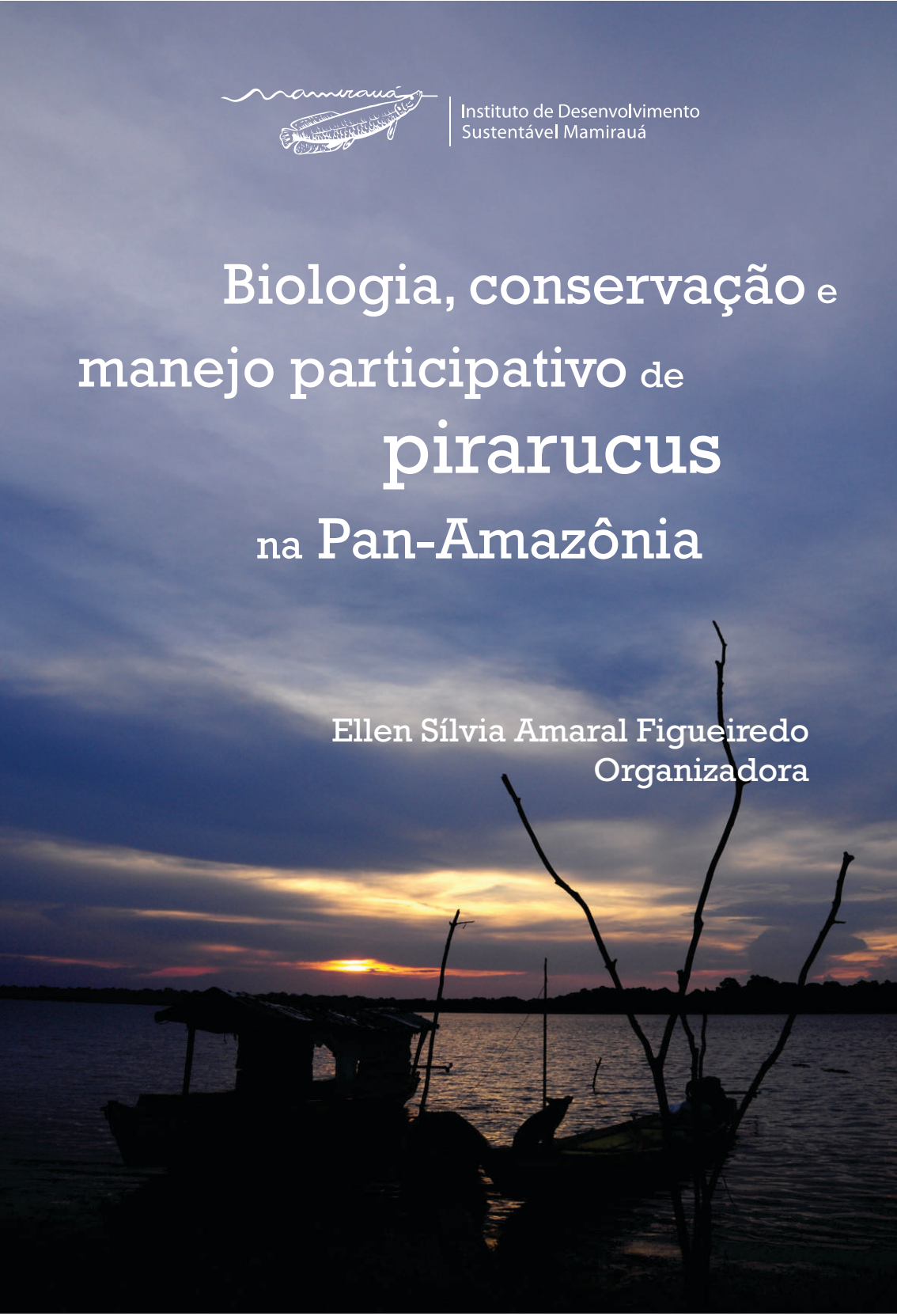
Instituto de Desenvolvimento
Sustentável Mamirauá

Biologia, conservação e manejo participativo de pirarucus na Pan-Amazônia

Ellen Sílvia Amaral Figueiredo
Organizadora



Biologia, conservação e manejo participativo de pirarucus na Pan-Amazônia

GOVERNO DO BRASIL

Presidente da República

Dilma Vana Rousseff

Ministro da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI

Marco Antonio Raupp

Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá IDSM/OS/MCTI

Diretoria Geral

Helder Queiroz

Diretoria Administrativa

Selma Santos de Freitas

Diretoria Técnico-Científica

João Valsecchi do Amaral

Diretoria de Manejo e Desenvolvimento

Isabel Soares de Sousa

Coordenação do Programa de Manejo de Pesca

Ana Cláudia Torres Gonçalves

Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

Biologia, conservação e manejo participativo de pirarucus na Pan-Amazônia

Ellen Sílvia Amaral Figueiredo
Organizadora

Tefé
2013

© Direito de cópia/ copyright por/by IDSM 2013

Foto capa (frente)
Marilene Ribeiro

Foto capa (costa)
Eduardo Coelho

Projeto editorial, Capa, Editoração Eletrônica, Normalização e Catalogação
Eliete Amador Alves Silva

Revisão
Sauer Teles

Figueiredo, Ellen Sílvia Amaral (Org.)
Biologia, conservação e manejo participativo de pirarucus na Pan-Amazônia. Organizado por Ellen Amaral. Tefé: IDSM, 2013.
278 p. , il.

ISBN: 978-85-88758-29-2

1. Pesca - Pan-Amazônia 3. *Arapaima gigas*. 3. Pirarucu. I. Título.

CDD: 639.2

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO 09

PREFÁCIO 13

PARTE I
BASES CIENTÍFICAS PARA O MANEJO DE PIRARUCU: UMA DÉCADA DE CONHECIMENTOS GERADOS

O que sabemos e precisamos fazer a respeito da conservação do pirarucu (*Arapaima* spp.) na Amazônia 17
Leandro Castello, Donald J. Stewart, Caroline C. Arantes

Implicações da biologia, ecologia e contagens para o manejo do pirarucu 33
Caroline Arantes, Leandro Castello

Notas sobre a biologia reprodutiva do pirarucu *Arapaima gigas* Schinz 1822..... 43
Kelven Lopes, Rossineide Rocha, Maria Auxiliadora, Helder L. Queiroz

Influência da cobertura de macrófitas sobre a abundância de pirarucus em lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá 59
Adriana Gomes Affonso, Helder L. Queiroz, Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo

Avaliação genética do manejo do pirarucu *(Arapaima gigas)* na Reserva Mamirauá 69
Juliana Araripe

Fauna Macrobentônica de Lagos de Várzea como Indicador de Impacto da Pesca Manejada de pirarucus 87
Lorena Almeida, José Souto Rosa-Filho, Daiane Aviz; Helder L. Queiroz

Efeitos na ictiofauna da Lagoa Tumichucua (Norte da Bolívia) depois da entrada do pirarucu *Arapaima gigas* (SCHINZ, em CUVIER, 1822) 103
Guido Miranda-Chumacero, Kelven Lopes, Yuba Sánchez, Helder L. Queiroz, Jaime Sarmiento

A introdução de *Arapaima* cf. *gigas* na Amazônia boliviana: impactos nas pescarias, cadeias de valor emergentes e perspectivas para a gestão comunitária 131
Fernando M. Carvajal - Vallejos, Alison Macnaughton, Claudia Coca, Selín Trujillo, Joachim Carolsfeld, Paul A Van Damme

Produtividade e eficiência econômica da pesca de pirarucu (*Arapaima gigas*) nas áreas de manejo das Reservas Amanã e Mamirauá 151
Ellen Amaral, Oriana Almeida

A fotografia como instrumento de documentação do manejo de pirarucu em Maraã, no Amazonas 163
Rafael Castanheira

PARTE II
APOIO TÉCNICO E GOVERNAMENTAL PARA O MANEJO DE PIRARUCUS

Visão do Ministério da pesca e aquicultura sobre a regulamentação da pesca do pirarucu *(Arapaima gigas)* na Amazônia Brasileira 191
Jeanne Gomes da Silva

O papel da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS) no apoio ao Manejo Participativo de pirarucu *(Arapaima gigas)* nas unidades de conservação estaduais 196
João Bosco Ferreira da Silva, Flávio Ruben P. de Oliveira Júnior, Gelson da Silva Batista

Recuperando a pesca do pirarucu no baixo Amazonas, Brasil 207
Leandro Castello, Caroline C. Arantes, Fabio Sarmento, David G. McGrath

A avaliação participativa como ferramenta para tomadas de decisão em processos de manejo de pirarucu *(Arapaima gigas)* 213
Ellen Amaral; Ana Cláudia Torres e Nelissa Peralta

PARTE III
EXPERIÊNCIAS DE MANEJO PARTICIPATIVO DE PIRARUCUS NA PAN-AMAZÔNIA

A governança no manejo de pirarucu na Reserva Extrativista do Baixo Juruá, Amazonas 239
Paula Soares Pinheiro, Raimundo Ferreira Lima, João da Silva Ferreira, Jusecleide Gomes Ferreira, Marcelo Costa Ferreira, Tatiana Maria Machado de Souza, Isaura de Oliveira Bredariol, Ana Luiza Castelo Branco Figueiredo

Manejo do pirarucu na RDS Piagaçu Purus: estratégias para conservação 245
José Gurgel Rabello Neto

Programa de manejo de pesca de pirarucu como ferramenta de gestão participativa dos recursos hidrobiológicos na Reserva Nacional Pacaya Samiria 249
Jorge Luis Gómez Noriega

A experiência da Associação Agroextrativista de Auatí-Paraná no Manejo Comunitário de pirarucu na Resex Auatí-Paraná, Amazonas, Brasil 257
Edvaldo Tavares de Lira, Enrique Araújo de Salazar, Miguel Arantes

O manejo participativo de pirarucu (*Arapaima gigas*) nas Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e Amanã 267
Ana Cláudia Torres Gonçalves

EFEITOS NA ICTIOFAUNA DA LAGOA TUMICHUCUA (NORTE DA BOLÍVIA) DEPOIS DA ENTRADA DO PIRARUCU *Arapaima gigas (SCHINZ, em CUVIER,* 1822)

Guido Miranda-Chumacero[1,3]
Kelven Lopes[2]
Yuba Sánchez[3]
Helder L. Queiroz[2]
Jaime Sarmiento[3]

RESUMO

Este trabalho teve como principal objetivo medir o impacto da introdução do pirarucu sobre as populações de peixes nativos da Lagoa Tumichucua próxima a Riberalta (Departamento de Beni), ao norte da Bolívia. Foi utilizado como parâmetro de comparação um estudo de ictiofauna na mesma lagoa, realizado em 1981, antes do aparecimento do pirarucu na região. Para estimar as mudanças, foi aplicada a mesma metodologia de amostra usada em 1981. Utilizando indicadores de diversidade e de composição de espécies, foi comparada a estrutura da comunidade de peixes de ambos os anos. No estudo de 1981, foram capturados 3.638 indivíduos, agrupados em 24 famílias e 88 espécies; em 2008, foram capturados 8.774 indivíduos, agrupados em 24 famílias e 95 espécies. A semelhança na composição de espécies entre os estudos foi estimada através do índice de Shannon-Weiner (H^*), que indica uma pequena redução entre os estudos com 1,34 em 2008 e 1,54 em 1981. Foi utilizado o modelo paramétrico Chao 1 para estimar a estrutura da comunidade, que calcula o número de espécies em uma comunidade com base nas espécies raras. Em 1981, foi encontrado um valor de 90,6 espécies prováveis; em 2008, foi estimado um total de 97,3 espécies. O coeficiente comunitário para ambos os anos indicou uma similaridade de 59%, entretanto outras estimativas de similaridade, como a da similaridade proporcional e o índice de similaridade, chegaram a valores mais reduzidos (23 e 42%, respectivamente).

Através de contagens visuais, foi estimado o número de pirarucus, tendo chegado a 76 indivíduos, distribuídos entre 27 adultos e 49 jovens. Pode-se observar que para lagoas grandes, como é o caso de Tumichucua, pouco se percebe a mudança na riqueza, mas sim uma grande mudança na estrutura da comunidade, com diferenças na abundância das espécies, sua importância relativa, e na predominância de diferentes guildas tróficas.

[1] Wildlife Conservation Society (WCS–Bolívia)
[2] Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - IDSM
[3] Instituto de Ecologia e Coleção Boliviana de Fauna (IE-CBF-UMSA)

INTRODUÇÃO

Entre os principais impactos que o ser humano causou e continua causando na natureza, a entrada de espécies exóticas invasoras é a mais devastadora pela incerteza do grau e do tipo de perturbação que pode vir a provocar (COBLENTZ, 1990). Nas últimas décadas, a ameaça de invasores biológicos exigiu mais atenção, gerando preocupações principalmente nas sociedades orientadas para a previsão dos impactos. Experiências em muitos países e com diferentes espécies demonstram que os impactos têm sido muito negativos e que, na maioria das vezes, ainda se paga um preço muito alto por isso (SAKAI et al., 2001; PÉREZ et al., 2004; DRAKE, 2005).

Em muitos casos, as estimativas dos impactos são difíceis de se calcular, principalmente pela falta de uma base de comparação e pela dificuldade de atribuir as causas da variação de uma espécie invasora. Geralmente, são utilizados modelos comparativos entre lugares com presença do invasor e lugares similares sem a presença do mesmo, e em muitos outros, somente se chega a aproximações gerais (COLAUTTI; MACISSAC, 2004; TRAVIS; PARK, 2004; LATINI; PETRERE, 2004). A principal causa disso é que na quase totalidade desses casos de invasão não se têm registros prévios da comunidade em que entraram e só há registros depois da introdução. Em muitos casos, isso significa que não se pode atribuir de forma conclusiva que as espécies invasoras tenham causado o impacto de que são acusadas (HULME, 2003), ou de que são absolvidas (OJASTI, 2001). Este último cenário está vinculado às flutuações naturais das comunidades e perturbações simultâneas de outra índole que podem causar mais mudanças que as mesmas espécies invasoras.

A situação se agrava em ambientes aquáticos continentais, uma vez que, por sua conectividade permanente ou sazonal, facilitam a dispersão de organismos invasores. Dessa maneira, a entrada de uma espécie em um determinado lugar não garante que somente fique nesse lugar e surge a possibilidade de sua dispersão livre por zonas limítrofes ao sistema hídrico (AGOSTINHO et al., 2005). A introdução de espécies é considerada como um dos principais problemas para a conservação de peixes de água doce (COWX, 2002).

No caso dos peixes, um dos maiores motivos da dispersão e de fugas de espécies exóticas é causado pela piscicultura, através de fugas acidentais, rompimento de barreiras, ou também pela fuga de indivíduos pequenos pelo fluxo de água dos próprios reservatórios de criação (WELCOMME, 1988; ORSI; AGOSTINHO, 1999; PATRICK, 2000). Na maior parte dos casos, as entradas de peixes não são rapidamente percebidas nos primeiros anos de seu aparecimento. Geralmente, são identificadas em estados avançados ou quando os danos ambientais são irreversíveis. Em alguns casos, as entradas nem sequer são consideradas ameaças, devido à ausência de estudos sobre seus impactos potenciais (CASAL, 2006).

O aparecimento do pirarucu (*Arapaima gigas*) na Bolívia não é um caso muito diferente. No final dos anos 1970, o pirarucu foi introduzido para fins

comerciais em algumas lagoas da Bacia do Madre de Dios, próxima a Puerto Maldonado, no sudoeste do Peru (MIRANDA-CHUMACERO et al., 2012). Acredita-se que depois, numa das grandes cheias do Rio Madre de Dios, ocorreu um processo de dispersão; após esse fato o pirarucu chegou à Bolívia (FARREL; AZURDUY, 2006; MIRANDA-CHUMACERO et al., 2012).

O pirarucu também foi introduzido em outras regiões no interior do Brasil, desde a região amazônica até o noroeste. O principal motivo que levou à introdução dos pirarucus nas lagoas do noroeste do Brasil foi a intenção de limitar a proliferação das populações de piranha-vermelha, *Pygocentrus nattereri*. Principalmente, pelo fato de ser um carnívoro de grande porte, ocupando os primeiros lugares na cadeia alimentar (CASTELLO, 2004).

Aparentemente, o pirarucu se estabeleceu com êxito, apesar de sua entrada ser relativamente recente; estando distribuído na maior parte dos rios, córregos e lagoas do norte da Bolívia. Atualmente, é encontrado em várias sub-bacias dos rios Madre de Dios, Orthon, Heath, Manuripi, Beni, Madidi, Mamoré e Iténez e, no fim da década de 1990, foi encontrado na Lagoa Tumichucua, no Rio Beni (MIRANDA-CHUMACERO et al., 2012).

No início dos anos 1980, na Lagoa Tumichucua, foi realizado um levantamento ictiofaunístico, antes da entrada do pirarucu na lagoa (SWING, 1981; SWING; RAMSAY, 1987). Esse estudo forneceu informação sobre a abundância e a diversidade das espécies nativas de peixes. Graças a ele, foi possível estabelecer uma base de comparação em dois momentos da comunidade presente na lagoa: antes e depois da entrada do pirarucu. Isso poderia permitir descrever as mudanças na comunidade íctica da lagoa e determinar se tais mudanças podem estar relacionadas com a presença do pirarucu.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Lagoa Tumichucua

O Rio Beni percorre grande parte do norte da Bolívia, formando o limite natural entre os departamentos de La Paz e de Beni. Nas suas margens, instalou-se um grande número de populações que vivem da pesca, entre outras atividades (CIPTA/WCS, 2010). Perto de sua confluência com o Rio Madre de Dios, a 22 km da localidade de Riberalta, está a Lagoa Tumichucua. Essa lagoa apresenta um tamanho aproximado de 390 ha de espelho d'água. Em seu interior, há duas regiões diferenciadas pelo tipo de água, ou seja, uma com águas brancas e outra com águas mistas (combinação de águas brancas e água pretas), o que favorece a presença de diferentes micro-hábitats (SIOLI, 1984; Figura 1).

Captura dos peixes

Swing (1981) realizou coletas entre 25 de setembro e 10 de dezembro de 1981. No presente estudo, a amostra foi realizada entre 23 de agosto e 4 de setembro de 2008, nos mesmos pontos de amostra referidos por Swing, incluindo 15 pontos de amostra no decorrer da Lagoa (A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N e O) (Figura 1). Para as amostras de 2008,

foram usados os mesmos métodos de pesca mencionados para o estudo de 1981, com a finalidade de poder compará-las.

Foram utilizadas redes de emalhar de 20 a 25 m de comprimento e 2,5 m de altura, com duas baterias de diferentes aberturas de malha: 20, 30, 50, 60, 65, 70, 75, 90 e 100 mm de nó a nó e foram colocadas perpendicularmente nas margens da lagoa durante 8 horas por dia em cada ponto da amostra, em dois períodos: no começo do dia (entre 6h e 10h) e à noite (entre 19h e 23h). Como foram utilizadas duas baterias de malhas, em alguns dias foram analisados dois pontos de amostra. Para capturar espécies pequenas e para cobrir os diferentes hábitats que geralmente se encontram próximos à margem, foram realizados 30 arrastões com uma rede de 4 m de comprimento por 1 m de altura com 5 mm de abertura de malha. Para as espécies de maior tamanho, foram utilizadas espinelas com 15 anzóis de diferentes tamanhos. Para efeitos de comparação mediante Capturas Por Unidade de Esforço (CPUE), todos esses métodos foram aplicados com o mesmo esforço em cada um dos lugares definidos. Os peixes capturados foram preservados em formaldeído a 4% e transferidos para álcool a 75%, para sua conservação definitiva na Coleção Boliviana de Fauna (CBF) na Universidade Maior de San Andrés.

Identificação taxonômica

Para a determinação taxonômica do material colecionado, foram utilizadas chaves de identificação e descrições originais das espécies. As identificações foram realizadas na Área de Peixes da CBF.

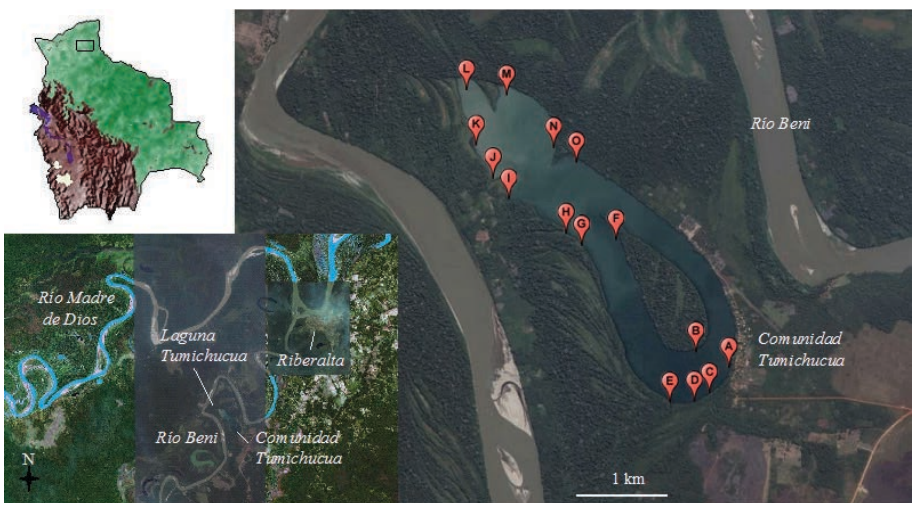


Figura 1 - Lagoa e Comunidade Tumichucua e sua posição referencial. Os pontos nomeados com letras correspondem às áreas de amostra tanto em 1981 como em 2008. Na imagem, pode-se notar a predominância de águas pretas na zona sudeste e de águas brancas no extremo noroeste. Imagem de satélite Google Earth.

Curvas de abundância relativa

Para comparar a diversidade das espécies e sua abundância, com base nos referidos por Swing em 1981 e nos obtidos no presente estudo, foram utilizadas curvas de abundância relativa. Foi usado este método gráfico para descrever a riqueza da comunidade tanto em 1981 como em 2008, com base no ordenamento das proporções das espécies em cada estudo, da mais até a menos abundante. Foi levantado o número de indivíduos capturados por cada espécie (n_i), dividido pelo número total de indivíduos capturados (N), obtida sua proporção (p_i) e expressa como logaritmo ($log\ p_i$).

Rarefação

Para fazer uma comparação do número esperado de espécies entre as comunidades presentes na Lagoa Tumichucua em 1981 e em 2008, foi utilizado o método de rarefação. Esse método se baseia no cálculo do número de espécies esperado em cada estudo, em função do número de indivíduos capturados. Para isso, foi usado o programa informático ECOSIM (GOTELLI; ENTSMINGER, 2009).

Similaridade da composição de espécies entre o estudo de 1981 e 2008

Para determinar a similaridade ou dissimilaridade da diversidade de espécies em cada estudo, foi empregado o Coeficiente Comunitário (CC):

$$CC = 2c\ /(a + b)$$

onde a é o número de espécies presentes no ano de 1981, b é o número de espécies capturadas em 2008, e c é o número de espécies comuns em ambos os estudos. O intervalo de valores para esse índice vai de 0, quando não há espécies compartilhadas entre ambos os estudos, a 1, quando nos dois estudos se tem a mesma composição de espécies (MORENO, 2001).

Estimativa da riqueza e abundância das comunidades nos estudos de 1981 e de 2008

Para determinar a riqueza estrutural possível em ambos os estudos, foi empregado o modelo paramétrico *Chao 1*, que é uma estimativa do número de espécies em uma comunidade baseado no número de espécies raras, na amostra (MORENO, 2001):

$$Chao\ 1 = S + (a^2/2b)$$

onde S é o número de espécies na amostra do estudo, a é o número de espécies que estão representadas por um único indivíduo na amostra do estudo, e b é o número de espécies representadas por exatamente dois indivíduos na amostra do estudo. O resultado desse método é um valor que representa o número máximo de espécies prováveis existentes tanto em 1981 como em 2008, de acordo com os dados das espécies registradas (MORENO, 2001).

Índices de diversidade e equitatividade

Foram calculados índices que medem a diversidade de uma comunidade como o de Shannon-Wiener (H) e sua versão ponderada (H'). Com base nisso, foi calculada a Equitatividade (E) dentro da comunidade com a finalidade de determinar as diferenças entre 1981 e 2008. Também foi calculada a similaridade proporcional entre ambos os anos (SP) e, com a finalidade de avaliar o grau de similaridade, com base no número de espécies compartilhadas, foi calculado o índice de *Jaccard* (MORENO, 2001).

Contagem de pirarucus

Para a contagem dos pirarucus, a lagoa foi dividida em setores que mantêm correspondência com as áreas em que foram realizadas as amostras no estudo de Swing (1981). Para a estimativa da quantidade de pirarucus, foi utilizado o método descrito por Castello (2004), que consiste na contagem dos peixes no momento em que saem para a superfície para captar ar atmosférico. Com esse método, é possível também classificar, individualmente, o animal como jovem ou adulto. Os jovens são aqueles que não chegam a 1,5 m de comprimento, e os que ultrapassam esse tamanho são considerados adultos (ARANTES et al., 2007). Foram realizadas três séries de contagens com as quais foi possível obter a média e o desvio padrão para cada uma das áreas no interior da lagoa.

Análise por Guilda

Para realizar uma aproximação das mudanças no funcionamento ecológico da lagoa, as espécies foram agrupadas em guildas tróficas, de acordo com a dieta das mesmas. Foram usados os dados referidos para as mesmas espécies em estudos da área ou da região (POUILLY et al., 2003; PEREIRA et al., 2007). A partir de então, foram realizadas análises para determinar a variação, entre 1981 e 2008, da abundância relativa de indivíduos e a riqueza por cada guilda trófica.

RESULTADOS

Composição taxonômica da comunidade íctica de Tumichucua

As ordens com maior proporção das espécies da Lagoa Tumichucua, tanto em 1981 como em 2008, são *Characiformes* (54,5% e 47,4%, respectivamente), *Siluriformes* (22,7% e 31,6%, respectivamente) e *Perciformes* (12,5% e 9,5%, respectivamente). Distinguiu-se, em 2008, a redução dos *Characiformes* em 7% e o acréscimo dos *Siluriformes* em 9%. Existem variações menos marcadas, como a redução dos *Perciformes* (por volta de 3%) e o acréscimo dos *Gymnotiformes* (em 1%) (Figura 2).

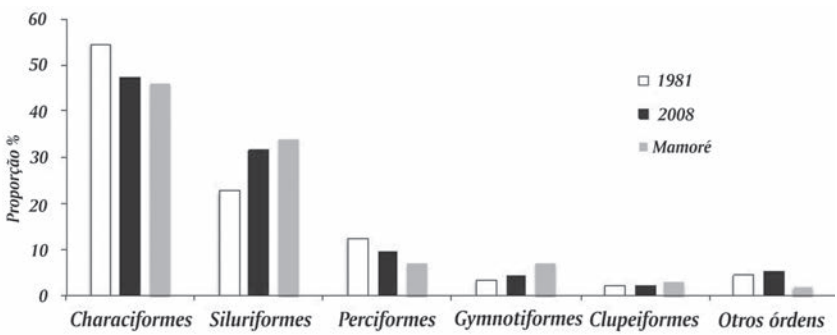


Figura 2 - Proporção das espécies de acordo com os principais grupos taxonômicos na Lagoa Tumichucua para os anos de 1981 (barras brancas) e de 2008 (barras pretas). Foram indicadas as proporções das ordens no Rio Mamoré como referência (barras cinzas) (POUILLY et al., 2004).

Abundância e riqueza

Swing capturou um total de 3.638 indivíduos em 1981, identificando, a partir desses, um total de 88 espécies, agrupadas em 24 famílias. No presente estudo, foram capturados 8.774 indivíduos (aproximadamente 240% a mais que em 1981), agrupados em 95 espécies e 24 famílias. Em 1981, a família *Characidae* foi a que apresentou a maior quantidade de indivíduos (n= 2486), seguida da família *Cichlidae* (n= 431) e da família *Curimatidae* (n= 145), enquanto que em 2008 a maior proporção de indivíduos pertence às famílias *Characidae* (n= 5338), *Engraulidae* (n= 1378) e *Cichlidae* (n= 504). A família *Characidae* é a mais abundante tanto no estudo de 1981 como no presente estudo. Segundo Swing, em 1981, a família *Cichlidae* foi a segunda família mais abundante, e passa a ser a terceira em 2008. Por outro lado, a família *Gasteropelecidae*, de terceira, em 1981, passa a ser a quinta em 2008. A família *Engraulidae*, que ocupava o nono lugar em 1981, passa a ser a segunda mais abundante em 2008. A família *Pimelodidae* passou do quinto lugar ao sexto. E a família *Loricariidae* mantém a mesma posição em ambos os estudos, mas com um grande crescimento no número de espécies (Figura 3).

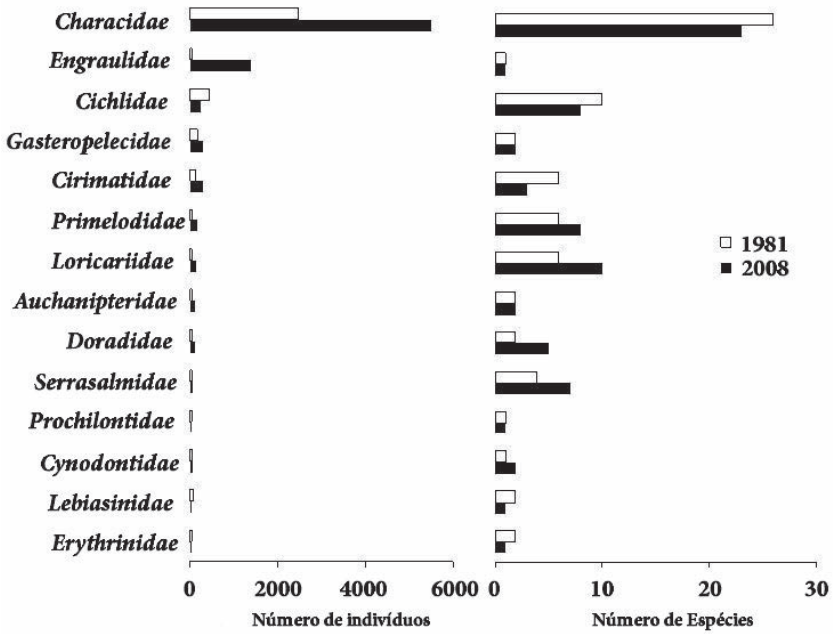


Figura 3 - Variação da abundância total e do número de espécies para as famílias mais abundantes e diversas referidas entre 1981 e 2008 na Lagoa Tumichucua.

A análise em nível de espécies mostra mudanças mais notáveis. Em 1981, a espécie claramente dominante em abundância era *Hyphessobrycon rosaceus*, que não está presente nas capturas do estudo de 2008. Em 2008, dominam 3 espécies: *Odontostilbe* sp., *Hemmigramus lunatus* e *Anchoviella carrikeri.*

As formas das curvas de abundância relativa variam entre 1981 e 2008. Em 1981, percebe-se uma curva com maior equitatividade entre espécies e uma cauda mais comprida que poderia indicar que muitas das espécies foram referidas pela captura de um só indivíduo. Isso também é evidente em 2008, contudo com menos casos desse tipo. Os aspectos mais chamativos dessa comparação são o grande crescimento de *Odontostilbe* sp. que, em 1981, ocupava um lugar intermediário, enquanto que em 2008 é uma das dominantes. Esse mesmo caso se vê na terceira dominante em 2008, o pequeno E*ngraulidae*, *Anchoviella carrikeri,* que, em 1981, tinha uma abundância não muito alta.

Pelo que se pode observar nas curvas da categoria abundância, as espécies que não foram registradas em 2008 ocupavam lugares intermediários, enquanto que as espécies que foram registradas só em 2008 ocupam as posições mais baixas (Figura 4). Isso é comprovado pelo cálculo dos valores intermediários da abundância relativa (expressa como logaritmo da abundância relativa ou *pi*). Mediante esses cálculos, pode-se observar que em 1981 a média geral de todas as espécies é maior que em 2008.

Realizando esse mesmo cálculo com as abundâncias das espécies que não foram registradas em 2008, vemos que seus valores são intermediários e muito próximos do valor geral. Esse valor é muito similar ao valor intermediário das abundâncias das espécies em 2008. O valor mais baixo em relação à abundância relativa corresponde às espécies que foram referidas somente em 2008 (Figura 5).

Rarefação

Mediante a análise de rarefação, podem-se observar duas curvas com cerca de 10% de diferença entre 1981 e 2008. Nessas curvas, pode-se notar que, se em 2008 se capturasse a mesma quantidade de indivíduos que em 1981, teriam sido registradas somente 80 espécies. Fazendo a análise inversa, se em 1981 houvesse sido capturada a mesma quantidade de espécimes que em 2008, o número de espécies poderia chegar a 120. Esse número é próximo do número total de espécies registradas entre ambos os estudos (129 espécies) (Tabela 1). Em nenhum dos casos as curvas chegam a uma assíntota, o que quer dizer que ainda que não se tenha conseguido capturar mais indivíduos em 2008, há uma parte da comunidade que não foi registrada.

Das espécies que não foram registradas em 2008, o que chama a atenção é que a espécie com maior abundância em 1981, *Hyphessobrycon rosaceus*, é uma das que não é mencionada. Entre essas espécies "perdidas" se encontram as espécies com abundâncias intermediárias, como *Serrapinnus piaba, Hyphessobrycon heterorhabdus, Parecbasis cyclolepis* e *Pyrrhulina brevis*.

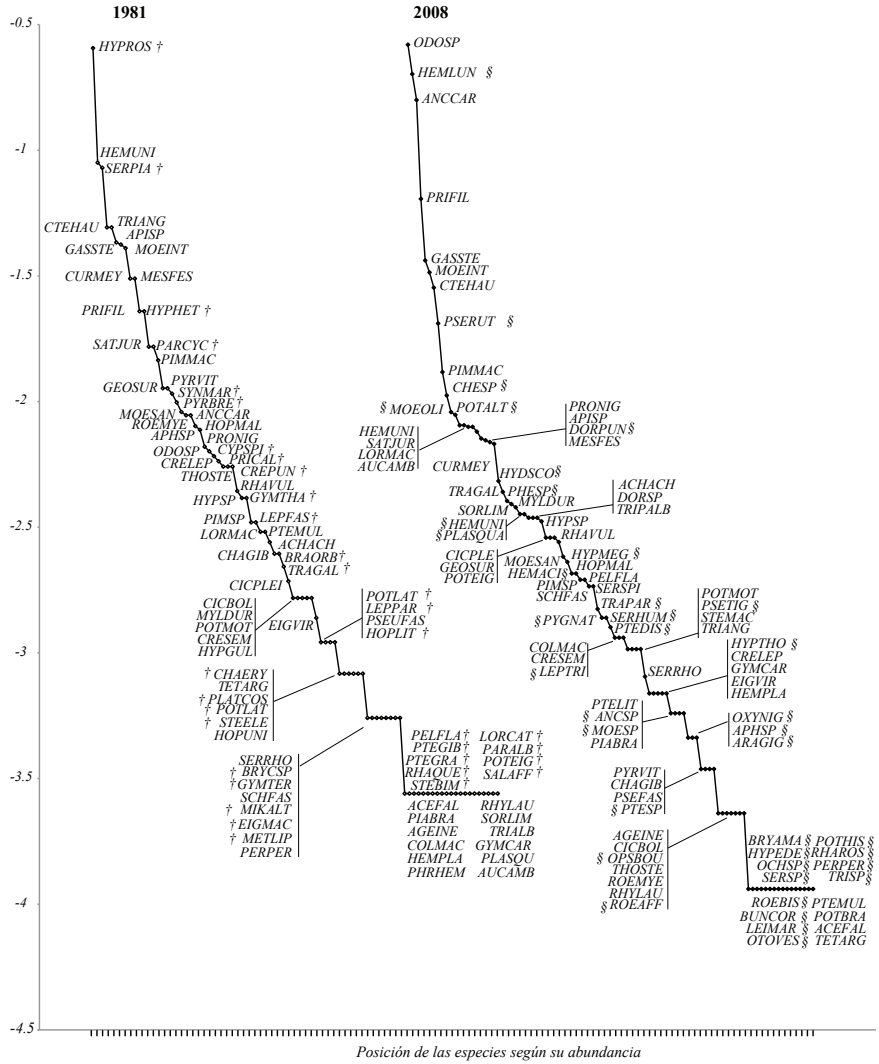


Figura 4 - Curvas de abundâncias relativas para as espécies referidas em 1981 (G) e em 2008 (u) na Lagoa Tumichucua. As espécies presentes em 1981 e que não foram registradas em 2008 estão marcadas com (†), e as espécies que foram registradas somente em 2008, com (§).

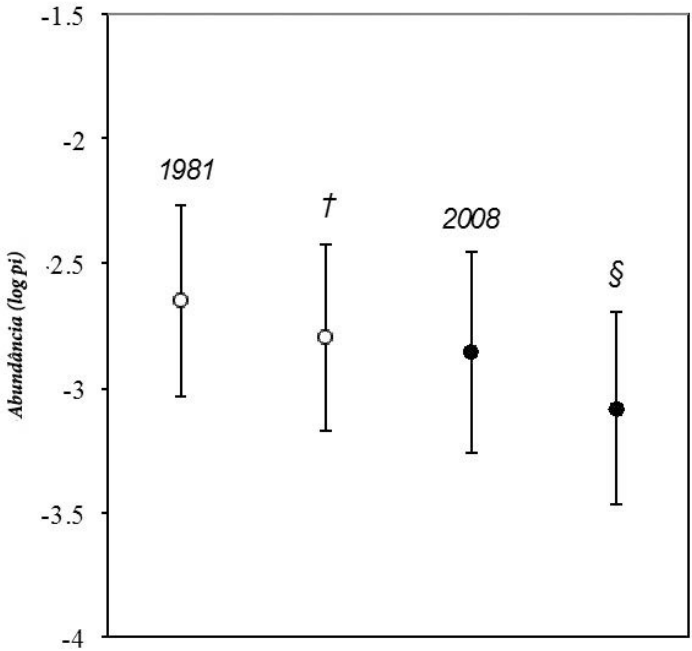


Figura 5 - Valores intermediários da abundância (expressa como logaritmo da proporção relativa) de todas as espécies em 1981 e 2008, das espécies que não foram encontradas em 2008 (*†*) e das que somente foram registradas em 2008 (*§*).

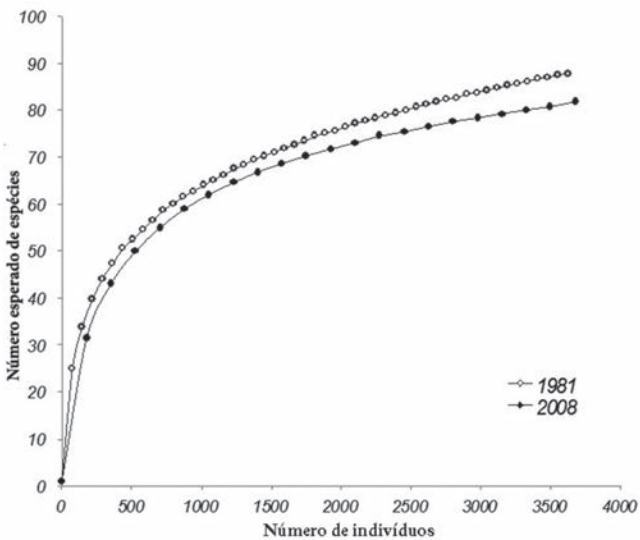


Figura 6 - Rarefação da diversidade de peixes da Lagoa Tumichucua para os estudos de 1981 e 2008.

Tabela 1 - Resumo dos indicadores comparativos entre 1981 e 2008.

Indicador	***1981***	***2008***
Abundância total (número total de indivíduos capturados)	3638	8775
Total famílias	26	28
Total espécies Número esperado de espécies com rarefação a 3638 ind.	88 88	95 81
Máximo de espécies possível (*Chao1*)	90,6	97,3
Índice de diversidade Shannon (*H'*)	1,34	1,15
H' ponderado	1,33	1,15
Equitatividade (*E*)	0,69	0,58
Número de pirarucus registrados mediante contagens	-	~ 76
Total Famílias (1981+2008)	31	
Total Espécies (1981+2008)	129	
Espécies próprias de 1981	34	
Espécies próprias de 2008	41	
Total famílias ausentes 1981	5	
Total famílias ausentes 2008	3	
Coeficiente Comunitário (1981-2008) (*CC*)	0,59 (59 %)	
Similaridade proporcional entre 1981 e 2008 (*SP*)	0,23 (23%)	
Índice de similaridade de Jaccard	0,42 (42%)	

Índices de diversidade e composição de espécies

Foram aplicados vários índices de diversidade para medir a variação entre os resultados de 1981 e 2008. O índice de Shannon-Weiner (*H'*) indica uma pequena redução da diversidade em 2008 de 1,34 para 1,15. O mesmo ocorre, como consequência, com a equitatividade (*E*) que diminui de 0,68 para 0,59. A Similaridade proporcional (*SS*) indica que as comunidades registradas em 1981 e em 2008 são similares em somente 23%. Enquanto que, levando em conta somente as espécies comuns e exclusivas em cada ano, a similaridade, com base no Coeficiente Comunitário, é de 60% (Tabela 1); por outro lado, levando em conta a similaridade, com base na quantidade de espécies próprias para cada ano (Jaccard), chega-se a 42% de similaridade. Mediante a estimativa *Chao1*, com os dados do estudo de Swing (1981), pôde-se estimar o máximo de 90,6 espécies prováveis, com base em sua estrutura de espécies observadas, enquanto que, no estudo de 2008, foi estimado um máximo de 97,3 espécies.

Proporções das Guildas Tróficas

Em ambos os anos, as proporções por guildas tróficas, tanto no número de

indivíduos como no de espécies, têm um comportamento similar: predominância dos invertívoros, seguidos dos piscívoros e algívoros. Em ambos os anos, as guildas menos presentes são os detritívoros e os parasitas. Em 2008, é destacado um crescimento significativo na abundância proporcional de algívoros/iliófagos e de zooplantívoros com relação a 1981. Por outro lado, há uma redução na abundância proporcional dos invertívoros, principalmente na sua abundância proporcional. Quanto à riqueza, não se observa uma grande diferença; somente uma redução no número de espécies de invertívoros e um crescimento pequeno dos piscívoros, tanto primários como secundários (Figura 7).

Contagem de pirarucus por tipo de água

Foi determinada a presença de aproximadamente 76 pirarucus, dos quais 27 ± 1 eram adultos (quer dizer, com mais de 1,5 m de comprimento) e 49 ± 1 eram jovens (com menos de 1,5 m de comprimento). Percebeu-se uma maior preferência dos pirarucus pela área mediana da lagoa (entre os pontos J, N, I, O, H e G) (Figura 8), com uma clara predominância de águas mistas (Figura 8).

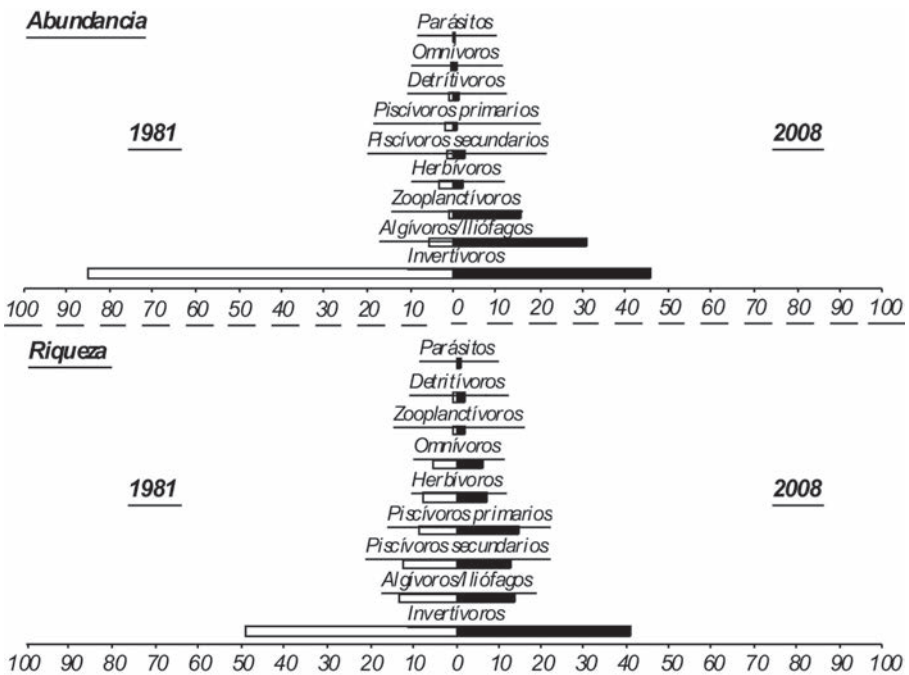


Figura 7 - Variação das proporções (%) na abundância total (acima) e no número de espécies (abaixo) por cada guilda trófica identificado na Lagoa Tumichucua entre 1981 (barras brancas) e 2008 (barras pretas).

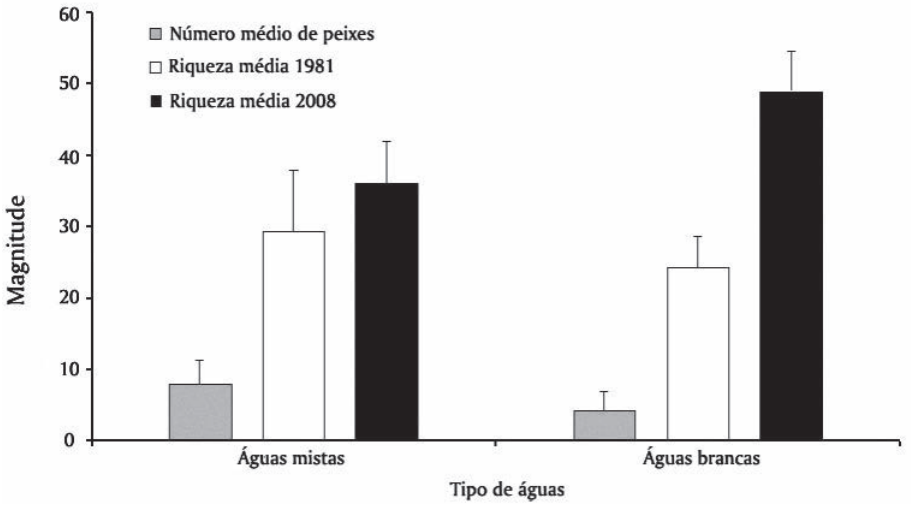


Figura 8 - Variação da média da riqueza entre 1981 (barras brancas) e 2008 (barras pretas) e do número de pirarucus observados (barras cinzas), de acordo com o tipo de água.

Relacionando essa variação com a riqueza intermediária observada entre os pontos de amostra em águas brancas e entre os pontos com águas mistas, pode-se observar que, em 1981, os pontos com águas mistas possuíam maior riqueza que os pontos com águas brancas. O oposto ocorre em 2008, em que a riqueza é maior nos pontos com águas brancas. Essa variação poderia estar vinculada à preferência do pirarucu por águas pretas.

Mudanças na abundância e riqueza de espécies comerciais

Não foi observada uma redução da abundância e da riqueza das espécies que têm importância comercial. Contudo, pelo contrário, em geral, percebe-se um crescimento na proporção do número desse grupo em relação ao total de capturas entre 1981 e 2008 (Tabela 2).

Discussão

Um dos pressupostos mais amplamente difundidos sobre os potenciais impactos das espécies invasoras sobre a ictiofauna é a redução de espécies nativas (CETRA; PETRERE Jr., 2001; SCHOENER et al., 2001). Geralmente, as espécies invasoras modificam a estrutura da comunidade, fazendo com que muitas espécies se desloquem ou que sejam exterminadas de seu hábitat natural (DEJOUX; ILTIS, 1992; LATINI; PETRERE, 2004). As espécies de peixes introduzidas podem causar alterações no hábitat, na estrutura das comunidades, podem produzir hibridação, seguida da perda do patrimônio genético original, com a consequente alteração trófica e a introdução de enfermidades e parasitas (TAYLOR et al., 1984; PATRICK, 2000).

Tabela 2 – Capturas totais das espécies com maior importância comercial na Lagoa Tumichucua em 1981 e 2008. São indicadas as proporções (%) dessas espécies em relação ao total de indivíduos capturados em ambos os estudos.

Espécie	1981	(%)		2008	(%)
Brycon spp.	2	0,05		1	0,03
Chalceus erythrurus	3	0,08		---	0,00
Cichla pleizona	7	0,19		25	0,69
Colossoma macropomun	1	0,03		10	0,27
Hemisorubim platyrhynchos	1	0,03		6	0,16
Leiarius marmoratus	---	0,00		1	0,03
Pellona flavipinnis	1	0,03		17	0,47
Phractocephalus hemioliopterus	1	0,03		---	0,00
Piaractus brachypomun	1	0,03		5	0,14
Plagioscion squamosissimus	1	0,03		31	0,85
Prochilodus nigricans	24	0,66		62	1,70
Pseudoplatystoma punctifer	4	0,11		2	0,05
Pseudoplatystoma tigrinum	---	0,00		9	0,25
Sorubim lima	1	0,03		34	0,93
Salminus affinis	*1*	*0,03*		---	*0,00*
Totais	**48**	**1,32**		**203**	**5,58**
Total Espécies	**13**			**12**	

Sem dúvida, o tipo de dieta e a agressividade da espécie invasora influem determinantemente no impacto sobre as espécies nativas (PATRICK, 2000; PÉREZ et al., 2004). Algumas espécies exóticas podem apresentar dificuldades para se adaptar a um novo meio, principalmente pelas suas características reprodutivas. Em outras, pela falta de estratégias de proteção, restringindo sua distribuição (FLEMING; GROSS, 1993). Nesse sentido, uma espécie introduzida para ser invasora deveria ter a capacidade de se estabelecer em um período de tempo inferior ao que leva qualquer espécie da fauna nativa durante seu processo evolutivo. Este parece ser o caso do pirarucu na Bolívia, que, apesar de não ter um ambiente totalmente propício para seu desenvolvimento, conseguiu se estabelecer, talvez graças ao fato de que não existiam os fatores naturais que controlassem seu crescimento.

De acordo com a rarefação calculada para 3.638 indivíduos, a quantidade capturada em 1981 se reduziu em cerca de 10% no número de espécies estimadas em 2008. É necessário levar em conta, também, que a soma das diferenças encontradas entre 1981 e 2008 pode ser causada por três fatores: a) artefatos da amostra, b) mudanças na comunidade íctica, e c) entrada contínua de indivíduos de diferentes espécies devido às cheias do Rio Beni.

Artefatos de amostra

Os dados mostrados de 1981 não são totalmente claros quanto à metodologia usada e o detalhe de quais espécies foram capturadas com cada tipo de amostra e qual o esforço usado com cada artefato (SWING, 1985). Agrega-se a isso o fato de que dificilmente se têm as mesmas condições de amostra, pelo que a amostra será sempre um fator a se considerar nas variações observadas, apesar de que, para as comparações entre os dados de ambos os anos, foram usados os mesmos métodos em ambos os estudos e foram respeitados os mesmos pontos de amostra. O tempo de amostra poderia também ser um fator determinante, uma vez que no estudo de 1981 ficou indicado que foram 75 dias (baseados no tempo mencionado por Swing (1985), mas não indicam os tempos e dias efetivos de pesca), e em 2008 foram 10 dias inteiros; portanto, o tempo foi em torno de 65 dias a menos que em 1981. Ainda assim, em 2008, foi capturado quase o dobro de indivíduos que em 1981.

Mudanças na comunidade íctica

A rarefação indica que em ambos os estudos, apesar da diferença no número de indivíduos capturados, chegou-se a um total de espécies de 88 e de 95, que diminuem em 7 espécies, contudo, fazendo a análise em função do menor número de indivíduos capturados (3836 em 1981), o número de espécies esperadas se reduz em cerca de 10%. Isso está respaldado pela estimativa de riqueza *Chao 1,* com a qual se pôde determinar que o máximo de espécies prováveis para 1981 foi de 90, enquanto que para 2008 esse máximo foi de 97. Por isso, poderíamos assumir que as composições registradas em ambos os anos correspondem à riqueza da comunidade que se poderia registrar. Nesse sentido, fica faltando, portanto, decifrar o porquê das diferenças registradas. Segundo o índice de diversidade de Shannon, existe uma diminuição da diversidade de 1,34 (em 1981) para 1,15 (em 2008). É difícil mensurar a significação dessa variação sem levar em conta a abundância de cada uma das espécies. Em estudos da área, esse índice flutua entre 1,4 (TEDESCO et al., 2005) e 3,8 (SAINT-PAUL et al., 2000). Então esses valores corresponderiam a valores entre baixos e intermediários em relação às comunidades de peixes na Amazônia. A equitatividade também diminui entre ambos os anos, de 0,69 para 0,58, mas fazendo um cálculo para separar a contribuição da riqueza específica e da estrutura da comunidade na diversidade alfa, percebe-se que ambas as comunidades não apresentam grande variação (4,1 e 4,0, respectivamente). Essas análises de diversidade não indicam grandes diferenças de diversidade entre ambos os estudos. Em alguns trabalhos, nos quais se faz uso desses índices, constatou-se que em uma mesma lagoa a variação entre sua diversidade entre uma e outra época de seca não foi significativa (ESPÍRITO-SANTO et al., 2009). No nosso caso, a variação temporal não deveria ser um fator determinante nas diferenças encontradas, uma vez que a amostra de 2008 foi na mesma época em que foi realizada a amostra em 1981, a época seca. Nessa época, a Lagoa Tumichucua

se caracteriza por seu isolamento completo. Sem dúvida, para um melhor entendimento da estrutura natural das comunidades de forma natural e com a presença de um fator externo como uma espécie exótica, seria ideal fazer um seguimento por vários ciclos hídricos completos.

A proporção dos principais grupos taxonômicos com relação ao número de espécies presentes na lagoa tanto em 1981 como em 2008 corresponde ao que geralmente se esperaria encontrar em lagoas da região (POUILLY et al., 2004). Entretanto, é interessante notar que em 2008 a proporção dos *Characiformes* se reduz em 7%, enquanto que a dos *Siluriformes* aumenta em quase 8%. Assim como os *Characiformes*, os *Perciformes* diminuem proporcionalmente. Geralmente, esse tipo de variação pode estar muito relacionado aos efeitos da amostra. Muitos dos *Siluriformes* eram pequenos. As espécies mais abundantes em 2008 pertencem ao grupo dos caracídeos pequenos e os engraúlidos, geralmente invertívoros e zooplanctófagos, que se constituem em presas de piscívoros de porte médio (15 a 30 cm) a grande (>30 cm). Talvez esse aumento nesses grupos se deva à diminuição da abundância e/ou da riqueza de outras espécies. De acordo com a análise por guildas tróficas, o mais destacável é o aumento da abundância de alguns dos grupos mais baixos das redes tróficas (zooplantófagos e invertívoros). Essa observação pode estar relacionada à redução dos predadores desses grupos (VITULE et al., 2009).

As mudanças espaço-temporais das comunidades estão, de certa forma, começando a ser estudadas e abordadas. As comunidades das lagoas são muito mais estáveis que as dos poços e rios, devido ao tipo de espécies que se hospedam e pela diferente conectividade que têm e pelas facilidades de amostra. E essa conectividade é determinante para a estabilidade das mesmas. Isso foi mostrado em vários estudos em que se percebeu que as lagoas mais distantes do leito principal dos rios são mais estáveis quanto à sua composição (RODRÍGUEZ; LEWIS, 1994; RODRIGUEZ; LEWIS JR., 1997; POUILLY; RODRÍGUEZ, 2004; MIRANDA-CHUMACERO; BARRERA, 2005). A Lagoa Tumichucua se caracteriza por uma relativa constância no tempo, por estar um pouco acima do leito principal. Em resumo, essas mudanças, se têm variações temporais fortes, a cada ano voltam a se estruturar de forma mais ou menos similar. Assumindo isso, e considerando que a pressão de pesca tem sido similar desde então, as diferenças que aqui mostramos poderiam ser atribuídas a um fator externo.

De acordo com o que foi observado, existe uma maior preferência do pirarucu por lugares com águas mistas, os quais refletem uma maior quantidade de indivíduos registrados nesses lugares. Relacionando isso com a abundância e a riqueza de espécies, vemos também nos pontos com águas mistas que diminuem, contrariamente ao que geralmente se tem encontrado em outros estudos, naqueles em que a diversidade é ligeiramente maior em águas pretas que em brancas (SAINT-PAUL et al., 2000). Isso poderia indicar uma regionalização ao interior da Lagoa de Tumichucua, que corresponderia à predominância dos tipos de água, em função dos quais os pirarucus teriam

maior ou menor influência sobre as espécies nativas.

Os índices de similaridade usados, que levam em conta vários princípios de comparação (número de espécies comuns, número de espécies exclusivas em cada estudo ou número total de espécies), em geral indicam que entre 1981 e 2008 a similaridade não supera 60%. O índice de similaridade proporcional que leva em conta as espécies que são exclusivas em cada estudo é o que menor similaridade produz com somente 23%.

Entrada contínua de espécies pelas cheias

De acordo com a topografia da lagoa, o extremo nordeste é o que entra em contato com as águas do Rio Beni, mas somente em episódios de cheias extremas. Foi exatamente segundo a versão dos mesmos povoados de Tumichucua, que, na cheia de 1997, o pirarucu chegou à lagoa. Possivelmente, em algumas cheias, ainda que aparentemente não tenham sido consideradas como cheias extremas históricas, outras espécies pequenas de peixes podem ter chegado do rio, permitindo que as espécies fossem sendo repostas constantemente.

A riqueza aumenta, mas e a abundância?

Em função dos resultados encontrados, surgem duas perguntas: Por que a presença do pirarucu deveria afetar as comunidades de peixes nativas?, se 1) é uma espécie que em outros lugares da Amazônia convive com as mesmas espécies ou com outras similares e 2) é uma espécie que tem exigências muito particulares em relação ao hábitat, que, com sua importância econômica, foi posta em perigo em outras regiões da Amazônia?. A resposta a ambas as perguntas pode estar relacionada ao afastamento evolutivo, produto das corredeiras do Rio Madeira. Essas barreiras naturais isolaram as espécies nativas do rio acima da presença de *Arapaima gigas* por milhões de anos. Esse isolamento, certamente, fez com que as espécies evoluíssem em seu comportamento de uma forma diferente da das populações das mesmas espécies rio abaixo.

Os sistemas aquáticos em que *A. gigas* evoluiu na Amazônia se caracterizam por enormes áreas de inundação, nas quais a água entra pelo bosque e no qual a produtividade auxilia na existência de centenas de espécies que fazem uso desses fenômenos anuais para chegar a lugares de alimentação e onde a disponibilidade de refúgios é muito maior que na bacia alta do Rio Madeira. Esses fenômenos são menos marcados na Amazônia Boliviana e menos ainda na bacia do Rio Beni.

Existe um princípio em ecologia que consiste em que as comunidades com maior diversidade são mais fortes a perturbações frente às comunidades com poucas espécies (MARCHETTI et al., 2004). Essa "fortaleza" pode ser traduzida na resistência às espécies invasoras, mudanças na riqueza não significativa e modificações na sua abundância (MARCHETTI et al., 2004). De acordo com os dados que foram levantados nesse estudo, as espécies que não estão presentes são geralmente predadoras de espécies pequenas (POUILLY et al., 2004; POUILLY et al., 2006). Essas espécies puderam manter suas presas com abundâncias relativamente baixas, e, pela presença de populações de pirarucus, puderam

deixar este rol, fazendo com que, por uma questão de espaço e recursos, as espécies presas aumentem e as posições de dominância mudem entre 1981 e 2008, por efeito da diminuição de suas populações.

Outro aspecto que pode estar indicando um papel de controle sobre o pirarucu é o uso desse recurso pela comunidade de Tumichucua, por ser agora uma das espécies mais valorizadas no comércio local (CARVAJAL-VALLLEJOS et al., 2011).

A estrutura de uma comunidade íctica responde a uma série de filtros que determinam que espécies possam estar presentes em uma determinada área ou região (Figura 9). Isso foi amplamente estudado e aplicado em vários estudos (TONN et al., 1990; RAHEL, 2002; POUILLY et al., 2004).

No caso da região da Lagoa Tumichucua, a riqueza regional amazônica boliviana é de até umas 900 espécies (IBISCH, 2003; POUILLY et al., 2010), dentre as quais 250 estão presentes no Rio Beni (MIRANDA-CHUMACERO . in prep.*)* e se estima que umas 140 a 150 pertencem a sistemas lacustres (LAUZANNE; LOUBENS 1985; LAUZANNE et al., 1991; POUILLY et al., 2004; MIRANDA-CHUMACERO; BARRERA, 2005). Na Lagoa Tumichucua, foram registradas 95 espécies, riqueza que, inclusive, encontra-se acima de outras lagoas da região com características similares (POUILLY et al., 2004).

A análise efetuada sobre a média das abundâncias das espécies que se "perderam" e as que "apareceram" em 2008 indica dois aspectos: 1) as espécies

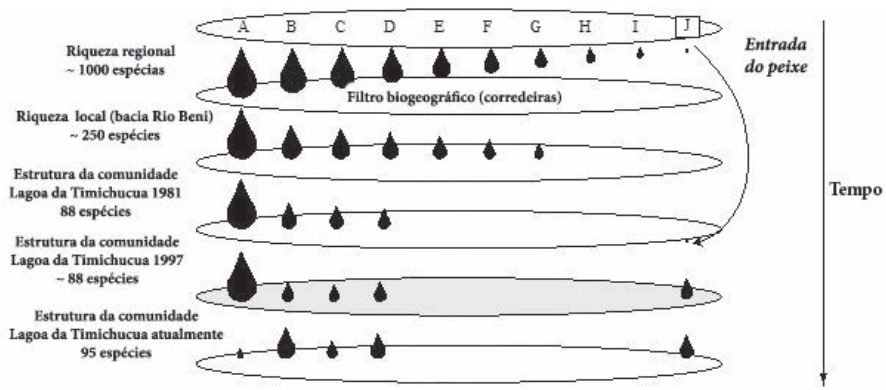


Figura 9 - Representação esquemática sobre o suposto processo em que o pirarucu modificou a estrutura e a abundância das espécies nativas na Lagoa Tumichucua, levando em conta a série de filtros modificados a partir de Tonn et al. (1990) que determinam a riqueza local. O tamanho das gotas representa a abundância relativa das espécies.

que não foram registradas se encontram com abundâncias intermediárias em relação a toda a comunidade – isso demonstra que a mudança, não necessariamente, se deu nas espécies menos abundantes ou mais raras; 2) o valor médio das abundâncias das espécies que foram registradas somente em 2008 é o mais baixo de todos, isso poderia significar que em 2008 se pôde capturar uma maior proporção de espécies raras.

Essa análise leva a pensar que, apesar de os valores de riqueza parecerem constantes entre ambos os anos, as espécies que compõem esta comunidade são diferentes. O mesmo se dá com as abundâncias, que variam, de forma extrema, em alguns casos, contudo permanecendo e sendo parte da comunidade.

Dificuldades taxonômicas

Um dos grupos em que há os maiores problemas taxonômicos é nos peixes (LUNDBERG, 2001). Isso se traduz em constantes revisões que se agrupam, reagrupam, dividem, mudam, renomeiam, descrevem e redescrevem espécies constantemente. Essa dinâmica, em muitos casos, chega a tal magnitude como a fusão de cerca de 50 espécies nominais em uma só, *Rhamdia quelem* (REIS et al., 2003) e a descrição de uma média de 35 espécies por ano na Amazônia (LUNDBERG, 2001). Para efeitos de uma comparação sistemática e que possam produzir conclusões mais ou menos conclusivas e da qual possa surgir decisões, deve-se levar em conta uma grande suposição: de que os nomes das espécies refletem as espécies biológicas que estão presentes em determinado lugar; neste caso, a Lagoa Tumichucua. Ao revisar a lista original das espécies de peixes mencionadas no estudo, que é a base de comparação do presente, nós nos encontramos com espécies que, por revisões, mudarão de nome ou foram agrupadas a outras. Essas mudanças foram rastreadas para cada uma das espécies e se puseram os nomes válidos para efeitos de comparação. Neste momento, é necessário indicar que, se as espécies foram bem identificadas, se ocorrer uma mudança em sua sistemática, colocar o nome pode ser tão fácil como mudar uma etiqueta, mas se houver mudanças nos que se dividem em espécies, nomear corretamente inclui a revisão de cada indivíduo capturado.

CONCLUSÃO

Estabelecer índices de medição dos impactos de uma espécie invasora em uma comunidade íctica como a da Lagoa Tumichucua não é tão fácil como determinar as variações na riqueza da mesma em um antes e um depois, pelo que é necessário analisar a estrutura dessas espécies quanto a seus *Guilda*, a abundância de cada espécie e, sobretudo, as flutuações temporais.

Por conseguinte, pelos dados mencionados neste trabalho, poderíamos concluir que: *i*) não foram registradas 31 espécies que tinham sido registradas em 2008; *ii*) foram observadas mudanças na abundância das espécies; *iii*) poder-se-ia assumir que exista mais impacto em regiões com águas pretas que com brancas; *iv*) é possível que estejam ocorrendo modificações na abundância dos *Guilda* de peixes invertívoros; *v*) estar-se-ia

incrementando a abundância e a riqueza de espécies zooplantófagas e iliófagas; *vi*) aparentemente não existiriam maiores mudanças na presença e na abundância das espécies usadas tradicionalmente na pesca comercial; vii) características biológicas como tamanho e idade da primeira maturação sexual aliada a grande pressão de pesca e viii) pode-se concluir que os dois estudos são complementares quanto à determinação do número total de espécies que podem estar presentes na Lagoa Tumichucua.

Por tudo isso, poderíamos admitir que a presença do pirarucu, em algumas lagoas grandes, como na de Tumichucua, com grande quantidade de espécies e micro-hábitats e, portanto, uma elevada riqueza, uma conectividade cíclica, e com diferentes profundidades, produz mudanças que não se traduzem na perda significativa da biodiversidade, mas sim em fortes mudanças na estrutura da comunidade de peixes. Essa mudança na estrutura da comunidade pode ter efeitos em longo prazo que dificilmente podem ser analisados com uma avaliação inicial como a que foi feita neste estudo. Sem dúvida, a presença do pirarucu em lagoas como esta pode ser benéfica do ponto de vista econômico. A pesca controlada dessa espécie, além de gerar benefícios interessantes, como já ocorre na Comunidade de Tumichucua e na TCO Tacana II, poderia ajudar a financiar sistemas de automonitoramento da pesca na comunidade, mediante o qual poderiam ser tomadas decisões temporais para conservar a ictiofauna e manter um equilíbrio entre o aproveitamento das espécies nativas e de *Arapaima gigas*.

AGRADECIMENTOS

Este projeto foi apoiado pelo Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - IDSM (Brasil) e WCS Bolívia, em colaboração com o Instituto de Ecologia da Universidade Maior de San Andrés, graças ao financiamento da Moore Foundation. Este projeto não teria sido possível sem a ajuda logística do Primeiro Distrito Naval de Riberalta. Um sincero agradecimento aos Caps. Calla e Pedraza e ao nosso querido, divertido e incondicional, Suboficial Celso Quispe por seu valioso apoio na pesca e como motorista . Aos cidadãos que apoiaram a pesca: o Sr. Ricardo Yamara, Jesús Batte, Francisco Farfán, Jonás Yamara, Danny Farfán e Meraldo Beyuma. Às diferentes autoridades da Comunidade Tumichucua por seu apoio: Armando Beyuma (Presidente da OTB), Luis Melgar (Corregedor). À Sra. Ana Rivero, por sua deliciosa comida. Ao Sr. Saúl Farfán, por nos apoiar com o gerador; e ao Sr. Gerardo Imanoreco, pela moradia durante nossa estada. E a toda a comunidade em geral, por seu apoio e colaboração no desenvolvimento do projeto e por ter compartilhado conosco sua grande experiência.

REFERÊNCIAS

ARANTES, C.; CASTELLO, L.; GARCEZ, D. Variações entre contagens de *Arapaima gigas* (Schinz) (Osteoglossomorpha, Osteoglossidae) feitas por pescadores individualmente em Mamirauá, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, p. 263 – 269, 2007.

COLAUTTI, R.; MACISAAC, H. A neutral terminology to define“invasive”species. **Diversity and Distributions** n. 10, p. 135 – 141, 2004.

CASAL, C.M.V. Global documentationof fi sh introductions: The growing crisis and recommendations for action. **Biological Invasions**, n. 8, p. 3 - 11, 2006.

CASTELLO, L. A method to count pirarucu arapaima gigas: Fishers, assessment, and management. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 24, p. 379 - 389, 2004.

CETRA, M.; PETRERE JR., M. Small-scale fisheries in the middle river tocantins, imperatriz (ma), Brazil. **Fisheries Management and Ecology,** n. 8, p. 153 - 162, 2001.

COBLENTZ, B. Exotic organisms: A dilemma for conservation biology. **Conservation Biology**, v. 4, n. 3, p. 261 - 265, 1990.

COWX, I. G.; GERDEAUX, D. The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, p. 145 – 151, 2004.

DEJOUX, C.; A. ILTIS. **Lake titicaca: A synthesis of limnological knowledge**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, 1992. 584 p.

DRAKE, J. M. Risk analysis for invasive species and emerging infectious diseases: Concepts and applications. **The American Midland Naturalist,** n. 153, p. 4 - 19, 2005.

ESPÍRITO-SANTO, H.; MAGNUSSON, W.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F.; LANDEIRO, V.. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small amazonian forest streams: Evidence for predictable changes. **Freshwater Biology,** n. 54, p. 536 - 548, 2009.

FARREL, M. E.; AZURDUY, H. El Paiche (*Arapaima gigas)* ¿Depredador o depredado?. **Revista del Grupo de Apoyo a la Biologia (GAB)**, Santa Cruz, n. 1, p. 20 - 22, 2006.

FLEMING, I. A.; GROSS, M. R. Breeding success of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in competition. **Ecological Applications**, n. 3 p. 230 - 245, 1993.

GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. **Ecosim: Null models software for ecology**. Jerico: Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, 2009.

Hulme, E. P. Biological invasions: Winning the science battles but losing the conservation war?. **Oryx** n. 37, p. 178 - 193, 2003

IBISCH, P. L.; G. MÉRIDA. **Biodiversidad: la riqueza de Bolivia**. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Editorial FAN, 2003. 638 p.

LATINI, A.; M. PETRERE. Reduction of a native fish fauna by alien species: An example from brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management & Ecology,** n. 11, p. 71 - 79, 2004.

LAUZANNE, L.; G. LOUBENS. **Peces del río Mamoré**. , Orstom, Paris. 1985. 116 p. (Collection Travaux et Documents, n. 192).

LAUZANNE, L.; LOUBENS, G.; LE GUENNEC, B. Liste commentée des poisons de l'amazonie bolivienne. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale** n. 24, p. 61-76, 1991.

LUNDBERG, J. Freshwater riches of the amazon. **Natural History Magazine**, n. 9, p. 36 - 45, 2001.

MARCHETTI, M.; LIGHT, T.; MOYLE, P.; VIERS, J. Fish invasions in california watersheds: Testing hypotheses using landscape patterns. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1507 - 1525, 2004.

MIRANDA-CHUMACERO, G.; BARRERA, S. Riqueza y abundancia de peces en dos lagunas de los andes tropicales. **Ecología en Bolivia**, n. 40, p. 41-52, 2005.

MIRANDA-CHUMACERO, G., R.; WALLACE, H.; CALDERÓN, G.; CALDERÓN, P.; WILLINK, M.; GUERRERO, T.; SILES, K.; LARA; CHUQUI, D. Distribution of arapaima (*Arapaima gigas*) (Pisces: Arapaimatidae) in Bolivia: implications in the control and management of a non-native population. **BioInvasions Records** n. 1, p. 129 – 138, 2012.

MORENO, C. E. **Métodos para medir la biodiversidad**. Manuales y Tesis SEA 1. 2001, 83 p.

OJASTI, J. **Especies invasoras exóticas**. Estrategia Regional de Biodiversidad para los Países del Trópico Andino, 2001. 64 p.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 16, n. 2, p. 557 - 560,1999.

PATRICK, P. H. The blue revolution and sustainability: at a crossroads. In: Claudi, R.; Leach, J. H. (Ed.). **Nonindigenous freshwater organisms**. North America CRC Press LLC, 2000.

PEREIRA, P.; AGOSTINHO, C.; OLIVEIRA, R.; MARQUES, E. Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a neotropical river. **Neotropical Ichthyology,** n. 5, p. 399 - 404. 2007.

PÉREZ, J.; MUÑOZ, C.; HUAQUÍN, L.; NIRCHIO, M.. Riesgos de la introducción de tilapias (*Oreochromis* sp.)(Perciformes: Cichlidae) en ecosistemas acuáticos de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, n. 77, p. 195 – 199, 2004.

POUILLY, M.; S. BARRERA; C. ROSALES. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology**, n. 68, p. 137 - 156, 2006

POUILLY, M.; BECK, S. G.; MORAES, M. R.; IBAÑEZ, C. (Ed.). **Diversidad biológica en la llanura de inundación del río mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial**. Patiño, Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología Simón I., 2004. 383 p

POUILLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, G.; ROSALES, C. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the bolivian amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology**, n. 62, p. 1137 - 1158, 2003.

POUILLY, M.; RODRÍGUEZ, M. A. Determinism of fish assemblage structure in neotropical floodplain lakes: Influence of internal and landscape lake conditions. **RAP Publication**, n. 17, p. 243 - 265, 2004.

POUILLY, M.; JÉGU, M.; CAMACHO, J.; QUINTANILLAS, M.; MIRANDA, G.; ZUBIETA, J. P.; YUNOKI, T. Lista actualizada y distribución de los peces en las tierras bajas de la Amazonía Boliviana. **Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental**, n. 28, p. 73 – 97, 2010.

RAHEL, F. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 33, p. 291-315, 2000.

REIS, R. E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS, C. J. J. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Bello: EDIPUCRS, 2003. 730 p.

RODRÍGUEZ, M.; LEWIS, W. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. **Oecologia,** n. 99, p. 166-180, 1994.

RODRIGUEZ, M. A.; LEWIS JR., W. M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the orinoco river. **Ecological Monographs**, n. 67, p. 109-128, 1997.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; CORREA, M.; GARCÍA, M.; FABRÉ, N.; BERGER, U.; JUNK, W. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, n. 57, p. 235 – 250, 2000.

SAKAI, A.; ALLENDORF, F.; HOLT, J.; LODGE, D.; MOLOFSKY, J.; WITH, K.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R.; COHEN, J.; ELLSTRAND, N.; MCCAULEY, D.; O'NEIL, P.; PARKER, I.; THOMPSON, J.; WELLER, S.. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics,** n. 32, p. 305 - 332. 2001.

SIOLI. H. **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**. Dordrecht: Dr. Junk Publ.,1984.

SCHOENER, T. W.; SPILLER, D. A.; LOSOS, J. B. Predators increase the risk of catastrophic extinction of prey populations. **Nature**, n. 412, p. 183–186, 2001.

SWING, C. K. **Ichthyofaunal survey of Tumichucua, a lake in amazonian Bolivi**a. Master of Science degree Thesis. Auburn University, Alabama. 1985, 120p.

SWING, C. K.; RAMSAY, J. S. Preferencias de hábitat de los peces del lago Tumi Chucua, Departamento del Beni, Bolivia. **Ecología en Bolivia**, n. 10, p. 33 - 35, 1987.

TAYLOR, J. N.; COURTENAY JR., W. R.; MCCANN, J. A. Known impacts of exotic fishes in the continental United States. pp. 322–373. In: COURTENAY JR., W. R. ; STAUFFER JR., J. R. (Ed.) **Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1984.

TEDESCO, P.; OBERDORFF, T.; LASSO, C.; ZAPATA, M.; HUGUENY, B. Evidence of history in explaining diversity patterns in tropical riverine fish. **Journal of Biogeography**, n. 32, p 1899 - 1907, 2005.

TONN, W.; MAGNUSON, J; RASK, M.; TOIVONEN, J. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. **American Naturalist**, v. 136, n. 3, p. 345 - 375, 1990.

TRAVIS, J.; PARK, K.. Spatial structure and the control of invasive alien species. **Animal Conservation**, v. 7, p. 321 - 330, 2004.

VITULE, J.; FREIRE, C.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, v. 10, p. 98 - 108, 2009.

WELCOMME, R. L. International introductions of inland aquatic species. **Fao Fish. Tec. Papers**, n. 294, 1988.

Anexo 1

Lista das espécies de peixes capturadas tanto em 1981 como em 2008. Ressalta-se que as espécies que não foram capturadas em 2008 e em 1981 com (†), *x* significa que a espécie estava presente.

Familia	Especie	Codigo	1981	2008
Achiridae	*Achirus achirus*	ACHACH	x	x
Ageneiosidae	*Ageneiosus inermis*	AGEINE	x	x
Anostomidae	*Leporinus fasciatus*	LEPFAS	x	†
	Leporinus trifasciatus	LEPTRI	†	x
	Rhytiodus lauzannei	RHYLAU	x	x
	Schizodon fasciatus	SCHFAS	x	x
Arapaimidae	*Arapaima gigas*	ARAGIG	†	x
Aspredinidae	*Bunocephalus coracoideus*	BUNCOR	†	x
Auchenipteridae	*Auchenipterus ambyiacus*	AUCAMB	x	x
	Trachelyopterus galeatus	TRAGAL	x	x
Belonidae	*Potamorrhaphis eigenmanni*	POTEIG	x	x
Callichthyidae	*Hoplosternum littorale*	HOPLIT	x	†
Characidae	*Acestrorhynchus falcatus*	ACEFAL	x	x
	Aphyocharax sp.	APHSP	x	x
	Brachychalcinus orbicularis	BRAORB	x	†
	Brycon amazonicus	BRYAMA	†	x
	Brycon sp.	BRYSP	x	†
	Chalceus erythrurus	CHAERY	x	†
	Charax gibbosus	CHAGIB	x	x
	Cheirodon sp.	CHESP	†	x
	Ctenobrycon hauxwellianus	CTEHAU	x	x
	Gymnocorymbus ternetzi	GYMTER	*x*	*†*
	Gymnocorymbus thayeri	GYMTHA	*x*	*†*
	Hemigrammus lunatus	HEMLUN	*†*	*x*
	Hemigrammus unilineatus	HEMUNI	*x*	*x*
	Hyphessobrycon heterorhabdus	HYPHET	*x*	*†*
	Hyphessobrycon megalopterus	HYPMEG	*†*	*x*
	Hyphessobrycon rosaceus	HYPROS	*x*	*†*
	Metynnis lippincottianus	METLIP	*x*	*†*
	Moenkhausia intermedia	MOEINT	*x*	*x*

Familia	Especie	Codigo	1981	2008
	Moenkhausia oligolepis	MOEOLI	†	x
	Moenkhausia sanctaefilomenae	MOESAN	x	x
	Moenkhausia sp.	MOESP	†	x
	Odontostilbe sp.	ODOSP	x	x
	Paragoniates alburnus	PARALB	x	†
	Parecbasis cyclolepis	PARCYC	x	†
	Phenacogaster sp.	PHESP	†	x
	Prionobrama filigera	PRIFIL	x	x
	Pristobrycon calmoni	PRICAL	x	†
	Roeboides affinis	ROEAFF	†	x
	Roeboides biserialis	ROEBIS	†	x
	Roeboides myersii	ROEMYE	x	x
	Salminus affinis	SALAFF	x	†
	Serrapinnus piaba	SERPIA	x	†
	Serrasalmus sp.	SERSP	†	x
	Tetragonopterus argenteus	TETARG	x	x
	Triportheus albus	TRIALB	x	x
	Triportheus angulatus	TRIANG	x	x
Cichlidae	*Apistogramma* sp.	APISP	x	x
	Cichla pleizona	CICPLE	x	x
	Cichlasoma boliviense	CICBOL	x	x
	Crenicara punctulatum	CREPUN	x	†
	Crenicichla lepidota	CRELEP	x	x
	Crenicichla semicincta	CRESEM	x	x
	Geophagus surinamensis	GEOSUR	x	x
	Mesonauta festivus	MESFES	x	x
	Mikrogeophagus altispinosus	MIKALT	x	†
	Satanoperca jurupari	SATJUR	x	x
Clupeidae	*Pellona flavipinnis*	PELFLA	x	x
Curimatidae	*Curimatella meyeri*	CURMEY	x	x
	Cyphocharax spilurus	CYPSPI	x	†
	Potamorhina altamazonica	POTALT	†	x
	Potamorhina laticeps	POTLAT	x	†
	Potamorhina latior	POTLAT	x	†

Familia	Especie	Codigo	1981	2008
	Psectrogaster rutiloides	PSERUT	†	x
	Steindachnerina bimaculata	STEBIM	x	†
	Steindachnerina elegans	STEELE	x	†
Cynodontidae	*Hydrolycus scomberoides*	HYDSCO	†	x
	Rhaphiodon vulpinus	RHAVUL	x	x
Doradidae	*Doras punctatus*	DORPUN	†	x
	Doras sp.	DORSP	†	x
	Opsodoras boulengeri	OPSBOU	†	x
	Oxydoras niger	OXYNIG	†	x
	Platydoras costatus	PLACOS	x	†
	Pterodoras granulosus	PTEGRA	x	†
	Trachydoras paraguayensis	TRAPAR	†	x
Engraulidae	*Anchoviella carrikeri*	ANCCAR	x	x
Erythrinidae	*Hoplerythrinus unitaeniatus*	HOPUNI	x	†
	Hoplias malabaricus	HOPMAL	x	x
Gasteropelecidae	*Gasteropelecus sternicla*	GASSTE	x	x
	Thoracocharax stellatus	THOSTE	x	x
Gymnotidae	*Gymnotus carapo*	GYMCAR	x	x
Hemiodidae	*Hemiodus unimaculatus*	HEMUNI	†	x
Hypophthalmidae	*Hypophthalmus edentatus*	HYPEDE	†	x
Lebiasinidae	*Pyrrhulina brevis*	PYRBRE	x	†
	Pyrrhulina vittata	PYRVIT	x	x
Lepidosirenidae	*Lepidosiren paradoxa*	LEPPAR	x	†
Loricariidae	*Ancistrus* sp.	ANCSP	†	x
	Hemiodontichthys acipenserinus	HEMACI	†	x
	Hypoptopoma gulare	HYPGUL	x	†
	Hypoptopoma thoracatum	HYPTHOR	†	x
	Hypostomus sp.	HYPSP	x	x
	Loricaria cataphracta	LORCAT	x	†
	Loricariichthys maculatus	LORMAC	x	x
	Otocinclus vestitus	OTOVES	†	x
	Pterygoplichthys disjunctivus	PTEDIS	†	x
	Pterygoplichthys gibbiceps	PTEGIB	x	†
	Pterygoplichthys lituratus	PTELIT	†	x

Familia	Especie	Codigo	1981	2008
	Pterygoplichthys multiradiatus	PTEMUL	*x*	*x*
	Pterygoplichthys sp.	PTESP	†	*x*
Pimelodidae	*Hemisorubim platyrhynchos*	HEMPLA	*x*	*x*
	Leiarius marmoratus	LEIMAR	†	*x*
	Perrunichthys perruno	PERPER	*x*	*x*
	Phractocephalus hemioliopterus	PHRHEM	*x*	†
	Pimelodella sp.	PIMSP	*x*	*x*
	Pimelodus maculatus	PIMMAC	*x*	*x*
	Pseudoplatystoma punctifer	PSEPUN	*x*	*x*
	Pseudoplatystoma tigrinum	PSETIG	†	*x*
	Rhamdia quelen	RHAQUE	*x*	†
	Sorubim lima	SORLIM	*x*	*x*
Potamotrygonidae	*Potamotrygon brachyura*	POTBRA	†	*x*
	Potamotrygon histrix	POTHIS	†	*x*
	Potamotrygon motoro	POTMOT	*x*	*x*
Prochilontidae	*Prochilodus nigricans*	PRONIG	*x*	*x*
Scianidae	*Plagioscion squamosissimus*	PLASQU	*x*	*x*
Serrasalmidae	*Colossoma macropomun*	COLMAC	*x*	*x*
	Mylossoma duriventre	MYLDUR	*x*	*x*
	Piaractus brachypomun	PIABRA	*x*	*x*
	Pygocentrus nattereri	PYGNAT	†	*x*
	Serrasalmus humeralis	SERHUM	†	*x*
	Serrasalmus rhombeus	SERRHO	*x*	*x*
	Serrasalmus spilopleura	SERSPI	†	*x*
Sternopygidae	*Eigenmannia macrops*	EIGMAC	*x*	†
	Eigenmannia virescens	EIGVIR	*x*	*x*
	Rhamphichthys rostratus	RHAROS	†	*x*
	Sternopygus macrurus	STEMAC	†	*x*
Synbranchidae	*Synbranchus marmoratus*	SYNMAR	*x*	†
Trichomycteridae	*Ochmacanthus* sp.	OCHSP	†	*x*
	Trichomycterus sp.	TRICSP	†	*x*