diferenciada, coletiva ou individualmente, perante as mudanças

ocorridas no tempo e espaço. Todavia, a natureza individualista destas respostas sugere que as comunidades são relativamente abertas e que assembleias aparentemente bem definidas quanto a sua composição e diversidade, podem ser transitórias.

Contudo, uma questão central entre ecólogos de comunidades, é o papel dos processos estocásticos *versus* determinísticos que interferem nos padrões randômicos e não-randômicos na estrutura de comunidades (Arrington & Winemiller, 2004).

Alguns estudos sugerem que a riqueza de espécies e a composição das comunidades de peixes são estruturadas estocasticamente (e.g. Lowe-McConnell, 1987; Goulding, Carvalho & Ferreira, 1998; Saint-Paul *et al.*, 2000). Outros sugerem que a estrutura das comunidades de peixes neotropicais é determinada por características dos corpos d'água, incluindo transparência e profundidade (Rodríguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro, Fortim & Rodríguez, 1998; Suárez, Petreere & Catella, 2001).

Estudos realizados por Freitas & Garcez (2004) sobre a ictiofauna que habita os canais de conexão (“furos”) entre lagos de várzea e o canal do rio Solimões, revelou características estocásticas, sendo este padrão resultante das variações temporais ocorrentes nesses locais.

Goulding, Carvalho & Ferreira (1998) descrevem em suas pesquisas que as comunidades de peixes no rio Negro possuem associações randômicas de espécies. Similarmente, comunidades de peixes em planícies inundadas do rio Amazonas estruturam-se como não-randômicas na maioria dos tipos de habitats (Petry, Bayley & Markle, 2003).

Como já citado, as planícies inundadas tropicais apresentam a maior fração de biodiversidade de peixes de água doce (Dudgeon, 2000; Lundberg, 2001) sendo essas áreas importantes para o esforço global de conservação. No entanto, rios tropicais e suas faunas de peixes associados possuem carências de iniciativas de conservação (Meyer *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2002).

A ictiofauna amazônica tem sido ameaçada por uma série de distúrbios ambientais de fundo antrópico como a poluição das águas (Malm, Pfeiffer *et al.*, 1990), sobrepesca (Ribeiro & Petreere, 1990) e construção de represas para a geração de energia elétrica (Petreere, 1996). É fato de extrema importância apontar

que a ictiofauna regional sustenta a pesca artesanal e promove a alimentação e geração de renda de muitas populações humanas (Bayley & Petrere, 1989).

Agostinho *et al.*, (2005) em um levantamento de espécies impactadas pela sobrepesca em todo o Brasil, apontaram o Tambaqui (*Colossoma macropomum* [Characidae]), Jaraquí (*Semaprochilodus* spp [Prochilodontidae]) na bacia amazônica, assim como os bagres migradores (*Brachyplatystoma vaillantii*), (*B. filamentosum*) e *Zungaro zungaro* [Pimelodidae] com ampla distribuição. Tundisi (2003) discorre que a principal ameaça à biodiversidade de peixes para a região norte é a insuficiência nos tratamento de efluentes que são lançados nas águas, sendo a perda de espécies e/ou alteração na estrutura de comunidade associadas dentre muitos outros fatores, com a poluição e eutrofização de córregos e rios (Marques & Barbosa, 2001; Martinelli *et al.*, 2002). Este padrão esta associado às regiões com altas densidades populacionais (Martinelli *et al.*, 2002), que vem sofrendo uma forte redução na biodiversidade, principalmente nas proximidades de Manaus em regiões de igarapés (Cleto Filho, 2003).

A gestão dos corredores fluviais e das áreas de inundação associada a manutenção de sua integridade hidrológica são fundamentais para preservar a biodiversidade dulcícola da região amazônica e do Brasil assim como a saúde de seus recursos aquáticos.

Um aspecto ainda pouco abordado na ecologia de comunidades de peixes é a avaliação dos efeitos de ações antrópicas como fatores determinantes da estruturação de comunidades naturais.

1.4. A atividade petroleira na Amazônia.

A floresta amazônica sempre foi um desafio para a indústria do petróleo (Carvalho, 2002). Segundo Eiras & Wanderley Filho (2002), na Amazônia, a pesquisa começou em volta de 1917, quando o Serviço Geológico e Mineralógico do Brasil perfurou na bacia do Amazonas o poço S-1, com objetivo de localizar carvão e outros combustíveis fósseis. Em 1925, foram registrados os primeiros indícios de óleo e gás nas proximidades de Itaituba/PA, e no ano de 1934, com o surgimento do Departamento Nacional da Produção Mineral, foram realizadas 17 perfurações nas

proximidades de grandes rios, com caráter exploratório, baseado em informação de moradores.

Em 1938, a responsabilidade pela pesquisa do petróleo passa para o recém-criado Conselho Nacional de Petróleo (CNP), o qual perfurou mais sete poços com o objetivo de melhor compreender as bacias sedimentares desta área. Sendo que em 1953, com a criação da Petrobras, houve um grande desenvolvimento no campo do petróleo nacional, e em dez anos de atividade foram perfurados 192 poços, às margens de grandes rios (Eiras & Wanderley Filho, 2002).

No ano de 1978, foi descoberto um campo de gás no rio Juruá, no município de Tefé (AM) a cerca de 750 km de Manaus, comportando um total de 30 bilhões de m³ de gás (Dias & Quagliano, 1994).

Em 1986, após 30 anos de pesquisa na Amazônia, foram concluídos levantamentos sísmicos que detectaram a presença de grandes campos de petróleo e gás, uma reserva de 92 bilhões de barris de óleo e 52,7 bilhões de m³ gás natural, localizados entre os rios Urucu e Coari, ambos afluentes da margem direita do rio Solimões (Petrobras, 1994).

Sendo assim, em 1988, iniciou-se a produção comercial na província de Urucu. Com a confirmação da presença de reservas significativas a produção inicial na região foi de 3.550 barris/dia, sendo atualmente a produção média de petróleo em torno de 56,5 mil barris/dia e a de gás natural de 9,7 milhões de m³/dia. Elevando assim o Estado do Amazonas ao posto de segundo produtor nacional de petróleo e terceiro produtor nacional de gás natural (Petrobras, 2008).

O petróleo produzido na província de Urucu abastece os Estados do Pará, Amazonas, Rondônia, Maranhão, Tocantins, Acre, Amapá e parte do nordeste, sendo as principais características do petróleo produzido nesta área o fato de este ser mais leve e incolor que os outros óleos refinados produzidos no país, sendo bastante empregado na produção de gasolina, nafta petroquímica, óleo diesel e gás de cozinha (GLP) (Petrobras, 2008).

1.5. Os impactos do petróleo no ambiente amazônico.

Na Amazônia há uma forte pressão ambiental causada pelos megaprojetos de exploração de minérios (ouro e petróleo), pela construção de usinas hidroelétricas, pela produção, processamento e comercialização de coca, principalmente na

Amazônia colombiana, pela extração de madeira, pelo abastecimento de sistemas de agricultura intensiva (Yarzabal, 1992) e pela criação de gado, com forte ocorrência no sul do Estado do Pará e no norte do Mato Grosso avançando rapidamente para os outros Estados da Amazônia legal (Ribeiro *et al.*, 2005). Como conseqüência destas atividades, os rios amazônicos são alterados em suas características físicas, químicas e biológicas pelo fato de serem coletores principais dos contaminantes produzidos pela atividade humana (Maco, 1996).

Os possíveis impactos ambientais ocasionados durante a fase de construção de dutos condutores de óleo e gás estão associados a movimentação de terra nas proximidades dos igarapés, que apresentam como principal conseqüência a alteração de drenagem destes ambientes. Sendo decorrente deste impacto: assoreamento de igarapés localizados nas proximidades da área de implantação do duto, estagnação da água com conseqüente degradação da biomassa emergente ribeirinha e alterações na biota aquática no trecho do empreendimento (Petrobras, 1992).

Contudo, as atividades petrolíferas na Amazônia tem causado incidentes em pequena escala, se comparado aos grandes derrames de óleo ocorrido no ambiente marinho. A maioria dos acidentes sobre derrames de óleo nas águas da bacia amazônica, refere-se aos vazamentos de oleodutos da Colômbia ocasionados esporadicamente por explosões provocadas pela guerrilha colombiana (Petrobras, 1997), assim como pelo caso de vazamento de óleo proveniente da refinaria de Manaus (REMAN) / PETROBRAS no igarapé Cururu, em agosto de 1999, na cidade de Manaus (Couceiro *et al.*, 2006). Tais vazamentos lançaram significativas quantidades de hidrocarbonetos detectadas no rio Solimões. Felizmente, as contaminações decorrentes de petróleo parecem ter efeitos menores, uma vez que o ecossistema é capaz de se recuperar, seja por processos de biotransformação ou por diluição do poluente no imenso volume de água (Maco, 1996).

A suposição de um acidente de grande ordem na bacia amazônica, onde fosse lançado um volume correspondente à capacidade máxima de um navio-tanque da Petrobras (4.300 toneladas métricas), do tipo dos que navegam sobre as águas do rio Solimões, os mecanismos de contenção e remoção da mancha de óleo inicialmente usados pelas companhias de petróleo seriam fáceis. Entretanto, a mancha de óleo não retirada, estender-se-ia rapidamente e sua propagação

dependeria da velocidade do rio e de fatores que reduzissem a tensão superficial do petróleo na água (Neff, 1990).

Dentre esses fatores poderíamos citar a temperatura dos rios amazônicos, que é elevada e poderia aumentar a velocidade de expansão da mancha de óleo nessas águas, dificultando, portanto, ainda mais o trabalho de contenção e retenção.

Não há dúvida de que uma mancha causada pelo derrame alcançaria as zonas de encostas às margens do rio principal. Se ocorresse no período de cheia, a mancha de óleo invadiria inúmeros canais intercomunicantes formados pela elevação do nível da água, atingido a rede de lagos, braços de igarapés que são drenados pelas águas do leito principal, ou, ainda florestas inundadas (várzeas e igapós), e um elevado número de pequenas ilhas ao longo da calha principal. O petróleo impregnaria os troncos das árvores, folhas e o folhiço submerso por muito tempo, de modo que o processo de depuração seria muito lento (Duncan, 1998).

Havendo também, impactos durante o período de seca, pelo fato de ocorrer um retrocesso dos corpos d'água concentrando assim uma maior densidade de organismos, tornando-os mais susceptíveis aos impactos provenientes de um derrame de petróleo.

Os sistemas aquáticos fora do canal principal dos grandes rios são do tipo lântico, nos quais os organismos aquáticos são adaptados à baixa disponibilidade de oxigênio, que é comum nestes tipos de habitats (Junk *et al.*, 1983). Como o petróleo forma uma barreira física à difusão natural do oxigênio na água, além de diminuir a produção primária, os níveis de oxigênio tornar-se-iam ainda mais escassos nos locais atingidos promovendo um efeito combinado entre poluente e hipóxia ambiental (Duncan, 1998).

Outra característica peculiar na bacia amazônica, que pode fortemente influenciar as características do óleo na água, são os diferentes tipos de águas (Sioli, 1984). Rios de água branca como os rios Madeira e Solimões, por possuírem alta concentração de partículas em suspensão na coluna d'água, acarretaria a associação destas com as gotículas de petróleo, levando assim o mesmo ao substrato. Em decorrência da deficiente penetração de luz causada pela turbidez natural da água, causaria uma diminuição nos processos foto-oxidativos que ocorrem naturalmente no petróleo. A conseqüência seria fortes prejuízos aos animais bentônicos (Duncan, 1998).

Em rios de água preta, como o rio Negro e rio Urucu, que possuem como características poucos nutrientes e baixos valores de pH, os processos de biodegradação natural do petróleo seriam inexistentes pelo fato desses processos serem normalmente realizados por bactérias e fungos que se “alimentam” dos compostos do petróleo, sendo estes organismos ausentes neste tipo de água (Duncan, 1998).

Deve-se ressaltar que não existem estudos sistemáticos sobre os riscos de um possível acidente com o petróleo em águas interiores e isso pode limitar as ações em caso de acidentes (Costa et al., 1996; Duncan, 1998, Val e Almeida-Val, 1999).

Assim, o presente trabalho teve como finalidade analisar os possíveis impactos provenientes das áreas portuárias da Província petrolífera de exploração de gás natural e petróleo de Urucu sobre as assembleias de peixes encontradas no rio Urucu, tentando demonstrar se existiam modificações ocorrentes na comunidade de peixes em decorrência das atividades de transporte e exploração de petróleo e seus derivados.

Pretende-se como isso gerar informações sobre esse compartimento do ecossistema visando obter dados para fins de conservação, proteção e manejo da ictiofauna pertencente a este local de sensível possibilidade de desastre ambiental, na tentativa de revelar uma melhor assessoria e proteção à ictiofauna em caso de impacto proveniente de ações antrópicas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

- Avaliar a estrutura de assembléias de peixes do rio Urucu, no trecho de áreas portuárias de uma base de exploração de gás natural e petróleo na Amazônia (Bacia do Rio Urucu, Amazonas, Brasil), durante os períodos de seca e cheia.

2.2. Objetivos específicos

- Caracterizar as assembléias de peixes do rio Urucu, no trecho de áreas portuárias da base de exploração de gás natural e petróleo na Amazônia (Bacia do Rio Urucu, Amazonas, Brasil), durante os períodos de seca e cheia.
- Comparar a diversidade, abundância, biomassa, dominância, uniformidade e riqueza de espécies de peixes;
- Relacionar os parâmetros das assembléias com fatores abióticos como: temperatura da água, transparência, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, velocidade da correnteza, largura do rio, profundidade e concentração de hidrocarbonetos alifáticos;
- Verificar a diferença da Captura por Unidade de Esforço (CPUE).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado na área dos portos Evandro 1, 2 e Urucu situados na Província petrolífera do Rio Urucu / Petrobras. A área localiza-se no município de Coari, Estado do Amazonas (600 km a oeste de Manaus, Amazonas, Brasil). O rio Urucu é afluente da margem direita do Rio Solimões e um dos principais formadores do lago Coari, estando este rio situado nas seguintes coordenadas geográficas 04° 53' S e 65° 11' W (Santos Jr., 2003) (Figura 1). O relevo da região é plano a suavemente ondulado, com solo ácido (Vieira & Santos, 1987). Os solos são derivados de meteorização da formação Solimões, apresentando na sua composição argilitos que recobrem as bacias dos rios Solimões e Acre. A parte superior do Rio Urucu apresenta arenito grosso variado ocorrendo próximo à superfície. São classificados como cambissolos álicos, de textura média, argilosa e de consistência dura (Eiras *et al.*, 1994). O clima segundo a classificação de Köpen (Departamento Nacional da produção Mineral, 1978), é do tipo Af (A = clima tropical, praticamente sem inverno, cuja temperatura média para o mês mais frio nunca é inferior a 18°C; f = chuvas durante todo o ano), as chuvas são distribuídas ao longo do ano, havendo, contudo uma época com maior precipitação (janeiro-abril) e uma com menor precipitação (julho-setembro). Quanto às regiões Fitoecológicas a área caracteriza-se como Floresta Ombrófila Densa de Terras baixas, com dossel fechado. É classificada como região tropical densa, sub-região dos baixos platôs da Amazônia, com exceção para os vales formados pelos rios principais e seus tributários, que estão classificados como região de Floresta tropical Aberta, sub-região aluvial da Amazônia (Departamento Nacional da produção Mineral, 1978).

A caracterização do relevo, vegetação e clima foi obtida do EIA/RIMA realizado em 2001, para a implantação do gasoduto Urucu-Porto Velho (www.Amazônia.org.br, 2007).

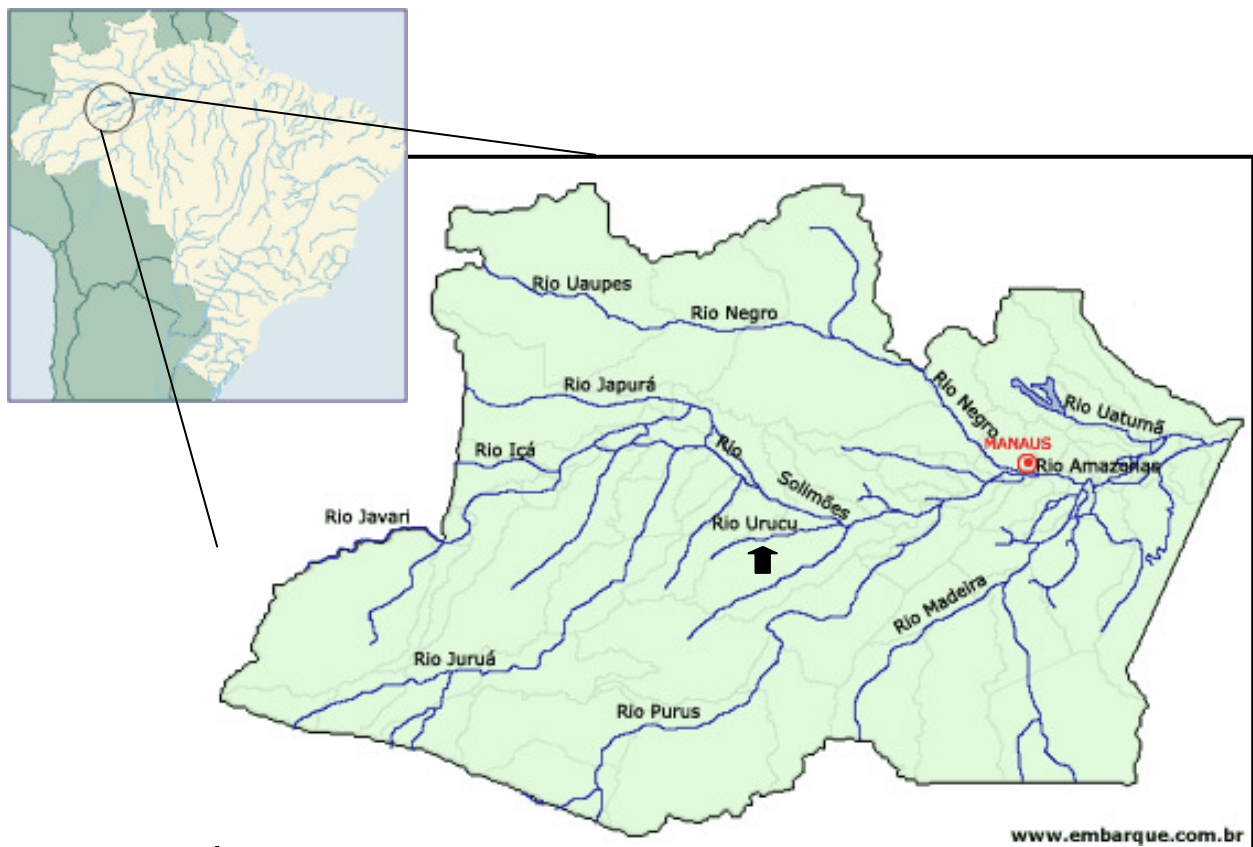


Figura 1. Mapa do Estado do Amazonas, com a indicação (seta) do Rio Urucu município de Coari/AM.

Como forma de melhor compreender o estado do ambiente nos períodos de coleta, foram descritas na Tabela 3 as condições físicas de cada ponto de coleta localizado no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil.

Tabela 1. Descrição das condições gerais de cada ponto de coleta localizado no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil.

Pontos	Descrição
Ponto Controle	Rio bastante encaixado e estreito, ausência de corredeiras, rio contendo árvores com dossel bastante fechado, ausência de igapó, local com margens conservadas (sem árvores tombadas por ação de balsas), ausência de tráfego de balsas e ausência de óleo em água.
Jusante Porto Urucu	Rio encaixado com pequenos trechos de igapós, ausência de corredeiras, local com margens apresentando árvores tombadas por ação de balsas, ocorrência de tráfego de balsas e ausência de óleo em água.
Montante Porto Evandro 2	Rio encaixado, presença de igapó, local com margens conservadas (sem árvores tombadas por ação de balsas), ocorrência de tráfego de balsas e ausência de óleo em água.

Continuação

Porto Evandro 2	Rio com maior largura, presença de igapó, ponto de coleta situado ao lado do porto, presença de balsas estacionadas, local com margens conservadas (sem árvores tombadas por ação de balsas), ocorrência moderada de tráfego de balsas e ausência de óleo na água.
Jusante Porto Evandro 2	Rio encaixado, presença de igapó, local com margens conservadas (sem árvores tombadas por ação de balsas), ocorrência moderada de tráfego de balsas e ausência de óleo na água
Porto Evandro 1	Rio menos encaixado apresentando pouca zona litorânea, caracterizado por aportar um grande número de balsas que descarregavam areia em caminhões, presença de embarcações (lanchas e balsas estacionadas), local com margens conservadas (sem árvores tombadas por ação de balsas), ocorrência acentuada de tráfego de balsas e ausência de óleo na água
Jusante porto Evandro 1	Rio menos encaixado apresentando maior largura, presença de igapó, local com margens apresentando árvores tombadas por ação de balsas, ocorrência acentuada de tráfego de balsas e ausência de óleo na água.

O rio possui uma flutuação média anual do nível da água em torno de 4m. A enchente no rio começa em outubro e atinge a cota máxima em abril secando em agosto (Figura 2).

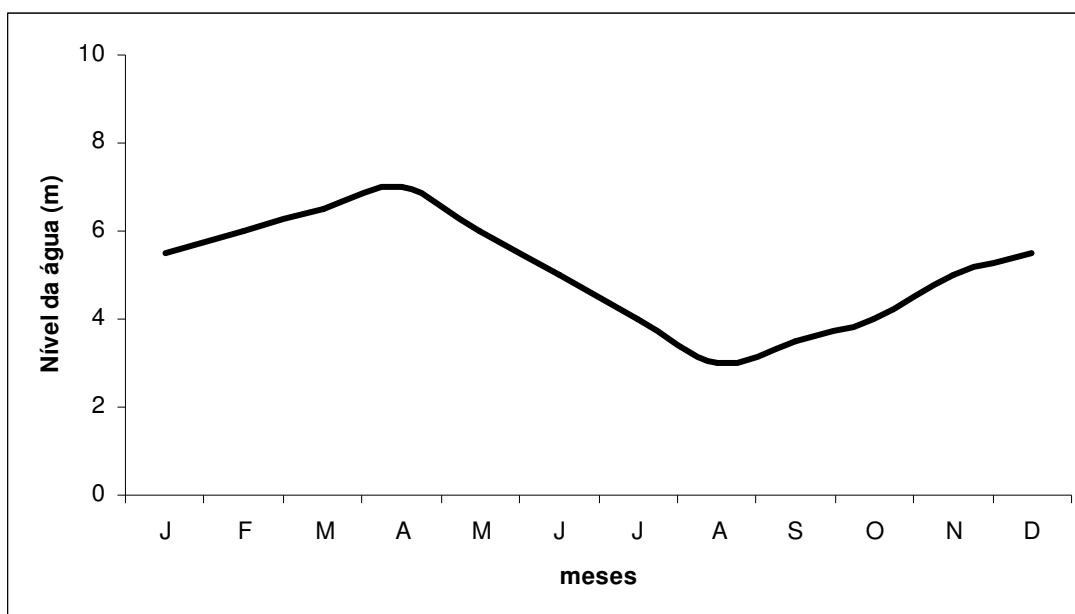


Figura 2. Variação mensal do nível do rio Urucu.

3.2. Amostragens

As coletas de peixes foram realizadas nos períodos de cheia e seca do rio Urucu, nos períodos de abril e agosto de 2008. Foram coletados peixes em uma

área a montante dos portos, para fins de controle (PCONT) ($4^{\circ} 51' 20,7''\text{S} - 65^{\circ} 20' 53,2''\text{O}$), sendo também realizadas coletas a jusante (500 metros) do porto Urucu (PJU) ($4^{\circ} 50' 59,3''\text{S} - 65^{\circ} 20' 37,4''\text{O}$) (Figura 3). As coletas foram também realizadas a frente do porto Evandro 2 (PPE2) ($4^{\circ} 45' 47,9''\text{S} - 65^{\circ} 02' 46,6''\text{O}$), eqüidistante 90 km do porto urucu, assim como a montante (PME2) ($4^{\circ} 45' 42''\text{S} - 65^{\circ} 20' 37,4''\text{O}$) e a jusante (PJE2) deste mesmo porto ($4^{\circ} 45' 26,4''\text{S} - 65^{\circ} 02' 38,7''\text{O}$), também foram realizadas capturas a frente do porto Evandro 1 (PPE1) ($4^{\circ} 45' 18,1''\text{S} - 65^{\circ} 02' 40,9''\text{O}$) e a jusante deste mesmo ponto (PJE1) ($4^{\circ} 45' 02,2''\text{S} - 65^{\circ} 02' 42,6''\text{O}$) (Figura 4). O ponto a jusante do porto Evandro 2 e o ponto a frente do porto Evandro 1, constituíram um único ponto de coleta referente a captura da ictiofauna, pelo fato de se situarem somente 100 metros de distância um do outro, sendo considerados em separado quando foram avaliadas as variáveis físicas e químicas.

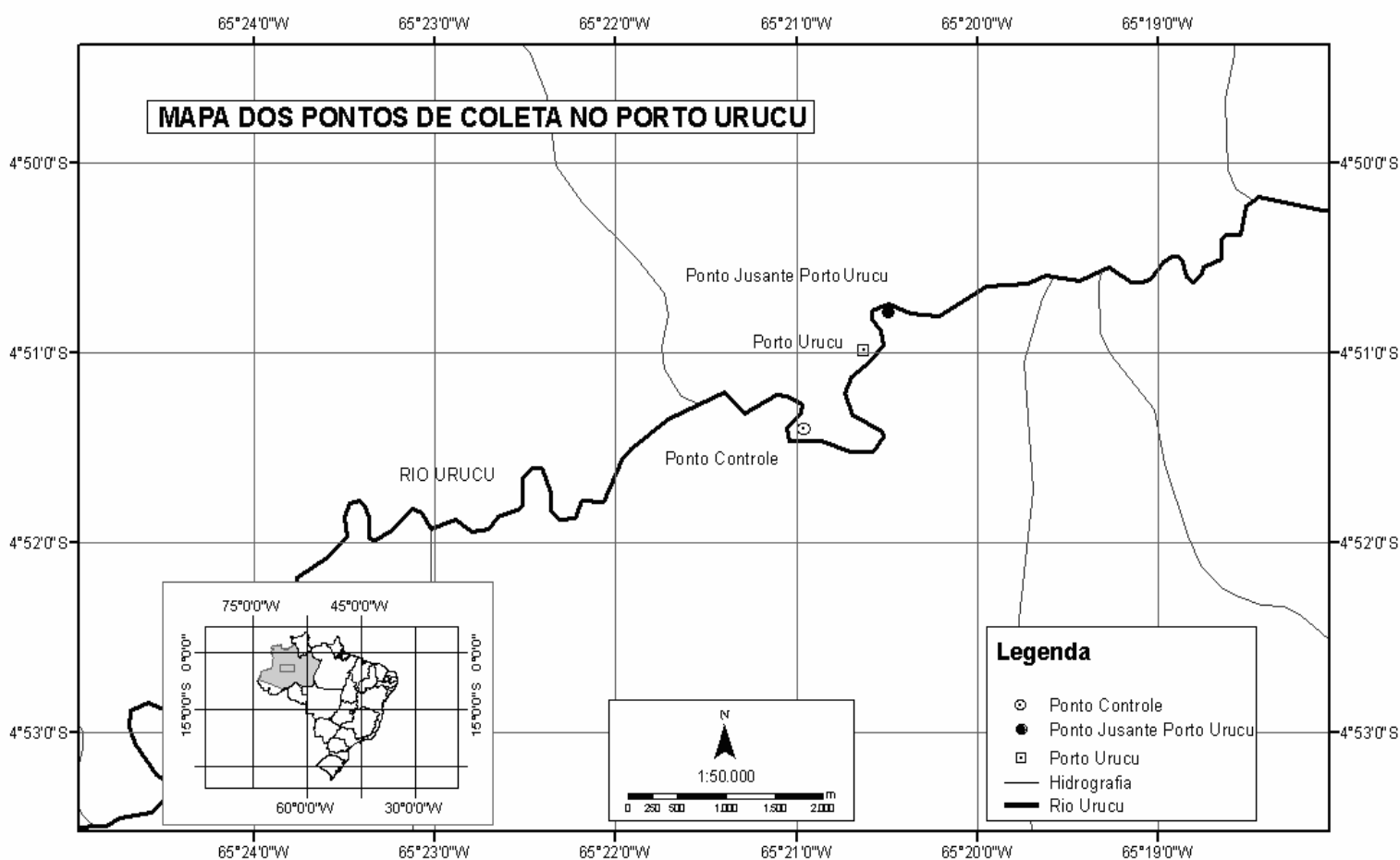


Figura 3. Mapa da área de estudo, com os pontos de coleta - Rio Urucu/Coari-Amazonas-Brasil.

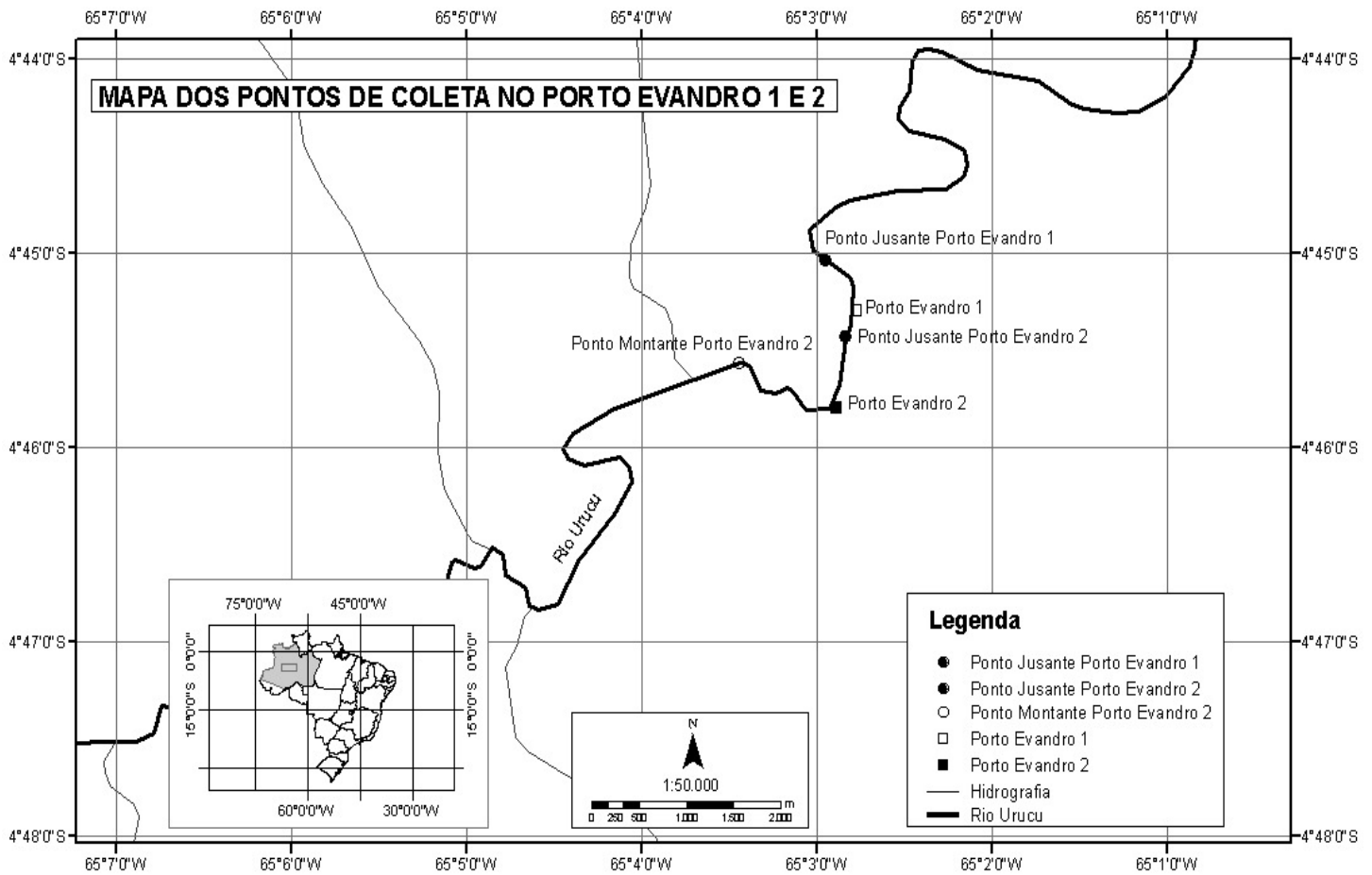


Figura 4. Mapa da área de estudo, com os pontos de coleta - Rio Urucu/Coari-Amazonas-Brasil.

Foram utilizadas baterias de 8 malhadeiras, com dimensões padronizadas de 20 x 2 metros e tamanho de malha variando de 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 e 100 mm de distância entre nós opostos, objetivando uma maior amplitude de captura de exemplares de peixes.

Os esforços de amostragem foram padronizados, por meio de pescarias com duração de 13 horas contínuas em cada ponto amostral, sendo iniciadas as 6:00 h e finalizadas as 19:00 h.

Os peixes foram triados e identificados até o mais preciso nível taxonômico. De cada exemplar foi registrado o comprimento padrão (cm), sendo também medida a biomassa (g) de cada espécie, usando uma balança digital com precisão de 0,01g. Os peixes capturados foram fixados em formol 10% e acondicionados em sacos

plásticos com etiquetas identificando local, data e horário de coleta sendo posteriormente trazidos para o campus da UFAM, onde foram analisados no laboratório de ecologia pesqueira, sendo os exemplares posteriormente preservados em etanol a 70%.

As variáveis limnológicas foram medidos utilizando um potenciômetro digital DIGIMED, onde foram quantificados dados como: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica (μScm^{-1}), pH, oxigênio dissolvido (mgO_2/L). Sendo somente utilizado, para estes variáveis o valor de sub-superfície.

Foram verificados também a profundidade (m), com auxílio de uma trena com peso; transparência (cm) com um disco de Secchi e a largura (m) do rio com um GPS, em cada ponto onde foram realizadas as coletas.

A velocidade da correnteza foi medida em cada ponto amostral por um fluxômetro mecânico modelo 2030 R, com contador com 6 dígitos tipo odômetro e velocidade mínima para indicação de 10 cm / s.

3.3. Amostragens e Análise de compostos orgânicos na coluna d'água.

Dado o complexo de biomassa produzida na Amazônia, alguns trabalhos foram realizados para o conhecimento da composição e origem de compostos orgânicos presentes nesse ambiente. Os marcadores moleculares hidrocarbonetos saturados e aromáticos, por exemplo, podem ocorrer no ambiente naturalmente pela origem biogênica, ou podem ser de origem antropogênica, originados de processos de combustão incompleta de matéria orgânica ou acidentes com derrames de óleo (Oliveira, 2007).

Os hidrocarbonetos são marcadores moleculares considerados como principais traçadores de fonte de matéria orgânica presentes no ambiente, seja por degradação natural de material vegetal, contaminação de petróleo ou de seus derivados (Abas, *et al* 1995; Wang, *et al.* 1999; Oliveira, 2007).

Todos os óleos crus e derivados de petróleo possuem composições químicas que diferem uns dos outros, como exemplo temos o perfil cromatográfico da fração alifática do óleo (Figura 5) e a distribuição de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) do óleo da Unidade de produção de Urucu (Figura 6).

Esta variabilidade na composição química resulta em uma impressão digital química única e é utilizada como indicação da fonte de derrame (Wang, 1999).

Comparando a impressão digital de diferentes derrames de óleo com o material retido no interior de navios, é possível determinar a fonte de derrame de óleo.

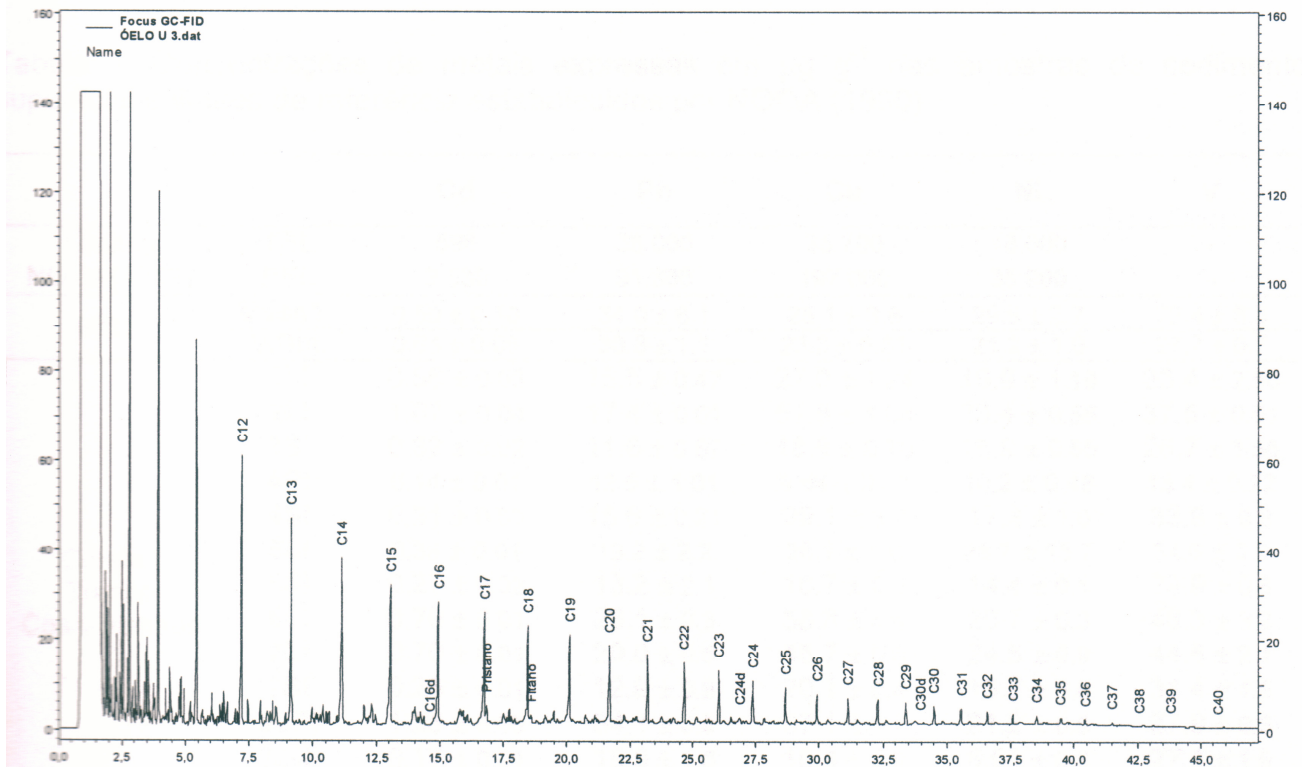
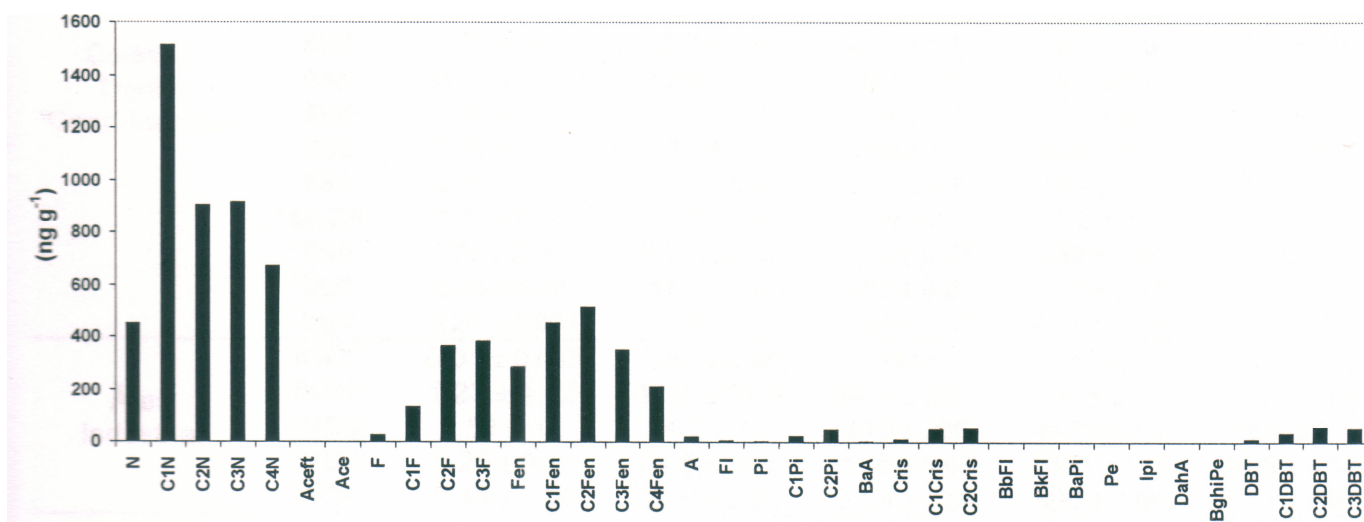


Figura 5. Perfil cromatográfico da fração alifática do óleo da Unidade de Produção de Urucu.



N: naftaleno; **C₁N:** C₁ naftaleno; **C₂N:** C₂ naftaleno; **C₃N:** C₃ Naftaleno; **C₄N:** C₄ Naftaleno; **Aceft:** Acenaftileno; **Ace:** acenafteno; **F:** fluoreno; **C₁F:** C₁ fluorenos; **C₂F:** C₂ fluorenos; **C₃F:** C₃ fluorenos; **Fen:** fenantreno; **C₁Fen:** C₁ fenantreno; **C₂Fen:** C₂ fenantreno; **C₃Fen:** C₃ fenantreno; **C₄Fen:** C₄ fenantreno; **Ant:** Antraceno; **FI:** Fluoranteno; **Pi:** Pireno; **C₁Pi:** C₁ Pirenos; **C₂Pi:** C₂ Pirenos; **BaA:** Benzo(a)antraceno; **Cris:** Criseno; **C₁Cris:** C₁ Crisenos; **C₂Cris:** C₂ Crisenos; **BbFI:** Benzo(b)fluoranteno; **BkFI:** Benzo(k)fluoranteo; **BePi:** Benzo(e)pireno; **BaPi:** Benzo(a)pireno; **PE:** Perileno; **Ipi:** Indeno(1,2,3-cd)pireno; **DbahA:** dibenzo(a,h)antraceno; **BghiPe:** Benzo(ghi)perileno; **DBT:** Dibenzotiofeno; **C₁DBT:** C₁ Dibenzotiofenos; **C₂DBT:** C₂ Dibenzotiofenos; **C₃DBT:** C₃ Dibenzotiofenos.

Figura 6. Distribuição de HPAs do óleo da Unidade de Produção de Urucu.

Desta forma, para a avaliar a concentração de hidrocarbonetos alifáticos em águas abertas, assim como sua origem (antrópica ou biogênica) foi realizada a “Determinação de Hidrocarbonetos Alifático” (n-alcenos n-C₁₂ a n-C₄₀, isoprenóides pristano e fitano) pelo seguinte processo:

- Coleta: Coleta de 1 litro de amostra de água em garrafa âmbar, em cada ponto amostral.
- Extração: Imediatamente após chegarem ao laboratório, as amostras de água contidas nas garrafas de vidro de 1L foram submetidas ao procedimento de extração de hidrocarbonetos. O protocolo analítico usado nesta etapa baseia-se no método EPA 3510. As amostras de água transferidas para funis de separação (de 2 L de capacidade), previamente descontaminados, foram adicionados 30 mL de diclorometano (grau pesticida ou equivalente). A extração foi realizada por agitação vigorosa e constante da mistura por cerca de 3 minutos, seguida de repouso por 10 min. A fase orgânica foi recolhida em frasco de vidro e todo o procedimento repetido por mais duas vezes, totalizando um volume de

90mL de solvente. Antes de iniciar a extração, foi adicionado padrão subrogado: n-C₁₆D₁₄ e n-C₃₀D₆₂ (fração saturada, 2500ng).

- Fracionamento: Promoveu-se o método fracionamento água e sedimento, onde a fração saturada foi obtida por cromatografia líquida em coluna de sílica/alumina (7 g de alumina desativada a 2% e 10 g de sílica desativada a 5% e em coluna de vidro de 30 cm de comprimento com 1,3 cm de diâmetro interno). Inicialmente a coluna foi eluída com 60 mL de hexano para a retirada dos hidrocarbonetos saturados. O extrato, foi concentrado em TurboVap. Assim concentradas, as amostras foram avolumadas a 1 mL e adicionado o padrão interno de quantificação.
- Quantificação: Na fração F1 foram quantificados os n-alcenos individuais (n-C₁₂ ao n-C₄₀), os isoprenóides (fitano e pristano) e a mistura complexa não resolvida (MCNR). Esta mistura não resolvida é identificada no cromatograma como uma elevação da linha de base e é quantificada pela área representada pela elevação da linha de base e a posição “normal” da linha de base, que por sua vez é obtida pela corrida de solvente puro (n-hexano). A MCNR (Mistura Complexa Não Resolvida) foi considerada como a área retida entre os tempos de retenção 6,5 (logo após a saída do n-C₁₁) e 55 minutos (5 minutos após o tempo de retenção do n-C₄₀ – último n-alceno quantificado). Os hidrocarbonetos alifáticos foram identificados e quantificados, pelo método de padronização interna, utilizando-se como padrão interno o n-C₂₄D₅₀ (em concentração igual a 25.000 ng/ml). A concentração de MCNR foi obtida com detector de ionização por chama (CG/DIC), segundo o método EPA-8015B, utilizando as condições resumidas na Tabela 1. A identificação dos n-alcenos individuais foi realizada pela injeção de mistura padrão contendo n-alcenos de 12 a 34 átomos de carbono, além dos isoprenóides fitano e pristano. O limite de detecção dos n-alcenos individuais, considerando-se o volume médio extraído de cerca de 1L foi de 0,05 µgL⁻¹. (EPA 8270 modificado, 1986).

Tabela 2. Condições cromatográficas para a determinação de hidrocarbonetos alifáticos.

Equipamento	Cromatógrafo Termi Finnigan - Modelo Focus GC, com detector Dic - Estacao de dados: ChromQuest 4.1
Coluna:	J&M DB 5 (30m X 0,32mm x 0,25 μ m)
Gases:	Carreador: Hélio: 2 mL.min ⁻¹ Make-up: Nitrogenio: 25mL.min ⁻¹ Detector: Ar: 175 mL.min ⁻¹ ; Hidrogênio:15mL.min ⁻¹
Temperatura:	Injetor: 280 °C Detector: 290 °C Coluna: 50 °C (0,75 min), taxa: 6 °C.min até 310 °C (20min)

O limite de detecção e o de quantificação dos n-alcenos individuais, considerando-se o volume médio extraído de cerca de 1 litro, foi de 0,02 μ g L⁻¹ e 0,05 μ g L⁻¹ respectivamente (Tabela 2).

Tabela 3. Resultados de hidrocarbonetos alifáticos, em μ g L⁻¹, no branco (μ g L⁻¹) e padrões de checagem (%).

Composto	Cheia				Seca		
	Branco	Padrão CHECK %	Padrão CHECK %		Branco	Padrão CHECK %	Padrão CHECK %
n-C₁₂	< 0,05	96,1	109,9	n-C₁₂	<0,02	96,1	109,9
n-C₁₃	< 0,05	98,3	110,5	n-C₁₃	<0,02	98,3	110,5
n-C₁₄	< 0,05	94,7	110,1	n-C₁₄	<0,05	94,7	110,1
n-C₁₅	< 0,05	100,1	110,7	n-C₁₅	<0,05	100,1	110,7
n-C₁₆	< 0,05	96,1	110,5	n-C₁₆	0,12	96,1	110,5
n-C₁₇	< 0,05	97,4	110,1	n-C₁₇	0,07	97,4	110,1
Pristano	< 0,05	97,6	110,7	Pristano	0,05	97,6	110,7
n-C₁₈	< 0,05	97,6	110,5	n-C₁₈	<0,05	97,6	110,5
Fitano	< 0,05	98,2	110,1	Fitano	0,05	98,2	110,1
n-C₁₉	< 0,05	100,0	110,7	n-C₁₉	<0,05	100,0	110,7
n-C₂₀	< 0,05	100,2	110,5	n-C₂₀	<0,05	100,2	110,5
n-C₂₁	< 0,05	100,7	110,1	n-C₂₁	0,05	100,7	110,1
n-C₂₂	< 0,05	100,9	110,7	n-C₂₂	0,06	100,9	110,7
n-C₂₃	< 0,05	101,3	1110,5	n-C₂₃	0,07	101,3	1110,5
n-C₂₄	< 0,05	101,5	111,1	n-C₂₄	0,08	101,5	111,1
n-C₂₅	< 0,05	101,1	112,7	n-C₂₅	0,11	101,1	112,7
n-C₂₆	< 0,05	102,8	110,5	n-C₂₆	0,14	102,8	110,5
n-C₂₇	< 0,05	102,7	110,1	n-C₂₇	0,13	102,7	110,1
n-C₂₈	< 0,05	105,6	110,7	n-C₂₈	0,14	105,6	110,7
n-C₂₉	0,05	102,6	109,9	n-C₂₉	0,13	102,6	109,9
n-C₃₀	< 0,05	103,5	112,9	n-C₃₀	0,09	103,5	112,9
n-C₃₁	0,09	91,8	110,1	n-C₃₁	0,09	91,8	110,1

continuação

n-C₃₂	< 0,05	107,3	111,2	n-C₃₂	0,14	107,3	111,2
n-C₃₃	< 0,05	104,7	110,8	n-C₃₃	0,08	104,7	110,8
n-C₃₄	< 0,05	106,6	114,1	n-C₃₄	<0,05	106,6	114,1
n-C₃₅	< 0,05	91,6	111,7	n-C₃₅	0,07	91,6	111,7
n-C₃₆	< 0,05	105,0	111,5	n-C₃₆	0,06	105,0	111,5
n-C₃₇	< 0,05	105,8	110,8	n-C₃₇	0,06	105,8	110,8
n-C₃₈	< 0,05	105,7	111,2	n-C₃₈	0,06	105,7	111,2
n-C₃₉	< 0,05	107,4	103,4	n-C₃₉	<0,05	107,4	103,4
n-C₄₀	< 0,05	120,0	109,2	n-C₄₀	0,06	120,0	109,2
Recuperação (%)	97,2	103,5	104,1	-	-	-	-

Como foram encontrados hidrocarbonetos alifáticos na coluna d'água, foi também realizada o processo de "Determinação de Óleos e Graxas", que foi utilizado para fins de constatação da real origem dos hidrocarbonetos.

A Determinação de Óleos e Graxas seguiu o seguinte processo: em campo, somente no período da seca, foram coletadas amostras de água que foram armazenadas em frascos de vidro de 1L e preservadas com ácido clorídrico concentrado com pH menor que 2 e acondicionadas sob refrigeração até análise em laboratório. Em laboratório, a determinação de óleos e graxas em água foi realizada por partição gravimétrica. A amostra de água foi acidificada ($\text{pH} \leq 2$) e os óleos e graxas foram extraídos com solvente orgânico (n-hexano) em funil de separação. Após a evaporação do extrato, o resíduo foi pesado. O método incluiu a medida de substâncias extraíveis pelo solvente orgânico e é aplicável a amostras de águas naturais (APHA, 1995).

3.4. Análise de dados

Para a análise do número de exemplares foram contados todos os exemplares capturados nas áreas a montante e a jusante dos portos em ambos os períodos hidrológicos.

A riqueza de espécies foi analisada pelo número de espécies em cada ponto de coleta e também estimada pelo método Jackknife, de acordo com a fórmula:

$$\hat{S} = s + (n - 1/n) K$$

Onde: \hat{S} = estimativa da riqueza

s = número total de espécies observadas na amostra “n”

n = número total de amostras

K = número de espécies únicas, isto é, coletadas uma única vez.

Para o cálculo do índice de dominância foi utilizado o índice de dominância de Simpson feito de acordo com Krebs (1989);

$$D = \sum (n_i / N)$$

Onde: D = índice de dominância

n_i = número de indivíduos pertencente à espécie “i”

N = número total de indivíduos coletados na amostra

Para fins de cálculo de diversidade da comunidade, foi utilizado o índice de diversidade Shannon – Wiener (Krebs, 1989).

$$H' = - \sum (p_i) (\log_2 p_i)$$

Onde: H' = índice de diversidade

$p_i = (n_i / N)$

n_i = número de indivíduos pertencente à espécie “i”

N = número total de indivíduos coletados na amostra

Com os valores do índice de diversidade de Shannon – Wiener foi calculado a Equitabilidade de Pielou (Krebs, 1989) descrita como:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Onde: $H'_{\max} = \log_2(s)$

Para cada uma das espécies registradas calculou-se o percentual de freqüência de ocorrência (%FO), definido como o número de coletas em que uma determinada espécie ocorreu, dividido pelo número total de coletas, o percentual de freqüência numérica (%FN), definido como o número de exemplares de uma determinada espécie dividido pelo número de espécimes coletados e o percentual de biomassa (% Biomassa), definido como a biomassa dos exemplares de uma dada espécie dividida pela biomassa total de peixes coletados.

A partir dos dados de abundância e biomassa registrados para cada espécie em cada ponto amostral foi utilizado o método de comparação de abundância/biomassa, também conhecido como ABC (Comparação de Abundância e Biomassa), proposto por Warwick (1986).

De acordo com Warwick (1986), a condição de uma comunidade animal pode ser ilustrada por uma representação gráfica da abundância e biomassa (curvas ABC), onde as espécies são posicionadas em ordem de importância no eixo x (escala logarítmica) e a percentagem de dominância, em escala cumulativa, no eixo y.

Para comparar os dados obtidos em cada ponto de coleta no trecho estudado, foi usado o índice ABC numérico, proposto por Meire e Dereu (1990):

$$ABC = \Sigma(B_i - A_i) / N$$

Onde: A_i = dominância percentual da espécie i (ordenada da maior para a menor abundância)

B_i = dominância percentual da espécie i (ordenada da maior para a menor biomassa)

N = número total de espécies

O índice é negativo para situações caracterizadas por forte estresse, próximo de zero para aquelas moderadas, e positivo na ausência de estresse.

De forma a analisar a similaridade de espécies de forma qualitativa nas comunidades amostradas, tanto entre áreas quanto entre períodos hidrológicos, foi utilizado o Índice de Jaccard (Krebs, 1989):

$$C_j = a/(a+b+c)$$

Onde: C_j = é o índice

a = o número de espécies presentes em ambas as épocas do ciclo hidrológico

b = o número de espécies presentes no período de cheia e

c = o número de espécies presentes no período de seca

Para a análise de similaridade de espécies de forma quantitativa nas comunidades amostradas, tanto entre áreas quanto entre períodos hidrológicos foi utilizado o Índice de Morisita-Horn, descrita como:

$$I_{M-H} = 2\sum (an_i \times bn_j) / (da + db)aN \times bN$$

Onde: an_i = número de indivíduos da i-ésima espécie no local A

bn_j = número de indivíduos da i-ésima espécie no local B

$$da = \sum an_i^2 / aN^2$$

$$db = \sum bn_j^2 / bN^2$$

Para a análise do número de indivíduos por área de malhadeira foi utilizado o cálculo de captura por unidade de esforço (CPUE).

$$CPUE = x / E / 13h$$

Onde: x = número de indivíduos total

E = área total da malhadeira

Para testar a normalidade dos dados de abundância, riqueza de espécies, dominância, diversidade, uniformidade, freqüência numérica, biomassa e CPUE foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov.

Objetivando indicar diferenças significativas entre os dados supracitados entre os períodos hidrológicos, foi realizado um teste t pareado.

Para verificar a diferença entre os pontos de coleta, foi realizada uma Análise de Função Discriminante (DFA), onde os objetos (pontos de coleta em cada período hidrológico) foram distribuídos em dois eixos em função dos atributos (oxigênio dissolvido (mgO_2/L), pH, condutividade elétrica (μscm^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), transparência (m), concentração de hidrocarbonetos alifáticos na coluna d'água ($\mu\text{g L}^{-1}$), largura do rio (m), profundidade (m) e velocidade da correnteza (m/s), sendo considerado os resultados que tiverem uma probabilidade menor que 0,05.

Ainda como análise exploratória para identificação de padrões foi realizada a análise multivariada *Multidimensional Scaling – MDS*. Utilizou-se como medida de similaridade o coeficiente de Morisita-Horn (1959) estimado a partir da abundância de cada espécie nas unidades amostrais. A MDS é uma análise que determina o grau de associações entre um par de objetos e seus descritores através do uso de matrizes. Sendo utilizado os dois eixos principais desta análise para confecção de uma regressão múltipla onde:

$$y = f (x_1 + x_2 + x_3 + x_4 + x_5 + x_6 + x_7 + x_8 + x_9)$$

Onde para: $y = 1^{\text{a}}$ e 2^{a} eixos da MDS

$x_1 = \text{O}_2$ (mgO_2/L); $x_2 = \text{pH}$; $x_3 = \text{condutividade elétrica}$ (μscm^{-1}); $x_4 = \text{temperatura}$ ($^{\circ}\text{C}$); $x_5 = \text{transparência}$ (m); $x_6 = \text{concentração de hidrocarbonetos alifáticos na coluna d'água}$ ($\mu\text{g L}^{-1}$), $x_7 = \text{largura do rio}$ (m); $x_8 = \text{profundidade}$ (m); $x_9 = \text{velocidade da correnteza}$ (m/s).

Foram considerados significativos os resultados que tiveram uma estimativa do erro tipo 1 menor que 0,05, para o teste t efetuado para o coeficiente de cada variável independente.

4.RESULTADOS

4.1. Variáveis físicas e químicas

Foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os períodos de cheia e seca para todas as variáveis físicas e químicas analisadas.

A temperatura no período de cheia ($25,7 \pm 0,54^\circ\text{C}$) foi significativamente superior ($p = 0,00001$) ao período da seca ($25,4 \pm 0,76^\circ\text{C}$). O maior valor de temperatura no período da cheia foi encontrado no PCONT e o menor no PME2 e PPE2, para o período de seca o maior valor foi observado no PCONT e PME2, sendo o menor valor encontrado no PPE2 ao PJE1 (Figura 7).

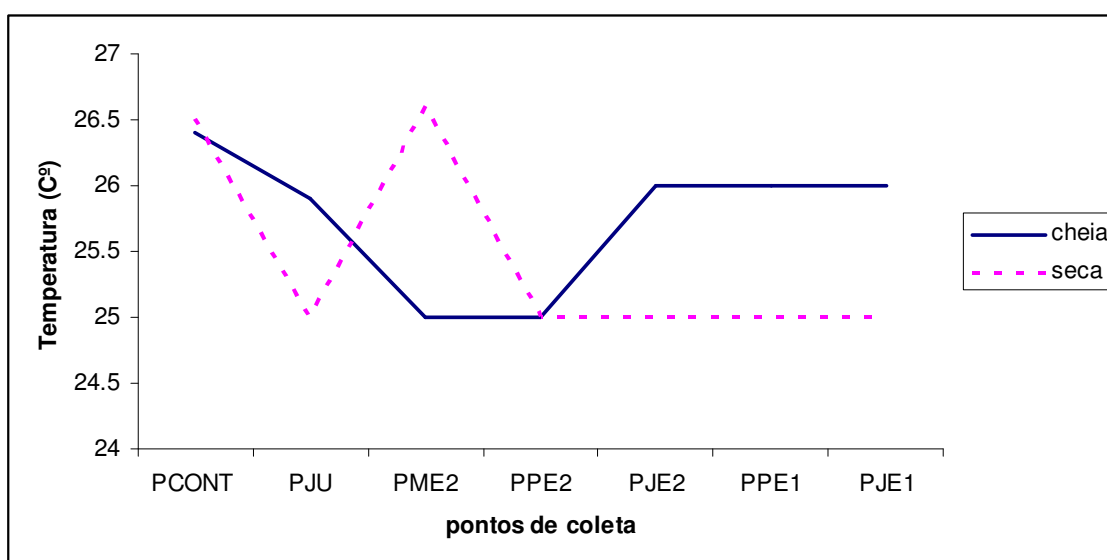


Figura 7. Variação da temperatura ($^\circ\text{C}$) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

A transparência foi maior na cheia ($78,5 \pm 4,28\text{cm}$) do que na seca ($65,8 \pm 12,8\text{cm}$) ($p = 0,002$). O maior valor de transparência no período da cheia foi encontrado no PME2 e no PJE1 sendo o menor no PJU, para o período de seca o maior valor foi observado no PJE1 e o menor no PJU (Figura 8).

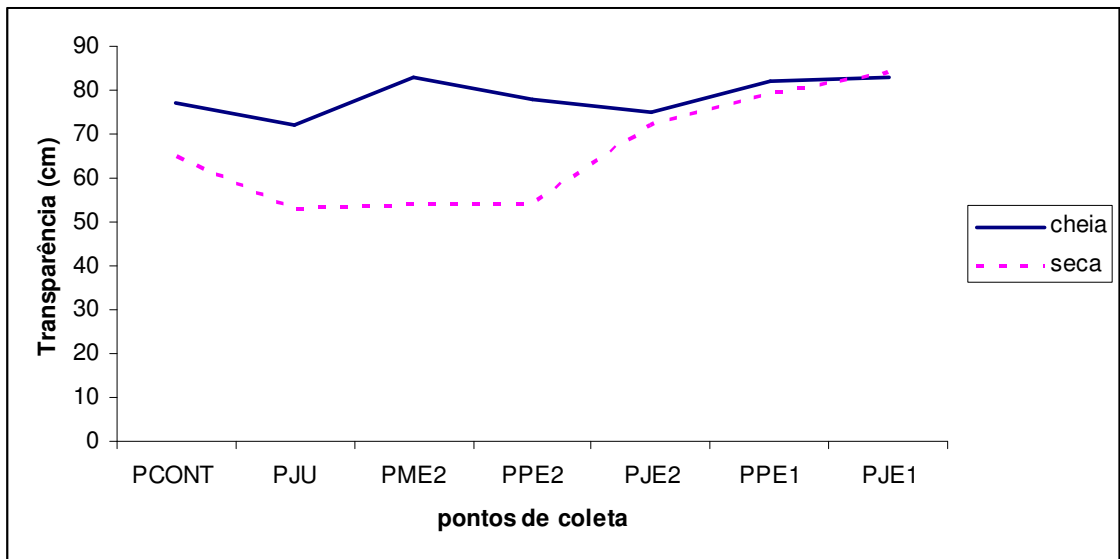


Figura 8. Variação da transparência (cm) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

A condutividade elétrica no período da seca ($34,8 \pm 0,26 \mu\text{scm}^{-1}$) apontou valores significativamente superiores ($p=0,0001$) ao do período da cheia ($9,1 \pm 0,53 \mu\text{scm}^{-1}$). Os valores de condutividade elétrica variaram pouco entre os pontos de coleta, permanecendo praticamente constantes (Figura 9).

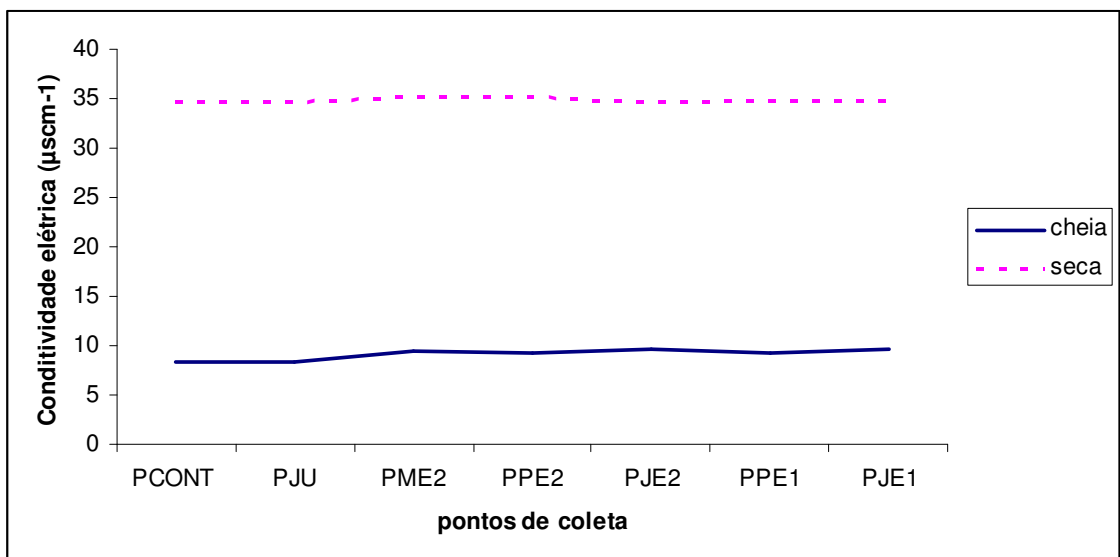


Figura 9. Variação da condutividade elétrica (μscm^{-1}) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

O pH foi maior na seca ($6,3 \pm 0,11$) do que na cheia ($5,7 \pm 0,23$) ($p=0,001$). O maior valor de pH na seca foi observado no PPE2 e o menor no PCONT e no PJU, para o período da cheia o maior valor foi apontado no PPE2 sendo o menor encontrado no PJU (Figura 10).

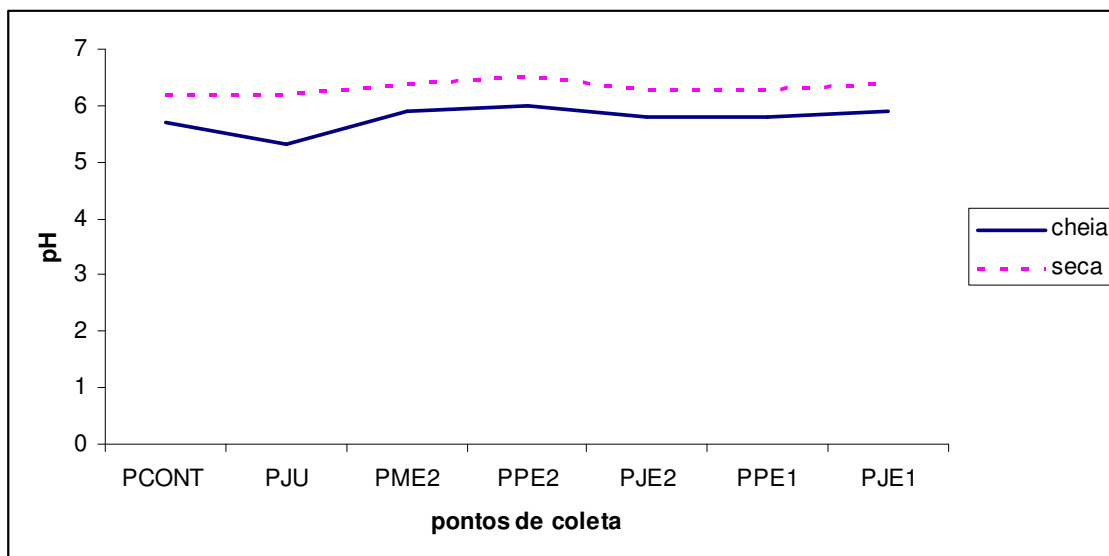


Figura 10. Variação do pH nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

O valor de oxigênio dissolvido foi maior na cheia ($5,7 \pm 0,25 \text{ mgO}_2/\text{L}$) do que na seca ($5,0 \pm 1,10 \text{ mgO}_2/\text{L}$) ($p=0,0006$). O maior valor de oxigênio dissolvido no período da cheia foi observado no PJE2 e no PJU sendo o menor encontrado no PPE2 e PPE1, no período da seca o maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado no PJU e o menor no PJE1 (Figura 11).

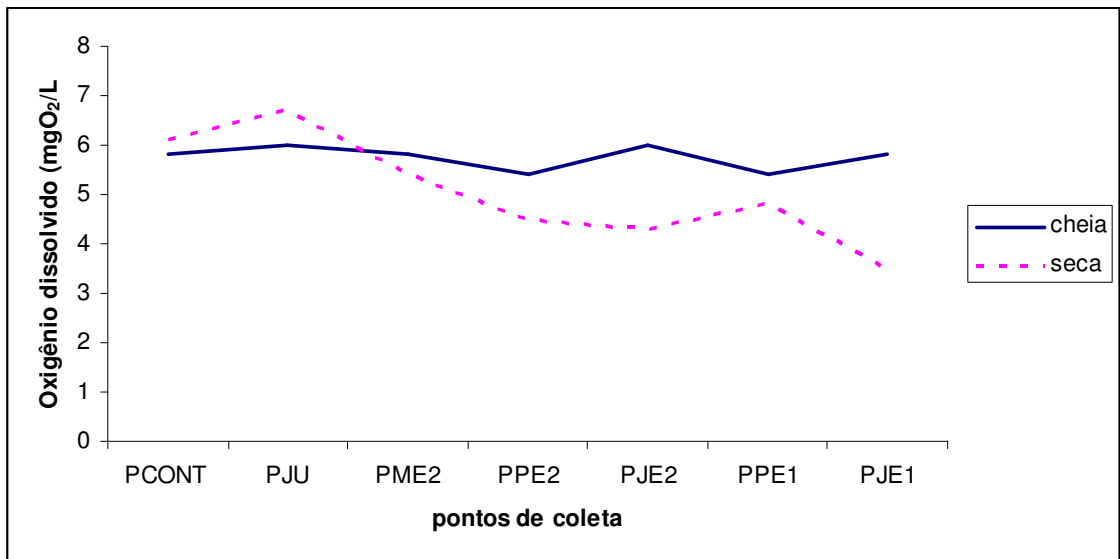


Figura 11. Variação do oxigênio dissolvido (mgO₂/L) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

A velocidade da correnteza no período da seca ($0,4 \pm 0,13$ m/s) apontou valores significativamente maiores ($p=0,004$) ao do período da cheia ($0,3 \pm 0,00$ m/s). Os valores de velocidade no período da cheia foram os mesmos para todos os pontos e no período da seca foram encontrados os maiores valores no PJU, PPE2 e no PJE2, sendo o menor no PME2 (Figura 12).

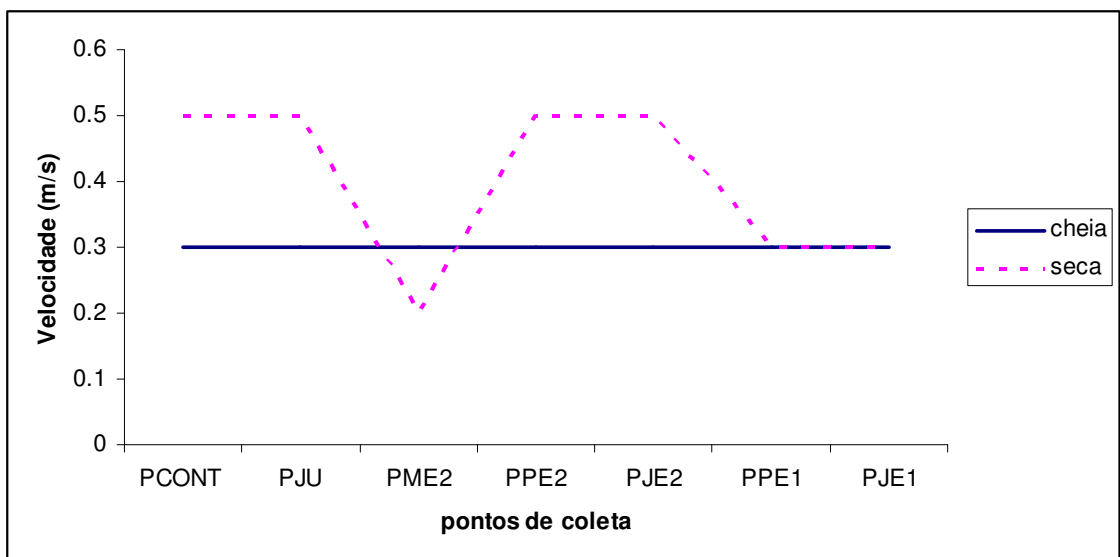


Figura 12. Variação da velocidade (m/s) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

Para os valores de largura, medidos em cada ponto de coleta, observou-se que a largura do rio no período da cheia ($48,8 \pm 19,94\text{m}$) foi significativamente superior ($p=0,0007$) ao da seca ($34,7 \pm 10,67\text{m}$). A maior e a menor largura de rio no período da cheia foram encontrados no PJE1 e PCONT respectivamente, já para o período da seca o menor valor foi observado no PCONT e o maior no PPE2 (Figura 13).

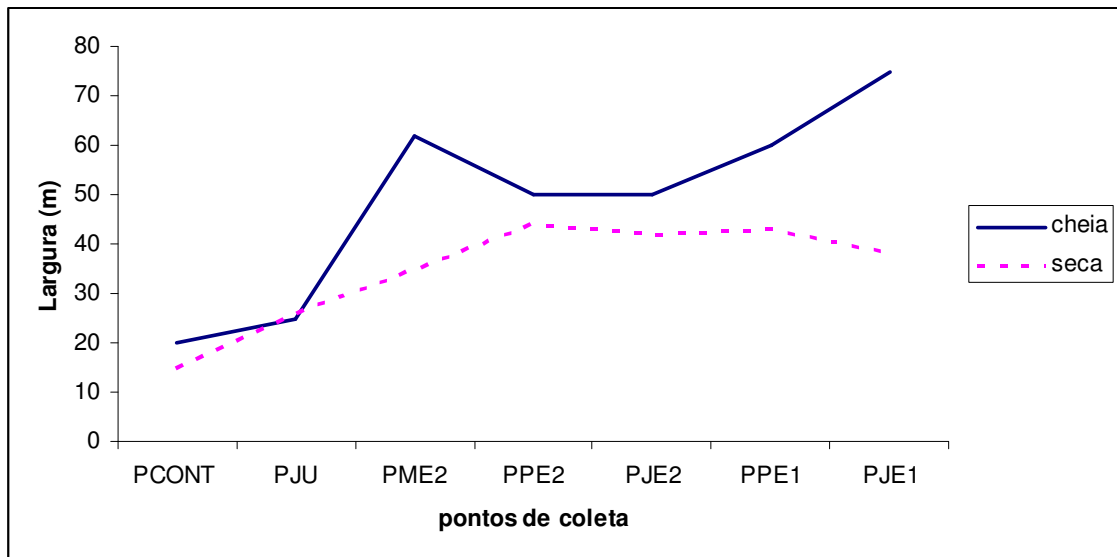


Figura 13. Variação da largura do rio (m) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

Com relação aos valores de profundidade, medidos em cada ponto de coleta em ambos os períodos, foi encontrado que o período da cheia ($7,7 \pm 1,99\text{m}$) foi significativamente superior ($p=0,0001$) ao da seca ($3,0 \pm 2,36\text{m}$). O PJE2 e o PCONT apresentaram respectivamente a maior e a menor profundidade, tanto na cheia quanto na seca (Figura 14).

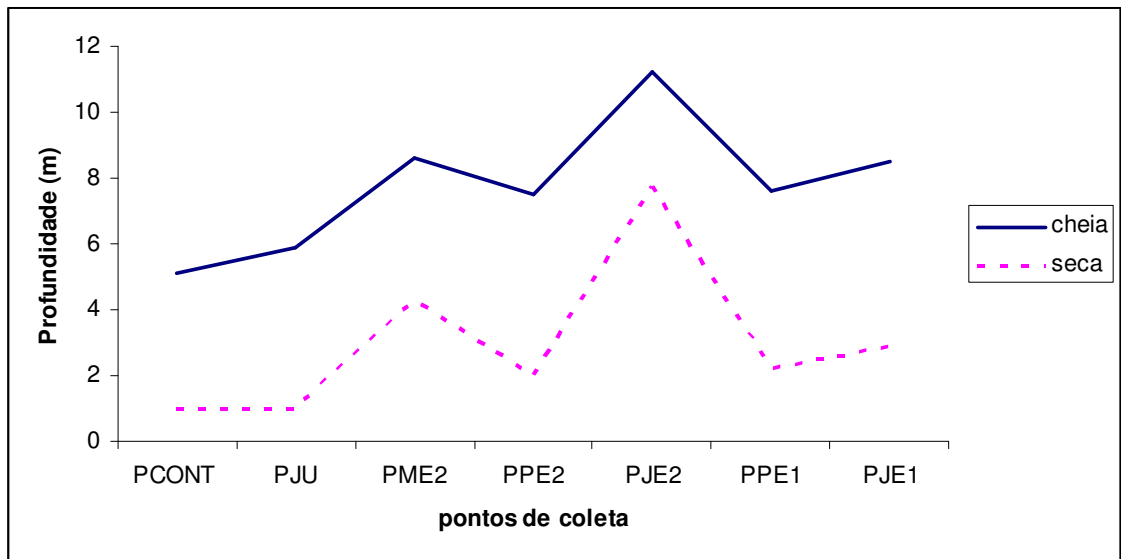


Figura 14. Variação da profundidade do rio (m) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

Não foram encontrados níveis significativos de hidrocarbonetos alifáticos que apontassem contaminação proveniente de fontes petrogênicas. Os n-alcenos de maior concentração (n-C₂₉ (seca) e n-C₃₁ (cheia)) foram oriundos de combustão de material vegetal.

Para os valores de concentração de hidrocarbonetos alifáticos ($\mu\text{g L}^{-1}$), observou-se que o período da cheia ($3,9 \pm 6,95 \mu\text{g L}^{-1}$) foi significativamente ($p=0,0003$) superior ao da seca ($1,1 \pm 1,70 \mu\text{g L}^{-1}$). A maior e a menor concentração de hidrocarbonetos alifáticos no período da cheia foram encontrados no PPE2 e no PPE1 respectivamente, já para o período da seca o menor valor foi observado no PJU e PJE2 e o maior no PJE1 (Figura 15).

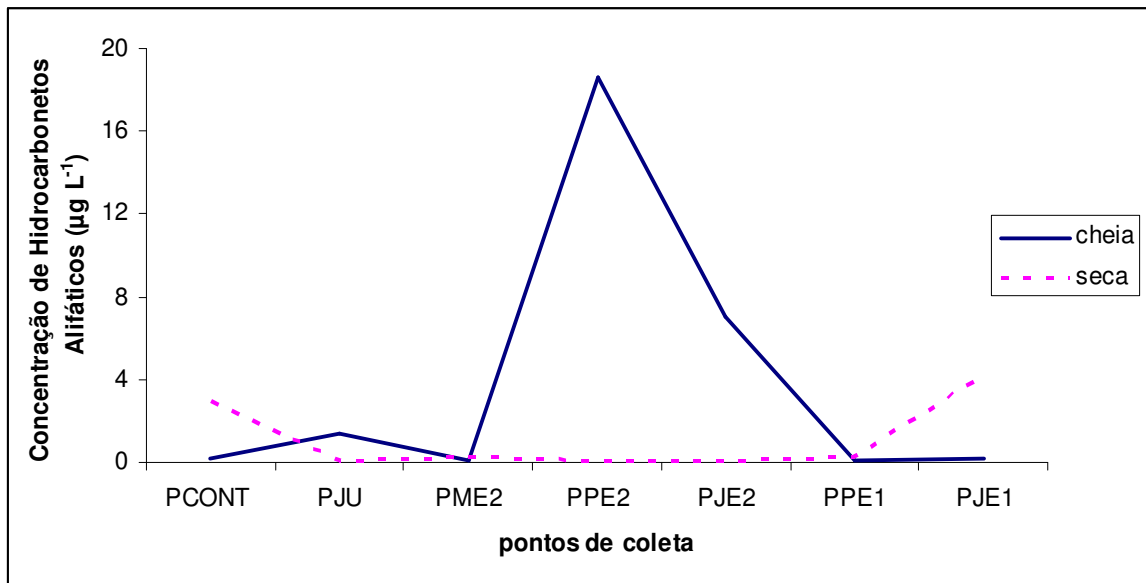


Figura 15. Variação da concentração de Hidrocarbonetos Alifáticos ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

A avaliação da concentração de óleos e graxas (mg/L) no período da seca apontou o PPE1 (6,60 mg/L) como o ponto de maior concentração de óleos e graxas e o PCONT (0,60 mg/L) com a menor (Figura 16). Sendo este material proveniente de material vegetal.

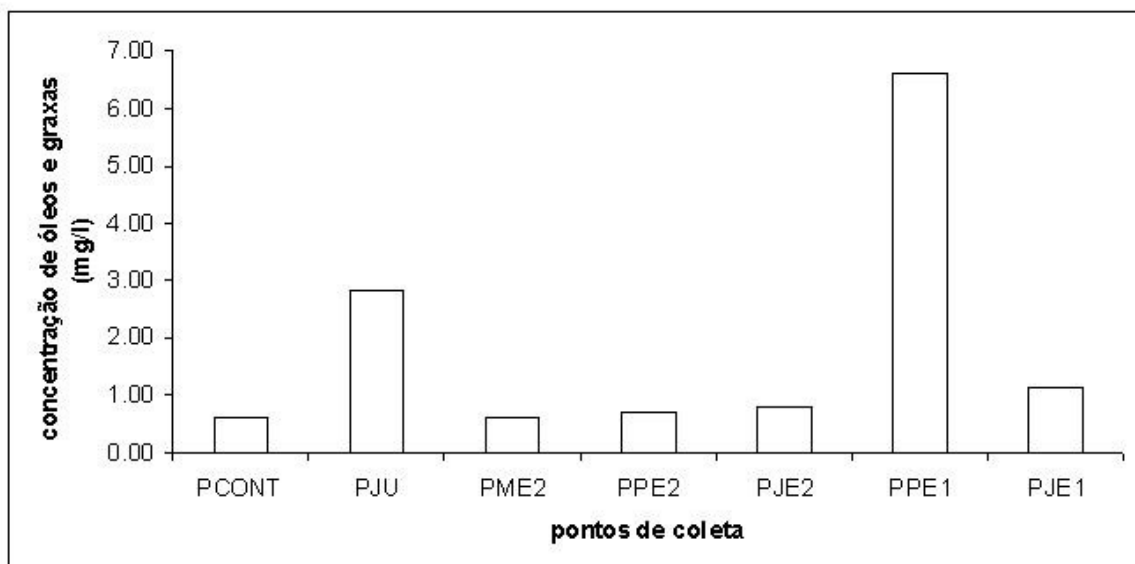


Figura 16. Variação da concentração de óleos e graxas (mg/L) nos pontos de coleta localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

Em anexo são encontradas as tabelas (Anexo I) e os cromatogramas (Anexo II) da fração alifática da amostra de água coletada em cada ponto de coleta no período da cheia e da seca.

4.2. Ictiofauna

Foram coletados um total de 928 indivíduos distribuídos em 7 ordens, 23 famílias e 82 espécies (Tabela 4) perfazendo uma biomassa total de 166.819g.

Tabela 4. Lista das espécies coletadas com código e nome vulgar.

Ordem, Família, Gênero e espécies	Código	Nome vulgar
Ordem Osteoglossiformes		
Família Osteoglossidae		
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)	obic	Aruanã, Sulamba
Ordem Clupeiformes		
Família Pristigasteridae		
<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	pcas	Apapá-amarelo, Sardinhão
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)	pfla	Apapá-branco, Sardinhão
Família Engraulidae		
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	lbat	Manjubinha
Ordem Beloniformes		
Família Belonidae		
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	pgui	Peixe-agulha
Ordem Characiformes		
Família Acestrorhynchidae		
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	afal	Peixe-cachorro
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	afa	Peixe-cachorro
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	amic	Peixe-cachorro
Família Agoniidae		
<i>Agoniatas halecinus</i> (Müller & Troschel, 1845)	ahal	Maiaca
Família Anostomidae		
<i>Abramites hypselonotus</i>	ahyp	N.I
<i>Leporinus agassizi</i> Steindachner, 1876	laga	Aracú
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	afas	Aracú-flamengo, Aracú-amarelo
<i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829	sfas	Aracú-comum
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	rarg	Aracú-pau-de-vaqueiro
Família Characidae		
<i>Brycon cf. pesu</i> Müller Troschel, 1845	bpes	N.I
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1871)	bmel	Matrinchão, Jatuarana
<i>Bryconops alburnoides</i> (Kner, 1858)	balb	N.I
<i>Bryconops caudomaculatos</i> (Günther, 1864)	bcau	N.I
<i>Chalceus erythrurus</i> (Cope, 1870)	cery	Arari
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	mlep	Piaba
<i>Myleus rubrypinnis</i> (Müller & Schomburgk, 1841)	mrub	Pacu, Pacu branco,
<i>Myleus</i> sp	msp	Pacu
<i>Prosimyleus schomburgki</i>	psch	Pacu, Pacu jumento
<i>Poptella brevispina</i> Reis, 1989	pbre	N.I
<i>Pristobrycon striolatus</i> (Steindachner, 1908)	pstr	Piranha, Piranha mafura
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829	tchl	N.I
<i>Triportheus albus</i> (Cuvier, 1872)	talb	Sardinha-comum
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	tang	Sardinha-papuda
<i>Triportheus elongatus</i> (Günther, 1864)	telo	Sardinha-comprida

Continuação

Sub-Família Serrasalminae		
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	pnat	Piranha-vermelha
<i>Serrasalmus altipinis</i> Merckx, Jégu & Mendes dos Santos, 2000	salt	Piranha
<i>Serrasalmus</i> sp	sesp	Piranha
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	srho	Piranha-preta
Família Chilodontidae		
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)	clab	Cabeça dura, Casca grossa
Família Ctenoluciidae		
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Agassiz, 1829)	bcuv	Pirapoucou
<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1850)	bmac	Bicuda, Uena
Família Curimatidae		
<i>Curimata</i> cf. <i>cisandina</i> (Allen, 1942)	ccis	Branquinha
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	cino	Branquinha
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	cvit	Branquinha
<i>Cyphocharax notatus</i>	cnot	Branquinha
<i>Psectrogaster amazonica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	pama	Branquinha-cascuda
<i>Psectrogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	prut	Branquinha-cascuda
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	sbim	N.I
Família Cynodontidae		
<i>Cynodon gibbus</i> Spix & Agassiz, 1829	cgib	Peixe-cachorro
<i>Raphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	rvul	Peixe-cachorro
Família Erythrinidae		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	hmal	Traíra
Família Hemiodontidae		
<i>Anodus orinocensis</i> (Steindachner, 1887)	aori	Orana, charuto
<i>Hemiodus semitaeniatus</i> (Kner, 1858)	hsem	Orana, charuto
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	huni	Orana, charuto
Ordem Siluriformes		
Família Loricariidae		
<i>Ancistrus</i> sp	asp	Bodó
<i>Dekeyseria amazonica</i> (Rapp Py-Daniel, 1985)	dama	N.I
<i>Loricaria cataphracta</i> (Linnaeus, 1758)	lcat	Acari, Cachimbo
<i>Rineloricaria</i> sp	risp	Peixe Cachimbo
<i>Sturisoma</i> sp	stsp	Acari
Família Auchenipteridae		
<i>Ageneiosus brevifilis</i> (Linnaeus, 1766) ver c/ o frank	abre	Mandubé
<i>Ageneiosus</i> gr. <i>vittatus</i> (Steindachner, 1908)	avti	Mandubé
<i>Auchenipterichthys</i> sp	ausp	N.I
<i>Auchenipterus ambyacus</i> (Fowler, 1915)	aamb	Mandubé
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	anuc	Mandi-peruano
<i>Centromochus heckelli</i> (De Felippi, 1853)	chec	N.I
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1758)	pgal	Jauzinho
<i>Tatia intermediaria</i> (Steindachner, 1877)	tint	N.I
Família Callichthyidae		
<i>Dianema urostriatum</i> (Miranda Ribeiro, 1912)	disp	N.I
Família Hypoptopomatidae		
<i>Hypoptopoma</i> sp (Cope, 1878)	hypo	Cascudinho
Família Pimelodidae		
<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	cmac	Piracatinga
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1840)	hpla	Toa, braço-de-moça
<i>Hypophtalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	hede	Mapareta

Continuação

<i>Hypophtalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	hmar	Mapareta
<i>Pimelodus blochii</i> (Valenciennes, 1840)	pblo	Mandi
<i>Pirirapus pirinampus</i> (Spix & Agasiz, 1829)	ppir	Piranambu
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	pfas	Surubim
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	slim	Bico-de-pato

Ordem Perciformes

Familia Cichlidae

<i>Biotodoma cupido</i> (Heckel, 1840)	bcup	Acará
<i>Chaetobranchus flavescens</i> (Heckel, 1840)	cpla	Acará-prata
<i>Cichla</i> sp	cisp	Tucunaré
<i>Cichla monoculus</i> (Spix & Agassiz, 1831)	cmon	Tucunaré
<i>Crenicichla cincta</i> Regan, 1905	ccin	Jacundá
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	gpro	Acará papa-terra
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	sjur	Acará-chibante, Cara bicudo

Familia Scianidae

<i>Plasgioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	psqu	Pescada
---	------	---------

Ordem Pleuronectiformes

Familia Achiridae

<i>Hypoclinemus mentalis</i>	hmen	Solia, linguado
------------------------------	------	-----------------

N.I = Não Identificado

Os Characiformes foram o grupo dominante, representando 61% do total de indivíduos capturados (com 11 famílias, 29 gêneros e 47 espécies), seguido pelos Siluriformes (20%). Os Clupeiformes, Osteoglossiformes, Perciformes, Beloniformes e Pleuronectiformes apresentaram menos de 10% do total capturado compreendendo 7 famílias, 12 gêneros e 14 espécies (Figura 17).

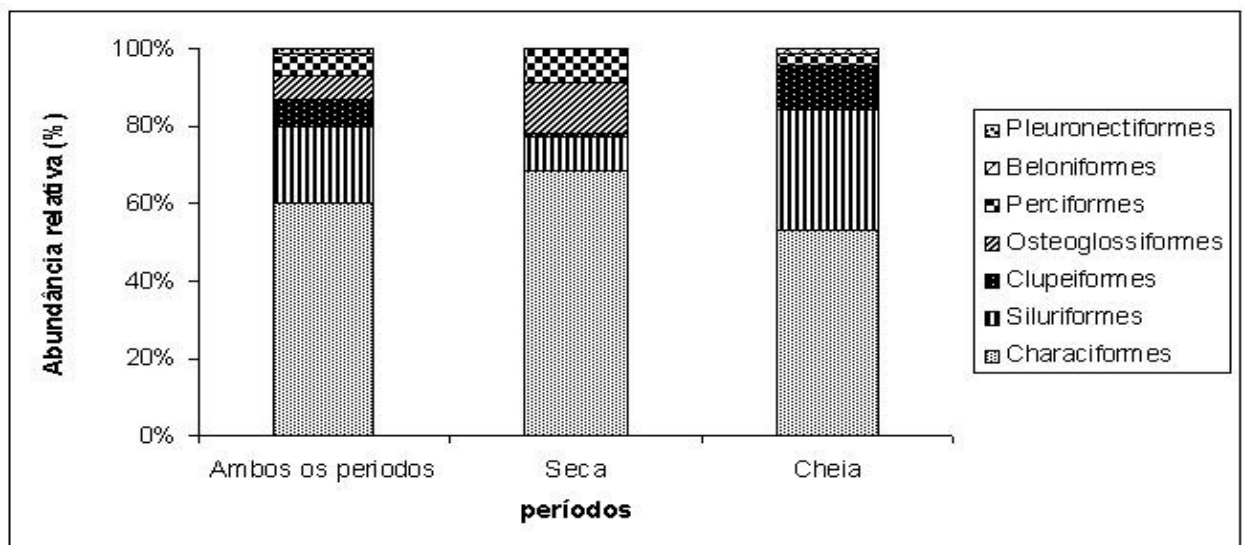


Figura 17. Abundância relativa (%) das ordens de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil nos períodos de cheia e seca.

Para o período da cheia os Characiformes foram o grupo mais representativo (54%) do total capturado, seguido pelos Siluriformes (31%), Clupeiformes (12%) e Perciformes (3%) (Figura 18), para o período da seca novamente os Characiformes foram o grupo dominante (69%) seguido pelos Osteoglossiformes (13%), Perciformes (9%), Siluriformes (9%), Clupeiformes (1%) e Pleuronectiformes (menos de 1%) (Figura 19).

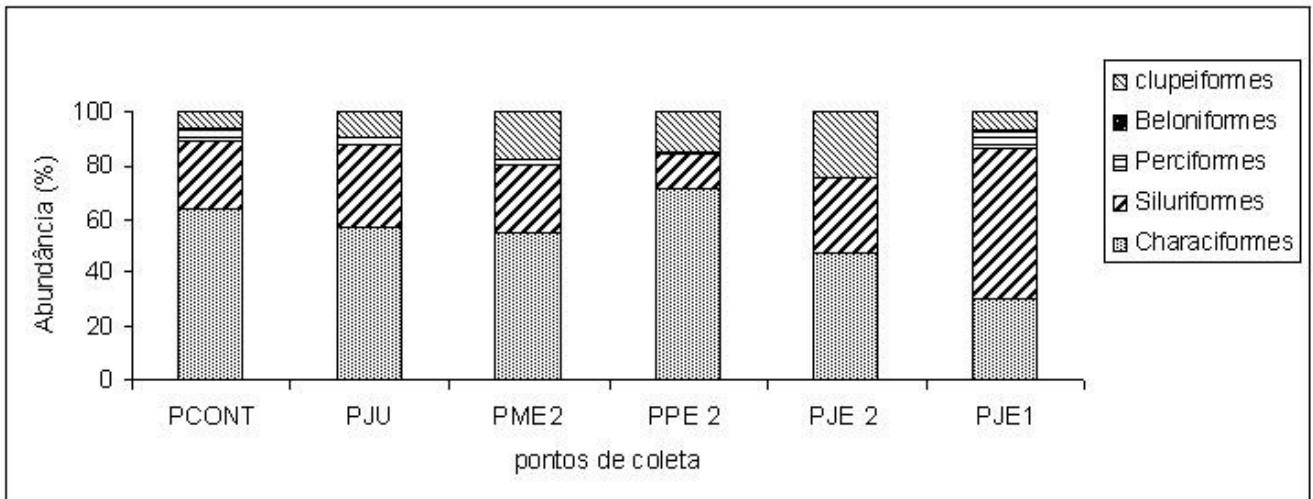


Figura 18. Abundância relativa (%) das ordens de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

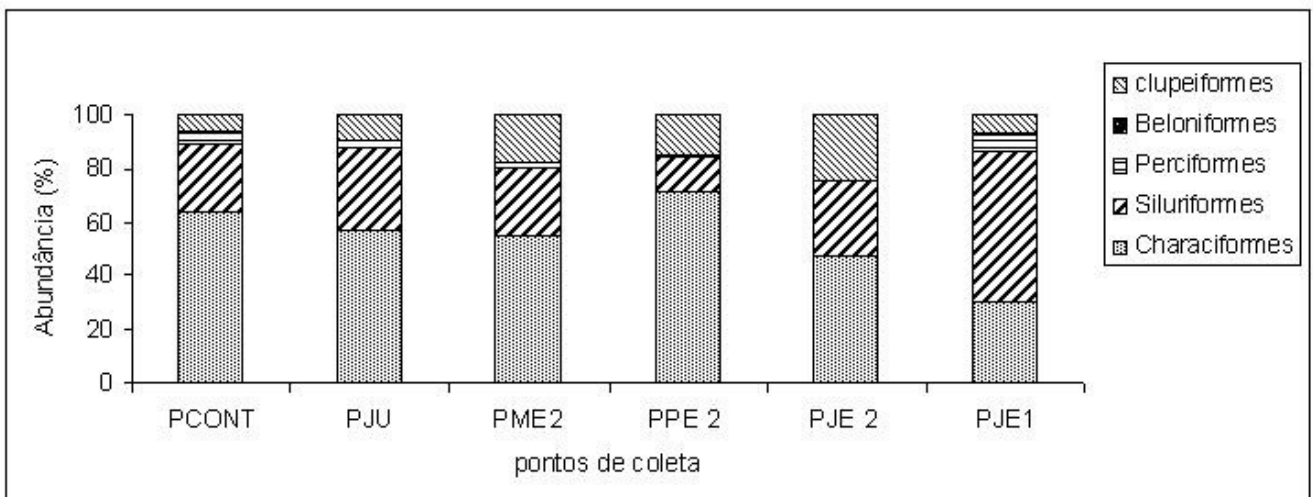


Figura 19. Abundância relativa (%) das ordens de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

As famílias Characidae (30%), sub-família Serrasalminae (15%) e Osteoglossidae (13%) foram as mais abundantes no período da seca enquanto Achiridae, Ageneiosidae, Ancistrinae, Engraulidae e Hypoptopomatidae foram as

menos abundantes (menos de 1%), as famílias mais representativas por ponto de coleta foram: Characidae no PCONT (43%), PJU (48%), PME2 (34%) e PJE1 (52%) e PJE1 (51%), Osteoglossidae no PPE2 (42%) e Hemiodontidae no PJE2 (24%) (Figura 20).

Para o período da cheia as famílias Characidae (42%), Callichthyidae (16%), sub-família Serrasalminae (14%) e Pristigasteridae (11%) foram as que apontaram as maiores porcentagens de abundância, sendo as menos abundantes as famílias Chilodontidae, Belonidae, Erythrinidae e Loricariidae com menos de 1%. As famílias mais representativas por ponto de coleta foram: Characidae no PPE2 (54%), PME2 (38%), PCONT (45%), PJU (37%) e PJE2 (24%) e a família Callichthyidae no PJE1 (40%) (Figura 21).

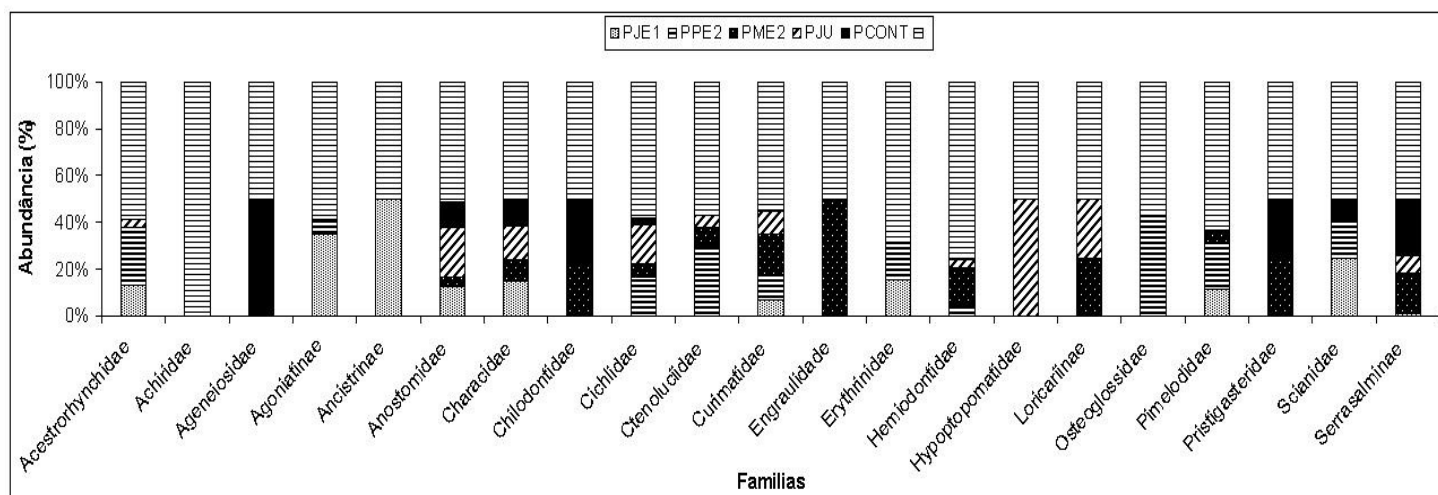


Figura 20. Abundância relativa (%) das famílias de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

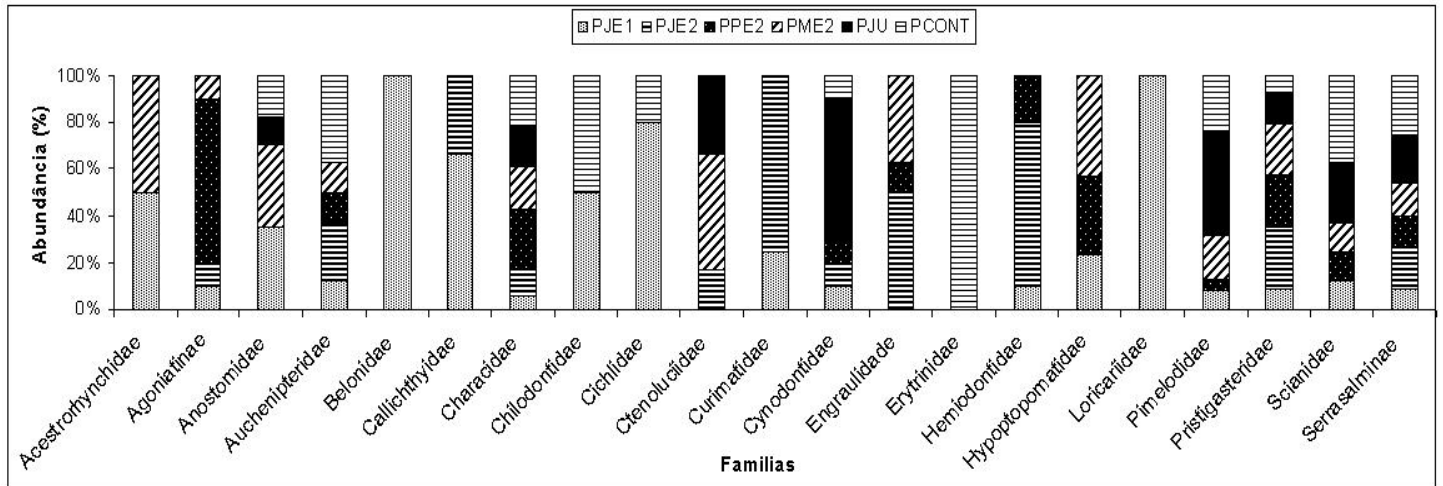


Figura 21. Abundância relativa (%) das famílias de peixes coletados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

A abundância de peixes variou entre os períodos do ciclo hidrológico ($p=0,00001$) (Figura 22). Foram coletados 489 exemplares no período da cheia e 439 exemplares no período da seca.

No período da cheia, o ponto com maior número de exemplares foi o PJE1 ($n=122$) seguido pelo PPE2 ($n=107$), PME2 ($n=84$), PCONT ($n=72$), PJE2 ($n=57$) e PJU ($n=42$); no período da seca o ponto com maior abundância foi PJE2 ($n=121$) seguido pelo PPE2 ($n=95$), PME2 ($n=83$), PJU ($n=68$), PJE1 ($n=40$) e PCONT ($n=32$). As espécies mais abundantes na cheia foram *Bryconops alburnoides* ($n=64$, 13%) e *Dianema urostriatum* ($n=63$, 13%), na seca as espécies predominantes foram *Osteoglossum bicirrhosum* ($n=55$, 12%) e *Serrasalmus rhombeus* ($n=44$, 9%) (Tabela 5).

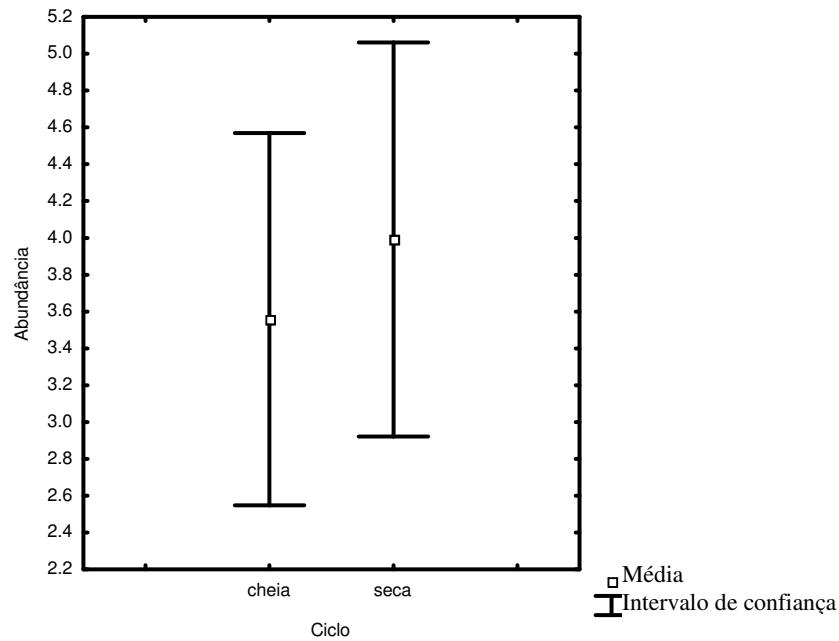


Figura 22. Abundância relativa dos peixes capturados no período da cheia e da seca.

Tabela 5. Dados de Abundância numérica das espécies capturadas em cada ponto de coleta coletadas no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e (seca).

Ordem, Família, Gênero e Espécies	Pontos de coleta					
	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
Ordem Osteoglossiformes						
Família Osteoglossidae						
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	-	0(16)	0(39)	-	-	-
Ordem Clupeiformes						
Família Pristigasteridae						
<i>Pellona castelnaeana</i>	6(0)	9(0)	7(0)	1(0)	-	-
<i>Pellona flavipinnis</i>	2(0)	2(0)	8(0)	2(2)	4(0)	4(2)
Família Engraulidae						
<i>Lycengraulis batesii</i>	-	3(0)	1(0)	3(1)	-	-
Ordem Beloniformes						
Família Belonidae						
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	1(0)	-	-	-	-	-
Ordem Characiformes						
Família Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	1(3)	0(11)	0(12)	-	0(2)	-
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	2(0)	-	-	1(0)	-	-
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	-	-	-	1(0)	-	-
Família Agoniidae						
<i>Agoniatodes halecinus</i>	1(5)	1(7)	8(2)	1(0)	-	-
Família Anostomidae						
<i>Abramites hypselonotus</i>	-	-	-	-	0(2)	-
<i>Leporinus agassizi</i>	0(3)	0(1)	-	4(2)	1(9)	2(1)
<i>Leporinus fasciatum</i>	1(0)	-	-	-	-	1(2)

Continuação

<i>Schysodon fasciatus</i>	-	0(1)	-	-	-	-
<i>Rhytidodus argenteofuscus</i>	1(0)	-	-	2(0)	-	-
Familia Characidae						
<i>Brycon cf. pesu</i>	-	2(0)	-	1(1)	8(4)	5(1)
<i>Brycon melanopterus</i>	-	-	-	-	0(3)	0(1)
<i>Bryconops alburnoides</i>	7(1)	3(0)	41(2)	13(2)	-	-
<i>Bryconops caudomaculatos</i>	1(1)	1(0)	8(0)	-	-	1(0)
<i>Chalceus erythrurus</i>	1(5)	-	-	0(4)	1(10)	-
<i>Moenkhausia lepidura</i>	1(1)	-	-	-	0(4)	13(0)
<i>Myleus rubripinnis</i>	-	-	-	2(4)	-	2(1)
<i>Myleus sp</i>	-	-	1(0)	-	-	-
<i>Prosomyleus schomburgk</i>	1(0)	-	-	-	-	-
<i>Poptella brevispina</i>	1(0)	-	-	-	-	-
<i>Pristobrycon striolatus</i>	-	-	-	5(0)	-	1(0)
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	-	-	1(0)	-	-	-
<i>Triportheus albus</i>	0(5)	-	-	2(0)	3(1)	1(0)
<i>Triportheus angulatus</i>	0(7)	-	-	-	-	-
<i>Triportheus elongatus</i>	-	-	1(0)	-	-	-
Sud-Familia Serrasalminae						
<i>Pygocentrus nattereri</i>	1(0)	5(0)	2(0)	2(3)	1(7)	1(0)
<i>Serrasalmus altipinis</i>	-	-	-	-	0(1)	0(5)
<i>Serrasalmus sp</i>	-	-	-	0(1)	0(1)	-
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	10(1)	4(3)	1(0)	8(24)	6(2)	16(14)
Familia Chilodontidae						
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	1(0)	-	0(4)	0(3)	-	1(2)
Familia Ctenoluciidae						
<i>Boulengerella cuvieri</i>	-	1(0)	-	1(0)	-	-
<i>Boulengerella maculata</i>	-	0(7)	0(10)	2(3)	1(2)	-
Familia Curimatidae						
<i>Curimata cf. cisandina</i>	1(0)	-	-	-	-	-
<i>Curimata inornata</i>	0(1)	0(7)	0(7)	0(14)	-	0(4)
<i>Curimata vittata</i>	1(0)	0(3)	-	-	-	-
<i>Cyphocharax notatus</i>	-	-	-	-	0(2)	-
<i>Psectrogaster amazônica</i>	1(0)	-	-	-	-	-
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	-	4(0)	-	-	-	-
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	0(1)	-	-	-	-	-
Familia Cynodontidae						
<i>Cynodon gibbus</i>	1(0)	-	-	-	2(0)	-
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1(0)	1(0)	1(0)	-	1(0)	1(0)
Familia Erytrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i>	0(1)	0(6)	0(2)	-	-	1(0)
Familia Hemiodontidae						
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	-	1(0)	1(0)	0(5)	0(1)	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	2(0)	4(30)	1(2)	0(3)	0(1)	-
<i>Anodus orinocensis</i>	-	-	1(0)	-	-	-
Ordem Siluriformes						
Familia loricariidae						
<i>Ancistrus sp</i>	0(1)	-	-	-	-	-
<i>Dekeyseria amazônica</i>	1(0)	-	-	-	-	-
<i>Loricaria cataphracta</i>	-	-	-	-	0(1)	-
<i>Rineloricaria sp</i>	-	-	-	0(3)	0(1)	-
<i>Sturisoma sp</i>	-	-	-	0(1)	0(1)	-

Continuação

Familia Auchenipteridae						
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	-	1(0)	-	-	-	0(1)
<i>Ageneiosus gr. vittatus</i>	-	-	-	1(0)	-	-
<i>Auchenipterichthys sp</i>	-	-	2(0)	-	-	-
<i>Auchenipterus ambyacus</i>	2(0)	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	1(0)	-	-	-	-	4(0)
<i>Centromochus heckelli</i>	-	2(0)	-	-	-	-
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	-	-	-	-	-	1(0)
<i>Tatia intermediaria</i>	-	-	-	1(0)	-	1(0)
Familia Callichthyidae						
<i>Dianema urostriatum</i>	50(0)	13(0)	-	-	-	-
Familia Hypoptopomatidae						
<i>Hypoptopoma cf gulare</i>	7(0)	-	8(0)	9(0)	0(1)	-
Familia Pimelodidae						
<i>Calophysus macropterus</i>	3(1)	0(13)	1(1)	7(0)	7(0)	1(0)
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	-	0(2)	0(6)	-	-	-
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	-	-	1(0)	1(0)	-	-
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	-	-	1(0)	1(0)	-	-
<i>Pimelodus blochii</i>	1(1)	-	0(1)	0(2)	4(0)	-
<i>Pinirapus pirinampus</i>	1(0)	-	-	1(0)	1(0)	1(0)
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	-	-	-	-	-	1(0)
<i>Sorubim lima</i>	2(0)	-	1(0)	-	1(0)	-
Ordem Perciformes						
Familia Cichlidae						
<i>Biotodoma cupido</i>	-	-	-	0(2)	0(3)	0(1)
<i>Chaetobranchius flavescens</i>	-	0(2)	0(4)	-	0(1)	-
<i>Cichla sp</i>	-	0(3)	0(3)	0(2)	0(2)	-
<i>Cichla monoculus</i>	6(0)	-	-	0(1)	0(1)	-
<i>Crenicichla cincta</i>	-	-	-	-	-	1(0)
<i>Geophagus proximus</i>	-	0(7)	0(1)	-	0(1)	-
<i>Satanoperca Jurupari</i>	-	-	0(1)	-	-	-
Familia Scianidae						
<i>Plasgioscion squamosissimus</i>	2(2)	-	1(3)	1(0)	1(0)	3(1)
Ordem Pleuronectiformes						
Familia Achiridae						
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	-	0(1)	-	-	-	-
Abundância total	122(40)	57(121)	107(95)	84(83)	42(68)	72(32)

A captura por Unidade de Esforço (CPUE) baseada na abundância, apontou o período da cheia ($0,33 \pm 0,12$) com valores significativamente superiores ($p=0,001$) ao do período da seca ($0,30 \pm 0,13$) (Figura 23).

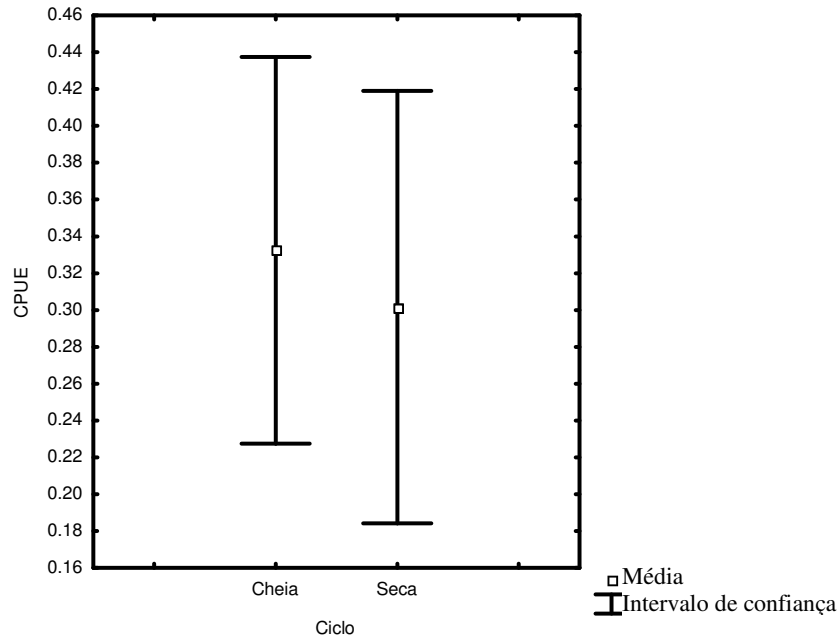


Figura 23. Captura por Unidade de esforço média (CPUE) baseado na abundância no período da cheia e seca.

O PJE1 (0,50) apresentou a maior CPUE durante o período da cheia enquanto o PJU (0,17) apresentou a menor, para o período da seca o PJE2 (0,50) teve a maior CPUE e o PCONT (0,13) a menor. O PME2 apontou valores muito próximos de CPUE durante o período de cheia (0,35) e seca (0,34) (Figura 24)

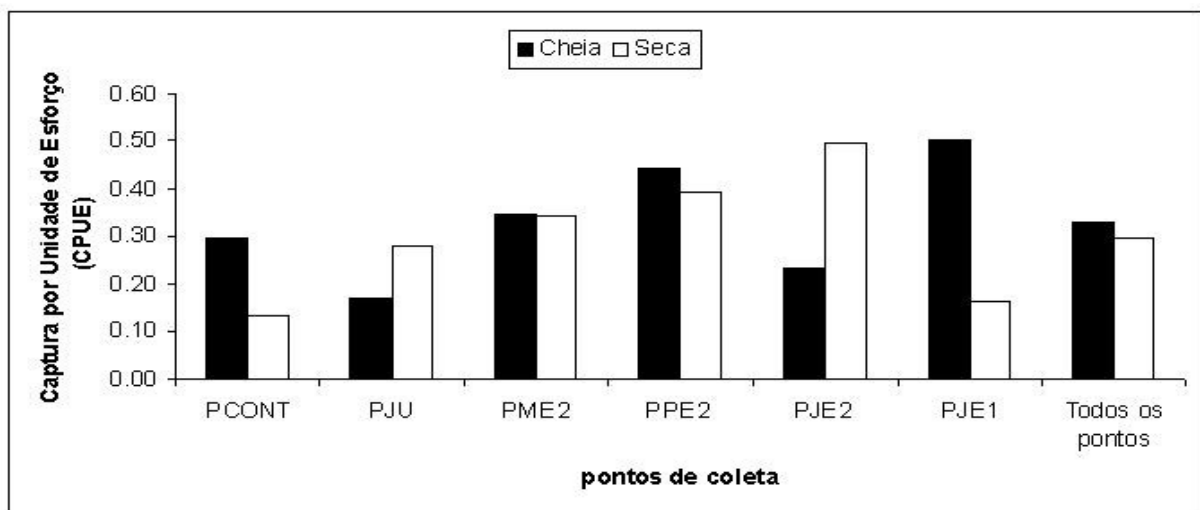


Figura 24. Captura por unidade de esforço (CPUE) dos pontos de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

A biomassa média no período da cheia (média=554g, biomassa total=76.100g) foi significativamente ($p=0,04$) superior ao do período da seca (média=507g, biomassa total=106.144g) (Figura 25), contudo a biomassa total do período da cheia foi inferior ao período da seca.

No período da cheia, o ponto que apresentou maior biomassa foi o PCONT (15.995g) seguido pelo PME2 (15.435g), PJE1 (15.170g), PPE2 (12.980g), PJE2 (9.455g) e PJU (7.075g) e na seca a maior biomassa foi registrada no PPE2 (50.841g) seguido pelo PJE2 (27.900g), PME2 (9.020g), PJU (7.805g), PCONT (5.950g) e PJE1 (4.628g) (Figura 26).

As espécies que apresentaram maior biomassa na cheia foram *Pellona castelnaeana* (14.235g, 20%), *Serrasalmus rhombeus* (11.680g, 16%), *Pellona flavipinis* (73.55g, 10%) e *Calophysus macropterus* (7.230g, 10%), na seca a espécie predominante foi o *Osteoglossum bicirrhosum* (45.506g, 47%) (Tabela 6).

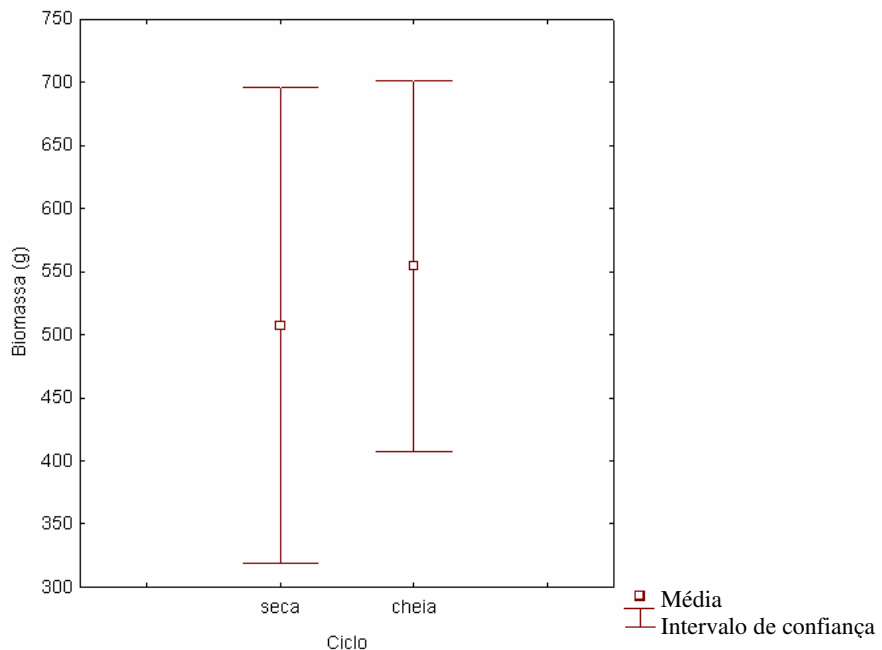


Figura 25. Biomassa média de peixes capturados no período da cheia e da seca.

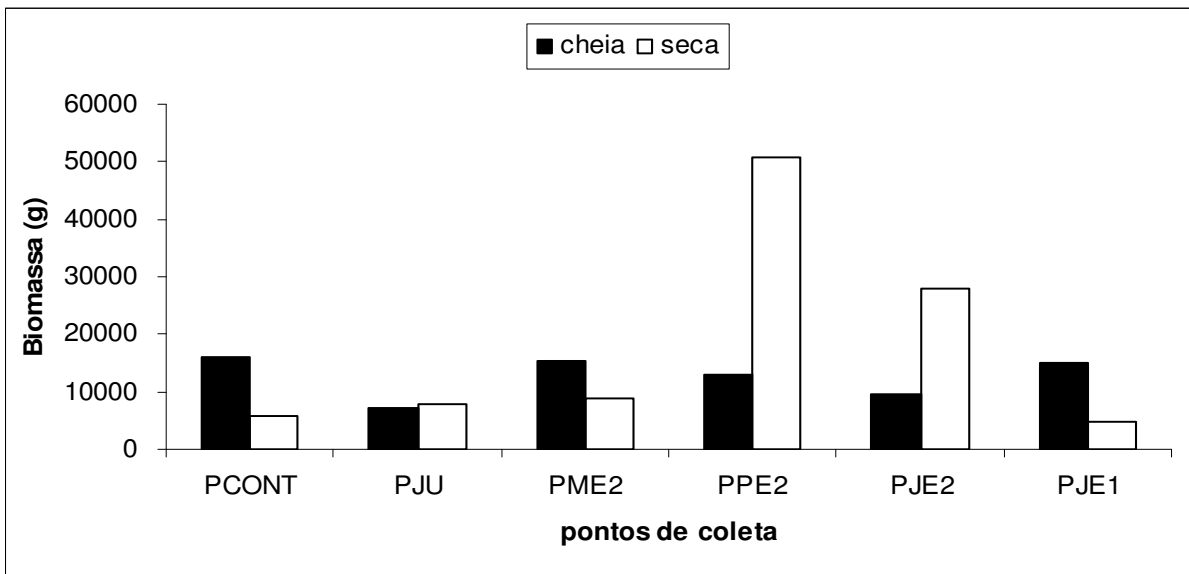


Figura 26. Biomassa de peixes capturados nos pontos localizados no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e da seca.

Tabela 6. Dados de biomassa absoluta e percentual de biomassa das espécies capturadas em cada ponto de coleta coletadas no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e (seca).

Ordem, Família, Gênero e espécies	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT	%Biomasa
Ordem Osteoglossiformes							
Família Osteoglossidae							
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	-	(6935)	(38571)	-	-	-	26
Ordem Clupeiformes							
Família Pristigasteridae							
<i>Pellona castelnaeana</i>	1900	3880	3900	4555	-	-	8
<i>Pellona flavipinnis</i>	360	1185	2355	580(820)	1475	1400(865)	5
Família Engraulidae							
<i>Lycengraulis batesii</i>	-	55	45	120(25)	-	-	0
Ordem Beloniformes							
Família Belonidae							
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	40	-	-	-	-	-	0
Ordem Characiformes							
Família Acestrorhynchidae							
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	195(135)	(1780)	(1594)	-	(780)	-	2
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	175	-	-	155	-	-	0
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	-	-	-	115	-	-	0
Família Agoniidae							
<i>Agoniatodes halecinus</i>	35(170)	35(250)	390(95)	50	-	-	1
Família Anostomidae							
<i>Abramites hypselonotus</i>	-	-	-	-	(75)	-	0
<i>Leporinus agassizi</i>	2250(1355)	(95)	-	1910(1485)	520(2680)	620(305)	7
<i>Leporinus fasciatus</i>	210	-	-	-	-	600(270)	1
<i>Schizodon fasciatus</i>	-	(585)	-	-	-	-	0
<i>Rhytidodus argenteofuscus</i>	280	-	-	430	-	-	0
Família Characidae							
<i>Brycon cf. pesu</i>	-	150	-	75(55)	655(275)	165 (80)	1
<i>Brycon melanopterus</i>	-	-	-	-	(560)	(240)	0
<i>Bryconops alburnoides</i>	(25)	100	1390(30)	440(90)	-	-	1
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	(45)	25	165	-	-	20	0
<i>Chalceus erythrus</i>	80(445)	-	-	(285)	65(640)	-	1
<i>Moenkhausia lepidura</i>	20(135)	-	-	-	(45)	225	0
<i>Myleus rubripinnis</i>	-	-	-	565(145)	-	480(320)	1
<i>Myleus sp</i>	-	-	135	-	-	-	0
<i>Prosomyleus schomburgk</i>	745	-	-	-	-	-	0
<i>Poptella brevispina</i>	35	-	-	-	-	-	0
<i>Pristobrycon striolatus</i>	-	-	-	680	-	225	1
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	-	-	90	-	-	-	0
<i>Triportheus albus</i>	(495)	-	-	155	200	215	1
<i>Triportheus angulatus</i>	(678)	-	-	-	-	-	0
<i>Triportheus elongatus</i>	-	-	-	150	-	-	0
Sud-Família Serrasalminae							
<i>Pygocentrus nattereri</i>	135	940	285	215(395)	170(935)	85	2
<i>Serrasalmus altipinis</i>	-	-	-	-	(10)	310	0
<i>Serrasalmus sp</i>	-	-	-	(145)	(100)	-	5
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	2430(20)	370(160)	1150	1740(2185)	1190(250)	4800(2890)	7
Família Chilodontidae							
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	120	-	-	(220)	-	120(150)	0

Continuação

Família Ctenoluciidae							
<i>Boulengerella cuvieri</i>	-	400	-	230	-	-	0
<i>Boulengerella maculata</i>	-	(1295)	(1809)	260(370)	150(255)	-	2
Família Curimatidae							
<i>Curimata cf. cisandina</i>	95	-	-	-	-	-	0
<i>Curimata inornata</i>	(100)	(635)	(600)	(1220)	(205)	-	1
<i>Curimata vittata</i>	135	(200)	-	-	-	-	0
<i>Cyphocharax notatus</i>	-	-	-	-	(70)	-	0
<i>Psectrogaster amazônica</i>	150	-	-	-	-	-	0
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	-	590	-	-	-	-	0
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	(95)	-	-	-	-	-	0
Família Cynodontidae							
<i>Cynodon gibbus</i>	15	-	-	-	145	-	0
<i>Raphiodon vulpinus</i>	150	465	905	-	460	460	1
Família Erythrinidae							
<i>Hoplias malabaricus</i>	(400)	(4115)	(690)	-	-	40	0
Família Hemiodontidae							
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	-	100	50	(330)	(60)	-	0
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	250	500(3090)	150(210)	(545)	(115)	-	3
<i>Anodus orinocensis</i>	-	-	145	-	-	-	0
Ordem Siluriformes							
Família Loricariidae							
<i>Ancistrus sp</i>	(35)	-	-	-	-	-	0
<i>Dekeyseria amazônica</i>	95	-	-	-	-	-	0
<i>Loricaria cataphracta</i>	-	-	-	-	(20)	-	0
<i>Rineloricaria sp</i>	-	-	-	(90)	(10)	-	0
<i>Sturisoma sp</i>	-	-	-	(40)	(60)	-	0
Família Auchenipteridae							
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	-	375	-	-	-	(440)	0
<i>Ageneiosus gr. vittatus</i>	-	-	-	10	-	-	0
Continuação							
<i>Auchenipterichthys sp</i>	-	-	30	-	-	-	0
<i>Auchenipterus ambyacus</i>	70	-	-	-	-	-	0
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	45	-	-	-	-	160	0
<i>Centromochus heckelli</i>	-	35	-	-	-	-	0
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	-	-	-	-	-	200	0
<i>Tatia intermediaria</i>	-	-	-	35	-	35	0
Família Callichthyidae							
<i>Dianema urostriatum</i>	780	250	-	-	-	-	1
Família Hypoptopomatidae							
<i>Hypoptopoma cf gulare</i>	145	-	160	170	(20)	-	0
Família Pimelodidae							
<i>Calophysus macropterus</i>	780(210)	(5055)	70(325)	2030	1400	2950	4
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	-	(1120)	(3902)	-	-	-	3
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	-	-	258	275	-	-	0
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	-	-	185	10	-	-	0
<i>Pimelodus blochii</i>	115(70)	-	(115)	(100)	188	-	0
<i>Pinirapus pirinanus</i>	205	(420)	-	150	180	785	1
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	-	-	-	-	-	1085	1
<i>Sorubim lima</i>	305	-	100	-	145	-	0
Ordem Perciformes							
Família Cichlidae							
<i>Biotodoma cupido</i>	-	-	-	(45)	(155)	(25)	0

Continuação

<i>Chaetobranchius flavescens</i>	-	(370)	(990)	-	(220)	-	1
<i>Cichla</i> sp	-	(770)	(680)	(240)	(70)	-	1
<i>Cichla monoculus</i>	1765	-	-	(190)	(35)	-	1
<i>Crenicichla cincta</i>	-	-	-	-	-	460	0
<i>Geophagus proximus</i>	-	(995)	(180)	-	(10)	-	1
<i>Satanoperca jurupari</i>	-	-	(190)	-	-	-	0
Família Scianidae							
<i>Plasgioscion squamosissimus</i>	670(215)	-	340(870)	330	135	865(55)	2
Ordem Pleuronectiformes							
Família Achiridae							
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	-	(30)	-	-	-	-	0
Biomassa total cheia	15170	9455	12980	15435	7075	15995	
Biomassa total (seca)	(4628)	(27900)	(50841)	(9020)	(7805)	(5950)	

A riqueza ($p=0,02$), a diversidade de Shannon ($p=0,00003$) e a Uniformidade ($p=0,0004$) variaram entre os períodos de cheia e seca (Figuras 27, 28 e 29). A riqueza total foi de 82 espécies, sendo coletadas 69 espécies na cheia e 50 espécies na seca, através do índice de Jackknife foram estimadas 84 espécies na cheia e 61 espécies na seca. O maior (35) e o menor (16) número de espécies no período da cheia foi encontrado no PJE1 e no PJU, respectivamente, já no período da seca o PJU apresentou a maior (26) riqueza e o PCONT a menor (12).

A diversidade de Shannon foi maior no período da cheia (4,84) do que no período da seca (4,74); Na cheia o PPE2 apresentou a maior (4,07) diversidade e o PJU a menor (0,80), para o período da seca o maior (4,22) e o menor (2,78) índice de diversidade foi observado no PJU e no PCONT, respectivamente.

A uniformidade foi maior (0,90) no período da seca do que o período da cheia (0,73), no período da cheia a maior (0,88) e a menor (0,20) uniformidade foi encontrada no PJE2 e PJU respectivamente, para o período da seca a maior (0,90) uniformidade foi encontrada no PJU e PJE1, sendo a menor (0,75) observada no PPE2 (Tabela 7).

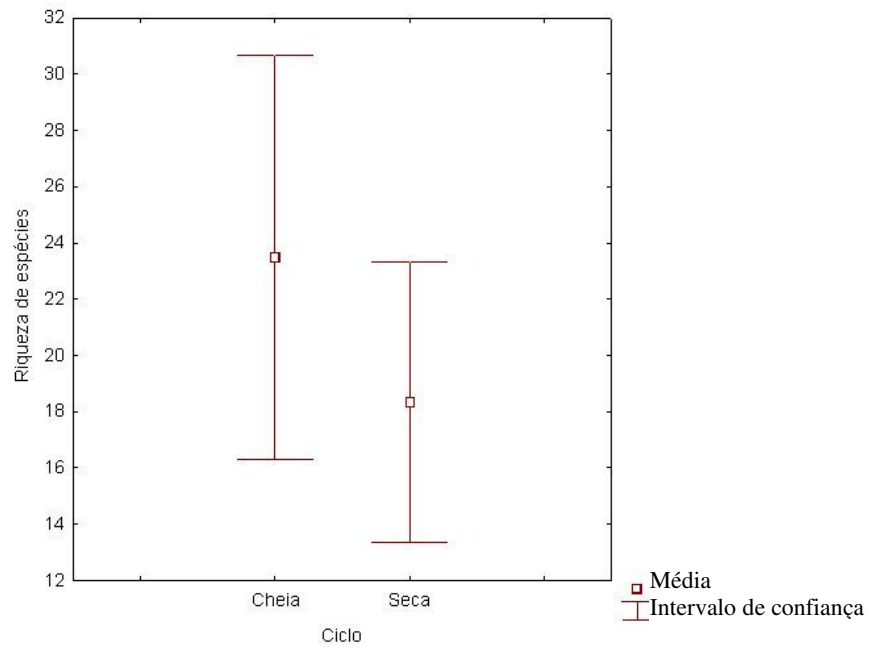


Fig. 27. Riqueza de espécies capturadas no período da cheia e seca.

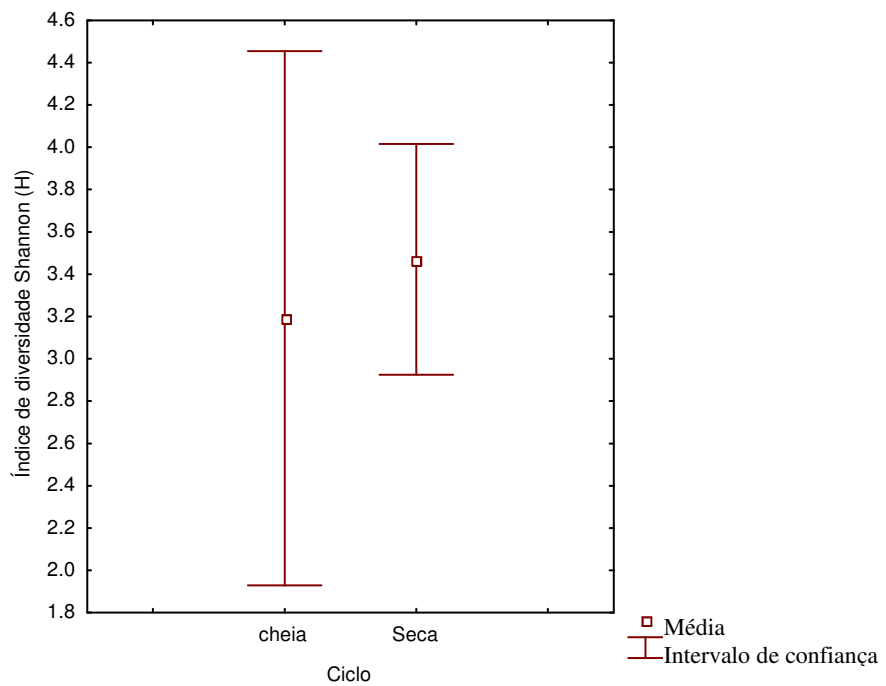


Fig. 28. Índice de diversidade de Shannon das espécies capturadas no período da cheia e seca.

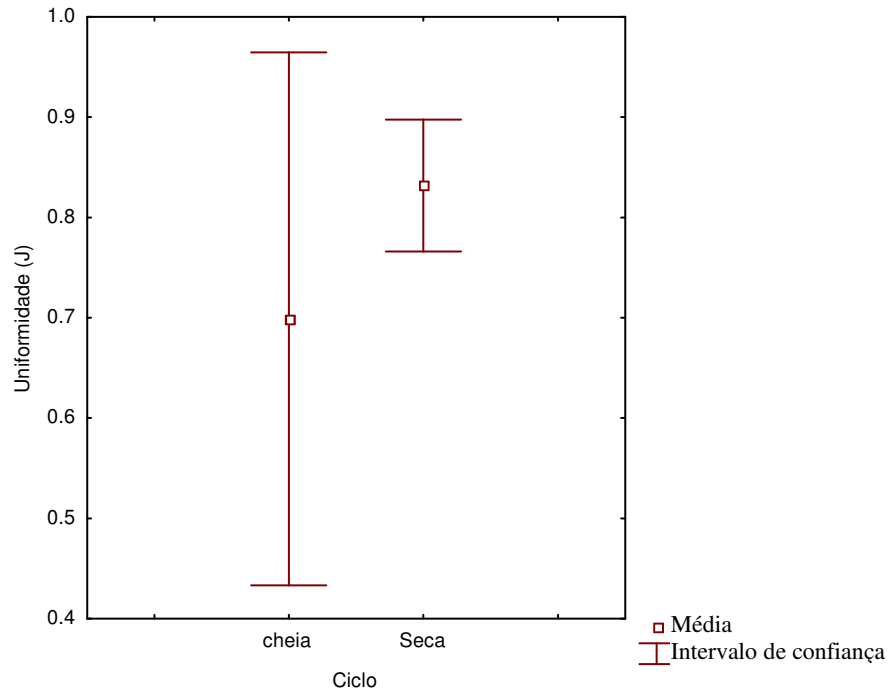


Fig. 29. Uniformidade das espécies capturadas no período da cheia e seca.

Tabela 7. Dados de Riqueza, (Riqueza estimada por Jackknife), Índice de diversidade de Shannon e Índice de Uniformidade das espécies capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Pontos de Coleta	Riqueza		Diversidade de Shannon		Uniformidade	
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca
PCONT	23	12	3,65	2,78	0,81	0,78
PJU	16	26	0,80	4,22	0,20	0,90
PPE2	27	21	4,07	3,64	0,86	0,83
PPE2	22	16	3,21	2,98	0,72	0,75
PJE2	18	18	3,68	3,53	0,88	0,85
PJE1	35	17	3,74	3,67	0,73	0,90
Índices em cada período	69	50	4,84	4,74	0,81	0,83
Estimado por Jackknife	(84)	(61)				

No período da seca foi obtida uma dominância média (0,14) significativamente maior ($p=0,03$) que a dominância média do período da cheia (0,13) (Figura 30), contudo com relação ao Índice de dominância de Simpson o período da cheia ($\lambda=0,06$) foi superior ao da seca ($\lambda=0,02$).

No período da cheia o PPE2 teve a maior (0,19) dominância e o PME2 a menor (0,07), para o período da seca o PCONT apresentou a maior (0,23) dominância e o PJU a menor (0,07) (Figura 31).

As espécies dominantes em cada ponto de coleta no período da cheia foram: *Dianema urostiatum* no PJE1 (n=50) e no PJE2 (n=13), *Bryconops alburnoides* no PPE2 (n=41) e no PME2 (n=13), *Brycon pesu* no PJU (n=8) e *S. rhombeus* no PCONT (n=16); No período da seca as espécies foram *Triphorteus angulatus* no PJE1 (n=7), *Hemiodus unimaculatus* no PJE2 (n=30), *Osteoglossum bicirrhosum* no PPE2 (n=39), *S. rhombeus* no PME2 (n=24) e no PCONT (n=14) e *Chalceus erythrurus* no PJU (n=10).

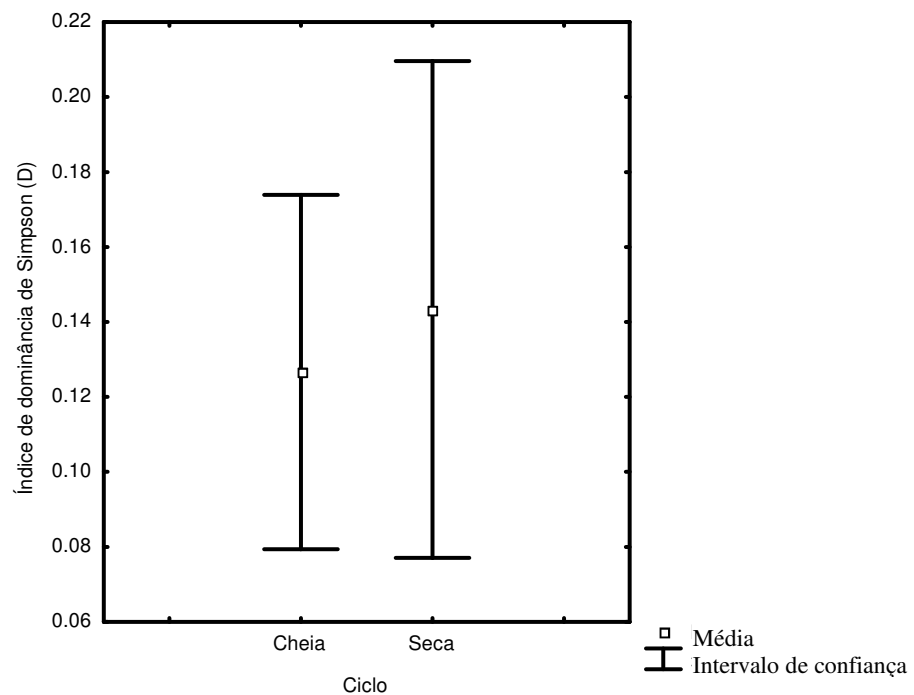


Figura 30. Índice de dominância de Simpson médio das espécies capturadas no período da cheia e seca.

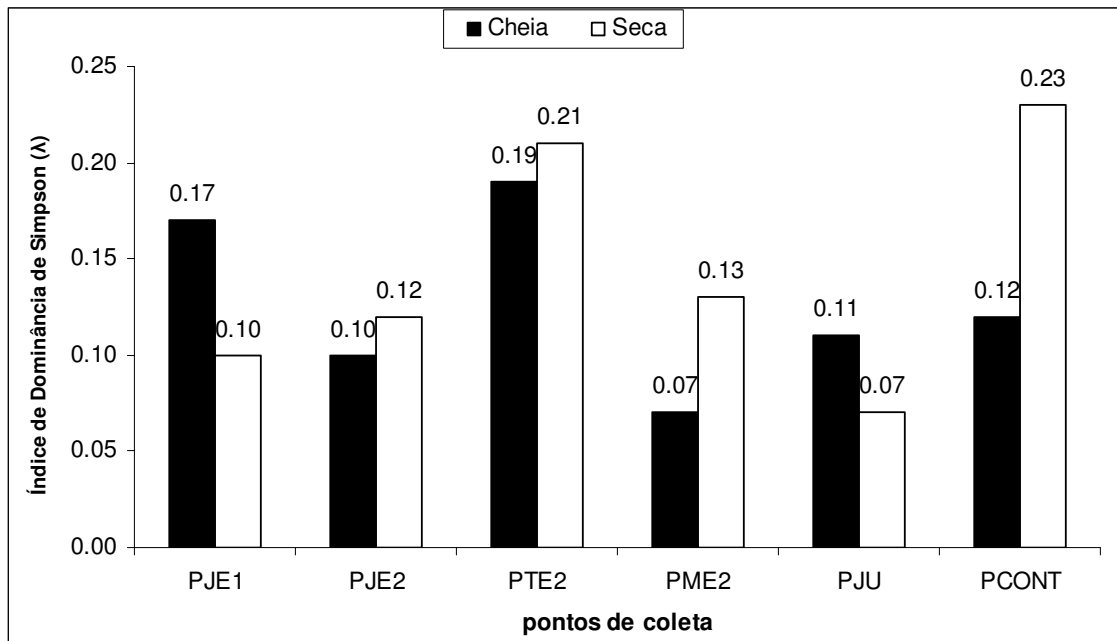


Figura 31. Índice de dominância de Simpson das espécies capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Foi observado que em ambos os períodos muitas espécies apresentaram abundâncias intermediárias, ou seja, a maioria das espécies situou-se entre as poucas espécies dominantes e raras. Durante o período da cheia, foi observado que o PJE1 e o PPE2 apresentaram poucas espécies muito abundantes, sendo o PJE1 também com um grande número de espécies raras; no PCONT, PME2 e o PJE2 foram observados um número reduzido de espécies muito abundantes e um maior número de espécies raras, porém esta proporção de poucas espécies dominantes é inferior ao PJE1 e ao PPE2, já o PJU apontou um número mais reduzido de espécies mais abundantes (Figura 32).

Para o período da seca o PPE2, PJE2 e o PME2 apresentaram poucas espécies com altas abundâncias, o PJU também teve um número reduzido de espécies muito abundantes e um maior número de espécies raras, porém esta proporção de poucas espécies muito abundantes analisada é inferior ao do PPE2, PJE2 e o PME2, já o PCONT e o PJE1 apontaram um número menor espécies mais abundantes (Figura 33)

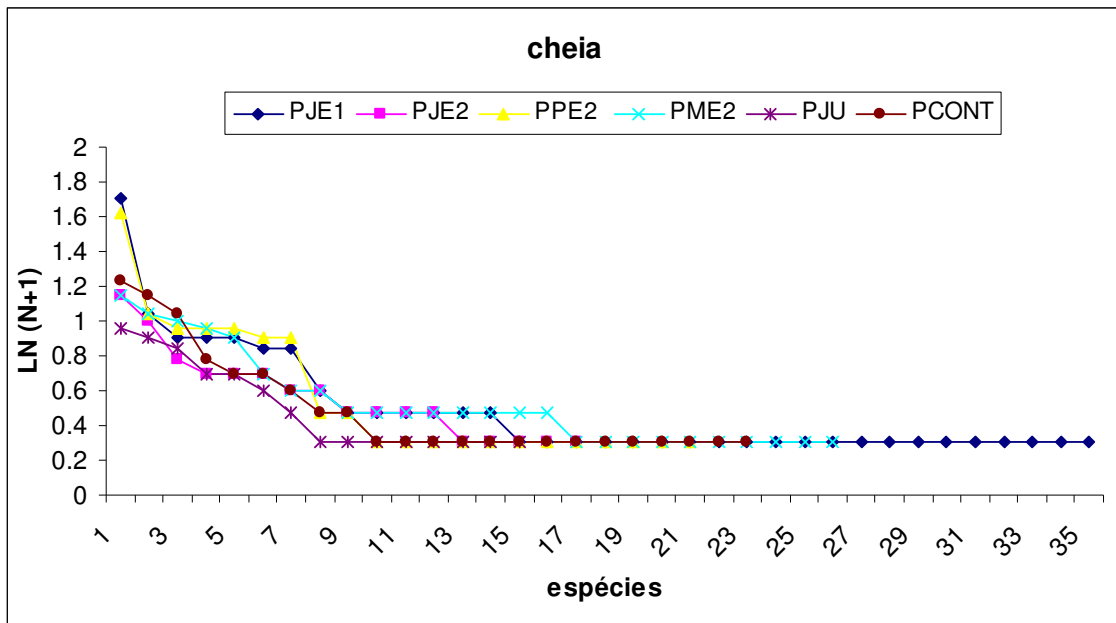


Figura 32. “Whittaker Plot” de dados transformados de número de indivíduos, $\ln(N+1)$, para cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

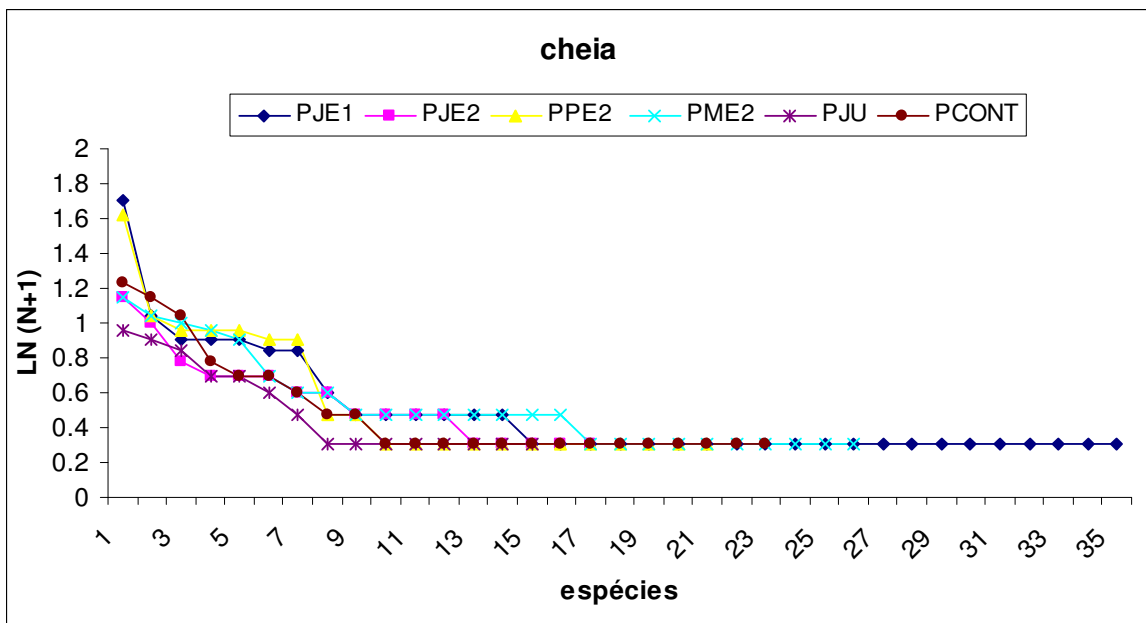


Figura 33. “Whittaker Plot” de dados transformados de número de indivíduos, $\ln(N+1)$, para cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

A espécie *Serrasalmus rhombeus* apresentou-se como mais representativa com relação a abundância (11%) e ocorrência nas amostragens realizadas (91%) quando comparada a todas as outras espécies.

A espécie *Bryconops alburnoides* apresentou a segunda maior representatividade quanto a abundância (8%), contudo sua freqüência nas amostragens foi baixa, entorno de 60%, assim como as espécies *D. urostriatum* que teve uma alta representatividade (7%) e uma baixa freqüência de ocorrência (16%) e a espécie *O. bicirrhosum* com 6% de freqüência numérica e 16% de freqüência de ocorrência.

Já *Calophysus macropterus* (%FN=5, %FO=66), *Pellona flavipinnis* (%FN=3, %FO=66), *Leporinus agassizi* (%FN=3, %FO=75), *Pygocentrus nattereri* (%FN=2, %FO=66) e *Plasgioscion squamosissimus* (%FN=3, %FO=66) apresentaram resultados opostos aos das espécies supracitadas, com altos valores de freqüência e baixa representatividade (Tabela 8).

As tabelas de freqüência de ocorrência e percentual de freqüência numérica encontram-se no anexo (Anexo III e IV).

Tabela 8 - Dados de percentual de freqüência de ocorrência (FO) e percentual de freqüência numérica (FN), espécies capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Ordem, Família, Gênero e espécies	%FN	%FO
Ordem Osteoglossiformes		
Família Osteoglossidae		
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	6	16
Ordem Clupeiformes		
Família Pristigasteridae		
<i>Pellona castelnaeana</i>	4	33
<i>Pellona flavipinnis</i>	3	66
Família Engraulidae		
<i>Lycengraulis batesii</i>	1	33
Ordem Beloniformes		
Família Belonidae		
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	0	8
Ordem Characiformes		
Família Acestrorhynchidae		
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	3	41
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	0	16
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	0	8
Família Agoniidae		
<i>Agoniatodes halecinus</i>	3	58
Família Anostomidae		
<i>Abramites hypselonotus</i>	0	8
<i>Leporinus agassizi</i>	3	75
<i>Leporinus fasciatus</i>	0	8
<i>Schizodon fasciatus</i>	0	8
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	0	16

Continuação

Família Characidae		
<i>Brycon cf. pesu</i>	2	58
<i>Brycon melanopterus</i>	0	16
<i>Bryconops alburnoides</i>	8	58
<i>Bryconops caudomaculatos</i>	0	8
<i>Chalceus erythrurus</i>	2	41
<i>Moenkhausia lepidura</i>	2	33
<i>Myleus rubripinnis</i>	1	33
<i>Myleus sp</i>	0	8
<i>Prosomyleus schomburgk</i>	0	8
<i>Poptella brevispina</i>	0	8
<i>Pristobrycon striolatus</i>	1	16
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	0	8
<i>Triportheus albus</i>	1	16
<i>Triportheus angulatus</i>	1	8
<i>Triportheus elongatus</i>	0	8
Sud-Família Serrasalminae		
<i>Pygocentrus nattereri</i>	2	66
<i>Serrasalmus altipinis</i>	1	16
<i>Serrasalmus sp</i>	11	91
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0	16
Família Chilodontidae		
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	1	41
Família Ctenoluciidae		
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0	16
<i>Boulengerella maculata</i>	3	50
Família Curimatidae		
<i>Curimata cf. cisandina</i>	0	8
<i>Curimata inornata</i>	4	41
<i>Curimata vittata</i>	0	16
<i>Cyphocharax notatus</i>	0	8
<i>Psectrogaster amazonica</i>	0	8
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	0	8
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	0	8
Família Cynodontidae		
<i>Cynodon gibbus</i>	0	16
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1	41
Família Erytrinae		
<i>Hoplias malabaricus</i>	1	33
Família Hemiodontidae		
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	1	33
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	5	58
<i>Anodus orinocensis</i>	0	8
Ordem Siluriformes		
Família loricariidae		
<i>Ancistrus sp</i>	0	8
<i>Dekeyseria amazonica</i>	0	8
<i>Loricaria cataphracta</i>	0	8
<i>Rineloricaria sp</i>	0	16
<i>Sturisoma sp</i>	0	16
Família Auchenipteridae		
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	0	16
<i>Ageneiosus gr. vittatus</i>	0	8

continuação		
<i>Auchenipterichthys sp</i>	0	8
<i>Auchenipterus ambyacus</i>	0	8
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	1	16
<i>Centromochus heckelli</i>	0	8
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	0	8
<i>Tatia intermediaria</i>	0	16
Família Callichthyidae		
<i>Dianema urostriatum</i>	7	16
Família Hypoptopomatidae		
<i>Hypoptopoma cf gulare</i>	3	33
Família Pimelodidae		
<i>Calophysus macropterus</i>	5	66
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	1	16
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	0	8
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0	8
<i>Pimelodus blochii</i>	1	41
<i>Pirirapus pirinampus</i>	0	33
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	8
<i>Sorubim lima</i>	0	25
Ordem Perciformes		
Família Cichlidae		
<i>Biotodoma cupido</i>	1	25
<i>Chaetobranchius flavescens</i>	1	25
<i>Cichla sp</i>	1	33
<i>Cichla monoculus</i>	0	16
<i>Crenicichla cincta</i>	0	8
<i>Geophagus proximus</i>	1	25
<i>Satanoperca jurupari</i>	0	8
Família Scianidae		
<i>Plasgioscion squamosissimus</i>	2	66
Ordem Pleuronectiformes		
Família Achiridae		
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	0	8

Segundo o índice ABC numérico somente o PPE2 (ABC=-1,46) foi classificado como poluído ou com presença de forte estresse induzido por poluição (Figura 38), já o método de representação gráfica da abundância e biomassa (curva ABC) não indicou nenhum ponto de coleta com as características supracitadas para o período da cheia.

O índice ABC numérico apontou o PJU, PME2 e o PJE2 como pontos em uma situação de estresse intermediário induzido por poluição (ABC=0,00), contudo por intermédio da interpretação da curva ABC estes pontos são caracterizados como não poluídos (Figuras 34, 35 e 36).

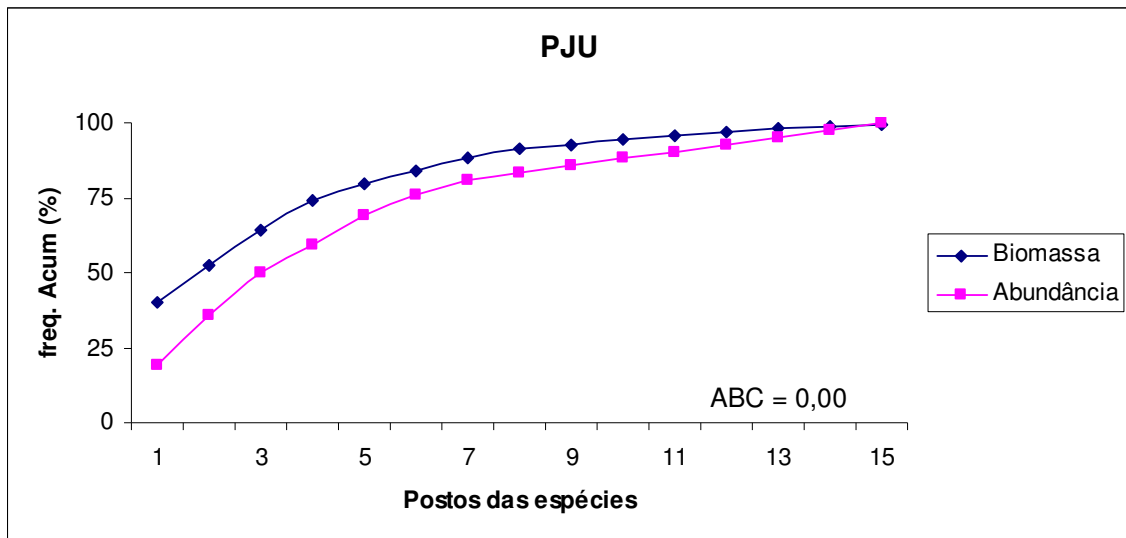


Figura 34. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJU no período da cheia.

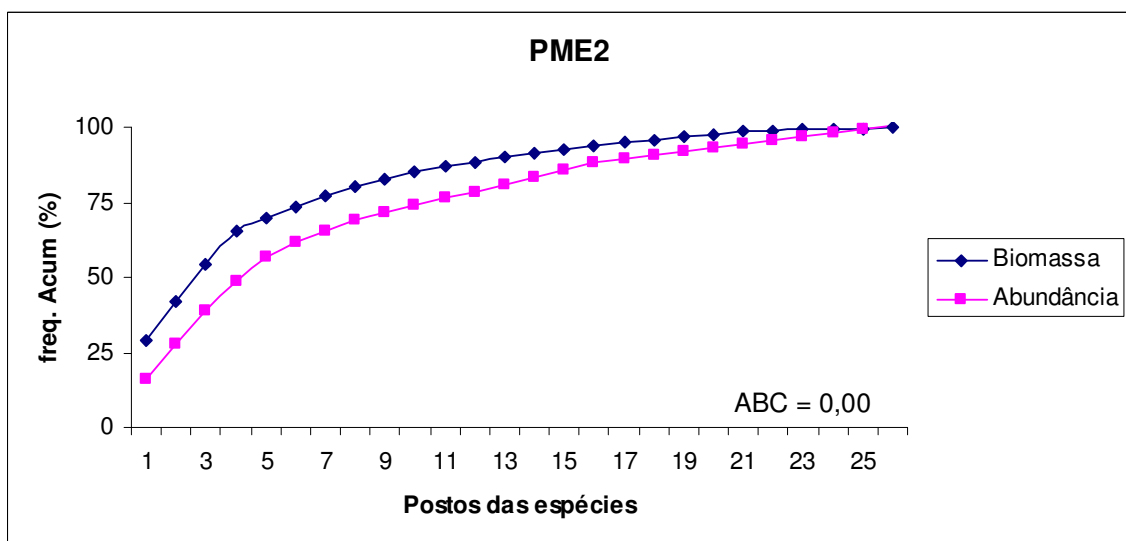


Figura 35. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PME2 no período da cheia.

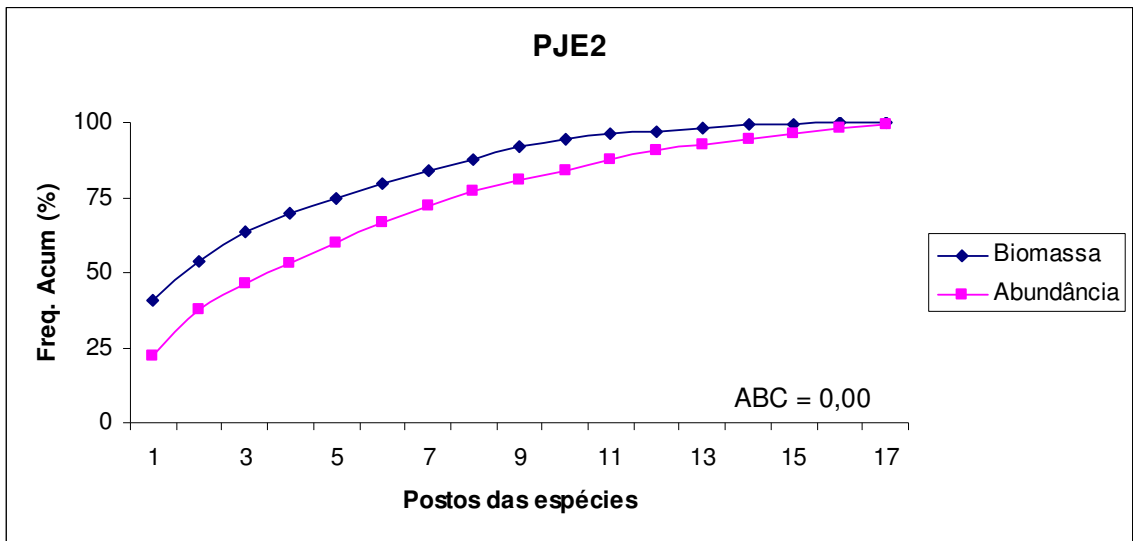


Figura 36. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE2 no período da cheia.

O PCONT, PPE2 e PJE1 foram classificados em um primeiro estágio de poluição pela interpretação das curvas ABC, o índice ABC numérico apontou o PCONT e o PJE1 em uma situação de estresse intermediário induzido por poluição (ABC=0,00), sendo o PPE2 observado como um ponto influenciado por um forte estresse induzido por poluição (ABC=-1,46) (Figuras 37, 38 e 39).

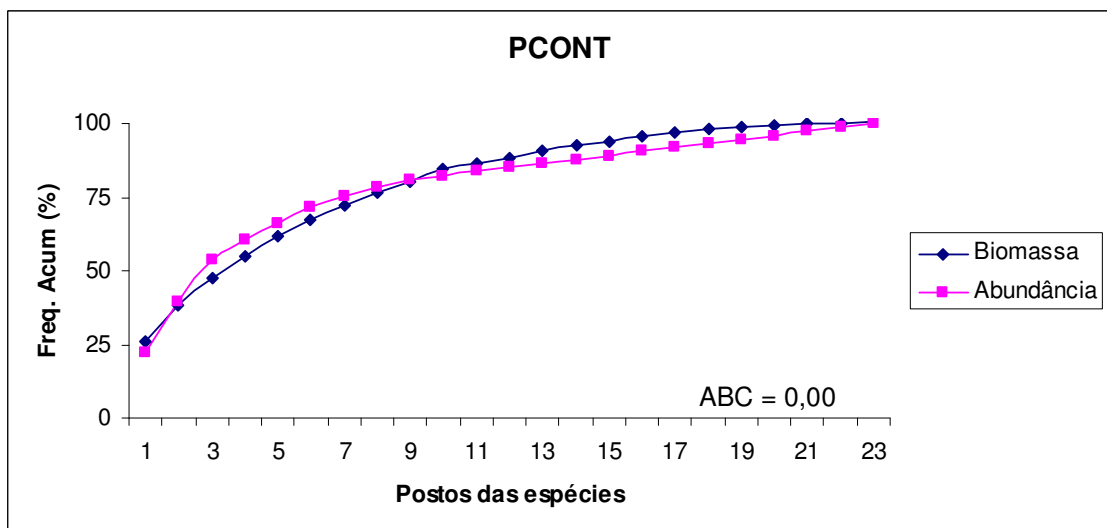


Figura 37. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PCONT no período da cheia.

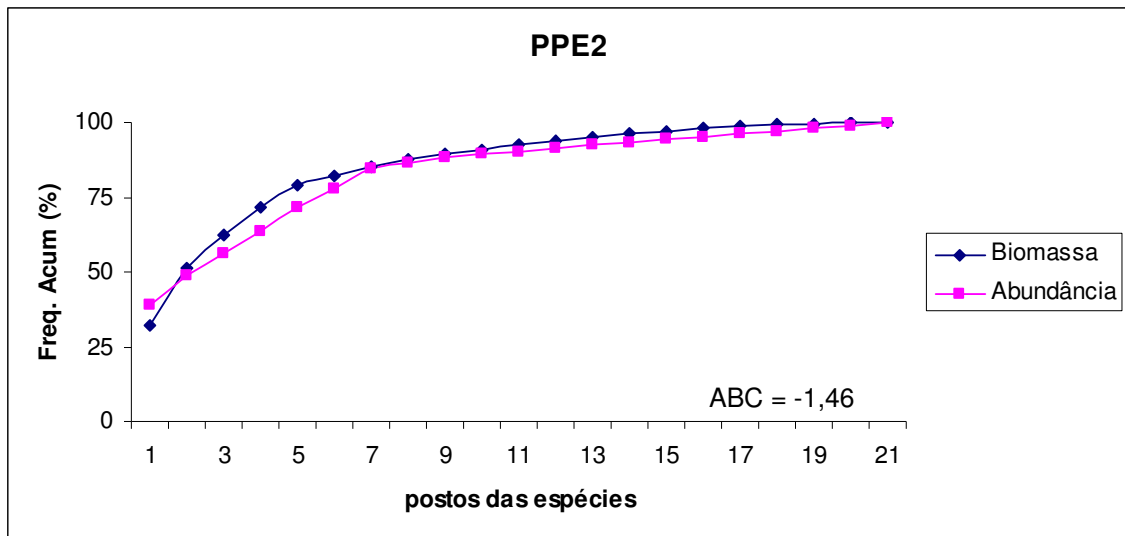


Figura 38. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PPE2 no período da cheia.

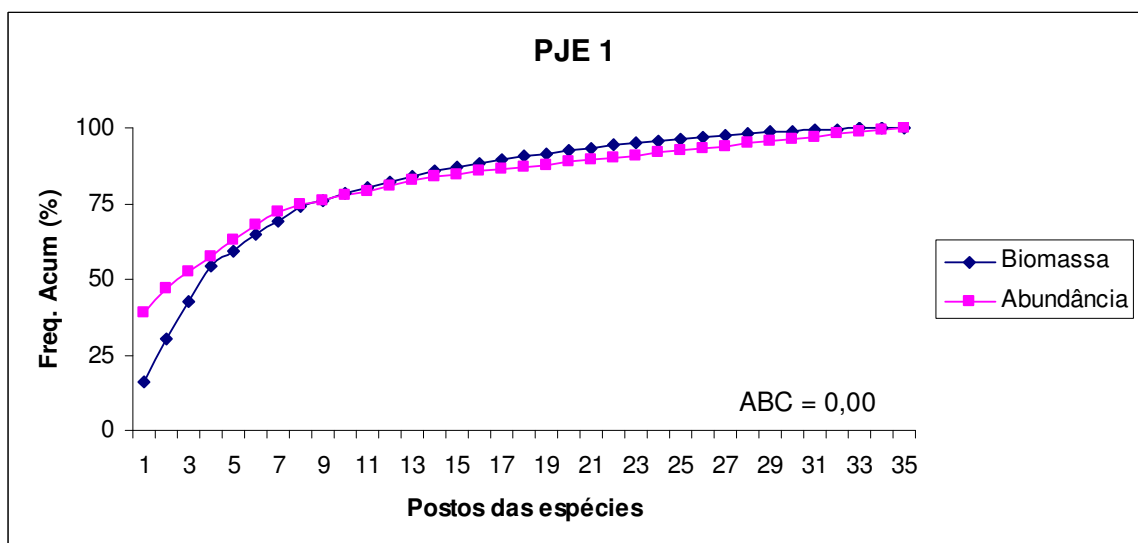


Figura 39. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE1 no período da cheia.

Para o período da seca o índice ABC numérico classificou o PJU (ABC=-0,03) e o PME2 (ABC=-6,97) como poluído ou com presença de forte estresse induzido por poluição, já o PJE2 foi considerado segundo o mesmo método como não poluído (ABC=2,50). A interpretação das curvas ABC indicou o PJU, PME2 e o PJE2 como influenciados por um forte estresse induzido por poluição (Figuras 40, 41, 42).

A análise das curvas ABC para o período da seca, não apontou nenhum ponto de coleta com ausência de poluição.

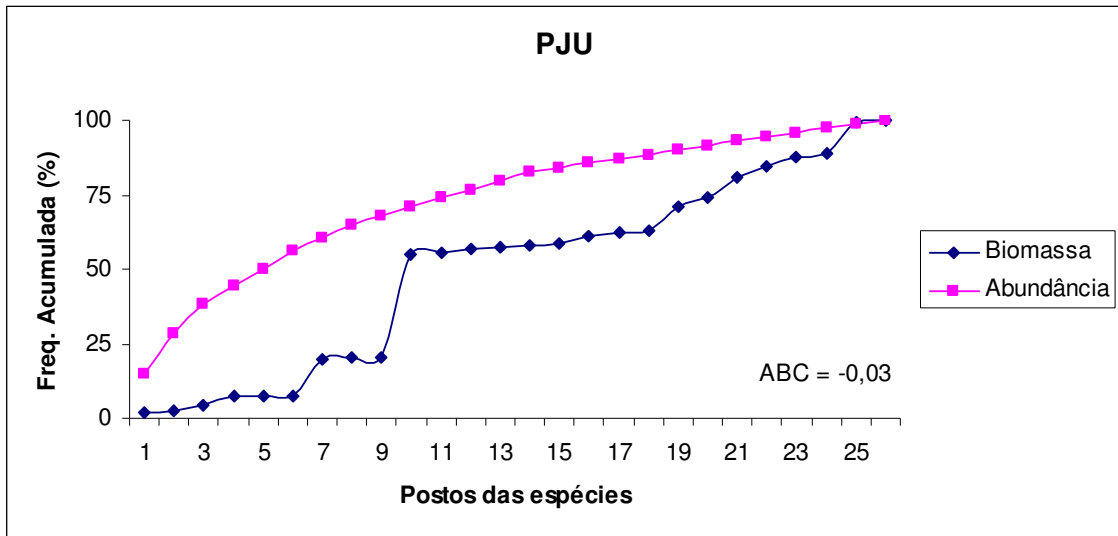


Figura 40. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJU no período da seca.

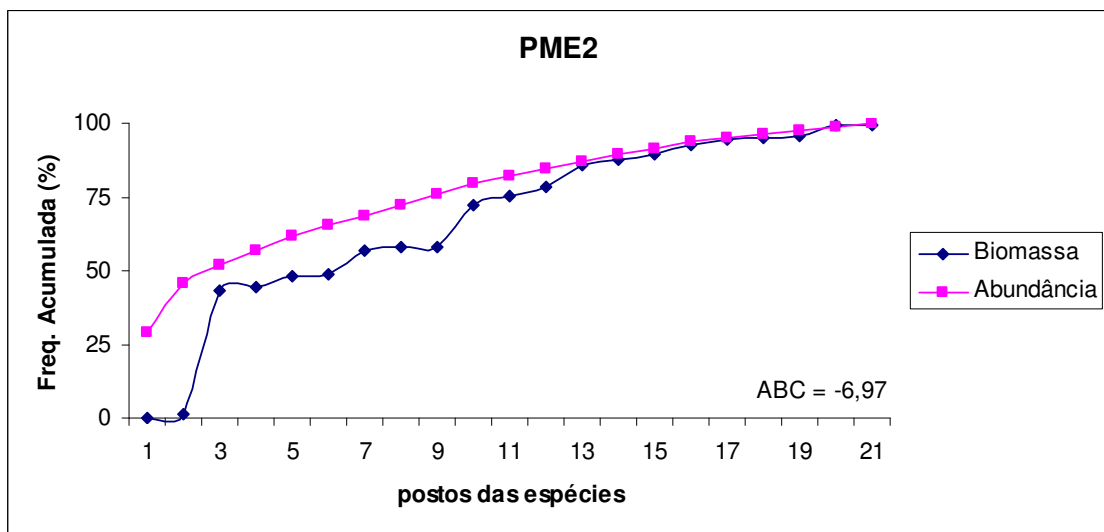


Figura 41. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PME2 no período da seca.

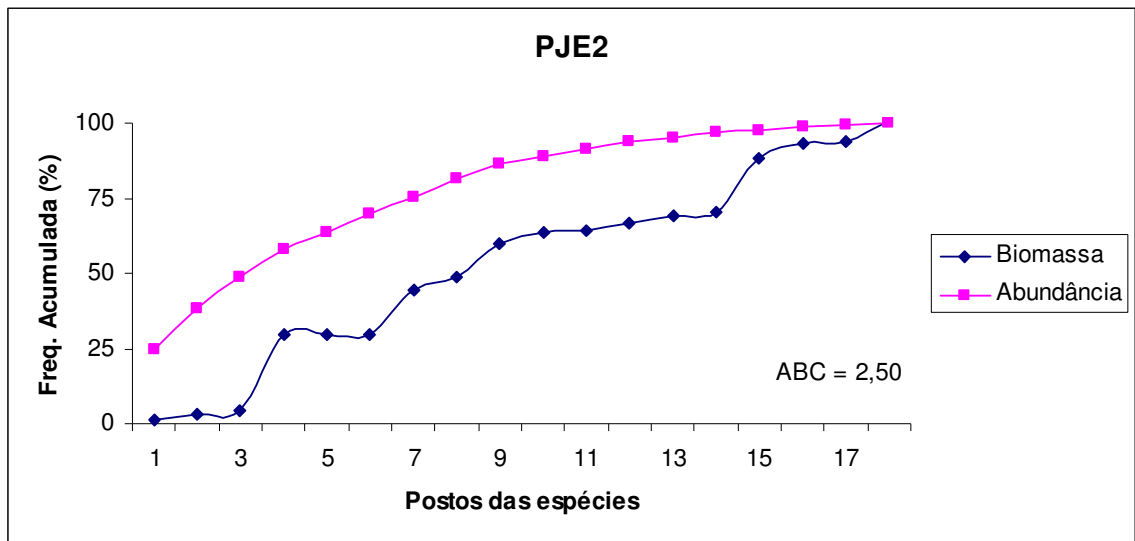


Figura 42. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE2 no período da seca.

O índice ABC numérico indicou o PJE1 (ABC=-9,14) como fortemente poluído, o PPE2 (ABC=2,49) com ausência de estresse e o PCONT (ABC=0,00) com estresse moderado, a interpretação das curvas ABC apontou os três pontos em uma situação de primeiro estágio de poluição (Figuras 43, 44 e 45).

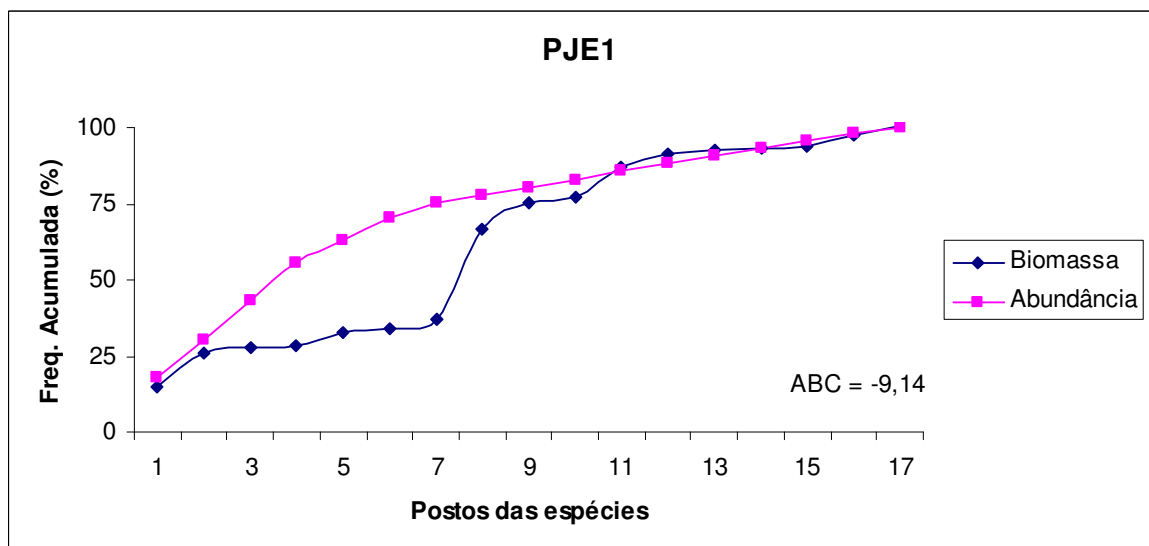


Figura 43. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PJE1 no período da seca.

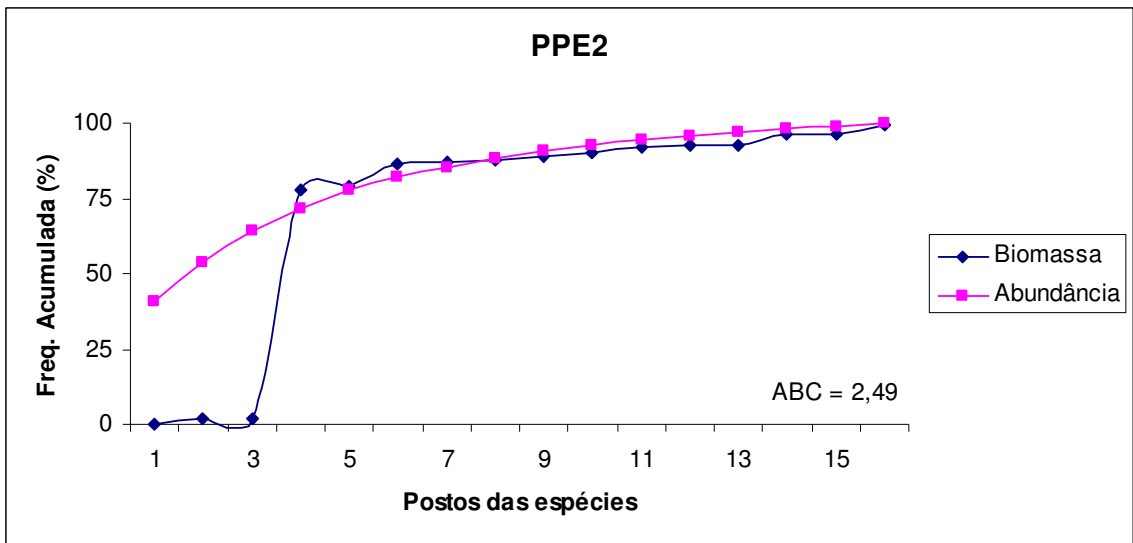


Figura 44. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PPE2 no período da seca.

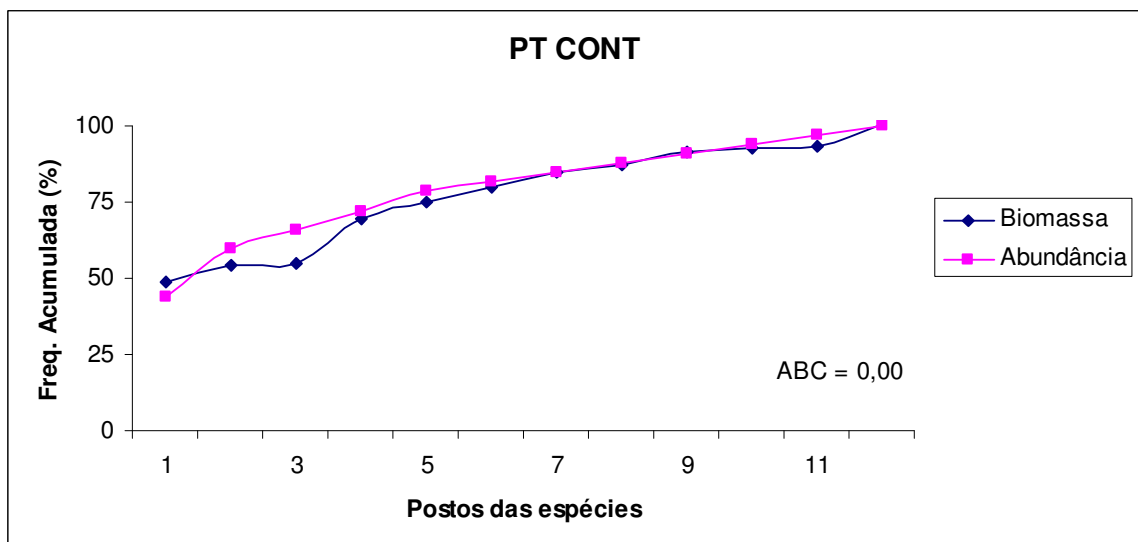


Figura 45. Frequência acumulada de biomassa e abundância de espécies ordenadas conforme a dominância (curva k-dominance) e índice de comparação de abundância/biomassa (ABC) no PCONT no período da seca.

A similaridade qualitativa (Índice de Jacard) das assembléias de peixes entre os pontos de coleta durante o período da cheia apontou uma maior similaridade (0,41) de composição de espécies entre o PJU e o PCONT e uma menor (0,18) entre o PJE2 e PCONT (Tabela 9; Figura 46). Com relação a similaridade quantitativa (Índice de Morisita-Horn), observou-se uma maior (0,68) similaridade entre o PPE2 e o PME2 e uma menor (0,29) similaridade entre o PJE2 e PCONT (Tabela 10; Figura. 47).

Tabela 9. Valores do Índice de Jaccard para os dados de número de espécies em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
PJE1	1	0	0	0	0	0
PJE2	0,24	1	0	0	0	0
PPE2	0,27	0,39	1	0	0	0
PME2	0,25	0,26	0,33	1	0	0
PJU	0,32	0,22	0,27	0,31	1	0
PCONT	0,27	0,18	0,19	0,33	0,41	1

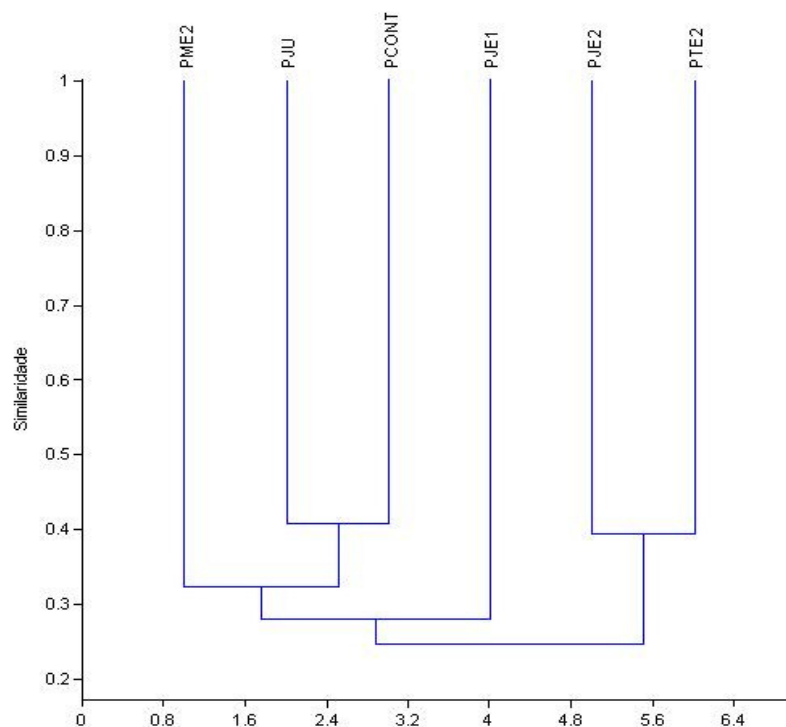


Figura 46. Dendrograma de similaridade (Índice de Jaccard) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

Tabela 10. Valores do Índice de Morisita-Horn para os dados de abundância em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
PJE1	1	0	0	0	0	0
PJE2	0,58	1	0	0	0	0
PPE2	0,55	0,58	1	0	0	0
PME2	0,59	0,48	0,68	1	0	0
PJU	0,39	0,31	0,33	0,48	1	0
PCONT	0,43	0,29	0,35	0,49	0,66	1

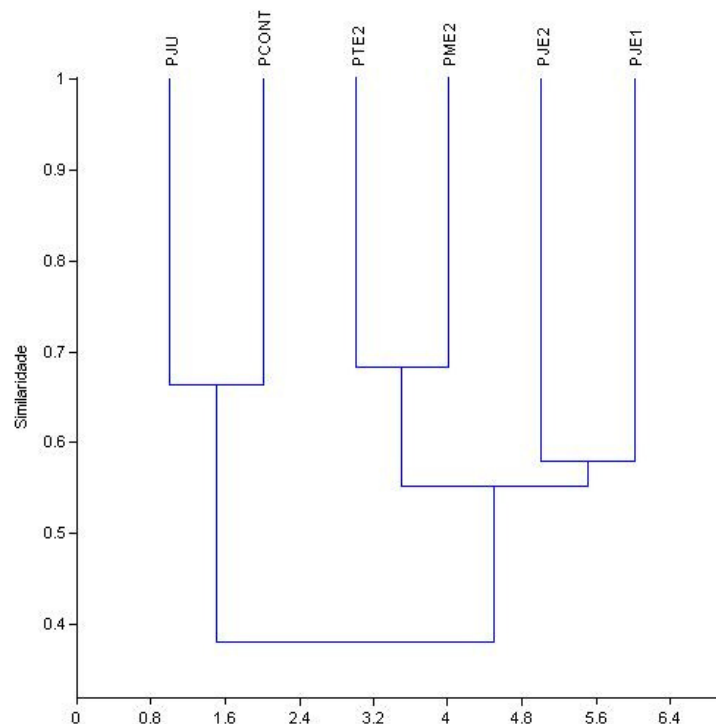


Figura 47. Dendrograma de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia.

Para o período da seca, foi observado uma maior (0,54) similaridade (índice de Jaccard) entre o PJE2 e o PPE2 e uma menor (0,11) entre o PCONT e os pontos PJE2 e PPE2 (Tabela 11; Figura 48). Para a similaridade quantitativa (Índice de Morisita-Horn), observou-se maior (0,77) similaridade entre o PPE2 e o PJE2 e uma menor (0,19) entre o PPE2 e PCONT (Tabela 12; Figura 49).

Tabela 11. Valores do Índice de Jacard para os dados de número de espécies em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
PJE1	1	0	0	0	0	0
PJE2	0,25	1	0	0	0	0
PPE2	0,30	0,54	1	0	0	0
PME2	0,18	0,18	0,22	1	0	0
PJU	0,16	0,23	0,16	0,43	1	0
PCONT	0,15	0,11	0,11	0,30	0,18	1

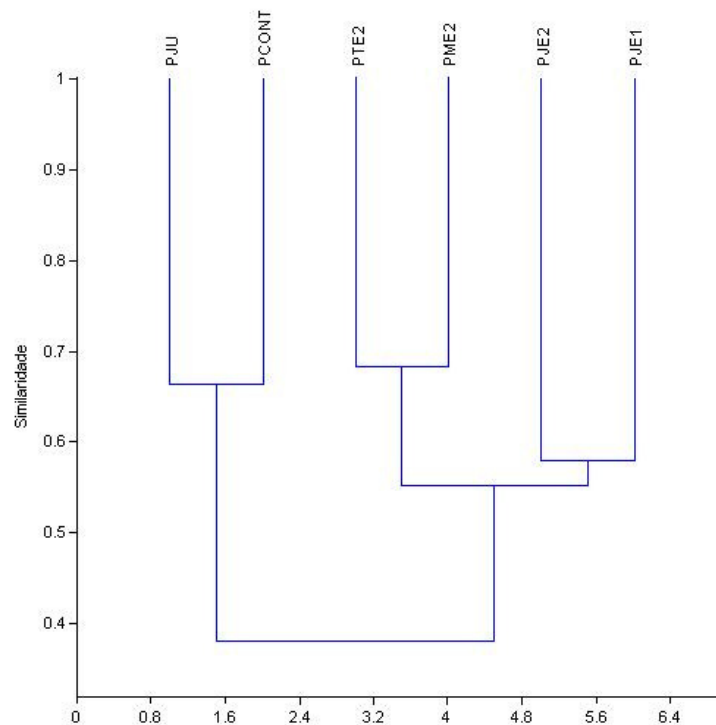


Figura 48. Dendrograma de similaridade (Índice de Jacard) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

Tabela 12. Valores do Índice de Morisita-Horn para os dados de abundância em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
PJE1	1	0	0	0	0	0
PJE2	0,35	1	0	0	0	0
PPE2	0,31	0,77	1	0	0	0
PME2	0,30	0,37	0,33	1	0	0
PJU	0,42	0,30	0,22	0,53	1	0
PCONT	0,21	0,20	0,19	0,60	0,32	1

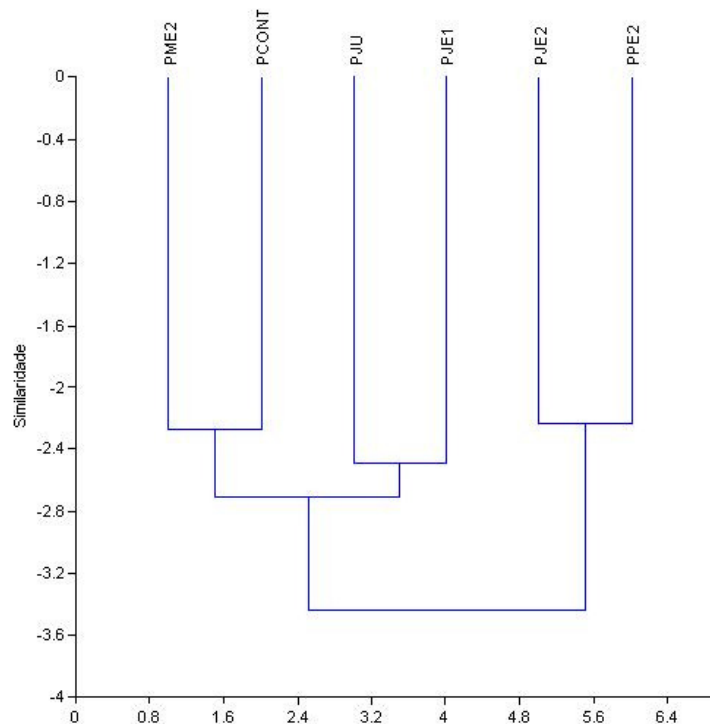


Figura 49. Dendrograma de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca.

A análise de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre os pontos de coleta em ambos os períodos (pontoC=cheia; pontoS=seca), apontou uma alta (1) similaridade entre o PPE2C, PJE2C e o PME2C, sendo observada uma menor (0,11) similaridade entre o PPE2S e PJE2C (Tabela 13; Figura 50).

Tabela 13. Valores do Índice de Morisita-Horn para os dados de abundância em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca e da cheia .

	PJE1C	PJE2C	PPE2C	PME2C	PJUC	PCONTC	PJE1S	PJE2S	PPE2S	PME2S	PJUS	PCONTS
PJE1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PJE2C	0,69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PPE2C	0,64	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PME2C	0,66	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PJUC	0,46	0,35	0,37	0,49	0	0	0	0	0	0	0	0
PCONTC	0,46	0,32	0,37	0,54	0,72	0	0	0	0	0	0	0
PJE1S	0,37	0,13	0,30	0,29	0,30	0,33	0	0	0	0	0	0
PJE2S	0,29	0,22	0,23	0,26	0,26	0,27	0,37	0	0	0	0	0
PPE2S	0,20	0,11	0,19	0,19	0,15	0,13	0,33	0,78	0	0	0	0
PME2S	0,40	0,44	0,42	0,45	0,48	0,44	0,32	0,39	0,35	0	0	0
PJUS	0,37	0,23	0,17	0,32	0,40	0,43	0,49	0,34	0,25	0,52	0	0
PCONTS	0,33	0,28	0,33	0,34	0,46	0,56	0,23	0,22	0,20	0,63	0,34	0

C = Período da cheia; S = período da seca.

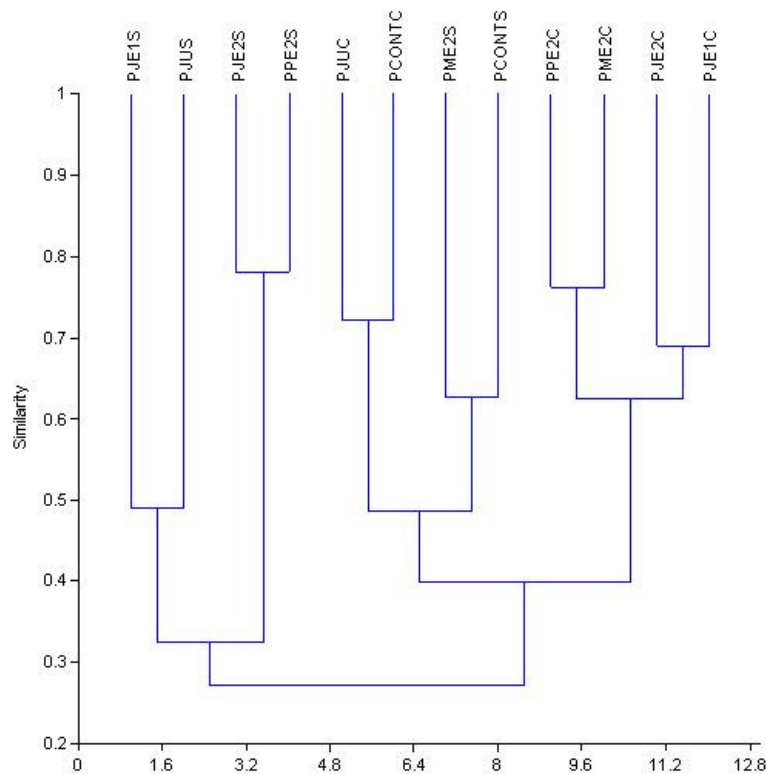


Figura 50. Dendrograma de similaridade (Índice de Morisita-Horn) entre as assembléias de peixes em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da seca e da cheia.

Com a finalidade de avaliar a existência ou ausência de diferenças entre os pontos de coleta em ambos os períodos foi realizada uma análise de Função Discriminante (DFA). A DFA apontou a ocorrência de diferenças (Lambda Wilk's =

0,01; $F = 1329$; $p = 0,0001$) entre os pontos, essa diferença pôde ser visualizada através da formação de grupos, sendo um grupo predominantemente formado pelo PCONT e PJU no período da cheia e da seca e outro formado pelos demais pontos de coleta (Figura 51), a formação de grupos foi decorrente da separação dos pontos mediada pelos respectivos valores das variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica (μscm^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), largura do rio (m), profundidade (m), concentração de hidrocarbonetos alifáticos na coluna d'água ($\mu\text{g L}^{-1}$) e velocidade da correnteza (m/s)).

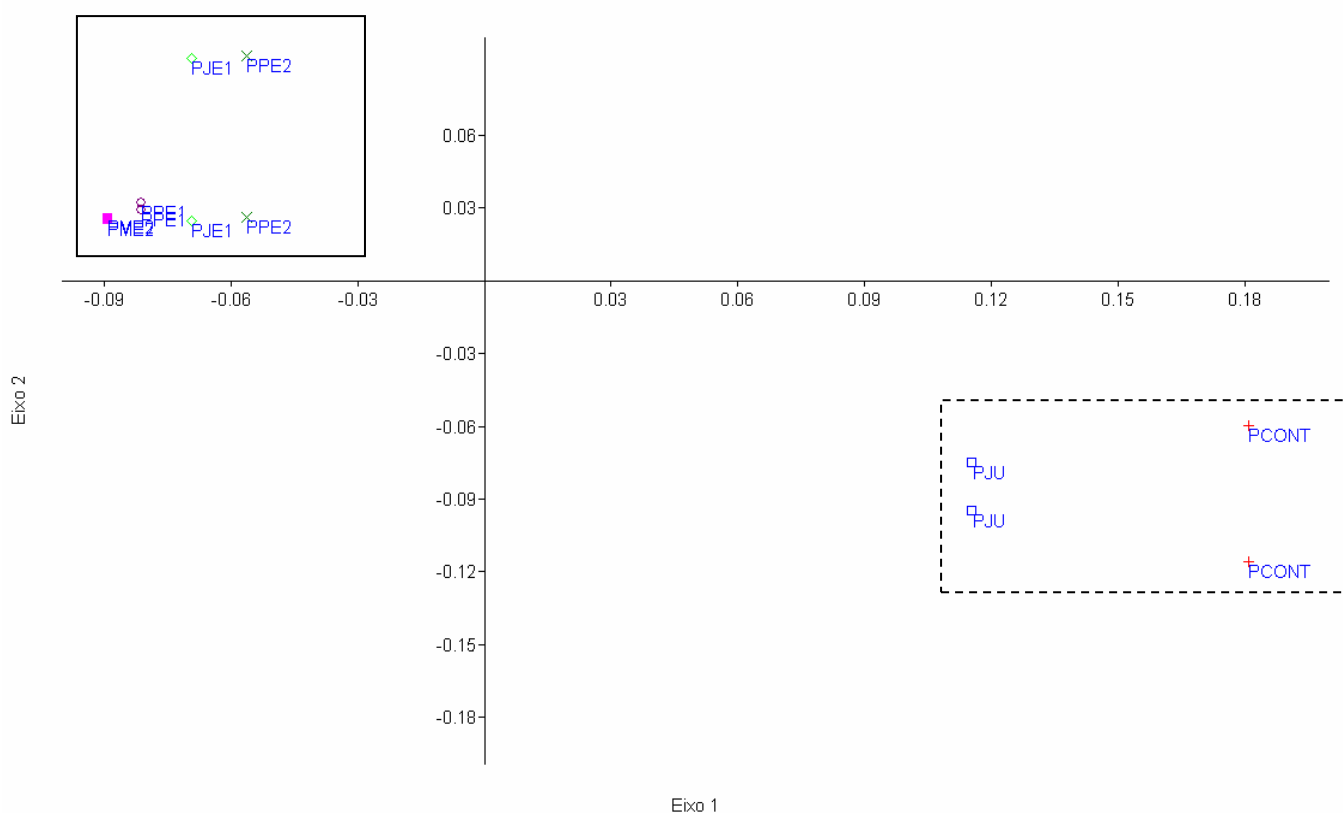


Figura 51. Gráfico da Análise de Função Discriminante (DFA) dos pontos de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

A largura do rio (m) foi a variável ambiental que se apresentou significativa (Lambda Wilk's = 0,14; $F = 7,03$; $p = 0,01$) para a formação dos grupos. As demais variáveis ambientais não apresentaram valores significantes (Tabela 14).

Tabela 14. Dados da análise de Função discriminante para as variáveis ambientais em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Variáveis Ambientais	Lambda Wilk's	F	P
Temperatura (°C)	0,72	0,44	0,80
Condutividade elétrica (μscm^{-1})	0,99	0,00	1,00
pH	0,83	0,23	0,93
Velocidade (m/s)	0,52	1,06	0,46
Largura (m)	0,14	7,03	0,01
Profundidade (M)	0,82	0,25	0,92
Conc. Hidroc. Alifáticos (H.A μgL^{-1})	0,73	0,43	0,81

A DFA também indicou diferenças (Lambda Wilk's = 0,00; F = 907,96; p = 0,00) entre os pontos de coleta para os períodos do ciclo hidrológico (seca e cheia). A variável ambiental condutividade elétrica (μscm^{-1}) apresentou significância (Lambda Wilk's = 0,03; F = 221,33; p = 0,00) para a formação de grupos. As demais variáveis ambientais não apresentaram valores de "p" significantes (Tabela 15).

Tabela 15. Dados da análise de Função discriminante para as variáveis ambientais em cada período de coleta.

Variáveis Ambientais	Lambda Wilk's	F	P
Temperatura (°C)	0,00	0,01	0,90
Condutividade elétrica (μscm^{-1})	0,00	221,33	0,00
pH	0,00	0,45	0,53
Velocidade (m/s)	0,00	3,49	0,13
Largura (m)	0,00	0,50	0,51
Profundidade (M)	0,00	1,17	0,34
Conc. Hidroc. Alifáticos (H.A μgL^{-1})	0,00	0,44	0,52

Com o objetivo de analisar a influência das variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica (μscm^{-1}), temperatura (°C), largura do rio (m), profundidade (m), concentração de hidrocarbonetos alifáticos na coluna d'água ($\mu\text{g L}^{-1}$) e velocidade da correnteza (m/s)) sobre a estrutura da comunidade de peixes encontradas no rio urucu, primeiramente foi realizada uma análise Métrica de Escalas Multidimensionais (MDS) com os dados de abundância de espécies que possuíam mais de 1% de representatividade em cada ponto de coleta e em ambos os períodos.

As variáveis ambientais transparência e oxigênio dissolvido foram retiradas das análises, pelo fato destas apresentarem colinearidade com outras variáveis.

A partir desta análise foram obtidos o primeiro eixo, que explicou 32% da variância e o segundo eixo, que explicou 15% da variância do modelo.

A regressão múltipla entre o CPI e todas as variáveis ambientais indicou a ocorrência de variáveis ambientais correlacionadas significativamente com o CPI ($R^2 = 0,94$; $R = 0,97$; $p = 0,01$). A temperatura ($b = 0,77$; $p = 0,01$), largura ($b = 1,89$; $p = 0,00$), profundidade ($b = -2,8$; $p = 0,02$) e a concentração de hidrocarbonetos alifáticos em água ($b = 0,80$; $p = 0,02$) foram as variáveis ambientais com correlação significativa sobre o CPI (Tabela 16).

Não foi encontrada influência de variáveis ambientais sobre o CPII.

Tabela 16. Resultados da regressão múltipla realizada entre o Primeiro Componente Principal (CPI) e as Variáveis ambientais coletadas no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Componente Principal	Variáveis Ambientais	Beta	P
CPI	Temperatura (°C)	0,77	0,01
CPI	Condutividade elétrica (μscm^{-1})	-1,94	0,05
CPI	pH	0,63	0,22
CPI	Velocidade (m/s)	0,21	0,43
CPI	Largura (m)	1,89	0,00
CPI	Profundidade (M)	-2,80	0,01
CPI	Conc. Hidroc. Alifáticos ($\text{H.A}\mu\text{gL}^{-1}$)	0,80	0,01

5. Discussão

5.1. Variáveis Abióticas

Segundo o artigo 15 da Resolução do CONAMA nº357 de 17/03/2005, que estabelece as condições e padrões de qualidade de água de classe 2, são descritos:

- 1) nível de oxigênio dissolvido, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L,
- 2) pH da amostra entre 6,0 e 9,0 e
- 3) óleos e graxas devem se encontrar “virtualmente ausentes”.

Para as condições e padrões de lançamento de efluentes (Art. 24, §4, Resolução do CONAMA nº357 de 17/03/2005) são descritas:

- 1) óleos minerais: até 20mg/L,
- 2) óleos vegetais e gorduras animais: até 50mg/L.

Os resultados encontrados na presente pesquisa não estiveram em conformidade com os padrões mencionados para alguns pontos de coleta em determinados períodos do ciclo hidrológico. Durante o período da cheia, os pontos PPE2, PJE2 e PPE1 demonstraram valores de oxigênio dissolvido inferiores a 5 mg/L e todos os pontos de coleta, exceto o PPE2, apresentaram valores de pH inferiores a 6,0.

Sendo importante destacar, que este padrão nas variáveis ambientais citadas é típico de águas de rios amazônicos, sendo controversamente as águas desta região consideradas como “poluídas” segundo os valores limites apresentados pela legislação ambiental vigente.

Com relação às condições e padrões relacionados a óleos e graxas, todos os pontos de coleta apresentaram valores inferiores aos descritos como padrão, demonstrando que todo este trecho do rio encontra-se dentro dos valores estabelecidos pela resolução ambiental para óleos e graxas, contudo como o valor limite é classificado como “virtualmente ausente” (ausência total de óleos e graxas), o laudo técnico emitido pela empresa responsável (Chemycá Consultoria Química LTDA) por este tipo de análise, aponta que a vista dos resultados obtidos nas análises efetuadas e considerando a amostra representativa, o parâmetro analisado encontra-se **fora** (grifo meu) dos padrões normais.

Sendo assim, os valores referentes a análise de óleos e graxas se encontram em uma situação paradoxal com relação aos valores limites descritos pela resolução ambiental vigente, estando ora dentro dos limites estabelecidos ora fora destes.

Os hidrocarbonetos saturados apresentam compostos de cadeia aberta, chamados alifáticos, e compostos de cadeias fechadas, como tri, tetra e pentaciclos terpenos. Esses compostos, quando de origem natural (biogênica), são produzidos por microorganismos em ambiente marinho e terrestre e a partir de plantas vasculares, fitoplâncton e algas. Alcanos de origem terrestre apresentam cadeia carbônica longa de maior peso molecular, com predominância de número ímpar de carbono, destacando-se os n-alcanos n-C₂₇, n-C₂₉ e n-C₃₁. Geralmente a predominância do isoprenóide pristano em relação ao fitano sugere a existência de hidrocarbonetos alifáticos de origem fitoplanctônica (Simoneit *et al.*, 1991). Os hidrocarbonetos saturados proveniente de algas também contribuem com predominância de número ímpar de carbono com a ocorrência de n-C₁₇, n-C₁₉, n-C₂₁ (Bieger *et al.*, 1997).

Os resultados encontrados no atual trabalho apontam baixos valores de hidrocarbonetos alifáticos nos pontos de coleta em ambos os períodos do ciclo hidrológico e confirmam a presença de hidrocarbonetos saturados oriundo de material vegetal, com predomínio de n-C₂₉ (seca) e n-C₃₁ (cheia), não sendo encontradas quantidades significativas de n-alcanos indicadores de contaminação petrogênica (n-alcanos de baixo peso molecular).

Pesquisas realizadas por Simoneit (1990) e Abas (1995), avaliaram a composição orgânica do material particulado na atmosfera amazônica, estes registraram maior concentração de marcadores característicos de plantas vasculares, emanados durante a combustão de biomassa na floresta. Estes são os n-alcanos ímpares de n-C₁₉ a n-C₃₅, com predominância de n-C₂₉.

Elias *et al.*, (1999) realizaram a caracterização de várias classes de compostos de peso molecular alto em amostras obtidas de fumaça de combustão de plantas da Amazônia, como exemplo, a andiroba (*Carapa guianensis*), castanheira (*Bertholletia excelsia*), o cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*), o mapurá (*Simaruba amara*) e a seringueira (*Hevea brasiliensis*). As séries de compostos identificadas na fuligem da queima destas plantas foram os hidrocarbonetos alifáticos com predominância de número de carbonos ímpar e tendo como hidrocarboneto de maior concentração o n-C₃₁.

Os autores indicaram estes compostos como aporte de produtos naturais emitidos diretamente de material vegetal durante a combustão. Outros autores também estudaram a composição de ésteres em plantas da Amazônia, onde

encontraram a série homologa de n-C₁₄ a n-C₃₄ (Pereira *et al.*, 2002, Siqueira *et al.*, 2003).

Vasconcellos *et al.*, (1998) encontraram a predominância de n-alcenos, n-C₂₃ a n-C₃₃, em amostras obtidas pela queima de biomassa vegetal em Alta Floresta, Norte do Estado de Mato Grosso.

Estudos de hidrocarbonetos em água e sedimento na foz do rio Amazonas mostraram predominância de n-alcenos de origem de plantas terrestres, representando a carga continental de biomassa sendo lançada no oceano Atlântico (Elias *et al.*, 1999).

A presença de material petrogênico em água e sedimento é revelada pela predominância de alcanos com até quarenta carbonos na cadeia. Destes, compostos menores que n-C₁₄ geralmente são perdidos por evaporação, sendo o restante composto pelas seguintes características:

- 1) Maior abundância de compostos de menor peso molecular, mas sem predomínio entre compostos de número ímpar e par de carbono,
- 2) Marcante presença de mistura complexa não resolvida (MCNR) que é constituída por centenas de hidrocarbonetos saturados, que contém ramificações e ciclos, presentes em petróleo, e que apresenta relativa resistência a biodegradação, gerando uma MCNR monomodal (apenas uma elevação na linha de base de n-C₁₈ a n-C₃₅, produzida pela presença de degradação de óleo por microorganismos) ou MCNR bimodal (contendo uma segunda elevação na linha de base de n-C₁₆ a n-C₂₂, é atribuída á degradação da matéria orgânica por atividade bacteriana) e
- 3) a presença dos isoprenóides, com predominância do fitano em relação pristano (Blumer & Sass, 1972; Wang *et al.*, 1999, Aboul-Kassim & Simoneit, 2001 apud Oliveira, 2007).

Os isoprenóides pristano e fitano são originados da decomposição de clorofila e podem representar aporte de algas, diatomáceas e fitoplâncton, contudo estes compostos são também indicativos de contaminação petrogênica, pois estão presentes no petróleo. A razão de pristano sobre o fitano (Pri/Fit) favorece a avaliação da origem de hidrocarbonetos, pois o pristano é mais associado à produção fitoplanctônica, enquanto que o fitano é mais associado à presença de material petrogênico (Wang *et al.*, 1999).

Como já citado para os hidrocarbonetos saturados, as amostras de água coletadas em cada ponto amostral apontaram um perfil cromatográfico característico

de presença de material originado de plantas vasculares terrestres (Anexo II) com grande predominância de n-alcenos pares de n-C₂₄ a n-C₃₀ e praticamente nenhuma formação de mistura complexa não resolvida (MCNR).

O cromatograma referente ao PPE2 no período da cheia (Anexo II) apontou uma pequena elevação em sua linha de base, contudo esta elevação não está associada a uma possível contaminação por petróleo ou seus derivados (MCNR), as possíveis explicações que atestam a não contaminação são:

1) Influência de material biogênico proveniente de algas que se mostra presente com sua distribuição característica de n-alcenos de baixo peso molecular, com predominância de ímpares e geralmente com destaque para n-C₁₇, n-C₁₉ e n-C₂₁. Este material proveniente de algas com n-alcenos C₁₇ e C₁₈ são degradados por bactérias, sofrem transformação e geram elevação na linha de base,

2) Ausência de concentração de fitano superior a concentração de pristano. Durante o período da cheia os níveis de pristano e fitano foram menores que 0,05 µg L⁻¹ e no período da seca a concentração de pristano foi superior a de fitano, apontando forte associação de n-alcenos oriundos de fitoplâncton.

5.1.1. Variação temporal

Em nossas pesquisas os pontos de coleta em cada período do ciclo hidrológico foram separados em dois grupos. Sendo um grupo relacionado a seca e outro grupo relacionado a cheia, inferindo assim que os pontos de coleta apresentavam variáveis ambientais com valores distintos em cada período do ciclo hidrológico. A variável ambiental que contribuiu para esta separação foi a condutividade elétrica.

Segundo Esteves (1998) em regiões tropicais os valores de condutividade elétrica nos ambientes aquáticos estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas (estação seca e de chuva), do que com o estado trófico.

Durante o período da cheia foram observados menores níveis de condutividade, isto associado ao maior volume de água no sistema que promoveu a ocorrência de menores concentrações de íons no meio, sendo esta concentração aumentada durante o período da seca, onde ocorre a regressão do corpo d'água.

5.2. Ictiofauna

5.2.1. Variação temporal da ictiofauna

5.2.1.1. Ordens, famílias e espécies

Segundo Robertson (1972) e Lowe-McConnell (1999) a ictiofauna na Amazônia é caracterizada pela dominância de Characiformes (43%), Siluriformes (36%) e Gymnotiformes (3%) representando aproximadamente 82% dos peixes sendo seguido pelos Perciformes (12%) e outras ordens (6,4%).

Esta dominância de determinadas ordens é bem reportada para rios, lagos, reservatórios e planícies de inundação na América do Sul (Freitas & Garcez, 2004), resultados similares também são descritos por Cox-Fernandes (1988), Chu-koo (2000), Do Vale (2003), Siqueira-Souza & Freitas (2004) e também por Doria *et al.*, 2005 em estudos no rio Madeira. Sendo encontrado resultados semelhantes para rios (Ferreira, 1993; Ferreira *et al.*, 1988; Santos, 1991) e lagos de várzea da Amazônia Central (Junk *et al.*, 1983; Souza-Pereira, 2000; Saint-Paul *et al.* 2000).

Veríssimo (1994) em pesquisas em lagos associados ao rio Paraná e Suárez (1998) em trabalhos nas lagoas do Pantanal também encontraram os Characiformes como ordem dominante e atribuíram este resultado à maior capacidade destes peixes de obter oxigênio de camadas superiores da coluna d'água.

Na cheia os Characiformes (54%) continuaram sendo a ordem mais representativa, seguido pelos Siluriformes (31%), Clupeiformes (12%) e Perciformes (3%), corroborando assim com os resultados descritos pelos autores anteriormente citados. No período da seca novamente os Characiformes foram o grupo dominante (69%), contudo a ordem Osteoglossiformes (13%) assumiu a segunda posição, sendo acompanhado pelos Siluriformes (9%), Perciformes (9%), Clupeiformes (1%) e Pleuronectiformes (menos de 1%).

O fato de os Osteoglossiformes apresentarem-se mais representativos do que os Siluriformes durante o período da seca, pode estar associados ao fato de que durante este período o corpo hídrico em questão apresentou uma maior quantidade de áreas com “remanso” que se assemelhavam a ambientes de característica lântica, favorecendo assim a ocorrência de espécies sedentárias e piscívoras (Batista *et al.*, 1998), além do fato de que durante o período de águas altas as

espécies pertencentes a esta ordem se encontravam no interior de florestas alagadas (Ribeiro, 1983).

Um fator que também deve ser analisado é a seletividade do aparelho de pesca utilizado, em nossas pesquisas somente foram utilizadas malhadeiras, que sob o ponto de vista da seletividade capturam indivíduos conforme o tamanho das malhas (Claro-Jr, 2003) principalmente as espécies pelágicas e bento-pelágicas. Muitos estudos que utilizaram este aparato de pesca tiveram os Characiformes como um importante grupo amostrado (Ferreira *et al.*, 1998; Luiz *et al.*, 1998; Tejerina-Garro *et al.*, 1998).

A grande representatividade da família Characidae é evidenciada em sua maior parte pela alta abundância das espécies pertencentes a sub-família Serrasalminae, sendo assim serão considerados os dados destas sub-família para fins de discussão referente período da seca.

A abundância das espécies *S. rhombeus* e *O. bicirrhosum*, é bastante evidenciada em pesquisas realizadas por Saint-Paul *et al.*, 2000 ao compararem a estrutura de assembléias de peixes de água branca e preta em rios da Amazônia, indicando uma alta abundância da espécie *S. rhombeus* no ambiente de água preta durante o período da seca e apontando a espécie *O. bicirrhosum* como uma das três espécies mais comuns em meio a uma lista de vinte espécies mais abundantes.

Correa (2008) ao relacionar a estrutura da assembléia de peixes com os períodos do ciclo hidrológico em um lago situado no baixo rio Apaporis, na Amazônia colombiana, também aponta uma alta abundância de *S. rhombeus* e *O. bicirrhosum* durante o período de águas baixas.

Levantamentos ictiofaunísticos realizados no rio Madeira indicaram a família Characidae como mais abundante, tendo a espécie *S. rhombeus* como umas das espécies dominantes (Doria *et al.*, 2005). *Serrasalmus* sp, foi um dos predadores mais abundantes em pesquisas realizadas por Sousa & Freitas (2008) em canais do rio Solimões no período da seca.

Pesquisas realizadas por Claro-Jr (2003), encontrou *P. nattereri*, sub-família Serrasalminae, como a espécie mais abundante dentre todos os piscívoros coletados em ambientes de várzea no período da seca.

Somente espécies com adaptações especiais para respiração área ou espécies com “resistência ecológica” como a espécies *Pygocentrus nattereri* (sub-familia Serrasalmidae), podem sobreviver a condições ambientais desfavoráveis

relacionadas a espaço limitado e baixos níveis de oxigênio, como as que ocorrem no período da seca (Saint-Paul *et al.*, 2000).

A ocorrência destas espécies sugere que estes ambientes apresentam ampla disponibilidade de recurso alimentar, principalmente no período de águas baixas (Siqueira-Souza & Freitas, 2004). A abundância destas espécies está relacionada com ambientes lênticos que apresentam um número alto de espécies forrageiras bem como o acúmulo de detritos orgânicos, recursos estes que servem de alimento para as espécies que apresentam hábito alimentar piscívoro e detritívoro (Júlio Jr *et al.*, 2003).

Um fator muito importante para a estruturação das comunidades de peixes nos trópicos está relacionada a mobilidade das espécies, uma vez que várias espécies realizam movimentos laterais dos rios para dentro e para fora de lagos, florestas inundadas e para tributários de acordo com a mudança no nível da água e variáveis físicas e químicas (Goulding, 1980). Assim, a modificação dos habitats é decorrente do processo de pulso de inundação que é o fator mais importante na modificação de estratégias do ciclo de vida (alimentação, movimentos, crescimento e época de reprodução) das comunidades de peixes tropicais (Lowe-McConnell, 1999). Mudanças sazonais na composição da ictiofauna também foram observadas nas planícies inundáveis do Rio Rupunini nas Guianas (Lowe-McConnell, 1975), Rios Machado e Madeira (Goulding, 1980), Lagos do Inácio (Saint-Paul *et al.*, 2000), lago do Rei (Meróna & Bittencourt, 1993), lago Catalão (Vale, 2003) e lagos Samaúma, Sacambu e Maracá na Amazônia Central (Siqueira-Souza, 2002).

Para *O. bicirrhosum*, uns dos fatores que evidência a grande abundância desta espécie no período da seca, são características de sua própria biologia como a desova em ambientes de característica lêntica (lagos) (Batista *et al.*, 1998) e o fato de que no período da cheia esta espécie é encontrada no interior de florestas alagadas (Ribeiro, 1983).

Estudos realizados por Silva (2008) classificaram a espécie *B. alburnoides* como insetívora. Esta espécie foi uma das mais abundantes encontradas na área inundada pela represa da hidrelétrica de Balbina (E.J.G. dados não publicados).

Em ambientes represados, as mudanças sazonais referentes ao nível da água são pouco evidentes, fazendo com que o local permaneça sempre inundado, favorecendo a existência de espécies mais especialistas que são beneficiadas por recursos disponíveis durante todo o ano (Lowe-McConnell, 1999), além disto, esta

modificação do habitat promove alteração na estrutura da comunidade, substituindo espécies migradoras por espécies sedentárias (Welcomme, 1979).

De acordo com Winemiller (1990) e Zalava-Camim (1996), insetos estão mais disponíveis no período da cheia, devido a inundação da vegetação marginal, ação de ventos e chuvas. Os insetos são recursos importantes em rios tropicais (Lowe-McConnell, 1999) especialmente em rios de com baixa produtividade (Lowe-McConnell, 1999; Golding *et al.*, 1980).

Silva (2008) encontrou em seus resultados uma relação direta ente a precipitação e presença de insetos terrestres na dieta de *B. alburnoides*. Este relacionamento é provavelmente devido ao aumento da intensidade de ventos nos períodos chuvosos, favorecendo a entrada de insetos no sistema aquático.

B. alburnoides parece ter aproveitado este recurso abundante indicando assim a grande abundância desta espécie neste período. A ação de ventos e chuvas relacionado a ecologia trófica e relatado por Mason e MacDonald, 1983 apud Silva, 2008 para córregos na Inglaterra.

Pesquisas realizadas por Correa, 2005, comparando dois habitats inundados no rio Pacaya, localizado na Reserva Nacional Pacaya Samira no Peru, apontam a espécie *Dianema longibarbis* como a mais abundante em ambos os habitats, sendo esta capturada principalmente no período noturno.

Estes dados são similares aos resultados apresentados em nossas pesquisas, onde a espécie do mesmo gênero, *Dianema urostriatum*, foi a mais abundante no período da cheia e encontrada principalmente na despesca realizada às 19:00.

Observações sobre comunidades de peixes realizadas na área de Rupununi, localizado na Guiana, sugere que as comunidades podem ser marcadas por mudanças em suas atividades conforme as condições de presença e ausência de luminosidade onde são observados peixes com atividade diurna (maioria dos ciclídios e characiformes) e peixes de atividade noturna (siluriformes e gimnotiformes) (Lowe-McConnell, 1999).

Os fatores que indicam uma espécie ser dominante sobre as outras em um habitat são relacionados a disponibilidade de recursos alimentares, estrutura do habitat e processos ecológicos tais como predação e competição. Além disso, a dominância das espécies podem sofrer modificações espaciais e temporais, que são dependentes de taxas de migração e colonização (Winemiller, 1989)

A família Callichthyidae é classificada com k-estrategista (Pianka, 1970), indicando alto investimento parental em sua prole, mostrando que as espécies pertencentes a esta família possuem populações sedentárias e relativamente estáveis (Winemiller, 1989). A partir destas informações, especula-se que *D. urostriatum* pode ser uma espécie residente da planície de inundação do rio em estudo, colonizando a floresta inundada adjacente durante o período de ascensão das águas, sendo assim mais capturada neste período.

Outra característica importante, que é compartilhada com a espécie *B. alburnoides*, é o fato de que esta espécie também é classificada como insetívora (Correa, 2005) indicando que sua alta abundância em nossas coletas pode estar relacionada a grande disponibilidade deste recurso (insetos) no período da cheia (Junk, 1997).

5.2.1.2. Abundância e Captura por Unidade de Esforço (CPUE)

A estabilidade das assembléias é dependente de escalas espaciais e temporais. É bem conhecido que a assembléia de peixes de um determinado local modifica-se sazonalmente ou mensalmente, ou em pequenos períodos de tempo em associação a eventos de inundação ou seca (Matthews, 1998).

Harrell (1978) e Matthews (1998) quantificaram rápidas mudanças na assembléia de peixes e a associação destas com o habitat em um evento de forte flutuação no nível de rios no sudoeste dos Estados Unidos, em resposta aos episódios de inundação e seca, respectivamente. Em rios norte americanos movimentos sazonais locais ou migrações de determinadas espécies são bem conhecidos (Hall, 1972) e a assembléia de peixes em determinados locais é alterada mês a mês (Gelwick, 1990 apud Matthews, 1998) ou sazonalmente (Matthews, 1998).

Taylor *et al.*, (1996), apresentaram para dez locais no alto rio Red, em Oklahoma - EUA, que a mudança mensal e sazonal na assembléia de peixes poderia ser dependente do tamanho do rio e Gard & Flitner (1974) para amostras de dez locais coletados por dez anos, reportaram que determinadas espécies variaram bastante com relação a abundância entre os anos, aparentemente em resposta a processos de inundação e seca.

Estudos realizados em um rio em Martis Creek, Califórnia – EUA, durante cinco anos apresentaram que a maior inundação ocorrente neste local foi o principal fator na alteração na densidade relativa das espécies (Strange *et al.*, 1992). Grossman (1982) a partir de resultados obtidos e de revisões bibliográficas argumenta que a assembléia de peixes de rios de tamanho moderado da América do norte são instáveis e provavelmente são dominadas por processos estocásticos como eventos de cheias e secas.

A abundância ou densidade relativa das espécies é um dos parâmetros mais importantes nos estudos de comunidades, uma vez que procura medir a quantidade de peixes existentes. Contudo, são uns dos parâmetros mais difíceis de serem determinados na região neotropical, principalmente em virtude da grande diversidade de formas e hábitos apresentados pelos peixes. Estudos realizados em vários rios amazônicos utilizando malhadeiras como aparelho de pesca para medir a abundância de peixes, indicaram valores de CPUE entre 0,07 e 0,62 indivíduos/m²/24horas (Lowe-McConnell, 1999).

De modo geral, os valores de abundância e CPUE são mais baixos na época da cheia, sendo isto ocasionado pela dispersão dos peixes dentro do ambiente, de modo que a captura é mais difícil; na seca, ao contrário, os peixes estão mais concentrados em decorrência da diminuição em área do corpo d'água, sendo a captura mais fácil (Lowe-McConnell, 1999); dados de ecologia pesqueira de Mérona & Gascuel (1993), para o rio Amazonas apontaram que a abundância da comunidade de peixe explorada é fortemente determinada pelo ciclo hidrológico durante os anos.

Doria *et al.*, (2005), descrevem que apesar dos valores de CPUE, baseada na abundância, para o alto rio Madeira terem sido baixos (média de 0,20 indivíduos/m²/24 horas), foram observadas variações nas capturas para os diferentes períodos hidrológicos, com maiores valores para a vazante-seca e menores valores para enchente-cheia.

Os resultados obtidos em nossa pesquisa corroboram com os dados descritos por Lowe-McConnell (1999) e dos demais autores no que diz respeito aos valores de CPUE, onde em nosso trabalho foram obtidos CPUE entre 0,13 e 0,50 indivíduos/m²/12 horas. Contudo os valores de abundância e CPUE em cada período do ciclo hidrológico foram antagônicos às informações citadas, onde os maiores valores foram encontrados no período da cheia e os menores no período da seca. Os motivos que indicaram esta controvérsia em nossos resultados foram:

1) No trecho amostrado, foi observado um gradiente longitudinal na largura do rio de montante para jusante, sendo que os pontos situados na porção superior tiveram sua área bastante reduzida no período de seca, havendo a possibilidade e uma migração montante-jusante por parte destes.

2) Disposição de malhadeiras em local com correnteza elevada, fazendo com que as malhadeiras não permanecessem na posição vertical durante todo o período de coleta. Deve-se ressaltar que os pontos escolhidos para dispor as malhadeiras foram os que possuíam “menor” correnteza, entretanto todo o trecho do rio apresentava correnteza elevada durante o período da seca,

3) Disposição de malhadeiras a frente de “bocas” de igarapés e de igapós no período da seca, não sendo possível situar este aparelho de pesca nos mesmos ambientes no período da cheia.

Segundo Lowe-McConeell (1999) os peixes amazônicos são muito móveis e apresentam movimentos, altamente sincronizados, da vegetação marginal para águas abertas durante o período de águas elevadas em apenas algumas horas do dia, revelando assim que o aparelho de pesca utilizado em nossa pesquisa, por estar localizado as margens dos igapós, promoveu uma maior captura neste período.

5.2.1.3. Biomassa

Para rios tropicais é conhecida a existência de espécies migradoras de longa distância (Sousa & Freitas, 2008). Estes peixes se dispersam no canal principal do rio ou em áreas da planície de inundação, conferindo uma alta biomassa no canal principal durante o período de vazante e seca (Winemiller & Jepsen, 1998).

Em águas interiores africanas, na planície de inundação de Kafue (Zâmbia), constatou-se que em águas abertas durante o período de seca (426 Kg ha^{-1}) a biomassa foi superior ao do período de cheia (337 Kg ha^{-1}), embora estimativas para a vasta área da planície sugerissem que a biomassa de peixes no período da seca fosse 60% menor do no período de cheia (Welcomme, 1979). No médio rio Paraná, comunidades de peixes estudadas em lagos temporários durante o período da seca apontaram uma biomassa média superior a 1200 Kg ha^{-1} (Lowe-McConell, 1999).

A mesma tendência na CPUE baseada na abundância para os períodos do ciclo hidrológico, descrita por Doria *et al.*, 2005, foi encontrada para a CPUE baseada em biomassa, apontando maiores valores na seca e menores na cheia.

Baseado na CPUE calculada a partir de dados de biomassa Saint-Paul *et al.*, (2000), apontam uma biomassa máxima durante o período de seca e mínima no período de cheia. Esta modificação na biomassa não é conseqüente de uma variação anual, mas sim decorrente de mudanças nos habitats devido a flutuações no nível d'água.

Durante o período de cheia grandes áreas são inundadas promovendo a dispersão de peixes para os novos habitats formados, diminuindo assim os valores de biomassa capturada, contudo no período de seca algumas espécies migram das zonas inundadas para os rios, principalmente para fins reprodutivos, aumentando a densidade populacional favorecendo maiores valores de biomassa (Lowe-McConnell, 1999).

Os resultados encontrados em nossas pesquisas confirmam os dados apresentados anteriormente, onde o período de seca apresentou uma biomassa total superior ao período de cheia. As espécies com maior contribuição em biomassa na cheia foram *Pellona castelnaeana*, *Serrasalmus rhombeus*, *Pellona flavipinis* e na seca a espécie *Osteoglossum bicirrhosum*.

Resultados obtidos por Saint-Paul *et al.*, 2000, também apontam as espécies *Pellona flavipinis* e *S. rhombeus* como as espécies que mais contribuíram em biomassa no período da cheia, sendo a espécie *P. castelnaeana* a quarta espécie mais representativa em coletas realizadas no rio Madeira (Doria *et al.*, 2005) para o mesmo período.

Estas espécies são classificadas segundo sua categoria trófica como piscívoros (Lowe-McConnell, 1999), considerados como predadores (Saint-Paul *et al.*, 2000) de topo dentro da cadeia trófica de rio. Contudo, estas espécies podem utilizar outros recursos alimentares durante o ano, uma vez que a oferta de um determinado item alimentar flutua anualmente de acordo com o nível da água (Ferreira, 1992).

A representação gráfica do peso total dos indivíduos nos sucessivos níveis tróficos, geralmente produz uma pirâmide de declive gradual, apresentando base larga (produtor) e ápice estreito (consumidor secundário), caso o tamanho dos organismos não possuam diferenças significativas.

Contudo, se organismos dos níveis inferiores (produtor) são em média bastante pequenos, apresentando-se diminutos em relação aos dos níveis superiores (consumidores), a pirâmide de biomassa pode ser invertida. Por exemplo, onde o tamanho dos produtores (i.e fitoplâncton) é muito pequeno e o dos consumidores muito grande (i.e espécies piscívoras), o peso total dos últimos pode ser maior em qualquer momento (Odum, 2004).

5.2.1.4. Riqueza, Diversidade, Uniformidade e Dominância

É comum o uso dos termos riqueza e diversidade de espécies para significar a mesma coisa, embora estes conceitos estejam diretamente relacionados eles possuem significados diferentes (Lowe-McConnell, 1999). As importâncias relativas das espécies variam no espaço, porém também se modificam no tempo, em ambos os casos uma espécie ocorrerá apenas onde e quando: 1) elas forem capazes de alcançar uma localidade; 2) existir condições e recursos apropriados e 3) não forem impedidas por competidores, predadores e parasitos (Begon, 2007).

Os resultados encontrados em nossas pesquisas indicaram maiores valores de riqueza e diversidade no período da cheia e menores na seca. Neste caso, podemos sugerir que os valores do índice de diversidade obtidos para a ictiofauna do rio Urucu podem ser considerados altos, levando em consideração que valores superiores a 3,0 são indicativos de alta diversidade (Goulding *et al.*, 1980).

Silva *et al.*, (2007), em estudos no baixo rio das Mortes, Estado do Mato Grosso, encontraram valores contrários ao de nossas pesquisas. Maiores valores de riqueza na seca e maiores valores de diversidade na cheia foram obtidos por Machado-Silva *et al.*, (2007) no rio Juruti, no Estado do Pará e por Silva (2008) em estudo no rio Guaraguaçu, sub-bacia da planície Paranaense. Entretanto, Ferreira & Casatti (2006) para um tributário da bacia do alto rio Paraná, à noroeste do Estado de São Paulo; Ferreira & Petrere (2007) no rio Corumbataí, Estado de São Paulo; Cunico *et al.*, (2006) em estudos na lagoa Canal do Meio, rio Paraná; Correa (2008) no rio Apaporis, Amazônia colombiana; Saint-Paul *et al.*, (2000) em rios da Amazônia e Kushlan (1976), em um rio no Parque Nacional Everglades, na Flórida – EUA, apresentaram resultados similares ao de nossa pesquisa. Enquanto que Novakowski (2007) encontrou o mesmo número de espécies para ambos os

períodos em uma baía localizada no rio Cuiabá, situado no início do Pantanal Mato-grossense.

Devido a dinâmica e heterogeneidade de habitats, uma planície de inundação possui uma alta produção de peixes, rica diversidade e desempenha um importante papel ecológico beneficiando toda bacia de drenagem (Silva *et al.*, 2007). Peixes em sistemas periodicamente inundados possuem adaptações que permitem utilizar diversos habitats durante todo o ciclo hidrológico, estes habitats são utilizados para fins de reprodução, alimentação (Oliveira & Garavello, 2003) e como abrigo (Welcomme, 1979).

A diminuição do número de espécies do período da enchente para o período da seca é decorrente da redução do espaço (Saint-Paul *et al.*, 2000). Mais espécies ocorrem em áreas maiores do que em áreas menores, enfatizando a relação espécie-área, sendo visto também que durante o período da cheia são formados novos habitats e nichos, que aumentam a heterogeneidade espacial e a quantidade de recursos requeridos pelas espécies favorecendo o aumento da diversidade (Ricklefs, 2001).

Um componente importante na diversidade de espécies é a uniformidade, que demonstra a distribuição das abundâncias pelas espécies (Begon, 2007), sendo este componente fortemente influenciado pela dominância. Em condições naturais de ecossistemas tropicais as espécies são distribuídas equitativamente, onde numerosas espécies são encontradas com pequeno número de indivíduos (Lowe-McConnell, 1999).

Com relação a dominância, são raras as espécies que possuem frequência relativa superior a 30%, sendo as maiores frequências individuais entre 15% e 30%. No caso onde ocorre dominância relativamente alta de uma dada espécie, esta pode ser explicada por presença de cardumes ou áreas fortemente modificadas por atividade humana (Lowe-McConnell, 1999).

Em nossos resultados, pode-se observar que a assembléia se manteve mais uniforme durante o período da seca apresentando baixos valores de dominância, sendo visto que estes índices se comportaram de forma inversa durante o período da cheia.

A baixa uniformidade na cheia pode ser apontada pela maior abundância apresentada pela espécie *Dianema urostriatum*, que possui forte ligação com o período de águas altas. Não corroborando com nossos resultados Silva *et al.* (2007)

e Cunico *et al.* (2006) encontraram menores valores de uniformidade no período da seca, sendo a espécie *Pygocentrus nattereri* e *Hoplias malabaricus*, respectivamente, as espécies dominantes, também diferindo de nossas pesquisas são os resultados de Silva (2008) que aponta maior uniformidade no período da cheia.

Para dominância, Saint-Paul *et al.* (2000) apresentaram resultados similares aos obtidos em nosso trabalho, com alta dominância na cheia, sendo *S. rhombeus* e *P. nattereri* as espécies mais dominantes, enquanto Machado-Silva *et al.*, (2007) apontam valores contrários, sendo uma espécie do gênero *Hyphessobrycon* (Characidae) a mais abundante.

Embora apresente particularidades próprias, a assembléia de peixes do rio Urucu parece acompanhar o mesmo padrão já descrito para outras regiões neotropicais, com forte influência do ciclo hidrológico sobre o ambiente e em consequência sobre a ictiofauna.

5.2.1.5. Distribuição das abundâncias relativas

Em uma comunidade tropical, uma pequena porcentagem de espécies apresenta abundâncias relativamente altas e uma grande porcentagem de espécies são categorizadas como raras, por possuírem um baixo número de indivíduos. Enquanto as poucas espécies comuns ou dominantes contribuem largamente para a corrente de energia em cada grupo trófico, é o grande número de espécies raras que determina essencialmente a diversidade de espécies de uma comunidade (Odum, 2004).

Para os resultados obtidos foi observado que durante a seca ocorreram muitas espécies apresentando abundância intermediária, poucas espécies com altas abundâncias e poucas espécies raras.

Somente espécies com adaptações especiais conseguem sobreviver as condições ambientais adversas deste período (Saint-Paul *et al.*, 2000), demonstrando assim o pouco número de espécies muito abundantes. Mérona & Gascuel (1993) descrevem que na seca ocorre a mortalidade natural de muitas espécies, sendo também intensa a predação, justificando o maior número de espécies com abundâncias intermediárias.

No período da cheia, foram encontrados um número menor de espécies com abundância elevada em comparação com a seca, poucas espécies com abundância intermediária e muitas espécies raras. Este padrão na assembléia está relacionado ao aumento do nível d'água, favorecendo a dispersão dos indivíduos para o interior da floresta alagada (Lowe-McConnell, 1999) onde são ofertados uma maior quantidade de alimento e abrigo (Silva *et al.*, 2007), não beneficiando assim a captura pelos aparelhos de pesca.

5.2.1.6. Freqüência numérica e Freqüência de ocorrência

Os resultados apontaram oito espécies que apresentaram alta freqüência numérica e de ocorrência, sendo que destas sete são pertencentes ao grupo dos Characiformes e uma ao grupo dos Siluriformes.

Como descrito anteriormente os Characiformes são o grupo dominante na região neotropical, sendo seguido pelos Siluriformes, Gymnotiformes, Perciformes e as demais ordens (Robertson, 1972; Lowe-McConnell, 1999).

A espécie mais representativa em abundância e ocorrência foi a espécie *S. rhombeus*. Esta espécie é considerada como uma das piranhas mais comuns em toda a bacia amazônica, ocorrendo no rio Orinoco e na bacia da Guiana (Nakayama, 2001). Esta espécie é mais abundante em rios pobres em nutrientes, como o rio Negro (Goulding, 1980), possui pouca importância comercial, porém com reconhecida importância para subsistência (Santos *et al.*, 2006), talvez sendo este um dos motivos pelo qual a espécie apresentou-se com grande representatividade em nossas coletas.

Das oito espécies, cinco são classificadas por sua categoria trófica como carnívoras (*S. rhombeus* (Pouilly *et al.*, 2003), *O. bicirrhosum* (Ferreira *et al.*, 1998), *P. flavipinnis* (Moreira, 2004), *P. nattereri* (Pouilly *et al.*, 2003) e *Plasgioscion squamosissimus* (Pouilly *et al.*, 2003)), duas como insetívoras (*B. alburnoides* (Silva, 2008) e *D. urostriatum* (Correa, 2005)) e uma onívora (*Leporinus agassizi* (Melo, 2004 para o gênero)).

Araújo (1998) descreve que a presença de um grande número de indivíduos carnívoros e um baixo número de indivíduos onívoros é um bom indicador de qualidade ambiental, sugerindo a existência de uma comunidade saudável e

diversificada, o declínio da qualidade de água promove primeiramente a diminuição e/ou desaparecimento das populações carnívoras, depois atingindo as demais.

Outro critério importante é a proporção de indivíduos insetívoros. Em geral, existe uma forte correlação negativa entre a abundância de peixes insetívoros e onívoros, onde com o processo de degradação do corpo hídrico os onívoros sobrepõem os insetívoros e em condições de boa qualidade de água as categorias tróficas se invertem (Araújo, 1998).

Com base nas informações biológicas supracitadas unido aos resultados referentes as análises químicas de água e variáveis ambientais abióticas, podemos chegar a conclusão que "possivelmente" a área de estudo não se apresentou em estado de degradação ambiental durante os períodos do ciclo hidrológico analisado.

5.2.2. Variação Espacial da Ictiofauna

Nenhum dos pontos de coleta apresentou hidrocarbonetos oriundos de fontes petrogênicas, sendo encontrado somente hidrocarbonetos provenientes de matéria vegetal (fontes biogênicas). Contudo em todos os pontos a jusante do PCONT, pôde ter ocorrido algum tipo de perturbação no ambiente associado ao transporte de equipamentos realizados por embarcações (balsas) na área.

5.2.2.1. Composição das espécies

Várias técnicas de avaliação biológica têm sido utilizadas para quantificar o efeito da atividade humana sobre condições bióticas de ecossistemas aquáticos, seguindo a idéia de que os elementos biológicos respondem a deterioração ambiental alterando características funcionais e estruturais (Gafny *et al.*, 2000). Neste contexto, a comunidade de peixes apresenta numerosas vantagens como organismos indicadores de ecossistemas aquáticos, por oferecerem informações sobre o ciclo de vida de um grande número de espécies e por incluírem uma variedade de níveis tróficos compreendendo alimentos tanto de origem aquática como terrestre (Araújo, 1998).

Em nossos resultados, *S. rhombeus* foi a principal espécie encontrada no PCONT, esta espécie é mais comum em ambientes lênticos (Santos *et al.*, 1984) e é

classificada segundo sua categorização trófica como carnívora (Merona & Rankin-de-Merona, 2004). A área que compreende o PCONT apresenta características lênticas, contudo esta espécie também foi encontrada nos demais pontos de coleta. Araújo (1998) descreve que a ocorrência de um grande número de indivíduos de categoria trófica carnívora indica que a área se encontra em bom estado ambiental.

A diminuição no número de carnívoros decorrente de algum evento de contaminação antrópica pode ocorrer por dois motivos, um relacionado a acumulação de compostos químicos nos tecidos, haja vista que quase sempre estes são o último elo da cadeia trófica, acumulando assim maiores concentrações do contaminante levando-os a morte, devendo ressaltar também que estes podem se contaminar por absorção direta através de guelras ou pele (Odum, 2004). O outro motivo, não somente restrito aos carnívoros, está relacionado ao aumento do grupo dos produtores, sendo isto decorrente da introdução de compostos que intensificam a produtividade do habitat, o aumento deste grupo promove a acumulação de material orgânico aumentando as taxas de decomposição bacteriana e em contrapartida consumindo grandes quantidades de oxigênio dissolvido, promovendo a desoxigenação da água. Sob tais condições, os peixes podem sufocar e contribuir ainda mais para a carga de material orgânico na água (Ricklefs, 2001).

Todavia, nenhuma das duas causas supracitadas ocorreram neste ponto de coleta, confirmando desta forma a maior ocorrência de espécies carnívoras como indicativo de boas condições ambientais.

O PME2 teve como espécies mais representativas *B. alburnoides* e *S. rhombeus*, sendo a primeira insetívora e a segunda classificada como carnívora. Pelo fato deste ponto de coleta estar situado 90 Km a jusante do ponto controle, este funcionou como um “segundo” ponto controle por não haver nenhuma influência de porto em seu setor a montante, apesar de estar situado a jusante do porto Urucu (distante ~ 90 Km).

Nossos dados novamente corroboraram com as afirmações de Araújo (1998), onde um maior número de indivíduos carnívoros foram encontrados em um local que não se apresentava fortemente perturbado.

Para o PJU, as espécies *Brycon pesu* e *Chalceus erythrurus* foram as mais representativas, sendo estas espécies classificadas como onívoras (Arrington *et al.*, 2002). Araújo (1998) aponta que uma forte relação inversa entre a abundância de peixes insetívoros e onívoros é existente, onde com o processo de degradação os

onívoros sobrepõem os insetívoros e em ambientes conservados as categorias tróficas se invertem.

A grande quantidade de onívoros em ambientes alterados pode estar ligada ao fato de que os onívoros se alimentam em mais de um nível trófico (Ricklefs, 2001), fazendo com que estes utilizem o recurso alimentar que mais estiver disponível, independente de qual seja (generalistas), diferentemente das outras classe tróficas que são consumidores de um único nível trófico (especialistas).

Uma outra informação relevante, é que a espécie *Brycon pesu* apresenta desova total com ovos livres e sem cuidado parental (Feiden & Hayashi, 2005), sendo esta uma das características de espécies r-estrategistas que são melhor adaptadas a ambientes perturbados, contudo é descrito que esta espécie é muito sensível a distúrbios antropogênicos (Rosa & Lima, 2005).

Esta maior predominância de onívoros talvez possa ser indicado pelo maior nível de estresse no ambiente em decorrência da navegação na área, e não por eventos de contaminação oriundos dos portos.

Para os demais pontos de coleta foi encontrada a predominância de espécies carnívoras, como os insetívoros *D. urostriatum* no PJE1 e PJE2, *B. alburnoides* no PPE2 e *Triportheus angulatus* (Yamamoto *et al.*, 2004) no PJE1, como o piscívoro/insetívoro *O. bicirrhosum* (Ferreira *et al.*, 1998) no PPE2 e também predominância de onívoros, como o algívoro/detritívoro *Hemiodus unimaculatus* no PJE2.

Apesar destes grupos tróficos não apresentarem ligação com ambientes perturbados, foram observadas características inclusas em algumas espécies que podem “possivelmente” comprovar que estes pontos de coleta se encontram ambientalmente alterados.

Algumas espécies possuem adaptações para respirar o oxigênio na superfície da água, estas adaptações não só permitem a sobrevivência dos peixes nos períodos de hipóxia e anóxia, mas também a manutenção da atividade básica que lhes fornecem energia e alimentação (Lowe-McConnell., 1999).

Foram verificados que os níveis de oxigênio dissolvido foram menores do PPE2 em direção aos demais pontos de coleta a jusante. Apesar de serem espécies insetívoras e carnívoras, *D. urostriatum*, *O. bicirrhosum* e *T. angulatus* apresentam respiração na superfície aquática (ASR), podendo indicar assim que suas maiores

abundâncias nestes pontos de coleta podem estar talvez relacionados ao processo de degradação ambiental, possivelmente decorrente do tráfego de balsas.

5.2.2.2. Abundância, Riqueza, Diversidade e Uniformidade.

Avaliar a estrutura da comunidade de peixes é um eficiente caminho para indicar a integridade de rios em diversas partes do mundo (Meador & Goldstein, 2003), os complexos processos bióticos e abióticos que ocorrem no ambiente podem ser modificados em decorrência da grande variedade de atividades desenvolvidas pelo homem, promovendo mudanças na estrutura e composição da ictiofauna (Pinto *et al.*, 2006). Muitos estudos ligando estrutura de comunidade de peixes e degradação ambiental resultante de influência antropogênica, como agricultura e urbanização, são realizados (Waite & Carpenter, 2000). As mudanças na comunidade de peixes são uma importante ferramenta para caracterizar a qualidade do ambiente (Pinto *et al.*, 2006).

Allen *et al.*, 1999, descreve que os efeitos da poluição são refletidos na diminuição da riqueza tanto a nível populacional quanto de comunidade. Em nível de comunidade, a poluição reduz a abundância e a diversidade, sendo que somente algumas espécies e poucos indivíduos podem sobreviver em ambientes poluídos, sendo habitats poluídos pobres em riqueza de espécies.

Em nossos resultados foram encontrados maiores valores de riqueza, abundância, diversidade e uniformidade na maioria dos pontos localizados a jusante do PCONT, compreendendo locais próximos e a jusante dos portos estudados, sendo observado que estes resultados são antagônicos aos conceitos e descrições citados pela literatura.

Corroborando com nossos dados temos as pesquisas de Pinto *et al.*, (2006) no rio Paraíba Sul, Estado do Rio de Janeiro, que encontraram níveis elevados de abundância e riqueza no setor a jusante do complexo industrial de Volta Redonda, sendo os menores valores descritos para o setor a montante; Lima Junior *et al.*, (2006), em pesquisas no rio Corumbataí, São Paulo, também apontam maiores níveis de diversidade e uniformidade para a área a jusante da cidade de Rio Claro, que liberava quantidades significativas de efluentes domésticos e industriais neste rio.

Araújo (1998), também em estudos no rio Paraíba do Sul, utilizando uma adaptação do Índice de integridade biótica (IIB), que leva em consideração diversas características inclusive valores de riqueza e abundância, indicou severos níveis de poluição nas áreas próximas a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), estes índices apontaram maiores valores (maior qualidade ambiental) para as regiões mais a jusante do complexo industrial. Segundo o autor, a qualidade da água não foi melhorada pelos processos de autodepuração do rio, mas sim esteve relacionada ao amortecimento dos efeitos em direção a jusante.

Estudos de Teixeira *et al.*, (2004) encontraram dados similares aos nossos para todo o trecho do rio Paraíba do Sul, sendo observado um aumento da diversidade, uniformidade e riqueza na direção montante-jusante, não havendo diferença entre os pontos de coleta no que diz respeito a abundância.

Contudo, em oposição aos nossos dados, Lima Junior *et al.*, (2006) apontam para o mesmo local, anteriormente citado, maiores níveis de abundância na área controle e cita que não houve diferenças significativas na riqueza de espécies entre ambas as áreas.

Böet *et al.*, (1999) para estudos no rio Sena, Paris, avaliaram a estrutura da comunidade de peixes na região a jusante da cidade de Paris. Segundo estes autores, três tipos de impactos foram considerados: 1) modificação do rio proveniente de atividades de navegação, 2) construção de barragens e 3) degradação da qualidade de água em decorrência da liberação de efluentes domésticos. Nesta pesquisa a abundância, riqueza e qualidade de água foram menores nos pontos abaixo da cidade de Achères, localizada imediatamente a jusante da cidade de Paris e que apresentava liberação de grandes quantidades de esgoto no rio, que acarretou altas taxas de mortalidade de peixes a jusante deste no local.

Segundo Böet *et al.*, (1999) as atividades de navegação promovem modificações nos rios que afetam fortemente a composição de espécies. Há 30 anos, a poluição orgânica vem sendo fortemente reduzida no rio Sena, entretanto, ainda hoje a degradação da qualidade de água ainda causa diminuições na riqueza de peixes no setor a jusante da cidade de Paris (Böet *et al.*, 1999).

Freund & Petty (2007) descrevem para a bacia do rio Cheat, no nordeste do Estado da Virgínia – EUA, a completa ausência de peixes para alguns sítios dentro de uma área impactada por exploração de minas de carvão, sendo visto um

considerável aumento nos parâmetros da comunidade em direção a regiões afastadas desta área. Assim como Freund & Petty (2007) resultados obtidos por Dowson *et al.*, (1996), para o rio Bourne localizado a noroeste de Surrey, EUA, demonstraram diminuição na riqueza, diversidade e abundância de peixes na área a jusante de um derrame de petróleo que liberou elevadas quantidades de TBT (Tributil) no ambiente. Não sendo constatado nenhuma alteração na estrutura da comunidade no setor a montante da área onde ocorreu o derramamento.

Mol & Ouboter (2004) em trabalhos no rio Maykabuka, considerado não impactado, e no rio Mamanari, que apresentava altas concentrações de sedimento em suspensão proveniente de atividades de mineração de ouro, ambos localizados no Suriname, apresentam que a diversidade e a abundância foram maiores no rio Maykabuka comparado ao rio Mamanari, sendo descrito para estes resultados que a erosão relacionada a mineração de ouro diminuiu a diversidade de peixes e alterou a estrutura da comunidade, sendo isto devido ao incremento da turbidez e a uma redução da diversidade de habitats no interior do rio.

Seguindo o mesmo padrão, pesquisas realizadas por Ferreira & Petrere (2007) no rio Ribeirão Claro, Estado de São Paulo, encontraram maiores valores de diversidade e riqueza para ao setor mais a montante deste rio com diminuições nestes índices em direção a área a jusante, não sendo observados variações nos valores de abundância e uniformidade entre os pontos. Para este rio foram considerados três pontos de coleta: um a montante da área urbana, um a frente da área urbana e um a jusante.

Ganasan & Hugues (1998) encontraram em pesquisas realizadas no rio Khan e Kshipra, na Índia, um maior número de espécies nos pontos mais a jusante destes rios e níveis mínimos de riqueza nas partes a montante, havendo o relato de pontos de coleta que não apresentaram nenhuma espécie. O rio Khan esta localizado prontamente abaixo da cidade indiana de Indore, que introduz grandes quantidades de efluentes industriais oriundos de fábricas de tecidos, já o rio Kshipra que se encontra paralelo ao rio Khan, tem como mais próxima a cidade de Dewas que também libera efluentes industriais provenientes do tingimento de couros e tecidos.

O ambiente físico e as assembléias de peixes em rios das montanhas Aroa, Venezuela, foram estudados por Rodríguez-Olarte *et al.*, (2006), estes comparam cinco rios compreendidos no interior do Parque Nacional Yurubí e três rios localizados nas imediações deste parque, sendo relatado que a área adjacente ao

parque apresentava forte poluição urbana, baixa vegetação riparia e se encontra em processo de expansão agrícola. Os rios situados no interior do parque apresentaram maior riqueza e baixas abundâncias, enquanto os rios situados na área adjacente apresentaram menores riquezas e abundâncias superiores.

Kouamélan *et al.*, (2003) em pesquisas no rio Boubo, costa de Ivory -África, descreve que a riqueza de espécies encontrada na área controle, que se localizava a montante de uma fábrica que liberava óleos industriais neste rio, foi superior ao da área a frente desta fábrica, sendo observado um aumento na riqueza no setor a jusante deste ponto de liberação de efluentes. O ponto onde se localizava a fábrica apresentou uma grande abundância de espécies tolerantes à ambientes poluídos, com algumas apresentando órgãos para a respiração em superfície.

Casatti *et al.*, (2006) em um trabalho realizado em oito tributários dos rios são José dos Dourados e Grande no noroeste do Estado São Paulo, descrevem que a área onde estes rios estão compreendidos possuem níveis de qualidade de água e estrutura do habitat alterados por atividades humanas. Estes autores apresentaram maiores valores de riqueza para ambientes com baixa degradação ambiental e menores para áreas mais impactadas, maiores abundâncias foram descritas para áreas mais degradadas, sendo a espécie *Poecilia reticulata* a espécie mais representativa em abundância.

Comunidades de peixes tendem a exibir um gradiente longitudinal de aumento na riqueza e diversidade da região a montante para jusante, sendo isto explicado pelo aumento da complexidade do habitat e heterogeneidade espacial (Sheldon, 1968; Vannote *et al.*, 1980). Entretanto, distúrbio antropogênicos tem sido preditos como “reiniciadores” deste gradiente, exibindo um novo gradiente a partir do ponto onde ocorre o distúrbio, sendo estes índices aumentados com o distanciamento da perturbação (Ward & Stanford, 1987).

Um outro conceito que deve ser considerado em nossas pesquisas é “hipótese do distúrbio intermediário”, que explica as diferenças na diversidade de regiões com base nos eventos de perturbação. As perturbações sobre a comunidade abrem espaço para a colonização e iniciam um ciclo de sucessão por espécies adaptadas a colonizar ambientes perturbados. Em um nível moderado de perturbação, uma comunidade se torna um mosaico de fragmentos de habitats em diferentes estágios sucessionais, juntos este fragmentos contêm uma completa

variedade de espécies características de uma sere sucessional (Ricklefs, 2001) aumentando assim os valores dos índices.

Sendo assim, a assembléia estudada poderia estar tanto sendo governada por fatores ambientais naturais ou influenciada por distúrbios antropogênicos de intensidade moderada.

5.2.2.3. Biomassa.

Em nosso trabalho os valores de biomassa foram mais elevados no PPE2 e menores no PJU, ambos localizados a jusante do PCONT. O PCONT apresentou a quarta maior biomassa em ordem decrescente.

Segundo Lima-Junior *et al.*, (2006) a alta biomassa coletada no ponto controle, em suas pesquisas, indica que este ponto oferece melhores condições de sustentabilidade para assembléia de peixes do que o ponto localizado a jusante (impactado), considerando que o mesmo esforço de pesca foi aplicado para ambos os pontos.

Estudos realizados por Baldigo & Lawrence (2000) no rio Neversink, em New York - EUA, que é considerado um rio não poluído porém com grande diminuição nos níveis de pH de montante para jusante, reportam severas diminuições na biomassa da comunidade nos pontos de coleta com menores valores de pH (jusante), sendo constatado o inverso para pontos com pH mais elevado (montante).

Da mesma forma Mol & Ouboter (2004) em pesquisas em rios no Suriname, descrevem que o valor de biomassa em um rio impactado (rio Mamanari) por atividades de extração de ouro foi inferior ao do rio considerado conservado (rio Mayakabuka).

Estudos no rio Flúvia, na Espanha, verificaram que a biomassa da espécie *Barbus meridionalis* coletada a jusante de uma área impactada por um derrame de óleo diesel foi maior do que os dos peixes coletados a montante (Damásio *et al.*, 2007), demonstrando assim a existência de modificações na comunidade de peixes em decorrência de um evento de impacto antropogênicos.

Dados obtidos para o rio Bourne a noroeste de Surrey, Estados Unidos, apontaram diminuição na biomassa de peixes na área a jusante de um derrame de compostos derivados de petróleo. Uma diminuição de 50% e 86% foi observada nos

3,5 km e 11 km a jusante do local de início da contaminação, respectivamente (Dowson *et al.* 1996).

Pesquisas realizadas por Gafny *et al.*, (2000) no rio Yarqon, em Israel, separam este rio em três setores, sendo eles: um a montante (não poluído), um setor na região central (forte poluição) e um na região a jusante, considerada parcialmente recuperada. Os resultados obtidos por estes autores corroboraram com os de nossas pesquisas, pois estes encontraram maiores valores de biomassa na região central do rio, considerada como altamente impactado. Estes descrevem que o aumento na biomassa neste setor está relacionado a maior frequência de ocorrência de peixes de grande porte, sendo encontrados menores classes de tamanho para ambientes não poluídos.

Alguns estudos relatam a ocorrência de comunidades com estrutura etária mais velha (Adams *et al.*, 1992 apud Gafny *et al.*, 2000), aumento no fator de condição (Munkittrich *et al.*, 1991 apud Gafny *et al.*, 2000) ou de lipídeos (Servos *et al.*, 1994 apud Gafny *et al.*, 2000) em peixes coletados em sítios poluídos, em comparação com aqueles não poluídos.

5.2.2.4. Dominância

Em ambientes conservados há baixa dominância por uma espécie em particular, mas com a degradação ambiental as populações das espécies mais sensíveis são eliminadas ou reduzidas a poucos indivíduos, permanecendo em alta abundância as espécies mais generalistas, o que geralmente ocasiona valores de dominância mais elevados (Oscar Shibatta, Sirlei T. Bennemann & Ângela T. Silva-Souza dados não publicados em Ferreira & Casatti, 2006).

O maior valor de índice de dominância foi encontrado para o PPE2 e o menor para o PJU. O PCONT apresentou a segunda maior dominância. Pode-se observar em nossos dados que os maiores e menores índices de dominância se concentram no setor próximo ou a jusante dos portos.

A alta dominância no PCONT é representada pela espécie *S. rhombeus*, um predador de topo com hábito carnívoro, que de certa forma poderia estar indicando boas condições ambientais neste ponto, já o PPE2 e o PJU foram representados pelas espécies *B. alburnoides* e *B. pesu*, respectivamente. Sendo a primeira fortemente associada como o ciclo hidrológico na região e a segunda, por ser

categorizada como onívora, pode ser um indicativo de baixa qualidade água neste ponto.

Ferreira & Casatti (2006), em pesquisas no Córrego da Água Limpa, um afluente da margem esquerda do Rio São José dos Dourados, em São Paulo, encontraram maiores valores de dominância nos ponto imediatamente a jusante da cidade de Neves Paulista, sendo encontrado para os demais pontos a jusante, mais distantes da influência da cidade, valores mínimos de dominância.

Casatti *et al.*, (2006) apontam para quatro de oitos tributários dos rios São José dos Dourados e Grande, noroeste de São Paulo, valores elevados de dominância que variaram de 0,54 a 0,99, com todos estes rios apresentando a espécie *Poecilia reticulata* com abundância superior a 50%. Sendo estes tributários caracterizados por elevados níveis degradação física do habitat e baixas condições de qualidade de água.

Pinto *et al.*, (2006) para estudos no rio Paraíba Sul, Estado do Rio de Janeiro, também encontraram maiores valores de dominância para a região a jusante do complexo industrial localizado nesta área, sendo novamente a espécie *Poecilia reticulata* a mais representativa dentre as demais espécies coletadas.

Locais não perturbados e/ou não poluídos apresentam muitas espécies raras e poucas espécies comuns, enquanto locais que apresentam algum tipo de perturbação são constituídos principalmente por poucas espécies raras e uma dominância elevada constituída principalmente por poucas espécies muito abundantes (Gray, 1989 apud Pinto *et al.*, 2006).

5.2.3.5. Curvas Comparativas de Abundância e Biomassa (Curvas ABC) e índice ABC numérico (ABC).

Os resultados encontrados para cada ponto de coleta com base nas curvas ABC e índice numérico foram bastante distintos entre os pontos, entre métodos de avaliação e entre os períodos.

Somente o PCONT manteve a mesma classificação entre os períodos de amostragem e métodos de avaliação utilizados, sendo categorizado como em um “1ª estágio de poluição” pela interpretação da curvas comparativas de abundância/biomassa ou com influência de estresse decorrente de poluição em nível “moderado” pela análise do índice numérico.

Sendo considerado que existiam quatro medidas para cada ponto de coleta (dois métodos de avaliação x dois períodos do ciclo hidrológico), cada um dos pontos foi classificado pelo maior número de classificação ambiental, oriundo dos métodos de avaliação, similar para fins de discussão.

A partir disto foram obtidas as seguintes classificações para cada ponto: PJU e PME2 apresentaram forte estresse causado por poluição; PPE2 apresentando um primeiro estágio de poluição ou moderadamente impactado; PJE2 não apresentando poluição e PJE1 apresentando um primeiro estágio de poluição ou moderadamente impactado.

Por intermédio dos dados obtidos não se pôde chegar a uma conclusão clara de que os pontos a jusante do PCONT estavam sendo realmente impactados pelas atividades portuárias neste rio, exceto pelo PJU que se apresentou como "poluído" e esteve localizado imediatamente a jusante do Porto Urucu. Contudo o PME2, que também é apontado como "poluído", esteve localizado 90 km a jusante do porto anteriormente citado e deveria ser considerado pelo menos como moderadamente impactado, haja vista a longa distância em que este se encontrava do porto e a ocorrência de processos autodepurativos do sistema sobre o possível poluente existente. Deve-se considerar que o intenso tráfego de balsas possa ter sido o possível efeito para a classificação recebida pelo PME2.

O status de "não poluído" apresentado pelo PJE2 também pode estar ligado aos processos de autodepuração ambiental, sendo levado em consideração que seu respectivo ponto a montante, o PPE2, se encontrou em um nível moderado de poluição. Assim como o PPE2, o PJE1 também foi classificado como moderadamente impactado, sendo válido relatar que este ponto esteve situado a jusante do Porto Evandro 1, que apresentou-se como principal porto de transferência de areia de balsas para caminhões durante o período da cheia e principal porto utilizado para descarregamento de equipamentos durante a seca, haja vista impossibilidade de seguir em direção aos portos a montante durante este período.

Dados obtidos por Pinto *et al.*, (2006) para o rio Paraíba do Sul, corroboraram com nossos resultados, estes apontam a área mais próxima do complexo industrial de Volta Redonda, considerada como área mais impactada, com valores negativos do índice ABC e também a área de maior estresse causado por poluição, segundo a interpretação gráfica das curvas ABC. Tendo as áreas a montante e a jusante

consideradas como não poluídas e com níveis moderados de poluição, respectivamente.

Estudos realizados em três afluentes do ribeirão dos Apertados, tributários do rio Tibagi, na região Sul do Parque Estadual Mata do Godoy em Londrina – Paraná, por Galves *et al.*, (2007), apontaram através da interpretação gráfica das curvas ABC que o afluente localizado totalmente no interior do parque, caracterizado como bem preservado e apresentando vegetação ripária nativa por toda sua extensão, apresentou-se mais conservado do que o afluente compreendido nas proximidades do parque, que possuíam uma vegetação ripária em ótimo estado de conservação, representada por uma mata secundária, mas com pastagens em seu entorno, uma vez que se encontrava dentro de uma propriedade agrícola. O afluente localizado no interior do parque foi também considerado mais conservado do que outro afluente localizado dentro de outra propriedade agrícola, nas quais suas margens não se apresentavam em bom estado de conservação e possuíam vegetação ripária estreita e ausente em determinadas partes do trecho.

Casatti *et al.*, (2006) também encontraram padrões de ambientes poluídos e não poluídos por intermédio da avaliação do índice e interpretação de curvas ABC, sendo esses resultados comparados com características químicas e físicas de cada ambiente. Segundo os autores, os gráficos de curvas ABC apresentaram duas configurações: uma com a curva de biomassa sobre a curva de abundância, que apontava pontos de coleta com boa qualidade ambiental, sendo este pontos em contrapartida apresentados com poucos distúrbios referentes a qualidade água e alterações de habitat, e outro com curvas de abundância dispostas sobre curvas de biomassa, que indicaram baixos níveis de qualidade ambiental, sendo os pontos de coleta referentes a esta condição apresentados com grandes distúrbios relacionados a baixa qualidade água e grandes alterações de habitat.

As curvas comparativas de abundância/biomassa são utilizadas para corroborar com a avaliação ambiental com base em características quantificáveis da comunidade (biomassa e abundância). Comunidades não perturbadas apresentam curvas de abundância abaixo da curva de biomassa. Geralmente, nestas comunidades prevalece a biomassa de uma ou duas espécies com estratégia-K, representada por poucos indivíduos, mas dominantes em termos de biomassa, diferente das espécies de estratégia-r, ou espécies oportunistas, que usualmente dominam em número, mas não apresentam grandes proporções de biomassa. No

entanto em comunidades moderadamente perturbadas, os dominantes competitivos são eliminados, favorecendo espécies oportunistas ou de estratégia-r, o que provoca uma diminuição dos valores percentuais de biomassa, e conseqüentemente uma aproximação das curvas, que podem se cruzar em algum ponto. Já em locais de poluição elevada, as comunidades apresentam uma dominância no número de organismos, mas não em termos de biomassa, assim a curva de abundância situa-se acima da curva de biomassa (Clarke & Warwick, 1994).

As informações encontradas em nossas pesquisas não corroboram com as informações existentes na literatura, pois as espécies dominantes encontradas nos pontos classificados como “possivelmente impactados” foram *C. erythrurus* (PJU) e *S. rhombeus* (PME2), que podem ser considerados como K-estrategistas e também são espécies que apresentam elevada biomassa.

A presença de uma guilda de predadores influencia as curvas ABC, fazendo com que a curva de biomassa sobreponha a curva de abundância (Clarke e Warwick 1994). Dentre as espécies supracitadas para cada ponto de coleta indicado como “possivelmente impactados”, a primeira é classificada como onívora, indicando possivelmente que o ambiente poderia estar sofrendo algum tipo de impacto e a segunda uma espécie piscívora que freqüentemente é registrada em locais relativamente conservados, sugerindo a importância da boa qualidade física e química do habitat.

A melhora nos níveis de poluição, segundo a análise gráfica das curvas ABC dos pontos localizados a jusante do PPE2, pode estar relacionada ao maior tamanho da área e em conseqüência a maior heterogeneidade espacial gerados nestas locais. Um aumento na heterogeneidade especial promove em conseqüência uma maior diversidade habitats, que levam a ocorrência de mais sítios para refúgios e alimentação (Pettrere, 1996) e geram maiores valores de diversidade, biomassa e abundância.

5.2.3. Fatores Abióticos como Discriminante dos Pontos de Coleta.

Em nossos resultados a variável largura foi o principal fator que contribuiu para a separação dos pontos de coleta em dois grupos no trecho estudado do rio Urucu.

O ponto controle, por estar situado na região mais a montante do trecho estudado, apresentou valores de largura muito inferiores a dos pontos localizados a jusante. Este padrão de aumento em largura na direção montante-jusante é explicado pelo conceito de “Zonação” ou “Continuum”, descrito por Vannote *et al.*, (1980). Que admite que diversas características geológicas, físicas e bióticas variam segundo um gradiente continuum e de forma previsível desde a nascente até a foz.

A maioria dos sistemas de rios surge de pequenos riachos de cabeceira, que aumentam longitudinalmente em tamanho (largura), descarga e grande número de parâmetros físicos e biológicos relacionados (Matthews, 1998).

5.2.4. Influência dos Fatores Abióticos sobre a Estrutura de Assembléia de Peixes.

Consideráveis controvérsias têm sido ocorrentes na literatura atual sobre a importância dos fatores abióticos e bióticos na estrutura de assembléia de peixes em riachos e rios (Pusey *et al.*, 1993). Complexidade de habitats, características físico-químicas, competição e predação têm sido citadas como importantes fatores controladores da estrutura de assembléia de peixes. Contudo, resultados divergentes têm sido apresentados indicando a variação longitudinal das características físicas e biológicas em ecossistemas lóticos como principais fatores estruturadores destas assembléias (Schlosser, 1982).

Segundo Sheldon (1968) apud Barretto e Uieda (1998) as variáveis ambientais são correlacionadas e relacionadas umas com as outras, dificultando assim a seleção de fatores abióticos para a descrição de característica de ambientes lóticos.

A importância das variáveis ambientais para comunidades de peixes é dependente da escala de análise. Em uma pequena escala, fatores bióticos desempenham um papel importante na organização da comunidade, entretanto em estudos de grande escala, fatores abióticos e biogeográficos são os principais determinantes das comunidades de peixes (Jackson *et al.*, 2001).

Nossos resultados apontaram que a temperatura, largura, profundidade e a concentração de hidrocarbonetos alifáticos foram as principais variáveis ambientais relacionadas com a estrutura das assembléias.

Segundo Dajoz (2005) os principais fatores ecológicos abióticos em ambientes de água doce são: temperatura, iluminação e sais dissolvidos; para Odum (2004) a temperatura, transparência, velocidade da corrente e concentração de gases respiratórios são os mais importantes e para Matthews (1998) os principais fatores que influenciam as assembléias de peixes são os seguintes: área de drenagem, largura, profundidade, descarga, heterogeneidade de habitats, estrutura física, produtividade biológica e padrões longitudinais em rios.

5.2.4.1. Largura

O fator tamanho do habitat influencia a assembléia de peixes, este é classificado como unidimensional quando são levados em consideração a largura e profundidade do ambiente e são considerados como bidimensionais quando é considerado o volume medido em uma escala espaço-temporal, apontando assim a descarga anual do corpo hídrico em um dado local (Matthews 1998).

Alguns estudos têm testado a relação entre a riqueza de assembléia de peixes local em função da largura de rios. Em partes, isto é mais relacionado ao conceito de “zonação longitudinal” de peixes, sendo a largura geralmente relacionada com o continuum de rios (Matthews, 1998). Como exemplos desta modificação na composição das assembléias de peixes ao longo de rios, temos as pesquisas de Pflieger (1971) apud Matthews (1998), Murray (1996) apud Matthews (1998) e Matthews & Robison (1988) para rios na América do Norte.

Dados de Koumélán *et al.*, (2003) para o rio Boubo, na África, apontaram a largura como a mais importante variável para descrever a mudança longitudinal na composição de espécies ao longo do gradiente montante-jusante. Hugueny (1990) também encontrou uma forte relação entre a largura do rio e a composição de espécies para o rio Niadan, localizado no alto da bacia do rio Niger, em Malí.

Matthews & Robison (1988) no Arkansas e Taylor *et al.*, (1993) em Oklahoma, ambos nos EUA, encontraram uma significativa correlação entre a largura do rio e o peso dos eixos multivariados baseados na abundância de peixes, indicando que esta variável ambiental não está ligada somente a composição de espécies em um dado local, mas também as abundâncias de cada uma destas.

Dados contrários são encontrados por Rodríguez-Olarte *et al.*, (2006) para estudos em rios das montanhas Aroa, na Venezuela, onde ao ser realizada uma

Análise de Componentes Principais (ACP) somente para as variáveis do habitat, o primeiro CP descreveu um gradiente negativamente determinada pela largura, entretanto esta variável apresentou-se fortemente correlacionada com a riqueza de espécies.

5.2.4.2. Profundidade

A profundidade tem uma importante influência sobre a assembléia de peixes. Águas profundas são relacionadas com a estabilidade na coluna d'água (amortecimento da variação de temperatura) e promove uma separação vertical de microhabitats para as espécies de peixes (Matthews, 1998).

Informações referentes à ictiofauna africana, descrevem que águas abertas de riachos apresentam uma sucessão de biótopos, cuja extensão depende principalmente da profundidade. Zonas rasas com menos de 50 centímetros de profundidade com fundo de depósitos móveis apresentam poucos peixes, contudo, onde a água é mais profunda, superior a 1 metro, a corrente é mais forte e a fisionomia do corpo hídrico muda completamente (Lowe-McConnell, 1999).

Em ambientes aquáticos, a mudança na riqueza em relação a profundidade mostra forte semelhança com o gradiente terrestre altitudinal, onde em lagos maiores a região do fundo apresenta-se mais fria, escura e pobre em oxigênio contendo menos espécies do que em águas superficiais (Begon, 2007).

Diversos estudos mostram a forte relação existem entre a abundância e riqueza de peixes com a profundidade. Sheldon (1968) apud Matthews (1998) e Taylor *et al.*, (1993) encontraram a profundidade como o mais importante fator relacionado a riqueza e abundância de peixes, respectivamente, em rios na América do Norte.

Brown (2000) para vinte locais no baixo rio San Joaquin, na Califórnia – EUA, aponta que as distribuições das espécies de peixes foram fortemente relacionadas com a profundidade média, sendo este mesmo padrão nos resultados encontrados por Rodríguez-Olarte *et al.*, (2006) para rios na Venezuela e por Kouamélan *et al.*, (2003) para rios na África.

Tejerina-Garro *et al.*, (1998) para lagos no Médio Rio Araguaia apontam a profundidade como principal estruturador das assembléias de peixes, sendo este mesmo resultado encontrado nos trabalhos realizados por Suárez *et al.*, (2001,

2004) em lagoas do Pantanal da Nhecolândia no Estado do Mato Grosso do Sul, por pesquisas de Rodrigues & Lewis (1997) para lagos inundados no rio Orinoco, na Venezuela, que apontam além da profundidade, a largura como fator significativamente relacionado com a assembléia de peixes.

Nas pesquisas realizadas por Rodrigues e Lewis (1997) a transparência foi o fator que mais influenciou na estrutura da assembléia de peixes quando comparado a largura e profundidade dos lagos, contudo a transparência é um fator que possui forte correlação a morfometria do lago e profundidade (Hamilton & Lewis, 1990).

Lagos profundos, juntamente com menores períodos de isolamento e menores distâncias de conexão lago-rio permitem a persistência de um maior número de espécies (Catella, 1992).

5.2.4.3. Temperatura

A temperatura é o elemento mais importante do clima, dado que todos os processos metabólicos dependem desta (Dajoz, 2005).

Regiões tropicais são caracterizadas por altas temperaturas e por variações sazonais relativamente pequenas na temperatura e fotoperíodo quando comparada com regiões temperadas, sendo observado para o rio principal que a temperatura da água varia não mais que um grau em torno de 29 °C (Lowe-McConell, 1999).

Em águas correntes, a variações em temperatura acompanham a do ar, mas sua amplitude é menor. A temperatura da água das nascentes varia pouco, sendo a do curso inferior mais variável. Os cursos de água nos rios iluminados e expostos a radiação solar tem águas mais quentes que os cursos de água mais sombreados por árvores. Isso é importante, pois a temperatura intervém na determinação da fauna aquática (Dajoz, 2005).

Matthews (1998) descreve que os extremos térmicos são estressores físico-químicos primários em peixes e que em muitos ambientes de água doce, a combinação de alta ou baixa temperatura com a redução do oxigênio pode alcançar situações letais para peixes ou impedir a reprodução.

A temperatura tem um efeito difusivo nos organismos aquáticos (Hutchinson, 1975 apud Matthews, 1998). Pequenos peixes têm a temperatura corporal interna aproximadamente igual a temperatura da água, sendo esta regulação ocorrentes por profundas modificações na fisiologia que acompanham as mudanças de temperatura

na coluna d'água, a morte do organismo ocorre quando este situa-se fora do limite de tolerância (Matthews, 1998).

Segundo Parr (1954) a temperatura e a umidade relativa influenciam a competição interespecífica. Portanto a temperatura pode intervir na determinação da diversidade das comunidades. As regiões de clima estável, submetidas a variação de temperatura pouco significativas, constituem meios previsíveis que permitem o surgimento de especializações e adaptações em espécies que ocupam nichos ecológicos mais estreitos e mais numerosos (Parr, 1954).

Pesquisas realizadas por Suárez & Petrere-Junior (2007) nos rios Jogui e Iguatemi, no Estado do Mato Grosso do Sul, apontaram a altitude como mais importante fator que influenciava a distribuição de peixes em ambos os rios, contudo a temperatura da água foi o segundo maior fator determinante para a estruturação das assembléias de peixes no rio Iguatemi.

Do Vale (2003), aponta em seu estudo na área do Catalão, Amazônia Central, que as variáveis que mais influenciaram sobre a comunidade de peixes foram a temperatura seguida de transparência e profundidade.

5.2.4.4. Concentração de hidrocarbonetos alifáticos

A biodisponibilidade dos hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos difere, grandemente, em função da sua fonte e das propriedades do meio ambiente. Estes podem ser derivados de fontes pirogênicas, petrogênicas e biogênicas e, cada fonte impõe uma característica própria a sua distribuição. Quando estes são introduzidos no ambiente, os processos de transformação alteram sua identidade original em função da degradação biogênica, química ou fotoquímica (Soclo *et al.*, 2000).

Os processos biológicos têm um papel central nos ciclos biogeoquímicos do carbono. Todos os seres vivos são basicamente compostos por carbono, estimando-se que a biosfera contenha 5.1018 g C, dos quais 20% estariam na forma de organismos vivos e o restante na forma de detrito orgânico acumulado e em decomposição (Schlesinger, 1997).

As elevadas temperaturas da região equatorial induzem o aumento das taxas de ciclagem biológica, sendo os processos biogeoquímicos ligados a esta ciclagem apresentados como com significativa influência sobre a qualidade da água em ambientes amazônicos (Melack *et al.*, 2004).

A decomposição de substratos orgânicos é lenta, embora contínua (Schlesinger, 1997). A metanogênese é um processo exclusivamente anaeróbio realizado por um grupo de metanobactérias (Archaeobacteria) quimiotróficas em locais alagados, que ocorre principalmente pela decomposição de material orgânico autóctone e alóctone (Lima 2002).

A produção de gases pelas metanobactérias em água doce é dominada em 60 % pela quebra do acetato, $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$, obtido durante a fermentação da matéria orgânica e 40% pela reação quimioautotrófica da redução do gás carbônico, $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ (Matson & Harris, 1995).

Em ambientes anaeróbios, a degradação de matéria orgânica pode ser realizada por diversas populações de bactérias, como é mostrado na figura abaixo.

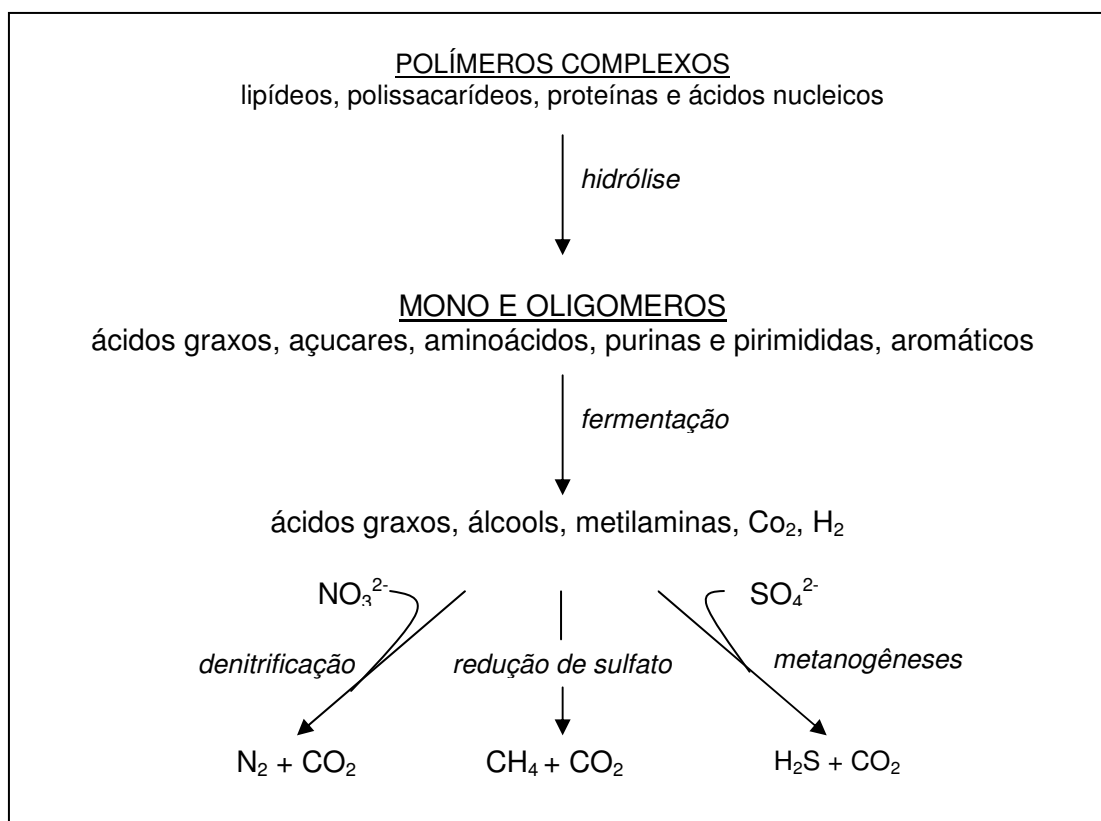


Figura 52. Esquema do processo de degradação de matéria orgânica. Adaptado de Lima (2002).

Além de ser produzido pela metanogênese, o CO_2 também resulta do metabolismo aeróbio de material orgânico, $\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (Matson & Harris, 1995). Segundo Richey *et al.*, (1988), o CO_2 encontrado nas águas amazônicas superficiais é o resultado da somatória dos processos de

metanogênese, oxidação e respiração celular. Já o CH₄ (metano) é produzido por metanogênese no fundo anóxico dos lagos e outros ambientes alagáveis estratificados.

A concentração de CO₂ e O₂ na água doce são frequentemente um fator limitante (Odum 2004), a desoxigenação acarretada pela decomposição bacteriana, inibe o processo de respiração dos peixes levando-os a morte, onde estes podem contribuir ainda mais para a carga de material orgânico no ambiente.

A concentração de hidrocarbonetos alifáticos foi uma das variáveis analisadas que se apresentou correlacionada com a estrutura da assembléia de peixes estudada, sendo apontado que esta influência a mesma, contudo foram encontradas em nossas pesquisas concentrações muito baixas destes compostos, além do fato de estes serem provenientes de material vegetal e não de fontes petrogênicas, como era esperado, pelo fato da área apresentar intensa atividade de exploração e transporte de petróleo e seus derivados.

Sendo assim, esta variável influencia a estrutura da assembléia por intermédio de modificações nas concentrações de gases respiratórios necessários para a manutenção de atividades vitais da ictiofauna.

6. CONCLUSÃO

- Não foi encontrada contaminação por petróleo ou algum de seus derivados no trecho que compreendeu as áreas portuárias localizadas no rio Urucu, somente foram quantificadas pequenas concentrações de hidrocarbonetos saturados oriundos de material vegetal.
- Os Characiformes foi o grupo predominante nas amostragens do período da seca e da cheia, apresentando 61% da abundância total e representado por 47 espécies. Os Siluriformes, com 20% da abundância total, foi representado por 23 espécies, ocupando a segunda posição. Clupeiformes, Osteoglossiformes, Perciformes, Beloniformes e Pleuronectiformes apresentaram menos de 10% do total capturado compreendendo 14 espécies.
- Os valores de abundância e CPUE foram maiores no período da cheia do que no período da seca, sendo estes valores contrários quando relacionado a biomassa.
- A maior diversidade, riqueza e dominância foi observada no período da cheia enquanto a uniformidade foi superior na seca. Sendo a disponibilidade de novos habitats, no período da cheia, o fator que pôde ter contribuído para este resultado.
- A espécie *S. rhombeus* foi a mais representativa em abundância e ocorrência em nossas amostragens. Podendo ser explicado pela sua grande abundância em rios pobres em nutrientes, como o rio Urucu, e pela sua pouca importância comercial.
- A separação dos pontos de coleta em cada período do ciclo hidrológico em dois grupos foi mediada pela variável ambiental condutividade elétrica. A condutividade elétrica de uma solução é avaliada pela concentração de íons presentes no meio, sendo estes fortemente influenciados pelos períodos do ciclo hidrológico.
- O PCONT e o PME2 apresentaram uma composição de espécies, que segundo suas categorias tróficas, indicaram para estes pontos possuem bons níveis de qualidade de água, contudo o PJU, seguindo o mesmo método de avaliação, apontou baixos níveis de conservação neste local. Os demais

pontos de coleta apresentaram espécies associadas com ambientes não degradados, entretanto apresentaram baixos valores de oxigênio dissolvido e espécies associadas a esta característica ambiental.

- Os valores de riqueza, abundância, biomassa, diversidade e uniformidade foram elevados na maioria dos pontos localizados a jusante do PCONT, compreendendo locais próximos e a jusante dos portos estudados. Este padrão encontrado nos dados pode ser explicado pelo aumento da complexidade do habitat e heterogeneidade no sentido montante-jusante e também pela hipótese do distúrbio intermediário.
- Os maiores valores de índice de dominância foram observados no setor próximo ou a jusante dos portos, sendo descrito que locais que apresentam algum tipo de perturbação são constituídos principalmente por poucas espécies raras e uma dominância elevada.
- O PCONT foi classificado como em um 1^a estágio de poluição ou com influência de estresse decorrente de poluição em nível moderado. Não se pôde chegar a uma conclusão clara, com base nas análises das curvas ABC e índice numérico, de que os pontos a jusante do PCONT estavam sendo realmente impactados pelas atividades portuárias neste rio, exceto para o PJU, que foi classificado como "poluído" e esteve localizado imediatamente a jusante do Porto Urucu.
- A variável largura do rio contribuiu para a separação dos pontos de coleta em dois grupos. O padrão de aumento em largura na direção montante-jusante é explicado pelo conceito de Zonação ou Continuum, que descreve a ocorrência de diversas mudanças no corpo hídrico desde a nascente até a foz.
- A análise para determinar a influência de fatores abióticos sobre a estrutura de assembléia de peixes do trecho estudado, apresentou a largura, profundidade, temperatura e concentração de hidrocarbonetos alifáticos como principais variáveis estruturadoras da assembléia. Considerando-se assim que assembléia de peixes estudada é influenciada por fatores extrínsecos (variáveis abióticas) em vez de fatores intrínsecos (predação, competição e outros) da assembléia.
- Através da pesquisa realizada, pôde-se concluir que as assembléias de peixes encontradas no rio Urucu, no trecho estudado em ambos os períodos

do ciclo hidrológico, não foram modificadas em decorrência das atividades portuárias do local, contudo estas podem estar sendo impactadas pelo forte tráfego de balsas na área. Por fim, sugerimos que mais estudos sobre as assembléias de peixes nestes ambientes sejam realizados, de forma a contribuir para o entendimento da dinâmica da biota em meio a esta atividade.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abas, M.R.; Simoneit, B.R.T.; Elias, V.; Cabral, J.A., Cardoso, J.N., 1995. Composition of higher molecular weight organic matter in smoke aerosol from biomass combustion in Amazônia. *Chemosphere*, 30(5) 995-1015.
- Able, K.P.; Noon, B.R. 1976. The structure of avian communities along elevational gradients in the northwestern United States. *Oecologia*, 26: 275-294.
- Addison, R.F. & Edwards, A.J. 1988. Hepatic microsomal mono-oxygenase activity in flounder *Platichthys flesus* from polluted sites in Langesundfjord and from mesocosms experimentally dosed with diesel oil and copper. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 51-54.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V. & Winemiller, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. *Biodiversity in wetlands: assesment, function and conservation*, Backhuys: Leiden, The Netherlands, vol.1. 89-118.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's inland water. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Allen, A.P.; Whittier, T.R.; Larsen, D.P. Haufmann, P.R.; O'Connor, R.J.; Hughes, R.M.; Stemberger, R.S.; Dixit, S.S.; Brinkhurst, R.O.; Herlihy, A.T. & Paulsen, S.G. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences*, 56: 2029-2040.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 547–558.
- Arrington, D.A. & Winemiller, K.O. 2004. *Sustaining livelihoods and biodiversity in the new millennium*. University of California Press, Berkeley. CA, USA. 316pp.
- Arrington, D.A. 2002. Evaluation of the relationship between habitat structure, community structure and community assembly in a Neotropical blackwater river. In: *Wildlife and Fisheries Sciences*. Texas A & M University, College Station, TX, USA.420pp.
- Atwood, D.K.; Burton, F.J.; Corredor, J.E.; Harvey, G.R.; Mata-Jimenez, A.J.; Vasquez-Botello, A. & Wade, B.A. 1987. Results of the Capirol petroleum

- pollution monitoring in the wide Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 18(10): 540-548.
- Baldigo, B.P. & Lawrence, G.B. 2000. Composition of fish communities in relation to stream acidification and habitat in the Neversink river, New York. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 60-79.
- Barata, G. 2002. História do petróleo no Brasil. Disponível em: <http://www.comciencia.br/reportagens/petroleo/pet06.shtml>. Acesso em 15 abr.2007.
- Barbosa, F.; Maia-Barbosa, P.; Santos, M.B.L.; Mingiti, S. Aquino, V. 1995. Nova ferramenta para o monitoramento da qualidade água. *Ciência Hoje*, 19(110):16-17.
- Barrella, W.E. & Petrere, M. Jr. 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema Rivers. *River Research and Applications*, 19: 59-76.
- Barretto, M.G. & Uieda, V.S. 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 26: 2180-2183.
- Batista, V.S.; Inhamuns, A.J.; Freitas, C.E.C. & Freire-Brasil, D. 1998. Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimoes/high-Amazon region. *Fisheries Management and Ecology*, 5:419-435.
- Bayley, P.B. & Li, H.W. 1992. Riverine fishes. In: Callow, P. & Petts, G.E. (Eds). *The rivers handbook: Hydrological and Ecological Principles*. Vol. 2. Blackwell Scientific Publications, USA. p. 251-281.
- Bayley, P.B. & Petrere jr, M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. In: Dogde, D.P. (Ed). *Proceedings Internacional large River symposium*. Vol.1. Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences, Canadá. p. 385-398.
- Beadle, L.C. 1981. The Inland waters tropical Africa. In: *An introduction in tropical limnology*, Vol. 1. London: Longman. p. 32-45.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 2007. *Ecology: individuals, populations and community*. 4ed., Blackwell Science, London, 1068p.

- Berkman, H.E. & Rabeni, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18: 285-294.
- Bieger, T.; Abrajano, T.A.; Hellou, J. 1997. Generation of biogenic hydrocarbons during a spring bloom in Newfoundland coastal (Nw Atlantic) waters. *Organic Geochemistry*, 26(3/4)207-218.
- Boët, P.; Belliard, J.; Thomas, R.B. & Tales, E. 1999. Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia*, 410: 59–68.
- Brooks, T.M.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, B.; Konstant, A.B.; Flick, W.R.; Pilgrim, R.; Oldfield, J.; Magin, G. & Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology*, 16: 909-923.
- Brown, L.R. 2000. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environmental Biology of Fishes* 57: 251–269.
- Buckup, P.A. & Menezes, N.A. 2003. Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil. 2ª. Edição. Museu Nacional do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://www.mnri.ufri.br/catalogo/> >. Acesso em 21 de Abr. 2007.
- Bührnhein, C.M. 1998. *Estrutura de comunidade de peixes em igarapés de terra firme na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 166pp.
- Cairns jr., J. & Bulkema, A.L. 1984. Restoration of habitats impacted by oil spills. *London Ann Arbor Science*, 7(4): 459-471.
- Carvalho, C.C.L. 2002. *Logística de abastecimento de derivados de petróleo na região de influência da refinaria instalada em Manaus: estudo de viabilidade*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina. 150pp.
- Casatti, L.; Langeani, F. & Ferreira, C.P. 2006. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environ Manage*, 38:974–982.
- Catella A.C. 1992. *Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía da Onça, uma Lagoa Do Pantanal Do Rio Aquidauana-MS*. Dissertação de

- Mestrado, Campinas, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, São Paulo, 215 pp.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental , 2000. *Derrames de Óleo e os Ecossistemas Costeiros*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil. 123pp.
- _____. 2000. Prevenção à poluição. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br.>>. Acesso: em 5 mar. de 2007.
- Cherson, P. & Huntley, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist*, 150: 519-553.
- Cherson, P. & Huntley, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist*, 150: 519-553.
- Chu-Koo, F. 2000. *Estudos das interações peixes/zooplâncton no lago Camaleão, um lago de várzea da Amazônia Central, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 90pp.
- Clarke, K. R. & Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK, 144 pp
- Claro-Jr, L.H. 2003. *A influência da floresta alagada na estrutura trófica de comunidades de peixes em lagos de várzea da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 58pp.
- Cleto Filho, S.E.N. 2003. Urbanização, poluição e biodiversidade a Amazônia. *Ciência hoje*, 33: 72-75.
- CONAMA(Conselho Nacional de Meio Ambiente). 2005. Resolução nº357 , 17 março 2005. Ministerio do meio Ambiente, Brasília. Pp:1-16. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/2086.html.
- Connel, J.H. 1975. Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experimentes. *In*: Cody, M.L. & Diamond, J.M. (Eds). *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Cambridge. pp. 460-490.

- Cornell, H.; Hurd, L.E. & Lotrich, V.A. 1976. A Measure of response to perturbation used to assess structural change in some polluted and unpolluted stream fish communities. *Oecologia*, 23, 335-342.
- Correa, S.B. 2005. *Comparison of fish assemblages in flooded forests versus floating habitats of in upper Amazon floodplain (Pacaya Samiria National reserve, Peru)*. Master Thesis, University of Florida, USA. 69pp.
- Correa, S.B. 2008. Fish assemblage structure is consistent through an annual hydrological cycle in habitats of a floodplain-lake in the Colombian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 6(2):257-266.
- Costa, O.T.F.; Pedraça, E.B.; Val, A.L. 1996. Efeito do petróleo sobre o consumo de oxigênio tissular e níveis de eletrólitos plasmáticos de *Colossoma macropomum* (Characiformes, Serrasalminidae). *Rev. UA. Ciên. Biol*, 1(1): 85-95.
- Couceiro, S.R.M.; Forsberg, B.R.; Hamada, N. & Ferreira, R.L.M. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1A): 35-44.
- Cox Fernandes, C. 1999. Detrended canonical correspondence analysis (DCCA) of electric fish assemblages in the Amazon. In : Val, A.L. & Almeida –Val, V.M.F. (Eds). *Biology of Tropical Fishes*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil. p. 21-39.
- Cunico, A.M.; Agostinho, A.A. & Latini, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.
- Dajoz, R. 2005. *Princípios de ecologia*. Artmed editora, São Paulo, SP. 520pp.
- Damásio, J.B.; Barata, C.; Munné, A.; Ginebreda, A.; Guasch, H.; Sabater, S.; Caixach, J.; Porte, C. 2007. Comparing the response of biochemical indicators (biomarkers) and biological indices to diagnose the ecological impact of an oil spillage in a Mediterranean river (NE Catalunya, Spain). *Chemosphere*, 66: 1206-1216.
- Day, J.A. & Davies, B.R. 1986. The Amazon river system. In: Davies, B.R.; Walker, K.F. (Eds). *The ecology of river systems*. The Hague, Netherlands. p. 289-317.

- Departamento Nacional da produção Mineral. 1978. Projeto RADAMBRASIL. Purus: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial de terra. Rio de Janeiro, Brasil. 566pp.
- Dias, J.L.M.; Quaglino, M.A. 1994. *A questão do petróleo no Brasil: uma história da Petrobras*. Petrobras, Rio de Janeiro. 120pp.
- Do Vale, J.D. 2003. *Estudo da diversidade e estrutura da ictiofauna na área do Catalão, Amazônia Central*. Dissertação de mestrado, Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 48pp.
- Doria, C.R.C.; Vilara, G.T.; Zuanon, J.A.S.; Favaro, L.F.; Riffino, M.L. & Leite, R.G. 2005. *Estudo de viabilidade das AHE's Jirau e Santo Antônio, localizadas no Rio Madeira em Rondônia, no trecho entre Porto Velho e Abunã. Relatório Técnico Final. Componentes: ICTIOFAUNA e PESCA*. UNIR. Rondônia, Brasil. 1-345pp.
- Dowson, P.; Scrimshaw, M.D.; Nasir, J.M.; Lester, J.N. 1996. The environmental impact of a chemical spill from a timber-treatment works on a lowland river system. *J. CIWEN*, 10: 235-244.
- Dudgeon, D. 2000. Large-scale hydrological changes in tropical Asia: Prospects for riverine biodiversity. *Bioscience*, 50: 793-806.
- Duncan, W.L.P. 1998. *Estresse metabólico e dano celular em Colossoma macropomum e Hoplosternum litoralle expostos a petróleo*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 117p.
- Ehrhardt, M.G. & Burns, K.A. 1990. Petroleum-derived dissolved organic compounds concentrated from inshore water in Bermuda. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*, 138: 35-47.
- Eiras, J. F., Wanderley filho, J. R. 2002. SIMPÓSIO SOBRE VULCANISMO E AMBIENTES ASSOCIADOS. Ocorrências de petróleo relacionadas a rochas magmáticas fanerozóicas. Resumo expandido: Sociedade Brasileira de Geologia. p. 54-54.
- Eiras, J.F.; Becker, C.R.; Souza, E.M.; Gonzaga, F.G., Silva, J.G.F.; Daniel, L.M.F.; Matsuba, N.S.; Feijó, F.J. 1994. *Boletim de Geociências da Petrobras-CENPES/SINTEP/RJ. PETROBRAS*, 1 (8):17-45.

- Elias, V.O., Simoneit, B.R.T.; Pereira, A.S.; Cabarl, J.A. & Cardoso, J.N. 1999. Detection of high molecular weight organic tracers in vegetatin smoke samples by high-temperature gas chromatography-mass spectrometry. *Environmental Science Tecchnology* , 33: 2369-2376.
- Engelhardt, F.R.; Wong, M.P.; Duey, M.E. 1981. Hidromineral balance and gill morphology in rainbow trout *Salmo gairdneri*, acclimated to fresh and sea water affected by petroleum exposure. *Aquat. Toxicol.*, 1:175-186.
- EPA – U.S. Environmental Protection Agency. 1986. Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods; Method 8270C – Semivolatile organic compounds by gas chromatography / massspectrometry – CD-ROM Internet. Edition, www.epa.gov/SW-864/main.htm.
- EPS (Enviromental Protection Series), 1999. *Guidance documento n application and interpretation of single-species tests in environmental toxicology*. EPS 1, Ottawa, Canadá, 34pp.
- Esteves, R.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 602p.
- Evans, D.R. e Rice, S.P. 1984. Effects of oil on marine ecosystems: a review for administrators and policy makers. *Fisheries Bull*, 72(3): 625-638.
- Fagundes, R.C. & Shimizu, G.Y. 1997. Avaliação da qualidade de água do rio Sorocaba – São Paulo, através da comunidade bentônica. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1: 63-66.
- Falk-Petersen, I.B. & Kjorsvik, E. 1987. Acute toxicity tests of the effects of oils and dispersants on marine fish embryos and larvae – A review. *Sarsia*, 72: 411-413.
- Feiden, A. & Hayashi, C. 2005. Desenvolvimento de juvenis de Piracanjuba (*Brycon orbignyannus*), Vallencienes (1849) (Teleostei: characidae) em tanques experimentais fertilizados com adubação orgânica. *Semina: Ciências Agrárias*, 26(4):591-600.
- Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6 (3)23-30.
- Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. A. S.; Santos, G. M. 1998. *Peixes comerciais do médio Amazonas: Região de Santarém, Pará*. Edição do Ibama, Divisão de Divulgação Técnico-Científica, Brasília, 211p.

- Ferreira, E.J.G. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Para, Brasil. *Acta Amazonica*. 23 (Supl. 1/4): 1-88.
- Ferreira, E.J.G., Santos, G.M. & Jégu, M. 1988. Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajaí, na área da ilha Paredão, Roraima, Brasil. *Amazoniana*,10: 339-352.
- Ferreira, F.C. & Petrere Jr., M. 2007. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro, SP, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 67(1): 23-32.
- Ferreira, M.T. 1992. *Ecologia e dinâmica das comunidades de macrófitas lóticás da bacia hidrográfica do Sorraia. Interferências dos sistemas agrários envolventes*. Tese de Doutorado. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 402pp.
- Foster, D.R.; Schoonmaker, P.K. & Pickett, S.T.A. 1990. Insights from paleocology to community ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 5(4): 119-122.
- Fraser, F.D.; Gilliam, J.F. & Yip-Hoi, T. 1995. Predation as an agent of population fragmentation in a tropical watershed. *Ecology*, 76(5): 1461-1472.
- Freedman, B. 1989. *Environmental ecology the impacts of pollution and other stress on ecosystem structure and function*. Academic Press, New York, 355 pp.
- Freitas, C.E.C & Garcez, R.C.S. 2004. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimões-Amazonas river (Amazon-Brazil). *Acta. Limnol. Bras.*, 16(3): 273-280.
- Freund, J.G. & Petty, J.T. 2007. Response of Fish and Macroinvertebrate Bioassessment Indices to Water Chemistry in a Mined Appalachian Watershed. *Environmental Management*, 39:707-720.
- Fumesi, F.G.; Aguera, V.M.; Ishii, W.H. 2006. Curta análise de alguns impactos sociais e ambientais da exploração e produção de petróleo na Amazônia. *Revista Ciências do Ambiente On-Line*, 2(2): 87-88.
- Gafny, S.; Goren, M. & Gasith, A. 2000. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. *Hydrobiologia* 422/423: 319–330.

- Galves, W.; Jerep, F.C. & Shibatta, O.A. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2 (1): 55-65.
- Ganasan, V. & Hughes, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40:367-383.
- Gard, R. & Flitner, G.A. 1974. Distribution and abundance of fishes in Sagehen Creek, California. *J. Wildl. Mangmt*, 38:347-358.
- Goksoyr, A.; Solberg, T.S. & Stegeman, J. 1988. Response of cod (*Gadus morhua*) larvae and juveniles to oil exposure detected with anti-cod cytosome P-450c IgG and anti-scup Cytosome P-450E MAb 1-12-3. *Mar. Env. Res*, 24: 31-35.
- Gomes, L.C. 2003. Ictiofauna – Componente Biótico. Disponível em: <<http://www.peld.uem.br/Relat2003/pdf/Ictiofauna.pdf>>. Acesso em 09 fev. 2007.
- Gonzalez, A.R. 1999. *Ecologia Aplicada*. Fundación Universidad de Bogotá, Bogotá, Colômbia. 325pp.
- González, G.; Franco, Z. A.; Tavares, A. F. C.; Dibai, A. J. V.; Porto, J. H. S. 1988. *Emulsões e borras (parte1): teoria da formação e quebra das emulsões*. Boletim Técnico Petrobras. Rio de Janeiro, Brasil. 31pp.
- Goulding, M. 1980 *The fishes and the forest: Explorations in Amazônian natural history*. University of California Press, Berkeley, USA. 280p.
- Goulding, M.; Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G. 1998. *Rio Negro- Rich life in poor water*. SPB Academic Publishing. The Hague. 200pp
- Grossman, G.D. 1982. Dynamics and organization of a rocky intertidal fish assemblage: the persistence and resilience of taxocene structure. *Am. Nat*, 119: 611-637.
- Hall, C.A.S. 1972. Migration and metabolism in a temperate stream ecosystem. *Ecology*, 53:585-604.
- Hamilton, S.K. & Lewis Jr, W.M. 1987. Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco river floodplain, Venezuelan. *Limnology and oceanography*, 32: 1277-1290.

- Harrell, R.C. 1978. Responses of the Devils River (Texas) fish community to flooding. *Copeia*, 60-8.
- Higashi, R.M.; Cherr, G.N.; Bergens, C.A. & Fan, T. W. M. 1992. An approach to toxicant isolation from a produced water source in the Santa Barbara Channel. *In: Ray, J.P. & Engelhardt, F.R. (Eds). Produced Water: Technological/Environmental Issues and Solutions.* Plenum Press, New York. p.223-233.
- Hoeinghaus, D.J.; Laymana, C.A.; Albrey Arringtona, D.A. & Winemiller, K.O. 2003. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes* 67: 379–387.
- Hugueny, B., 1990. Richesse des peuplements de poissons dans le Niandan (haut Niger, Afrique) en fonction de la taille de la rivière et de la diversité du milieu. *Rev. Hydrobiol. Trop*, 23: 351–364.
- Ibarra, M. & Stewart. D.J. 1989. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in Napo river Basin, Eastern Ecuador. *Copeia*, 5(1): 364-381.
- International Maritime Organization), 2004. Disponível em: <<http://www.imo.org>>. Acesso em 18. mar.2008.
- Ingersoll, C.G. 1995. Sediment tests. *In: Rand, G.M. (ed) Fundamentals of aquatic toxicology – Effects, environmental fate and risk assessment.* 2 ed, Washington, USA, p. 231-255.
- Jackson, D.A.; Peres-Neto, P.R. & Olden, J.d. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*, 58:157-170.
- Jeffree, R.A.; Twining, J.R. & Thomson, J. 2001. Recovery of fish communities in the Finnis River, northern Australia, following remediation of the Run Jungle ranium/copper mine site. *Environmental Science & Technology*, 35: 2932-2941.
- Jepsen, D.B. 1997. Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical rivers. *Environmental Biology of Fishes*, 49: 449-460.
- Jepsen, D.B.; Winemiller, K.O. & Btarphon, D.C. 1997. Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in Venezuelan blackwater river. *Journal of Fish Biology*, 51: 1085-1108.
- Johnson, R.K. 1995. The indicator concept in freshwater biomonitoring. *In: Craston, P. (Ed). Chironomid. From gene to ecosystems East Melbourne.* Melbourne, Austrália. p. 11-27.

- Johnston, R. 1976. *Mechanisms and problems of marine pollution in relation to commercial fisheries*. Academic Press, USA. 58pp.
- Júlio-Jr, H.F.; Cunico, A.M.; Gubiani, E.A.; Fernandes, R.; Dias, R.M.; Graça W.J. & Gomes, L.C. 2003. Ictiofauna – Componente Biótico. Disponível em: <<http://www.peld.uem.br/Relat2003/pdf/Ictiofauna.pdf>>. Acesso em 09 fev. 2007.
- Junk, W.J. & Robertson, B. 1997. Aquatic Invertebrates. In: Junk, W.J. (Ed.): *The central Amazonian Floodplain: Ecology of a pulsing System – Ecological Studies*. Vol. 126. Springer Verlag. Heidelberg, Germany. p. 279-298.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. pp. 110-127. In: Dodge, D.P. (Ed.) *Proceeding of the International Large River Symposium*. Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences . 106:110-127.
- Junk, W.J.; Soares, M.G. & Carvalho, F.M. 1983. Distribution of fish species in lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7(4): 397-431.
- _____. 1984. Ecology, fisheries and fish culture in Amazônia. In: Sioli, H. (Ed). *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol. 1. Dordrecht, Dr. Junk publishes, USA. p. 443-475.
- Karr, J. R. 1981. assessement of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6):21-27.
- Kennedy, C.J. 1995. Xenobiotics. In: Hochachka, P.W, & Mommsen, T.P. (Ed). *Strategies of biochemical adaptation*. Vol. 5. Elsevier Science Publisher. Amsterdam. p. 281-312.
- Kouamélan, E.P.; Teugels, G.G.; Douba, V.N.; Bi, G.G. & Koné, T. 2003. Fish diversity and its relationships with environmental variables in a West African basin. *Hydrobiologia*, 505: 139–146.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Benjamim/Cummings, Menlo Park, CA, USA. 620pp.
- Kushlan, J.A. 1976. Environmental stability and fish community diversity. *Ecology*, 57: 821-825.
- Lewis, G. P; Mitchell, J.D.; Andersen, C.B; Haney, D.C.; Liao, M. & Sargent, K.A. 2007. Urban Influences on Stream Chemistry and Biology in the Big Brushy Creek Watershed, South Carolina. *Water Air Soil Pollution*, 182:303–323.

- Lima, I.B.T. 2002. *Emissão de metano por reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo. SP. 135pp.
- Lima-Junior, S.E.; Cardone, I.B.; Goiten, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, 15:248-290.
- Lindén, O. 1973. Acute effects of oil and oil/dispersant mixture on larvae of Baltic herring. *Ambio*, 4: 130-131.
- _____. 1976. The influence of crude oil and mixture of crude oil/dispersants on the ontogenetic development of the Baltic herring, *Clupea harengus*. *Ambio*, 5(3): 136-140.
- Lloyd, M. & Ghelardi, R.J. 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* 33:217-225.
- Loureau, M. & Mouquet, N. 1999. Immigration and the maintenance of local species diversity. *Amer. Nat.*, v.154, n.4, p.427-440.
- Lowe-McConnell, R. H. 1964. The fishes of the Rupunini savanna district of British Guiana, Pt 1. Groupings of fish species and effects of the seasonal cycles on the fishes. *Journal of the Linnean Society (Zoology)*, 45, 103-144.
- _____. 1975. *Fish Communities in tropical freshwaters*. Logman, London. 337pp.
- _____. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Tropical Biology Series, CA, USA. 382pp.
- _____. 1994. Threats to and conservation of tropical freshwater fishes. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 47-52.
- _____. 1999. *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*. EDUSP, São Paulo, Brasil. 524pp.
- Luiz, E.A.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Hahan, N.S. 1998. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da Bacia do Paraná. *Rev. Brasil. Biol.* 58(2): 273-285.
- Lundberg, J. 2001. Freshwater riches of the Amazon. *Natural History*, 110: 36-43.
- Maco, J.T. 1996. *Influência da água de formação da extração de petróleo do rio Urucu sobre aspectos hematológicos e conteúdo iônico de *Colossoma macropomum* e *Glyptoperichthys joselimaianus**. Dissertação de Mestrado.

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Amazonas. 90pp.

- Magurran, A.E. & Phillip, D.A.T. 2001. Implications of species loss in freshwater fish assemblages. *Ecography*, 24: 645-650.
- Malan, D.E. 1986. Effects of qatar light crude oil on adult saltmarsh crab *Secaram catenata* and implications in the field: respiration, oxygen diffusion and hypoxia. *S. Afr. J. of Mar. Sci*, 4: 265-275.
- _____. 1988. Effects of qatar light crude oil on saltmarsh crab *Secaram catenata* and its implications in the field: toxicity to adults and larvae. *S. Afr. J. of Mar. Sci*, 7:37-44.
- Malm, O.; Pfeiffer, W.C.; Souza, C.M.M. & Reuther, R. 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira river basin, Brazil. *Ambio*, 19: 11-15.
- Marques Jr.A.N.; Moraes, R.B.C. & Maurat, C.M. 2002. Biologia Marinha. In: Pereira, R.C. & Soares-Gomes, A. (Eds). *Biologia Marinha*. Vol. 1. Rio de Janeiro, Brasil. p. 311-334.
- Marques, M.M. & Barbosa, F.A.R. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil) using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, 457: 69-76.
- Martinelli, L.A.; Silva, A.M.; Camargo, P.B.; Moretti, L.C.; Tomazelli, A.C.; Silva, D.M.L.; Fischer, E.G.; Sonoda, K.C. & B.Salomão, M.S.M. 2002. Levantamento de cargas orgânicas lançadas nos rios do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 2: 1-18.
- Matson, P.A. & Harris, R.C. 1995. Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water. *Blackwell Science*, Oxford.
- Mattews, W.J. & Robinson, H.W. 1988. The distribution of the fishes of Arkansas: a multivariate analysis. *Copeia*, 358-374.
- Mattews, W.J. 1998. *Patterns in Freshwaters Fish Ecology*. University of Oklahoma Press, Oklahoma, USA. 756pp.
- Mattews, W.J.; Hravey, B.C. & Power, M.E. 1994. Spatial and temporal patterns in the fish assemblages of individual pools in a Midwestern stream (USA), *Environ. Biol. Fish*, 39: 381-97.
- McArthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev*, 40:510-533.

- MacArthur R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Meador, M.R. & Goldstein, R.M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 31: 504-517.
- Meffe, G.K. & Sheldon, A.L. 1990. Post-defaunation recovery of fish assemblages in southeastern blackwaters streams. *Ecology*, 71(2): 657-667.
- Melack J.M.; Hess, L.L.; Gastil, M.; Forsberg, B.R.; Hamilton, S.K.; Lima, I.B.T. & Novon, E.M.L.M. 2004. Regionalization of methane emission in the Amazon Basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology*, 10: 530-544.
- Melo, C.E. & Röpke, C.P. 2004. Alimentação e distribuição de piaus (Pisces, Anostomidae) no Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1):51-56.
- Menezes, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In: Menezes, N.A. & Bicudo, C.E.M (Eds). *Biodiversity in Brazil: a First Approach*. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, São Paulo, Brazil. p. 289-295.
- Mérona, B. & Bittencourt, M.M. 1988. A pesca na Amazônia através dos desembarques do mercado de Manaus: resultados preliminares. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, (48) (Supl.): 433-453.
- Mérona B. & Bittencourt, M.M. 1993. Les peuplements de poissons du "Lago do Rei", um lac d'inondation d'Amazonie centrale: description générale. *Amazoniana*. XII(3/4): 415-441.
- Mérona, B. & Gascuel, D. 1993. The effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquaf. Living Resour*, 6:97-108.
- Merona, B. & Rankin-de-Merona, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 2(2):75-84.
- Metcalfe-Smith, J.L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrates communities. In: Callow, P. & Petts, G.E. (Eds). *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*. Vol. 2. Blackwell Scientific Publications, USA. p. 523.

- Mol, J.H. & Ouboter, P.E. 2004. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conservation Biology*, 18(1) 201-214.
- Monteiro, A.G. 2003. *Metodologia de avaliação de custos ambientais provocados por vazamento de óleo: Estudo de caso do complexo REDUC-DTSE*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 271pp.
- Moreira, S.S. 2004. *Relações entre o ciclo hidrológico, atividade alimentar e táticas reprodutivas e quatro espécies de peixes da área do Catalão, Amazônia central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 108pp.
- Moro, J. 1985. *Seminario de Contaminación por actividades petroleras em zonas tropicales*. Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana y el medio ambiente, Iquitos, Peru. 9pp .
- Moyer, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation prioritization. *Nature*, 403: 853-858.
- Nakayama, C.; Jégu, M.; Porto, J.I.R. & Feldberg, E. 2001. Karyological Evidence for a Cryptic Species of Piranha within *Serrasalmus rhombeus* (Characidae, Serrasalminae) in the Amazon. *Copeia*, 3: 866–869.
- Neef, J.M. 1990. Composition and fate of petroleum and spill-treating agents in the marine environment. In: Geraci, J.R. & Aubin, D.S. (Eds). *Sea mammals and oil: confronting the risks*. Vol.1. Academic Press, San Diego, USA. p. 3-33 .
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the world*. Wiley, Hoboken, New Jersey, USA. 601pp.
- Nelson, W.G. 1982. Experimental studies of oil pollution on the rocky intertidal community of a Norwegian Fjord. *Exp. Mar. Biol. Ecol*, 65: 121-138.
- Newcombe, C. 1981. A procedure to estimate changes in fish populations caused by changes in streams discharge. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110: 382-390.
- Nihoul, C.; Ducroty, J.P. 1994. Impact of oil on the marine environment: Policy of the Paris commission on operation discharges from off-shore industry. *Marine Pollution Bulletin*, 29(6): 323-329.
- Northington, R. M. & Hershey, A.E. 2006. Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 51: 1959–1973.

- Noss, R.E. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355-364.
- Novakowski, G.C.; Hahn, N.S. & Fugi, R. 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2):149-154.
- Odum, E. P. 2004. *Fundamentos de Ecologia*. FUNDAÇÃO CAOLUSTE GULBENKIAN/ Lisboa, Portugal. 927pp.
- Oliveira, A.K. & Garavello, J.C. 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. *Iheringia-Série Zoologia*, 93 (2):127-138.
- Oliveira, R.C.G. 1995. *Estudos de variáveis operacionais e interfaciais na flotação de óleo por gás dissolvido*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 120pp.
- Oliveira, T.C.S., 2007. *Caracterização de marcadores moleculares e uso de diferentes proxies para estudo do registro de combustão em sedimento na Amazônia Central (Coari-Manaus)*. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: PUC-Rio, 190p.
- Parr, W. 1954. Water-quality monitoring. In: Callow, P. & Petts, G.E. (Eds). *The rivers handbook: hidrological and ecological principles*. Vol. 2. Blackweel Scientific Publicatins, USA. p. 251-281.
- Pegg, M. A & McClelland, M. A. 2004. Spatial and temporal patterns in fish communities along the Illinois River. *Ecology of Freshwater Fish*, 13: 125–135.
- Pereira, A.S.; Siqueira, S.D.; Elias, V.O.; Simoneit, B.R.T. Cabarl, J.A. & Aquino Neto, F.R. 2002. Tree series of high molecular weight alkanooates fornd in Amazonian plants. *Phytochemistry*, 61:711-719.
- Petrere Jr, M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South América. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 2(1-2):111-133.
- Petrere Jr, M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs of South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2: 111-133.

- Petrobras, 1992. *Workshop Amazônia. Escoamento de hidrocarbonetos da região de Urucu*. Petrobras, Amazonas, Brasil. 82pp.
- Petrobras, 1994. *Sistema Petrobras: diagnóstico e perspectivas*. Petrobras, Amazonas, Brasil. 165pp.
- Petrobras, 1997. *Características do petróleo Urucu*. Anexo V. Petrobras, Amazonas, Brasil. 10pp.
- Petrobras, 2008. O petróleo de Urucu. Disponível em: <<http://www.petrobras.org>>. Acesso em 20. abr.2008.
- Petry, P.; Bayley, P.B. & Marker, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental variability: An answer for riverine fish. *Oikos*, 93: 419-428.
- Pianka, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Amer.Nat.*, v.100, p. 33-46.
- _____. 1970. On *r* and *K* selection. *Am. Nat.*, 104:592-597.
- Pinto, B.C.T.; Peixoto, M.G. & Araújo, F.G. 2006. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2):269-278.
- Pitcher, T. 1992. Who dares, wins: the function and evolution of predator inspection behaviour in shoaling fish. *Netherlands Journal of Zoology*, 42(2-3): 371-391.
- Poff, N.L. & Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2): 606-627.
- Pons, A. & Oliveira, I. 2005. Derramamentos de petróleo e conseqüências para o meio ambiente. Disponível em: <<http://www.arvore.com.br>>. Acesso em 18. mar.2007.
- Pouilly, M.F.; Lino, J.G.; Bretenoux. & Rosales, C. 2003. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, 62:1137-1158.
- Prenda, J.; Armitage, P.D.; Grayston, A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology*, 51: 64-79.
- Primack, R. B. 2001. *Biologia da conservação*. (Eds) Primack, R.B. & Rodrigues, E. – Londrina. 328p.
- Pusey, B.J.; Arthington, A.H.; Read, M.G. 1993. Spatial and temporal variation in fish assemblages structure in the Mary River, south-eastern Queensland: The influence of habitat structure, *Environmental Biology Fisheries*, 37:355-380.

- Ramalho, J.B.V.S. 1992. *Curso básico de processamento de petróleo: tratamento de água oleosa*. RPSE/DIROL/SEPET, Rio de Janeiro, Brasil. 280pp.
- Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraijr, C.J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and central America. EDPUCRS, Porto Alegre, Brazil. 245pp.
- Research Planning Institute. 1985. Coastal process field manual for oil spill assessment. *In: Pereira, R. C.; Gomes, A. S. (Eds): Interciência*. Vol. 1. Rio de Janeiro. p. 311-334.
- Reynolds, C.S. 1998. The state of freshwater ecology. *Freshwater Biology*, 39: 741-753.
- Ribeiro, M.C.L.B & Petrere Jr, M. 1990. Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, *S. insignis*) in central Amazônia. *Research & Management*, 5: 195-215.
- Ribeiro, M.C.L.B. 1983. *As migrações dos jaraquis (Pices, Prochilodontidae) no rio Negro, Amazonas, Brasil*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brasil. 192p.
- Ribeiro, M.C.L.B. 1994. *Conservação da integridade biótica das comunidades de peixes do Ribeirão da Gama: Área de Proteção Ambiental (APA) Gama/Cabeça de Veado, Brasília, DF*. Dissertação de Doutorado, Universidade Estadual de São Paulo-UNESP, Rio Claro. 176pp.
- _____. 2005. *Expansão da pecuária de bovinos e desafios de sustentabilidade da atividade na Amazônia legal*. III Workshop Brasil - Japão em Energia, Meio Ambiente e Desenvolvimento sustentável. 25p.
- Rice, S.D. 1985. Effects of oil on fish. *In: Wolfer, D.A. (Ed). Petroelum effects in the Artic environment*. Pergamon Press, New York. p. 78-94.
- Richey, J.E.; Devol, A.H.; Wofsy, S.C.; Victoria, R. & Ribeiro, M.N.G. 1988. Biogenic gases and oxidation and reduction of carbon in Amazon River and floodplain waters. *Limnol. Oceanogr.* 33: 551-561.
- Rickefs, R.E. 2001. *A Economia da natureza*. 5ª ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro, Brasil. 503pp.
- Rivas, A. & Freitas, C.E.C. 2002. *Amazônia: uma perspectiva interdisciplinar*. Rivas, A. & Freitas, C.E .C. (Orgs.) Manaus: Editora da Universidade do Amazonas. 271pp.

- Robertson, R. (1972) Social control of sex reversal in a coral-reef fish. *Science*, 177: 9-1007.
- Rodríguez, M.A. & Lewis, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.
- Rodríguez-Olarte, D.; Amaro, A.; Coronel, J. & Taphorn, D.C. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 4(3):319-328.
- Rosa, R.S. & Lima, F.C.T. 2005. Peixes. In: Machado, A.B.M.; Martins, C.S. & Drummond, G.M. (Eds) *Livro da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Biodiversitas, Belo Horizonte, p67-81.
- Saint-Paul, U. & Soares, M. G. M. 1987. Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in Amazon floodplain lake. – *Environmental Biology Fisheries*, 20: 91-104.
- Saint-Paul, U.; Zuanon, J.A.S.; Correa, M.A.V.; Garcia, M.; Fabr e, N.N.; Berger, U. & Junk, W.J. 2000. Fish communities in central Amaz onian white and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 235-250.
- Santana, A.W; Tachibana, T. 2004. Caracteriza o dos elementos de um projeto hidrov ario, vantagens, aspectos e impactos ambientais para a proposi o de metodologias técnico-ambientais para o desenvolvimento do transporte comercial de cargas nas hidrovias brasileiras. *Engevista*, 6(3):75-85.
- Santos Jr., U.M. 2003. *Ecofisiologia de espécies arbóreas plantadas sobre área degradada por atividade petrolífera na Amazônia Central*. Disserta o de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 135p.
- Santos, G.; Ferreira, E.; Zuanon, J. 2006. *Peixes comerciais de Manaus*. Ibama, Manaus, 144 pp.
- Santos, G.M. 1991. *Pesca e Ecologia dos Peixes de Rondônia*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. Manaus, 213pp.
- Santos, G.M. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre a comunidade de peixes do Rio Jamar  (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica*. 25: 247-280.

- Santos, G.M.; Jégu, M. & De Merona, B. 1984. Catálogo de Peixes Comerciais do Baixo Rio Tocantins. Eletronorte/CNPq/INPA, Manaus, Amazonas. 186pp.
- Schaefer, S.A. 1998. Conflict and resolution: Impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). *In*: Malabarba, L.R.; Reis, R.E.; Vari, R.P.; Lucena, Z.M.S.; Lucena, C.A.S. (Eds). *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. EDIPUCRS. Porto Alegre, Brazil. p. 375-400.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry*. Academic Press, New York.
- Schlosser, I.J.; 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwaters stream. *Ecology Monography*, 52: 395-414.
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185: 27-39.
- Sheldon, A.L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, 49: 193–198.
- Silva, C. C.; Ferreira, E.J.G.; Deus, C.P. 2008. Diet of *Bryconops alburnoides* and *Bryconops caudomaculatus* in the region affected by Balbina Hydroelectric Dam (Amazonas Drainage, Brazil), *Neotropical ichthyological*, 6(2): 237-242.
- Silva, C.P.D. 1992. *Influência das modificações ambientais sobre a comunidade de peixes um igarapé da cidade de Manaus (Amazonas)*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 112pp.
- Silva, E.F.; Melo, C.E. & Venere, P.C. 2007. Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no Rio das Mortes, Planície o Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2):482-492.
- Silva, F.F.G. 2008. *Composição e distribuição da ictiofauna do Rio Guaraguaçu (Paranaguá, Paraná-BR) e biologia alimentar de três espécies*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 100pp.
- Silva, P.R. 2004. *Transporte Marítimo de petróleo e derivados na costa brasileira: Estrutura e implicações ambientais*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 148p.
- Simoneit, B.R.T.; Cardoso, J.N. & Robinson, N. 1990. An assessment of origin and composition of higher molecular weight organic matter in aerosols over Amazônia. *Chemosphere*, 21:1285-1301.

- Simoneit, B.R.T.; Cardoso, J.N. & Robinson, N. 1991. An assessment of terrestrial higher molecular weight lipid compounds in aerosol particulate matter over the South Atlantic from about 30-70°S. *Chemosphere*, 23(4):447-465
- Sioli, H. 1950. Das Wasser im Amazonasgebiet. *Forsch. Fortschr*, 26: 274-280.
- _____. 1984. The Amazon and its main affluent hydrograph: morphology of the river courses and river types. In: Sioli, H. (Ed). *The Amazon-limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht, Dr. Junk Publishers, p. 127-166.
- Siqueira, D.S.; Pereira, A.S.; Aquino Neto, F.R. 2003. Determinação de compostos de peso molecular alto em folhas de planta da Amazônia.
- Siqueira-Souza, F. K. & Freitas, C. E. C. 2002. A diversidade de peixes em lagos de várzea no Baixo Rio Solimões. *Brazilian Journal Biology*, 64(3):1519-6984.
- Siqueira-Souza, F. K; Freitas, C. E. C. 2004. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. *Brazilian Journal Biology*, 64(3A):501-10.
- Smith, W.S.; Barrela, W. E & Cetra, M. 1997. Comunidades de peixes como indicadores de poluição ambiental. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1: 67-71.
- Soares, M.G.M. 1993. *Estratégias respiratórias em peixes do Lago Camaleão (Ilha de Marchataria), Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 146pp.
- Soclo, H.H.; Garrigues, P.H.; Ewald, M. 2000. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in costal marine sediments: Case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Marine pollution Bulletin*, 40(5), 387-396.
- Sousa, R.G.C. & Freitas, C.E.C. 2008. The influence of flood pulse on fish communities of floodplain canals in the Middle Solimões River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(2):249-255.
- Souza-Pereira, 2000. *Variáveis limnológicas e sua relação com as espécies de peixes onívoras e herbívoras do lago Camaleão, Amazonas, Brasil*. Monografia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 31pp.

- Stott, G.G.; McArthur, N.H.; Tarpley, R.; Sis, R.F. & Jacobs, V. 1980. Histopathological survey of male gonads of fish from petroleum production and control sites in the Gulf of Mexico. *Journal Fish Biology*, 17: 593-602.
- Strange, E.M. ; Moyle, P.B. & Foin, T.C. 1992. Interactions constraints in comparisons of morphological structure among fish assembly. *Environmental Biology Fisheries.*, 36: 1-15.
- Súarez, Y.R. & Petreire Jr, M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1):61-68.
- Súarez, Y.R. 1998. *Ecologia de Comunidades de Peixes em lagoas do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado, UFMG, Campo Grande/MS, 53pp.
- Súarez, Y.R.; Júnior, P. M. & Catella, A.C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8: 173-186.
- _____. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 45-50.
- Súarez, Y.R.; Petreire Jr, M. & Catella, A.C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 11:45-54.
- Tay, K.L.; Doe, K.G.; Macdonald, A.J.; Lee, K. 1997. The influence of particle size, ammonia and sulfide on toxicity of dredge materials for ocean disposal. In: Wells, P.G.; Lee, K.; Blaise, C. (eds). *Microscale testing in aquatic toxicology – Advances, techniques and practice*. Boca raton, USA, CRC Press, p. 559-574.
- Taylor, C.M.; Winston, M.R. & Matthews, W.J. 1993. Fish species-environment and abundance relationships in a Great Plains river system. *Ecography*, 16:16-23.
- _____. 1996. Temporal variation in tributary and mainstream fish assemblages in a Great plains stream system. *Copeia*, 280-289.
- Teal, J.M.; Farrington, J.W.; Burns, K.A.; Stegeman, J.J.; Tripp, B.W.; Woodin, B. & Phinney, C. 1992. The west Falmouth oil spill after 20 years: Fate of fuel oil compounds and effects on animals. *Marine Pollution Bulletin*, 24(12): 607-614.
- Teixeira, T.P.; Terra, B.F.; Estiliano, E.O.; Gracia, D.; Pinto, B.C.T. & Araújo, F.G. 2004. Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do sul. *rev. univ. rural, sér. ci. vida. seropédica*, RJ, 24(2) 167-174.

- Tejerina-Garro, F.L.; Fortin, R. & Rodríguez, M.A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 399-410.
- Tejerina-Garro, F.T.; Fortin, R. & Rodríguez, M.A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 399–410.
- Tundisi, J.G. 2003. Água no século XXI: enfrentando a escassez. *Hydrobiologia*, 500: 231-242.
- Val, A.L. 1996. Surviving low oxygen levels: Lessons from fishes of the Amazon. In: Val, A.L.; Almeida-Val, V.M.F.; Randall, D.J. (Eds). *Physiology and Biochemistry of the Fishes of the Amazon*. Vol. 1. Manaus, Amazonas. p. 59-73.
- Val, A.L.; Almeida-val, V.M.F. 1995. *Fishes of the Amazon and their environment. Physiology and Biochemistry*. Features, Heidelberg: Springer Verlag., USA. 224pp.
- Val, A.L.; Almeida-val, V.M.F. 1997. Efeitos do petróleo sobre a respiração de peixes da Amazônia. In: Martos, H.L.; Maia, N.B. (Eds). *Indicadores Ambientais*. Vol. 1. Pontifícia Universidade Católica, Sorocaba, São Paulo. p. 109-119.
- _____. 1999. Effects of crude oil on respiratory aspects of some fish species of the Amazon. In: Val, A.L.; Almeida-Val, V.M.F.; Maia, N.B. (Eds). *Biology of Tropical Fishes*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. p. 277-291.
- Val. A.L. 1993. Adaptations of fishes extreme conditions in fresh waters. In: Bicudo, J.E.P.W. (Ed). *The invertebrate gas transport cascade. Adaptations to environment and mode of life*, Boca Raton. Vol. 1. CRC Press, Brasil. p. 43-53.
- Vale, J.D. 2003. *Composição, diversidade e abundância da ictiofauna na área do Catalão, Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. Instituto nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. 125pp.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.S. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130–137.

- Vari, R.P. & Malabarba, L.R. 1998. Neotropical ichthyology: an overview. *In*: Malabarba, L.R.; Reis, R.E.; Vari, R.P.; Lucena, Z.M.S.; Lucena, C.A.S. (Eds). *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. Vol. 1. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brazil. p: 1-11.
- Vasconcellos, P.C.; Artaxo, P.E.; Ciccioli, P.; Cecinato, A.; Bracaleoni, E. & Frattoni, M. 1998. Determinação dos hidrocarbonetos saturados e policíclicos aromáticos presentes no material particulado da atmosfera amazônica. *Química Nova*, 21(4): 385-303.
- Veríssimo, S. 1994. *Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, ilha Porto Rico, PRBrasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 77pp.
- Vieira, L.S.; Santos, P.C.T.C. 1987. *Amazônia: Seus solos e outros recursos naturais*. Agronômica Ceres, São Paulo, Brasil. 416pp.
- Vizcarra, A.A. 1984. *Programa para el estudio de la contaminación ambiental causado por actividades petroleras*. Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana – IIAP, Venezuela. 46pp.
- Waite, I.R. & Carpenter, K.D. 2000. Associations among fish assemblages structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129:754-770.
- Walker, I. & Henderson, P.A. 1996. Ecophysiological aspects of Amazonian blackwater litterbank fish communities. *In*: Val, A.L.; Almeida-Val, V.M.F.; Randall, D.J. (Eds). *Physiology and Biochemistry of the Fishes of the Amazon*. Vol. 1. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. p. 7-22.
- Wang, Z.; Fingas, M.; Page, D.S. 1999. Oil spill identification. *Journal of Chromatography*, 843: 369-411.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1987. The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research. *In*: Craig, J.F. & Kemper, J.B. (Eds.) *Regulated streams: advances in ecology*. New Cork: Plenum Press, 391-409pp.

- Warwick R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92:557–562.
- Welcomme, R. L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. London: Longman.
- White, I; Molloy, F. 2001. Ships and the marine environment. Maritime Cypris conference.
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American tropical river food webs. *Journal of fish Biology*. 53 (Suplement A): 267-296.
- Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of fish Biology*. 53 (Suplement A): 267-296.
- Winemiller, K.O. & Pianka, E.R. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards tropical fishes. *Ecological Monographs*, 60(1): 27-55.
- Yamamoto, K.C.; Soares, M.G.M. & FREITAS, C.EC. 2004. Alimentação de *Triporthus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazonica*, 34(4): 653 – 659.
- Yarzabal, L. 1992. *Proceso de desarrollo y condiciones de la salud humana en la Amazonía. Seminario taller sobre medio ambiente y salud humana en la región amazonica*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil. 23pp.
- Zalava-Gamin, L.A. 1996. *Introdução aos estudos sobre alimentação natural de peixes*. Maringá: EDUEM.129pp.

8. Anexos

Anexo I

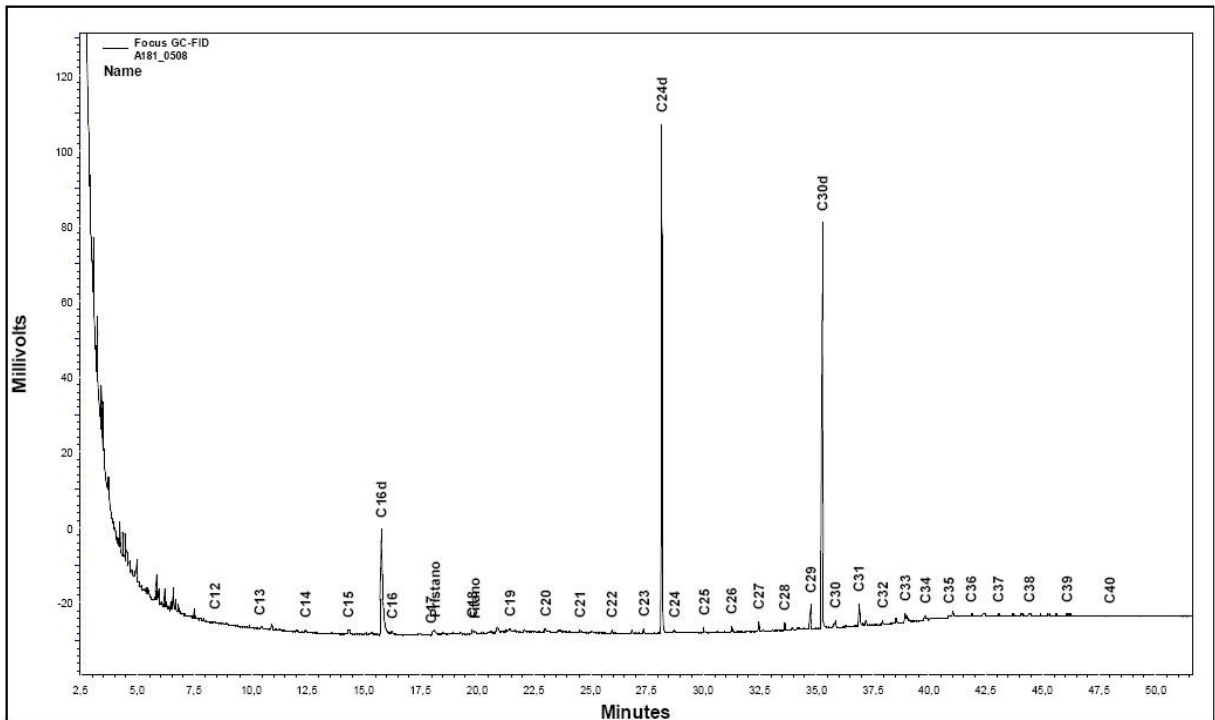
Anexo I. Resultados de hidrocarbonetos alifáticos, em $\mu\text{g L}^{-1}$, nas amostras de água coletadas no Rio Urucu.

Composto	Cheia							Seca							
	PJE1	PPE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT	PJE1	PPE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT	
n-C₁₂	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₂	< 0,05	< 0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₁₃	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₃	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₁₄	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₄	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	0,08	< 0,05	< 0,05
n-C₁₅	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₅	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₁₆	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₆	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	< 0,05	< 0,05
n-C₁₇	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₇	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05
Pristano	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	Pristano	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	0,06	< 0,05	< 0,05
n-C₁₈	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₈	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06
Fitano	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	Fitano	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₁₉	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₁₉	0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	< 0,05	0,07
n-C₂₀	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₀	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06
n-C₂₁	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₁	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05
n-C₂₂	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₂	0,12	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₂₃	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₃	0,33	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₂₄	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₄	0,53	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₂₅	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,10	< 0,05	< 0,05	< 0,06	n-C₂₅	0,75	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,14
n-C₂₆	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,11	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₆	0,62	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,19
n-C₂₇	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,12	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₇	0,56	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,27
n-C₂₈	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,10	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₂₈	0,37	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,28
n-C₂₉	0,05	< 0,05	< 0,05	0,14	< 0,05	0,05	< 0,05	n-C₂₉	0,29	0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,36
n-C₃₀	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₀	0,12	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,25

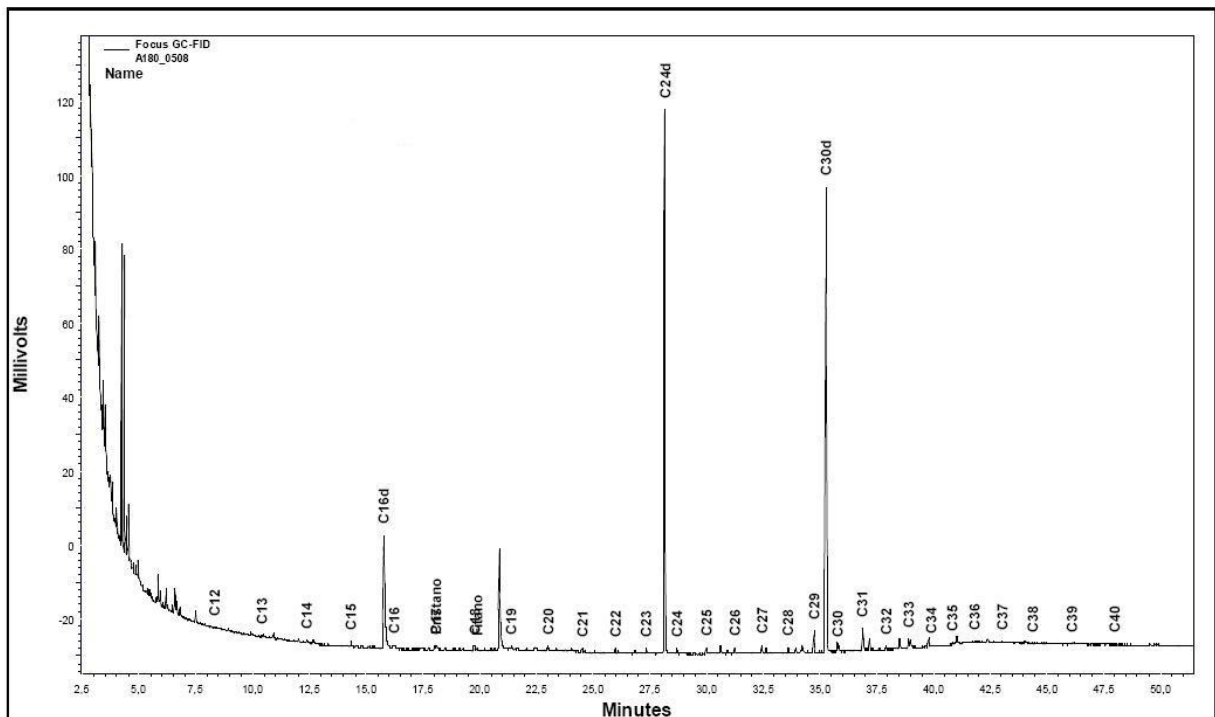
continuação

n-C₃₁	0,09	< 0,05	0,07	0,15	0,07	0,09	0,10	n-C₃₁	0,08	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,26
n-C₃₂	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₂	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,19
n-C₃₃	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₃	0,07	0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	0,19
n-C₃₄	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₄	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₃₅	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₅	0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,13
n-C₃₆	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₆	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,09
n-C₃₇	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₇	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,10
n-C₃₈	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₈	0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07
n-C₃₉	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₃₉	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
n-C₄₀	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n-C₄₀	0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,12
n-alcanos	0,14	< 0,05	0,38	0,79	0,07	0,14	0,15		4,19	0,26	0,05	0,11	0,31	0,05	2,93
Resolvidos	0,14	-	0,61	0,91	0,07	0,14	0,15		4,19	0,26	0,05	0,11	0,31	0,05	2,93
MCNR	-	-	6,44	17,99	-	1,28	-		-	-	-	-	-	-	-
Alifáticos Totais	0,14	< 0,05	7,05	18,60	0,07	1,42	1,42		-	-	-	-	-	-	-
Hidrocarbonetos saturados	-	-	-	-	-	-	-		4,19	0,26	0,05	0,11	0,31	0,05	2,93
Recuperação (%)	87,2	81,6	100,2	101,7	96,6	91,4	80,0		57,5	76,5	81,0	67,4	80,1	82,2	73,4

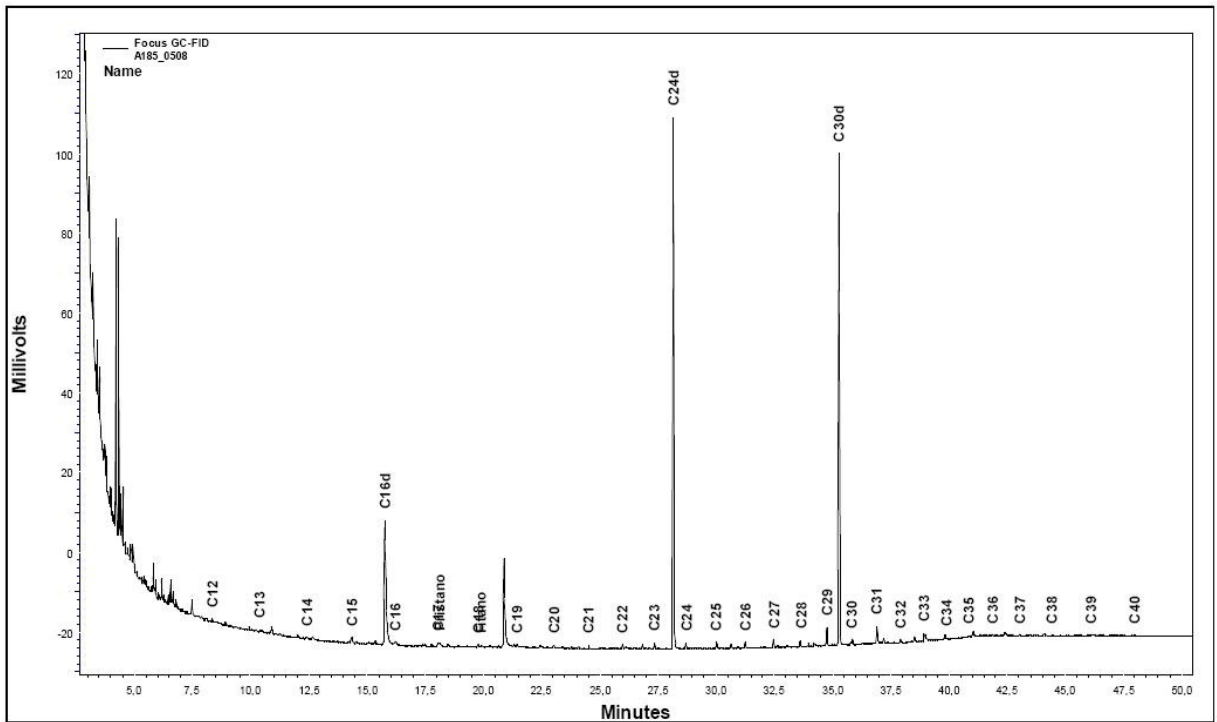
Anexo II



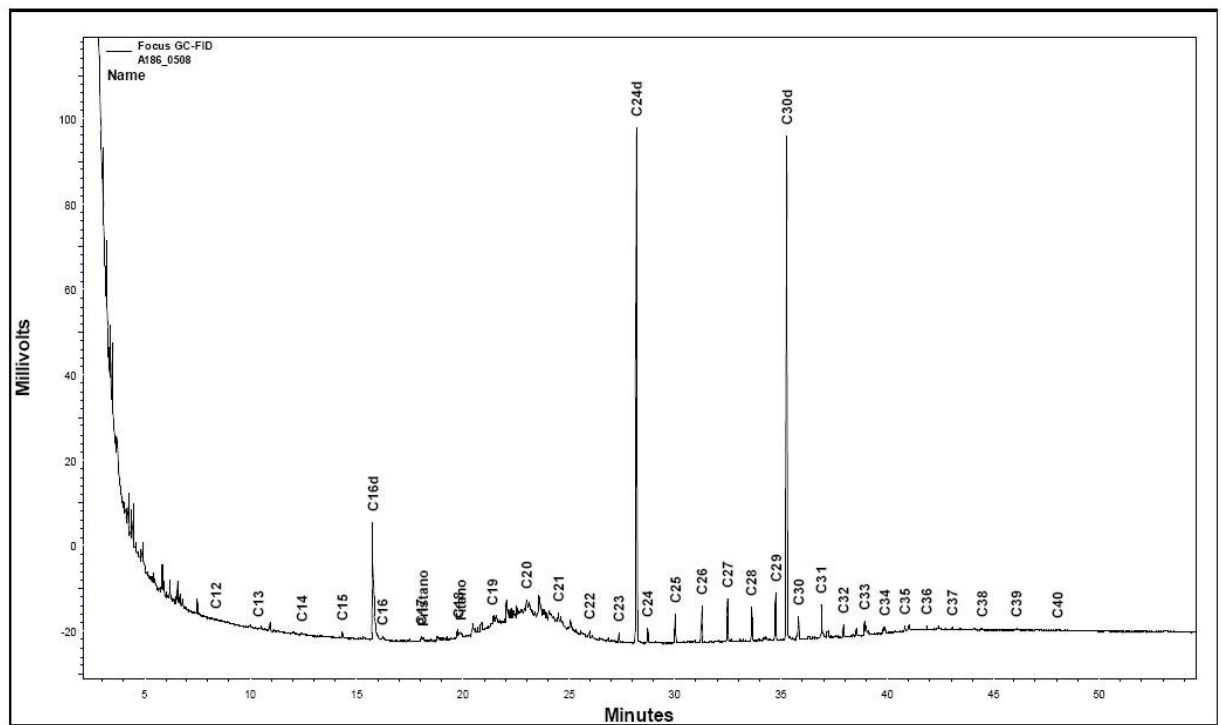
Anexo II.I. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PCONT no período da cheia.



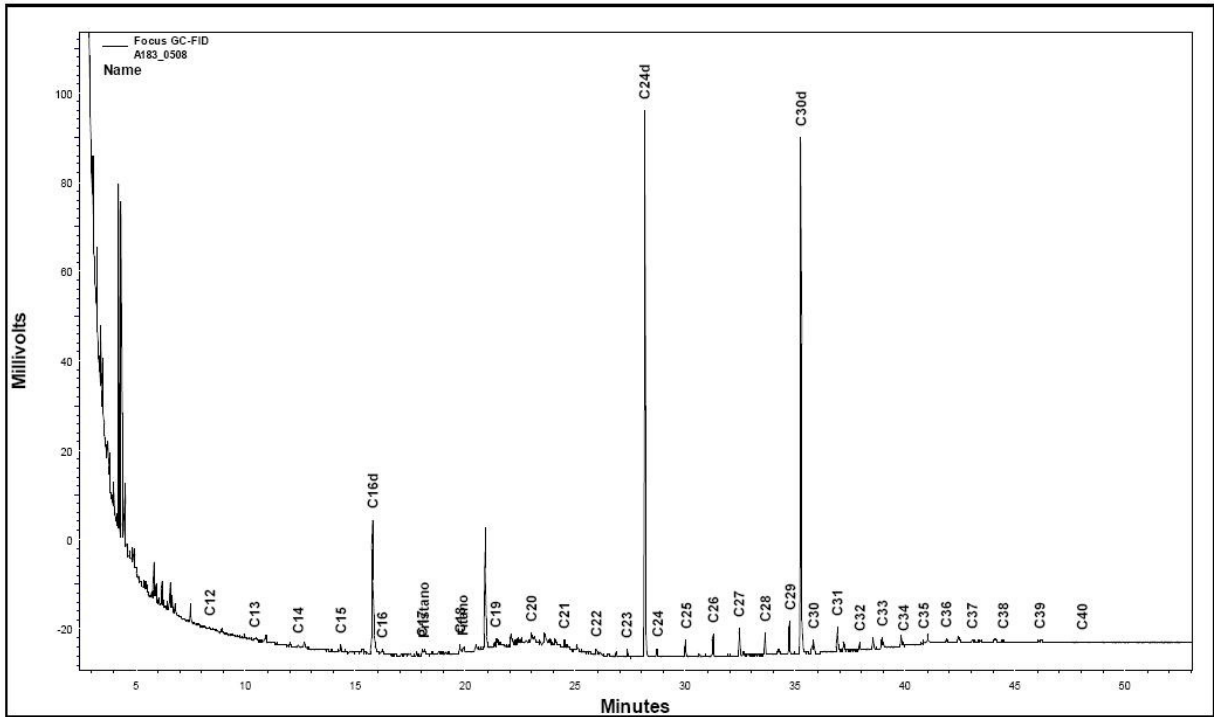
Anexo II.II. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PJU no período da cheia.



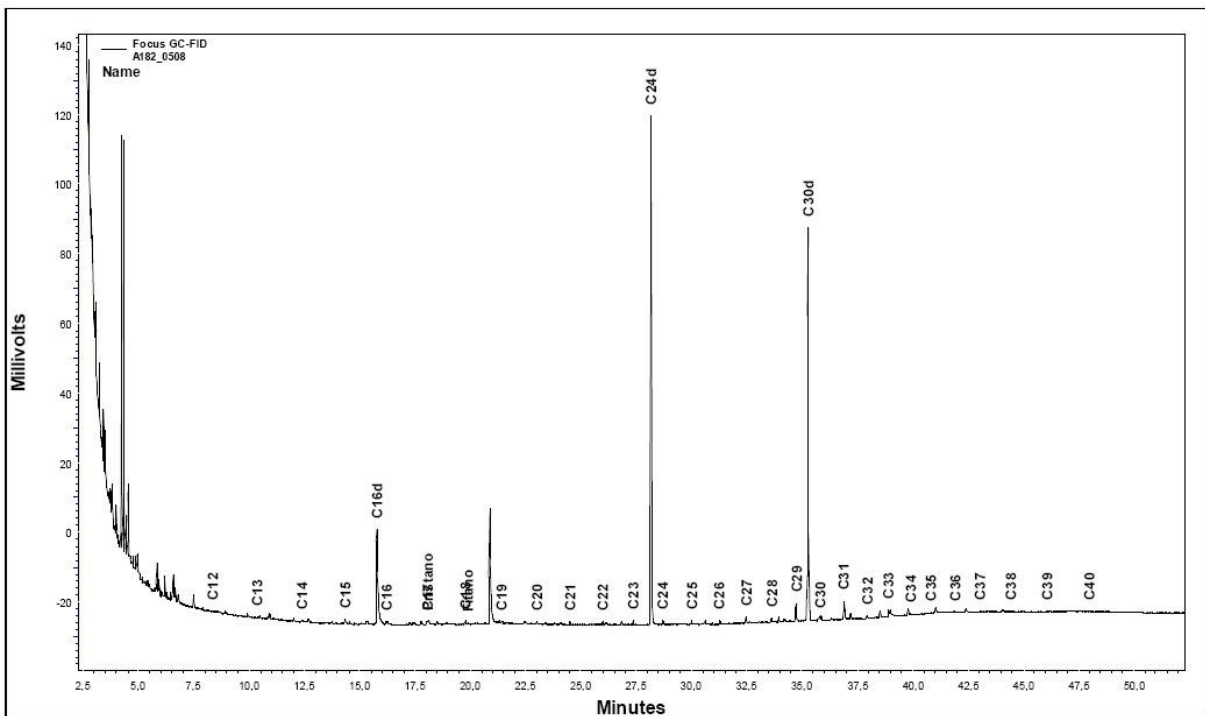
Anexo II.III. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PME2 no período da cheia.



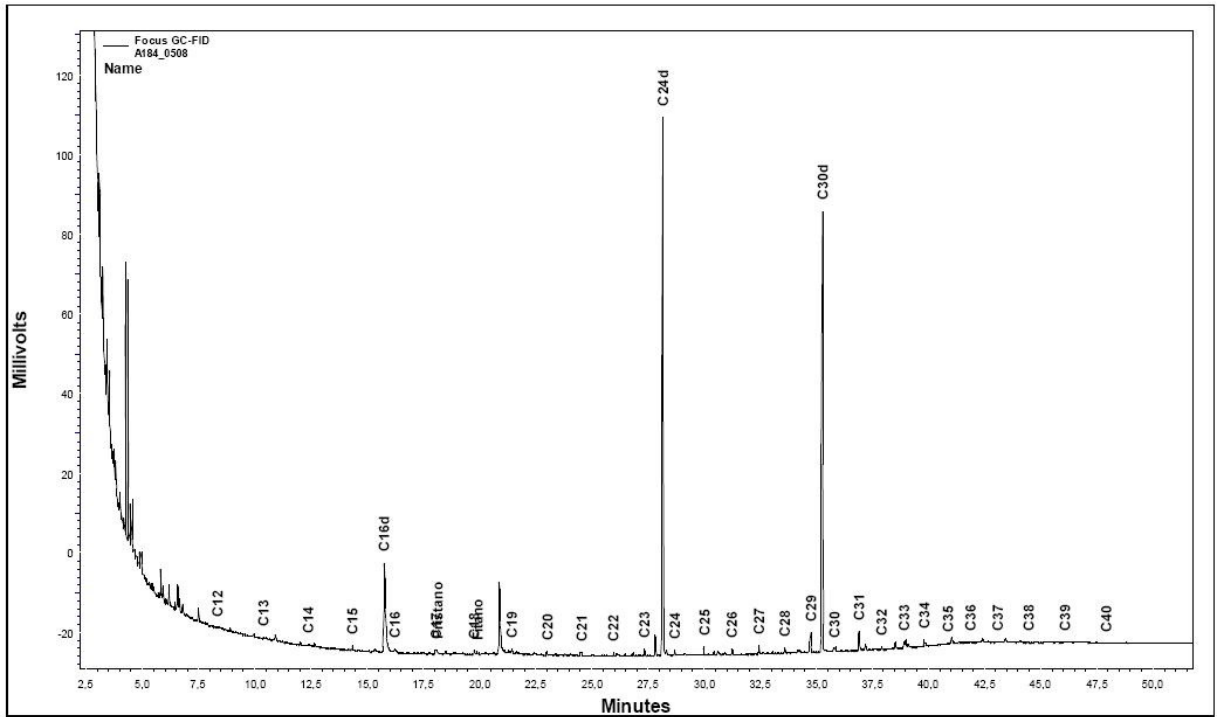
Anexo II.IV. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PPE2 no período da cheia.



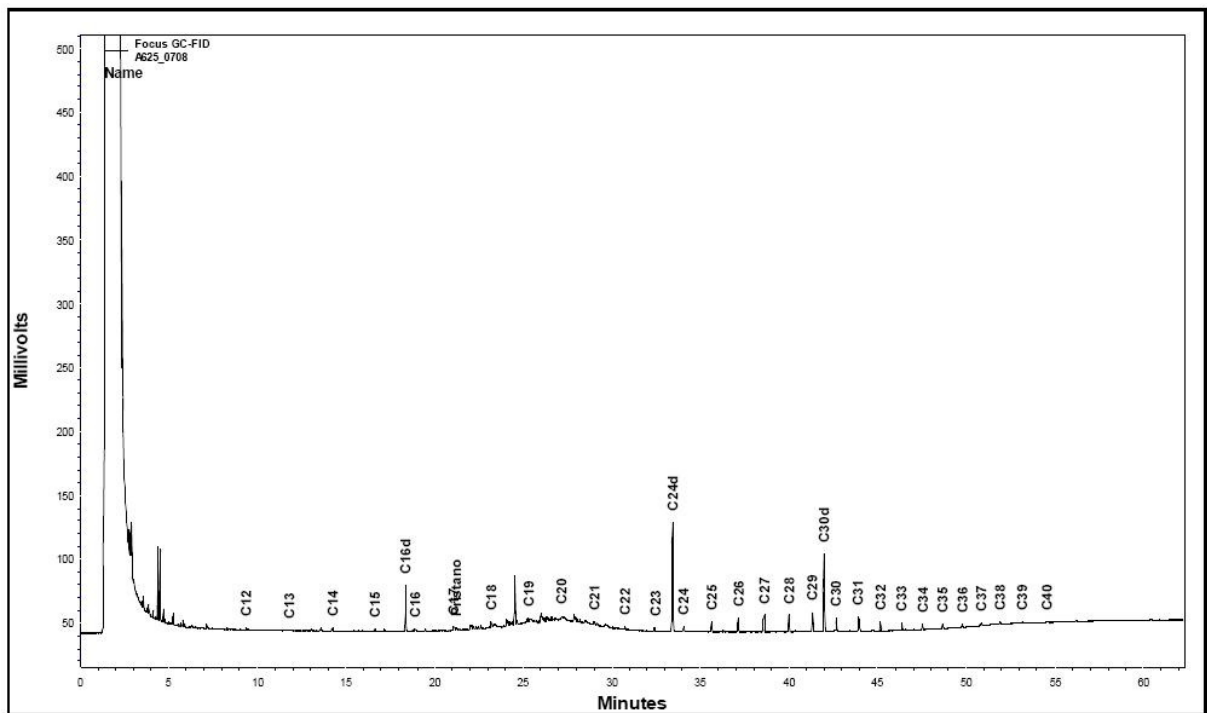
Anexo II.V. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PJE2 no período da cheia.



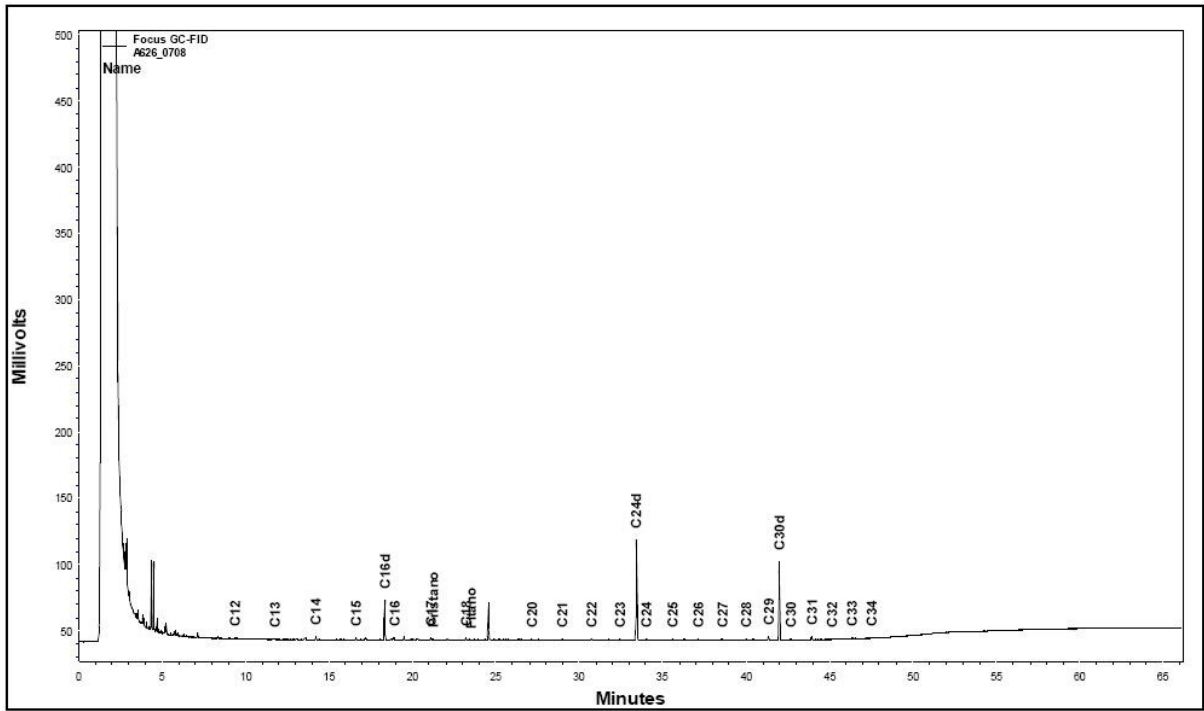
Anexo II.VI. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PPE1 no período da cheia.



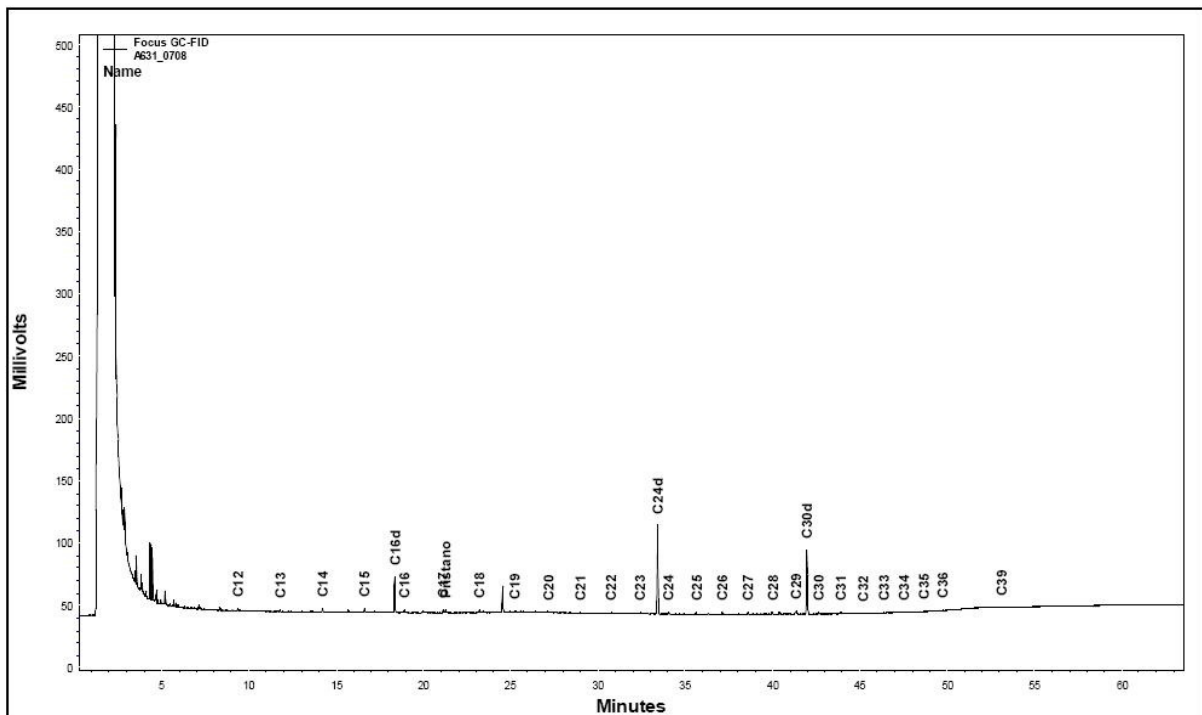
Anexo II.VII. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PJE1 no período da cheia.



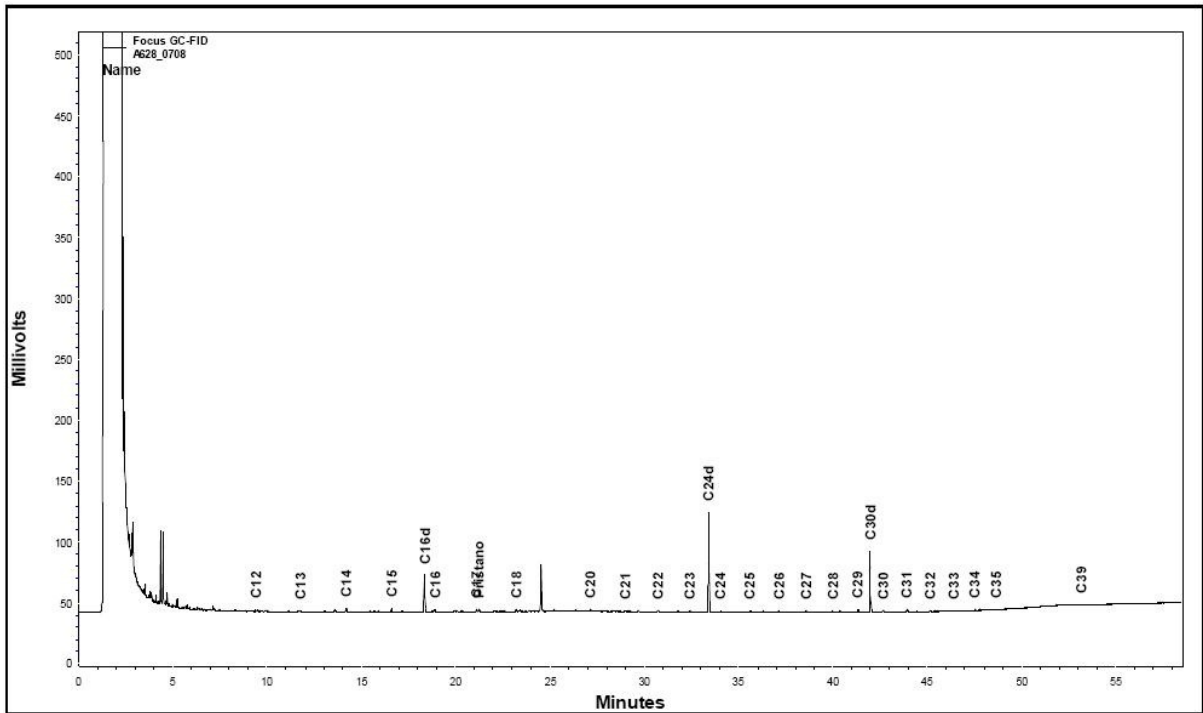
Anexo II.VIII. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PCONT no período da seca.



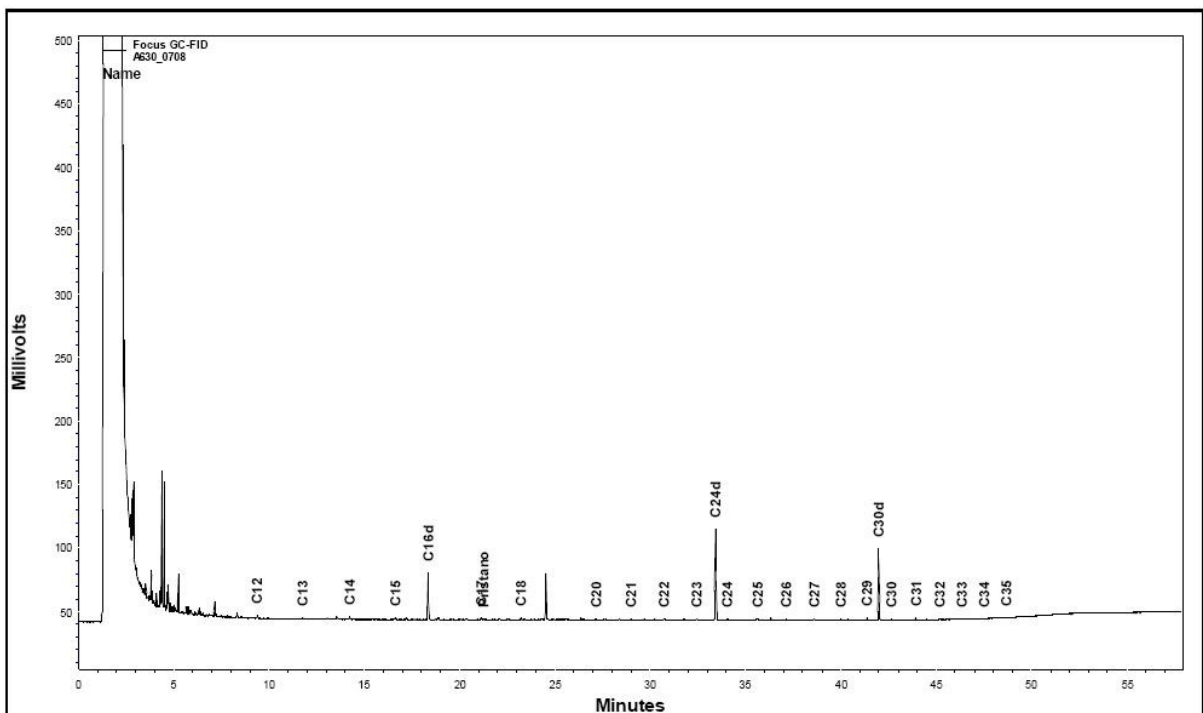
Anexo II.IX. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PJU no período da seca.



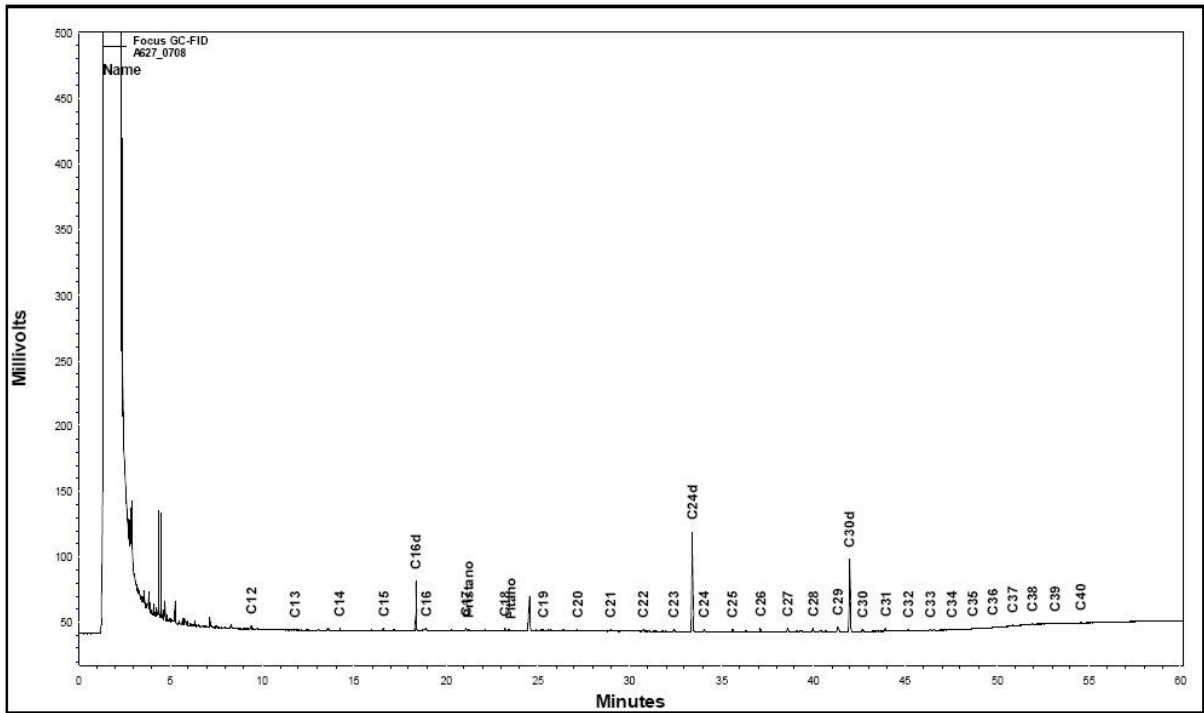
Anexo II.X. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PME2 no período da seca.



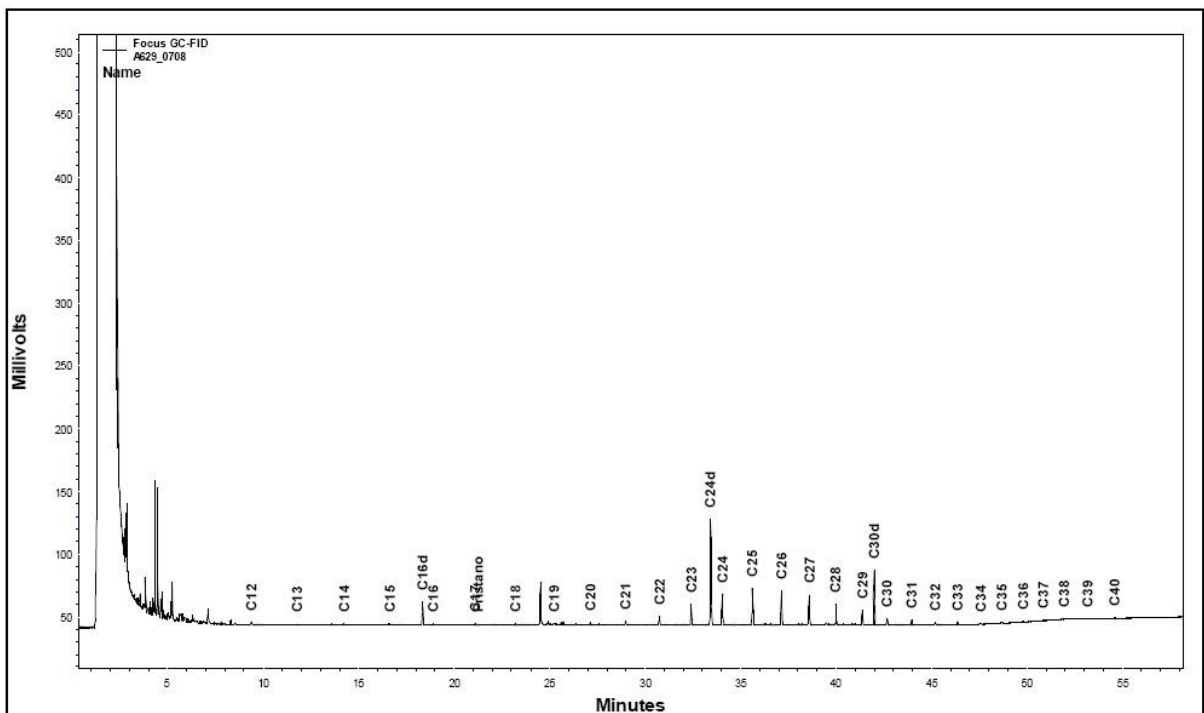
Anexo II.XI. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PPE2 no período da seca.



Anexo II.XII. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PJE2 no período da seca.



Anexo II.XIII. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PPE1 no período da seca.



Anexo II.XIV. Cromatograma da fração alifática da amostra de água coletada no PJE1 no período da seca.

Anexo III

Anexo III. Lista da frequência de ocorrência das espécies de peixes capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Ordem, Família, Gênero e espécies	Cheia						Seca					
	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
Ordem Osteoglossiformes												
Família Osteoglossidae												
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	X	0	0	0
Ordem Clupeiformes												
Família Pristigasteridae												
<i>Pellona castelnaeana</i>	x	x	X	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona flavipinnis</i>	x	x	X	x	x	x	0	0	0	x	0	X
Família Engraulidae												
<i>Lycengraulis batesii</i>	0	x	X	x	0	0	0	0	0	x	0	0
Ordem Beloniformes												
Família Belonidae												
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Characiformes												
Família Acestrorhynchidae												
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	x	0	0	0	0	0	x	x	X	0	x	0
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	x	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Agoniatidae												
<i>Agoniates halecinus</i>	x	x	X	x	0	0	x	x	X	0	0	0
Família Anostomidae												
<i>Abramites hypselonotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Leporinus agassizi</i>	x	0	0	x	x	x	x	x	0	x	x	x
<i>Leporinus fasciatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x

Continuação

<i>Schysodon fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Rhytioidus argenteofuscus</i>	x	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
Familia Characidae												
<i>Brycon pesu cf.</i>	0	x	0	x	x	x	0	0	0	x	x	x
<i>Brycon melanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Bryconops alburnoides</i>	x	x	X	x	0	0	x	0	X	x	0	0
<i>Bryconops caudomaculatos</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
<i>Chalceus erythrurus</i>	x	0	0	0	x	0	x	0	0	x	x	0
<i>Moenkhausia lepidura</i>	x	0	0	0	0	x	x	0	0	0	x	0
<i>Myleus rubrypinnis</i>	0	0	0	x	0	x	0	0	0	x	0	x
<i>Myleus sp</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prosomyleus schomburgk</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poptella brevispina</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristobrycon striolatus</i>	0	0	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triportheus albus</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	x	0
<i>Triportheus angulatus</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
<i>Triportheus elongatus</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sud-Familia Serrasalminae												
<i>Pygocentrus nattereri</i>	x	x	X	x	x	x	0	0	0	x	x	0
<i>Serrasalmus altipinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Serrasalmus sp</i>	x	x	X	x	x	x	x	x	0	x	x	x
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0
Familia Chilodontidae												
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	x	0	0	0	0	x	0	0	X	x	0	x
Familia Ctenoluciidae												
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Boulengerella maculata</i>	0	0	0	x	x	0	0	x	X	x	x	0
Familia Curimatidae												
<i>Curimata cf. cisandina</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimata inornata</i>	0	0	0	0	0	0	x	x	X	x	0	x
<i>Curimata vittata</i>	x	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0

Continuação

<i>Cyphocharax notatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Psectrogaster amazônica</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
Familia Cynodontidae												
<i>Cynodon gibbus</i>	x	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raphiodon vulpinus</i>	x	x	X	0	x	x	0	0	0	0	0	0
Familia Erytrinidae												
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	0	0	0	0	x	x	x	X	0	0	0
Familia Hemiodontidae												
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	0	x	X	0	0	0	0	0	0	x	x	0
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	x	x	X	0	0	0	0	x	X	x	x	0
<i>Anodus orinocensis</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Siluriformes												
Familia loricariidae												
<i>Ancistrus sp</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
<i>Dekeyseria amazônica</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Loricaria cataphracta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Rineloricaria sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0
<i>Sturisoma sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0
Familia Auchenipteridae												
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
<i>Ageneiosus gr. vittatus</i>	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Auchenipterichthys sp</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Auchenipterus ambyacus</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	x	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Centromochus heckelli</i>	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Tatia intermediaria</i>	0	0	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0
Familia Callichthyidae												
<i>Dianema urostriatum</i>	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continuação

Familia Hypoptopomatidae												
<i>Hypoptopoma cf gulare</i>	x	0	X	x	0	0	0	0	0	0	x	0
Familia Pimelodidae												
<i>Calophysus macropterus</i>	x	0	X	x	x	x	x	x	X	0	0	0
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	X	0	0	0
<i>Hypophtalmus edentatus</i>	0	0	X	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypophtalmus marginatus</i>	0	0	X	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pimelodus blochii</i>	x	0	0	0	x	0	x	0	X	x	0	0
<i>Pinirapus pirinanus</i>	x	0	0	x	x	x	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Sorubim lima</i>	x	0	X	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Perciformes												
Familia Cichlidae												
<i>Biotodoma cupido</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	X
<i>Chaetobranchus flavescens</i>		0	0	0	0	0	0	x	X	0	x	0
<i>Cichla sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	X	x	x	0
<i>Cichla monoculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0
<i>Crenicichla cincta</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Geophagus proximus</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	X	0	x	0
<i>Satanoperca Jurupari</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0
Familia Scianidae												
<i>Plasgioscion squamosissimus</i>	x	0	X	x	x	x	x	0	X	0	0	X
Ordem Pleuronectiformes												
Familia Achiridae												
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0

Anexo IV

Anexo IV. Dados de percentual de frequência de numérica (%FN) das espécies de peixes capturadas em cada ponto de coleta no rio Urucu, município de Coari - AM / Brasil no período da cheia e seca.

Ordem, Família, Gênero e espécies	% FN - Cheia						%FN – Seca					
	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT	PJE1	PJE2	PPE2	PME2	PJU	PCONT
Ordem Osteoglossiformes												
Família Osteoglossidae												
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	-	-	-	-	-	-	0	29	71	0	0	0
Ordem Clupeiformes												
Família Pristigasteridae												
<i>Pellona castelnaeana</i>	19	28	22	31	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Pellona flavipinnis</i>	9	9	36	9	18	18	0	0	0	50	0	50
Família Engraulidae												
<i>Lycengraulis batesii</i>	0	43	14	43	0	0	0	0	0	100	0	0
Ordem Beloniformes												
Família Belonidae												
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	100	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
Ordem Characiformes												
Família Acestrorhynchidae												
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	67	0	0	33	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	100	0	0	0	0	0	11	39	43	0	7	0
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	0	0	0	100	0	0	-	-	-	-	-	-
Família Agoniataidae												
<i>Agoniatas halecinus</i>	9	9	73	9	0	0	36	50	14	0	0	0
Família Anostomidae												
<i>Abramites hypselonotus</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	100	0
<i>Leporinus agassizi</i>	0	0	0	57	14	29	19	6	0	13	56	6
<i>Leporinus fasciatus</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	100
<i>Schysodon fasciatus</i>	-	-	-	-	-	-	0	100	0	0	0	0

continuação

<i>Rhytioidus argenteofuscus</i>	33	0	0	67	0	0	-	-	-	-	-	-
Familia Characidae												
<i>Brycon pesu cf.</i>	0	13	0	6	50	31	0	0	0	17	67	17
<i>Brycon melanopterus</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	75	25
<i>Bryconops alburnoides</i>	11	5	64	20	0	0	20	0	40	40	0	0
<i>Bryconops caudomaculatos</i>	9	9	73	0	0	9	100	0	0	0	0	0
<i>Chalceus erythrurus</i>	50	0	0	0	50	0	26	0	0	21	53	0
<i>Moenkhausia lepidura</i>	7	0	0	0	0	93	20	0	0	0	80	0
<i>Myleus rubrypinnis</i>	0	0	0	50	0	50	0	0	0	80	0	20
<i>Myleus sp</i>	0	0	100	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Prosomyleus schomburgk</i>	100	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Poptella brevispina</i>	100	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Pristobrycon striolatus</i>	0	0	0	67	0	33	-	-	-	-	-	-
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	0	0	100	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Triportheus albus</i>	0	0	0	33	50	17	83	0	0	0	17	0
<i>Triportheus angulatus</i>	-	-	-	-	-	-	100	0	0	0	0	0
<i>Triportheus elongatus</i>	0	0	0	100	0	0						
Sud-Familia Serrasalminae												
<i>Pygocentrus nattereri</i>	8	42	17	17	8	8	0	0	0	75	25	0
<i>Serrasalmus altipinis</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	17	83
<i>Serrasalmus sp</i>	19	7	19	15	11	30	0	0	0	50	50	0
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	-	-	-	-	-	-	2	7	0	55	5	32
Familia Chilodontidae												
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	44	33	0	22
Familia Ctenoluciidae												
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0	50	0	50	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Boulengerella maculata</i>	0	0	0	67	33	0	0	32	45	14	9	0
Familia Curimatidae												
<i>Curimata cf. cisandina</i>	100	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Curimata inornata</i>	-	-	-	-	-	-	3	21	21	42	0	12
<i>Curimata vittata</i>	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
<i>Cyphocharax notatus</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	100	0

Continuação

<i>Psectrogaster amazônica</i>	100	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	0	100	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	-	-	-	-	-	-	100	0	0	0	0	0
Familia Cynodontidae												
<i>Cynodon gibbus</i>	33	0	0	0	67	0	-	-	-	-	-	-
<i>Raphiodon vulpinus</i>	20	20	20	0	20	20	-	-	-	-	-	-
Familia Erytrinae												
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	0	0	0	0	100	11	67	22	0	0	0
Familia Hemiodontidae												
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	0	50	50	0	0	0	0	0	0	83	17	0
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	29	57	14	0	0	0	0	83	6	8	3	0
<i>Anodus orinocensis</i>	0	0	100	0	0	0	-	-	-	-	-	-
Ordem Siluriformes												
Familia Loricariidae												
<i>Ancistrus sp</i>	-	-	-	-	-	-	100	0	0	0	0	0
<i>Dekeyseria amazônica</i>	100	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Loricaria cataphracta</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	100	0
<i>Rineloricaria sp</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	75	25	0
<i>Sturisoma sp</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	50	50	0
Familia Auchenipteridae												
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	0	0	0	100	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Ageneiosus gr. vittatus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
<i>Auchenipterichthys sp</i>	0	0	100	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterus ambyacus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	20	0	0	0	0	80	-	-	-	-	-	-
<i>Centromochus heckelli</i>	0	100	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	0	0	0	0	0	100	-	-	-	-	-	-
<i>Tatia intermediaria</i>	0	0	0	50	0	50	-	-	-	-	-	-
Familia Callichthyidae												
<i>Dianema urostriatum</i>	79	21	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-

Continuação

Familia Hypoptopomatidae												
<i>Hypoptopoma cf gulare</i>	29	0	33	38	0	0	0	0	0	0	100	0
Familia Pimelodidae												
<i>Calophysus macropterus</i>	11	0	4	25	25	36	7	87	7	0	0	0
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	-	-	-	-	-	-	0	25	75	0	0	0
<i>Hypophtalmus edentatus</i>	0	0	50	50	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Hypophtalmus marginatus</i>	0	0	50	50	0	0	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus blochii</i>	20	0	0	0	80	0	25	0	25	50	0	0
<i>Pinirapus pirinanus</i>	25	0	0	25	25	25	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	0	0	0	0	100	-	-	-	-	-	-
<i>Sorubim lima</i>	50	0	25	0	25	0	-	-	-	-	-	-
Ordem Perciformes												
Familia Cichlidae												
<i>Biotodoma cupido</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	0	33	50	17
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	-	-	-	-	-	-	0	29	57	0	14	0
<i>Cichla sp</i>	-	-	-	-	-	-	0	30	30	20	20	0
<i>Cichla monoculus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0
<i>Crenicinchla cincta</i>	0	0	0	0	0	100	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus proximus</i>	-	-	-	-	-	-	0	78	11	0	11	0
<i>Satanoperca Jurupari</i>	-	-	-	-	-	-	0	0	100	0	0	0
Familia Scianidae												
<i>Plasgioscion squamosissimus</i>	25	0	13	13	13	38	33	0	50	0	0	17
Ordem Pleuronectiformes												
Familia Achiridae												
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	-	-	-	-	-	-	0	100	0	0	0	0

