

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL DOUTORADO EM CIÊNCIA ANIMAL

RODRIGO SÁVIO TEIXEIRA DE MOURA

MODELAGEM ECOSSISTÊMICA DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO E DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA-DO-NILO EM TANQUES-REDE

MOSSORÓ 2018

RODRIGO SÁVIO TEIXEIRA DE MOURA

MODELAGEM ECOSSISTÊMICA DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO E DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA-DO-NILO EM TANQUES-REDE

Tese apresentada ao Doutorado em Ciência Animal do Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Produção e conservação animal no semi-árido.

Orientador: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, Prof. Dr.

Co-orientador: Ronaldo Angelini, Prof. Dr.

MOSSORÓ 2018 © Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

M929m Moura, Rodrigo Sávio Teixeira de. Modelagem ecossistêmica de reservatórios do semiárido brasileiro e determinação da capacidade suporte da criação de tilápia-do-Nilo em tanquesrede / Rodrigo Sávio Teixeira de Moura. - 2018. 135 f. : il. Orientador: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva. Coorientador: Ronaldo Angelini. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, 2018. 1. Abordagem ecossistêmica. 2. Aquicultura. 3. Teia trófica. 4. Balanço de massa. 5. Ecopath with Ecosim. I. Gonzaga da Silva, Gustavo Henrique, orient. II. Angelini, Ronaldo, co-orient. III. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

RODRIGO SÁVIO TEIXEIRA DE MOURA

MODELAGEM ECOSSISTÊMICA DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO E DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA-DO-NILO EM TANQUES-REDE

Tese apresentada ao Doutorado em Ciência Animal do Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Produção e conservação animal no semi-árido.

Defendida em: 27/02/2018.

BANCA EXAMINADORA

rof. Dr. Gustavo Henrique Gonzagada Prof. Dr. Carlos uberto Fragoso Prof. Dr. Antônio Fernando Monteiro Camargo Prof. Dr. Wagner Cotron, alenti Prof. Dr.

Aos meus avôs Zé Moura e Mundinho Teixeira (in memoriam)

Dedico este trabalho a minha esposa Isadora, meus pais Rodrigues e Rosana, e minha irmã, Sofia.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva (UFERSA), pela orientação, pela amizade e ensinamentos de longa data, tanto na ciência quanto na vida. Meu muito obrigado!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal – PPGCA da UFERSA.

A Universidade Federal do Maranhão (UFMA), pela licença concedida para finalização deste trabalho.

A CAPES, pela concessão da bolsa de estudos. Ao CNPq e à FAPERN, pelo financiamento do projeto que permitiu a execução deste trabalho.

A AQUAPO, pela receptividade e acolhimento durante a execução deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Angelini (UFRN), pela ajuda desde o princípio deste trabalho, por partilhar conhecimentos, pela disposição, amizade, força e energia de sempre... Obrigado!

Ao Prof. Dr. Carlos Ruberto Fragoso Jr. (UFAL), pelas contribuições valorosas que só vieram a melhorar a qualidade final deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Antônio Fernando Monteiro Camargo (UNESP), pelos ensinamentos imprescindíveis, sugestões e orientações essenciais no resultado final deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti (UNESP), pelas observações importantes e todo conhecimento repassado que foram de grande valia para este trabalho.

Ao Prof. Dr. José Luiz de Attayde (UFRN), pelas sugestões inestimáveis que auxiliaram no aprimoramento deste trabalho e na consolidação dos resultados, da melhor maneira possível.

Aos pesquisadores que gentilmente disponibilizaram os dados necessários no intuito de que este trabalho pudesse ser feito, nos nomes da Prof. Dra. Adriana Rosa Carvalho (UFRN), do Prof. Dr. André Megali Amado (UFRN), da Prof. Dra. Danielle Peretti (UERN), do Prof. Dr.

Iron Macedo Dantas (UERN), da Prof. Dra. Ivaneide Alves Soares da Costa (UFRN), do Prof. Dr. José Luís Costa Novaes (UFERSA), do Prof. Dr. Rodrigo Silva da Costa (UFERSA), da Prof. Dra. Luciana Silva Carneiro (UFRN), do Prof. Dr. Marcos Antônio Nóbrega de Sousa (UFERSA), do Prof. Dr. Paulo César Moura da Silva (UFERSA), da Prof. Dra. Priscila Fabiana Lopes (UFRN) e da Prof. Dra. Vanessa Becker (UFRN). Meu muito obrigado!

A todos os demais docentes, técnicos e discentes, entre UFERSA, UFRN e UERN que uniram forças na execução das mais variadas etapas do projeto que possibilitou este trabalho.

A minha esposa Isadora, pelo amor incondicional, por acreditar em mim, mesmo nos momentos mais difíceis desta jornada. A você, meu coração.

Aos meus familiares, meus pais Rodrigues e Rosana, minha irmã Sofia, meus avôs (*in memoriam*) e avós, tios e tias, pela compreensão, apoio e incentivo desde sempre, em tudo que fiz. Sem vocês não estaria onde estou.

Aos integrantes do Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água do Semiárido (LIMNOAQUA), em especial a Cyntia, Eudilena, Camila, Yuri e ao químico do laboratório, Luíz Carlos. A vocês sou grato por toda ajuda durante estes anos, no trabalho e na vida. Obrigado mais uma vez!

A todos vocês que de alguma forma contribuíram para que este estudo fosse realizado, obrigado por tudo!

"Todos os seres vivos buscam a felicidade; direcione sua compaixão para todos."

Mahavamsa

RESUMO

A modelagem matemática é uma ferramenta importante no entendimento da estrutura e funcionamento de ambientes aquáticos, permitindo estimar e simular a magnitude dos impactos que atividades como piscicultura tem sobre os ambientes aquáticos e a produção pesqueira. O objetivo deste estudo foi estimar os fluxos de energia nas teias tróficas dos reservatórios Santa Cruz e Umari, simular os impactos da criação de tilápia-do-Nilo em tanques-rede sobre as comunidades bióticas e suas interferências na atividade de pesca; além de determinar a capacidade suporte para a piscicultura em ambos os reservatórios. Para tanto foram utilizados dois modelos: um modelo de balanço de massa de fósforo para estimativa das concentrações de fósforo na água dos reservatórios; um modelo Ecopath with Ecosim para estimativa dos fluxos energéticos nas teias tróficas, propriedades ecossistêmicas e simulação da influência dos tanques-rede na atividade de pesca dos reservatórios. Foram feitas coletas durante três anos, de 2012 a 2014, em ambos os reservatórios, para o cálculo das biomassas das comunidades aquáticas (plâncton, macrófitas, bentos, peixes), e para a determinação das concentrações de nutrientes na água. Informações quantitativas sobre a atividade de pesca e de piscicultura também foram coletadas. Os resultados indicam que Umari possui uma maior capacidade suporte do que Santa Cruz, principalmente devido a menor emissão de fósforo para o reservatório, de modo que Umari poderia receber uma maior produção de tilápias em tangues-rede. As teias tróficas de ambos os reservatórios foram baseadas em detritos, sendo a principal fonte de energia para as comunidades aquáticas. Ambos os reservatórios foram considerados ambientes imaturos, com baixa estabilidade, entretanto, o acúmulo de detritos nestes ambientes pode representar um estoque de energia a ser usado durante perturbações. Nas simulações todas as comunidades aquáticas se beneficiaram do aporte de nutrientes da piscicultura, aumentando suas populações. Com a simulação do aumento da produção aquícola foi evidenciado o aumento das capturas por pesca das principais espécies de interesse comercial.

Palavras-chave: Abordagem ecossistêmica. Aquicultura. Teia trófica. Balanço de massa. Ecopath with Ecosim.

ABSTRACT

Mathematical modeling is an important tool in understanding the structure and functioning of aquatic environments, allowing to estimate and simulate the magnitude of the impacts that activities such as fish farming have on aquatic environments and fisheries. This study aimed to estimate the energy fluxes in the food webs of Santa Cruz and Umari reservoirs, simulate the impacts of the Nile tilapia farming in net cages on the biotic communities and their interferences in the fishing activity; in addition to determining the carrying capacity for fish farming in both reservoirs. Two models were used: a phosphorus mass balance model to estimate the concentrations of phosphorus in the water of the reservoirs; an *Ecopath with Ecosim* model for estimating the energy fluxes in the food webs, ecosystem properties and simulation of the influence of the net cages on the fishing activity of each reservoir. Data were collected for three years from 2012 to 2014 in both reservoirs to calculate the biomass of aquatic communities (plankton, macrophytes, benthos, fish) and to determine nutrient concentrations in water. Quantitative information on fishing and fish farming activity was also collected. The results indicate that Umari has a higher carrying capacity than Santa Cruz, mainly by the lower emission of phosphorus to the reservoir, so that Umari could receive a larger production of tilapia in net cages. The food webs of both reservoirs were based on detritus, being the main source of energy for aquatic communities. Both reservoirs were considered immature environments with low stability, however, the accumulation of detritus in these environments may represent a energy stock to be used during disturbances. In the simulations, all aquatic communities benefited from the nutrient supply from the fish farming, increasing their populations. With the simulation of the increase of the aquaculture production it was evidenced the increase in the catches by fishing of the main commercial species.

Keywords: Ecosystem approach. Aquaculture. Food web. Mass balance. Ecopath with Ecosim.

LISTA DE FIGURAS

	Pági
CAPÍTULO I	
Figura 1. Histórico do estudo de teias tróficas em ecossistemas aquáticos continentais ao longo do último século. Setas cinza indicam as principais direções das pesquisas.	26
Figura 2. Representação de um compartimento dentro de um modelo de teia trófica com <i>n</i> compartimentos. <i>i</i> variando de 1 a <i>n</i> , número de compartimentos dentro do sistema; x_i = representa a energia (ou biomassa) estocada no compartimento <i>i</i> ; f_{ij} = fluxo de entrada de energia para o compartimento <i>i</i> ; f_{hj} = fluxo de saída de energia do compartimento <i>i</i> ; z_i = fluxo de energia importada do sistema pelo compartimento <i>i</i> ; <i>j</i> e <i>h</i> = demais compartimentos do ecossistema.	27
Figura 3. Representação de uma teia trófica hipotética com 4 compartimentos: a) Fluxos de energia entre os compartimentos e energia importada do ecossistema; b) Fluxos de energia entre os níveis tróficos (compartimentos de mesmo nível trófico são agrupados). As unidades de fluxo são arbitrárias. Símbolos de aterramento representam a energia utilizada na respiração de cada compartimento ou nível trófico	27
Figura 4. Teia trófica do ecossistema pelágico do mar do sul da China (PAULY; CHRISTENSEN, 1993), onde as setas indicam relações tróficas (fluxos de energia) entre os compartimentos do sistema. O tamanho das caixas é proporcional à biomassa do compartimento (B, t.km ⁻²), as setas indicam a transferência da produção de cada compartimento (P, t.km ⁻² .ano ⁻¹)	28
Figura 5. Efeito da introdução de um predador de topo sobre as populações de predadores intermediários e dos níveis tróficos de base. O eixo X representa o tempo, enquanto o eixo Y representa as biomassas dos predadores e das espécies de base.	29
Figura 6. Representação esquemática da teoria <i>Foraging Arena</i> . V = Fração da população que está vulnerável a predação em um dado instante	33
CAPÍTULO II	
Figura 1. Área de estudo, com destaque para os reservatórios de a) Santa Cruz e b) Umari, localizados no estado do Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro	51
Figura 2. Precipitação acumulada anual dos últimos 100 anos (1916 a 2016) de uma estação de monitoramento na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró. A linha tracejada indica a média geral (707,7 mm); a seta indica a época do estudo, com precipitação média anual de 464 mm.	59
Figura 3. Níveis dos reservatórios Santa Cruz e Umari de 2002 até 2014. Números	59

ina

entre parênteses são as profundidades médias estimadas (igual a Volume/Área)	
Figura 4. Regressões lineares entre as concentrações de a) Fósforo Total (ug.L ⁻¹), e b) Nitrogênio Total (ug.L ⁻¹) com Clorofila-a (ug.L ⁻¹) para o reservatório Santa Cruz.	63
Figura 5. Regressões lineares entre as concentrações de a) Fósforo Total (ug.L ⁻¹), e b) Nitrogênio Total (ug.L ⁻¹) com Clorofila-a (ug.L ⁻¹) para o reservatório Umari	63
CAPÍTULO III	
Figura 1. Área de estudo, com destaque para os reservatórios de a) Santa Cruz e b) Umari localizados no estado do Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro	81
Figura 2. a) Precipitação acumulada anual dos últimos 100 anos (1916 a 2016) de uma estação de monitoramento na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró. b) Níveis dos reservatórios Santa Cruz e Umari de 2002 até 2014. A linha tracejada indica a média geral (707,7 mm); a seta indica a época do estudo, com precipitação média anual de 464 mm.	82
Figura 3. Teia trófica do reservatório Santa Cruz. Números indicam os níveis tróficos; diâmetro das esferas representa a biomassa dos grupos	101
Figura 4. Teia trófica do reservatório Umari. Números indicam os níveis tróficos; diâmetro das esferas representa a biomassa dos grupos	101
Figura 5. Matriz de impacto trófico para o reservatório Santa Cruz. Grupos impactantes são os compartimentos que exercem pressão sobre outros, aumentando (positivo) ou diminuindo (negativo) suas populações, direta ou indiretamente; grupos impactados são aqueles que tem suas biomassas modificadas por outro compartimento do ecossistema.	102
Figura 6. Matriz de impacto trófico para o reservatório Umari. Grupos impactantes são os compartimentos que exercem pressão sobre outros, aumentando (positivo) ou diminuindo (negativo) suas populações, direta ou indiretamente; grupos impactados são aqueles que tem suas biomassas modificadas por outro compartimento do ecossistema.	103
Figura 7. Diagrama <i>Lindeman Spine</i> representando o fluxo de energia ao longo da teia trófica no reservatório Santa Cruz. NT = Nível Trófico; STF(%) = Soma Total dos Fluxos de energia, em porcentagem	104
Figura 8. Diagrama <i>Lindeman Spine</i> representando o fluxo de energia ao longo da teia trófica no reservatório Umari. NT = Nível Trófico; STF(%) = Soma Total dos Fluxos de energia, em porcentagem.	105
Figura 9. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das capturas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90; c) Esforço -90; d) Esforço +90.	108
Figura 10. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das capturas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90; c) Esforço -90;	109

d) Esforço +90	
Figura 11. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90	111
Figura 12. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Esforço -90; b) Esforço +90	112
Figura 13. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Umari para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90	113
Figura 14. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Umari para os cenários a) Esforço -90; b) Esforço +90	114
Figura A1. Diagnósticos PREBAL para o modelo Santa Cruz. NT: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo	134
Figura A2. Diagnósticos PREBAL para o modelo Umari. NT: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo	135

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II	
Tabela 1. Caracterização zootécnica dos sistemas de produção de tilápia-do-Nilo em tanques-rede nos reservatórios Santa Cruz e Umari- RN. Os valores apresentados são médias	53
Tabela 2. Caracterização limnológica dos reservatórios Santa Cruz e Umari. Valores médios para todo o período de coleta. Temp.: Temperatura; Transp.: Transparência da água; PT: Fósforo total; P-Orto: Ortofosfato; NT: Nitrogênio total; Clo-a: Clorofila-a; IET: Índice de Estado Trófico. Desvios padrão entre parênteses	58
Tabela 3. Parâmetros do modelo de capacidade de carga de fósforo para Santa Cruz e Umari. A: Área alagada; V: Volume; Z: Profundidade média estimada; Q: Vazão efluente; E: Taxa de renovação de água; R: Coeficiente de retenção de fósforo. Desvios padrão entre parênteses	60
Tabela 4. Estimativa da emissão de fósforo para Santa Cruz e Umari	60
Tabela 5. Capacidade de assimilação de fósforo dos reservatórios Santa Cruz e Umari para o cultivo de tilápia-do-Nilo em tanques-rede nos dois cenários considerados. Valores em kg.ano ⁻¹	61
Tabela 6. Capacidade suporte para criação de tilápia-do-Nilo em tanques-rede nos reservatórios Santa Cruz e Umari para os dois cenários considerados. Valores em toneladas.ano ⁻¹ . Santa Cruz Mod.: Santa Cruz modificado	61
Tabela 7. Probabilidades de as concentrações finais de fósforo total serem maioresdo que o esperado em cada reservatório, nos dois cenários considerados	62
CAPÍTULO III	
Tabela 1. Parâmetros de entrada e estimativas do modelo (em negrito) para o reservatório Santa Cruz. NT: Nível Trófico; B: Biomassa (t.km ⁻²); PB: Produção/Biomassa (t.km ⁻² .ano ⁻¹); QB: Consumo/Biomassa (t.km ⁻² .ano ⁻¹); EE: Eficiência Ecotrófica; PQ: Produção/Consumo; D: Estimativa de captura por pesca (t.km ⁻² .ano ⁻¹).	96
Tabela 2. Parâmetros de entrada e estimativas do modelo (em negrito) para o reservatório Umari. NT: Nível Trófico; B: Biomassa (t.km ⁻²); PB: Produção/Biomassa (t.km ⁻² .ano ⁻¹); QB: Consumo/Biomassa (t.km ⁻² .ano ⁻¹); EE: Eficiência Ecotrófica; PQ: Produção/Consumo; D: Estimativa de captura por pesca (t.km ⁻² .ano ⁻¹)	97
Tabela 3. Matriz de composição de dieta para o modelo Santa Cruz	98
Tabela 4. Matriz de composição de dieta para o modelo Umari	99

Página

Tabela 5. Valores dos atributos ecossistêmicos calculados pelo Ecopath para os		
reservatórios Santa Cruz e Umari. PP: Produtores primários; NT: Nível trófico; D:		
Detritivoria; H: Herbivoria; Eficiência de transf.: Eficiência de transferência	106	
Tabela A1 Taxas biológicas para os compartimentos do modelo Santa Cruz R:		

Tuodia TTT. Tunuo ofotogicus para os compartimentos do modero Santa eraz. Tt.	
Respiração $(t.km^{-2}.ano^{-1})$; A: Assimilação $(t.km^{-2}.ano^{-1})$; R/A:	
Respiração/Assimilação; P/R: Produção/Respiração; R/B: Respiração/Biomassa	
(ano ⁻¹)	132
Tabela A2. Taxas biológicas para os compartimentos do modelo Umari. R:	
Respiração $(t.km^{-2}.ano^{-1})$; A: Assimilação $(t.km^{-2}.ano^{-1})$; R/A:	
Respiração/Assimilação; P/R: Produção/Respiração; R/B: Respiração/Biomassa	
(ano ⁻¹)	133

SUMÁRIO

Página

CAPÍTULO I - USO DA MODELAGEM MATEMÁTICA NA COMPREENSÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

1	MODELAGEM	MATEMÁT	ICA EM	ECOSSIST	ſEMAS
AQU	J ÁTICOS				18
1.1	MODELOS N	MATEMÁTICOS	APLICADOS	A LAGO	DS E
RES	ERVATÓRIOS				20
1.1.1	Produtores primá	rios			21
1.1.2	Ciclos biogeoquín	nicos e eutrofização)		22
1.1.3	Integração com a	bacia hidrográfica			24
2 M	ODELAGEM DE 1	FEIA TRÓFICA			25
3 A	PLICAÇÕES DO	ECOPATH WIT	TH ECOSIM EN	M ECOSSIST	ΓEMAS
AQI	J ÁTICOS				33
REF	ERÊNCIAS				38

CAPITULO II - DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE PARA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

1 INTRODUÇÃO	47
2 MATERIAL E MÉTODOS	50
2.1 ÁREA DE ESTUDO	50
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	51
3 RESULTADOS	57
4 DISCUSSÃO	63
REFERÊNCIAS	69

CAPÍTULO III - ESTRUTURA DA TEIA TRÓFICA E INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

1 INTRODUÇÃO	
2 MATERIAL E MÉTODOS	
2.1 ÁREA DE ESTUDO	
2.2 MODELO DE TEIA TRÓFICA	
2.3 OBTENÇÃO DOS DADOS	
2.3.1 Ictiofauna	
2.3.2 Fitoplâncton	
2.3.3 Zooplâncton	
2.3.4 Macroinvertebrados bentônicos	
2.3.5 Macrófitas aquáticas	
2.3.6 Tilápia cultivada	
2.3.7 Detritos	
2.3.8 Validação e balanceamento dos modelos	
2.4 <i>OUTPUTS</i> DO ECOPATH	
2.5 SIMULAÇÃO DA INTERAÇÃO ENTRE PISCICULTURA E PESCA	
3 RESULTADOS	
3.1 INTERAÇÕES TRÓFICAS	
3.2 ATRIBUTOS ECOSSISTÊMICOS	
3.3 SIMULAÇÃO DAS INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA	
4 DISCUSSÃO	
4.1 TEIA TRÓFICA E ATRIBUTOS ECOSSISTÊMICOS	
4.2 SIMULAÇÃO DAS INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA	
5 CONCLUSÕES	
REFERÊNCIAS	
APÊNDICE A	

APRESENTAÇÃO DA TESE

O capítulo I, intitulado "USO DA MODELAGEM MATEMÁTICA NA COMPREENSÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS", trata de uma introdução geral ao tema. Em um primeiro momento é feito um histórico do desenvolvimento dos modelos matemáticos utilizados para ecossistemas aquáticos. Em um segundo momento foi explorada a modelagem de teia trófica, suas origens e principais aplicações em ecossistemas continentais. Por fim foram mostradas as aplicações destes modelos no entendimento principalmente de ecossistemas de reservatórios tropicais, com destaque para o uso do *Ecopath with Ecosim* (EwE) na modelagem de teia trófica, e no entendimento dos impactos de atividades de aquicultura.

Os capítulos II e III são referentes aos modelos construídos para os reservatórios Santa Cruz e Umari, sendo um modelo de balanço de massa de fósforo; e um modelo de teia trófica EwE. Toda a avaliação foi feita durante os anos de 2012 e 2014.

O capítulo II, intitulado "DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE PARA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO", teve como objetivo avaliar a capacidade suporte para a criação de tilápia-do-Nilo nos reservatórios Santa Cruz e Umari. Para tanto foi construído um modelo de balanço de massa de fósforo, e foi estimada a emissão de fósforo dos sistemas de cultivo para ambos os reservatórios. Com base nestas informações os modelos foram capazes de estimar qual a emissão máxima de fósforo que cada reservatório poderia receber, sem que suas concentrações de fósforo total na água aumentassem além dos limites de referência de 5 e 10 ug.L⁻¹. Com base nesta emissão foi calculada a capacidade suporte para a criação de tilápiado-Nilo em cada reservatório.

O capítulo III, intitulado "ESTRUTURA DA TEIA TRÓFICA E INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO", teve como objetivos modelar a estrutura trófica de reservatórios do semiárido brasileiro e estimar o nível de maturidade destes ambientes, além de avaliar as interações entre as atividades de piscicultura e pesca desenvolvidas nestes ambientes aquáticos. A nossa hipótese foi que as atividades de piscicultura e pesca em reservatórios do semiárido brasileiro possuem interações sinérgicas. Para simular os efeitos dos tanques-rede sobre a teia trófica e as capturas por pesca, quatro cenários de simulação foram considerados, a diminuição de 90% no esforço de pesca e nas emissões dos tanques-rede, e o aumento de 90% nestes mesmo fatores. Os resultados indicam que a maior parte da energia do sistema vem dos detritos, sendo mais importante do que a herbivoria em ambos os reservatórios, de modo que níveis tróficos de base que determinam a maior parte da dinâmica do ambiente. Ambos os reservatórios ainda são ambientes imaturos, com baixa ciclagem de nutrientes, baixa estabilidade e resiliência. As simulações indicam que as comunidades de consumidores podem se beneficiar das emissões dos tanques-rede, incorporando-as em suas dietas, enquanto as populações de produtores primários utilizam a maior disponibilidade de nutrientes para desenvolver suas populações. Foram evidenciadas as interações entre piscicultora e pesca, havendo um efeito positivo, com o aumento da produção em tanques-rede ocasionando um aumento nas capturas por pesca das principais espécies de interesse comercial.

CAPÍTULO I - USO DA MODELAGEM MATEMÁTICA NA COMPREENSÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

1 MODELAGEM MATEMÁTICA EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Dentre as formas de se entender a estrutura e funcionamento de um ecossistema aquático, a modelagem matemática está cada vez mais desenvolvida e vem sendo amplamente utilizada, principalmente nos últimos anos (MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016; WANG et al., 2016; YAO et al., 2016; TURNER et al., 2016; BUENO et al., 2017; CANZI et al., 2017; HAAK et al., 2017; O'DONNCHA; JAMES; RAGNOLI, 2017; TANG et al., 2017; VASSLIDES et al., 2017; WHITE et al., 2017; YOSHIOKA; YAEGASHI, 2017; ZHOU et al., 2017). O início do uso de modelos matemáticos para o entendimento de ecossistemas aquáticos aconteceu nos 50° do século XX e refletia a necessidade de se estudar os impactos dos lançamentos de esgotos de grandes cidades nos ambientes aquáticos (CHAPRA; RECKHOW, 1983). Estes primeiros modelos focavam no comportamento de uma única variável (em geral o oxigênio dissolvido) ou um conjunto de variáveis e eram limitados pelo poder computacional da época.

A partir da década de 1990 houve um avanço no uso e desenvolvimento de modelos matemáticos em ecossistemas, devido principalmente as melhorias tecnológicas dos computadores, que passaram a ter maiores capacidades de processamento e de memória para lidarem com cálculos cada vez mais complexos (TROLLE et al., 2012). Nas últimas duas décadas tivemos o desenvolvimento e aplicação de mais de 100 modelos matemáticos em ecossistemas aquáticos (TROLLE et al., 2012) que tratam desde cenários mais simples como modelar o transporte de um nutriente ou uma população, até cenários complexos como representar numericamente um ecossistema inteiro. Atualmente os modelos continuam se tornando cada vez mais detalhados, possibilitando a modelagem, simulação e predição de uma quantidade crescente de componentes e processos ecológicos (ROBSON, 2014).

Neste contexto, o maior desafio da modelagem aplicada a ecossistemas aquáticos vem sendo aumentar a resolução ecológica, ou seja, a complexidade dos processos e padrões que podem ser modelados. Porém, os modelos matemáticos desenvolvidos ainda vêm evoluindo pouco no sentido de englobar todo o conhecimento ecológico (MOOIJ et al., 2010). De uma

forma geral, existe uma tendência na utilização de alguns poucos modelos (que se tornaram consolidados na literatura) em detrimento do desenvolvimento e aprimoramento de novos modelos que tenham maior complexidade ecológica.

A modelagem matemática pode ser aplicada na previsão das mudanças na qualidade de água ao longo de gradientes e da coluna d'água, assim como o modelo desenvolvido por CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI (2017), que modelaram o balanço de massas para 23 variáveis limnológicas em um sistema de seis reservatórios em cascata, constatando que o sistema foi capaz de diminuir os valores das concentrações das variáveis em até 87%. Entretanto, os autores dizem que o potencial de retenção pode ser muito baixo para alguns reservatórios, a depender principalmente de fatores como concentração de oxigênio dissolvido, penetração de luminosa, velocidade de água e profundidades do epilímnio e hipolímnio. Deste modo, a avaliação permitiu entender os meios pelos quais a qualidade de água é afetada por cada reservatório, e como o conjunto dos seis ambientes atuam na manutenção da qualidade da água do rio principal.

Uma das vantagens na modelagem como ferramenta é a possibilidade de avaliar teorias e processos ecológicos, tarefa muitas vezes de difícil execução. Um dos paradigmas em ecologia de ecossistemas aquáticos é que uma maior complexidade na estrutura trófica leva a um estado de estabilidade sistêmica (MACARTHUR, 1955; PAINE, 1966). Neste contexto JACQUET et al. (2016) analisando 116 modelos de teia trófica em diversos ecossistemas, concluíram que a estabilidade do ecossistema não está relacionada com a complexidade de sua comunidade biótica. Deste modo, o uso de modelos matemáticos permite a descrição de padrões na natureza, que facilita o entendimento e a simulação de processos ecológicos.

Uma das vantagens da modelagem está relacionada ao auxílio no controle de invasão biológica. Assim, por exemplo, a invasão de uma planície de inundação no Mediterrâneo pela espécie carpa comum, modelada por LAGUNA et al. (2016), auxiliou na tomada de decisão de ações de manejo em um Parque Nacional, visando minimizar os impactos da introdução de peixes exóticos e garantir a conservação das espécies nativas. Neste estudo foi possível simular o processo de aumento da população da espécie invasora, e os resultados sugeriram que haveria um desequilíbrio nas comunidades nativas de invertebrados bentônicos, macrófitas aquáticas, peixes e aves, bem como na concentração de nutrientes (devido ao aumento da bioturbação) e na produção primária local. Com este trabalho, foi possível definir um conjunto de medidas de controle validadas pelo modelo, aumentando a confiabilidade e a segurança das ações de manejo ambiental.

Em outras áreas da ciência como climatologia o uso de modelos matemáticos ocorre a mais tempo do que na ecologia, e atualmente o que se observa é a utilização e o aprimoramento de alguns poucos modelos de previsão climática pela comunidade científica (PENNELL; REICHLER, 2011). Os modelos climáticos hoje alcançaram um patamar de complexidade e confiabilidade elevado devido aos esforços da comunidade científica no desenvolvimento conjunto deles. No campo da ecologia, com o passar dos anos, diversos modelos foram desenvolvidos por diferentes instituições, sendo que muitos destes trabalham com os mesmos componentes do ecossistema e simulam os mesmos parâmetros ecológicos, muitas vezes se baseando em um mesmo arcabouço teórico-matemático (MOOIJ et al., 2010).

Em modelagem ecológica notamos uma tendência no desenvolvimento de uma grande quantidade de modelos matemáticos e por uma quantidade muito reduzida de pesquisadores. Provavelmente existem diversos fatores que levaram a este cenário, segundo (MOOIJ et al., 2010) os principais motivos da reduzida utilização de *softwares* para modelagem pela comunidade científica são: (i) complexidade de uso e interface gráfica de usuário pouco amigável; (ii) carência de manuais de uso e operação; (iii) divulgação reduzida e de pouca abrangência; e (iv) acesso dificultado ao código-fonte. Assim, percebemos que a maioria dos *softwares* criados para modelagem ecológica são aplicados poucas vezes, por uma parcela pequena da comunidade científica, e uma fração ainda menor tem acesso ao código-fonte, para possíveis contribuições de desenvolvimento. Neste contexto, podemos enfatizar cinco *softwares* de modelagem que ao longo dos anos veem se destacando: (i) DYRESM/ELCOM/ CAEDYM; (ii) DELFT3D; (iii) CE-QUAL-W2; (iv) PROTECH; e (v) ECOPATH WITH ECOSIM. Estes podem ser considerados os mais aplicados mundialmente e mais reconhecidos de uma forma geral, principalmente pelo número de estudos encontrados na literatura que são baseados neles (COLLÉTER et al., 2015; TROLLE et al., 2012).

1.1 MODELOS MATEMÁTICOS APLICADOS A LAGOS E RESERVATÓRIOS

Nos primeiros modelos matemáticos aplicados à ecossistemas aquáticos o principal objetivo foi modelar parâmetros hidrológico como correntes ou estratificação térmica, ou ainda parâmetros de qualidade de água como concentrações de nutrientes, além disso produtores primários estão entre as primeiras comunidades bióticas a serem modeladas. As experiências com modelos globais de ecossistemas aquáticos mostram que o acoplamento de módulos de hidrodinâmica e módulos ecológicos e de qualidade de água traz resultados válidos e é recomendado para um melhor entendimento e representação do funcionamento de um lago ou reservatório (ELLIOTT et al., 2007). Tem sido constatado, que quanto maior a complexidade estrutural (espacial ou temporal) de um corpo hídrico, mais complexo o modelo deverá ser para representa-lo adequadamente. Neste contexto, lagos com grande heterogeneidade devem ser representados por modelos tridimensionais e com um elevado número de módulos e parâmetros (LINDIM; PINHO; VIEIRA, 2011; MISSAGHI; HONDZO, 2010).

1.1.1 Produtores primários

Os produtores primários desempenham um papel importante dentro de um ecossistema aquático lêntico, dando suporte à vida e sendo a base da cadeia trófica. Tendo isso em vista as comunidades de fitoplâncton e de macrófitas aquáticas têm sido alvo de modelagem. A interação entre algas e macrófitas submersas já foi modelada pois são fundamentais na discussão da eutrofização em lagos (BARTLESON; KEMP; STEVENSON, 2005). Já ZHANG et al. (2003) avaliaram, por intermédio de modelagem, a competição entre fitoplâncton e plantas aquáticas demonstrando que uma maior densidade de plantas submersas teria efeito benéfico sobre a qualidade da água de um lago. Ainda, a influência do epifíton na abundância de macrófitas submersas foi simulada, e o modelo mostrou que a biomassa destas macrófitas é muito mais afetada pelo volume de água do lago ou do reservatório (ZHANG et al., 2015). Já MIELEITNER; REICHERT (2008) testaram a utilização de grupos funcionais dentro da comunidade fitoplanctônica, dividindo-a em quatro grupos, algas pequenas (flagelados, diatomáceas e algas verdes), diatomáceas grandes, algas grandes (algas verdes e azuis, dinoflagelados e crisofíceas), e o quarto grupo com a espécie dominante no lago (*Planktothrix rubescens*). O uso de grupos funcionais gerou mais resultados sobre a dinâmica

e estrutura da comunidade e sua interação com o ecossistema do que modelos que não dividem os grupos. Ao separar as espécies de fitoplâncton em grandes grupos o modelo perde em realidade, mas ganha em generalidade, uma vez que diferentes grupos de algas têm funções distintas dentro do ecossistema. Assim, cada grupo funcional possuía seus próprios parâmetros (taxas de crescimento, reprodução e mortalidade, por exemplo) e afetavam de maneiras diferentes o ecossistema, pois cada grupo foi caracterizado com valores diferentes de palatabilidade (sendo mais ou menos susceptível a predação), e de taxas de assimilação de fosfato. Por fim, os autores concluíram que o modelo estruturado em grupos funcionais permite um maior entendimento do ecossistema, descrevendo com mais detalhes as relações empíricas observadas nestes ambientes.

Ainda no âmbito dos estudos dos produtores primários, alguns trabalhos têm avaliado as fases de vida e desenvolvimento de cianobactérias por meio da modelagem computacional (HENSE; BECKMANN, 2006). Estas algas são causadoras de problemas no uso de recursos hídricos ao redor do mundo e este tipo de modelo matemático nos ajuda a entender o comportamento das populações e prever *blooms*. Também neste contexto, um modelo matemático de previsão de *blooms* de algas verdes e azuis foi construído para lagos e reservatórios, seus resultados indicam ainda quais são os parâmetros bióticos e abióticos mais importantes para ocorrência destes eventos (LI; CHEN; XU, 2015).

1.1.2 Ciclos biogeoquímicos e eutrofização

Dentro dos processos inerentes a um ecossistema os ciclos biogeoquímicos são de fundamental importância no funcionamento do ambiente aquático e embora estejam bem definidos e descritos na literatura, sua modelagem pode melhorar o entendimento do papel destes ciclos nos sistema aquáticos. MUKHERJEE; MUKHERJEE; NIVEDITA (2008) construíram um modelo do ciclo do carbono em lagos mostrando que este ciclo, muitas vezes deixado de fora dos modelos de ecossistemas, é fundamental para o correto entendimento do ambiente aquático, afetando inclusive os ciclos dos demais nutrientes. A modelagem do Carbono na teia trófica permite entender quais populações controlam a abundância das demais pela simulação das transferências de carbono nos níveis tróficos (MCKENNA et al., 2006). Não somente o carbono, mas os ciclos do fósforo (TROLLE; SKOVGAARD; JEPPESEN,

2008) e do nitrogênio (BRYHN; BLENCKNER, 2007) foram modelados de diversos ângulos, permitindo que seu papel dentro dos ecossistemas aquáticos e suas interações com as comunidades e outros nutrientes fossem elucidadas.

Um dos mais marcantes avanços nos modelos matemáticos em ecossistemas aquáticos foi sua utilização na simulação e previsão de eutrofização em lagos e reservatórios. Modelos de eutrofização que consideram parâmetros hidrodinâmicos e ecológicos, levando em consideração os grupos de zooplâncton e organismos bentônicos foram desenvolvidos mais recentemente (ZHANG; CULVER; BOEGMAN, 2008). A modelagem da eutrofização em lagos utilizando além de parâmetros hidrodinâmicos e ecológicos (MAO; CHEN; CHEN, 2008), variáveis climatológicas revelaram que a dinâmica da eutrofização em um lago pode sofre grande influência meteorológica. A circulação causada pelo vento e o transporte de sedimentos foram considerados elementos chave. É importante perceber que a adição de novos módulos e elementos de modelagem podem trazer benefícios para a acurácia e exatidão de modelos globais.

Representações de sistemas amplos e complexos como lagos e reservatórios necessitam de constantes atualizações e melhorias na sua base teórico-matemática. Pensando nisso foi proposto que os modelos de eutrofização deviam considerar todos os ciclos biogeoquímicos e utilizar grupos funcionais para modelagem de fito e zooplâncton (ZHAO et al., 2008). De fato, os modelos de eutrofização têm incorporado cada vez mais elementos e se tornado mais precisos. A eutrofização de um reservatório de hidroelétrica foi simulada e os resultados mostraram que uma única variável, no caso a temperatura da água, pode alterar a dinâmica do reservatório, principalmente nos níveis de nitrogênio, fósforo e clorofila, influenciando assim o grau de eutrofização do sistema (XU et al., 2012).

Modelos dinâmicos complexos permitem a criação de cenários de simulação que levam em consideração um numero elevado de parâmetros ecológicos, como os utilizados por ZHAO et al. (2013) para compreender o aumento nos níveis de clorofila e turbidez. Cada cenário modelado trazia respostas sobre quais medidas de restauração ambiental seriam mais eficazes para diminuir a eutrofização do lago, e para estimar o nível de redução na poluição orgânica com o mesmo objetivo. O fato dos modelos permitirem a simulação de ações e estratégias de manejo vem a ser uma importante contribuição dos mesmos para o uso dos recursos hídricos. Em reservatórios a representação computacional do ecossistema pode ser uma ferramenta decisiva para seu manejo e operação. PARK et al. (2014) desenvolveram um modelo para entender como as mudanças na vazão de saída de um reservatório podem afetar toda a dinâmica do corpo hídrico. Com o uso deste modelo foi possível ainda estimar uma vazão ideal para evitar o aumento dos níveis de fósforo, nitrogênio e clorofila no reservatório e consequentemente a sua eutrofização. YAJIMA; CHOI (2013) desenvolveram um modelo para estudar os efeitos da construção de um canal para captação de água a montante de um reservatório. A modelagem mostrou que essa alteração estrutural afetou desde as entradas de nutrientes para o reservatório e as concentrações de nutrientes e clorofila, como também provocou alterações no balanço energético e térmico do ecossistema. Podemos notar que modelos globais de eutrofização são bastante versáteis e apresentam respostas de relevância para a gestão da qualidade de água e ecológica em ambientes aquáticos.

1.1.3 Integração com a bacia hidrográfica

Mais recentemente a modelagem em ecossistemas aquáticos vem sendo utilizada para se compreender processos que ocorrem na bacia hidrográfica e influenciam lagos ou reservatórios. Alguns modelos propõem que a modelagem de lagos seja integrada com a representação matemática da contribuição da mata ciliar (ROTH, 2007) e da vegetação ripária nos fluxos de nutrientes (HIPSEY; SALMON; MOSLEY, 2014). Outras propostas sugerem acoplar os modelos matemáticos em lagos com a modelagem de bacias hidrográficas (ZHANG et al., 2012). Estes modelos agregam informação e capacidades novas à representação dos fluxos e dinâmica de nutrientes e matéria orgânica em lagos e reservatórios. A principal importância deste tipo de modelagem é ir além do ecossistema aquático, considerando ainda sua interação com o ecossistema terrestre adjacente. Apesar de esta abordagem ainda ser pouco expressiva, podemos esperar que esta seja uma linha evolutiva lógica a ser seguida no desenvolvimento de novos modelos computacionais.

Os esforços no sentido do desenvolvimento de modelos matemáticos cada vez mais abrangentes e que englobem grande parte da complexidade de ecossistemas aquáticos é um desafio na modelagem ecológica atual. A tendência fica clara quando observamos que a quantidade de modelos ecossistêmicos, que englobam aspectos de teia trófica, hidrodinâmica,

24

ciclos biogeoquímicos, qualidade de água, meteorologia e processos ecológicos vem aumentando nos últimos anos. Podemos constatar que modelos matemáticos são uma ferramenta de ampla utilização, sendo aplicada em problemas específicos ou gerais. Ao longo dos anos os estudos passaram a concentrar os esforços na modelagem, simulação e predição de processos ecossistêmicos e mais amplos, ou seja, processos como a ciclagem de nutrientes, circulação interna e processos de eutrofização passaram a ser objetivo de modelagem matemática.

2 MODELAGEM DE TEIA TRÓFICA

A teia trófica é um conceito central na ecologia de ecossistemas e representa as relações de consumo entre diferentes componentes de uma comunidade biótica (PIMM, 1982). Em um ambiente aquático continental faz parte destes componentes os produtores primários como fitoplâncton e macrófitas aquáticas, e os consumidores de diferentes ordens. Uma teia trófica descreve os caminhos que a energia e os nutrientes percorrem dentro do ecossistema, e inclui desde recursos como matéria orgânica (detritos) até espécies que passam somente parte do tempo naquele ambiente, como peixes migradores ou aves aquáticas (THOMPSON; DUNNE; WOODWARD, 2012). Todas as espécies (ou agrupamentos de espécies) dentro de um ecossistema podem ser classificadas em níveis tróficos. O nível trófico 1 é compreendido pelos produtores primários e os demais componentes são agrupados em numeração crescente, de acordo com sua dieta. Deste modo, em uma teia trófica as relações entre os indivíduos implicam em transferências de energia do recurso para o consumidor que, pela segunda lei da termodinâmica, não pode ser 100% eficiente pois parte é transformada em calor (respiração).

A primeira teia trófica publicada para águas interiores descreveu as relações tróficas no Lago Mendota, nos Estados Unidos (FORBES, 1887) e foi um marco na ecologia de ecossistemas, considerando o lago como um microcosmos. A partir desta publicação, novas teorias foram adicionadas aos modelos tróficos, os quais ganharam novas funcionalidades, permitindo observar os ecossistemas aquáticos sob novas perspectivas (Figura 1). Figura 1. Histórico do estudo de teias tróficas em ecossistemas aquáticos continentais ao longo do último século. Setas cinza indicam as principais direções das pesquisas.



Fonte: Modificado de THOMPSON; DUNNE; WOODWARD (2012).

É entendido que em qualquer teia trófica, a energia flui de um nível trófico para o outro, diminuindo ao longo do caminho (LINDEMAN, 1942). A energia em um ecossistema é distribuída na forma de uma pirâmide, com a maior parte nos primeiros níveis tróficos, e uma menor quantidade estocada nos predadores de topo (ELTON, 1927). De modo que entender a teia trófica de um ecossistema aquático traz uma série de informações sobre todas as comunidades aquáticas, suas inter-relações e sobre o próprio ecossistema. Neste sentido, técnicas de Análise de Redes Ecológicas foram desenvolvidas e nelas, cada espécie (ou agrupamento de espécies) funciona como uma caixa, ou compartimento, que realiza trocas energéticas com outros compartimentos e com o próprio ambiente (Figura 2). Em um sistema natural, os compartimentos são conectados em fluxos alimentares ou energéticos (Figura 3), podendo a teia trófica ser tão complexa quanto o número de compartimentos considerados.

Figura 2. Representação de um compartimento dentro de um modelo de teia trófica com *n* compartimentos. *i* variando de 1 a *n*, número de compartimentos dentro do sistema; x_i = representa a energia (ou biomassa) estocada no compartimento *i*; f_{ij} = fluxo de entrada de energia para o compartimento *i*; f_{hj} = fluxo de saída de energia do compartimento *i*; z_i = fluxo de energia importada do sistema pelo compartimento *i*; y_i = fluxo de energia exportada do sistema pelo compartimento *i*; y_i = fluxo de energia exportada do sistema pelo compartimento *i*; $j \in h$ = demais compartimentos do ecossistema.



Fonte: SCHRAMSKI; KAZANCI; TOLLNER (2011).

Figura 3. Representação de uma teia trófica hipotética com 4 compartimentos: a) Fluxos de energia entre os compartimentos e energia importada do ecossistema; b) Fluxos de energia entre os níveis tróficos (compartimentos de mesmo nível trófico são agrupados). As unidades de fluxo são arbitrárias. Símbolos de aterramento representam a energia utilizada na respiração de cada compartimento ou nível trófico.



Fonte: ULANOWICZ (2004).

As técnicas de Análise de Redes Ecológicas se originaram das ciências econômicas, estudando as relações de trocas energéticas entre os organismos de um ecossistema como transações monetárias. Estas metodologias consideram os *inputs* e *outputs* dos elementos que

compõem um sistema e seus fluxos energéticos, podendo ser utilizadas para analisar a estrutura e propriedades funcionais de teias tróficas (XIA et al., 2016). Modelar as teias tróficas permite identificar e quantificar as relações entre os seus componentes estruturais (comunidades) (PATTEN, 1982). Neste contexto, nos modelos tróficos é possível representar deste a entrada de nutrientes e a biomassa de detritos e produtores até os predadores de topo, podendo estimar o consumo e a produção de biomassa de cada compartimento (Figura 4). Com o conhecimento prévio sobre os fluxos de energia no ecossistema, um modelo de teia trófica é capaz de estimar um conjunto de indicadores baseado em conceitos ecológicos e na teoria da informação (SCHRAMSKI; KAZANCI; TOLLNER, 2011).

Figura 4. Teia trófica do ecossistema pelágico do mar do sul da China (PAULY; CHRISTENSEN, 1993), onde as setas indicam relações tróficas (fluxos de energia) entre os compartimentos do sistema. O tamanho das caixas é proporcional à biomassa do compartimento (B, t.km⁻²), as setas indicam a transferência da produção de cada compartimento (P, t.km⁻².ano⁻¹).



Fonte: WALTERS; CHRISTENSEN; PAULY (1997).

Os modelos de estruturação trófica modernos geram respostas sobre quais populações tem maior importância no controle das comunidades de um ecossistema. Até os dias atuais os modelos são fortemente influenciados pela hipótese da Cascata Trófica (CARPENTER et al.,

1987), com a ideia principal de que os níveis tróficos superiores regulam os inferiores. Deste modo, foi proposto que a teia trófica está sujeita e grandes alterações devido aos predadores de topo, enquanto poucas mudanças poderiam ser esperadas por populações de baixo nível trófico. Este tipo de controle (conhecido como descendente, ou *top-down*) foi observado em ecossistemas aquáticos desde a década de 60, com evidências que a abundância das populações de presas podem ser manipuladas pelo tamanho da população de seus predadores (PAINE, 1966). Assim, os primeiros trabalhos de cascata trófica descrevem o aumento da predação sobre os predadores intermediários, que tem suas populações diminuídas, aliviando o consumo sobre os níveis tróficos de base, que consequentemente são favorecidos e aumentam seu tamanho populacional (Figura 5). As espécies que regulam as biomassas de outras populações ao longo da teia trófica foram denominadas de "espécies-chave"; deste modo, o controle da teia trófica foi definido como um efeito em cascata, que pode se estender ao longo de diversos níveis tróficos (PAINE, 1980).

Figura 5. Efeito da introdução de um predador de topo sobre as populações de predadores intermediários e dos níveis tróficos de base. O eixo X representa o tempo, enquanto o eixo Y representa as biomassas dos predadores e das espécies de base.



Fonte: Modificado de BARRIOS-O'NEILL; BERTOLINI; COLLINS (2017).

Com o passar dos anos os conceitos de cascata trófica e espécie-chave se tornaram um dos mais consagrados e estudados na ecologia até os dias atuais, sendo observados na natureza e testados em condições experimentais (LANE, 2017). Entretanto, apesar do grande número de estudos que procuram definir teias tróficas sob estes conceitos, predadores de topo atuando como espécies-chave pode ser uma condição difícil de se encontrar; adicionalmente, os próprios efeitos em cascata, oriundos de alterações na abundância destes predadores muitas vezes não são claramente identificados (RIPPLE et al., 2016). O controle trófico exercido

pelos níveis tróficos superiores sobre os níveis intermediários e inferiores não necessariamente vai existir, uma vez que as teias tróficas possuem características particulares que podem alterar esta dinâmica.

Em um ecossistema, os predadores de topo não necessariamente irão controlar as populações de menor nível trófico, visto que condições locais dos ecossistemas podem modificar as relações tróficas entre predadores e presas. Nos experimento realizados por BARRIOS-O'NEILL; BERTOLINI; COLLINS (2017), estudando as relações tróficas em uma teia trófica simples (mexilhões + caranguejo + raias), foram observados efeitos tróficos mediados pelo ecossistema. Os autores constataram que o consumo de mexilhões pelos caranguejos foi determinado pela presença/ausência de raias (predador de topo) em um ambiente sem recifes-de-coral; entretanto, na presença dos recifes-de-coral a pressão das raias sobre os caranguejos foi menor, pouco afetando seu consumo sobre os mexilhões. Percebemos que o controle da teia trófica exercido pelo predador de topo pode ser diminuído, a depender de condições ambientais como a presença ou não de refúgio para consumidores de nível trófico intermediários.

Da mesma forma, foi observado em lagos de ferradura em planícies de inundação tropicais que fatores ambientais como o regime hidrológico de secas e cheias tem um papel determinante nos mecanismos de regulação da teia trófica (ANGELINI et al., 2013). Nestes lagos foi observado que durante a época de cheias, uma grande quantidade de detritos entrava no sistema, e neste período os compartimentos basais (detritos e nutrientes) regulavam as abundâncias das populações dos níveis tróficos superiores, efeito conhecido como controle ascendente, ou bottom-up. Por outro lado, durante a época seca, sem a entrada da água, os predadores de topo (peixes carnívoros, aves e mamíferos aquáticos) exerciam o controle sobre os níveis tróficos inferiores. Deste modo, interações tróficas tanto diretas (consumo) quanto indiretas (mediadas por outros fatores) afetam as populações, podendo gerar alterações estruturais nos fluxos de energia do sistema aquático. Perturbações como poluição, invasão biológica, pesca, uso da terra e mudanças climáticas podem potencialmente mudar a direção da cascata trófica em determinado ambiente, de ascendente para descendente e vice-versa (CANNING; DEATH, 2017). Assim, as pressões reguladoras da abundância das populações ao longo de uma teia trófica aquática podem vir tanto de níveis tróficos superiores quando dos de base, e estas relações podem ser melhor entendidas com uma abordagem ecossistêmica.

Uma vez que análises ecossistêmicas podem requerer uma quantidade grande de dados ecológicos, modelos dinâmicos de teia trófica vêm sendo cada vez mais utilizados no entendimento de ambientes aquáticos, com uma abordagem mecanicista de seus processos (ALEXANDRIDIS et al., 2017). No centro dos modelos tróficos ecossistêmicos estão as propriedades estruturais elencadas por ODUM (1969). Estas propriedades refletem as características de um ambiente em termos energéticos, representando a produção, o consumo e as trocas de energia entre os níveis tróficos. Assim, os cálculos levam em consideração os elementos das comunidades locais e os fatores abióticos como temperatura e a quantidade de nutrientes que o ambiente recebe. Os 24 indicadores propostos no trabalho de Odum incluem estimativas de: energia das comunidades, tais como produção primária e respiração; índices de estrutura das comunidades, tais como riqueza e diversidade; ciclagem de nutrientes; e homeostase, quantificando parâmetros como estabilidade e resiliência ecossistêmica.

Atualmente um dos *softwares* mais utilizados para estimativa destas propriedades ecossistêmicas e dos fluxos de energia em ambientes aquáticos é o *Ecopath with Ecosim* (EwE) (CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005). Este *software* é um dos mais consagrados em modelagem ecológica, com mais de 500 ecossistemas modelados, incluindo desde ambientes marinhos, até rios, lagos e reservatórios (COLLÉTER et al., 2015). Um ambiente pode ser modelado usando o EwE para calcular o balanço de massas do sistema, estimando os fluxos de energia e propriedades sistêmicas; podendo ainda ser modelado de maneira dinâmica, onde é possível simular as relações tróficas entre as populações ao longo do tempo; e de maneira espacial, onde as dinâmica temporal passa a ocorrer dentro de condições geográficas (STEENBEEK et al., 2016). Assim, o EwE vem sendo utilizado nas últimas quatro décadas principalmente para auxiliar no manejo de ecossistemas aquáticos, comumente no estudo de impactos ambientais antrópicos e gestão de atividades de pesca (COLL et al., 2015; VILLASANTE et al., 2016).

O Ecopath foi inicialmente descrito como um modelo estático para a estimativa das biomassas e taxas de produção e consumo dos componentes de um ecossistema, permitindo que a teia trófica fosse agrupada por espécies-chave ou grupos de espécies com características semelhantes (POLOVINA, 1984). Neste primeiro momento foi modelada a estrutura trófica de um ecossistema de recife de coral no Havaí, possibilitando a estimativa de biomassa para os níveis tróficos de base como plâncton (fito e zoo), algas bentônicas e invertebrados

bentônicos. Além das biomassas, a produção primária de todo o ecossistema foi modelada, bem como a taxa de consumo de cada uma das espécies, possibilitando conclusões sobre a produção primária necessária para dar suporte ao ecossistema, bem como as biomassas necessárias de fitoplâncton e algas bentônicas para manter um estado de equilíbrio. A partir deste primeiro passo o modelo do EwE vem evoluindo constantemente com a adição de novas funcionalidades.

Com o desenvolvimento do algoritmo a premissa de estado estático foi abandonada, e o modelo começou a tratar o ecossistema através de seu balanço de massas em um período de tempo de um ano (CHRISTENSEN; PAULY, 1992, 1993). Alguns anos depois o Ecopath passou a integrar o módulo temporal Ecosim, passando a ser conhecido como *Ecopath with Ecosim*, possibilitando a simulação dos componentes de um ecossistema ao longo dos anos (WALTERS et al., 2000; WALTERS; CHRISTENSEN; PAULY, 1997). O módulo mais recente a ser adicionado foi o Ecospace, adicionando a dimensão espacial (2D) na simulação do Ecosim, considerando assim as condições geográficas locais e diferentes áreas de ocorrência para cada compartimento (WALTERS; PAULY; CHRISTENSEN, 1999).

O EwE atualmente incorpora a teoria *Foraging Arena* (AHRENS; WALTERS; CHRISTENSEN, 2012), que propõe que somente parte da população de presas está disponível para predação, em qualquer dado instante; considerando assim comportamentos de busca por abrigo e limitação da exposição da presa em regiões com presença de seus predadores (Figura 6). Entre as capacidades do EwE atualmente estão: cálculo de parâmetros ecossistêmicos (ODUM, 1969); estimativa do processo de ciclagem de nutrientes (FINN, 1976), dos fluxos energéticos entre os níveis tróficos (ULANOWICZ, 1995; ULANOWICZ; PUCCIA, 1990), dos indicadores de desenvolvimento sistêmico (ULANOWICZ, 1986) e das transferências de energia entre níveis tróficos (LINDEMAN, 1942). Desta forma, o EwE é um modelo dinâmico e complexo, que possibilita enxergar um ecossistema sobre uma larga amplitude de aspectos funcionais e estruturais, permitindo analisar o ambiente sob vários cenários.

Figura 6. Representação esquemática da teoria *Foraging Arena*. V = Fração da população que está vulnerável a predação em um dado instante.



Fonte: AHRENS; WALTERS; CHRISTENSEN (2012).

3 APLICAÇÕES DO *ECOPATH WITH ECOSIM* EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Globalmente a maioria dos modelos construídos com o EwE tem foco em entender a estrutura e funcionamento de ecossistemas marinhos, e o principal impacto antrópico modelado é a atividade de pesca (COLLÉTER et al., 2015). Entre os principais objetivos está auxiliar no manejo e gestão de recursos pesqueiros, gerando previsões de um rendimento máximo sustentável para pesca de espécies com interesse comercial, sem que quebre o equilíbrio da comunidade biótica local (STÄBLER et al., 2016), entretanto problemas diversos podem ser modelados. Preocupações atuais como o aquecimento global e mudanças climáticas e seus impactos nos ecossistemas marinhos podem ser avaliadas, como por exemplo, os trabalhos de ALEXANDRIDIS et al. (2017) e HEYMANS; TOMCZAK (2016). Vale salientar que a modelagem é nestes casos provavelmente a melhor ferramenta de avaliação, uma vez que a previsão de cenários futuros é um ponto importante em estudos envolvendo mudanças climáticas.

Impactos em ecossistemas de importância econômica e ecológica, como estuários, são modelados a fim de se prever os efeitos das perturbações a que estes ambientes estão submetidos. Sendo possível simular diferentes alterações antrópicas, como a construção de portos (TECCHIO et al., 2016), mudanças na pressão por pesca (RAKSHIT et al., 2017), e banimento da pesca ilegal (BACALSO et al., 2016), prevendo as consequências destas ações nas comunidades aquáticas. Outras perturbações locais também são estudados com o EwE, incluindo invasão de espécies exóticas (KUMAR; VARKEY; PITCHER, 2016), derramamento de óleo em área oceânica (LARSEN; SAGERUP; RAMSVATN, 2016) e instalação de geradores de energia eólica *offshore* (RAOUX et al., 2017). Assim, a modelagem ecológica pode ser utilizada para entender diversas condições ambientais, possibilitando a previsão do estado futuro de ecossistemas aquáticos submetidos a alguma pressão ambiental/antrópica. Esta capacidade preditiva é particularmente importante em ambientes continentais tropicais, que são ecossistemas naturalmente vulneráveis e com grande risco de degradação ambiental (CHAVES et al., 2013; GUO et al., 2018b; LEWIS, 2000).

A vulnerabilidade de reservatórios tropicais foi identificada matematicamente, com o uso do EwE, para o reservatório de Bakreswar, India (BANERJEE et al., 2016). As propriedades calculadas pelo modelo indicaram um ecossistema próximo da maturidade, mas a análise de seus atributos ecossistêmicos revelou as vulnerabilidades em sua estrutura e funcionamento. Estimativas de conectância da teia trófica e na eficiência energética deste reservatório são características de um ambiente sensível a perturbações e susceptível a consequentes desequilíbrios em suas comunidades aquáticas. Assim, os indicadores calculados permitem a quantificação da saúde de um corpo aquático, em termos de sua qualidade ecológica. A saúde ambiental destes ambientes é de difícil mensuração, mas as propriedades ecossistêmicas modeladas pelo EwE parecem estar entre as melhores ferramentas disponíveis neste tipo de avaliação, permitindo entender os efeitos sistêmicos de perturbações (BANERJEE et al., 2017). Estas perturbações podem ser de diversas naturezas. Fatores como qualidade de água e variações na sua quantidade alteram os fluxos de energia, agindo como agentes de estresse e causando perturbações ecológicas, podendo levar a alterações na estrutura da comunidade (CHEN et al., 2013).

Os ambientes aquáticos como os reservatórios estão sujeitos a diversos usos e estas pressões externas precisam ser avaliadas em um contexto ecossistêmico para que possam ser elaboradas as melhores estratégias de manejo possíveis. Em ecossistemas localizados em regiões semiáridas, a baixa disponibilidade hídrica reflete em uma maior pressão antrópica no
uso destes ambientes, para os mais diversos fins. Desta forma, devido a maior fragilidade ambiental destes ambientes, é importante o uso de técnicas que considerem o ecossistema como um todo. Por exemplo, os efeitos ecológicos de uma transposição de águas em bacias na China foram avaliados por modelagem e os resultados indicaram os principais impactos esperados, e consequentemente, quais seriam as melhores ações de manejo para mitiga-los (GUO et al., 2018a). Outros processos também podem ser modelados, como os impactos na teia trófica causados por invasão biológica. Estes efeitos foram modelados com o EwE por KUMAR; VARKEY; PITCHER (2016), simulando a invasão de um lago no estado de Minnesota (EUA) pelo mexilhão Dreissena polymorpha. A simulação de 30 anos foi capaz de predizer que um aumento na população deste mexilhão causaria um colapso global no ecossistema do lago, diminuindo inicialmente as populações de fitoplâncton e zooplâncton, e em seguida causando um declínio nas populações de peixes forrageiros e por fim, dos predadores de topo. Assim, as pressões antrópicas reconhecidamente afetam estes ecossistemas aquáticos, e abordagens que permitam uma ampla avaliação dos impactos são cada vez mais necessárias para se prevenir a potencial perda dos serviços ecológicos destes ambientes.

Dentre os possíveis usos de um reservatório, o rápido desenvolvimento da atividade de aquicultura em tanques-rede vem sendo uma das principais problemáticas. Entretanto, entre os principais impactos antrópicos avaliados com o uso do EwE, os efeitos de atividades de aquicultura estão entre os menos estudados, principalmente em se tratando de ambientes tropicais (COLLÉTER et al., 2015). Neste contexto, um dos grandes desafios atualmente é mensurar quanto um ecossistema aquático pode suportar em termos de organismos cultivados, visando manter a sustentabilidade ambiental, social e econômica da atividade de aquicultura (MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016). Nesta questão a modelagem matemática vem sendo utilizada com sucesso a fim de representar a capacidade suporte do cultivo de diferentes organismos aquáticas. É importante considerar que a capacidade de suporte é um atributo do ecossistema, logo, abordagens que modelem seu funcionamento de uma maneira global provavelmente retornaram respostas importantes sobre o efeito da aquicultura no ecossistema aquático.

Cultivos de bivalves e suas interações tróficas com o ecossistema aquático foram modelados com o uso do EwE por BYRON et al. (2011a) e BYRON et al. (2011b), com o

principal objetivo de determinar a capacidade de suporte dos ambientes onde o cultivo foi instalado. Usar modelos tróficos como o EwE com este propósito é um avanço pois os modelos tradicionais de capacidade de suporte para ambientes aquáticos deixam de lado aspectos importantes de ecologia trófica. A capacidade de suporte foi considerada como sendo igual à densidade máxima de bivalves que não leva o ecossistema a sair do equilíbrio, ou seja, a máxima densidade de cultivo que não causa desequilíbrio em outras populações. Neste contexto, os modelos calcularam a capacidade de suporte e foi visto que as densidades de cultivo poderiam ser incrementadas de 60 a mais de 600 vezes a utilizada anteriormente. Vale ressaltar que esta estimativa foi feita considerando a área total do ambiente no qual os cultivos foram instalados. Outras respostas do modelo mostraram que em densidades acima da capacidade de suporte simulada, a comunidade de fitoplâncton seria a mais afetada pelo desequilíbrio. Percebemos a capacidade da modelagem em ligar processos e produzir respostas vários aspectos do funcionamento do sistema, e como ele é afetado por atividades de aquicultura.

Podemos considerar que um sistema de cultivo em gaiolas em um lago ou reservatório interage de várias formas com o meio natural, a depender de fatores como: (i) eficiência no uso de nutrientes dentro do sistema de cultivo; (ii) geração de efluentes para o ambiente aquático; (iii) eficiência da ciclagem de nutrientes do ecossistema que recebe os efluentes da atividade (ALTIERI, 2002); e (iv) biodiversidade local (ESTELLÉS et al., 2002). O destino da ração não consumida pelos peixes de cultivo em gaiolas foi modelado por BAYLE-SEMPERE et al. (2013) para avaliar a influência dos resúltados sugerem que os restos de ração dão suporte a uma comunidade de peixes oportunistas que se concentram nas mediações das gaiolas, inclusive sendo uma fonte de energia importante para espécies-chave no ecossistema. Os resultados foram considerados satisfatórios e que o modelo representou bem o destino e as interferências causadas pelos resúduos de ração do cultivo.

Os modelos podem ser aplicados ainda no intuito de simular a ação de medidas de manejo de recursos hídricos, predizendo assim seus efeitos no ecossistema como um todo e auxiliando na tomada de decisão. Vários cenários com diferentes biomassas de Tilápia criada em policultivo extensivo foram modelados com o EwE por XU et al. (2011), no intuito de avaliar qual seria a quantidade máxima que poderia ser cultivada sem afetar a área de

manguezal no qual o sistema estava inserido. Os resultados da modelagem mostraram que incrementos na densidade de tilápias cultivadas teria um efeito direto principalmente sobre a comunidade zooplanctônica e nos detritos, principais itens alimentares da espécie. Além disso, os efeitos indiretos seriam transferidos pela teia trófica exercendo um controle ascendente, alterando as biomassas das populações de níveis tróficos superiores. Não somente, a comunidade fitoplanctônica também foi afetada, atingindo a extinção em cenários de grande densidade de estocagem de tilápia. Chegando a uma capacidade suporte final estimada 5,8 t.ha⁻¹ de tilápia cultivada, os autores ressaltam que este nível de produção é um cenário extremo, que já causaria desequilíbrio ecossistêmico. Assim, o entendimento dos efeitos diretos e indiretos da aquicultura nas comunidades aquáticas de um ecossistema auxilia no estabelecimento de diretivas sobre a expansão da atividade e seu potencial de causar desequilíbrios ambientais.

Fica evidente o papel da modelagem trófica e na funcionalidade da ferramenta EwE no entendimento do funcionamento de corpos aquáticos impactados por atividades de aquicultura, uma vez que com o uso desta ferramenta podemos visualizar as interações entre o sistema de cultivo e as comunidades aquáticas. É importante ainda destacar que a possibilidade de simulação de cenários e predição de eventos e processos como eutrofização torna a modelagem uma grande aliada da gestão em recursos hídricos e seus múltiplos usos.

REFERÊNCIAS

AHRENS, R. N. M.; WALTERS, C. J.; CHRISTENSEN, V. Foraging arena theory: Foraging arena theory. **Fish and Fisheries**, v. 13, n. 1, p. 41–59, mar. 2012.

ALEXANDRIDIS, N. et al. Building functional groups of marine benthic macroinvertebrates on the basis of general community assembly mechanisms. **Journal of Sea Research**, v. 121, p. 59–70, mar. 2017.

ALTIERI, M. A. Agro-ecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 93, n. 1–3, p. 1–24, 2002.

ANGELINI, R. et al. Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? **Ecological Modelling**, v. 253, p. 82–96, mar. 2013.

BACALSO, R. T. M. et al. Effort reallocation of illegal fishing operations: A profitable scenario for the municipal fisheries of Danajon Bank, Central Philippines. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 5–16, jul. 2016.

BANERJEE, A. et al. Trophic relationships and ecosystem functioning of Bakreswar Reservoir, India. **Ecological Informatics**, v. 36, p. 50–60, nov. 2016.

BANERJEE, A. et al. Indicators and assessment of ecosystem health of Bakreswar reservoir, India: An approach through network analysis. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 163–173, set. 2017.

BARRIOS-O'NEILL, D.; BERTOLINI, C.; COLLINS, P. C. Trophic cascades and the transient keystone concept. **Biological Conservation**, v. 212, p. 191–195, ago. 2017.

BARTLESON, R. D.; KEMP, W. M.; STEVENSON, J. C. Use of a simulation model to examine effects of nutrient loading and grazing on Potamogeton perfoliatus L. communities in microcosmos. **Ecological Modelling**, v. 185, p. 483–512, 2005.

BAYLE-SEMPERE, J. T. et al. Trophic structure and energy fluxes around a Mediterranean fish farm. **Ecological Modelling**, v. 248, p. 135–147, jan. 2013.

BRYHN, A. C.; BLENCKNER, T. Can nitrogen gas be deficient for nitrogen fixation in lakes? **Ecological Modelling**, v. 202, n. 3–4, p. 362–372, abr. 2007.

BUENO, G. W. et al. Mathematical modeling for the management of the carrying capacity of aquaculture enterprises in lakes and reservoirs. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, n. 9, p. 695–706, set. 2017.

BYRON, C. et al. Modeling ecological carrying capacity of shellfish aquaculture in highly flushed temperate lagoons. **Aquaculture**, v. 314, n. 1–4, p. 87–99, abr. 2011a.

BYRON, C. et al. Calculating ecological carrying capacity of shellfish aquaculture using mass-balance modeling: Narragansett Bay, Rhode Island. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 10, p. 1743–1755, maio 2011b.

CANNING, A. D.; DEATH, R. G. Trophic cascade direction and flow determine network flow stability. **Ecological Modelling**, v. 355, p. 18–23, jul. 2017.

CANZI, C. et al. Selection of sites for establishing aquaculture parks, and estimation of fish production carrying capacity, for a tropical reservoir in South America. Lakes & Reservoirs: Research & Management, v. 22, n. 2, p. 148–160, jun. 2017.

CARPENTER, S. R. et al. Regulation of lake primary productivity by food web structure. **Ecology**, v. 68, p. 1863–1876, 1987.

CHAPRA, S. C.; RECKHOW, K. H. Engineering approaches for lake management. Boston: Butterworths publishers, 1983.

CHAVES, F. Í. B. et al. Influence of rainfall on the trophic status of a brazilian semiarid reservoir. Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 35, n. 4, p. 505–511, 18 dez. 2013.

CHEN, H. et al. Linking Water Quality and Quantity in Environmental Flow Assessment in Deteriorated Ecosystems: A Food Web View. **PLoS ONE**, v. 8, n. 7, p. e70537, 24 jul. 2013.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. **Ecological Modelling**, v. 61, n. 3–4, p. 169–185, 1992.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Trophic models of aquatic ecossystems. ICLARM Conference Proceedings. Anais...1993

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C.; PAULY, D. **Ecopath with Ecosim: A User's Guide**. Vancouver: Fisheries Centre of University of British Columbia, Canada, 2005.

COLL, M. et al. Modelling dynamic ecosystems: venturing beyond boundaries with the Ecopath approach. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 25, n. 2, p. 413–424, jun. 2015.

COLLÉTER, M. et al. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. **Ecological Modelling**, v. 302, p. 42–53, abr. 2015.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, Â. T.; BIANCHINI, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, v. 356, p. 48–58, jul. 2017.

ELLIOTT, J. A. et al. Phytoplankton modelling of Lake Erken Sweden by linking the models PORBE and PROTECH. **Ecological Modelling**, v. 202, p. 421–426, 2007.

ELTON, C. S. Animal Ecology. London: Sidgewick and Jackson, 1927.

ESTELLÉS, P. et al. Sustainable Development in the Mekong Delta. Aarhus: University of Aarhus, 2002.

FINN, J. T. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. **Journal of theoretical Biology**, v. 56, n. 2, p. 363–380, 1976.

FORBES, S. A. The lake as a microcosm. **Bulletin of the Peoria Scientific Association**, v. 7, p. 7–87, 1887.

GUO, C. et al. Food web structure and ecosystem properties of the largest impounded lake along the eastern route of China's South-to-North Water Diversion Project. **Ecological Informatics**, v. 43, p. 174–184, jan. 2018a.

GUO, J. et al. The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 11–20, fev. 2018b.

HAAK, D. M. et al. Coupling ecological and social network models to assess transmission and contagion of an aquatic invasive species. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 243–251, abr. 2017.

HENSE, I.; BECKMANN, A. Towards a model of cyanobacteria life cycle?effects of growing and resting stages on bloom formation of N2-fixing species. **Ecological Modelling**, v. 195, n. 3–4, p. 205–218, jun. 2006.

HEYMANS, J. J.; TOMCZAK, M. T. Regime shifts in the Northern Benguela ecosystem: Challenges for management. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 151–159, jul. 2016.

HIPSEY, M. R.; SALMON, S. U.; MOSLEY, L. M. A three-dimensional hydro-geochemical model to assess lake acidification risk. **Environmental Modelling & Software**, v. 61, p. 433–457, nov. 2014.

JACQUET, C. et al. No complexity-stability relationship in empirical ecosystems. **Nature Communications**, v. 7, p. 12573, 24 ago. 2016.

KUMAR, R.; VARKEY, D.; PITCHER, T. Simulation of zebra mussels (Dreissena polymorpha) invasion and evaluation of impacts on Mille Lacs Lake, Minnesota: An ecosystem model. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 68–76, jul. 2016.

LAGUNA, C. et al. Effects of invasive fish and quality of water and sediment on macrophytes biomass, and their consequences for the waterbird community of a Mediterranean floodplain. **Science of The Total Environment**, v. 551–552, p. 513–521, maio 2016.

LANE, P. A. A review of the trophic cascade concept using the lens of loop analysis: "The truth is the whole". **Food Webs**, v. 13, p. 1–11, dez. 2017.

LARSEN, L.-H.; SAGERUP, K.; RAMSVATN, S. The mussel path? Using the contaminant tracer, Ecotracer, in Ecopath to model the spread of pollutants in an Arctic marine food web. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 77–85, jul. 2016.

LEWIS, W. M. Basis for the protection and management of tropical lakes. Lakes & Reservoirs: Research & Management, v. 5, n. 1, p. 35–48, 2000.

LI, Z.; CHEN, Q.; XU, Q. Modeling algae dynamics in Meiliang Bay of Taihu Lake and parameter sensitivity analysis. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 9, n. 2, p. 216–225, jun. 2015.

LINDEMAN, R. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, p. 399–418, 1942. LINDIM, C.; PINHO, J. L.; VIEIRA, J. M. P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 14, p. 2485–2494, jul. 2011.

MACARTHUR, R. H. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. **Ecology**, v. 36, p. 533–536, 1955.

MAO, J.; CHEN, Q.; CHEN, Y. Three-dimensional eutrophication model and application to Taihu Lake, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, p. 278–284, 2008.

MCKENNA, K. C. et al. Simulated patterns of carbon flow in the pelagic food web of Lake Fryxell, Antarctica: Little evidence of top-down control. **Ecological Modelling**, v. 192, n. 3–4, p. 457–472, fev. 2006.

MIELEITNER, J.; REICHERT, P. Modelling functional groups of phytoplankton in three lakes of different trophic state. **Ecological Modelling**, v. 211, n. 3–4, p. 279–291, mar. 2008.

MISSAGHI, S.; HONDZO, M. Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 11, p. 1512–1525, jun. 2010.

MOOIJ, W. M. et al. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. **Aquatic Ecology**, v. 44, n. 3, p. 633–667, set. 2010.

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 574–582, jul. 2016.

MUKHERJEE, B.; MUKHERJEE, D.; NIVEDITA, M. Modelling carbon and nutrient cycling in a simulated pond system at Ranchi. **Ecological Modelling**, v. 213, p. 437–448, 2008.

O'DONNCHA, F.; JAMES, S. C.; RAGNOLI, E. Modelling study of the effects of suspended aquaculture installations on tidal stream generation in Cobscook Bay. **Renewable Energy**, v. 102, p. 65–76, mar. 2017.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. science, v. 164, n. 262.270, 1969.

PAINE, R. T. FW diversity and species diversity. American Naturalist, v. 118, p. 240–261, 1966.

PAINE, R. T. FWs: linkage, interaction strength, and community infrastructure. **Animal Ecology**, v. 49, p. 667–685, 1980.

PARK, Y. et al. Developing a flow control strategy to reduce nutrient load in a reclaimed multi-reservoir system using a 2D hydrodynamic and water quality model. Science of The Total Environment, v. 466–467, p. 871–880, jan. 2014.

PATTEN, B. C. Environs-relativistic elementary-particles for ecology. **The Ametican** Naturalist, v. 119, p. 179–219, 1982.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. Stratified models of large marine ecosystems: a general approach, and an application to the South China Sea. In: SHERMAN, K.; ALEXANDER, L. M.; GOLD, B. D. (Eds.). . Stress, Mitigation and Sustainability of Large Marine Ecosystems. Washington: AAAS Press, 1993. p. 148–174.

PENNELL, C.; REICHLER, T. On the Effective Number of Climate Models. Journal of Climate, v. 24, n. 9, p. 2358–2367, maio 2011.

PIMM, S. L. Food Webs. London: Chapman and Hall, 1982.

POLOVINA, J. J. Model of a coral reef ecosystem. Coral reefs, v. 3, n. 1, p. 1–11, 1984.

RAKSHIT, N. et al. Comparative study of food webs from two different time periods of Hooghly Matla estuarine system, India through network analysis. **Ecological Modelling**, v. 356, p. 25–37, jul. 2017.

RAOUX, A. et al. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? **Ecological Indicators**, v. 72, p. 33–46, jan. 2017.

RIPPLE, W. J. et al. What is a Trophic Cascade? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 11, p. 842–849, nov. 2016.

ROBSON, B. J. State of the art in modelling of phosphorus in aquatic systems: Review, criticisms and commentary. **Environmental Modelling & Software**, v. 61, p. 339–359, nov. 2014.

ROTH, B. M. Linking terrestrial and aquatic ecosystems: the role of woody habitat in lake food webs. **Ecological Modelling**, v. 203, p. 439–452, 2007.

SCHRAMSKI, J. R.; KAZANCI, C.; TOLLNER, E. W. Network environ theory, simulation, and EcoNet® 2.0. Environmental Modelling & Software, v. 26, n. 4, p. 419–428, abr. 2011.

STÄBLER, M. et al. Combining efforts to make maximum sustainable yields and good environmental status match in a food-web model of the southern North Sea. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 17–30, jul. 2016.

STEENBEEK, J. et al. Ecopath with Ecosim as a model-building toolbox: Source code capabilities, extensions, and variations. **Ecological Modelling**, v. 319, p. 178–189, jan. 2016.

TANG, M.-F. et al. Numerical simulation of the effects of fish behavior on flow dynamics around net cage. **Applied Ocean Research**, v. 64, p. 258–280, mar. 2017.

TECCHIO, S. et al. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 833–845, fev. 2016.

THOMPSON, R. M.; DUNNE, J. A.; WOODWARD, G. Freshwater food webs: towards a more fundamental understanding of biodiversity and community dynamics: Freshwater food webs - a review. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 7, p. 1329–1341, jul. 2012.

TROLLE, D. et al. A community-based framework for aquatic ecosystem models. **Hydrobiologia**, v. 683, n. 1, p. 25–34, mar. 2012.

TROLLE, D.; SKOVGAARD, H.; JEPPESEN, E. The Water Framework Directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM–CAEDYM. **Ecological Modelling**, v. 219, n. 1–2, p. 138–152, nov. 2008.

TURNER, K. G. et al. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. **Ecological Modelling**, v. 319, p. 190–207, jan. 2016.

ULANOWICZ, R. E. Growth and Development: Ecosystem Phenomonology. New York: Springer-Verlag, 1986.

ULANOWICZ, R. E. Ecosystem trophic foundations: lindeman exonerata. In: PATTEN, B. C.; JORGENSEN, S. E. (Eds.). . **Complex Ecology: The Part-Whole Relation in Ecosystems**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1995. p. 549–560.

ULANOWICZ, R. E. Quantitative methods for ecological network analysis. **Computational Biology and Chemistry**, v. 28, n. 5–6, p. 321–339, dez. 2004.

ULANOWICZ, R. E.; PUCCIA, C. J. Mixed trophic impacts in ecossystems. **Coenoses**, v. 5, n. 1, p. 7–16, 1990.

VASSLIDES, J. M. et al. Using the Ecopath with Ecosim Modeling Approach to Understand the Effects of Watershed-based Management Actions in Coastal Ecosystems. **Coastal Management**, v. 45, n. 1, p. 44–55, 2 jan. 2017.

VILLASANTE, S. et al. Modelling marine ecosystems using the Ecopath with Ecosim food web approach: New insights to address complex dynamics after 30 years of developments. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 1–4, jul. 2016.

WALTERS, C. et al. Representing Density Dependent Consequences of Life History Strategies in Aquatic Ecosystems: EcoSim II. **Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 70–83, 1 jan. 2000.

WALTERS, C.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. **Reviews in fish biology and fisheries**, v. 7, n. 2, p. 139–172, 1997.

WALTERS, C.; PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. **Ecosystems**, v. 2, n. 6, p. 539–554, 1999.

WANG, Y. et al. An integrated model for marine fishery management in the Pearl River Estuary: Linking socio-economic systems and ecosystems. **Marine Policy**, v. 64, p. 135–147, fev. 2016.

WHITE, C. A. et al. Dispersal and assimilation of an aquaculture waste subsidy in a low productivity coastal environment. **Marine Pollution Bulletin**, 2017.

XIA, L. et al. Spatial variation in the ecological relationships among the components of Beijing's carbon metabolic system. **Science of The Total Environment**, v. 544, p. 103–113, fev. 2016.

XU, M. J. et al. The Simulation of Shallow Reservoir Eutrophication Based on MIKE21: A Case Study of Douhe Reservoir in North China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1975–1988, 2012.

XU, S. et al. Assessing the carrying capacity of tilapia in an intertidal mangrove-based polyculture system of Pearl River Delta, China. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 3, p. 846–856, fev. 2011.

YAJIMA, H.; CHOI, J. Changes in phytoplankton biomass due to diversion of an inflow into the Urayama Reservoir. **Ecological Engineering**, v. 58, p. 180–191, set. 2013.

YAO, Y. et al. Numerical modeling of current loads on a net cage considering fluid-structure interaction. **Journal of Fluids and Structures**, v. 62, p. 350–366, abr. 2016.

YOSHIOKA, H.; YAEGASHI, Y. Optimization model to start harvesting in stochastic aquaculture system. **Applied Stochastic Models in Business and Industry**, v. 33, n. 5, p. 476–493, 1 set. 2017.

ZHANG, C. et al. Modelling the role of epiphyton and water level for submerged macrophyte development with a modified submerged aquatic vegetation model in a shallow reservoir in China. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 123–132, ago. 2015.

ZHANG, H. et al. An integrated multi-level watershed-reservoir modeling system for examining hydrological and biogeochemical processes in small prairie watersheds. **Water Research**, v. 46, n. 4, p. 1207–1224, mar. 2012.

ZHANG, H.; CULVER, D. A.; BOEGMAN, L. A two-dimensional ecological model of Lake Erie: application to estimate dreissenid impacts on large lake plankton population. **Ecological Modelling**, v. 214, p. 219–240, 2008.

ZHANG, J. et al. A structurally dynamic modelling - Lake Mogan, Turkey as a case study. **Ecological Modelling**, v. 164, p. 103–120, 2003.

ZHAO, J. et al. Plakton community patterns across a trophic gradient: the role of zooplankton functional groups. **Ecological Modelling**, v. 213, p. 417–436, 2008.

ZHAO, L. et al. A three-dimensional water quality modeling approach for exploring the eutrophication responses to load reduction scenarios in Lake Yilong (China). **Environmental Pollution**, v. 177, p. 13–21, jun. 2013.

ZHOU, X.-Y. et al. Space-time approach to water environment carrying capacity calculation. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 302–312, abr. 2017.

CAPÍTULO II - DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE PARA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO – A criação de peixes em tanques-rede é cada vez mais comum em reservatórios e auxilia no desenvolvimento socioeconômico regional, entretanto muitas vezes estes ambientes se encontram em processo de rápida eutrofização, principalmente em regiões semiáridas que constantemente estão submetidas a períodos de seca severa. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade suporte para a criação de tilápia-do-Nilo (Oreochromis niloticus) em tangues-rede em dois reservatórios do semiárido brasileiro submetidos a um período de seca intensa. A capacidade suporte foi estimada através da modelagem do balanço de massa de fósforo e da estimativa da capacidade de assimilação deste nutriente. Assumindo que a piscicultura é somente uma das fontes de fósforo para os reservatórios, foram considerados dois cenários de aumento das concentrações de fósforo total na água: 5 e 10 ug.L⁻¹. Foi simulado ainda o risco de aumento das concentrações de fósforo para valores acima dos limites máximos modelados, devido às variações naturais nos parâmetros hidrológicos dos reservatórios, como vazão e profundidade média. Em Santa Cruz a capacidade de assimilação de fósforo foi 1,5 vezes a de Umari, principalmente devido ao maior volume de água acumulado nesse reservatório. Apesar disso, a produção máxima da piscicultura estimada para Umari foi 1,7 vezes a estimada para Santa Cruz, devido a uma menor geração de resíduos pelo sistema produtivo, aproximadamente 3 vezes menor em Umari. Os riscos estimados são semelhantes para ambos os reservatórios, com 10% de risco de as concentrações de fósforo se elevarem até aproximadamente 7,0 ug.L⁻¹ para o cenário de 5 ug.L⁻¹. Concluímos que as pisciculturas em Umari e Santa Cruz poderiam receber uma produção de tilápias em tangues-rede da ordem de 500 e 300 t.ano⁻¹, respectivamente, considerando um aumento de 5 ug.L⁻¹ nas concentrações de fósforo. Entretanto, o reservatório Santa Cruz, por possuir concentrações de fósforo superiores a 30 ug.L⁻¹ não deveria receber atividades de piscicultura, segundo a legislação vigente.

Palavras-chave: Capacidade suporte ecológica. Balanço de massa. Tilápia-do-Nilo.

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios desempenham funções relevantes no desenvolvimento socioeconômico local, sendo particularmente importantes em países em desenvolvimento. Entre seus diversos usos a criação de tilápia-do-Nilo (Oreochromis niloticus) em tanques-rede é um dos que mais cresce, principalmente para sustentar a demanda crescente por pescado (BUENO et al., 2015; YAN et al., 2016). A cadeia produtiva da aquicultura auxilia no desenvolvimento econômico através da geração de empregos e renda para a população (ROSS et al., 2011), sendo uma importante alternativa produtiva e aumentando a segurança alimentar de populações ribeirinhas (BÉNÉ et al., 2016; LOPES et al., 2017). No semiárido brasileiro, onde a maioria dos reservatórios está em condições eutróficas ou hipereutróficas, a aquicultura é mais uma pressão antrópica que pode acelerar o processo de eutrofização (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2013; MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016), colocando em risco suas qualidades ecológicas (YANG et al., 2016). Entre os principais impactos da aquicultura em ambientes naturais está o acúmulo de matéria orgânica (MOURA; LOPES; HENRY-SILVA, 2014; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015), a diminuição da biodiversidade (DINIZ; MELO-JÚNIOR, 2017) e a contaminação do sedimento (XIA et al., 2016). Os ambientes aquáticos estão sujeitos ainda a alterações nas comunidades bentônicas (BASCINAR et al., 2014), de produtores primários (BARTOZEK; BUENO; RODRIGUES, 2014), zooplanctônicas (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2013) e de peixes selvagens (RAMOS et al., 2013).

A pressão sobre estes ecossistemas aumenta ainda mais com a previsão de ocorrência de eventos climáticos extremos devido aos menores níveis de precipitação anual e secas prolongadas (BRASIL et al., 2016; COSTA; ATTAYDE; BECKER, 2016; COSTA et al., 2018). Neste contexto, o processo de eutrofização destes ambientes aquáticos pode ser intensificado com o aumento da temperatura e da ocorrência de secas extremas, especialmente naqueles reservatórios submetidos às atividades de piscicultura intensiva em tanques-rede, uma vez que o aporte de nutrientes da atividade, em conjunto com mudanças climáticas, podem ocasionar a perda da qualidade de água e restringir os usos múltiplos destes ambientes (MATZINGER et al., 2007; OBERHOLSTER; BOTHA; MYBURGH, 2009; UMAÑA, 2014; RIGOSI et al., 2014; JEPPESEN et al., 2015). Este cenário é especialmente

preocupante uma vez que atualmente o semiárido brasileiro atravessa a pior seca dos últimos 30 anos (NOVAES; FELIX, 2013; ROCHA JUNIOR et al., 2018). Nestas regiões os impactos do aquecimento global em reservatórios nas próximas décadas têm abrangências ecossistêmicas, alterando as concentrações de nutrientes na coluna d'água e provocando alterações no metabolismo sistêmico e na estrutura e funcionamento nas comunidades aquáticas (SAHOO; SCHLADOW, 2008; FRAGOSO et al., 2011; KOSTEN et al., 2012; TROLLE et al., 2014; JEPPESEN et al., 2015; HOSSAIN et al., 2016). Caso estes ambientes aquáticos não sejam propriamente manejados e seus usos não sejam regulados há uma grande chance de se tornarem gradativamente mais eutróficos, perdendo seus serviços ecossistêmicos de regulação da qualidade de água e provisão de recursos pesqueiros (GUO et al., 2018).

Dentre seus diversos usos, cada vez mais os reservatórios vêm sendo utilizados para a produção de peixes em tanques-rede (BARTON; FLØYSAND, 2010). De fato, a aquicultura é o setor da produção animal que mais cresce no Brasil, sendo a tilápia-do-Nilo a principal espécie cultivada, e o sistema de tanques-rede o mais empregado (BRASIL, 2015). Entretanto este crescimento é atrelado a impactos negativos na qualidade dos ecossistemas aquáticos que recebem a atividade, em sua maioria reservatórios (RORIZ et al., 2017), limitando a sustentabilidade e desacelerando o crescimento da atividade. As principais fontes de impacto da aquicultura em tanques-rede no ambiente aquático são restos de ração não consumida e as excretas e fezes dos animais cultivados, resultando assim na liberação de resíduos sólidos e dissolvidos (BUREAU; HUA, 2010; MOURA; LOPES; HENRY-SILVA, 2014; DINIZ; MELO-JÚNIOR, 2017; ARRUDA et al., 2017). Estes efluentes se concentram principalmente nas proximidades dos tanques-rede, alterando as características da coluna d'água e do sedimento, entretanto para ambientes com longo tempo de residência e pobre circulação de água estes impactos podem ser mais intensos e se estender por uma área maior (BRIGOLIN et al., 2016).

Estima-se que da ração ofertada, uma média de 30% é diretamente perdida para o ambiente aquático (PILLAY, 2004), e podem ser liberados até 14 Kg de fósforo e 45 Kg de nitrogênio para o ambiente aquático para a produção de uma tonelada de tilápia (MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015). Relatos de cultivos intensivos de tilápia em tanques-rede em regiões tropicais semiáridas indicam que até 37% da ração aplicada na criação de tilápia em gaiolas não é consumida pelos peixes cultivados, sendo perdida para o

ambiente (MOLISANI et al., 2015). Assim, a diminuição da qualidade de água em diversos reservatórios está principalmente relacionada com a quantidade de matéria orgânica proveniente da produção de peixes em tanques-rede nestes ambientes (XIA et al., 2016). Em regiões áridas e semiáridas os impactos podem ser ainda maiores, uma vez que durante épocas de seca, com um volume cada vez menor do reservatório o aporte de nutrientes e matéria orgânica da piscicultura possui maior potencial de deterioração da qualidade de água (OLIVEIRA et al., 2015).

A matéria orgânica proveniente da piscicultura em tanques rede pode se tornar disponível para a comunidade de consumidores na coluna d'água e na região bentônica, enquanto as excretas são utilizadas diretamente pelos produtores primários, sendo assimiladas principalmente pelo fitoplâncton e podendo desencadear um processo de eutrofização (WHITE et al., 2017). As formas mais comuns de fósforo efluente de tangues-rede são: fósforo orgânico e íon fosfato dissolvidos, oriundos das excretas dos animais cultivados e rapidamente absorvidos pelos produtores primários, podendo causar blooms de algas e deteriorar a qualidade da água (CANALE et al., 2016); e o fósforo orgânico particulado, constituído de ração não consumida e fezes dos animais de cultivo, que por sua vez se acumula no sedimento, afetando sua composição e alterando a comunidade bentônica (SRITHONGOUTHAI; TADA, 2017). Estes efeitos indiretos na teia trófica são consequências do impacto direto do lançamento de efluentes pela criação em tanques-rede, uma vez que, a depender das técnicas de criação utilizadas, mais de 80% do fósforo usado na forma de ração pode ser perdido para o ambiente (MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016). Assim, a produção aquícola em um reservatório parece ser fortemente determinada pela relação entre a quantidade de nutrientes que o reservatório recebe, e a quantidade que ele consegue assimilar ou exportar à jusante pela vazão efluente.

Os impactos causados pelo acúmulo de resíduos proveniente dos tanques-rede dependem da capacidade de assimilação do reservatório para aqueles compostos. A partir do momento que a quantidade de resíduos sólidos e/ou dissolvidos excedem a capacidade de assimilação daquele ambiente, os efeitos negativos são produzidos (GUO et al., 2009; SRITHONGOUTHAI; TADA, 2017). De modo que o entendimento de como as concentrações de nutrientes podem mudar, permite identificar os corpos aquáticos com maior risco de eutrofização (CHARLTON et al., 2018). Neste contexto, é importante determinar a

quantidade máxima de pescado que pode ser produzido nestes ambientes, sem ultrapassar a capacidade local de assimilação destes compostos, prevenindo assim desequilíbrios ambientais e de acordo com a legislação ambiental vigente.

A capacidade suporte ecológica é definida como o nível de produção aquícola que o ecossistema pode suportar sem que sejam causadas alterações inaceitáveis nos processos ecológicos, na composição de espécies, populações e comunidades aquáticas (FILGUEIRA et al., 2015). Assim, a estimativa da capacidade de assimilação para certos compostos e da capacidade suporte traz informações necessárias para um melhor desenvolvimento da atividade e proteção dos recursos aquáticos. Dentre os nutrientes, o fósforo é o mais utilizado na determinação da capacidade suporte de piscicultura em tanques-rede (BEVERIDGE, 1984), sendo considerado o principal elemento a desencadear processos de eutrofização. Já os modelos empíricos de balanço de massa (DILLON; RIGLER, 1974; VOLLENWEIDER, 1975) vêm sendo utilizados na previsão de cenários de produção em ambientes aquáticos interiores e marinhos, principalmente em sistemas criação em tanques-rede(PULATSÜ, 2003; LEGOVIĆ et al., 2005; JOSEPH, 2009; GEČEK; LEGOVIĆ, 2010; MHLANGA, 2013; DAVID et al., 2015; CANZI et al., 2017; BUENO et al., 2017). Deste modo, a estimativa da capacidade suporte permite estabelecer um nível máximo de produção que não elevaria os valores de concentrações de fósforo acima de um limite de referência.

Estes modelos que consideram os *inputs* e *outputs* do sistema são ferramentas importantes no manejo da aquicultura, sendo uma forma rápida de construir cenários pautados no conhecimento da literatura e nos dados coletados nos ambientes aquáticos onde ocorre a atividade de aquicultura. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a capacidade suporte da criação de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques rede em reservatórios do semiárido brasileiro submetidos a um período de seca intensa.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em dois reservatórios do semiárido do nordeste brasileiro (Santa Cruz e Umari), localizados na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró no estado do

Rio Grande do Norte (Figura 1). Estes reservatórios possuem potencial para irrigação, captação de água, pesca e criação de peixes em tanques-rede. Ambos estão em regiões com condições edafoclimáticas de semiaridez com clima predominante BSw'h' segundo classificação de Koppen, caracterizando um clima quente e semiárido com temperatura média anual de 28,5 °C (mínima de 22 °C e máxima de 35 °C). O reservatório Santa Cruz tem capacidade de acumular 600 milhões de metros cúbicos de água e possui uma bacia hidrográfica de 4264 km², enquanto Umari pode acumular até 292 milhões de metros cúbicos e possui uma bacia hidrográfica de 1533 km². Atualmente os dois reservatórios possuem atividades de criação de tilápia-do-Nilo em tanques-rede (LOPES et al., 2017).

Figura 1. Área de estudo, com destaque para os reservatórios de a) Santa Cruz e b) Umari, localizados no estado do Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro.



Fonte: Acervo do Autor.

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Foram feitas coletas trimestrais durante três anos, de 2012 a 2014, nos reservatórios Santa Cruz e Umari. Em cada expedição foram coletadas amostras de água superficial em seis estações de amostragem ao longo dos reservatórios, desde a região próxima a barragem até região de influência lótica. Foram determinados os valores de temperatura e pH com o auxílio de uma sonda multiparâmetro, além da transparência da água, medida com um disco de Secchi. Foram determinadas em laboratório as concentrações de fósforo total (PT) e ortofosfato (P-Orto) (GOLTERMAN; CLIMO; OHNSTAD, 1978), nitrogênio total (NT) (MACKERETH; HERON; TALLING, 1978) e Clorofila-a (Clo-a) (APHA, 2005).

Os valores de precipitação pluviométrica nas bacias dos reservatórios foram obtidos das estações climatológicas monitoradas pela Agência Nacional das Águas, localizadas nas coordenadas: 05°55'44.70"S / 038°02'47.56"O. Os dados mensais referentes ao volume de Santa Cruz e Umari foram fornecidos pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Rio Grande do Norte (SEMARH). No intuito de classificar os períodos analisados como submetidos a seca ou chuva, foi aplicado o método de Decis (GIBBS; MAHER, 1967), tendo como base os dados de precipitação dos últimos 30 anos nas bacias dos reservatórios. Esse método agrupa as ocorrências mensais de precipitação em decis (décimos da distribuição dos dados), ou seja, divide a série de precipitação em dez partes iguais por ordem crescente, da precipitação mais baixa a mais elevada. A classificação pelo método de Decis varia de Muito Úmido, Úmido, Próximo do Normal, Seca Severa e Seca Extrema.

Foi realizado o acompanhamento dos sistemas de produção de tilápia em cada reservatório (Tabela 1). A quantidade de fósforo adicionada na forma de ração e retirada na biomassa do pescado foi calculada em estudos anteriores para Santa Cruz (MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016) e Umari (CACHO, 2017). Para o cálculo da emissão de fósforo das pisciculturas foram utilizadas as porcentagens de fósforo nas rações utilizadas em cada fase de cultivo, que variou de 0,6% a 1%. O uso de ração foi monitorado durante o ciclo de cultivo, desde o povoamento dos alevinos até a despesca final. Vale salientar que a conversão alimentar de cada etapa (do berçário até crescimento final) foi considerada, chegando até um máximo de 2,1 em Santa Cruz e 1,7 em Umari. Para cálculo do conteúdo de fósforo na biomassa de pescado produzida, amostras de tilápia foram coletadas ao final do cultivo e o conteúdo de fósforo foi determinado para o peixe inteiro. As massas de fósforo calculadas foram padronizadas para uma tonelada de tilápia produzida, a fim de facilitar a discussão.

Parâmetro	Santa Cruz ¹	Umari ²
Sobrevivência (%)	88	90
Peso médio inicial (g)	1	118,5
Peso médio final (g)	400	338
Conversão Alimentar Aparente	1,9	1,5
Ciclos de produção (ano ⁻¹)	2,5	4
Densidade de estocagem (ind.m ⁻²)	200	112
Biomassa produzida (ton)*	33	536

Tabela 1. Caracterização zootécnica dos sistemas de produção de tilápia-do-Nilo em tanquesrede nos reservatórios Santa Cruz e Umari- RN. Os valores apresentados são médias.

Fonte: Acervo do Autor.

* Produção total de tilápia no ano de 2012 para Santa Cruz e 2015 para Umari.

¹ Segundo MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA (2016).

² Segundo CACHO (2017).

Foram construídos modelos de balanço de massa para cálculo da capacidade de assimilação de fósforo em cada reservatório. A capacidade de assimilação foi então convertido em produção máxima de tilápia-do-Nilo ao ano, considerando-se as cargas de fósforo oriundas das atividades de piscicultura atualmente instaladas em ambos os reservatórios, com suas respectivas produções anuais (Tabela 1). A produção máxima estimada foi considerada como a capacidade de suporte de cada reservatório para a produção de tilápia em tanques-rede.

Para estimar a capacidade de assimilação de fósforo foi utilizado um modelo de balanço de massa para o fósforo (DILLON; RIGLER, 1974). O modelo considera que a concentração média anual de fósforo total (PT) em um corpo de água é determinada pela carga de fósforo recebida (L), pelo volume (V), área (A) e profundidade média do reservatório (Z), pela taxa de renovação da água (E) e pelo coeficiente de retenção de fósforo no reservatório (R). Como parâmetros de entrada nos modelos foram utilizadas as médias destes parâmetros ao longo do período de coleta. O modelo assume um estado de equilíbrio e é descrito como:

$$PT = \frac{L(1-R)}{Z \times E}$$

Onde:

- PT = Concentração de fósforo total no reservatório (ug.L⁻¹).
- L = Carga de fósforo afluente para o reservatório $(g.m^{-2}.ano^{-1})$.
- R = Coeficiente de retenção de fósforo (adimensional).
- Z = Profundidade média do reservatório (m).
- E = Taxa de renovação da água (ano⁻¹).

Para o cálculo da taxa de renovação E foram usados os volumes e vazão efluente de cada reservatório em cada mês de coleta, obtidos junto a Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH-RN). A profundidade média foi obtida através da razão entre o volume e a área do reservatório em cada mês de coleta, assim, Z = V/A. Assim o cálculo foi executado para cada ano considerado, e o modelo final foi construído com base na média destes valores. O valor de E para cada ano foi calculado dividindo-se a vazão de água efluente anual pelo volume médio de água do reservatório naquele ano, conforme a equação a seguir:

$$E = \frac{Q \times 31536000}{V}$$

Onde:

E = Taxa de renovação da água (ano).

Q = Vazão efluente do reservatório (m³.s⁻¹).

31536000 = Fator de conversão de m³.s⁻¹ para m³.ano⁻¹.

V = Volume do reservatório (m³).

O valor do coeficiente R foi calculado com base na taxa de renovação E, de acordo com a equação a seguir (BEVERIDGE, 2004):

$$R = \frac{1}{1 + 0.614 \times E^{0.491}}$$

Onde:

R = Coeficiente de retenção de fósforo.

E = Taxa de renovação da água (ano).

A partir deste modelo foi estimada a carga de fósforo L necessária para atingir determinada concentração de fósforo na coluna d'água. Foi ainda isolado o efeito da piscicultura no ambiente, estimando a carga de fósforo necessária para elevar as concentrações de fósforo na água do valor medido em campo até um nível de referência. Deste modo reescrevemos a equação original da seguinte maneira:

$$L = \frac{\Delta PT \times Z \times E}{1 - R}$$

Onde:

L = Carga de fósforo oriunda da piscicultura para o reservatório (g.m⁻².ano⁻¹).

 $\Delta PT = PT_{maximo} - PT_{atual} = Diferença entre a concentração atual e a concentração de referência (mg/L).$

Z = Profundidade média do reservatório (m).

E = Taxa de renovação de água (m³.ano⁻¹).

R = Coeficiente de retenção de fósforo (adimensional).

Como a carga L é medida por área, foi multiplicada a área de lâmina d'água do reservatório pela carga L, para obtermos a quantidade absoluta de fósforo que deve ser lançada no reservatório para elevar as concentrações de fósforo na água até o limite de referência definido. Assim, foi calculada a capacidade suporte para a produção de tilápia sabendo a quantidade de fósforo que entra no sistema (ração) e o quantidade que sai do sistema (na biomassa do pescado produzido), a diferença é considerada a quantidade de fósforo emitida para o reservatório. O cálculo foi feito conforme equação a seguir:

$$CS = \frac{L \times A}{P_r - P_p}$$

Onde:

CS = Capacidade suporte (t tilápia.ano⁻¹).

L = Carga de fósforo oriunda da piscicultura para o reservatório (kg.m⁻².ano⁻¹).

A =Área de lâmina d'água do reservatório (m²).

 P_r = Quantidade de fósforo adicionada na forma de ração por tonelada de tilápia produzida (kg.t tilápia⁻¹.ano⁻¹).

 P_p = Quantidade de fósforo retida como peixe por tonelada de tilápia produzida (kg.t tilápia⁻¹.ano⁻¹).

Foram estabelecidos dois cenários de modelagem, considerando duas concentrações de referência para a carga máxima de fósforo (Pt_{máximo}) oriundo dos tanques-rede. Levando em consideração a legislação vigente no Brasil (Resolução CONAMA 357/2005), corpos aquáticos continentais de água doce para receberem atividades de piscicultura devem estar inseridos na classe II, que considera uma concentração máxima de PT de 30 ug.L⁻¹. Entretanto, como a piscicultura não é a única fonte de fósforo para os reservatórios, os valores de referência de PT_{máximo} definidos consideram apenas uma fração do aporte total de fósforo ao reservatório, correspondente às emissões dos tanques-rede. Neste contexto, os cenários estabelecidos foram: a) 5 ug.L⁻¹, considera um aumento de 5 ug.L⁻¹ na concentração de PT na água dos reservatórios. Os valores de referência aqui definidos representam incrementos nas concentrações de fósforo que foram originados somente pela atividade de piscicultura, desconsiderando as demais fontes deste nutriente.

Como os sistemas de produção de peixes são diferentes entre os reservatórios estudados (com eficiências distintas), foi criado um terceiro modelo, chamado Santa Cruz Modificado. Neste modelo os cálculos foram feitos usando os parâmetros hidrológicos do reservatório Santa Cruz e os parâmetros de produção utilizados em Umari. Assim, este terceiro modelo permite uma comparação entre os dois reservatórios, considerando uma mesma eficiência na produção de tilápia. Os parâmetros de produção escolhidos foram os do reservatório Umari, por apresentarem uma menor geração de resíduos.

Os modelos aplicados levam em consideração uma série de parâmetros hidrológicos para estimar a capacidade de assimilação de fósforo e a respectiva capacidade suporte da criação de tilápia nos reservatórios. Entretanto, em modelos empíricos como os aqui utilizados a etapa de calibração geralmente não faz parte do processo de modelagem, uma vez que não se dispõe, na maioria das vezes, de dados históricos; além de que as taxas modeladas são geralmente de difícil mensuração em campo. Levando em consideração que cada um

destes parâmetros possui uma variabilidade natural, e alguns são de difícil mensuração in loco, existe um risco inerente aos modelos de que as produções máximas estimadas elevem as concentrações de fósforo para além dos limites de referência definidos. Para levar em consideração esta variabilidade de cada parâmetro do modelo, após a construção dos modelos foram simulados os valores de incremento nas concentrações de PT em cada reservatório, com a técnica de Monte Carlo, modificado de MESQUITA (2009). Simulações de Monte Carlo com 10.000 iterações foram executadas para estimar os incrementos de PT em cada reservatório, considerando as cargas máximas de fósforo estimadas (L) que estes ambientes poderiam receber para atingir a capacidade suporte em cada cenário considerado (5 e 10 ug.L⁻ ¹ de PT). A simulação foi conduzida considerando níveis de probabilidade de ocorrência (risco) de 0, 5 e 10% dos incrementos de PT serem superiores ao valor máximo estabelecido em cada cenário. Nesta análise, após as capacidades de cargas máximas de fósforo serem determinadas, este parâmetro junto com os demais do modelo (Z, E, R e A) foram considerados variáveis aleatórias de distribuição uniforme (retangular). Na distribuição uniforme as variáveis podem assumir qualquer valor entre um limite máximo e mínimo, que foi considerado neste estudo como a amplitude de cada parâmetro, calculada para cada reservatório, durante todo período de coletas. Como o parâmetro carga de fósforo (L) não possui amplitude (valor único para cada cenário), foi considerado que este parâmetro poderia variar entre os limites de 50% até 150% do seu valor estimado para cada cenário.

Para o entendimento da relação entre os nutrientes e a comunidade fitoplanctônica nos reservatórios, foram feitas regressões lineares simples entre as concentrações de PT e NT com as concentrações de clorofila-a, em cada reservatório. Os valores de nutrientes e clorofila foram transformados usando a função logaritmo natural para a análise de regressão. Para comparar o estado trófico entre os reservatórios foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) (CARLSON, 1977; TOLEDO et al., 1983), que considera os valores de Clorofila-a, Ortofosfato, Fósforo total e Transparência da água (disco de Secchi).

3 RESULTADOS

Ambos os reservatórios são semelhantes em suas características físico-químicas (Tabela 2). Observamos que a temperatura da água nos reservatórios é próxima de 29 °C, com

um pH básico (média de 7,9) e com uma transparência média entre dois e três metros. Com relação aos nutrientes, as concentrações de PT e P-Orto em Santa Cruz foram maiores do que em Umari. Por outro lado, Umari apresentou uma concentração de NT acima das concentrações de Santa Cruz. Quanto ao nível de trofia dos reservatórios, Santa Cruz foi classificado como Mesotrófico e Umari como Oligotrófico.

Tabela 2. Caracterização limnológica dos reservatórios Santa Cruz e Umari. Valores médios para todo o período de coleta. Temp.: Temperatura; Transp.: Transparência da água; PT: Fósforo total; P-Orto: Ortofosfato; NT: Nitrogênio total; Clo-a: Clorofila-a; IET: Índice de Estado Trófico. Desvios padrão entre parênteses.

Parâmetro	Santa Cruz	Umari	
Temp. (°C)	28,9 (0,27)	28,4 (0,81)	
pН	7,96 (0,18)	7,89 (0,32)	
Transp. (m)	2,8 (0,35)	2,1 (0,29)	
PT (ug.L ⁻¹)	31,19 (9,46)	25,76 (7,57)	
P-Orto (ug.L ⁻¹)	8,90 (6,42)	2,50 (2,16)	
NT (mg.L ⁻¹)	0,42 (0,11)	0,48 (0,16)	
Clo-a (mg.L ⁻¹)	6,44 (2,04)	5,36 (2,08)	
IET	44,28 (4,25)	33,24 (13,44)	

Fonte: Acervo do Autor.

Durante os anos de coleta a região esteve submetida a uma escassez de chuvas (Figura 2). O período de amostragem foi classificado como uma época de Seca Severa (pluviosidade média anual de ~464 mm) (GIBBS; MAHER, 1967). Com a estiagem prolongada houve a diminuição progressiva do volume acumulado pelos reservatórios (Figura 3). No final do período de amostragem (2014) os níveis diminuíram para 42% do volume máximo de armazenamento em Santa Cruz e 36% em Umari. O volume médio dos reservatórios em relação ao seu total para todo o período de coletas foi de 50% (340 milhões de m³) em Santa Cruz e 45% (153,6 milhões de m³) em Umari (Tabela 3). Os parâmetros área alagada e profundidade média decresceram juntamente com o volume de água acumulado. A vazão efluente média foi maior em Santa Cruz (1,05 m³.s⁻¹) do que em Umari (0,91 m³.s⁻¹).

Figura 2. Precipitação acumulada anual dos últimos 100 anos (1916 a 2016) de uma estação de monitoramento na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró. A linha tracejada indica a média geral (707,7 mm); a seta indica a época do estudo, com precipitação média anual de 464 mm.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 3. Níveis dos reservatórios Santa Cruz e Umari de 2002 até 2014. Números entre parênteses são as profundidades médias estimadas (igual a Volume/Área).



Fonte: Acervo do Autor.

A taxa de renovação de água foi o dobro em Umari (0,19), quando comparado com Santa Cruz (0,10) (Tabela 3). Com uma maior renovação de água (menor tempo de residência), a retenção de fósforo diminuiu, ocasionando um coeficiente R menor em Umari (0,79) do que em Santa Cruz (0,84) (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros do modelo de capacidade de carga de fósforo para Santa Cruz e Umari. A: Área alagada; V: Volume; Z: Profundidade média estimada; Q: Vazão efluente; E: Taxa de renovação de água; R: Coeficiente de retenção de fósforo. Desvios padrão entre parênteses.

Parâmetro	Santa Cruz	Umari
A (10^6 m^2)	22,7 (2,6)	18,9 (2,5)
$V (10^6 \text{ m}^3)$	340 (63,6)	153,6 (25,4)
Z = V/A (m)	14,9 (1,2)	8,1 (0,5)
$Q(m^3.s^{-1})$	1,05 (0,4)	0,91 (0,1)
Е	0,10 (0,01)	0,19 (0,01)
R	0,84 (0,01)	0,79 (0,01)

Fonte: Acervo do Autor.

A piscicultura instalada em Umari possui uma eficiência maior quando comparada com a atividade em Santa Cruz, utilizando menos fósforo para alimentação dos animais cultivados. Assim a emissão de fósforo para o reservatório foi menor em Umari quando comparada com a atividade em Santa Cruz (Tabela 4).

Tabela 4. Estimativa da emissão de fósforo para Santa Cruz e Umari.			
	Parâmetros	Santa Cruz	Umari
	Fósforo na ração (%)	0,61	0,60
	Fósforo na tilápia (%)	0,9	0,9
	Fósforo aplicado (kg) *	12,2	10,2
	Fósforo retido na biomassa produzida (kg) *	9	9
	Fósforo liberado (kg) *	3,20	1,20

Fonte: Acervo do Autor.

*Padronizado pela produção de uma tonelada de tilápia.

O reservatório de Santa Cruz possuiu uma capacidade maior de assimilação do fósforo, quando comparado com Umari (Tabela 5). Para os dois cenários considerados a capacidade de assimilação em Santa Cruz foi aproximadamente 1,5 vezes a capacidade estimada para Umari.

Tabela 5. Capacidade de assimilação de fósforo dos reservatórios Santa Cruz e Umari para o cultivo de tilápia-do-Nilo em tanques-rede nos dois cenários considerados. Valores em kg.ano⁻¹.

Cenário	Santa Cruz	Umari
5 ug.L ⁻¹	1011,61	674,57
10 ug.L ⁻¹	2023,22	1349,14

Fonte: Acervo do Autor.

Ao contrário das capacidades de assimilação de fósforo, as capacidades suporte dos reservatórios para a produção de tilápia foram aproximadamente 1,8 vezes maiores em Umari, quando comparado com Santa Cruz, para os cenários considerados (Tabela 6). Umari poderia suportar uma produção de 562,1 t.ano⁻¹ de tilápia, elevando suas concentrações de PT em no máximo 5 ug.L⁻¹, enquanto Santa Cruz poderia receber uma produção máxima estimada de 316,1 t.ano⁻¹. Entretanto, o modelo Santa Cruz Modificado, que considera os parâmetros hidrológicos de Santa Cruz com os parâmetros de produção utilizados em Umari, apresentou uma capacidade suporte aproximadamente 2,7 vezes maior do que o modelo Santa Cruz e 1,5 vezes maior que o modelo Umari (Tabela 6).

Tabela 6. Capacidade suporte para criação de tilápia-do-Nilo em tanques-rede nos reservatórios Santa Cruz e Umari para os dois cenários considerados. Valores em toneladas.ano⁻¹. Santa Cruz Mod.: Santa Cruz modificado.

Cenário	Santa Cruz	Umari	Santa Cruz Mod.
5 ug.L ⁻¹	316,1	562,1	843,0
10 ug.L ⁻¹	632,3	1124,3	1686,0

Fonte: Acervo do Autor.

A simulação de Monte Carlo estimou as probabilidades (riscos) de as concentrações de PT aumentarem para além dos limites de referência considerados. As simulações com 10000 iterações, para ambos os reservatórios, estimou os riscos com probabilidades de ocorrência de 0, 5 e 10% (Tabela 7). Para o modelo Santa Cruz Modificado os resultados da simulação não são aplicáveis, uma vez que são considerados apenas os parâmetros hidrológicos, que para este modelo são os mesmos do modelo Santa Cruz. Assim, para o cenário 5 ug.L⁻¹ existe 10% de chance das concentrações de PT aumentarem mais do que 7,14 ug.L⁻¹ em Santa Cruz e 7,43

ug.L⁻¹ em Umari. No cenário de 10 ug.L⁻¹, por exemplo, existe 10% de risco de as concentrações de PT se elevarem além de ~15,00 ug.L⁻¹ em ambos os reservatórios; 5% de ricos de aumentarem os níveis em ~16 ug.L⁻¹; e 0% de risco das concentrações de PT aumentarem além da concentração de 22,0 ug.L⁻¹ em Santa Cruz e 20,1 ug.L⁻¹ em Umari. Percebemos que devido à incerteza dos parâmetros hidrológicos de entrada, existe um risco dos incrementos das concentrações de PT serem maiores do que o o limite definidos para modelagem (5 e 10 ug.L⁻¹).

Cenário	Probabilidade	Santa Cruz	Umari
	0%	11,3	10,2
5 ug.L ⁻¹	5%	7,7	8,1
	10%	7,1	7,4
	0%	22,0	20,1
10 ug.L ⁻¹	5%	15,6	16,1
	10%	15,0	14,9

Tabela 7. Probabilidades de as concentrações finais de fósforo total serem maiores do que o esperado em cada reservatório, nos dois cenários considerados.

Fonte: Acervo do Autor.

As regressões entre as concentrações de nutrientes e clorofila-a para Santa Cruz (Figura 4) indicam que há uma relação fraca entre estas variáveis ($R^2 = 0,03$ para PT e 0,01 para NT). Da mesma forma, em Umari (Figura 5) os níveis de nutrientes explicaram pouco das concentrações de clorofila-a ($R^2 = 0,3$ para PT e 0,01 para NT).

Figura 4. Regressões lineares entre as concentrações de a) Fósforo Total (ug.L⁻¹), e b) Nitrogênio Total (ug.L⁻¹) com Clorofila-a (ug.L⁻¹) para o reservatório Santa Cruz.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 5. Regressões lineares entre as concentrações de a) Fósforo Total (ug.L⁻¹), e b) Nitrogênio Total (ug.L⁻¹) com Clorofila-a (ug.L⁻¹) para o reservatório Umari.



Fonte: Acervo do Autor.

4 DISCUSSÃO

A modelagem mostrou que Santa Cruz pode receber mais fósforo do que Umari, para os limites de concentrações de PT definidos. Ambos os reservatórios possuíram taxas de renovação semelhantes, entretanto Santa Cruz permaneceu com maior nível de água durante o período considerado. Como as estimativas levam em consideração parâmetros morfométricos e taxas internas dos reservatórios, no presente estudo variáveis como volume de água armazenado e renovação de água parecem ser as que mais influenciaram os modelos.

A taxa de retenção de fósforo é uma variável de difícil medida em campo e que afeta fortemente o modelo utilizado. Os reservatórios podem ser considerados armadilhas de nutrientes, dado que estes corpos hídricos armazenam parte dos compostos que recebem de seus afluentes, diminuindo a quantidade de nutrientes e outros elementos que chegam até os trechos a jusante (DONALD et al., 2015). É importante ressaltar, que a retenção destes

63

elementos ocorre principalmente por duas vias: a via bioquímica, provocada pela oxidação química e biológica dos compostos; e a via física, como consequência da decantação, processo que ocorre com maior intensidade em ambientes lênticos e híbridos (CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI, 2017). Os nutrientes retidos são assimilados dentro de um reservatório quando ocorre a incorporação destes nos processos biogeoquímicos, podendo ser incorporados na biomassa dos organismos e/ou serem estocados no sedimento.

As taxas de retenção de fósforo calculadas no presente estudo foram da ordem de 0.8, indicando que aproximadamente 80% do fósforo afluente é retido pelos reservatórios. Este valor está de acordo com o esperado para reservatórios com baixa renovação de água (alto tempo de residência) (STRASKRABA, 1996), visto que as vazões são reguladas pela disponibilidade hídrica. Uma vez que as vazões são reguladas de acordo com a disponibilidade hídrica, em períodos de estiagem prolongada a saída de água é limitada, o que reflete em baixas taxas de renovação e em altos coeficientes de retenção de fósforo. A vazão efluente é apontada como um dos principais parâmetros que influencia na retenção de nutrientes nestes ambientes e dentre os constituintes de águas superficiais, o fósforo é um dos mais susceptíveis a retenção e assimilação dentro de um reservatório (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI, 2005). É esperado em reservatórios tropicais a ocorrência de altas taxas de assimilação de nutrientes, principalmente devido às maiores temperaturas médias anuais (VON SPERLING; FERREIRA; GOMES, 2008). Nestes ambientes é constatado ainda que a assimilação de compostos como fósforo e nitrogênio se dá principalmente por processos físicos (sedimentação), e não biológicos (incorporação pelo fitoplâncton) (NORTH et al., 2015).

Esta retenção de fósforo é intensificada quando tratamos de reservatórios em regiões semiáridas, onde a elevada evaporação e baixa pluviosidade podem levar a tempos de residência da ordem de nove anos em Santa Cruz e quatro anos em Umari. O elevado tempo de residência permite que os nutrientes, entre eles o fósforo, permaneçam no reservatório por mais tempo, e assim uma fração maior destes elementos pode ser incorporado na biomassa da biota ou decantar para o sedimento. De fato, em regiões com diferentes condições climáticas e maior pluviosidade podem ser encontradas taxas de retenção de fósforo da ordem de 0,3, ou 30% (DAVID et al., 2015). Este fator evidencia que quando tratamos de reservatórios em

clima semiárido suas características morfométricas e hidrológicas podem ser mais determinantes da qualidade da água destes ambientes (MOLISANI et al., 2010).

Ambos os reservatórios estudados apresentaram vazões efluentes médias semelhantes, de modo que provavelmente outras variáveis físicas foram determinantes na maior capacidade de assimilação observada em Santa Cruz, comparado a Umari. Parâmetros físicos como volume de água, área alagada e profundidade média tem uma relação positiva com a capacidade de assimilação de um corpo hídrico, de modo que existe uma tendência de reservatórios maiores e mais profundos possuírem maiores capacidades de assimilar os nutrientes recebidos (MESQUITA, 2009). Assim, Santa Cruz pode receber mais fósforo do que Umari antes de aumentar suas concentrações médias de PT na coluna de água, provavelmente devido a seu maior volume, maior área alagada e maior profundidade média. Entretanto, somente a capacidade de assimilação de fósforo não é suficiente para determinar um nível máximo aceitável de produção aquícola. A magnitude dos impactos gerados pela atividade é outro ponto a se considerar na gestão destes ambientes, e deve ser estudada a nível local. Os modelos utilizados desconsideram ainda as demais fontes de fósforo que afluem no reservatório, portanto as produções máximas calculadas podem ser superestimadas. Neste sentido é importante o contínuo aprimoramento destes modelos, principalmente no sentido de incluir estimativas de outras fontes de nutrientes naturais e/ou antrópicas.

O reservatório Umari, de acordo com os cenários considerados, apresentou possibilidade de sustentar uma produção de tilápia criadas em tanques-rede da ordem de 500 t.ano⁻¹, correspondendo a um incremento estimado de até 5 ug.L⁻¹ nas concentrações de fósforo na coluna d'água. Neste mesmo cenário, Santa Cruz poderia suportar uma produção de 316 t.ano⁻¹. Entretanto, considerando que reservatórios podem receber atividades de piscicultura se suas águas estiverem com concentrações de PT até 30 ug.L⁻¹, somente Umari está apto à produção de peixes em tanques-rede. As produções máximas foram calculadas considerando as práticas de piscicultura desenvolvidas em ambos os reservatórios, expressando, portanto, uma referência a atividade nos moldes atuais.

As capacidades suporte estimadas estiveram principalmente relacionadas com a emissão de fósforo dos sistemas de produção estudados. Apesar de Santa Cruz possuir maior capacidade de assimilação de fósforo, a piscicultura instalada neste reservatório gera aproximadamente o triplo da quantidade de fósforo da atividade em Umari. A geração de

resíduos pelos peixes de cultivo também é modificada pela dieta ofertada, uma vez que com rações de elevado nível proteico e baixa qualidade/digestibilidade da proteína e fósforo, as excreções tanto de fósforo quanto de nitrogênio tende a ser maiores (CHOWDHURY et al., 2013). É provável que em Santa Cruz as técnicas de manejo da produção causem um maior desperdício de ração, ou ainda que as rações utilizadas tenham qualidade inferior às utilizadas em Umari. A importância destes fatores fica claro quando comparamos as produções máximas aceitáveis entre os reservatórios e com o modelo hipotético de Santa Cruz modificado. Neste modelo, que considera uma eficiência maior para a atividade em Santa Cruz, as capacidades suporte estimadas são aproximadamente 2,7 vezes maiores do que o modelo original. Percebemos que o sistema de cultivo em Santa Cruz poderia ser mais eficiente, e que esta melhoria nas técnicas de cultivo quase triplicaria o potencial produtivo do sistema. Assim, a geração de efluentes pode ser mais determinante na capacidade suporte do que a própria capacidade de assimilação de fósforo do ambiente.

As regressões indicaram que as concentrações de nutrientes explicam pouco dos níveis de clorofila-a observados em ambos os reservatórios. Isto é um indicativo que a dinâmica natural destes nutrientes não é a principal força de controle da comunidade fitoplanctônica nestes ambientes. Os níveis de nutrientes são fatores importantes para a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, sendo o fósforo comumente identificado como fator limitante em lagos naturais e artificiais (REYNOLDS; MABERLY, 2006). Mas este paradigma vem sendo alterado no sentido de dar maior importância ao efeito conjunto do nitrogênio e do fósforo como reguladores da biomassa fitoplanctônica. Muitas vezes a razão entre estes elementos é mais importante do que suas concentrações individuais (STERNER, 2008). Entretanto, para ambientes tropicais os mecanismos de regulação parecem ser mais complexos, podendo estar relacionados com apenas um destes nutrientes, ambos, ou nenhum deles (ABELL; ÖZKUNDAKCI; HAMILTON, 2010). Em ambientes aquáticos de regiões semiáridas é comum a chuva ser um dos fatores principais a influenciar na dinâmica dos nutrientes e na teia trófica (ROCHA JUNIOR et al., 2018).

Nos reservatórios Santa Cruz e Umari a dinâmica da comunidade de fitoplâncton provavelmente é mais influenciada por fatores locais relacionados à hidrologia, e menos pela disponibilidade de nutrientes. Fatores como luminosidade, hidrodinâmica e pressão de herbivoria podem exercer maior controle sobre o fitoplâncton nestes ambientes (RANGEL et al., 2012). Com o escoamento superficial, a entrada de material em suspensão desencadeia alterações principalmente na transparência da água, afetando a penetração de luz e o desenvolvimento do fitoplâncton (CHAVES et al., 2013). Assim, nos reservatórios estudados a biota aquática provavelmente exerce papel secundário na assimilação de nutrientes. De modo que fatores climáticos como regime hídrico podem ser mais importantes na dinâmica destes compostos.

Os ambientes estudados foram classificados entre oligotrófico e mesotrófico, mesmo em um período prolongado de estiagem, indicando que estes reservatórios possuem ainda uma qualidade de água adequada para usos múltiplos, tais como abastecimento humano e atividades de aquicultura. Entretanto, a diminuição gradual nos seus volumes juntamente com a diminuição da pluviosidade e aumento da evaporação em regiões semiáridas pode agravar o processo de eutrofização destes ambientes aquáticos (SANTOS et al., 2016). Com o aquecimento global e o risco das regiões semiáridas se tornarem áridas no próximo século (SHERWOOD; FU, 2014), é importante que os serviços ecológicos destes ambientes sejam preservados. O estado trófico depende destes fatores que regulam a dinâmica dos nutrientes, e para ambientes em regiões semiáridas o regime cheia/seca é considerado um dos mais importantes (BEZERRA et al., 2014). É um padrão nestes ambientes que haja um aumento de estado trófico durante o período de estiagem (MOLISANI et al., 2010). A diminuição do volume e a ação dos ventos durante o período de secas facilita a circulação da coluna d'água, promovendo a ressurgência dos nutrientes do hipolímnio, aumentando as concentrações de nutrientes na coluna (BRASIL et al., 2016; GERALDES; GEORGE, 2012). Estes fatores limitam a sustentabilidade da aquicultura nestes ambientes, uma vez que as regiões profundas dos reservatórios recebem os resíduos do cultivo em tanques-rede, que podem alterar as características de toda a coluna d'água por meio da mistura vertical (MOLISANI et al., 2015).

Devido à variabilidade natural anual dos parâmetros hidrológicos de cada reservatório, tais como volume acumulado e profundidade média, que por sua vez refletem na renovação da água e consequentemente na taxa de retenção de fósforo, existe um risco de aumento das concentrações de PT para níveis além dos valores de referência considerados na modelagem. Neste contexto, constata-se que os riscos de aumento das concentrações de PT são semelhantes entre os reservatórios, existindo um risco das concentrações de fósforo atingirem valores acima do previsto pelos modelos, elevando o nível trófico destes ambientes. Assim como constatado por CHARLTON et al. (2018) que estimaram o risco de aumento das concentrações de fósforo total e o nível trófico em rios, principalmente devido à mudanças climáticas e consequentes alterações nos regimes hidrológicos destes ambientes. Apesar da existência do risco do aumento das concentrações de fósforo demonstrados nas simulações de Monte Carlo, pode-se contatar que Santa Cruz poderia receber maiores aportes de fósforo do que Umari, sem necessariamente aumentar as concentrações de fósforo em sua coluna d'água além dos referenciais estabelecidos. Apesar de Santa Cruz possuir um potencial mais elevado de assimilação de fósforo total, a produção de tilápia em Umari gerou uma menor quantidade de fósforo para o reservatório, apresentando assim uma maior capacidade suporte para produção de tilápia-do-Nilo. No entanto, em um cenário onde o sistema de produção de tilápia mais elevada do que Umari. Percebemos que o uso de modelos empíricos que agregam informações da hidrologia local e da eficiência do sistema de produção é uma ferramenta importante de avaliação de cenários e tomada de decisão na gestão de águas públicas.

REFERÊNCIAS

ABELL, J. M.; ÖZKUNDAKCI, D.; HAMILTON, D. P. Nitrogen and Phosphorus Limitation of Phytoplankton Growth in New Zealand Lakes: Implications for Eutrophication Control. **Ecosystems**, v. 13, n. 7, p. 966–977, nov. 2010.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARRUDA, G. DE A. et al. Rotifer community structure in fish-farming systems associated with a Neotropical semiarid reservoir in north-eastern Brazil. Aquaculture Research, v. 48, n. 9, p. 4910–4922, set. 2017.

BARTON, J. R.; FLØYSAND, A. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010: A trajectory from economic development to global sustainability. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 4, p. 739–752, out. 2010.

BARTOZEK, E.; BUENO, N.; RODRIGUES, L. Influence of fish farming in net cages on phytoplankton structure: a case study in a subtropical Brazilian reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 145–155, fev. 2014.

BASCINAR, N. S. et al. The impact assessment of cage aquaculture on benthic communities along the south eastern Black Sea. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v. 13, n. 3, p. 719–738, 2014.

BÉNÉ, C. et al. Contribution of Fisheries and Aquaculture to Food Security and Poverty Reduction: Assessing the Current Evidence. **World Development**, v. 79, p. 177–196, mar. 2016.

BEVERIDGE, M. C. M. Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact: FAO Fish. Tech. Pap. Rome: FAO, 1984.

BEVERIDGE, M. C. M. Cage aquaculture. 3. ed. Oxford: Wiley-Blackwell, 2004.

BEZERRA, L. A. V. et al. Limnological characteristics of a reservoir in semiarid Northeastern Brazil subject to intensive tilapia farming (Orechromis niloticus Linnaeus, 1758). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 47–59, mar. 2014.

BRASIL. **Produção da Pecuária Municipal**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015.

BRASIL, J. et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 770, n. 1, p. 145–164, maio 2016.

BRIGOLIN, D. et al. Interactions of cage aquaculture in Nile Delta lakes: Insights from field data and models. **Regional Studies in Marine Science**, v. 7, p. 129–135, set. 2016.

BUENO, G. W. et al. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. **Reviews in Aquaculture**, v. 7, n. 1, p. 1–12, mar. 2015.

BUENO, G. W. et al. Mathematical modeling for the management of the carrying capacity of aquaculture enterprises in lakes and reservoirs. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, n. 9, p. 695–706, set. 2017.

BUREAU, D. P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. Aquaculture **Research**, v. 41, p. 777–792, 2010.

CACHO, J. C. S. O cultivo de tilápia do nilo (Oreochromis niloticus) em tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro é sustentável economicamente, socialmente e ambientalmente? Dissertação—Mossoró-RN: Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2017.

CANALE, R. P. et al. A bioenergetic approach to manage production and control phosphorus discharges from a salmonid hatchery. **Aquaculture**, v. 451, p. 137–146, jan. 2016.

CANZI, C. et al. Selection of sites for establishing aquaculture parks, and estimation of fish production carrying capacity, for a tropical reservoir in South America. Lakes & Reservoirs: Research & Management, v. 22, n. 2, p. 148–160, jun. 2017.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, v. 22, n. 2, p. 261–269, 1977.

CHARLTON, M. B. et al. Mapping eutrophication risk from climate change: Future phosphorus concentrations in English rivers. **Science of The Total Environment**, v. 613–614, p. 1510–1526, fev. 2018.

CHAVES, F. Í. B. et al. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 35, n. 4, p. 505–511, 18 dez. 2013.

CHOWDHURY, M. A. K. et al. Bioenergetics-Based Factorial Model to Determine Feed Requirement and Waste Output of Tilapia Produced under Commercial Conditions. **Aquaculture**, v. 410–411, p. 138–147, out. 2013.

COSTA, M. R. A. et al. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, 16 mar. 2018.

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semiarid shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 778, n. 1, p. 75–89, 2016.
CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, I. Kinetic aspects of humic substances bleaching during biological mineralization. Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 27, n. 2, p. 169–176, jun. 2005.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, Â. T.; BIANCHINI, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, v. 356, p. 48–58, jul. 2017.

DAVID, G. S. et al. Ecological carrying capacity for intensive tilapia (Oreochromis niloticus) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. **Aquacultural Engineering**, v. 66, p. 30–40, maio 2015.

DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration on lake water. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 31, p. 1771–1778, 1974.

DINIZ, L. P.; MELO-JÚNIOR, M. D. Can nearby eutrophic reservoirs sustain a differentiated biodiversity of planktonic microcrustaceans in a tropical semiarid basin? Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 89, n. 4, p. 2771–2783, dez. 2017.

DONALD, D. B. et al. Nutrient sequestration in the Lake Winnipeg watershed. Journal of Great Lakes Research, v. 41, n. 2, p. 630–642, jun. 2015.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. et al. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 37–52, 2013.

FILGUEIRA, R. et al. Modelling Carrying Capacity of Bivalve Aquaculture: A Review of Definitions and Methods. In: MEYERS, R. A. (Ed.). . Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. New York, NY: Springer New York, 2015. p. 1–33.

FRAGOSO, C. R. et al. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 11, p. 1337–1348, nov. 2011.

GEČEK, S.; LEGOVIĆ, T. Towards carrying capacity assessment for aquaculture in the Bolinao Bay, Philippines: A numerical study of tidal circulation. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 10, p. 1394–1412, maio 2010.

GERALDES, A. M.; GEORGE, C. Limnological variations of a deep reservoir in periods with distinct rainfall patterns. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 24, n. 4, p. 417–426, dez. 2012.

GIBBS, W. J.; MAHER, J. V. **Rainfall deciles as drought indicators**: Commonwealth of Australia. Melbourne: Bureau of Meteorology, 1967.

GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. 2. ed. Oxford: IBP, 1978.

GUO, J. et al. The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 11–20, fev. 2018.

GUO, L. et al. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. **Aquaculture International**, v. 17, n. 3, p. 229–241, jun. 2009.

HOSSAIN, K. et al. Vulnerabilities of macrophytes distribution due to climate change. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3–4, p. 1123–1132, 2016.

JEPPESEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201–227, maio 2015.

JOSEPH, S. Open sea Cage culture: carrying capacity and stocking in the grow out system. 2009.

KOSTEN, S. et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, v. 18, n. 1, p. 118–126, jan. 2012.

LEGOVIĆ, T. et al. A model to estimate aquaculture carrying capacity in three areas of the Philippines. **Science Diliman**, v. 20, n. 2, 2009.

LOPES, P. F. M. et al. Fisheries or aquaculture? Unravelling key determinants of livelihoods in the Brazilian semi-arid region. **Aquaculture Research**, 21 ago. 2017.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. London: Freshwater Biological Association, 1978. v. 1

MATZINGER, A. et al. Eutrophication of ancient Lake Ohrid: Global warming amplifies detrimental effects of increased nutrient inputs. **Limnology and Oceanography**, v. 52, n. 1, p. 338–353, 2007.

MESQUITA, T. DE P. N. Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios a bacia do Rio Seridó, região semi-árida do Estado do RN. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.

MHLANGA, L. The application of a phosphorus mass balance model for estimating the carrying capacity of Lake Kariba. **Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences**, 2013.

MOLISANI, M. M. et al. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 22, n. 01, p. 1–12, 2010.

MOLISANI, M. M. et al. Relative effects of nutrient emission from intensive cage aquaculture on the semiarid reservoir water quality. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 11, nov. 2015.

MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilápia Oreochromis niloticus (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v. 46, p. 1309–1322, 2015.

MOURA, R. S. T. DE; LOPES, Y. V. DE A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentation of nutrients and particulate matter in a reservoir supporting aquaculture activities in the semiarid region of Rio Grande do Norte. **Química Nova**, v. 37, n. 8, p. 1283–1288, 2014.

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 574–582, jul. 2016.

NORTH, R. L. et al. Evidence for internal phosphorus loading in a large prairie reservoir (Lake Diefenbaker, Saskatchewan). **Journal of Great Lakes Research**, v. 41, p. 91–99, 2015.

NOVAES, R. L. M.; FELIX, S. Save Caatinga from drought disaster. Nature, v. 498, n. 7453, p. 170, 2013.

OBERHOLSTER, P. J.; BOTHA, A. M.; MYBURGH, J. G. Linking climate change and progressive eutrophication to incidents of clustered animal mortalities in different geographical regions of South Africa. **African Journal of Biotechnology**, v. 8, n. 21, p. 5825–5832, 2 nov. 2009.

OLIVEIRA, K. F. et al. Emission factor and balance of mercury in fish farms in an artificial reservoir in NE Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 22, p. 18278–18287, nov. 2015.

PILLAY, T. V. R. Aquaculture and the Environment. 2. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

PULATSÜ, S. The application of a phosphorus budget model estimating the carrying capacity of Kesikköprü Dam Lake. **Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences**, v. 27, n. 5, p. 1127–1130, 2003.

RAMOS, I. P. et al. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 414–415, p. 56–62, nov. 2013.

RANGEL, L. M. et al. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, n. 1, p. 13–28, set. 2012.

REYNOLDS, C. S.; MABERLY, S. C. **The ecology of phytoplankton**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

RIGOSI, A. et al. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. Limnology and **Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 99–114, 2014.

ROCHA JUNIOR, C. A. N. DA et al. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 30, n. 0, 5 abr. 2018.

RORIZ, G. D. et al. Characterization of tilapia farming in net cages at a tropical reservoir in Brazil. **Aquaculture Reports**, v. 6, p. 43–48, maio 2017.

ROSS, L. G. et al. Spatial modelling for freshwater cage location in the Presa Adolfo Mateos Lopez (El Infiernillo), Michoacán, México. **Aquaculture Research**, v. 42, p. 797–807, 2011.

SAHOO, G. B.; SCHLADOW, S. G. Impacts of climate change on lakes and reservoirs dynamics and restoration policies. **Sustainability Science**, v. 3, n. 2, p. 189–199, out. 2008.

SANTOS, J. A. et al. Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. **Journal of Limnology**, 22 ago. 2016.

SHERWOOD, S.; FU, Q. A drier future? Science, v. 343, n. 6172, p. 737-739, 14 fev. 2014.

SRITHONGOUTHAI, S.; TADA, K. Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm on surface sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). **Aquaculture**, v. 471, p. 140–145, mar. 2017.

STERNER, R. W. On the phosphorus limitation paradigm for lakes. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, p. 433–445, 2008.

STRASKRABA, M. Lake and reservoir management. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, v. 26, p. 193–209, 1996.

THORNTON, J. A.; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: **Comparative reservoir limnology and water quality management**. [s.l.] Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 1–24.

TOLEDO, A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. . In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Balneário Camboriú, Santa Catarina: 1983.

TROLLE, D. et al. Advancing projections of phytoplankton responses to climate change through ensemble modelling. **Environmental Modelling & Software**, v. 61, p. 371–379, nov. 2014.

UMAÑA, G. Ten years of limnological monitoring of a modified natural lake in the tropics: Cote Lake, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 62, n. 2, p. 576–578, 2014.

VOLLENWEIDER, R. A. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. **Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie**, v. 37, p. 53–84, 1975.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, n. 1–3, p. 169–174, jun. 2008.

WHITE, C. A. et al. Dispersal and assimilation of an aquaculture waste subsidy in a low productivity coastal environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1–2, p. 309–321, 2017.

XIA, B. et al. Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments—a case study from a mariculture bay in Southern China. Journal of Soils and Sediments, v. 16, n. 2, p. 665–676, fev. 2016.

YAN, H. et al. Water eutrophication evaluation based on rough set and petri nets: A case study in Xiangxi-River, Three Gorges Reservoir. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 463–472, out. 2016.

YANG, B. et al. The tempo-spatial variations of phytoplankton diversities and their correlation with trophic state levels in a large eutrophic Chinese lake. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 153–162, jul. 2016.

CAPÍTULO III - ESTRUTURA DA TEIA TRÓFICA E INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO - Em regiões tropicais e semiáridas as perturbações naturais e antrópicas em reservatórios podem ocasionar alterações abióticas e bióticas. Assim, conhecer a estrutura trófica nestes ambientes aquáticos pode auxiliar no seu melhor entendimento e manejo. O objetivo deste trabalho foi modelar a estrutura trófica de reservatórios do semiárido brasileiro, além de avaliar as interações entre as atividades de piscicultura e pesca desenvolvidas nos reservatórios. Foi utilizada uma abordagem ecossistêmica, através da construção de modelos de teia com o software Ecopath with Ecosim, que estima os fluxos de energia entre os compartimentos do ecossistema. Foram coletadas informações sobre as comunidades aquáticas durante os anos de 2012 e 2013, incluindo fitoplâncton, macrófitas aquáticas, macroinvertebrados bentônicos e peixes e realizadas simulações ao longo de 10 anos, alterando os parâmetros carga de nutrientes e esforço de pesca, em dois cenários, aumento de 90% e diminuição de 90%. Os resultados da modelagem indicaram que a maior parte da energia do sistema vem dos detritos, sendo mais importante do que a herbivoria em ambos os reservatórios. Os peixes de maior nível trófico foram Hoplias malabaricus e Cichla monoculus, exercendo impactos negativos sobre a maioria dos compartimentos de peixes. Por outro lado, os macroinvertebrados bentônicos e os detritos possuíram impactos positivos em quase todos os demais componentes das teias tróficas. Os reservatórios foram considerados imaturos, com baixa ciclagem de nutrientes e reduzida estabilidade sistêmica. As simulações mostraram que as capturas da pesca aumentaram com uma maior carga de nutrientes, e diminuíram para uma carga menor. Concluímos que os ambientes são baseados na cadeia de detritos e ainda estão em desenvolvimento para um estágio de maturidade, com a predominância de um controle bottom-up na regulação das teias tróficas. A elevada quantidade de detritos dá suporte à teia trófica e representa ainda uma fonte de energia de reserva para o sistema. Foi constatado ainda que existe uma interação entre a piscicultura e a pesca em ambos os reservatórios, corroborando nossa hipótese, de modo que o aumento da produção aquícola é refletido em uma maior produção pesqueira.

Palavras-chave: Abordagem ecossistêmica. Modelagem ecológica. Ecopath with Ecosim.

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios são ambientes continentais artificiais, muitas vezes sendo os principais recursos hídricos para as populações humanas ao seu entorno (GUO et al., 2018). Entretanto, o barramento de rios tem sido apontado como uma dos principais interferências humanas nos ecossistemas aquáticos naturais (ESPINOSA-ROMERO et al., 2011). Na região semiárida do nordeste brasileiro a construção de reservatórios teve como objetivos iniciais acumular água para abastecimento populacional (doméstico, industrial e para agricultura), assim como para perenizar parte das bacias hidrográficas (BARBOSA et al., 2012). Estes novos ambientes desempenham funções importantes no desenvolvimento socioeconômico das regiões beneficiadas, sendo particularmente relevantes em países em desenvolvimento. Entre os diversos usos destes ambientes, os principais são abastecimento de água, controle de enchentes, irrigação, turismo e geração de energia elétrica (YAN et al., 2016). No semiárido brasileiro este cenário não é diferente e, apesar da grande importância destes recursos hídricos no desenvolvimento local, a maioria se encontra em condições eutróficas ou hipereutróficas (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2013). De modo que estes ecossistemas são importantes como habitat para diversos organismos aquáticos e os múltiplos usos a que estão submetidos podem acarretar mudanças no estado trófico destes ambientes (VILLANUEVA; OUEDRAOGO; MOREAU, 2006; DENG et al., 2015).

A mudança de um ambiente lótico para lêntico faz com que reservatórios sejam considerados ecossistemas instáveis (GUBIANI et al., 2011), principalmente reservatórios em regiões tropicais e semiáridas, que estão sujeitos a perturbações ecológicas naturais e antrópicas. Condições ambientais de secas prolongadas, períodos chuvosos não regulares, elevada evaporação e altos tempos de residência da água estão entre os principais processos de aceleração do processo de eutrofização destes ambientes (JEPPESEN et al., 2015; SANTOS et al., 2016). Entre os impactos antrópicos um dos mais determinantes é o aumento no aporte de nutrientes para estes ambientes, oriundos de atividades como agropecuária, bem como por poluição doméstica (KHAN; PANIKKAR, 2009; BANERJEE et al., 2016). Assim, se os múltiplos usos destes ambientes não forem adequadamente gerenciados, existe um grande risco destes corpos aquáticos se deteriorarem, podendo gradualmente perder seus serviços ecossistêmicos (GUO et al., 2018). Neste sentido, uma abordagem que considere a

complexidade destes ecossistemas traz respostas importantes sobre a estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas e do próprio reservatório. De modo que estas avaliações sistêmicas tem ganhado importância para a tomada de decisões de manejo em ecossistemas aquáticos (ZHANG, 2009).

No sentido de avaliar o estado destes ecossistemas aquáticos e suas propriedades, técnicas de modelagem de teia trófica vem sendo utilizadas, dentro de uma abordagem ecossistêmica (COLLÉTER et al., 2015). Como resultados temos uma série de indicadores que representam o ecossistema inteiro e as relações entre suas comunidades, indicando os fluxos de energia e matéria dentro do corpo aquático (LINDEMAN, 1942; ODUM, 1969; ULANOWICZ, 1986). Teias tróficas são representações dos caminhos que a energia e a matéria orgânica percorrem dentro do ecossistemas, desde sua base (como os produtores primários) até os predadores de topo (como os peixes carnívoros, aves e mamíferos) (THOMPSON; DUNNE; WOODWARD, 2012). O conhecimento das ligações entre as comunidades bióticas é fundamental no entendimento das propriedades funcionais e do comportamento do ecossistema como um todo (NATUGONZA et al., 2016).

Teias tróficas em ecossistemas aquáticos podem ser reguladas principalmente pelos controles ascendente (*bottom-up*), no qual a biomassa dos níveis tróficos inferiores controla as populações dos níveis tróficos superiores; descendente (*top-down*), no qual os níveis tróficos superiores controlam a biomassa dos inferiores ainda misto (*wasp-waist*), em que ao mesmo tempo, ou alternadamente, existem no ecossistema os dois mecanismos de controle trófico (ANGELINI et al., 2013). Relatos em reservatórios de regiões tropicais e semiáridas indicam que os detritos e a comunidade bentônica podem dar suporte às biomassas dos níveis tróficos superiores (BEZERRA et al., 2017; FRAU; BATTAUZ; SINISTRO, 2017). Este padrão é encontrado em outros reservatórios tropicais (BANERJEE et al., 2016, 2017) e sugere que nestes ambientes cadeia de detritos é de vital importância como fonte de energia para as demais comunidades. Perturbações nestes ambientes se refletem em suas teias tróficas, e os impactos de atividades antrópicas como pesca (RAKSHIT et al., 2017), barramentos (CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI, 2017) e piscicultura (BAYLE-SEMPERE et al., 2013) podem ser simulados com o uso de modelos ecológicos.

Entre os modelos com perspectiva ecossistêmica, o *Ecopath with Ecosim* (EwE) (CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005) tem sido um dos mais utilizados

(COLLÉTER et al., 2015), principalmente em ambientes marinhos (PITCHER et al., 2009; COLL et al., 2015; VILLASANTE et al., 2016), mas também de água doce (ANGELINI et al., 2013; ROSA; CARVALHO; ANGELINI, 2014; BEZERRA et al., 2017). O EwE consegue representar um amplo espectro dos processos ecológicos de ecossistemas aquáticos, incluindo as relações tróficas que ocorrem na comunidade biótica e também os impactos antrópicos a que estão submetidos. Este tipo de modelo complexo é focado principalmente no topo da pirâmide trófica e na modelagem das comunidades de alto nível trófico, que são normalmente recursos de interesse para a atividade pesqueira (CHRISTENSEN; WALTERS, 2004).

Podemos considerar que um sistema de cultivo em tanques-rede de reservatórios interage de várias formas com o meio natural, com ênfase em: (i) uso de nutrientes; (ii) geração de efluentes; (iii) ciclagem de nutrientes (ALTIERI, 2002); e (iv) como possível impacto à biodiversidade (ESTELLÉS et al., 2002). Entre os principais impactos antrópicos avaliados com o uso do EwE, os efeitos de atividades de aquicultura estão entre os menos estudados, principalmente em se tratando de reservatórios tropicais (COLLÉTER et al., 2015), ainda assim, é possível representar a extensão dos impactos da atividade aquícola sobre o ambiente aquático e suas comunidades (XU et al., 2017). Normalmente o impacto da aquicultura numa teia trófica é associado a níveis tróficos de base que são diretamente impactados por entradas de compostos orgânicos e inorgânicos oriundos de atividades antrópicas como a piscicultura em tanques-rede, sendo que estes impactos podem ser transferidos para os níveis tróficos superiores de maneira indireta (VASSLIDES et al., 2017).

Os modelos também podem ser aplicados no intuito de simular a ação de medidas de manejo nestes ambientes, predizendo assim efeitos no ecossistema e auxiliando na tomada de decisão. A interação entre as cargas de nutrientes que oum ambiente lacustre recebe e sua comunidade pode ser modelada, relacionando inclusive este aporte de nutrientes com a abundância das espécies de peixes de interesse comercial (KAO; ADLERSTEIN; RUTHERFORD, 2014, 2016). Assim, o entendimento dos efeitos diretos e indiretos de nutrientes alóctones sobre as comunidades aquáticas favorece o entendimento das interações entre diferentes interferências antrópicas, tais como piscicultura e pesca, auxiliando no estabelecimento de regulamentações para tais atividades.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi modelar a estrutura trófica de reservatórios do semiárido brasileiro e estimar o nível de maturidade destes ambientes, além de avaliar as interações entre as atividades de piscicultura e pesca desenvolvidas nestes ambientes aquáticos. Nossa hipótese foi que as atividades de piscicultura e pesca em reservatórios do semiárido brasileiro possuem interações sinérgicas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em dois reservatórios mesotróficos do semiárido do nordeste brasileiro (Santa Cruz e Umari), localizados na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró no estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). Estes reservatórios possuem potencial para irrigação, captação de água, pesca e criação de peixes em tanques-rede. Ambos estão em regiões com condições edafoclimáticas de semiaridez com clima predominante BSw'h' segundo classificação de Koppen, caracterizando um clima quente e semiárido com temperatura média anual de 28,5 °C (mínima de 22 °C e máxima de 35 °C). O reservatório Santa Cruz tem capacidade de acumular 600 milhões de metros cúbicos de água e possui uma bacia hidrográfica de 4264 km², enquanto Umari pode acumular até 292 milhões de metros cúbicos e possui uma bacia hidrográfica de 1533 km². Atualmente os dois reservatórios possuem atividades de criação de tilápia-do-Nilo em tanques-rede e de pesca artesanal (LOPES et al., 2017).

Figura 1. Área de estudo, com destaque para os reservatórios de a) Santa Cruz e b) Umari localizados no estado do Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro.



Fonte: Acervo do Autor.

Os valores de precipitação pluviométrica nas bacias dos reservatórios foram obtidos das estações climatológicas monitoradas pela Agência Nacional das Águas, localizadas nas coordenadas: 05°55'44.70"S / 038°02'47.56"O. Durante os anos de coleta a região esteve submetida a uma escassez de chuvas (Figura 2a). O período de amostragem foi classificado como uma época de Seca Severa (pluviosidade média anual de ~464 mm) de acordo com o método dos Decis (GIBBS; MAHER, 1967), que leva em consideração a pluviosidade dos últimos 30 anos.

Os dados mensais referentes ao volume de Santa Cruz e Umari foram fornecidos pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Rio Grande do Norte (SEMARH). Com a estiagem prolongada houve a diminuição progressiva do volume acumulado pelos reservatórios (Figura 2b). No final do período de amostragem (2014) os níveis diminuíram para 42% em Santa Cruz e 36% em Umari. O volume médio dos reservatórios em relação ao seu total para todo o período de coletas foi de 50% (340 milhões de m³) em Santa Cruz e 45% (153,6 milhões de m³) em Umari.

Figura 2. a) Precipitação acumulada anual dos últimos 100 anos (1916 a 2016) de uma estação de monitoramento na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró. b) Níveis dos reservatórios Santa Cruz e Umari de 2002 até 2014. A linha tracejada indica a média geral (707,7 mm); a seta indica a época do estudo, com precipitação média anual de 464 mm.



2.2 MODELO DE TEIA TRÓFICA

Para elaboração dos modelos de teia trófica nos reservatórios foi utilizado o programa *Ecopath with Ecossim* (EwE) que estima a biomassa e o consumo de vários compartimentos do ecossistema, permitindo representar o ambiente natural através de um balanço de massas (CHRISTENSEN; WALTERS, 2004). Os dados necessários ao modelo foram levantados em expedições trimestrais durante dois anos (2013 e 2014), em seis estações de amostragem em cada reservatório.

A equação básica do EwE é a de um sistema balanceado, em que o consumo de um predador gera a mortalidade por predação de sua presa. Desta forma, as condições de equilíbrio no sistema existem quando a biomassa média anual para cada espécie ou grupo não varia de um ano para outro (CHRISTENSEN; PAULY, 1992). Esta relação pode ser descrita da seguinte forma:

Produção do grupo (i) = Mortalidade por predação sobre (i) + Outras mortalidades de (i) + Export de (i).

Que matematicamente é descrito no Ecopath por equações lineares simples:

$$Bi \times PBi \times EEi - \sum_{ii} (Bj \times QBj \times DCji) - EXi = 0$$

onde:

Bi - biomassa da presa (i);

PBi - produção / biomassa de (i) que é igual a mortalidade natural (M) ou total (Z) se houver pesca (F) no local;

EEi - eficiência ecotrófica de (i), isto é, fração da produção de i que é consumida dentro do sistema ou exportada;

Bj - biomassa do predador (j);

QBj - consumo / biomassa do predador (j) e representa o consumo por unidade de biomassa do consumidor j;

DCji - fração da presa (i) na dieta do predador (j) e

EXi - export de (i), refere-se à biomassa pescada e/ou que migra para outros ecossistemas.

Para cada um dos compartimentos inseridos no modelo há uma equação linear e entre os quatro parâmetros desta equação básica (Biomassa (B), Produção por biomassa (PB), Consumo por biomassa (QB) e Eficiência ecotrófica (EE)), três devem ser fornecidos pelo usuário, para que o modelo calcule a estimativa do quarto. Preferencialmente deve ser deixado para o modelo a estimativa do valor de EE, que representa o uso de um componente dentro do ecossistema, variando de zero a um, sendo que valores próximos ao máximo indicam um compartimento que é bastante predado e também atua como consumidor. Valores maiores do que um não são esperados de acontecer na natureza (apesar de serem possíveis matematicamente), pois indicam que aquele compartimento está sendo mais consumido (ou pescado) além do nível de sua própria produção.

As biomassas são padronizadas por área e expressas em t.km⁻² de massa fresca, enquanto os valores de PB e QB são expressos em t.km⁻².ano⁻¹. Apesar de ser preferível informar ao Ecopath os parâmetros B, PB e QB, deixando para o modelo calcular a EE de cada grupo, pode ser que algum desses parâmetros não seja conhecido. Neste caso podendo ser estimado pelo próprio modelo, sendo necessário informar um valor de EE para o componente em questão.

2.3 OBTENÇÃO DOS DADOS

Os modelos Santa Cruz e Umari foram construídos com um esforço multidisciplinar, com todas as etapas (planejamento, amostragem e análises) sendo orientados ao modelo. Este tipo de delineamento resulta em resultados de alta qualidade e confiança, minimizando os erros envolvidos nas conversões e transformações utilizadas na estimativa de alguns parâmetros do Ecopath.

2.3.1 Ictiofauna

Foram realizadas coletas de peixes com rede de espera e esforço padronizado com frequência trimestral durante dois anos em seis pontos de cada reservatório. O material biológico coletado foi levado para laboratório e identificado até o nível taxonômico de espécie por meio de literatura especializada, bem como os indivíduos foram medidos e pesados. A partir dos dados de comprimento e peso foram realizadas as seguintes análises: (i) relações peso-comprimento (lineares e não lineares); e (ii) cálculo das taxas de mortalidade natural (PAULY, 1980), equivalente a Produção/Biomassa (ALLEN, 1971), e de consumo (PALOMARES; PAULY, 1998), isto é, o quanto o compartimento ingere de alimento ao longo de um ano, em relação a sua própria biomassa. Como as redes de espera não estimam a biomassa por área de ambiente, optou-se por deixar o Ecopath estimar este valor para ambos os modelos.

A produção de biomassa de um grupo de peixe ao longo de um ano é descrita pela equação:

$$M = 0,9849 \times K^{0,65} \times L_{\infty}^{-0,279} \times T^{0,463}$$

onde:

M - Mortalidade natural (ano⁻¹) = Produção/Biomassa (ALLEN, 1971);

K - constante de crescimento de Von Bertalanffy (ano⁻¹);

 $L\infty$ - comprimento assintótico (cm);

T - média da temperatura ambiental (°C).

O consumo por biomassa de um grupo de peixe ao longo de um ano é descrito pela equação:

$$\log (QB) = 7,964 - 0,204 \times \log W_{\infty} - 1,965 \times T + 0,083 \times Ar + 0,532 \times H \times 0,398 \times D$$

onde:

Q/B - Consumo/Biomassa (ano⁻¹);

 $W\infty$ - peso assintótico (g);

T' - expressa a temperatura média do ambiente. T' = $1000/(\text{Kelvin} = ^{\circ}\text{C} + 273.15)$;

Ar - índice da nadadeira caudal. Ar = $h^2 \cdot S^{-1}$ (h = altura da nadadeira caudal (mm) e S = área da nadadeira caudal (mm²));

H e D - hábito alimentar. Quando herbívoro H = 1 e D = 0; quando detritívoro H = 0 e D = 1; para os demais hábitos alimentares, H = D = 0.

Os parâmetros de comprimento, peso, habito alimentar e temperatura foram calculados localmente, para cada reservatório, enquanto os parâmetros de índice da nadadeira caudal e constante de crescimento de von Bertalanffy foram retirados da literatura, para a mesma espécie em ambientes semelhantes.

O conteúdo estomacal e intestinal de indivíduos de cada espécime foi avaliado sob microscópio estereoscópico e microscópio óptico sendo o item alimentar identificado até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se bibliografía especializada. Após a identificação dos itens foi obtido o volume através de provetas graduadas observando-se o deslocamento de líquido (HELLAWELL; ABEL, 1971). Dos dados da dieta serão obtidas as frequências de ocorrência e volumétrica. A associação das frequências dará origem ao cálculo de Índice Alimentar (IAi) (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980), apresentado como porcentagem. As proporções de cada item alimentar na dieta de cada espécie (ou grupo) serão com base nos índices alimentares calculados. Com os valores de Níveis Tróficos calculados pelo Ecopath realizamos um teste t pareado, a 5% de probabilidade, a fim de comparar os níveis tróficos das espécies de peixe para inferir se elas podem ocupar posições tróficas distintas. Alguns compartimentos de peixes representam mais de uma espécie. Estes agrupamentos foram feitos para facilitar a composição da dieta dos predadores: *Leporinus spp. (Leporinus piau, Leporinus elongatus e Leporinus taeniatus)*; Moenkhausia spp. (*Moenkhausia dichroura e Moenkhausia costae*); Astyanax spp. (*Astyanax aff. Bimaculatus* e *Astyanax aff. Fasciatus*); e Outros Detritívoros (*Crenicichla menezesi, Loricariichthys derbyi, Astronotus ocellatus e Steindachnerina notonota*). Os parâmetros de entrada no modelo para estes compartimentos foram considerados como a média dos parâmetros das espécies de cada grupo. Estes agrupamentos de peixes foram utilizados somente no modelo Santa Cruz.

A atividade de pesca foi acompanhada em ambos os reservatórios através do registro dos desembarques durante o período de coleta. As capturas foram monitoradas por pescadores treinados, em cada reservatório, conforme descrito em (LOPES et al., 2017). Uma vez ao mês estes pescadores, com o auxílio de planilhas de acompanhamento, registrou a captura para cada espécie dos pescadores que atuavam nos reservatórios, em peso e/ou quantidade de indivíduos.

2.3.2 Fitoplâncton

Amostras de água foram coletadas trimestralmente, em cada ponto de coleta em cada reservatório durante dois anos, para avaliar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Para a identificação das espécies foram observadas várias lâminas do material vivo coletado em amostras integradas por meio de arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (abertura de malha de 20 um). Foram coletadas amostras de água em cada ponto para quantificação do número de indivíduos por volume. As amostras foram coletadas por integração em escala vertical (diferentes profundidades), com o auxílio de uma garrafa de van Dorn. A quantificação foi realizada através de microscopia invertida (UTERMOHL, 1958).

O valor da entrada de Biomassa do fitoplâncton para o modelo Ecopath foi calculado com base no somatório da quantidade de indivíduos por espécie (ind.mL⁻¹) das amostras coletadas. O número de indivíduos por m³ foi transformado em mg m⁻³ de carbono com base no volume celular médio de 700 ug.m⁻³ (VERITY et al., 1992). Os valores de carbono foram transformados em microgramas de peso úmido por m⁻³ multiplicando-se pelo fator de conversão 10, e em seguida em g m⁻³ multiplicando-se por 1000.

Posteriormente foi calculado o volume total da zona eufótica de cada reservatório, pela multiplicação da área do mesmo pela profundidade da zona eufótica. Multiplicando este volume pela abundância em g.m⁻³, conforme descrito acima, foi obtido valor da biomassa total de fitoplâncton, em gramas por m², que é equivalente a toneladas por km². Esta biomassa foi dividida pela área do reservatório, estando o resultado na unidade necessária pelo Ecopath (g.m⁻² = t.km⁻²). Este procedimento foi adotado para a comunidade fitoplanctônica como um único grupo, sem separação por espécie, em ambos os reservatórios.

A produção primária do fitoplâncton foi calculada para o reservatório Santa Cruz, pelo método dos frascos claros e escuros. Os valores obtidos em mgO₂.m⁻³.h⁻¹ foram transformados em valores de massa de carbono através da multiplicação pelo fator 0,312 (VOLLENWEIDER, 1974). Com os valores de produção de carbono por hora, foi estimado a produção anual do fitoplâncton para o reservatório de Santa Cruz, e seguindo a metodologia descrita anteriormente, os valores de miligramas de carbono foram transformados para massa de fitoplâncton produzida anualmente, e dividindo esta produção pela biomassa calculada anteriormente foi obtido o valor do parâmetro PB para Santa Cruz. Pela indisponibilidade da estimativa de produção primária no reservatório Umari, utilizou-se o mesmo valor, considerando que são ambientes semelhantes em composição de espécies e estado trófico, além de próximos geograficamente.

2.3.3 Zooplâncton

Foram feitos arrastos verticais (com comprimento padronizado) com rede de plâncton com malha de 50 um. Em seguida as amostras de cada arrasto foram integralizadas em uma única amostra e o volume total de água filtrada foi calculado com base da área da boca da rede e o comprimento total de todos os arrastos realizados. Os organismos zooplanctônicos foram imediatamente fixados em solução açucarada de formalina a 4% e posteriormente contados e identificados a nível específico através de microscópio estereoscópico.

Para determinação da biomassa zooplânctonica os organismos foram contados e identificados a nível específico através de microscópio estereoscópico. Os pesos médios individuais foram estimados para os três táxons principais (Rotifera, Cladócera e Copépoda). A biomassa total dos organismos zooplanctônicos foi calculada multiplicando-se o peso

médio de um indivíduo pela sua respectiva densidade na amostra, para cada espécie identificada. Este valor de biomassa total foi padronizado pela área do reservatório através do mesmo procedimento adotado para o fitoplâncton e descrito acima. O valor resultante em g.m⁻² foi utilizado como valor de entrada de biomassa para o modelo EwE. As biomassas foram calculadas para ambos os reservatórios, para cada grupo zooplanctônico, entretanto para os dois modelos foi utilizado o somatório das biomassas dos três grupos em cada reservatório, constituindo um único compartimento.

Os valores de Produção/Biomassa e Consumo/Biomassa para este grupo foram retirados de um modelo Ecopath para o Pantanal Mato-grossense (ANGELINI et al., 2013).

2.3.4 Macroinvertebrados bentônicos

Foram coletadas aleatoriamente amostras de sedimento em ambos os reservatórios, com o auxílio de um coletor de sedimento tipo corer (AMBÜHL; BÜHRER, 1975). Os coletores são tubos acrílicos com 8 cm de diâmetro com área da abertura aproximada de 50 cm². Apenas os primeiros 5 cm do sedimento foram coletados visto que é a fração mais colonizada por macroinvertebrados bentônicos. Em laboratório os organismos foram identificados ao nível taxonômico mais refinado, contados, medidos e pesados para o cálculo da biomassa. Após o cálculo de biomassa de cada espécie, elas foram agrupadas em compartimentos para compor os modelos. Os compartimentos que representam a comunidade bentônica foram divididos em três: moluscos (*Melanoides tuberculata*), insetos aquáticos (família Chironomidae e ordem Odonata), e camarão (*Macrobrachium amazonicum*). Apesar de outros táxons terem sido amostrados, tais como Oligochaeta, Pomacea e Biomphalaria, os mesmos não foram considerados devido a sua baixa abundância no ambiente e baixa ocorrência nas análises estomacais, em relação aos demais itens. A produção dos compartimentos bentônicos foi estimada segundo equação descrita a seguir (TUMBIOLO; DOWNING, 1994).

$$\log P = 0.24 + 0.96 \times \log B - 0.21 \times \log M + 0.03 \times T - 0.16 \times \log (D+1)$$

onde:

P – Produção anual (gMS.m⁻².ano⁻¹);

B – Biomassa (gMS.m⁻²);

M – Peso individual máximo (mgMS; 1 gMS = 3,5 gMF);

T – Temperatura da água na superficie (°C);

D – Profundidade (m).

Para o cálculo do consumo dos organismos bentônicos foi utilizado a estimativa de respiração descrita pela equação a seguir (HUMPHREYS, 1979).

$$\log R = 0,691 + 0,892 \times \log P$$

onde:

R - Respiração (KJ.m⁻².ano⁻¹);

P - Produção (K.m⁻².ano⁻¹);

P-Produção/Biomassa;

Fatores de conversão - 1 KJ = 238.85 calorias e 1 gMF = 5 calorias.

De maneira que a taxa de consumo por biomassa foi calculada conforme a equação a seguir.

$$Q/B = \frac{(P/B + R/B)}{A}$$

onde:

Q/B - Consumo/Biomassa (g.m⁻²·ano⁻¹);

P/B - Produção/Biomassa;

R/B - Respiração/Biomassa;

A – Fator de hábito alimentar: filtradores e suspensívoros = 0,6; outros grupos, incluindo detritívoros = 0,8.

Nos modelos construídos foi considerado que a maior fração da dieta dos macroinvertebrados bentônicos foi constituída de detritos e uma menor parte incluiu macrófitas, zooplâncton e outros organismos bentônicos, para ambos os modelos.

2.3.5 Macrófitas aquáticas

As coletas do material vegetal foram efetuadas manualmente para as macrófitas aquáticas emersas, flutuantes livres, epífitas e com folhas flutuantes. Para a padronização do esforço amostral foi utilizado um quadrado de 0,25 m². O quadrado foi disposto ao acaso sobre os estandes e o material vegetal foi coletado. Para as espécies submersas, a coleta foi realizada com o auxílio de uma draga e com arrastos de ganchos, com o esforço amostral padronizado. As espécies foram identificadas com o auxílio de chaves analíticas e bibliografia especializada e através de morfologia comparada com exemplares do herbário da Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Os táxons considerados foram as submersas *Egeria densa*, duas espécies do gênero Chara (*Chara indica e Chara zeylanica*), bem como as flutuantes *Salvinia auriculata* e *Ludwigia helminthorrhiza*.

A biomassa por área foi calculada obtendo-se a massa dos espécimes coletados e multiplicando esta massa pela área do amostrador. A cobertura de macrófitas aquáticas em cada reservatório foi estimada com o uso de imagens de satélite, assim as biomassas encontradas anteriormente foram multiplicadas pela porcentagem da área de cada reservatório coberta por macrófitas (flutuantes, com folhas flutuantes e submersas nas margens). A Produção/Biomassa deste grupo foi considerada segundo (ANGELINI et al., 2013).

2.3.6 Tilápia cultivada

O cultivo de Tilápia em tanques-rede foi acompanhado durante o período de um ciclo, onde a oferta de ração e o ganho de massa dos peixes foi monitorado tanto em Santa Cruz (MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016) quanto em Umari (CACHO, 2017). O parâmetro Biomassa para este grupo foi calculado considerando-se a produção total durante o ano de 33 t em Santa Cruz e 268 t em Umari, divididas pelas áreas totais dos reservatórios em quilômetros quadrados. O parâmetro P/B foi calculado como o ganho de biomassa (biomassa

final – biomassa inicial) dividido pela biomassa final. Já o Q/B foi calculado como a razão do total de ração ofertada e biomassa final. A dieta deste compartimento foi 70% de ração (*import*) e 30% de fitoplâncton.

2.3.7 Detritos

A biomassa de detritos no ecossistema foi estimada empiricamente a partir da produção primária bruta anual (PAULY; SORIANO-BARTZ; PALOMARES, 1993). Esta biomassa foi calculada para o reservatório Santa Cruz, sendo o mesmo valor utilizado para Umari, por falta da estimativa de produção primária neste reservatório.

$$\log D = -2,41+0,954 \times \log PP+0,863 \times \log E$$

onde:

D – biomassa de detritos (gC.m⁻²);

PP – produção primária (gC.m⁻².ano⁻¹);

E – profundidade da zona fótica (m).

2.3.8 Validação e balanceamento dos modelos

Uma das fases da modelagem é a calibração e validação do modelo que normalmente é feita com séries temporais de dados observados, plotados juntamente com os valores simulados pelo modelo. Porém na falta destas séries temporais (preferencialmente de mais de 10 anos) pode-se validar um modelo estático analisando valores de algumas taxas, que se não estiverem dentro de determinados limites de referência, indicam irrealidade biológica. Desta forma, na construção dos modelos foram observados os seguintes parâmetros (HEYMANS et al., 2016): i) a taxa de alimento não assimilado para o grupo zooplâncton foi definida para 40%, entre 40% e 30% para os compartimentos bentônicos e 20% para os demais (valor padrão do Ecopath); ii) o modelo foi balanceado para garantir uma eficiência ecotrófica (EE) menor do que 1 para todos os compartimentos; iii) as razões Produção/Consumo foram alteradas para estar entre 0,1 e 0,3; iv) valores da taxa Respiração/Assimilação devem ser

menores do que 1,0 para todos os componentes; v) os valores da taxa Respiração/Biomassa variam entre 1 e 10 para os compartimentos de peixes e entre 50 e 100 para grupos com taxas maiores de metabolismo (valores elevados de PB e QB). A rotina PREBAL (*Pre-balanced*) interna do Ecopath também foi utilizada como ferramenta de diagnóstico da qualidade dos modelos e basicamente diagnostica que maiores valores de nível trófico (NT) estão associados a menores valores de PB e QB.

O índice de Pedigree foi calculado para quantificar a incerteza associada aos valores de entrada para o modelo, ou seja, os dados de biomassa por área, produção e consumo por biomassa e dieta (CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005). Neste módulo o usuário atribui um valor de qualidade à informação (0 a 1, sendo 0 informação com alta incerteza e 1 informação com alta certeza) e ao final é estimada a média (Índice de Pedigree) de todos estes valores, o que fornece uma estimativa geral da qualidade dos dados de entrada de cada modelo (CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005).

2.4 OUTPUTS DO ECOPATH

O Ecopath estima o nível trófico de todos os compartimentos do sistema, baseado na matriz de composição de dieta. Com base nestas informações o modelo calcula a matriz de impacto trófico (MIT), que qualifica as relações tróficas, diretas e indiretas, entre os compartimentos do modelo, onde um aumento de biomassa de um compartimento pode causar: i) o aumento na biomassa de outro, caracterizando um impacto positivo neste compartimento; e ii) a diminuição da biomassa de outro compartimento, caracterizando um impacto negativo (ULANOWICZ; PUCCIA, 1990). Também foi calculado o Índice de Espécie-Chave (IEC) (LIBRALATO; CHRISTENSEN; PAULY, 2006), que avalia a biomassa relativa de cada compartimento (com exceção dos detritos) e o seu impacto global na teia trófica, de modo que compartimentos com reduzida biomassa relativa e alto impacto sobre outras populações são considerados compartimentos-chave na teia trófica daquele ecossistema.

O diagrama *Lindeman Spine* é calculado pelo Ecopath com os somatórios das biomassas e fluxos de energia em cada nível trófico, representando as transferências de energia dentro do ecossistema e sua eficiência (LINDEMAN, 1942). Para definir a estrutura

de uma teia trófica o Ecopath calcula uma série de indicadores sistêmicos, como o Índice de Conectância (IC) e Índice Onivoria Sistêmico (IOS). O IC representa o número de ligações feitas entre predadores e presas, normalizado pelo número de ligações possíveis de serem feitas naquele ambiente (CHRISTENSEN; WALTERS, 2004; CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005). O IOS é uma média normalizada dos índices de onivoria de todos os compartimentos do ecossistema, e assim reflete a onivoria global daquele ambiente (LIBRALATO, 2008). Um sistema com IOS próximo a 0 possui muitos consumidores especialistas, por outro um valor de IOS próximo a 1 indica um ambiente com consumidores de alta plasticidade alimentar (PAULY; SORIANO-BARTZ; PALOMARES, 1993; CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005).

O Ecopath estima atributos ecológicos clássicos (ODUM, 1969), tais como Produção Primária Total/Respiração Total, Produção Primária total/Biomassa Total, Biomassa total/Fluxos totais, os fluxos de energia no sistema. Alguns atributos sistêmicos estão mais relacionados com a maturidade do ecossistema, como a Ascendência (A), o *Overhead* (O), o Índice de Ciclagem de Finn (FINN), a Eficiência de Transferência e a razão Detritivoria/Herbivoria. A ascendência é uma medida da quantidade de energia do sistema que se encontra organizada, refletindo a maturidade daquele ambiente (ULANOWICZ, 2009). O *overhead* por sua vez quantifica a quantidade de energia sem organização presente no sistema, e assim representa a estabilidade daquele ecossistema e sua capacidade de resistir a perturbações (ULANOWICZ, 2009). Estes dois índices representam uma medida da estabilidade e maturidade do ecossistema (CHRISTENSEN, 1995). Já o FINN mede quanto da energia do sistema é reciclada dentro do próprio ambiente (FINN, 1976), e está diretamente relacionada com a capacidade do ecossistema em se recuperar de uma perturbação, expressando assim a resiliência daquele ambiente (VASCONCELLOS et al., 1997).

A eficiência de transferência de um ecossistema representa as transferências de energia ao longo da teia trófica, levando em consideração suas perdas ao longo do caminho trófico (LIBRALATO et al., 2010). A razão Herbivoria/Detritivoria é um atributo que representa qual cadeia tem maior peso nas relações tróficas de determinado ambiente, a cadeia de herbivoria ou a de detritivoria. Estes atributos expressam o patamar de desenvolvimento de determinado ecossistema, considerando que ecossistemas mais resilientes são mais maduros (ANGELINI et al., 2013).

2.5 SIMULAÇÃO DA INTERAÇÃO ENTRE PISCICULTURA E PESCA

Para simular o impacto das alterações das concentrações de nutrientes nos reservatórios (na forma de emissões dos tanques-rede) foi utilizado o módulo temporal do EwE, denominado Ecosim. Foram construídos quatro cenários, em dois foram simuladas alterações na carga de nutrientes dos reservatórios, refletindo mudanças na produção aquícola, enquanto nos outros dois foram simuladas alterações no esforço de pesca. Os níveis de aumento e diminuição simulados foram de 90% em ambos os casos, considerados adequados para a visualização dos efeitos nas comunidades aquáticas. Os cenários de diminuição do esforço de pesca e da produção aquícola representa uma cessão quase total de ambas as atividades, enquanto os cenários de aumento representam um crescimento proporcional das duas atividades. Neste contexto, foram aplicadas Funções Forçantes (FF) ao parâmetro "Carga de nutrientes" do Ecosim para dois dos cenários, e ao esforço de pesca para os outros dois, em ambos os reservatórios. De forma que as quatro simulações consideradas foram: a) Nutrientes -90, redução de 90% nas cargas de nutrientes; b) Nutrientes +90, aumento de 90% nas cargas de nutrientes; c) Esforço -90, redução de 90% no esforço de pesca sobre todas as espécies capturadas; d) Esforço +90, aumento de 90% no esforço de pesca sobre todas as espécies capturadas. Tanto a redução quanto o incremento da carga de nutrientes ou do esforço de pesca ocorreram de forma gradual ao longo dos dois primeiros anos da simulação, a partir de quando os valores permaneceram constantes durante um total de 10 anos. Para cada ano de simulação foi calcullado pelos modelos as capturas estimadas das espécies exploradas pela pesca em ambos os reservatórios.

3 RESULTADOS

3.1 INTERAÇÕES TRÓFICAS

Os dois modelos tróficos foram construídos com um número semelhante de compartimentos, 21 para Santa Cruz (Tabela 1) e 22 para Umari (Tabela 2). Os modelos possuem dois produtores primários (fitoplâncton e macrófitas aquáticas), um grupo de zooplâncton, três compartimentos de macroinvertebrados bentônicos e um compartimento de tilápia cultivada em tanques-rede. De todos os peixes considerados, 12 estão presentes em ambos os reservatórios. A principal diferença entre os compartimentos dos dois modelos foi o grupo "outros detritívoros" em Santa Cruz, que representa quatro espécies de mesmo hábito alimentar com baixa ocorrência durante as amostragens, enquanto o modelo Umari possui mais dois compartimentos de peixes (Crenicichla menesezi e Astronotus ocellatus). As biomassas dos peixes, estimadas pelo Ecopath, foram mais elevadas para Umari em comparação com Santa Cruz, para a maioria das espécies consideradas. O valor de pedigree foi de ~0,4 para ambos os modelos, principalmente devido à ausência de valores observados in situ para as biomassas dos compartimentos de peixes. Ainda assim, a qualidade dos demais parâmetros de entrada garantem confiança ao modelo. Esta confiança é também expressa nos valores das taxas que conferem realidade biológica ao modelo (Tabela A1 e A2 do Apêndice A do capítulo) e também do PREBAL (Figuras A1 e A2 do Apêndice A do capítulo).

Em Santa Cruz 31% (quatro) dos compartimentos de peixes foram classificados como onívoros, enquanto em Umari 38% (cinco) dos peixes receberam esta classificação. Dentro desta categoria estão os peixes que se alimentam principalmente de detritos e macroinvertebrados bentônicos, incluindo camarões, insetos aquáticos e moluscos. O hábito alimentar de cada compartimento foi baseado no IAi e representado no Ecopath através das matrizes de composição da dieta, para cada modelo (Tabelas 3 e 4).

O nível trófico (NT) máximo estimado para os compartimentos de peixes foi de 3,6 em Santa Cruz (para *Cichla monoculus*) e 3,8 em Umari (para *Hoplias malabaricus*). As espécies piscívoras foram *Hoplias malabaricus* e *Cichla monoculus* em ambos os reservatórios, enquanto *Plagioscion squamosissimus* e *Trachelyopterus galeatus* demonstraram hábito piscívoro somente em Santa Cruz e Umari, respectivamente (Figuras 2 e 3). Na comparação entre estes níveis tróficos (teste t = 2,58; p = 0,02; N = 13) encontramos que a média no reservatório Umari (2,92) é significativamente maior que no reservatório Santa Cruz (2,75), a diferença foi especialmente para os compartimentos *Leporinus spp.*,

Prochilodus brevis, Hypostomus papariae e *Trachelyopterus galeatus*, com níveis tróficos maiores em Umari.

Tabela 1. Parâmetros de entrada e estimativas do modelo (em negrito) para o reservatório Santa Cruz. NT: Nível Trófico; B: Biomassa (t.km⁻²); PB: Produção/Biomassa (t.km⁻².ano⁻¹); QB: Consumo/Biomassa (t.km⁻².ano⁻¹); EE: Eficiência Ecotrófica; PQ: Produção/Consumo; D: Estimativa de captura por pesca (t.km⁻².ano⁻¹).

	Compartimento	NT	B	PB	QB	EE	PQ	D
1	Fitoplâncton	1	8,8	485		0,10		
2	Macrófitas	1	518	30		0,01		
3	Zooplâncton	2	4,29	55	250	0,04	0,22	
4	Moluscos	2	7,56	31,9	95,94	0,02	0,33	
5	Insetos	2,2	1,93	5,21	15,63	0,79	0,33	
6	Camarão	2,3	1,48	4,84	14,52	0,61	0,33	
7	Hoplias malabaricus	3,6	0,22	0,94	8,23	0,99	0,11	0,09
8	Plagioscion squamosissimus	3,2	0,31	0,94	6,96	0,99	0,14	0,001
9	Cichla monoculus	3,6	0,14	0,78	7,80	0,99	0,10	0,11
10	Triportheus signatus	2,9	0,21	1,5	11,23	0,9	0,13	
11	Trachelyopterus galeatus	3,1	0,31	1,2	11,11	0,9	0,11	
12	Leporinus spp.	2,4	0,12	1	9,09	0,9	0,11	
13	Astyanax spp.	3,2	0,20	1	15,73	0,9	0,06	
14	Moenkhausia spp.	3,3	0,10	1,2	13,97	0,9	0,09	
15	Hypostomus papariae	2,2	0,29	1,12	21,00	0,9	0,05	
16	Prochilodus brevis	2	0,53	0,9	25	0,9	0,04	0,03
17	Curimatella lepidura	2	0,04	2,7	8,19	0,9	0,33	
18	Oreochromis niloticus	2,2	0,21	3	7,95	0,9	0,38	0,002
19	Outros detritívoros	2	0,25	1,4	25,74	0,9	0,05	
20	Tilápia cultivada	2	1,57	0,99	1,92	0	0,52	
21	Detritos	1	20,6			0,12		

Fonte: Acervo do Autor.

Tabela 2. Parâmetros de entrada e estimativas do modelo (em negrito) para o reservatório Umari. NT: Nível Trófico; B: Biomassa (t.km⁻²); PB: Produção/Biomassa (t.km⁻².ano⁻¹); QB: Consumo/Biomassa (t.km⁻².ano⁻¹); EE: Eficiência Ecotrófica; PQ: Produção/Consumo; D: Estimativa de captura por pesca (t.km⁻².ano⁻¹).

	Compartimento	NT	В	PB	QB	EE	PQ	D
1	Fitoplâncton	1	25	485	0	0,01		
2	Macrófitas	1	250	30	0	0,05		
3	Zooplâncton	2	1,29	55	250	0,41	0,22	
4	Moluscos	2	10,2	38,1	114,2	0,04	0,33	
5	Insetos	2,21	2,36	6,8	20,4	0,97	0,33	
6	Camarão	2,32	2,62	7,49	22,47	0,72	0,33	
7	Hoplias malabaricus	3,79	0,3	1,5	8,48	0,95	0,18	0,12
8	Plagioscion squamosissimus	3,22	0,80	1,09	9,72	0,9	0,11	0,003
9	Cichla monoculus	3,67	0,41	0,77	7,6	0,9	0,10	0,03
10	Triportheus signatus	3,17	0,20	1,54	10,89	0,9	0,14	
11	Trachelyopterus galeatus	3,45	0,23	1,23	11,85	0,9	0,10	
12	Leporinus piau	2,94	0,90	0,97	9,03	0,9	0,11	0,001
13	Astyanax bimaculatus	2,96	0,24	0,84	27,39	0,9	0,03	
14	Moenkhausia dichroura	3,25	0,45	1,44	20,91	0,9	0,07	
15	Hypostomus papariae	2,57	0,61	1,19	23,51	0,9	0,05	
16	Prochilodus brevis	2,54	0,36	0,86	25,4	0,9	0,03	0,02
17	Curimatella lepidura	2	0,19	2,73	8,19	0,9	0,33	
18	Oreochromis niloticus	2,39	0,17	3	7,95	0,9	0,38	
19	Crenicichla menesezi	2	0,32	1,5	10,25	0,9	0,15	
20	Astronotus ocellatus	2	0,44	1,23	10,07	0,9	0,12	
21	Tilápia cultivada	2	17	0,65	1,7	0	0,38	
22	Detritos	1	20,6			0,11		

Presa/Predador 0,3 Fitoplâncton 0,4 0,10 0,14 0,05 0,3 Macrófitas 0,3 0,1 0,02 0,47 0,01 0,12 0,16 0,15 Zooplâncton 0,2 0,1 0,05 0,18 0,2 Moluscos 0,3 0,01 0,1 0,01 0,20 0,29 0,05 Insetos 0,1 0,01 0,1 0,42 0,23 0,02 0.98 0.51 Camarão 0,01 0,1 0,6 0,18 0,12 0,38 0,04 0,49 Hoplias malabaricus 0,1 Plagioscion squamosissimus 0,1 0,1 Cichla monoculus Triportheus signatus 0,10,1Trachelyopterus galeatus 0,19 Leporinus spp. 0,1 Astyanax spp. 0,1 Moenkhausia spp. 0,1Hypostomus papariae 0,1 0,1 Prochilodus brevis 0,10,1Curimatella lepidura 0,09 Oreochromis niloticus 0,19 0,1 Outros detritívoros 0,1 0,08 Tilápia cultivada 0,79 Detritos 0,7 0,7 0,11 0,08 0,17 0,60 0,7 0,8 0,5 0,6 0,7 Import

Tabela 3. Matriz de composição de dieta para o modelo Santa Cruz.

23 Soma 1 </th <th>. 1</th>	. 1
---	-----

Tabela 4. Matriz de composição de dieta para o modelo Umari.

1 40	eiu i. muunz ue eomposi	içuo u	e area	a pura v			1411.													
	Presa \ Predador	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1	Fitoplâncton	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,18	0,13	0,05	0,3	0	0	0,3
2	Macrófitas	0	0,3	0	0	0	0	0	0,04	0,07	0,14	0,13	0	0,07	0,08	0,15	0	0	0	0
3	Zooplâncton	0	0	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0,57	0,54	0	0,4	0	0	0
4	Moluscos	0	0	0	0,1	0	0,3	0	0,12	0,2	0,5	0,26	0,1	0	0	0	0	0	0	0
5	Insetos	0	0	0	0,1	0	0	0	0,51	0,04	0,33	0,40	0,35	0	0	0	0	0	0	0
6	Camarão	0	0	0,01	0	0,19	0,7	0,28	0,33	0,1	0,03	0,11	0,55	0	0	0	0	0	0	0
7	Hoplias malabaricus	0	0	0	0	0	0	0,10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Plagioscion squamosissimus	0	0	0	0	0,1	0	0,10	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	Cichla monoculus	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	Triportheus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	Trachelyopterus galeatus	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	Leporinus piau	0	0	0	0	0,1	0	0,10	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	Astyanax bimaculatus	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	Moenkhausia dichroura	0	0	0	0	0	0	0,10	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	Hypostomus papariae	0	0	0	0	0,08	0	0,10	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	Prochilodus brevis	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	Curimatella lepidura	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0,1	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0
18	Oreochromis niloticus	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	Crenicichla menesezi	0	0	0	0	0	0	0,10	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0

99

20	Astronotus ocellatus	0	0	0	0	0,07	0	0,10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	Tilápia cultivada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	Detritos	0,6	0,7	0,79	0,7	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0,18	0,24	0,8	0,3	1	1	0
23	Import	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7
24	Soma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

100

Figura 3. Teia trófica do reservatório Santa Cruz. Números indicam os níveis tróficos; diâmetro das esferas representa a biomassa dos grupos.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 4. Teia trófica do reservatório Umari. Números indicam os níveis tróficos; diâmetro das esferas representa a biomassa dos grupos.



Fonte: Acervo do Autor.

As matrizes de impacto trófico (MIT) mostraram que o compartimento de Detritos é o principal causador de impactos positivos em ambas as teias tróficas (Figuras 5 e 6). Os macroinvertebrados bentônicos e várias espécies de peixes são os principais grupos impactados positivamente pelos detritos do sistema. Enquanto os peixes de hábito piscívoro foram os que mais impactaram negativamente a teia trófica, em ambos os ambientes. Além do impacto negativo, os próprios piscívoros também impactam positivamente outros peixes e macroinvertebrados bentônicos. A atividade de pesca impacta principalmente no reservatório de Santa Cruz, atuando de forma negativa sobre a população de *Cichla monoculus* e de forma

positiva nas populações de outros peixes, em termos de diminuição e aumento da densidade populacional, respectivamente. A pesca no reservatório de Umari mostrou impactos reduzidos sobre todos os compartimentos.

Figura 5. Matriz de impacto trófico para o reservatório Santa Cruz. Grupos impactantes são os compartimentos que exercem pressão sobre outros, aumentando (positivo) ou diminuindo (negativo) suas populações, direta ou indiretamente; grupos impactados são aqueles que tem suas biomassas modificadas por outro compartimento do ecossistema.

Grupo impactado



Fonte: Acervo do Autor.

102

Figura 6. Matriz de impacto trófico para o reservatório Umari. Grupos impactantes são os compartimentos que exercem pressão sobre outros, aumentando (positivo) ou diminuindo (negativo) suas populações, direta ou indiretamente; grupos impactados são aqueles que tem suas biomassas modificadas por outro compartimento do ecossistema.



Fonte: Acervo do Autor.

Tanto para Santa Cruz quanto para Umari os peixes piscívoros foram classificados como espécies-chave, com destaque para *H. malabaricus* e *C. monoculus*, que receberam os maiores IEC em ambos os reservatórios. Na terceira posição de espécie chave temos o *P. squamosissimus* em Santa Cruz e *T. galeatus* em Umari, que também são espécies com hábito piscívoro/bentívoro nestes ambientes. Para Santa Cruz os organismos bentônicos (camarão e insetos) são os compartimentos-chave de maior importância após os peixes piscívoros; por

outro lado, em Umari os peixes planctófagos e o zooplâncton foram considerados compartimentos-chave importantes.

As razões Detritivoria/Herbivoria apresentaram valores similares para Santa Cruz (3,4) e Umari (3,0). Com relação aos fluxos do sistema, o nível trófico II recebe mais energia dos detritos do que dos produtores primários, tanto para Santa Cruz (Figura 7) quanto para Umari (Figura 8).

Figura 7. Diagrama *Lindeman Spine* representando o fluxo de energia ao longo da teia trófica no reservatório Santa Cruz. NT = Nível Trófico; STF(%) = Soma Total dos Fluxos de energia, em porcentagem.





Fonte: Acervo do Autor.

Figura 8. Diagrama Lindeman Spine representando o fluxo de energia ao longo da teia trófica no reservatório Umari. NT = Nível Trófico; STF(%) = Soma Total dos Fluxos de energia, em porcentagem.



Fluxo

detritos

para





Fluxo dos

3.2 ATRIBUTOS ECOSSISTÊMICOS

Biomassa

A biomassa total (excluindo detritos) foi calculada em 546,55 t.km⁻² (Santa Cruz) e 314,01 t.km⁻² (Umari). Apesar de em Umari a estimativa de biomassa para quase todos os compartimentos ser maior do que em Santa Cruz, neste último a biomassa de Macrófitas aquáticas é aproximadamente o dobro do valor encontrado em Umari (Tabela 5). O IOS estimado foi de 0,09 (Santa Cruz) e 0,11 (Umari), destacando que os consumidores em ambas as teias alimentares são predominantemente especialistas em determinados itens alimentares. Ambos os reservatórios apresentaram IC de 0,2. Os valores de ascendência estimados para Santa Cruz (66,1%) e Umari (62,8%) são características de ambientes imaturos. Os valores de overhead encontrados foram de 33,8% para Santa Cruz e 36,8% para Umari. Os valores de FINN foram semelhantes para ambos os reservatórios, 3,65% para Santa Cruz e 3,34% para Umari.

Parâmetro	Santa Cruz	Umari	Unidade
Soma dos fluxos respiratórios	724,91	652,76	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Soma dos fluxos para detritos	10297,01	10091,83	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Soma total dos fluxos	22004,63	21431,76	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Soma de toda produção	20308,1	20136,08	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Produção primária líquida calculada	19808	19625	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Produção primária total/Respiração total	27,32	30,06	
Produção líquida do sistema	19083,09	18972,24	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Produção primária total/Biomassa total	36,24	62,50	
Biomassa total/Fluxos totais	0,025	0,015	ano ⁻¹
Biomassa de peixes	2,93	5,59	t.km ⁻²
Biomassa total	546,55	314,01	t.km ⁻²
Índice de Conectância	0,19	0,18	
Índice de Onivoria Sistêmica	0,09	0,11	
Índice de pedigree	0,41	0,41	
Índice de diversidade de Shannon	0,31	0,87	
Fluxos de PP para NT II	5,54	17,1	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Fluxos de Detritos para NT II	18,8	52	t.km ⁻² .ano ⁻¹
Razão D/H	3,4	3,0	%
Eficiência de transf. média	6,09	8,12	%
Eficiência de transf. NT II	1,31	4,28	%
Eficiência de transf. NT III	16	14,1	%
Eficiência de transf. NT IV	10,8	8,84	%
Eficiência de transf. NT V	10,7	6,52	%
Índice de ciclagem de Finn	3,65	3,34	% fluxos totais
Ascendência	66,1	62,8	%
Overhead	33,8	36,8	%

Tabela 5. Valores dos atributos ecossistêmicos calculados pelo Ecopath para os reservatórios Santa Cruz e Umari. PP: Produtores primários; NT: Nível trófico; D: Detritivoria; H: Herbivoria; Eficiência de transf.: Eficiência de transferência.

Os modelos aqui apresentados não puderam ser calibrados com séries históricas de dados pela ausência destas informações para os ambientes estudados (comum em
ecossistemas brasileiros). Mesmo com a ausência desta etapa na modelagem, os modelos construídos ainda possuem níveis satisfatórios de confiabilidade; estes foram atestados por métricas de diagnóstico, tais como PREBAL e Índice de Pedigree. Adicionalmente, as taxas utilizadas como indicadores de modelos em conformidade com sistemas reais estiveram dentro dos limites de referência, indicando que os modelos aqui construídos possuem adequação ecológica (ver Apêndice A).

3.3 SIMULAÇÃO DAS INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA

Os modelos construídos foram sensíveis às alterações nas cargas de nutrientes, e ao esforço de pesca, sendo que de os resultados das simulações foram semelhantes para Santa Cruz (Figura 9) e para Umari (Figura 10). Para as simulações dos nutrientes, no cenário de diminuição das cargas as capturas de todas as espécies diminuiu em ambos os reservatórios. Em Santa Cruz a captura de todas as espécies se estabilizou no oitavo ano da simulação, com a captura da principal espécie explorada (*C. monoculus*) sofrendo uma redução de 100x; enquanto em Umari as capturas diminuíram até o quinto ano da simulação, a partir de quando se estabilizaram, com a captura da espécie principalmente explorada (*H. malabaricus*) sofrendo uma redução de 100x. Por outro lado, o cenário de aumento nas cargas de nutrientes resultou em maiores capturas estimadas (em t.km⁻².ano⁻¹) para ambos os reservatórios e todas as espécie, principalmente para *C. Monoculus* e *H. malabaricus*, com um aumento entre 3,0 e 4,0 vezes.

Figura 9. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das capturas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90; c) Esforço -90; d) Esforço +90.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 10. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das capturas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90; c) Esforço -90; d) Esforço +90.



Fonte: Acervo do Autor.

Nas simulações de redução do esforço de pesca apenas as capturas das espécies de topo foram beneficiadas, com suas capturas aumentando 7,0 vezes para *C. monoculus* em Santa Cruz e 0,2 vezes para *H. malabaricus* em Umari, enquanto as capturas das demais espécies comerciais permaneceram praticamente inalteradas. Na simulação do aumento no esforço de pesca, em Santa Cruz apenas as capturas estimadas de *H. malabaricus* aumentaram, enquanto em Umari as capturas da mesma espécie diminuíram.

As simulações mostraram que para Santa Cruz, uma diminuição nas cargas de nutrientes provocou a diminuição de todas as populações, enquanto um aumento nestas cargas promoveu um aumento (Figura 11). Já a diminuição do esforço de pesca promoveu o aumento da população dos peixes predadores do topo da teia trófica, enquanto sua diminuição beneficiou principalmente as populações das presas destes predadores (Figura 12). Para Umari as estimativas de biomassa ao longo dos 10 anos de simulação foram semelhantes à Santa Cruz, tanto para os cenários de alteração de cargas de nutrientes (Figura 13) e de esforço de pesca (Figura 14).

Figura 11. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 12. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Santa Cruz para os cenários a) Esforço -90; b) Esforço +90.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 13. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Umari para os cenários a) Nutrientes -90; b) Nutrientes +90.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura 14. Resultados de dez anos de simulação dinâmica das biomassas relativas estimadas em Umari para os cenários a) Esforço -90; b) Esforço +90.



Fonte: Acervo do Autor.

4 DISCUSSÃO

4.1 TEIA TRÓFICA E ATRIBUTOS ECOSSISTÊMICOS

Nossos resultados demonstram uma alta similaridade entre as teias tróficas de ambos os reservatórios: ambos têm mesmos predadores de topo (*H. malabaricus* e *C. monoculus*) que foram consideradas espécies-chave; a razão Detritivoría/Herbivoría foi ~3,0 em ambos os ambientes, de modo que a principal fonte de energia para os consumidores foram os detritos, mas apesar disto ambos têm baixos valores de índices de ciclagem (+-3%); a eficiência de transferência entre níveis tróficos é a esperada para ambientes tropicais mais quentes (<10%). A biomassa de macrófitas foi maior em Santa Cruz influenciando a biomassa total. Porém, no caso da biomassa de peixes, que foi totalmente estimada pelo Ecopath, os valores foram maiores em Umari (5,92) do que em Santa Cruz (2,93). Também há de se destacar que em geral as espécies de peixes têm maiores valores de níveis tróficos no reservatório Umari. No caso dos tanques-rede, elas parecem não afetar muito a teia trófica local, provavelmente por causa do alto *import* na dieta deste compartimento (consumo de ração).

Modelos são simplificações da realidade e então é necessário discutir a nossa confiabilidade nos modelos aqui elaborados. Nossa principal limitação é a falta de uma estimativa *in loco* da biomassa dos compartimentos de peixes (t.km⁻²). As espécies de peixes foram amostradas por redes de espera, que não permitem a transformação para a unidade requerida pelo modelo (peso por área). De qualquer forma, além de nos informar quais espécies ocorrem nos reservatórios, estas amostragens serviram também para uma análise detalhada do conteúdo estomacal das espécies e a comparação do nível trófico das espécies entre reservatório. Para os demais grupos de organismos foram realizadas várias amostragens concomitantes que permitiram boas estimativas locais de biomassa dos grupos que formam a base da pirâmide trófica. Além disso, nossas estimativas de captura por espécie também são muito precisas já que foram realizadas muitas entrevistas para avaliar o desembarque pesqueiro local; da mesma forma como os dados das pisciculturas foram coletados em cada reservatório, e forneceram estimativas de alta precisão.

Desta forma, tem-se estimativas confiáveis de biomassa da base da pirâmide e da biomassa de peixes que é exportada do sistema, isto é, do topo da pirâmide. Logo, o Ecopath estimou a parte intermediária da pirâmide e os resultados de biomassa encontrados parecem satisfatórios quando comparados com outros modelos de reservatórios (GUBIANI et al., 2011) e quando avaliados pelas taxas metabólicas que confirmam a realidade biológica dos

organismos (Respiração/Assimilação, Respiração/Biomassa e Produção/Respiração) em relação aos seus respectivos níveis tróficos (ver Apêndice A).

Como em outros ecossistemas tropicais (MAYER et al., 2014; PATERSON et al., 2014; RUIZ-CAUICH et al., 2016), a dependência de ambas as teias tróficas é maior pelos detritos do que pelos produtores primários. Assim, nestes ecossistemas de regiões semiáridas é provável que a pressão dos níveis tróficos superiores sobre a base da teia trófica não seja o principal fator de controle da biomassa dos produtores primários (FRAU; BATTAUZ; SINISTRO, 2017). Nestes ecossistemas a densidade de fitoplâncton costuma ser reduzida, e geralmente a herbivoria tem baixa eficiência (MESQUITA, 2009), de modo que a cadeia de detritos ganha importância. Estes fatores, juntamente com a presença de bancos de macrófitas, provavelmente são as principais fontes de detritos em ambientes aquáticos no semiárido, tendo papel de sustentação da teia trófica (BEZERRA et al., 2017). Assim, a alta dependência sobre os detritos, forçada pela baixa pluviosidade, provavelmente é um padrão geral para reservatórios tropicais em regiões semiáridas.

As espécies de hábito alimentar carnívoro foram consideradas compartimentos-chave em ambos os ecossistemas, principalmente por possuírem populações relativamente pequenas e ainda assim exercerem forte impacto sobre as populações de suas presas, diminuindo-as. Os principais predadores nestes reservatórios são generalistas e geralmente estas espécies são determinantes na estrutura e funcionamento da teia trófica, uma vez que possuem alta uma diversidade de itens alimentares e portanto controlam a biomassa de vários compartimentos (THOMAZ et al., 2015). Entretanto, durante períodos de baixa quantidade de água nestes reservatórios os principais predadores mudam de estratégia alimentar, deixando de ser generalistas e passando a ser especialistas (SOUZA et al., 2017), de modo que o seu impacto direto passa a ser restrito a uma menor parcela da comunidade. Por outro lado, a atividade dos predadores costuma ser maior em períodos de estiagem (THOMAZ; BINI; BOZELLI, 2007), o que pode resultar em altas taxas de predação nestes ambientes, de modo que estas espécies piscívoras se tornam espécies-chave. De fato, indivíduos do gênero Cichla foram considerados compartimento-chave em um reservatório do semiárido brasileiro, apresentando uma maior importância na regulação da teia trófica durante o período de estiagem (BEZERRA et al., 2017). Assim, acontece nestes reservatórios um controle tanto ascendente (bottom-up) quanto descendente (top-down) influenciado provavelmente pela sazonalidade do regime de chuvas (ANGELINI et al., 2013), modificando a importância dos predadores em determinadas épocas do ano. Diante do exposto fica evidente a complexidade das relações tróficas nestes ecossistemas aquáticos em região semiárida, onde um olhar para predadores ou produtores isoladamente não é suficiente para o real entendimento de sua dinâmica.

Para ambientes aquáticos é esperado que as eficiências de transferência da energia sejam maiores para níveis tróficos menores, e diminuam gradativamente ao longo da teia trófica (WALLINE et al., 1993). Este comportamento reflete como carnívoros são consumidores menos eficientes do que herbívoros, em termos energéticos. Nos reservatórios modelados, o NT II apresentou uma eficiência de transferência de energia menor que os demais NT, principalmente devido a elevada biomassa de moluscos. Por ser um compartimento com baixa utilização pelos demais níveis tróficos (baixo EE), uma porcentagem menor de sua energia chega aos NT mais altos. Por outro lado, as eficiências foram maiores no NT III, devido aos altos valores de EE dos compartimentos neste nível trófico. Comportamento semelhante foi observado em reservatório na India (PANIKKAR et al., 2015).

Eficiências de transferência da ordem de 10% são esperadas para os níveis tróficos no topo da teia (LINDEMAN, 1942), de modo que esta condição foi observada em Santa Cruz (~10% no NT V) mas não em Umari (~6% no NT V). Esta estrutura de teia trófica parece estar relacionada com uma falta de proporcionalidade na comunidade de peixes, principalmente no que diz respeito aos piscívoros. Nestas condições uma boa parte dos fluxos do sistema vai direito dos níveis tróficos mais baixos (NT II) para os detritos, na forma de um 'curto circuito' ao longo da cadeia trófica (SHAN et al., 2014). Desta forma, ainda que nos ambientes estudados os controles ascendentes e descendentes atuem ao mesmo tempo, em reservatórios com poucos peixes piscívoros as alterações nas concentrações de nutrientes (e de detritos) provavelmente são mais importantes na regulação da teia trófica (KINTER; LUDSIN, 2013). Deste modo, a presença de poucas espécies de peixes piscívoros nos ambientes estudados cria um fluxo interno de energia para o compartimento de detritos, que será utilizado posteriormente pela comunidade bentônica e outros detritívoros, fechando o ciclo.

Ambos os reservatórios possuem indicadores de ambientes imaturos, ainda em desenvolvimento, com elevados valores da razão Produção Primária Total/Respiração Total

(PPT/RT) na ordem de 30,0, estando distante do coeficiente encontrado em ambientes maduros, próximo de 1,0 (ODUM, 1969). Apesar dos elevados valores para os ambientes estudados, há relatos de reservatórios em mesmas condições climáticas com razões PPT/RT próximas a 1,0 (BEZERRA et al., 2017). Estes valores elevados podem ser parcialmente explicados pela baixa utilização dos produtores primários nos ambientes estudados (reduzidos valores de EE). Este fato está relacionado principalmente com a quantidade reduzida de peixes que efetivamente utiliza as macrófitas como item alimentar, fazendo com que a biomassa destes produtores seja transferida para os detritos, para só então ser consumida pelos detritívoros (PANIKKAR et al., 2015). De modo que uma fração relevante da energia estocada dos produtores não chegua aos níveis tróficos superiores, sendo direcionada para o sedimento (SHAN et al., 2014).

Valores reduzidos de *overhead* e de FINN para ambos os reservatórios indicam que estes ambientes estão em estágios iniciais de desenvolvimento, possuindo baixa resiliência. Estes parâmetros indicam ainda que provavelmente estes reservatórios estão sob estresse, uma vez que baixos índices de ciclagem tem sido relacionados com ambientes sofrendo perturbações (LI et al., 2010; JIA et al., 2012). Reservatórios em regiões semiáridas estão sujeitos ainda aos impactos de períodos extensos de estiagem, que tendem a gerar alterações na estrutura, funcionamento e biodiversidade destes ambientes (JEPPESEN et al., 2015). Assim uma diminuição na quantidade de água do reservatório diminui a saúde das comunidades aquáticas, afetando principalmente os macroinvertebrados bentônicos (MAGBANUA et al., 2015). Por outro lado, é esperado que ecossistemas com uma grande quantidade de detritos sejam mais estáveis, uma vez que a energia armazenada atua como uma fonte de recursos que auxilia na manutenção da teia trófica (MOORE et al., 2004).

O nível trófico médio estimado pelo Ecopath para os compartimentos de peixes foi maior para Umari, apesar de Santa Cruz possuir uma maior biomassa total sistêmica. No reservatório Santa Cruz uma grande fração da biomassa sistêmica foi constituída de macrófitas aquáticas (518 t.km⁻²), enquanto em Umari este compartimento tem uma menor representatividade (250 t.km⁻²). Recursos como macrófitas aquáticas são de difícil utilização dentro da teia trófica, uma vez que poucas espécies são bem adaptadas para o consumo eficiente deste item alimentar (CHRISTENSEN et al., 2005). Não somente as macrófitas, mas os compartimentos de moluscos também são normalmente pouco aproveitados como recursos

na dieta de peixes em reservatórios (BANERJEE et al., 2016). Analisando a composição da biomassa ecossistêmica em ambos os reservatórios e excluindo os grupos de baixa utilização por peixes (Macrófitas, Moluscos e Tilápia cultivada), percebemos que em Santa Cruz existe uma biomassa de 19,4 t.km⁻², enquanto em Umari a biomassa resultante é de 36,9 t.km⁻². Deste modo, a biomassa de recursos alimentares de melhor aproveitamento pelos grupos de peixes em Umari é quase o dobro do que em Santa Cruz, suportando assim uma maior biomassa de peixes, com maiores níveis tróficos.

Em ambos os reservatórios os impactos positivos na Matriz de Impacto Trófico são oriundos principalmente dos detritos e dos compartimentos bentônicos. A cadeia de detritos, composta pela biomassa de detritos e pelos grupos bentônicos exercem impactos positivos em quase todos os demais compartimentos. A MIT evidencia a importância destes compartimentos de baixo nível trófico dentro das teias tróficas em ambos os reservatórios. Por outro lado, o compartimento de zooplâncton possui efeito negativo em muitos dos demais compartimentos, que pode ser atribuído ao consumo de fitoplâncton e detritos por este grupo. A baixa utilização (valores reduzidos de EE) destes compartimentos intermediários como zooplâncton e moluscos mostra que a energia não é transferida dos NT intermediários para os superiores; desta forma a energia é armazenada na biomassa de detritos, evidenciando a importância deste compartimento para estes ambientes (PANIKKAR et al., 2015). Estes padrões de relações tróficas confirmam que os ciclos internos de detritos e os serviços de transferência e estocagem de energia realizados pela comunidade bentônica são os processos mais importantes na regulação trófica destes ambientes (KHAN; PANIKKAR, 2009). Assim, entendemos que alterações na cadeia bentônica destes ambientes provavelmente provocariam maiores impactos na teia trófica, modificando a dinâmica de grande parte de suas populações.

4.2 SIMULAÇÃO DAS INTERAÇÕES ENTRE PISCICULTURA E PESCA

A abordagem apresentada permitiu representar os efeitos da piscicultura em tanquesrede sobre as comunidades aquáticas e a atividade de pesca em dois reservatórios do semiárido. Em uma abordagem semelhante, foi demonstrado que existe uma correlação positiva entre a biomassa de quase todos os compartimentos de um ecossistema lacustre com o aporte de nutrientes (KAO; ADLERSTEIN; RUTHERFORD, 2016). A simulação das cargas de nutrientes no módulo Ecosim afeta diretamente os produtores primários (CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005), de modo que as demais alterações na teia trófica são efeitos em cascata do aumento da produtividade dos ambientes. Assim, nos reservatórios estudados os efeitos do aumento das cargas de nutrientes afetou positivamente a pesca, aumentando as capturas das principais espécies exploradas (*C. monoculus* e *H. malabaricus*). Este efeito positivo foi mais evidente para o cenário de aumento das cargas de nutrientes inclusive quando comparado com o aumento do esforço de pesca, que resultou em menores capturas estimadas.

Os impactos das cargas de nutrientes nas emissões oriundas dos tanques-rede, foram positivos para todos os compartimentos bióticos, bem como para a atividade de pesca em ambos os reservatórios modelados. O enriquecimento dos ecossistemas por estes nutrientes foi benéfico, tanto para as comunidades de fito e zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos quanto para as comunidades de peixes; da mesma forma, no cenário de diminuição das emissões, todos os compartimentos reduziram suas populações. Desta forma, um aumento nas cargas de nutrientes e consequentemente na biomassa dos produtores primários e da maioria dos consumidores provoca um efeito positivo, aumentando as capturas por pesca, principalmente para as espécies de maior nível trófico. As emissões de matéria orgânica particulada ocorrem principalmente pelo fundo dos tangues-rede (~60%), mas também ocorrem pelas laterais (~40%), mesmo em locais com baixa correnteza (BALLESTER-MOLTÓ et al., 2017). Este fluxo de saída, principalmente composto por restos de ração e fezes pode ser aproveitado como fonte de recurso alimentar pela comunidade selvagem de peixes do reservatório. De fato, espécies de peixes podem alterar sua dieta para se adaptar a esta fonte de energia advinda dos tanques-rede, inclusive colonizando áreas próximas ao sistema de cultivo (BRANDÃO et al., 2012). Entre as espécies que mais tem capacidade de aproveitar as emissões dos tangues-rede estão as de hábito alimentar generalista como os onívoros, enquanto as espécies de hábito especialista (em especial os carnívoros) são menos afetadas pelos impactos diretos do sistema de cultivo (RAMOS et al., 2013). Neste contexto, os compartimentos de peixes de maior nível trófico estão submetidos a impactos indiretos, através de alterações na abundância de suas presas (DEMÉTRIO et al., 2012), o que afeta o rendimento (em captura) da atividade de pesca (KAO; ADLERSTEIN; RUTHERFORD, 2016).

121

O consumo destes resíduos por peixes selvagens depende principalmente das condições ambientais locais e do manejo empregado pelo sistema de cultivo, com estimativas variando de 10% a 80% de consumo sobre o total de emissões (VITA et al., 2004; FELSING; GLENCROSS; TELFER, 2005; FERNANDEZ-JOVER et al., 2007). De modo que a comunidade de peixes pode atuar como um filtro ambiental, mitigando os efeitos de acumulação de matéria orgânica oriunda dos tanques-rede (GONDWE; GUILDFORD; HECKY, 2011; BALLESTER-MOLTÓ; SANCHEZ-JEREZ; AGUADO-GIMÉNEZ, 2017). Efeitos positivos sobre as assembleias de peixes selvagens podem ser vistos em ambientes com atividades de aquicultura, com a abundância de diversas espécies aumentando conforme o sistema de cultivo se expande, acompanhando diretamente a oferta de ração e a consequente maior disponibilidade desta fonte de energia para os peixes selvagens (BALLESTER-MOLTÓ et al., 2015). Assim, o cultivo em tangues-rede se torna uma fonte extra de energia para o ecossistema, atraindo os peixes tanto pelas estruturas dos tangues quanto pela oferta de energia (via emissão de resíduos) (STAGLIČIĆ et al., 2017), de modo que a biomassa de peixes selvagens associada ao sistema de cultivo pode superar a biomassa de peixes cultivados (SUDIRMAN et al., 2009). Desse modo é possível que sistemas de cultivo auxiliem no desenvolvimento de comunidades de peixes selvagens (RIERA et al., 2017), servindo como uma reserva de energia para o ecossistema, que pode, teoricamente, auxiliar na recuperação de perturbações ecológicas (BAYLE-SEMPERE et al., 2013). Mesmo que somente algumas espécies utilizem as emissões dos tangues-rede como fonte de alimento, os efeitos positivos podem passar ao longo da cascata trófica (VASSLIDES et al., 2017), chegando a afetar as populações de peixes do topo da teia trófica, que são as principais espécie exploradas pela atividade de pesca, em ambos os reservatórios.

Não somente os compartimentos de peixes, mas as demais comunidades (plâncton, macrófitas e bentos) também foram afetadas positivamente durante as simulações. Os macroinvertebrados bentônicos são beneficiados diretamente pelo depósito e acúmulo de matéria orgânica na região do sistema de cultivo, podendo aumentar sua população em áreas com cultivo intensivo de peixes (EDGAR; DAVEY; SHEPHERD, 2010). Não somente um aumento populacional, mas fatores como tamanho médio/máximo dos indivíduos também são afetados, de modo que alguns grupos, camarões, por exemplo, podem ter estes parâmetros aumentados em regiões de cultivo (IZQUIERDO-GOMEZ et al., 2015). Para a comunidade

zooplanctônica, este efeito é observado de maneira indireta, havendo um aumento das populações de fitoplâncton, e assim promovendo um desenvolvimento da comunidade de zooplâncton (LOUREIRO; BRANCO; ZANIBONI FILHO, 2011). De modo que em reservatórios submetidos a atividades de piscicultura, a dinâmica da comunidade de zooplâncton pode estar correlacionada com o sistema de cultivo e as alterações provocadas na disponibilidade de alimento (DIAS et al., 2011). Assim, devido a entrada de detritos e emissão de nutrientes para a coluna d'água, as comunidades de consumidores de níveis tróficos intermediários refletem os impactos direitos e indiretos gerados pela atividade de aquicultura, com a dinâmica de suas populações podendo acompanhar a intensidade do sistema produtivo.

Além dos consumidores, os produtores primários em ambos os reservatórios tiveram suas biomassas alteradas durante as simulações, com um comportamento diretamente proporcional à entrada de nutrientes no sistema. Um dos efluentes de sistemas de cultivo em tanques-rede são compostos dissolvidos, entre eles nitrogênio e fósforo, que ficam disponíveis na coluna d'água para assimilação pelos produtores. De modo que um dos efeitos esperados com o enriquecimento do ecossistema por nutrientes, é que haja um aumento tanto na biomassa de fitoplâncton quando dos demais vegetais aquáticos (JIANG et al., 2013; RIERA et al., 2015). Em ecossistemas com uma baixa produção aquícola, aumentos na produção primária e na biomassa dos produtores primários podem não ser detectados (BARTOZEK; BUENO; RODRIGUES, 2014), o que sugere que nos reservatórios modelados os sistemas implantados já exerçam impactos sobre estes produtores, que poderá ser maior à medida que a produção anual aumenta, como evidenciado pelas simulações. Sabemos também que o aumento biomassa algal em um corpo aquático pode trazer prejuízos às comunidades aquáicas por causa do alto consumo de oxigênio, aumentando a respiração total sistêmica (como observado por ROSA et al. (2013)), e reduzindo o crescimento e reprodução das espécies de peixes. Devemos lembrar que em um cenário de grande aumento populacional do fitoplâncton talvez isto ocorra, mas a ferramenta EwE tem limitações na representação de variáveis abióticas, pois é um modelo essencialmente de teia trófica.

Os modelos utilizados demonstram que existe um impacto positivo em toda a teia trófica, desde os produtores primários até os predadores de topo, onde as populações foram beneficiadas pela entrada de nutrientes oriundos da piscicultura e consequentemente a

biomassa disponível para captura por pesca aumenta. Estes efeitos entre piscicultura e pesca foram dependentes da intensidade do aporte de nutrientes dos sistemas de cultivo em ambos os reservatórios, com as capturas da maioria das espécies exploradas sendo reduzidas no cenário de diminuição das cargas de nutrientes.

5 CONCLUSÕES

Concluímos que os reservatórios, ambos em região semiárida, são baseados na cadeia de detritos e nas comunidades bentônicas. Apesar de os predadores de topo exercerem certo nível de controle sobre a teia trófica, são os baixos níveis tróficos que determinam a maior parte da dinâmica do ambiente, caracterizando um controle ascendente. A incorporação do compartimento "tilápia cultivada" fez pouco efeito nas teias tróficas dos reservatórios. Ambos os reservatórios ainda são ambientes imaturos, com baixa ciclagem de nutrientes, baixa estabilidade e resiliência. Entretanto, a grande quantidade de detritos em ambos os sistemas proporciona uma reserva de energia que pode mitigar os impactos de possíveis perturbações.

Existe uma relação entre a piscicultura e a atividade de pesca em ambos os reservatórios, corroborando nossa hipótese, de modo que com o aumento da produção aquícola é esperado uma maior produção pesqueira. A simulação produziu respostas válidas, englobando de maneira mais compreensiva a dinâmica da teia trófica e dos nutrientes e suas interações com a pesca, mas não considera problemas relacionados a outras características limnológicas (como depleção de oxigênio dissolvido, por exemplo). Assim, nos reservatórios estudados todas as comunidades se beneficiaram do aporte de nutrientes do sistema de cultivo, e como consequência suas populações aumentaram de biomassa durante as simulações, seja por efeitos diretos ou indiretos, mas este resultado deve ser visto com ressalvas, uma vez que desconsidera fatores fora do espectro trófico.

REFERÊNCIAS

ALLEN. Relation between production and biomass. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, v. 28, p. 1573–1581, 1971.

ALTIERI, M. A. Agro-ecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 93, n. 1–3, p. 1–24, 2002.

AMBÜHL, H.; BÜHRER, H. Technik der Entnahme ungestörter Großproben von Seesedimenten. v. 37, p. 175–186, 1975.

ANGELINI, R. et al. Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? **Ecological Modelling**, v. 253, p. 82–96, mar. 2013.

BALLESTER-MOLTÓ, M. et al. Husbandry and environmental conditions explain temporal variability of wild fish assemblages aggregated around a Mediterranean fish farm. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 7, n. 3, p. 193–203, 21 out. 2015.

BALLESTER-MOLTÓ, M. et al. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 23–30, jun. 2017.

BALLESTER-MOLTÓ, M.; SANCHEZ-JEREZ, P.; AGUADO-GIMÉNEZ, F. Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. **Marine Environmental Research**, v. 130, p. 166–173, set. 2017.

BANERJEE, A. et al. Trophic relationships and ecosystem functioning of Bakreswar Reservoir, India. **Ecological Informatics**, v. 36, p. 50–60, nov. 2016.

BANERJEE, A. et al. Indicators and assessment of ecosystem health of Bakreswar reservoir, India: An approach through network analysis. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 163–173, set. 2017.

BARBOSA, J. E. DE L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 24, n. 1, p. 103–118, mar. 2012.

BARTOZEK, E.; BUENO, N.; RODRIGUES, L. Influence of fish farming in net cages on phytoplankton structure: a case study in a subtropical Brazilian reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 145–155, fev. 2014.

BAYLE-SEMPERE, J. T. et al. Trophic structure and energy fluxes around a Mediterranean fish farm. **Ecological Modelling**, v. 248, p. 135–147, jan. 2013.

BEZERRA, L. A. V. et al. Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. **Hydrobiologia**, 10 nov. 2017.

BRANDÃO, H. et al. Influence of a cage farming on the population of the fish species Apareiodon affinis (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/ PR, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 438–448, dez. 2012.

CHRISTENSEN, V. Ecosystem maturity - towards quantification. **Ecological Modelling**, v. 77, p. 3–32, 1995.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. **Ecological Modelling**, v. 61, n. 3–4, p. 169–185, 1992.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological Modelling**, v. 172, n. 2–4, p. 109–139, mar. 2004.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C.; PAULY, D. Ecopath with Ecosim: A User's Guide. Vancouver: Fisheries Centre of University of British Columbia, Canada, 2005.

COLL, M. et al. Modelling dynamic ecosystems: venturing beyond boundaries with the Ecopath approach. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 25, n. 2, p. 413–424, jun. 2015.

COLLÉTER, M. et al. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. **Ecological Modelling**, v. 302, p. 42–53, abr. 2015.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, Â. T.; BIANCHINI, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, v. 356, p. 48–58, jul. 2017.

DEMÉTRIO, J. A. et al. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 330–333, p. 172–178, fev. 2012.

DENG, L. et al. Application of Ecopath model on trophic interactions and energy flows of impounded Manwan reservoir ecosystem in Lancang River, southwest China. Journal of Freshwater Ecology, v. 30, n. 2, p. 281–297, 3 abr. 2015.

DIAS, J. D. et al. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, n. 1–2, p. 75–84, 2011.

EDGAR, G. J.; DAVEY, A.; SHEPHERD, C. Application of biotic and abiotic indicators for detecting benthic impacts of marine salmonid farming among coastal regions of Tasmania. **Aquaculture**, v. 307, n. 3–4, p. 212–218, set. 2010.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. et al. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 37–52, 2013.

ESPINOSA-ROMERO, M. J. et al. Representing mediating effects and species reintroductions in Ecopath with Ecosim. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 9, p. 1569–1579, maio 2011.

ESTELLÉS, P. et al. Sustainable Development in the Mekong Delta. Aarhus: University of Aarhus, 2002.

FELSING, M.; GLENCROSS, B.; TELFER, T. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. **Aquaculture**, v. 243, n. 1–4, p. 159–174, jan. 2005.

FERNANDEZ-JOVER, D. et al. Addition of dissolved nitrogen and dissolved organic carbon from wild fish faeces and food around Mediterranean fish farms: Implications for wastedispersal models. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 340, n. 2, p. 160–168, jan. 2007.

FINN, J. T. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. **Journal of theoretical Biology**, v. 56, n. 2, p. 363–380, 1976.

FRAU, D.; BATTAUZ, Y.; SINISTRO, R. Why predation is not a controlling factor of phytoplankton in a Neotropical shallow lake: a morpho-functional perspective. **Hydrobiologia**, v. 788, n. 1, p. 115–130, mar. 2017.

GIBBS, W. J.; MAHER, J. V. **Rainfall deciles as drought indicators**: Commonwealth of Australia. Melbourne: Bureau of Meteorology, 1967.

GONDWE, M. J. S.; GUILDFORD, S. J.; HECKY, R. E. Carbon, nitrogen and phosphorus loadings from tilapia fish cages in Lake Malawi and factors influencing their magnitude. **Journal of Great Lakes Research**, v. 37, p. 93–101, jan. 2011.

GUBIANI, É. A. et al. Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 23–24, p. 3838–3848, dez. 2011.

GUO, J. et al. The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 11–20, fev. 2018.

HELLAWELL, J. M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 3, p. 19–37, 1971.

HEYMANS, J. J. et al. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 173–184, jul. 2016.

HUMPHREYS, W. F. Production and respiration in animal populations. Journal of Animal Ecology, v. 48, p. 427–453, 1979.

IZQUIERDO-GOMEZ, D. et al. Effects of coastal fish farms on body size and isotope composition of wild penaeid prawn. **Fisheries Research**, v. 172, p. 50–56, dez. 2015.

JEPPESEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201–227, maio 2015.

JIA, P. et al. Modeling trophic structure and energy flows in a typical macrophyte dominated shallow lake using the mass balanced model. **Ecological Modelling**, v. 233, p. 26–30, maio 2012.

JIANG, Z. et al. Effects of fish farming on phytoplankton community under the thermal stress caused by a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay: Induce toxic dinoflagellate (Prorocentrum minimum) blooms in cold seasons. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1–2, p. 315–324, nov. 2013.

KAO, Y.-C.; ADLERSTEIN, S. A.; RUTHERFORD, E. S. Assessment of Top-Down and Bottom-Up Controls on the Collapse of Alewives (Alosa pseudoharengus) in Lake Huron. **Ecosystems**, v. 19, n. 5, p. 803–831, ago. 2016.

KAO, Y.-C.; ADLERSTEIN, S.; RUTHERFORD, E. The relative impacts of nutrient loads and invasive species on a Great Lakes food web: An Ecopath with Ecosim analysis. Journal of Great Lakes Research, v. 40, p. 35–52, 2014.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, p. 205–207, 1980.

KHAN, M. F.; PANIKKAR, P. Assessment of impacts of invasive fishes on the food web structure and ecosystem properties of a tropical reservoir in India. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 2281–2290, 2009.

KINTER, B. T.; LUDSIN, S. A. Nutrient inputs versus piscivore biomass as the primary driver of reservoir food webs. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 70, n. 3, p. 367–380, mar. 2013.

LI, Y. et al. Changes in the trophic interactions and the community structure of Lake Taihu (China) ecosystem from the 1960s to 1990s. **Aquatic Ecology**, v. 44, n. 2, p. 337–348, jun. 2010.

LIBRALATO, S. System omnivory index. In: JORGENSEN, S. E.; FATH, B. D. (Eds.). . **Encyclopedia of Ecology**. Oxford: Elsevier, 2008. p. 3472–3477.

LIBRALATO, S. et al. Food-web traits of protected and exploited areas of the Adriatic Sea. **Biological Conservation**, v. 143, n. 9, p. 2182–2194, set. 2010.

LIBRALATO, S.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. A method for identifying keystone species in food web models. **Ecological Modelling**, v. 195, n. 3–4, p. 153–171, jun. 2006.

LINDEMAN, R. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, v. 23, p. 399-418, 1942.

LOPES, P. F. M. et al. Fisheries or aquaculture? Unravelling key determinants of livelihoods in the Brazilian semi-arid region. **Aquaculture Research**, 21 ago. 2017.

LOUREIRO, B. R.; BRANCO, C. W. C.; ZANIBONI FILHO, E. Influence of net-cage fish farming on zooplankton biomass in the Itá reservoir, SC, Brazil. Acta Limnologica **Brasiliensia**, v. 23, n. 4, p. 357–367, 2011.

MAGBANUA, F. S. et al. Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: The role of water level fluctuations and water depth. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, v. 55, p. 13–20, nov. 2015.

MAYER, C. M. et al. Exotic Mussels Turning Ecosystems Upside Down. In: NALEPA, T. F.; SCHLOESSER, W. (Eds.). . Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2014. p. 575–586.

MESQUITA, T. DE P. N. Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios a bacia do Rio Seridó, região semi-árida do Estado do RN. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.

MOORE, J. C. et al. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. **Ecology Letters**, v. 7, p. 584–600, 2004.

NATUGONZA, V. et al. Exploring the structural and functional properties of the Lake Victoria food web, and the role of fisheries, using a mass balance model. **Ecological Modelling**, v. 342, p. 161–174, dez. 2016.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. Science, v. 164, n. 3877, p. 262.270, 1969.

PALOMARES, M. L. D.; PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, n. 5, p. 447, 1998.

PANIKKAR, P. et al. Characterizing trophic interactions of a catfish dominated tropical reservoir ecosystem to assess the effects of management practices. **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 1, p. 237–247, jan. 2015.

PATERSON, G. et al. Ecological tracers reveal resource convergence among prey fish species in a large lake ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 10, p. 2150–2161, out. 2014.

PAULY, D. On the Interrelationships between Natural Mortality, Growth-Parameters, and Mean Environmental-Temperature in 175 Fish Stocks. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, v. 39, n. 3, p. 175–192, 1980.

PAULY, D.; SORIANO-BARTZ, M. L.; PALOMARES, M. L. D. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecossystem models. In: CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. (Eds.). . **Trophic models of aquatic ecossystems**. [s.l.] ICLARM Conf. Proc. 26, 1993. p. 1–13.

PITCHER, T. J. et al. An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. **Marine Policy**, v. 33, n. 2, p. 223–232, mar. 2009.

RAKSHIT, N. et al. Comparative study of food webs from two different time periods of Hooghly Matla estuarine system, India through network analysis. **Ecological Modelling**, v. 356, p. 25–37, jul. 2017.

RAMOS, I. P. et al. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 414–415, p. 56–62, nov. 2013.

RIERA, R. et al. Response of different benthic habitats to off-shore fish cages. Aquaculture **Research**, v. 46, n. 6, p. 1490–1500, jun. 2015.

RIERA, R. et al. Analyzing functional diversity to determine the effects of fish cages in insular coastal wild fish assemblages. **Aquaculture**, v. 479, p. 384–395, out. 2017.

ROSA, R.; CARVALHO, A. R.; ANGELINI, R. Integrating fishermen knowledge and scientific analysis to assess changes in fish diversity and food web structure. **Ocean & Coastal Management**, v. 102, p. 258–268, dez. 2014.

ROSA, R. DOS S. et al. Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. **Environmental Pollution**, v. 174, p. 204–213, mar. 2013.

RUIZ-CAUICH, L. E. et al. Stability vs. organization: Potential of a trophic model for the management of shallow tropical streams. **Food Webs**, v. 6, p. 38–47, mar. 2016.

SANTOS, J. A. et al. Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. **Journal of Limnology**, 22 ago. 2016.

SHAN, K. et al. Modelling ecosystem structure and trophic interactions in a typical cyanobacterial bloom-dominated shallow Lake Dianchi, China. **Ecological Modelling**, v. 291, p. 82–95, nov. 2014.

SOUZA, A. E. F. et al. Effects of a Supraseasonal Drought on the Ecological Attributes of Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) (Pisces, Sciaenidae) in a Brazilian Reservoir. **The Scientific World Journal**, v. 2017, p. 1–9, 2017.

STAGLIČIĆ, N. et al. Ecological role of bluefin tuna (Thunnus thynnus) fish farms for associated wild fish assemblages in the Mediterranean Sea. **Marine Environmental Research**, v. 132, p. 79–93, dez. 2017.

SUDIRMAN et al. Wild fish associated with tropical sea cage aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. Aquaculture, v. 286, n. 3–4, p. 233–239, jan. 2009.

THOMAZ, S. M. et al. Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 1–12, mar. 2015.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 1–13, mar. 2007.

THOMPSON, R. M.; DUNNE, J. A.; WOODWARD, G. Freshwater food webs: towards a more fundamental understanding of biodiversity and community dynamics: Freshwater food webs - a review. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 7, p. 1329–1341, jul. 2012.

TUMBIOLO, M. L.; DOWNING, J. A. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. **Marine Ecology Progress Series**, p. 165–174, 1994.

ULANOWICZ, R. E. Growth and Development: Ecosystem Phenomonology. New York: Springer-Verlag, 1986.

ULANOWICZ, R. E. A Third Window: Natural Life Beyond Newton and Darwin. Pennsylvania: Templeton Foundation Press, 2009.

ULANOWICZ, R. E.; PUCCIA, C. J. Mixed trophic impacts in ecosystems. **Coenoses**, v. 5, n. 1, p. 7–16, 1990.

UTERMOHL, H. Zur Vervollkommnung der quentitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen der International Vereinigung fur heorestische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1–38, 1958.

VASCONCELLOS, M. et al. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. **Ecological modelling**, v. 100, n. 1, p. 125–134, 1997.

VASSLIDES, J. M. et al. Using the Ecopath with Ecosim Modeling Approach to Understand the Effects of Watershed-based Management Actions in Coastal Ecosystems. **Coastal Management**, v. 45, n. 1, p. 44–55, 2 jan. 2017.

VERITY, P. G. et al. Relationships between cell volume and the carbon and nitrogen content of marine photosynthetic nanoplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 7, p. 1434–1446, 1 nov. 1992.

VILLANUEVA, M. C.; OUEDRAOGO, M.; MOREAU, J. Trophic relationships in the recently impounded Bagré reservoir in Burkina Faso. **Ecological Modelling**, v. 191, n. 2, p. 243–259, jan. 2006.

VILLASANTE, S. et al. Modelling marine ecosystems using the Ecopath with Ecosim food web approach: New insights to address complex dynamics after 30 years of developments. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 1–4, jul. 2016.

VITA, R. et al. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. **Marine Ecology Progress Series**, v. 277, p. 253–261, 2004.

VOLLENWEIDER, R. A. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. 2. ed. London: Blackwell Scientific Publications, 1974.

WALLINE, P. D. et al. **The ecossystem of Lake Kinneret, Israel**. Trophic Models of Aquatic Ecosystems. **Anais**... In: ICLARM CONFERENCE PROCEEDINGS. Philippines: 1993.

YAN, H. et al. Water eutrophication evaluation based on rough set and petri nets: A case study in Xiangxi-River, Three Gorges Reservoir. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 463–472, out. 2016.

ZHANG, Q. The South-to-North Water Transfer Project of Chine: Environmental implications and monitoring strategy. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, p. 1238–1247, 2009.

APÊNDICE A

Tabela A1. Taxas biológicas para os compartimentos do modelo Santa Cruz. R: Respiração (t.km⁻².ano⁻¹); A: Assimilação (t.km⁻².ano⁻¹); R/A: Respiração/Assimilação; P/R: Produção/Respiração; R/B: Respiração/Biomassa (ano⁻¹).

	Compartimento	R	A	R/A	P/R	R/B
1	Fitoplâncton	0				
2	Macrófitas	0				
3	Zooplâncton	407,55	643,50	0,63	0,58	95,00
4	Moluscos	265,95	507,71	0,52	0,91	35,18
5	Insetos	11,06	21,12	0,52	0,91	5,73
6	Camarão	7,88	15,04	0,52	0,91	5,32
7	Hoplias malabaricus	1,21	1,42	0,86	0,17	5,64
8	Plagioscion squamosissimus	1,44	1,73	0,83	0,20	4,63
9	Cichla monoculus	0,78	0,89	0,87	0,14	5,46
10	Triportheus signatus	1,60	1,92	0,83	0,20	7,48
11	Trachelyopterus galeatus	2,39	2,77	0,86	0,16	7,69
12	Leporinus spp.	0,77	0,90	0,86	0,16	6,28
13	Astyanax spp.	2,28	2,48	0,92	0,09	11,58
14	Moenkhausia spp.	1,02	1,15	0,89	0,12	9,98
15	Hypostomus papariae	4,48	4,80	0,93	0,07	15,68
16	Prochilodus brevis	10,08	10,55	0,96	0,05	19,10
17	Curimatella lepidura	0,16	0,27	0,59	0,70	3,85
18	Oreochromis niloticus	0,69	1,31	0,53	0,89	3,36
19	Outros detritívoros	4,71	5,05	0,93	0,07	19,20
20	Tilápia cultivada	0,86	2,41	0,36	1,81	0,546
21	Detritos	0				

Fonte: Acervo do Autor.

1100	Compartimento	R	A	R/A	P/R	R/B
1	Fitonlâncton	0	1 1	10/11	1/10	
2	Macrófitas	0				
2	Zoonlâncton	122 55	193 50	0.63	0.58	95.00
1	Moluscos	122,55	811.46	0,05	0,00	<i>1</i> 1 88
+ 5	Instas	425,05	22 70	0,52	0,91	7 49
5		17,03	35,70	0,52	0,91	7,48
6	Camarão	21,59	41,21	0,52	0,91	8,24
7	Hoplias malabaricus	1,59	2,04	0,78	0,28	5,28
8	Plagioscion squamosissimus	5,34	6,21	0,86	0,16	6,69
9	Cichla monoculus	2,16	2,47	0,87	0,15	5,31
10	Triportheus signatus	1,41	1,71	0,82	0,21	7,17
11	Trachelyopterus galeatus	1,90	2,18	0,87	0,15	8,25
12	Leporinus piau	5,60	6,47	0,87	0,16	6,25
13	Astyanax bimaculatus	4,96	5,16	0,96	0,04	21,07
14	Moenkhausia dichroura	6,85	7,50	0,91	0,09	15,29
15	Hypostomus papariae	10,66	11,38	0,94	0,07	17,62
16	Prochilodus brevis	6,92	7,23	0,96	0,04	19,46
17	Curimatella lepidura	0,72	1,24	0,58	0,71	3,82
18	Oreochromis niloticus	0,56	1,05	0,53	0,89	3,36
19	Crenicichla menesezi	2,17	2,66	0,82	0,22	6,70
20	Astronotus ocellatus	3,00	3,54	0,85	0,18	6,83
21	Tilápia cultivada	12,07	23,12	0,52	0,92	0,71
22	Detritos	0				

Tabela A2. Taxas biológicas para os compartimentos do modelo Umari. R: Respiração (t.km⁻².ano⁻¹); A: Assimilação (t.km⁻².ano⁻¹); R/A: Respiração/Assimilação; P/R: Produção/Respiração; R/B: Respiração/Biomassa (ano⁻¹).

Fonte: Acervo do Autor.

Figura A1. Diagnósticos PREBAL para o modelo Santa Cruz. NT: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo.



Fonte: Acervo do Autor.

Figura A2. Diagnósticos PREBAL para o modelo Umari. NT: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo.



Fonte: Acervo do Autor.