



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

LUIS ARTUR VALÕES BEZERRA

**INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO TEMPORAL NO CONTROLE DAS TEIAS
TRÓFICAS EM RESERVATÓRIO QUE ABASTECE O COMPLEXO PORTUÁRIO
DO PECÉM (CE)**

**WEATHER INFLUENCE IN ARTIFICIAL LAKE TROPHIC INTERACTIONS:
PIPELINES WHICH SUPPLY WATER TO PORT OF PECÉM (CE)**

FORTALEZA

2015

LUIS ARTUR VALÕES BEZERRA

INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO TEMPORAL NO CONTROLE DAS TEIAS TRÓFICAS
EM RESERVATÓRIO QUE ABASTECE O COMPLEXO PORTUÁRIO DO PECÉM (CE)

WEATHER INFLUENCE IN ARTIFICIAL LAKE TROPHIC INTERACTIONS:
PIPELINES WHICH SUPPLY WATER TO PORT OF PECÉM (CE)

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.

FORTALEZA

2015

LUIS ARTUR VALÕES BEZERRA

INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO TEMPORAL NO CONTROLE DAS TEIAS TRÓFICAS
EM RESERVATÓRIO QUE ABASTECE O COMPLEXO PORTUÁRIO DO PECÉM (CE)

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciências Ambientais

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Ronaldo Angelini
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella
Universidade Federal do Ceará (UFC)

À minha mãe, Graças e família.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, à Universidade Federal do Ceará (UFC), por minha formação profissional e acadêmica nos últimos sete anos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, sediado no Instituto de Ciências do Mar (Labomar) da UFC, pela formação em nível de mestrado, nos últimos dois anos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo fornecimento da bolsa de estudos e apoio logístico.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap), por intermédio do Projeto “Análise Ecosistêmica como ferramenta de avaliação ambiental do reservatório Sítios Novos, CE” (nº processo: AE1-0052-00044.01.00/11 SPU nº: 11295057-4), pelo auxílio financeiro nas coletas, material de laboratório e participação em eventos. Um deles, sendo a conferência “Ecopath 30 Years, Beyond Boundaries”, em Barcelona-Espanha, que possibilitou minha capacitação, pela participação em cursos, seminários e na conferência, além de um intercâmbio de informações com pesquisadores de todo o mundo, levando ao enriquecimento pessoal e dessa dissertação.

Ao meu orientador Jorge Iván Sánchez Botero, pelos cinco anos de orientação e amizade, cujos ensinamentos foram fundamentais para minha formação profissional e, por vezes, pessoal. Agradecimento estendido à profa. Danielle Sequeira Garcez, pela orientação, amizade, parcerias, coletas e aulas de campo (*prope ad mortem*) realizadas, que também contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal.

Ao Gerente Operacional da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) Walt Disney Paulino, pelo apoio logístico nas coletas, fornecimento de dados de vazão e da variação histórica do volume, no reservatório Sítios Novos. Aos técnicos, da COGERH, Alisson, Deílton e Nílson pelo auxílio nas coletas de dados físico químicos.

À Profa. Dra. Helena Becker e aos integrantes do Laboratório de Química Ambiental (LAQA), da Universidade Federal do Ceará (UFC), pelas análises de clorofila *a*, fósforo e nitrogênio, durante este estudo e de 2010 a 2014.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEA)-UFC e todos os amigos e colegas que passaram por ele. Em especial e em ordem alfabética: Carlos Alberto Rodrigues-Filho,

Duillys do Nascimento Chaves, Eliêta Ramos, Ronaldo Gurgel-Lourenço, Thyara Praciano Sampaio e Wallace Alves de Sousa. Foi um grande prazer poder conviver e aprender com todos vocês. Mais especialmente, Thyara, que entrevistou os pescadores, para quantificação da pesca artesanal no reservatório e Eliêta, que identificou e quantificou o Zooplâncton.

Também aos ex-integrantes do LEA-UFC, que fizeram parte desse trabalho: Leonardo Coimbra, pela identificação e quantificação dos invertebrados; Paula Roberta Palmeira, pela identificação e quantificação do Fitoplâncton e Paulo Victor de Oliveira Araujo, pela morfometria e auxílio no trabalho com peixes.

Ao técnico Administrativo da Secretaria de Aquicultura e Pesca do Estado do Ceará (SPA), o amigo Carlos Alberto Correia Bezerra (41), pela parceria e pelo fornecimento de dados de peixamento no reservatório Sítios Novos.

Aos amigos ornitólogos Caio Brito, Lucas Barros e Bruno Martins, pela identificação e disponibilização de informações relativas à ecologia das aves registradas no reservatório Sítios Novos.

Desde já, à Banca de dissertação, Prof. Dr. Ronaldo Angelini e Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella, pela disponibilidade e tempo dispensado na contribuição e avaliação dessa dissertação.

Finalmente, mas com maior importância, com amor, à Sandra Paiva, minha dedicada namorada e parceira de todos os dias, angustias e alegrias. Que o Sul seja doce!

“A virtude está no meio.” (Aristóteles).

RESUMO

As variações climáticas em ecossistemas do semiárido, ligadas ao controle de teia trófica (top-down, bottom-up, wasp-waist, alternado) são questões-chave para melhorar o manejo da pesca e de ecossistemas aquáticos. Nesse estudo, o papel das chuvas e da estiagem prolongada são simulados no reservatório Sítios Novos, localizado no semiárido brasileiro, considerando teias tróficas compostas espécies nativas e exóticas. Para isso, foram desenvolvidos modelos em períodos de chuvas, estiagem e estiagem prolongada, utilizando o software Ecopath with Ecosim (EwE). O reservatório Sítios Novos está localizado no estado do Ceará, com 16,48 km² e 126,10 m³. Espécies de peixes, tais como *Oreochromis niloticus*, *Atherinella brasiliensis*, *Cichla monoculus*, *Plagioscion squamosissimus* e *Arapaima gigas* foram introduzidas nesse ambiente artificial para incrementar a pesca artesanal, exercida em média, por 16 pescadores, ao dia. Os peixes e invertebrados foram amostrados no reservatório por “arrastos de praia” padronizados, rede de plâncton, garrafa Kemmerer e draga de Ekman. Aves foram inventariadas no reservatório e identificadas por especialistas. Os grupos-chave foram peixes, principalmente *C. monoculus* adulto, *A. brasiliensis* juvenil e *O. niloticus* adulto e juvenil. O maior consumo é exercido pelo nível trófico II, em que a detritivoria é duas vezes superior à herbivoria. As interações tróficas de *A. brasiliensis* juvenis e *O. niloticus* adultos representam a influência positiva de grupos tróficos intermediários sobre a dieta do predador de topo *C. monoculus*, considerada do tipo wasp-waist. A sustentação do ecossistema é baseada em fitoplâncton e principalmente detritos, uma vez que o primeiro chega a ter sua biomassa constituída por 96% de cianobactérias. A elevada produtividade fitoplânctonica neste reservatório favorece o controle da teia trófica por *C. monoculus*, *A. brasiliensis* e *O. niloticus*. Ademais, as chuvas ocorreram como um evento natural que provoca um distúrbio sobre a teia trófica exótica, com uma resiliência de 17,05 ton.km⁻².ano⁻¹. A prolongada estiagem (de 2010 a 2015) intensifica o controle top-down exercido por *Cichla* sp. e pela pesca no ecossistema, especialmente as interações wasp-waist.

Palavras-Chave: Açude Sítios Novos, Semiárido brasileiro, Ecopath with Ecosim.

ABSTRACT

The food web control understanding in Brazilian semi-arid region (top-down, bottom-up, wasp-waist, alternated) is key concern to improve ecosystem fisheries management in natural and artificial freshwater environments. To comprehend the role of rainfall and strong dry seasons, associated to exotic fish, birds and invertebrate species in Brazilian semi-arid, we developed a food web model. The Sítios Novos reservoir has 16,48 km² and 126,10 m³ dwelling indigenous and mostly exotic species. Some exotic fish species, including *Oreochromis niloticus*, *Atherinella brasiliensis*, *Cichla monoculus*, *Plagioscion squamosissimus* and *Arapaima gigas* were introduced on this artificial ecosystem to supply fisheries employed by 16 fisherman per day. Fishes were sampled on the reservoir by standard beach seines and gill-nets. Plankton net, Kemmerer and Ekman were employed to sample invertebrate organisms. Keystone groups are *C. monoculus* adult, *A. brasiliensis* juvenile and *O. niloticus* adult and juvenile. The highest consumer is the trophic level II and detritivore is higher than herbivore 2:1 times. In this top-down controlled ecosystem, *A. brasiliensis* juveniles and *O. niloticus* adults trophic interactions represent the positive influence of intermediate trophic groups about top predator diet, phytoplankton and detritus, here suggested as wasp-waist interactions. The high phytoplankton productivity (96% represented by Cyanophyta) and Detritus based control in this reservoir makes it favorable to trophic control by *C. monoculus*, *A. brasiliensis* and *O. niloticus*. The high *Melanoides tuberculata* alien snail biomass availability increases the *O. niloticus* niche breadth. Moreover, the natural rainfall events are associated to low fish biomass, a disturbance prevented by 17,05 ton.km⁻².year⁻¹ of resilience. Finally, we conclude that reservoir is sustained by Detritus instead Phytoplankton and presents a top-down control exercised by the fishery and *Cichla* sp.. Rainfall events impact in this exotic trophic-web and the strong dry season (from 2010 to 2014) intensifies the top-down control, mostly the wasp-waist interactions.

Keywords: Sítios Novos pond, Brazilian semi-arid, Ecopath with Ecosim.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	14
2.1. Área de estudo	14
2.2. Meteorologia e variação de volume no reservatório Sítios Novos	16
2.3. Amostragem biológica para representação de modelos tróficos estáticos	17
2.4. O software Ecopath with Ecosim (EwE).....	17
2.5. Fitoplâncton, Zooplâncton e Bentos.....	18
2.6. Peixes e Camarão	19
2.7. Aves.....	19
2.8. Pesca artesanal.....	20
2.9. Parametrização	20
2.10. Simulações temporais.....	21
3. RESULTADOS.....	22
4. DISCUSSÃO	32
5. CONCLUSÕES.....	37
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

1. INTRODUÇÃO

A ecologia trófica se desenvolveu a partir do estudo clássico de Lindeman (1942), na avaliação conjunta da distribuição de espécies animais e vegetais, sob influência de variáveis ambientais. Desde então, novas abordagens em predação, como teorias de análise em rede (Ulanowicz, 1986), sistemas wasp-waist (Rice, 1995), modelagem trófica (Polovina, 1984), índice de espécie-chave em modelos tróficos (Libralato et al., 2006), entre outras, foram desenvolvidas para explicar casos específicos de fluxo de matéria entre e intra comunidades. Com base em modelos de predação, pesquisadores avaliam assuntos relacionados a bioinvasões (Pinnegar et al., 2014), qualidade de hábitat (Christensen et al., 2014), eutrofização (Jia et al., 2011), pesca e manejo de ecossistemas costeiros (Rosa et al., 2014) e dulcícolas (Angelini & Agostinho, 2005; Carpenter et al., 2008).

As demandas por esses modelos estão geralmente associadas ao “manejo baseado no ecossistema”, que devido à sua ampla e, por vezes, ineficiente utilização, tornou-se um jargão controverso (Longhurst, 2006). Entretanto, para os modelos tróficos se tornarem informativos, devem oferecer abordagens quantitativas e integrativas, relacionadas aos controles top-down e bottom-up, variações climáticas e efeitos antrópicos, em ecossistemas aquáticos (Frank et al., 2007). O controle trófico do wasp-waist, por exemplo, é um padrão recorrente em ambientes aquáticos marinhos: quando há elevada biomassa em níveis tróficos (TL) inferiores e superiores, com TL intermediários de alto impacto na teia trófica (Jordán et al., 2005). Atualmente, softwares de modelagem ecológica que integram aspectos físicos, químicos e biológicos em uma perspectiva ecossistêmica vêm sendo desenvolvidos para previsão de impactos e resolução de problemas em ambientes dulcícolas, por exemplo, destacando os efeitos do crescimento de cianofíceas e moluscos, em lagos (Jorgensen, 2010).

Assim, na falta de soluções imediatas frente às abordagens integrativas necessárias para a gestão de ecossistemas, bons estudos de caso podem ser ferramentas científicas e tecnológicas valiosas, especialmente se abordam efeitos da variação climática sobre a biota (Groffman et al., 2006). No presente estudo, foi utilizada a sexta versão do software Ecopath with Ecosim (EwE) (Christensen et al., 2008) para simular a dinâmica da teia trófica de modelos construídos a partir de coletas periódicas, em um reservatório do semiárido brasileiro. Interações tróficas locais foram baseadas em análise de conteúdo estomacal e biomassa de aves peixes, invertebrados e fitoplâncton, amostrados e inventariados localmente. Os modelos ecossistêmicos resultantes desta pesquisa atendem às demandas de especialistas

em modelagem ecológica, que defendem mais que algoritmos e modelos teóricos para discutir padrões ecossistêmicos inteligíveis ao manejo (Marris, 2011).

O EwE permite a abordagem ecossistêmica das propriedades emergentes propostas por Odum (1969), dependentes das inter-relações entre dois componentes em um mesmo nível físico de um sistema (fusão física) (Ulanowicz, 1997). Nesse sentido, podem ser observadas características de maturidade e resiliência nos ecossistemas, quantificadas com base na Teoria da informação, a partir da “parte ordenada da informação nos sistemas”. A ascendência é associada à uma parte desordenada da informação (o overhead), que se somam para atingir a capacidade total de produzir desenvolvimento (Angelini, 2002). Propriedades emergentes podem ser utilizadas como ferramentas para acessar o estado de maturidade de ecossistemas lênticos. Entre eles, estão os reservatórios construídos ao longo do último século, no semiárido brasileiro, para geração de energia, desenvolvimento de atividades de aquicultura, bem como para armazenamento e abastecimento de água, direcionada à indústria, agronegócio, cidades e vilarejos (Barbosa et al., 2012).

A utilização da água e a pesca nesses reservatórios é limitada por eventos recorrentes de eutrofização (Rebouças et al., 2006) ou outros menos previsíveis, como a longa estiagem, no Brasil, entre o período de 2010 a 2014 (anos de coleta de dados neste estudo). Esse período foi classificado como um dos três desastres econômicos naturais mais caros do mundo, com perdas de 4,3 bilhões de dólares, pelo Brasil em 2014 (AON Benfield, 2014). Assim, pode ser entendido, em uma perspectiva econômica, como a pior escassez de água dos últimos tempos no país.

O problema da escassez é mais recorrente no semiárido do nordeste brasileiro, onde a maioria dos rios é intermitente e bacias hidrográficas são perenizadas por reservatórios, acontecendo uma descontinuidade hídrica, dependente de chuvas periódicas mal distribuídas, entre os meses de Janeiro e Maio (Novaes et al., 2013). As chuvas estão, normalmente, associadas ao input de matéria orgânica e acidez nesses reservatórios, levando a alterações espaciais e temporais de temperatura, pH, clorofila *a*, turbidez, fósforo e nitrogênio (Bezerra et al., 2014), que podem ser estocásticas, levando à mortalidade em massa de peixes (Moss et al., 2011). Analogamente, estiagens prolongadas e ligadas à acumulação de nutrientes podem aumentar a eutrofização, afetando o nicho de predadores de topo, de pequenos pelágicos e, conseqüentemente, a dinâmica destes recursos pesqueiros (Carpenter et al., 2008). Um exemplo recente nos reservatórios Edson Queiroz e Araras, localizados no semiárido

brasileiro, mostrou que o aumento da turbidez na coluna de água desfavorece peixes predadores, de detritívoros (Gurgel-Lourenço et al., 2015).

Dessa forma, questiona-se, neste estudo o comportamento da teia trófica de ecossistemas tropicais lênticos, explorados pela pesca artesanal, sob clima semiárido e alvo de eventos naturais de chuvas e estiagem. Com a ocorrência das chuvas, é esperada uma diminuição da biomassa de peixes predadores e fitoplâncton, respectivamente, os principais consumidores e produtores primários nesse sistema (já que não existem macrófitas aquáticas). Na estiagem, é esperado um aumento da biomassa total de peixes piscívoros, aves e fitoplâncton, bem como um aumento da produção pesqueira. Com a intensificação do estio, entre 2010 e 2014, espera-se que a bioconcentração proporcionada pela diminuição de volume no reservatório (que o levou a 2,83 % da capacidade volumétrica total, em 2014) intensifique os efeitos observados na estiagem.

Este estudo responde a uma demanda por produção de informações relacionadas com variações climáticas e temporais no semiárido. Bem como, por informações que levem ao melhor entendimento da dinâmica do reservatório Sítios Novos, fonte de abastecimento para o Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP). Atualmente, o reservatório é a única fonte de abastecimento de água para o bloco industrial, também denominado Complexo Industrial e Portuário Mário Covas (CIPP, 2014), por intermédio do sistema adutor Sítios Novos/Pecém, com 23,5 km de extensão. O CIPP conta com 12 empresas já instaladas e abastecidas pelo reservatório, entre termelétricas, portuárias, siderúrgicas, eólicas, agrícolas e construtoras.

É concluído neste estudo sobre o efeito conjunto da pluviosidade e da pesca artesanal na teia trófica do reservatório Sítios Novos, localizado no semiárido brasileiro. Tal abordagem reúne a variação de pluviosidade e biomassa de peixes, invertebrados e fitoplâncton, além de representar os efeitos da variação volumétrica no reservatório sobre a predação, entre os anos de 2005 e 2015, incluindo o período (2013-2014) de uma das maiores estiagens dos últimos 137 anos (1877-2014) no Brasil (Novaes et al., 2013; AON Benfield, 2014; Sena et al., 2014).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O reservatório Sítios Novos está localizado a aproximadamente 40 km do mar, entre os municípios de São Gonçalo do Amarante e Caucaia, no estado do Ceará, Brasil, possuindo $126 \times 10^6 \text{ m}^3$ de volume e $16,28 \text{ km}^2$ de área (Bezerra et al., 2014). De acordo com a

classificação atualizada de Köppen, a região pode ser definida como savana tropical, entre Bsh e Aw, de clima seco e semiárido (Peel, Finlayson e McMahon, 2007). Foram determinados três pontos (A, B e C) para amostragem de fitoplâncton, zooplâncton, bentos e água (Figura 1), considerando a variabilidade da biota em uma perspectiva espacial e em diferentes profundidades, além de uma atividade de piscicultura intensiva, realizada nas proximidades do pondo B (com aproximadamente 50 gaiolas de tilápia).

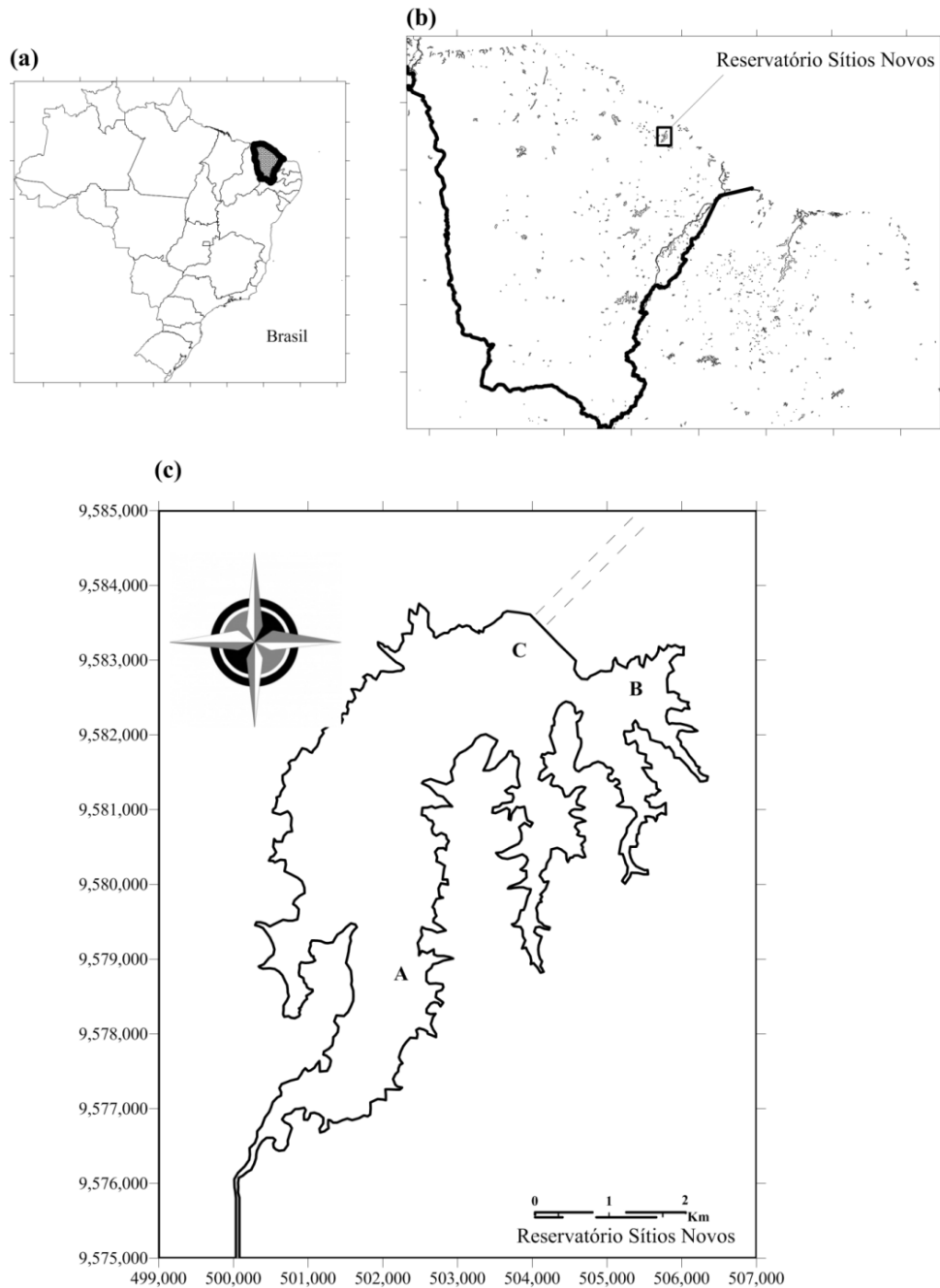


Figura 1. Mapa político do Brasil (a), destacando, em (b), o reservatório Sítios Novos e três pontos de amostragem (A, B e C), em (c). O pontilhado representa o Sistema adutor que transporta água para o Complexo Industrial e Portuário do Pecém.

2.2 Meteorologia e variação de volume no reservatório Sítios Novos

A variação da pluviosidade local, entre os anos de 2010 e 2014, foi obtida no endereço eletrônico da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2014) (Figura 2). Os meses de Setembro e Dezembro de 2013, bem como Maio, Setembro e Dezembro de 2014 foram considerados meses de estiagem (pluviosidade mensal < 150 mm); Junho de 2013, Janeiro e Abril de 2014 foram considerados meses chuvosos.

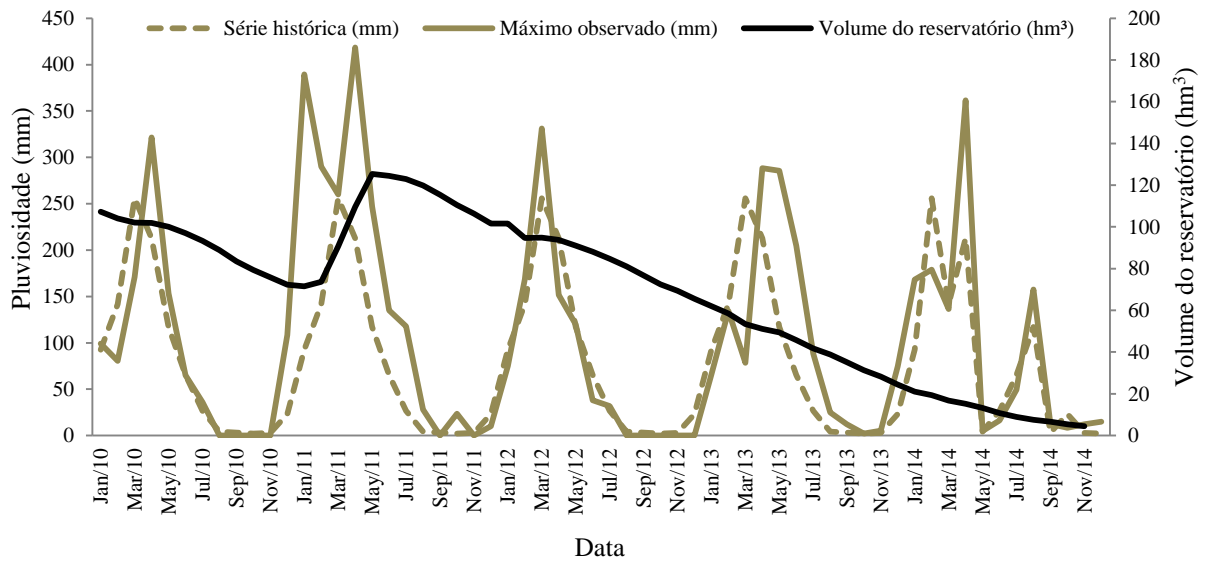


Figura 2. Variação da pluviosidade (mm) histórica e máxima observadas, entre os anos de 2010 e 2014, juntamente com variação no volume total (hm^3) do reservatório Sítios Novos.

A variação volumétrica do reservatório (dados da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH) está influenciada pela dinâmica das chuvas. O reservatório atingiu volume máximo ($126 \times 10^6 \text{ m}^3$), com um pico de chuvas, no primeiro semestre de 2011. A partir desse ano, as chuvas se tornaram mais escassas e mal distribuídas, alterando a tendência histórica e fazendo com que o reservatório chegasse a volumes críticos no ano de 2014 (2,83% da capacidade total). Essa dinâmica volumétrica foi utilizada, posteriormente, em conjunto com modelos estáticos simplificados, para modelagem dinâmica da teia trófica, entre os anos de 2010 e 2015, como função forçante de variação do grupo Detritus.

2.3 Amostragem biológica para representação de modelos tróficos estáticos

Sete campanhas bimestrais foram realizadas no reservatório Sítios Novos, entre Junho de 2013 e Dezembro de 2014, para representação de dois cenários teóricos, relativos a períodos de estiagem e chuvas. Foram consideradas quatro coletas no período de estiagem (Setembro e Dezembro de 2013, bem como Maio, Setembro e Dezembro de 2014) e três coletas no período de chuvas (Junho de 2013, Janeiro e Abril de 2014).

Em cada campanha, o cronograma e o período de coleta (manhã ou tarde) foram aleatorizados por sorteio, entre os pontos A, B e C (Figura 1). Em cada ponto, a coleta foi padronizada em uma hora, sendo capturados peixes, fitoplâncton, zooplâncton e outros invertebrados. A área total do reservatório (16,48 km²) dividida em regiões correspondentes aos pontos A, B e C (determinadas com ecobatímetro), bem como, a profundidade média do disco Secchi (em km), em cada um dos pontos, retornaram o volume total da zona fótica, em km³.

2.4 O software Ecopath with Ecosim (EwE)

Para modelagem da teia trófica do reservatório Sítios Novos, foi utilizado o software Ecopath with Ecosim – EwE, versão 6 (Christensen & Walters, 2004) e seu plug-in Ecotroph, para análise dos efeitos da pesca artesanal no ecossistema (Gascuel, 2005). O software EwE assume um sistema em estado de equilíbrio (steady-state), em que a produção, dada pelo produto da produção por biomassa (P/B) e da biomassa (B), de uma presa *i*, é igual a:

$$\left(\frac{P}{B}\right)_i B_i = \sum_{j=1}^n \left(\frac{Q}{B}\right)_j B_j DC_{ij} + E_i + Y_i + BA_j + \left(\frac{P}{B}\right)_i B_i (1 - EE_i) \quad (1)$$

Em que a predação sobre *i* é representada pelo produto do consumo por biomassa de todos os *n* predadores (Q/B)_j, vezes a biomassa do predador (B)_j e fração da presa na dieta do predador (DC)_{ij}. Esses termos são somados à exportação do sistema (E)_i, capturas totais (Y)_i, acumulação de biomassa (BA)_j e mortalidade não devida à predação (o último termo da equação), baseada na eficiência ecotrófica da presa (EE)_i, sua fração de produção total aproveitada por predadores.

O Ecosim, módulo temporal do EwE, é formado por equações diferenciais derivadas da equação (1) e na teoria do “foraging arena”, uma aproximação baseada no modelo de Lotka-Volterra (Christensen & Walters, 2004). O modelo de teia trófica demanda uma matriz

alimentar de presa *vs.* predador, em que a fração de cada presa na dieta dos predadores varia de 0 a 1.

2.5 Fitoplâncton, Zooplâncton e Bentos

Uma garrafa Kemmerer de 2 L e uma rede de arrasto (20 μm de malha) foram utilizadas para coleta de zooplâncton e fitoplâncton, em duas profundidades: superfície e profundidade máxima da zona fótica (determinada localmente como 1,7 vezes a profundidade máxima do disco Secchi). Invertebrados bentônicos foram capturados utilizando uma draga média de Ekman. A biomassa fitoplanctônica foi determinada assumindo que seu peso úmido tem relação área/peso de $0,001\text{g}\cdot\text{mm}^{-2}$. O número de indivíduos e/ ou colônias foi obtido por contagem, em placas de Sedgewick-Rafter. A área ocupada por eles foi obtida por medição em fotos das amostras, em aumento de 400X, no software AxioVision, (ZEISS, 2006), inicialmente em μm^2 , posteriormente, transformada para mm^2 .

Para cálculo da biomassa zooplanctônica, foram feitas contagens de indivíduos, em placas de Sedgewick-Rafter, considerando que cladóceros e copépodes pesam 0,001 g e rotíferos pesam 0,0005g (Angelini & Gomes, 2008). Não foram consideradas possíveis formas de vida zooplanctônicas que alternem hábitos planctônicos e bentônicos, então, os valores em $\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$, obtidos nas placas de contagem, foram diluídos para $\text{g}\cdot 20\text{ L}^{-1}$, sendo posteriormente extrapolados para duas vezes o volume total da zona fótica, igual a $21,5 \times 10^8$ L. A determinação de hábitat do zooplâncton, com base em Carlotti et al. (2000), na duplicação da zona fótica. A produção total no hábitat desse grupo, dividida pela área do reservatório (16481100 m^2), retornou valores finais em $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, considerados como $\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}$.

A biomassa de invertebrados bentônicos e pelágicos foi obtida a partir de seu peso úmido dividido pela área da draga (de um metro quadrado, baseado no volume capturado no fundo e despejado em uma bandeja de polietileno de mesma área, utilizada para triagem de invertebrados). Uma relação P/Q de 0,25 foi utilizada para esses invertebrados, tendo a relação P/B determinada com base em Plante & Downing (1989). A dieta de invertebrados foi determinada como fitoplâncton e detritos, de forma balanceada, com poucas variações relacionadas ao nicho e hábito alimentar de zooplâncton e bentos.

2.6 Peixes e Camarão

Para coleta de peixes e camarão, foi utilizada uma rede do tipo Picaré com funil, de malha 12 mm, altura 2,20 m e 15 m de comprimento. Os arrastos tiveram área padronizada nos três pontos de coleta (23,56 m²), com base no tamanho da rede e na área real arrastada, quando foi operada (FAO, 2009). Além das sete campanhas regulares, foram realizadas nictimerais, para observar a dinâmica diária e ampliar o espectro de amostragem das espécies de peixes, capturados em Setembro de 2013 (período de estiagem) e Abril de 2014 (período de chuvas). No total, foram utilizadas 26 malhadeiras, de 3 a 12 mm de malha, perfazendo um total de 925,70 m², em dois períodos de 24 h e sendo revisadas a cada 6 h.

As biomassas de peixes e camarão foram calculadas como o peso úmido de cada espécie (n amostral de 429 indivíduos), nos arrastos de área padronizada (23,56 m²). Foram considerados 24 arrastos, sendo 8 realizados em cada ponto de coleta (A, B e C), no período de estiagem e 18 arrastos, no período chuvoso. Para os peixes capturados em coletas nictimerais, a biomassa foi estimada pelo software, a partir da inserção de P/B e Q/B para os grupos e considerada uma EE de 0,6 (Christensen et al., 2008).

O cálculo de P/B foi considerado sobre peixes adultos, como a soma da mortalidade natural (M) e F (capturas totais/biomassa) e, para peixes juvenis, a mortalidade natural, determinada por Pauly (1980). O comprimento infinito (Linf) e o peso infinito (Winf) dos peixes foram calculados com base em Froese & Binohlan (2000) e Froese et al. (2013); os valores da constante de crescimento (K), em Petrere & Angelini (2009) e de Q/B, em Palomares e Pauly (1998). Posteriormente, todos os valores calculados foram comparados a informações disponibilizadas na ferramenta “tabela de vida”, do sie Fishbase (Froese & Pauly, 2000).

Os estômagos de peixes foram analisados, utilizando uma metodologia, baseada no índice alimentar (Kawakami & Vazzoler, 1980), em que a frequência do ítem e o volume ocupado em placas milimetradas determinam sua fração alimentar na matriz de dieta trófica.

2.7 Aves

Para aves, a biomassa foi determinada com base na abundância e peso médio dos adultos (Birdlife International, 2014). A relação P/B foi considerada como o inverso da longevidade, sendo utilizada a relação Produção/Consumo (P/Q), com valor de 0,15, para determinação de Q/B (SACC, 2006; Wetlands International, 2012). A diferenciação entre

aves que forrageiam dentro dos limites do ecossistema e as consumidoras de ítems externos, foi feita pela opção Import, do Ewe, considerando, por exemplo, aves que se alimentam de frutas, répteis, anfíbios e insetos terrestres.

As aves foram inventariadas e contabilizadas durante um dia no período de estiagem, entre 7 h e 14 h, por quatro pesquisadores, que percorreram todo o entorno do reservatório. A abundância de cada morfoespécie foi determinada pelo pesquisador mais experiente, por censo direto, contagem e fotografias digitais, utilizando uma câmera semiprofissional Canon. Posteriormente, as fotografias foram enviadas para três ornitólogos, obtendo, por eles, identificação de todas as espécies de forma igualitária.

Para determinar a dieta de aves, hábitos alimentares na Caatinga (Las-Casas et al., 2012) foram comparados com os hábitos determinados em referências específicas (SACC, 2006; Vargas *et al.*, 2007; Wetlands International, 2012; Birdlife International, 2014).

2.8 Pesca artesanal

O desembarque do pescado no reservatório Sítios Novos é produto da pesca artesanal e pode ser inserido no EwE como dado de entrada. Esses dados foram obtidos a partir de sete entrevistas e questionários semi-estruturados, aplicados somente a pescadores experientes nesse ambiente, de modo a aumentar a acurácia das estimativas (Rosa et al., 2014).

O esforço foi considerado somente sobre indivíduos adultos (exceto para juvenis de *Cichla* sp. e de *O. niloticus*), obtendo uma tabela de importância, baseada na frequência de captura (número de vezes que a espécie foi capturada, em relação ao total de capturas) de cada espécie, pelos entrevistados. Finalmente, o desembarque anual total foi multiplicado pelas frações de importância para cada espécie, obtendo o desembarque por espécie. Dessa forma, $\text{Captura} = \text{CPUE (Captura por Unidade de Esforço)} \times \text{Esforço}$ (FAO, 2002). O esforço exercido pela utilização de varas de pesca com anzol, por frequentadores locais (pesca como lazer), foi também considerado, com base em respostas aos questionários.

2.9 Parametrização

Modelos de Plante & Downing (1989) e Brey não retornaram valores realísticos para grupos zooplantônicos e *M. tuberculata*. Então, as estimativas de P/B e Q/B foram modificadas para valores referentes a ecossistemas lênticos, artificiais e de água doce. Dessa forma, as relações Q/B de Copepoda, Cladocera e Rotifera foram retiradas de Gubiani et al. (2012). O P/B de *M. tuberculata* foi obtido em Dudgeon et al. (1986). O grupo Insecta foi

considerado subestimado e teve sua biomassa calculada pelo software, com EE igual 0,9 (Christensen et al., 2008), já que não foi aplicado um método específico para estimar a biomassa desse grupo, por exemplo, o de insetos na fase alada, sendo contabilizados somente aqueles presentes na região bentônica.

O consumo sobre Bacillariophyta e Chlorophyta gerou EE muito maiores que o esperado pelo modelo teórico, sendo amenizado nas dietas de peixes detritívoros e onívoros. Os consumidores de Cyanophyta tiveram modificada a proporção de consumo não assimilado (non-assimilated food) de 0,2 para 0,3 e os consumidores de *M. tuberculata* de 0,2 para 0,4, pois foram considerados itens de dieta acidental, com pouca ou nenhuma assimilação (Christensen et al., 2008).

Nesse espaço, dedicado ao balanceamento, cabe um esclarecimento de cunho gramático e ecológico, referente à diferenciação entre Detritus e detritos, neste estudo. A escrita em caixa alta faz referência a um grupo heterogêneo, que reúne protozoários, bactérias, formas microplânctônicas a nanoplânctônicas e detritos (em caixa baixa), entre outros. Por sua vez, detritos podem ser conceituados como “resíduos de origem orgânica liberados voluntária ou involuntariamente nos ecossistemas aquáticos”.

2.10 Simulações temporais

O modelo foi simplificado, para rodar no módulo Ecosim, devido ao número elevado de grupos com baixos impactos na teia trófica. Nesse caso, foram considerados os grupos chave e desconsideradas as biomassas de aves, peixes e invertebrados com pouca influência sobre o modelo. Resultados razoáveis foram observados somente após a introdução de variação de volume do reservatório, como função forçante sobre o Detritus e aplicação de vulnerabilidades (v 's) iguais à zero para fitoplâncton.

No modelo dinâmico (2005-2015), a disponibilidade da biomassa da presa para o predador ou vulnerabilidade (v) é controlada por fatores que podem ou não ser explicados no sistema, sendo apenas uma fração de sua biomassa consumida (Christensen & Walters, 2004). O consumo de Detritus foi considerado com v 's iguais a dois, uma vez que é discutida, nesse trabalho, a resiliência do ecossistema, relacionada à ciclagem. Zooplâncton e demais invertebrados tiveram v 's respectivamente iguais a dois e quatro. Inicialmente, foi inserida a predação sobre *A. brasiliensis* juvenil e adulto, com v 's iguais a um, sendo posteriormente zeradas para representar o efeito sobre a biomassa de *Cichla* sp. adulto.

3. RESULTADOS

A Tabela 1 mostra o resultado da parametrização do modelo trófico em períodos de estiagem e chuvas, no reservatório Sítios Novos. Há uma diminuição da biomassa no período chuvoso, mesmo com o registro de duas espécies de peixes nativos *Leporinus piau* e *Prochilodus brevis* e dos invertebrados *Oligochaeta* e *Bivalvia*, não registradas no período de estiagem. Nas nictimerais, foram capturados 268 indivíduos, pertencentes às espécies: *Cichla* sp., *O. niloticus* (Nile Tilapia), *Astyanax* cf. *bimaculatus* (Twospot *Astyanax*), *Plagioscion squamosissimus* (South American Silver Croaker), *Prochilodus brevis* (Brazilian bocachico) e *Leporinus piau*.

Tabela 1 - Biomassa (B), Produção por Biomassa (P/B) e Consumo por Biomassa (Q/B) de 44 grupos componentes da teia trófica do reservatório Sítios Novos, em períodos de estiagem e Chuvas.

Grupo		Estiagem				Chuvas			
		B	P/B	Q/B	EE	B	P/B	Q/B	EE
Aves									
1	<i>Fluvicola nengeta</i>	0,0001	0,28	1,85	0,00	0,0001	0,28	1,85	0,00
2	<i>Furnarius figulus</i>	0,0001	0,23	1,52	0,00	0,0001	0,23	1,52	0,00
3	<i>Guira guira</i>	0,0001	0,24	1,59	0,00	0,0001	0,24	1,59	0,00
4	<i>Crotophaga ani</i>	0,0001	0,24	1,59	0,00	0,0001	0,24	1,59	0,00
5	<i>Tachycineta albiventer</i>	0,001	0,24	1,63	0,00	0,001	0,24	1,63	0,00
6	<i>Butorides striata</i>	0,001	0,20	1,31	0,00	0,001	0,20	1,31	0,00
7	<i>Jacana jacana</i>	0,001	0,21	1,39	0,00	0,001	0,21	1,39	0,00
8	<i>Podilymbus podiceps</i>	0,001	0,19	1,23	0,00	0,001	0,19	1,23	0,00
9	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0,003	0,11	0,77	0,00	0,003	0,11	0,77	0,00
10	<i>Vanellus chilensis</i>	0,01	0,11	0,75	0,00	0,01	0,11	0,75	0,00
11	<i>Himantopus himantopus</i>	0,01	0,14	0,91	0,00	0,01	0,14	0,91	0,00
12	<i>Egretta thula</i>	0,01	0,15	0,98	0,00	0,01	0,15	0,98	0,00
13	<i>Caracara plancus</i>	0,01	0,09	0,59	0,00	0,01	0,09	0,59	0,00
14	<i>Coragyps atratus</i>	0,02	0,05	0,36	0,00	0,02	0,05	0,36	0,00
15	<i>Dendrocygna viduata</i>	0,05	0,19	1,26	0,00	0,05	0,19	1,26	0,00
16	<i>Ardea alba</i>	0,11	0,11	0,73	0,00	0,11	0,11	0,73	0,00
Ictiofauna									
17	<i>Arapaima gigas</i>	0,00	0,44	3,83	0,00	0,00	0,44	3,83	0,00
18	<i>Cichla</i> sp. juvenil	1,13	26,63	0,96	0,96	1,01	1,13	26,63	0,86
19	<i>Cichla</i> sp. adulto	0,73	11,42	0,92	0,92	0,54	0,73	11,42	0,72
20	<i>Oreochromis niloticus</i> juvenil	1,20	15,20	0,47	0,47	0,92	1,20	15,20	0,73
21	<i>O. niloticus</i> adulto	1,30	7,94	0,98	0,98	1,00	1,30	7,94	0,96
22	<i>Atherinella brasiliensis</i> juvenil	3,15	32,90	0,64	0,64	0,88	1,74	30,40	0,21
23	<i>A. brasiliensis</i> adulto	1,86	15,43	0,50	0,50	2,02	1,92	15,43	0,28
24	<i>Plagioscion magdalenae</i>	1,74	1,58	12,97	0,60	2,53	1,58	12,97	0,60
25	<i>Poecilia</i> sp.	2,14	2,74	28,40	0,60				
26	<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i>	0,28	4,26	16,84	0,60				

27	<i>Prochilodus brevis</i> *					2,96	1,14	11,22	0,60
28	<i>Leporinus piau</i> *					0,92	1,28	10,34	0,60
	Macro-Invertebrados								
29	Turbellaria	0,01	20,99	83,97	0,60	0,00	20,99	83,97	0,12
30	Clitellata	0,00	18,63	74,53	0,93	0,02	18,63	74,53	0,71
31	Outros Gastropoda	0,04	11,49	45,97	0,92	0,15	11,49	45,97	0,92
32	Ostracoda	1,40	8,40	33,61	0,97	1,40	8,40	33,61	0,79
33	Camarão	1,41	22,50	90,00	0,77				
34	Oligochaeta					0,02	20,47	81,90	0,58
35	Insecta	9,18	10,09	40,35	0,90	4,79	10,09	40,35	0,90
36	Bivalvia					0,14	3,75	15,01	0,45
37	<i>Melanooides tuberculata</i>	17,18	4,81	13,43	0,03	4,91	4,81	13,43	0,54
	Zooplâncton								
38	Cladocera	0,28	12,00	48,00	0,99	0,13	12,00	48,00	0,97
39	Rotífera	0,39	6,00	24,00	0,87	0,15	6,00	24,00	0,72
40	Copepoda	1,41	24,00	96,00	0,99	0,16	24,00	96,00	0,99
	Fitoplâncton								
41	Bacillariophyta	0,13	1,08		0,99	0,03	1,08		0,96
42	Chlorophyta	0,21	1,09		0,99	0,25	1,09		0,99
43	Cyanophyta	11,15	73,16		0,33	9,05	73,16		0,23
44	Detritus	12,00			0,52	9,05			0,40

* Espécie nativa, com base em Rosa et al. (2003).

O presente estudo traz um registro inédito de *A. brasiliensis* em um ambiente dulcícola e artificial. A espécie foi coletada em todas as campanhas ao reservatório Sítios Novos, sendo que a sua segunda maior biomassa foi capturada ($14,84 \text{ g.m}^{-2}$) no mês de Setembro, de 2013, com 112 indivíduos, em estágio adulto e juvenil e comprimento padrão médio de 5,55 cm. Em Setembro de 2014, foi capturada a maior biomassa dessa espécie ($22,78 \text{ g.m}^{-2}$), com 61 indivíduos jovens e adultos, de comprimento padrão médio igual a 6,64 cm.

De acordo com os modelos representados neste estudo, configura-se um ecossistema sustentado pelo Detritus, com controle top-down exercido, especialmente por *Cichla* sp., onde curtos períodos chuvosos ou períodos de longa estiagem estão associados à desestabilização da teia trófica. Os índices de qualidade dos modelos (seus pedigrees (PI)) são iguais a 0,39 em períodos de chuva e estiagem, permitindo uma comparação razoável entre os períodos. A diminuição das trocas de energia mostra um distúrbio negativo na teia trófica da comunidade, durante o período chuvoso, relacionado à menor biomassa total e aos menores valores de: fluxos totais, consumo total, fluxo para Detritus, ciclagem de Detritus, produção total e respiração total (Tabela 2).

Tabela 2 - Propriedades emergentes de dois modelos tróficos do reservatório Sítios Novos, em períodos de chuva e estiagem e a variação do parâmetro entre os dois períodos (Dinâmica).

Parâmetro	Estiagem	Chuvas	Dinâmica	Unidade
Consumo Total	1155,20	532,26	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Exportação Total	482,80	430,95	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Respiração Total (TR)	535,80	250,59	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Fluxo Para Detritus	990,38	706,48	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Fluxos Totais	3164,17	1920,29	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Produção Total	1097,12	773,48	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Biomassa Total (TB)	54,16	34,22	>	-
Consumo Total Relativo	1,05	0,69	>	-
Atividade Total	9,89	7,32	>	-
Produção Primária (PP)	815,79	662,53	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
PP/TR	1,52	2,64	<	-
Produção Secundária	280,00	411,94	<	t.km ⁻² .ano ⁻¹
PP/TB	15,06	19,36	<	-
Índice de Pedigree	0,39	0,39	=	-
Ciclagem de Detritus	311,93	145,92	>	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Índice de Ciclagem de Finn	9,86	7,60	>	% da saída total

O consumo total relativo à produção (TRC), aqui calculado como o TC/TP é assumido igual a um, pelo estado de equilíbrio, na equação (1), entretanto é maior que esse valor, durante o período de estiagem, significando uma sobrecarga no aproveitamento de recursos. Por outro lado, TRC é igual a 0,7 no período chuvoso, quando a produção secundária (NP) aumenta, mas diminui a atividade total (TA=TR/TB) e o consumo associado a ela. Há maior respiração no ecossistema, durante a estiagem, associada ao aumento da atividade total e da produção primária (PP), representados pela menor relação: (PP)/TR. Os menores valores de PP/TB, em relação ao período de chuvas, em conjunto com o aumento da atividade sustentam, ainda, melhor utilização da energia útil, no sistema.

O aproveitamento da energia diminui no período chuvoso, especialmente, pela menor ciclagem de informações no sistema, medida pelo índice de ciclagem de Finn (1976) (FI). Esse índice é dado pela ciclagem de Detritus (CD), no reservatório Sítios Novos, já que FI é igual a zero, quando desconsiderado CD. Dessa forma, a ciclagem de Detritus é uma medida de organização, relacionada à maturidade ecossistêmica e à diminuição da incerteza (produção de informação), dada pelo maior fluxo de saídas totais do sistema (TT), na estiagem.

Durante a estiagem, o consumo é maior de 1,9:1 vezes, considerando a proporção de consumo Detritus (D):Produtores primários (P), no nível trófico II (TLII), o maior

consumidor no ecossistema. Durante as chuvas, a mesma proporção é de 1,8:1 vezes (Figura 3). Os valores de ciclagem, consumo e fluxo de informações são, dessa forma, relacionados, principalmente, ao consumo de Detritus, em detrimento da produção primária fitoplanctônica. O consumo exercido pelos invertebrados e pequenos peixes, maiores componentes do TLII, é a força motriz de ciclagem de Detritus. Principalmente, na ausência do distúrbio ocasionado pelas chuvas, consumidores no TLII tornam possível a disponibilização de energia para os níveis tróficos superiores.

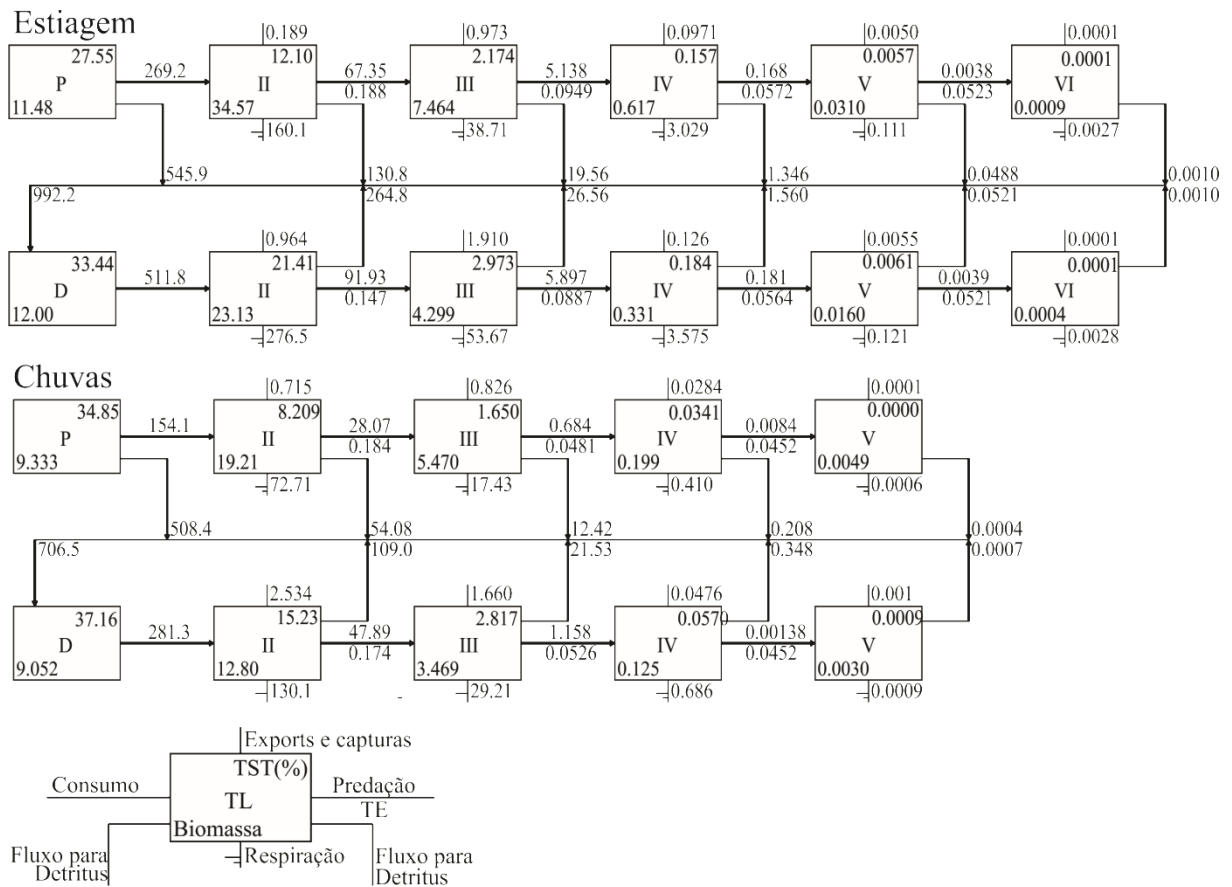


Figura 3 – Cadeia alimentar de Lindeman mostrando o consumo total pela teia trófica no reservatório Sítios Novos, durante períodos de estiagem e chuvas, TL (Nível trófico), D (Detritus), P (Produção primária).

Por outro lado, a alteração da teia trófica, ocasionada pelas chuvas, pode ser absorvida no fluxo interno de informações (Fli), devido ao maior “overhead” (%) em relação ao período de estiagem (Tabela 3). Fli é o maior responsável pela aproximação da capacidade do ecossistema (Ca), diferentemente dos fluxos referentes à respiração (Res), exportação (Exp) e importação (Imp) de informações, com maior “overhead” durante a estiagem. Os altos Overheads (Ov) totais, em ambos os períodos, caracterizam um ecossistema em desenvolvimento, com baixas ascendências (As) totais (Odum, 1969).

Tabela 3 - Ascendência (As), Capacidade total (Ca), Overhead (Ov), respiração (Res), fluxo interno (Fli), importação (Imp) e exportação (Exp) de informações (bits), no reservatório Sítios Novos, durante períodos de chuva (C) e estiagem (E).

Período	Fonte	As	As (%)	Ov	Ov (%)	Ca	Ca (%)
E	Exp	788,9	5,2	566,7	3,7	1355,6	8,9
C	Exp	591,6	7,2	397,8	4,8	989,5	12
E	Fli	1501,1	9,9	8215,8	54,1	9716,9	64
C	Fli	878,6	10,7	4644,8	56,4	5523,3	67
E	Imp	479,4	3,2	563,1	3,7	1042,6	6,9
C	Imp	84,7	1	75,3	0,9	160	1,9
E	Res	795,2	5,2	2283,8	15	3079	20,3
C	Res	468,5	5,7	1097,6	13,3	1566,1	19
E	Total	3564,6	23,5	11629,4	76,5	15194,1	100
C	Total	2023,4	24,6	6215,5	75,4	8238,9	100

Os gráficos Keystoneness (KI vs. RI), propostos por Libralato et al. (2006) são representados na Figura 4. As interações do tipo wasp-waist são caracterizadas, especialmente, no período de estiagem, pelos altos Keystone Index (KI) e Relative Total Impact (RI) de pequenos peixes pelágicos, como *O. niloticus* juvenis, *A. brasiliensis* juvenis e adultos e de predadores de topo, como *Cichla* sp. No período chuvoso, quando são registradas as únicas espécies de peixes nativas do semiárido, os insetívoros *L. piau* e os detritívoros *P. brevis* (Rosa et al., 2013), não predadas por *Cichla* sp., a dinâmica wasp-waist é menos pronunciada. Porém, o controle top-down pelo predador *Cichla* sp. adulto continua sendo exercido.

O tamanho das esferas e valores associados representam as biomassas dos grupos, inseridas entre parênteses doravante. As aves têm baixos impactos na teia trófica, quando comparadas aos demais grupos. Espécies de peixes de baixa biomassa, por outro lado, têm altos KI e RI, em ambos os períodos, especialmente, *Cichla* sp. adulto (0,41-estiagem; 0,54-chuvoso) e juvenil (0,78-estiagem), *A. brasiliensis* juvenil (0,78-estiagem) e adulto (1,4-estiagem; 2,02-chuvoso), *O. niloticus* (1,02-estiagem;) e *L. piau* (0,92-chuvoso), que podem causar mudanças profundas na estrutura da teia trófica, com a alteração de suas biomassas. O alto impacto de *L. piau* e *O. niloticus* é associado, também, à importância dos insetos (4,79-estiagem; 4,78-chuvas), como recursos nesse ecossistema.

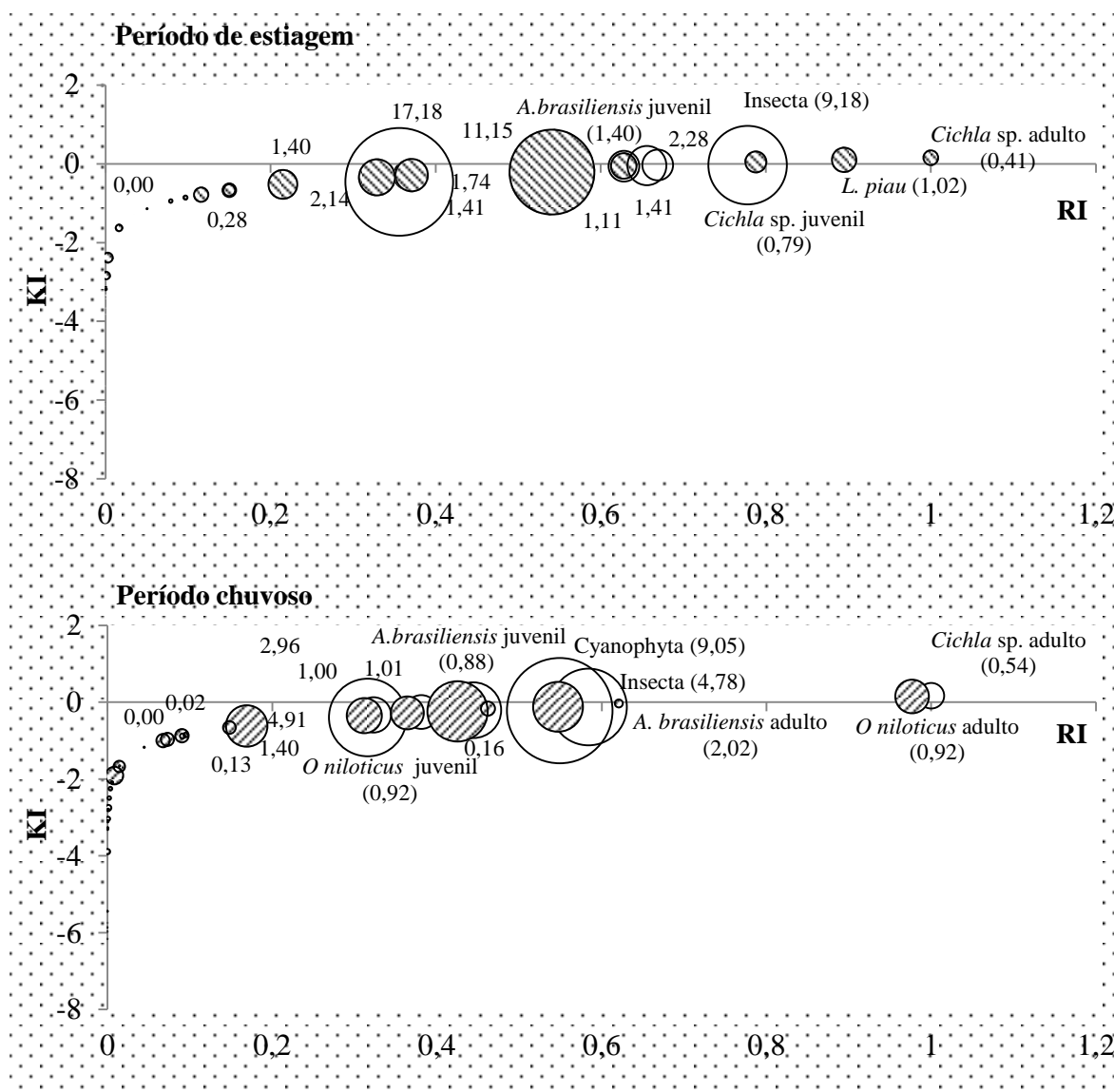


Figura 4 - Relative Total Impact (RI) vs. Keystone Index (KI), no reservatório Sítios Novos, em períodos de estiagem e chuvas. O tamanho das esferas representa a biomassa (valores nos rótulos), não representadas para os grupos de menor biomassa e baixos KI, a título de simplificação. Alguns preenchimentos foram utilizados (rachuras) para facilitar a visualização de esferas sobrepostas.

Os grupos de baixos keystone ness e/ou grande biomassas, como aves, *M. tuberculata*, Cyanophyta e grandes pelágicos (*A. gigas*), entretanto, alteram mais fracamente dinâmica trófica, com a mudança de suas biomassas. Dessa forma, para simplificação das próximas representações, as biomassas desses grupos foram omitidas.

No gráfico de impactos tróficos totais (mixed trophic impacts) (Figura 5), retângulos brancos indicam controle positivo ou bottom-up e retângulos pretos indicam controle negativo ou top-down (Libralato et al., 2006). São observados grupos de invertebrados de baixa biomassa, como Oligochaeta, Clitellata, Turbellaria, Bivalvia e outros Gastropoda, que são

consumidos com alta eficiência (EE), porém, de forma especializada, não impactando a dieta de seus consumidores.

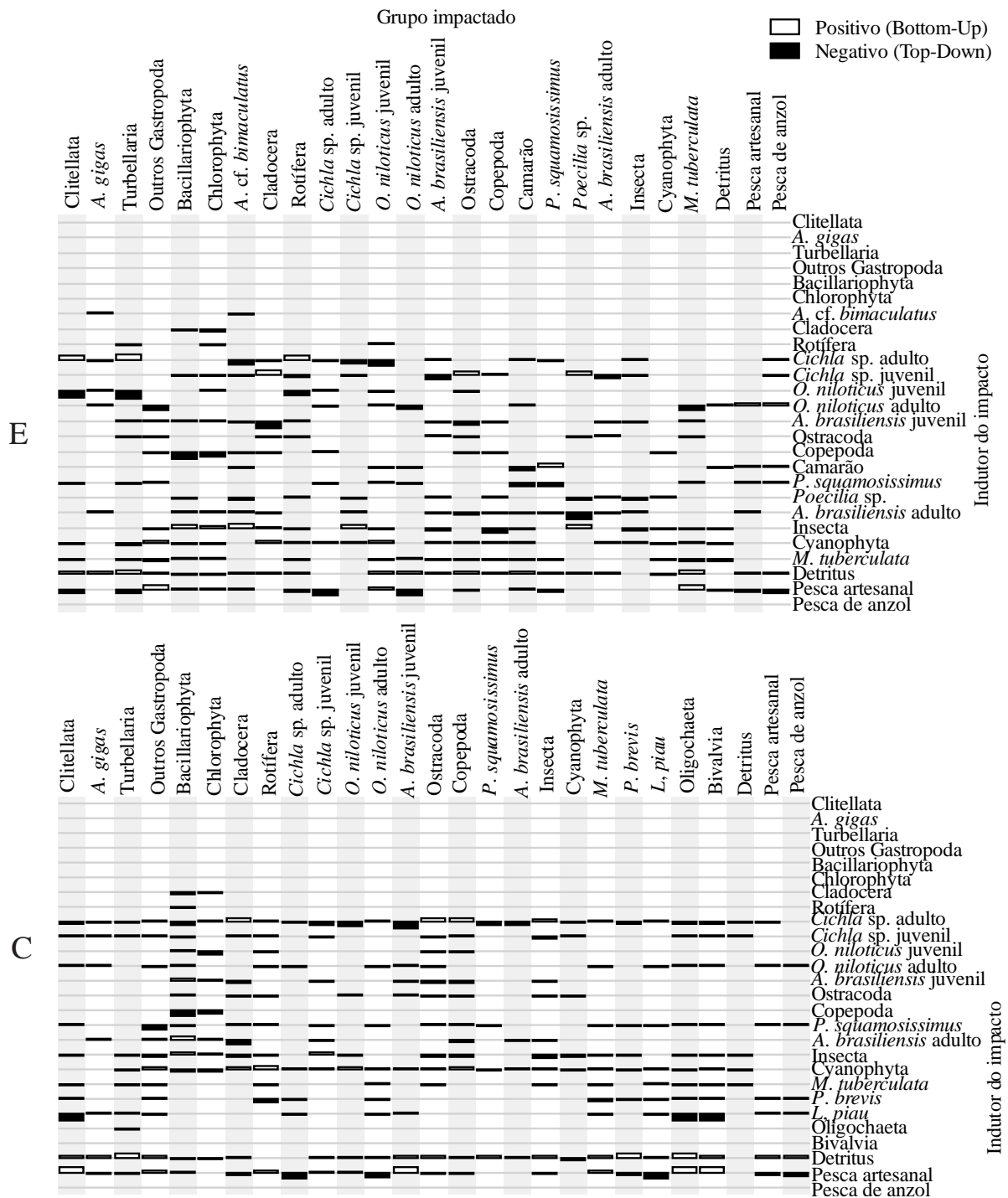


Figura 5 - Gráficos de impactos tróficos totais (mixed trophic impacts) no reservatório Sítios Novos, durante períodos de estiagem e de chuvas.

Há um impacto bottom-up de Detritus, no papel de via de sustentação da teia trófica, observado em ambos os períodos e sobre todos os grupos (exceto fitoplâncton), porém, maior durante as chuvas. Analogamente, impactos negativos relacionados à predação de Cyanophyta

em ambos os períodos são observados para vários grupos, ressaltando seu consumo de caráter acidental. Os demais grupos fitoplanctônicos não impactam a dieta de seus consumidores não-zooplanctônicos.

Impactos negativos da pesca sobre os grandes predadores ocorrem juntamente a impactos positivos sobre pequenos pelágicos e invertebrados. São observados impactos positivos da pesca sobre os grupos de invertebrados Oligochaeta, Clitellata e Bivalvia, bem como impactos negativos dessa atividade antrópica sobre *O. niloticus* adulto e *Leporinus piau*, no período chuvoso e sobre *Cichla* sp. adulto. Dessa forma, o controle top-down exercido por *Cichla* sp. adulto e pela pesca direcionam a dinâmica da teia trófica, especialmente, quando analisada a predação de *Cichla* sp. sobre pequenos pelágicos, como *Poecilia* sp., *A. cf. bimaculatus*, *A. brasiliensis* e *O. niloticus* juvenil. Nesse sentido, as interações wasp-waist são caracterizadas novamente, principalmente, pelo controle top-down de *Cichla* sp. adulto sobre *A. brasiliensis* juvenis e adultos, em ambos os períodos climáticos.

Exceções a esse padrão são os impactos causados pelo piscívoro de topo e de grande porte *A. gigas*, ausentes ou fracos em ambos os períodos, devido à sua baixa biomassa no reservatório. Porém, essa biomassa pode estar subestimada, já que as tentativas de aplicação do método proposto por Castello (2004) não foi adequado para atingir esse objetivo, não sendo observado nenhum pirarucu emergindo para respirar. Assim, foram utilizadas somente entrevistas para quantificação e peso de pirarucus. Com base nas respostas aos questionários, estimou-se, ainda, que há um esforço diário médio de 16 pescadores, produzindo um desembarque anual total de $12,23 \text{ ton.km}^{-2}$, no ecossistema.

.Quando a variação do volume, na longa estiagem (2011-2014), é entendida como uma forçante de variação do Detritus, a influência sobre o controle top-down, as interações wasp-waist e a pesca no reservatório podem ser representadas (Figura 6 (a) e (b)). Em um cenário inicial (Figura 6 (a)), com a predação de *Cichla* sp. adulto sobre *A. brasiliensis* juvenil e adulto (vulnerabilidade 1,0), é representado um sistema estável, com baixa flutuação da biomassa de invertebrados e de peixes, em relação a (Figura 6 (b)). As biomassas relativas de *Cichla* sp. adulto e juvenil tendem à diminuição devido à pesca, variando em ciclos ao longo do ano, juntamente, com a biomassa de invertebrados. Com as vulnerabilidades de *A. brasiliensis* juvenil e adulto suspensas para *Cichla* sp. adulto (Figura 6 (b)), há uma instabilidade no ecossistema, com flutuações estocásticas da biomassa de invertebrados e

pequenos pelágicos. *Cichla* sp. adulto e juvenil tenderiam, agora, à extinção, enquanto a biomassa de *A. brasiliensis* adulto e juvenil aumentaria, com o passar dos anos.

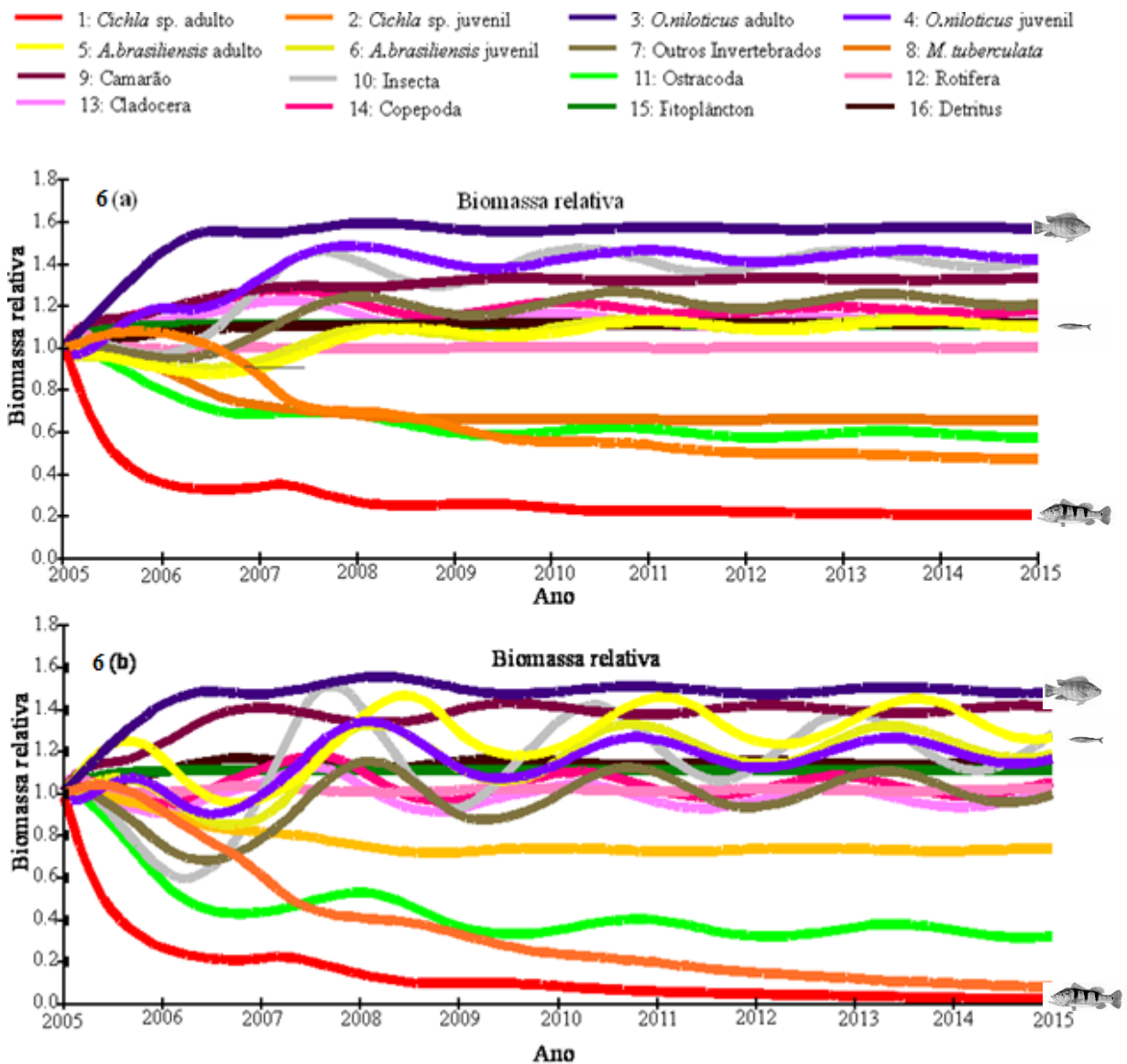


Figura 6 - Regulação trófica de *Cichla* sp. e da pesca no reservatório Sítios Novos, entre 2005 e 2015, com o volume do reservatório sendo a forçante de variação do Detritus. Em (a), o cenário sem predação e em (b), com predação sobre *A. brasiliensis*.

As cinéticas em 6 (a) e (b) demonstram que, embora a pesca de *Cichla* sp. beneficie pequenos pelágicos e invertebrados, pode levar a variações estocásticas dos componentes da teia trófica em períodos de longa estiagem (especialmente invertebrados e pequenos pelágicos), bem como à extinção de *Cichla* sp., caso suas presas se tornem escassas. A desestabilização provocada pela ausência de predação de *A. brasiliensis* juvenil e adulto por *Cichla* sp., é resultado da intensificação dos efeitos top-down, dada à diminuição do volume no reservatório, que chegou a estados críticos (2,83% da capacidade volumétrica total, em

2014) e à pesca dessa espécie. As consequências são, especialmente, observadas em relação à essa interação wasp-waist. É previsto que o cenário da Figura 6 (b) se aproxime melhor da realidade atual do reservatório, com base nos modelos estáticos de estiagem e chuvas.

A influência da pesca sobre os níveis tróficos do ecossistema é representada, nos dois períodos, pela Figura 8. A biomassa total (Log B) está distribuída em 4,5 níveis tróficos, na estiagem, enquanto perfaz 4,0 níveis tróficos, durante as chuvas. As capturas (LogYtot) diminuem 0,6 unidades diante do distúrbio relativo às chuvas, causando, no período chuvoso, um maior impacto da pesca sobre os níveis tróficos inferiores (TLII), com um pico em $TL=2,1$ (*P. brevis*). Ainda, durante as chuvas, há uma aproximação entre a captura total e biomassa de *L. piau* ($TL=2,45$), no ecossistema.

Um crescimento dos níveis tróficos durante a estiagem, entretanto, leva a uma exploração excessiva dos grandes predadores, como observado pela pesca de *Cichla* sp. adulto ($TL=3,49$), quando as capturas atingem valores próximos de sua biomassa. Nesse período, o ecossistema apresenta baixa biomassa de níveis tróficos intermediários ($TL=2,1$), em relação aos produtores ($TL=1$) e predadores de topo ($TL=3,49$), cenário característico de um ecossistema wasp-waist (Cury et al. 2000).

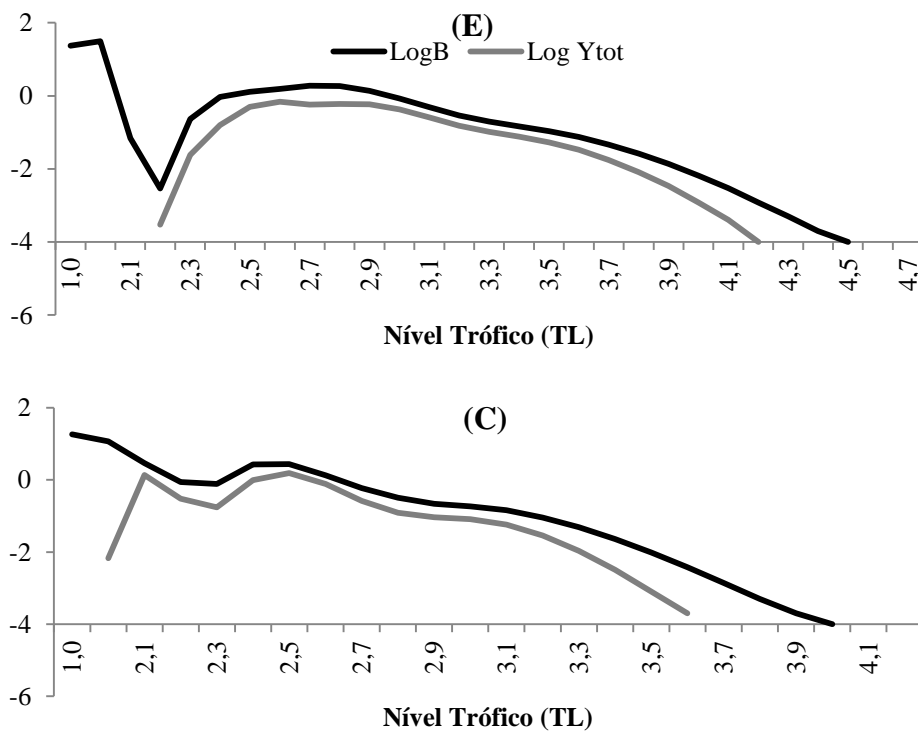


Figura 7 - Log das biomassas totais (LogB) e das capturas totais de peixes (LogYtot) em relação aos níveis tróficos do reservatório Sítios Novos, durante períodos de estiagem (E) e chuvas (C). Figura obtida no módulo Ecotroph (Gascuel, 2005), do EwE.

4. DISCUSSÃO

O entendimento de que as chuvas periódicas podem estar associadas a distúrbios sobre a teia trófica de um reservatório localizado no semiárido e altamente dependente delas (Sítios Novos, CE, Brasil) pode parecer contraditório. Entretanto, o reservatório em estudo é dominado por espécies exóticas, além de oferecer uma resiliência diante da diminuição da biomassa no período de chuvas. Com o aumento da energia útil e da ciclagem de nutrientes, há uma maior produção de informação e organização da energia, diretamente relacionados ao aumento do consumo e Ciclagem de Detritus (CD) e fitoplâncton, no sistema. Entretanto, mais de 96% da biomassa fitoplanctônica é de Cyanophyta, conhecidamente produtora de toxinas, que inibem seu consumo.

Assim, é assumindo que os distúrbios causados pelas chuvas alteram a estrutura da teia trófica devido às menores biomassas e ciclagem de detritos, nesse período. Então, é sugerida uma relação entre CD e saída total de informações do sistema (TT), para medir a resiliência (R) do ecossistema. Dessa forma, R é igual a: $(EF_{\text{Finn}} - CF_{\text{Finn}}) * (ETT - CTT)$, ou seja, a diferença de porcentagem de ciclagem de Finn entre estiagem (EF_{Finn}) e chuva (CF_{Finn}), vezes a diferença de saída total de informações entre estiagem (ETT) e chuva (CTT), igual a $28,11 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Com uma resiliência menor que a pesca exercida no reservatório ($12,23 \text{ km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), considera-se que as chuvas são distúrbios naturais, correspondentes à diminuição da biomassa de espécies-chave, no ecossistema.

A diferenciação entre espécies-chave nativas ou introduzidas, no semiárido, traz outro questionamento, referente ao sucesso das espécies nativas *L. piau* e *P. brevis* durante as chuvas. A resiliência frente ao distúrbio atribuído ao período chuvoso, associada à baixa ascendência no sistema, pode levar ao entendimento de que a diminuição de biomassa durante a ocorrência das chuvas é um evento estocástico (Angelini, 2002). De fato, com base nas propriedades emergentes de Odum (1969), o reservatório Sítios Novos é um ecossistema em desenvolvimento, distanciando-se da maturidade no período chuvoso.

Períodos chuvosos, porém, são considerados, por pesquisadores do semiárido brasileiro, um dos principais fatores climáticos ligados à dinâmica de populações e reprodução de peixes, em ecossistemas dulcícolas (Rizzo et al., 1996; Medeiros et al., 2008; Carvalho et al., 2009; Chellappa et al., 2009). Esses pesquisadores são unânimes em assumir uma relação entre a reprodução de peixes (grupos chave nos modelos do reservatório Sítios Novos) e a ocorrência de chuvas, que geralmente, funcionam como um estímulo potencial à

reprodução. Assim, hipóteses podem ser lançadas em relação à dinâmica reprodutiva dos peixes, por exemplo: “espécies nativas e introduzidas apresentam estratégias diferentes”. Ou, simplesmente, que: “essas duas espécies nativas não fazem parte da teia trófica representada para esses modelos”, sendo entendidas, como “espécies nativas exóticas”, o que seria razoável, já que esse é um reservatório artificial. Entretanto, a análise da estocasticidade relacionada à diminuição da biomassa no ecossistema não esteve incluída nos objetivos deste estudo, sendo sugerida para novas investigações.

No reservatório Sítios Novos, a sustentação pelo Detritus influencia o consumo de invertebrados por pequenos pelágicos, por sua vez, consumidos por grandes predadores, havendo interações wasp-waist, não baseadas no fitoplâncton, como no modelo clássico de Rice (1995), mas no Detritus. Isso pode ser decorrente da baixa biomassa de demais grupos fitoplanctônicos efetivamente consumidos (excluindo Cyanophyta). O reconhecimento desse tipo de interação é atribuído à predação de *A. brasiliensis* por *Cichla* sp.. Contente et al. (2011), estudando ambientes estuarinos, associam menores biomassas de peixes a períodos chuvosos, quando os juvenis são mais abundantes no complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananeia-Paranaguá, entre os estados do sul e sudeste do Brasil. Nesses ecossistemas, o peixe rei (*A. brasiliensis*) é considerado espécie-chave, pelos autores, como representado nos modelos do reservatório Sítios Novos.

Não se pôde representar uma cinética mais realística da dinâmica wasp-waist, devido à ausência, entre 2005 e 2015, de series temporais, baseadas no monitoramento da biomassa de peixes, para esse reservatório. Porém, considera-se importante o cenário de predação simulado no período, para avaliar o efeito da estiagem, associada à pesca. De fato, trabalhos baseados em interações wasp-waist mostram uma intensificação dos efeitos top-down no ecossistema, associada à diminuição da biomassa de predadores de topo, como *Cichla* sp., tornando imprevisível a dinâmica trófica geral e com variações cíclicas dos grupos componentes (Cury et al., 2000; Jordán et al., 2005).

Esse fato foi melhor observado quando *A. brasiliensis* esteve indisponível para predação por *Cichla* sp. adulto, na simulação da Figura 6 (b). Estima-se, com base nas biomassas observadas nos modelos estáticos, que a teia trófica do reservatório Sítios Novos está em um nível intermediário, entre os dois cenários dinâmicos simulados, mais próximo da Figura 6 (a), em que a predação de *A. brasiliensis* é acompanhada de maior estabilidade do sistema. Entretanto, essa é uma teia trófica atípica em água doce, contendo uma espécie-chave

de hábitos marinhos e estuarinos, que até a realização desse estudo, era registrada somente na costa atlântica, da Venezuela ao Uruguai (Dyer et al., 2006).

Estudos em estuários, como Bervian & Fontoura (2007), sugerem um ciclo de vida de dois anos para a espécie, com dois picos de desova no segundo semestre do ano. Já Contente (2011) cita um ciclo de vida igual a 1,5 anos. A ontologia da *A. brasiliensis*, no estuário do rio Jaguaribe, no nordeste do Brasil, revela que o período juvenil começa quando os indivíduos chegam a aproximadamente 1,2 cm e que o ciclo de vida pode ser mais curto a baixas latitudes (França et al., 2007).

A dinâmica reprodutiva de *A. brasiliensis*, no reservatório Sítios Novos, está de acordo com o padrão observado por Bervian & Fontoura (2007), no Rio Grande do Sul-Brasil e com estudos realizados planícies de maré do Paraná-Brasil, quando um pico reprodutivo foi registrado nos últimos meses do segundo semestre (Fávaro et al., 2003). Está de acordo, também, com a forma de reprodução de outros pequenos pelágicos, como *Astyanax* sp., no semiárido brasileiro (Gurgel et al., 2012). Apesar de *A. brasiliensis* ser uma das principais presas da espécie-chave de *Cichla* sp. nos modelos, a biomassa do primeiro diminui, diante do aumento da biomassa do segundo. Esse efeito pode estar associado ao esforço reprodutivo de *Cichla* sp. diante de condições adversas (Chellappa et al., 2003) ou ao período de proibição da pesca (defeso), direcionado para essa espécie no período chuvoso.

Independentemente das exceções, na teia trófica do reservatório Sítios Novos, a produção efetivamente consumida se dá, principalmente, pelo aumento produção secundária. Assim, o colapso da biomassa total, durante as chuvas coincide com a diminuição da biomassa de *A. brasiliensis* ou desaparecimento da biomassa de invertebrados eficientemente consumidos, especialmente, insetos e camarão. Por outro lado, a presença desses invertebrados diminui a demanda na dieta dos peixes durante a estiagem, elevando o consumo relativo à produção.

O consumo de invertebrados reforça a via do Detritus, como principal corredor de sustentação, especialmente para espécies de peixes insetívoros (*L. piau*), detritívoros (*P. brevis*) e onívoros (*O. niloticus*). A presença de *M. tuberculata*, por exemplo, aumentou a amplitude de nicho de *O. niloticus*, mesmo sendo um invertebrado de baixa eficiência ecotrófica, ou seja, ineficientemente consumido. Esse comportamento oportunístico, entretanto, não é uma novidade para essa espécie (Njiru et al., 2004). O padrão de variação da biomassa de *O. niloticus*, no reservatório em estudo, é o de uma espécie generalista e

oportunista, com altas e constantes biomassas nos modelos estáticos e no modelo dinâmico. Porém, seu sucesso adaptativo pode ser atribuído a inúmeras causas nesse ambiente, entre elas: reprodução (Chellappa et al., 2003), estratégias alimentares (Njiru et al., 2004), introdução por piscicultura (Dias et al., 2012) e por “peixamento” (Starling et al., 2002), sendo difícil associá-lo a um motivo específico.

A partir de 2009, foram feitas introduções mensais (conhecidas, localmente, como “peixamentos”) de *O. niloticus*, pela Secretaria de Pesca e Aquicultura do Ceará (SPA), com metas anuais médias de 114,6 mil alevinos (SPA, 2015). Considerando o peso médio de 1 g por indivíduo, essa introdução (de 17,05 ton.km⁻².ano⁻¹ ou 0,02 ton.ano⁻¹) estaria abaixo da resiliência ao impacto causado pelas chuvas. Entretanto, somando aos impactos relativos à pesca (12,23 ton.km⁻².ano⁻¹), os valores superam a resiliência aos distúrbios ocasionados pelas chuvas. Assim, a política de peixamentos de *O. niloticus* realizada nesse reservatório é discutível, já que foi constatado um cenário favorável a essa espécie, mas esse fator antrópico pode estar associado ao sucesso de *O. niloticus*, nos modelos aqui representados.

Sete dentre as nove espécies de peixes representadas nos modelos são exóticas e introduzidas, exceto *L. piau* e *P. brevis*, endêmicas da Caatinga (Rosa et al., 2013). Dentre as aves, somente uma espécie é endêmica do Brasil (*F. figulus*). Além disso, foram registradas grandes biomassas do invertebrado bioinvasor *M. tuberculata*. Aos olhos da conservação, as chuvas representam um cenário preservado, pois nesse período foram capturadas as únicas espécies de peixes endêmicas da Caatinga. Entretanto, diante de um ecossistema artificial, que atrai tantas espécies exóticas e introduzidas, é questionado o sucesso de espécies nativas. As espécies exóticas são maioria nesse reservatório, que as favorece por serem ecossistemas lagunares artificiais, inconsistentes com os padrões intermitentes do semiárido brasileiro.

Assim, não é surpreendente que as únicas espécies de peixes endêmicas da Caatinga sejam registradas durante a desestruturação dessa teia trófica particular (período de chuvas). Estudos futuros poderão documentar a continuidade de espécies nativas e introduzidas nesse ambiente. Para isso, deverá ser considerada a simplicidade da teia trófica do reservatório Sítios Novos, possivelmente relacionada à ausência de macrófitas aquáticas, habitats de refúgio e alimentação de peixes e invertebrados (Sánchez-Botero et al., 2007).

Quando o fitoplâncton se torna bioconcentrado, na diminuição do volume do reservatório, há uma dominância de cianobactérias, que contribui para um aumento da eutrofização, respiração total e conseqüente liberação de gás carbônico para a atmosfera (não

avaliada nesse estudo) (Crossetti et al., 2008). Nos modelos estáticos, a principal consequência direta dessa dominância é a diminuição da produtividade primária efetivamente consumida, no sistema. Assim, florações fitoplanctônicas aleatórias podem acontecer em virtude da dinâmica desse nutriente (Bezerra et al., 2014), como o aumento da biomassa de Bacillariophyta, no período chuvoso.

Darchambeau et al. (2014) encontraram maiores quantidades de bacilariofíceas em períodos de chuvas, com maiores quantidades de cianobactérias em períodos secos, no lago Kivu, Africa. Nesse grande lago natural, há dominância de diatomáceas, mais comumente limitadas por fósforo, condições contrastantes com o reservatório Sítios Novos. Os autores demonstraram, porém, que o conhecimento da composição do fitoplâncton, em diferentes períodos, é de fundamental importância para determinar taxas fotossintéticas em um ecossistema e para simular eventos de eutrofização. Assim, há uma demanda pela qualificação e quantificação do fitoplâncton e do Detritus, especialmente o picoplâncton fototrófico e sua relação com a ciclagem de nutrientes no Detritus (“Microbial loop”), também ligados à previsão de eventos de eutrofização (Sarmiento, 2012).

A perspectiva ecossistêmica tem sido defendida em publicações e convenções internacionais, como a única capaz de adereçar questões diretamente relacionadas ao manejo (Coll & Libralato, 2012). A validade da utilização de informações científicas, nesse sentido, pode ser posta à prova devido à existência de resultados controversos, por vezes, erroneamente interpretados. Porém, também é fato que as contribuições em nível ecossistêmico podem trazer questões únicas, obscuramente exploráveis em outros níveis hierárquicos (Longhurst, 2006). Dessa forma, as falhas entre teoria e aplicação do manejo, no reservatório Sítios Novos, devem ser preenchidas com o desenvolvimento de pesquisas generalistas e específicas, que englobem diferentes níveis hierárquicos, de indivíduo a ecossistema (Groffman et al., 2006).

O software EwE, utilizado para testar as questões discutidas no presente trabalho, é citado pelo Instituto para políticas ambientais europeias, como “o modelo mais desejável para desenvolvimento de tendências e mudanças em biodiversidade marinha e serviços ecossistêmicos, considerando os atuais modelos utilizados na área” (Sukhdev, 2008). A dinâmica da biodiversidade foi acessada de forma satisfatória no reservatório Sítios Novos, contabilizando, então, para uma boa aplicabilidade do software também em ambientes lênticos dulcícolas, já exitosa em trabalhos pretéritos, relativos ao manejo e pesca, em

ambientes artificiais (Rosa et al., 2014; Angelini & Agostinho, 2005; Thapanand, et al., 2007; Angelini & Gomes, 2008) e naturais (Villanueva et al., 2008).

Aqui, foi estudado um ecossistema dulcícola artificial, tropical, localizado no semiárido e anualmente manejado para beneficiar a pesca local. Fica sugerido, a partir da experiência com a utilização do software, que as equações lineares e diferenciais simples, empregadas no EwE, tenham trazido uma probabilidade de sucesso em prever a dinâmica desses ecossistemas menos complexos e artificiais, comparados a grandes ecossistemas marinhos abertos e oceanos. Demonstrou-se, a partir de uma perspectiva trófica, efeitos da longa estiagem e das chuvas sazonais, garantindo representações em extremos de variabilidade, também associadas a efeitos da pesca artesanal.

5. CONCLUSÕES

As chuvas são eventos naturais que levam a distúrbios sobre a teia trófica do reservatório Sítios Novos, formada predominantemente por espécies exóticas. A longa estiagem também é negativamente associada à teia trófica exótica, especialmente, pela intensificação da predação nas interações wasp-waist. Nesse sentido, destaca-se o controle top-down de *Cichla* sp. sobre pequenos pelágicos, como *A. brasiliensis*.

Ambos os distúrbios estão associados à eutrofização (96% de Cyanophyta), limitada pelo Detritus, recursos base para sustentação do ecossistema. Esse grupo deve ser melhor investigado, já que reúne táxons de hábitos diversos, tais como: protozoários, bactérias e picoplâncton, entre outros microorganismos.

A modelagem desse reservatório mostrou, porém, que se trata de um sistema em desenvolvimento, com baixa ascendência, devendo haver um esforço no sentido de padronizar atividades de manejo e conservação, observando a dinâmica histórica da estiagem, eventos relacionados ao “El niño” e as tendências climáticas futuras.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGELINI, R. & AGOSTINHO, A.A., 2005. Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. *Ecol. Modell.*, 181: 109-121.

ANGELINI, R. & GOMES, L.C.O. O Artesão de ecossistemas: construindo modelos com dados. Maringá: Eduem, 2008. 173 p.

ANGELINI, R., 2002. Bases para a aplicação da teoria da informação em ecossistemas, com ênfase na ascendência. *Acta Scientiarum*, 24 (2):275-283.

AON Benfield, 2014. Annual Global Climate and Catastrophe Report. Disponível em: <http://thoughtleadership.aonbenfield.com/sitepages/display.aspx?tl=460>. Acessado em: 25/01 de 2015.

BERVIAN, G. & FONTOURA, N.F., 2007. Growth of the Silverside *Atherinella brasiliensis* in Tramandaí Estuary, Southern Brazil (Actinopterygii Atherinopsidae). *Neotropical Ichthyology*, 5(4):485-490.

BEZERRA, L.A.V., PAULINO, W.D., GARCEZ, D.S., BECKER, H., BOTERO, J.I.S., 2014. Limnological characteristics of a reservoir in semiarid Northeastern Brazil subject to intensive tilapia farming *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). *Acta Limnol. Bras*, 26(1):47-59.

BirdLife International, 2014. IUCN Red List for birds. Disponível em: <http://www.birdlife.org>. Acessado em: 18 de Dezembro de 2014.

CARLOTTI, F., GISKE, J., WERNER, F., 2000. Modelling zooplankton dynamics. In: Harris, R., Wiebe, P., Lenz, J., Skjoldal, H. R., Huntley, M., ed. *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Academic Press, p. 581.

CARPENTER, S. R., BROCK, W. A., COLE, J. J., KITCHELL, J. F. & PACE, M. L., 2008. Leading indicators of trophic cascades. *Ecology Letters*, 11: 128-138. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01131.x.

CARVALHO, P.A., PASCHOALINI, A.L.SANTOS, G.B., RIZZO, E., & BAZZOLI, N., 2009. Reproductive biology of *Astyanax fasciatus* (Pisces: Characiformes) in a reservoir in southeastern Brazil. *J. Appl. Ichthyol.*, 25:306-313.

CASTELLO, L., 2004. A Method to Count Pirarucu *Arapaima gigas*: Fishers, Assessment, and Management. *North American Journal of Fisheries Management* 24:379-389.

CHELLAPPA, S., CÂMARA, M.R., CHELLAPPA, N.T., BEVERIDGE, M.C.M. & HUNTINGFORD, F.A., 2003. Reproductive ecology of a neotropical cichlid fish, *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae). *Braz. J. Biol.*, 63(1): 17-26.

CHELLAPPA, S., BUENO, R.M.X., CHELLAPPA, T., CHELLAPPA, N.T., ALMEIDA E VAL, V.M.F., 2009. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. *Limnologica*, 39: 325-329.

CHRISTENSEN, V., COLL, M., STEENBEEK, J., BUSZOWSKI, J., CHAGARIS, D.E., WALTERS, C.J., 2014. Representing Variable Habitat Quality in a Spatial Food Web Model. *Ecosystems*, p.1-16. DOI: 10.1007/s10021-014-9803-3.

CHRISTENSEN, V. & WALTERS, C.J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Modell.* 172:109-139.

CHRISTENSEN, V., WALTERS, C.J., PAULY, D., AND FORREST, R., 2008. Ecopath with Ecosim Version 6 User Guide. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia. November 2008 Edition. 235 p.

CIPP (Complexo Industrial e Portuário do Pecém), 2014. Complexo Industrial e Portuário Mário Covas. Portal Pecém: Um complexo de informações e oportunidades. Disponível em: http://portalpecem.com.br/pg_complexo_cipp.asp. Acessado em: 14/01 de 2015.

COLL, M. & LIBRALATO, S., 2012. Contributions of food web modelling to the ecosystem approach to marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish and Fisheries*, 13:60-88.

CONTENTE, R.F, STEFANONI, M.F., SPACH, H.L., 2011. Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyol Res.*, 58:38-50.

CROSSETTI, L.O., BICUDO, D.C., BICUDO, C.E.M. & BINI, L.M., 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4):1061-1067.

CURY, P., BAKUN, A., CRAWFORD, R.J.M., JARRE, A., QUINÔNES, R.A., SHANNON, L.J., VERHEYE, H.M., 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*. 57:603-618.

DARCHAMBEAU, F., SARMENTO, H., DESCY, J. P., 2014. Primary production in a tropical large lake: The role of phytoplankton composition. *Science of the Total Environment*, 473-474:178-188.

DIAS, J.D., SIMÕES, N.R. & BONECKER, C.C., 2012. Net cages in fish farming: a scientometric analysis. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1):12-17.

DYER, B.S., 2006. Systematic revision of the South American silversides (Teleostei, Atheriniformes). *Biocell*, 30(1): 69-88.

DUDGEON, D., 1986: The life cycle, population dynamics and productivity of *Melanoides tuberculata* (Muller 1774) Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae in Hong Kong. *Journal of Zoology Series A*: 2081: 37-53.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2002. Sample-based Fishery Surveys; A technical handbook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 425. Roma, 2002, p. 9.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2009. A fishery manager's guidebook / edited by Kevern L. Cochrane and Serge M. Garcia — 2 ed. "The Food and Agriculture Organization of the United Nations e Blackwell Publishing." Roma, 2009, p. 181.

FÁVARO, L.F., LOPES, S.C.G., & SPACH, H.L., 2003. Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(3): 501-506.

FINN, J.T., 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *J. Theor.Biol.*, 56:363-380.

FRANK, K.T., PETRIE, B. & SHACKELL, N.I., 2007. The ups and downs of trophic control in continental shelf ecosystems. *Science*, 22(5):236-242.

FROESE, R., & BINOHLAN, C., 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56:758–773.

FROESE, R., AND PAULY, D., eds., 2000. *FishBase 2000: Concepts, design and data sources*. ICLARM, Los Baños, Philippines, 346 pp.

FROESE, R., THORSON, J. T. AND REYES JR, R. B., 2013. A Bayesian approach for estimating length-weight relationship in fishes. *J. Appl. Ichthyol.* 30 (2014):78-85.

FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e recursos hídricos), 2014. Disponível em: <http://www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/maxima/mensal>. Acessado em: 14/01 de 2015.

GASCUEL, D., 2005. The trophic-level based model: A theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 189(3-4):315-332.

GENKAI-KATO, M. & CARPENTER, S. R., 2005. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*, 86(1):210-219.

GROFFMAN, P.M., BARON, J.S., BLETT, T., GOLD, A.J., GOODMAN, I., GUNDERSON, L.H., LEVINSON, B.M., PALMER, M.A., PAERL, H.W., PETERSON, G., LEROY POFF, N., REJESKI, D.W., REYNOLDS, J.F., TURNER, M.G., WEATHERS, K.C. & WIENS, J., 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application. *Ecosystems*, 9:1-13.

GUBIANI, E.A., GOMES, L.C., AGOSTINHO, A.A., 2012. Estimates of population parameters and consumption/biomass ratio for fishes in reservoirs, Paraná State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(1): 177-188.

GURGEL, L.L., VERANI, J.R., CHELLAPPA, S., 2012. Reproductive Ecology of *Prochilodus brevis* an Endemic Fish from the Semiarid Region of Brazil. *The ScientificWorld Journal* Volume 2012, Article ID 810532, 7 pages. doi:10.1100/2012/810532.

GURGEL-LOURENÇO, R.C., RODRIGUES-FILHO, C.A.S., GARCEZ, D.S., SÁNCHEZ-BOTERO, J.I. 2015. On the relation amongst limnological factors and fish abundance in reservoirs at semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27(1): *In press*.

JIA, P., HU, M., HU, Z., LIU, Q., WU, Z., 2012. Modeling trophic structure and energy flows in a typical macrophyte dominated shallow lake using the mass balanced model. *Ecological Modelling*, 233:26-30.

JORDÁN, F., LIU, W., WYATT, T., 2005. Topological constraints on the dynamics of wasp-waist ecosystems. *Journal of Marine Systems* 57 (2005):250-263.

JORGENSEN, S. E., 2010. A review of recent developments in lake modelling. *Ecological Modelling*, 221:689-692.

KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G., 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Boletim do Instituto de Oceanografia de São Paulo, 29 (2): 205-207.

LAS-CASAS, F.M.G., AZEVEDO-JÚNIOR, S.M., DIAS, M.M., BIANCHI, C.A., 2012. Community structure and bird species composition in a caatinga of Pernambuco, Brazil. Revista Brasileira de Ornitologia, 20(3):302-311.

LIBRALATO, S., CHRISTENSEN, V., PAULY, D. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. Ecological Modelling. 195:153-171.

LIMA, L.F.O., BRASIL, B.I.A.L., MARTINS-SILVA, M.J., 2013. *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774): Northeastern dispersal in the São Francisco basin, Brazil. Check List., 9(1):162-164.

LINDEMAN, R.L., 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. Ecology, 23 (4):399-417.

LONGHURST, A., 2006. The sustainability myth. Fisheries Research, 81, 107–112.

MARRIS, E., 2011. Oust species to save ecosystems. Nature News. Disponível em: <<http://www.nature.com/news/2011/110125/full/news.2011.42.html>>. Acessado em: 20 de Fevereiro, de 2015. doi:10.1038/news.2011.42.

MEDEIROS, E.S.F., DA SILVA, M.J., RAMOS, R.T.C. 2008. Application of Catchment and Local-Scale Variables for Aquatic Habitat Characterization and Assessment in the Brazilian Semi-Arid Region. Neotropical Biology and Conservation, 3(1):13-20.

MOSS, B., HAVENS, K., KOSTEN, S., LACEROT, G., LIU, Z., MEERHOFF, M., BATTARBEE, R.W., MEESTER, L.D., JEPPESEN, E., MAZZEO, N., PAER, H., & SCHEFFER, M., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. Inland Waters, 1:101-105.

NJIRU, M., OKEYO-OWUOR, J.B., MUCHIRI, M., COWX, I.G., 2004. Shifts in the food of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.) in Lake Victoria, Kenya. Afr. J. Ecol. 42:163-170.

NOVAES, R.L.M., FELIX, S., SOUZA, R. F., 2013. Save Caatinga from drought disaster. Nature, 498:170. DOI:10.1038/498170.

- ODUM, E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, 104:262-270.
- PALOMARES, M. L. D., AND PAULY, D., 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine & Freshwater Research*, 49(5):447-453.
- PAULY, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 39:175-192.
- PEEL, M.C., FINLAYSON, B.L. & MCMAHON, TA., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion*, 4:439-473.
- PETRERE, M.; ANGELINI, R., 2009. Análise Trófica de dois ambientes em lagos de várzea amazônicos. In: Therezinha de Jesus Pinto Fraxe; Antonio Carlos Witkoski; Suzy Cristina Pedroza da Silva. (Org.). *A pesca na Amazônia Central. Ecologia, conhecimento tradicional e formas de manejo*. 1 ed. Manaus: Edua: Ed. da Univ. Fed. do Amazonas, v. 1, p. 291-313.
- PINNEGAR, J. K., TOMCZAKB, M.T. & LINK, J.S., 2014. How to determine the likely indirect food-web consequences of a newly introduced non-native species: A worked example. *Ecological Modelling*, 272:379-387.
- PLANTE, C. AND DOWNING, J.A., 1989. Production of Freshwater Invertebrate Populations in Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1489-1498.
- POLOVINA, J.J., 1984. Model of a coral-reef ecosystem. The Ecopath model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3:1-11.
- REBOUÇAS, A.C., BRAGA, B. & TUNDISI, J.G., 2006. *Águas Doces no Brasil-Capital Ecológico, Uso e Conservação*. 3th ed. São Paulo: Escrituras, 720 p.
- RICE, J., 1995. Food web theory, marine food webs, and what climate change may do to northern marine fish populations. In: Beamish, R.J. (Ed.), *Climate Change and Northern Fish Populations*, Canadian Fisheries and Aquatic Sciences. Special Publication, 121:561-568.
- RIZZO, E., SATO, Y., FERREIRA, R.M.A., CHIARINI-GARCIA, H. & BAZZOLI, N., 1996. Reproduction of *Leporinus reinhardti* Lütken 1874 (Pisces: Anostomidae) from the Três

Marias reservoir, São Francisco river, Minas Gerais, Brazil. *Ciência e Cultura*, 48 (3):189-192.

ROSA, R.S., MENEZES, N.A., BRITSKI, H.A., COSTA, W.J.E.M. & GROTH, F., 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In LEAL, IR., TABARELLI, M. & DA SILVA, JMC. (Eds.) *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária da UFPE. 822 p.

SACC (South American Classification Committee), 2006. Remsen, J. V., Jr., C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz, and K. J. Zimmer. Version [8/12/2014]. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.

SARMENTO, H., 2012. New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web. *Hydrobiologia*, 686:1-14. DOI 10.1007/s10750-012-1011-6.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I., LEITÃO, R.P., CARAMASCHI, E.P. & GARCEZ, D.S., 2007. The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas Lagoon, Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2):143-153.

SENA, A., BARCELLOS, C., FREITAS, C. & CORVALAN, C. 2014. Managing the Health Impacts of Drought in Brazil. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11:10737-10751. Doi: 10.3390/ijerph111010737.

SPA (Secretaria da Pesca e Aquicultura), 2015. Relatório geral das ações de desenvolvimento da pesca. Disponível em: <<http://www.spa.ce.gov.br/index.php/downloads>>. Acessado em: 24 de Dezembro de 2014.

STARLING, F., LAZZARO, X., CAVALCANTI, C. & MOREIRA, R., 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, 47:2443-2452.

SUKHDEV, P.C., 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. An Interim Report*, Vol. Cambridge, UK.

THAPANAND, T., et al., 2007. Toward possibly fishy management strategies in a newly impounded man-made lake in Thailand. *Ecological Modelling* 204, 143-155.

ULANOWICZ, R. E., 1986. Growth and Development: Ecosystem Phenomenology. Springer Verlag, New York. 203 pp.

ULANOWICZ, R.E., 1997. Ecology, the ascendent perspective. Columbia University Press, New York. 201 pp.

VARGAS, R.J., BÓ, M.S. & FAVERO, M., 2007. Diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, southern Argentina. *Journal of Raptor Research* 41:113-121.

VILLANUEVA, M.C.S., ISUMBISHO, M., KANINGINI, B., MOREAU, J., MICHA, J.-C., 2008. Modelling trophic interactions in Lake Kivu. What roles do exotics play? *Ecological Modelling* 212, 422-438.

VÖRÖS, L. & PADISÁK, J., 1991. Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia*, 215:111-119.

Wetlands International, 2012. Waterbird Population Estimates, Fifth Edition. Summary Report. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

WITHERS, P.J.A., Hartikainen, H., Barberis, E., Flynn, N.J. & Warren, G.P., 2009. The effect of soil phosphorus on particulate phosphorus in land runoff. *European Journal of Soil Science*, 60:994-1004.

ZEISS, C. 2006. AxioVision, Versão 4.8.2.0, 2006, Copyright © 2006-2010.