



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMIÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL
MESTRADO EM CIÊNCIA ANIMAL

JÚLIO CÉSAR DA SILVA CACHO

**O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-
REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É
SUSTENTÁVEL ECONOMICAMENTE, SOCIALMENTE E
AMBIENTALMENTE?**

MOSSORÓ

2017

JÚLIO CÉSAR DA SILVA CACHO

**O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-
REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É
SUSTENTÁVEL ECONOMICAMENTE, SOCIALMENTE E
AMBIENTALMENTE?**

Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ciência Animal do Programa de Pós-
Graduação em Ciência Animal da
Universidade Federal Rural do
Semiárido como requisito para obtenção
do título de Mestre em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Ecologia e
Conservação do Semiárido.

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

MOSSORÓ

2017

JÚLIO CÉSAR DA SILVA CACHO

**O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-
REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É
SUSTENTÁVEL ECONOMICAMENTE, SOCIALMENTE E
AMBIENTALMENTE?**

EQUIPE ENVOLVIDA:

MESTRANDO: Júlio César da Silva Cacho.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Ciência Animal com Ênfase em Ecologia e
Conservação do Semiárido.

ENDEREÇO: Rua Ursulino Silvestre, Centro, N° 16, São Bento do Norte/RN – 59590-
000.

E-MAIL: julio.cacho@ifrn.edu.br

TELEFONE: (84) 991956424.

INSTITUIÇÃO: Universidade Federal Rural do Semiárido - UFERSA

ORIENTADOR: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Doutorado em Aquicultura (Limnologia Aplicada).

ENDEREÇO: Presidente Costa e Silva, BR 110 - Km 47,

E-MAIL: gustavo@ufersa.edu.br

TELEFONE: (84) 33151745

INSTITUIÇÃO VINCULADA: Universidade Federal Rural do Semiárido - UFERSA

MOSSORÓ

2017

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semiárido. 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 tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

C119c Cacho, Júlio César da Silva.
O cultivo de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro é sustentável economicamente, socialmente e ambientalmente? / Júlio César da Silva Cacho. - 2017.
92 f. : il.

Orientador: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, 2017.

1. Taxas de sedimentação. 2. Indicadores de sustentabilidade. 3. Modelagem. 4. Sistema de cultivo. I. Silva, Gustavo Henrique Gonzaga da, orient. II. 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.

JÚLIO CÉSAR DA SILVA CACHO

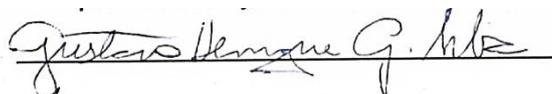
O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É SUSTENTÁVEL ECONOMICAMENTE, SOCIALMENTE E AMBIENTALMENTE?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação do Semiárido.

Aprovado em: 17/02/2017.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva.



Profa. Dra. Cibele Soares Pontes



Profa. Dra. Virgínia Maria Cavalari Henriques

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

JÚLIO CÉSAR DA SILVA CACHO - Nascido na cidade de São Bento do Norte, Rio Grande do Norte, cursou Engenharia de Pesca na UFERSA, entre os anos de 2006 e 2010. Durante o período atuou em projetos na área de Aquicultura, atuando em projetos de extensão, pesquisa e em laboratório. Atualmente é professor do curso de Recursos Pesqueiros no Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, *Campus Macau*.

Dedico esse trabalho a Cândido Luiz da Silva (*In Memoriam*), meu avô e um ídolo que sempre demonstrava carinho e amor por todos nós. Foi um exemplo de luta e perseverança em dias melhores, onde através da enxada e muito suor, criou e educou todos os seus filhos. Amo-te.

A Tereza Nunes Cacho (*In Memoriam*), minha avó paterna, que mesmo com seu jeito durona de ser, demonstrava em pequenos atos o amor por todos da família. Amo-te.

A Jairo Nunes Cacho (*In Memoriam*), meu tio, um dos principais colaboradores morais e financeiros para a realização de minha graduação em Engenharia de Pesca. Graças ao senhor, continuo na batalha pelo sonho da transformação de minha vida através dos estudos.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao meu DEUS, ao qual agradeço diariamente o dom da vida e por sempre estar ao meu lado, permitindo cada vitória, cada conquista e superação em todos os obstáculos enfrentados, a ele o meu agradecimento e amor eterno.

A meu orientador Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, pela orientação, paciência, compreensão e acima de tudo por todos os ensinamentos e conhecimentos compartilhados durante esses dois anos, deixo minha total admiração e agradecimento pelas valiosas contribuições acadêmicas e profissionais proporcionadas, bem como por tentar me tranquilizar nos momentos conturbados durante esse percurso.

A Rodrigo Sávio Teixeira de Moura, pela atenção de sempre, me auxiliando nas coletas, me ajudando de todas as formas e repassando seu conhecimento sem medir esforços.

A minha família que tanto amo e me dá forças em cada nova fase da vida, em especial meus pais Jairivaldo Nunes Cacho e Maria de Lourdes da Silva Cacho, e meus irmãos Jairzinho, Jória e Joyce. Muito obrigado a todos que em momento algum deixaram de me apoiar, mesmo quando achei que não seria capaz de enfrentar muitos problemas durante todos os anos de minha vida. A vovó Francisca Lucas (vó de coração), pelas orações para que tudo em minha vida desse certo.

Agradeço aos amigos do LIMNOAQUA Cyntia, Luís Carlos, Luiza, Eudilena, Danyela e Júnior Bessa, obrigado por todos os ensinamentos e conversas jogadas fora e por me fazerem sorrir sempre, e por fazer da rotina algo muito mais que divertido.

A todas as pessoas que coletaram garrafas plásticas para coleta de água no reservatório, em especial a Alef Kennedy e Beatriz Azevedo. A Marcos Daniel, Diogo, Hilgarde, Thais e Ramom, que me auxiliaram diretamente nas coletas e/ou na parte laboratorial.

Agradeço ainda a todos os funcionários da UFERSA e as demais pessoas que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, muito obrigado!

O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É SUSTENTÁVEL ECONOMICAMENTE, SOCIALMENTE E AMBIENTALMENTE?

CACHO, Júlio César da Silva. **O cultivo de tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* em tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro é sustentável economicamente, socialmente e ambientalmente?**. 2017. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal: Ecologia e Conservação no Semiárido). Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, Universidade Federal Rural do Semiárido (UEFRSA). Mossoró-RN, Brasil, 2017.

RESUMO: Preocupações com relação à sustentabilidade dos empreendimentos aquícolas bem como as modificações que eles podem proporcionar aos ambientes aquáticos são fundamentais em corpos hídricos, principalmente em reservatórios do semiárido, onde ocorre uma constante escassez de água. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a sustentabilidade ambiental, social e econômica de um sistema de cultivo de tilápias em tanques-rede em um reservatório do semiárido brasileiro. O estudo foi realizado em um sistema produção de tilápias do Nilo em tanques-rede no reservatório de Umari (5°42'13"S e 37°15'18"O), administrado por uma cooperativa de empresários. Foram realizadas análises do sedimento gerado pelos tanques-rede, bem como foram utilizados 40 indicadores de sustentabilidade, sendo que a sustentabilidade do sistema foi modelada através do arcabouço teórico *Drivers-Pressure-State-Impact-Response*. Foram considerados dois cenários com cultivos reais, que operavam com as densidades de estocagem com 100 e 125 peixes/m² e quatro ciclos de cultivo anual (DENS 100 CC; DENS 125 CC, respectivamente), e dois cenários hipotéticos considerando uma densidade de 100 e 125 peixes/m², com dois ciclos de cultivo anual (DENS 100 CL; DENS 125 CL, respectivamente). As taxas de sedimentação abaixo dos tanques-rede foram significativamente superiores quando comparadas com as taxas observadas na região do reservatório sem influência da piscicultura, demonstrando que esta atividade eleva as taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado neste reservatório, podendo contribuir para acelerar o processo de eutrofização deste ambiente aquático. Os resultados mostraram que o aumento das taxas de sedimentação foi pontual, ou seja, ainda é restrita a região de criação de *O. niloticus* em tanques-rede no reservatório. O estudo evidenciou que os cultivos reais apesar de terem apresentado melhores desempenhos nas sustentabilidades ambiental e social, quando comparados com os cenários hipotéticos, foram inviáveis do ponto de vista econômico, podendo causar o fim do empreendimento e consequentemente a redução dos benefícios sociais para a população local. A modelagem demonstrou ainda que alterações no aumento do tempo de cultivo e a consequente diminuição da quantidade de ciclos anuais de produção aumentou a sustentabilidade de forma global, mas ao mesmo tempo reduziu a sustentabilidade ambiental. É importante destacar que em decorrência da região semiárida brasileira apresentar características peculiares com relação à escassez de água, a baixa sustentabilidade ambiental das atividades de piscicultura intensiva em tanques-rede realizadas em reservatórios desta região podem em médio prazo comprometer economicamente e socialmente a atividade.

Palavras-chave: Taxas de sedimentação, Indicadores de sustentabilidade, Modelagem, Sistema de cultivo.

IS NILE TILAPIA (*Oreochromis niloticus*) BREEDING IN NET CAGES IN BRAZILIAN SEMI-ARID RESERVOIR ECONOMICALLY, SOCIALLY AND ENVIRONMENTALLY SUSTAINABLE?

ABSTRACT: Concerns regarding the sustainability of aquaculture enterprises as well as the modifications that they can provide to aquatic environments are fundamental in water bodies, mainly in semi-arid reservoirs, where occurs a constant water scarcity. Thus, this work aimed to evaluate the sedimentation of nutrients and particulate matter, as well as the environmental, social and economic sustainability of a tilapia breeding system in net cages in a Brazilian semi-arid reservoir. The study was conducted in a cooperative of entrepreneurs who manage a Nile tilapia production in net cages in the reservoir Umari (5°42'13"S and 37°15'18"O). The sediment generated by the net cages was analyzed, as well as were used 40 sustainability indicators, being the system sustainability modeled through the theoretical Drivers-Pressure-State-Impact-Response framework, in which two scenarios were considered. real breedings, which operated with stocking densities of 100 and 125 fish/cage, with four cycles of annual breeding (DENS 100 CC; DENS 125 CC, respectively) and two hypothetical scenarios considering a density of 100 and 125 fish/cage, with two annual breeding cycles (DENS 100 CL, DENS 125 CL, respectively). The sedimentation rates in the net cages were significantly higher when compared to the observed rates in the reservoir region without the influence of the net cages, demonstrating that the fish farming activity in net cages raises the sedimentation rates of nutrients and particulate matter in this reservoir, what may contribute to accelerate the eutrophication process of this aquatic environment. However, the results showed that the sedimentation rates increase was punctual, that is, still is restricted to the fish farming in net cages region in the Umari reservoir. From the comparison between the scenarios provided by the modeling, it was evident that the real breedings despite have presented better performance in environmental and social sustainabilities were not viable from the economic point of view, which may cause the end of the enterprise and consequently the reduction of social benefits for the local population. The modeling also demonstrated that alterations in the increase of the breeding time and the consequent decrease of the annual production cycles, increased the sustainability in a global way, but at the same time reduced the environmental sustainability, being important to highlight that as a result of the semiarid region presents peculiar characteristics with relation to the water scarcity, the low environmental sustainability of the intensive fish farming activities in net cages carried out in these reservoirs may in the medium term economically and socially compromise the activity.

Keywords: Sedimentation rates, Sustainability indicators, Modeling, Cultivation system.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1 - Localização do reservatório de Umari na Cidade de Upanema/RN (5° 38' 31''S e 37° 15' 28''O) 32
- Figura 2 - Valores médios e desvios padrão das taxas de sedimentação de a) material particulado, b) amônia; c) nitrito; d) nitrato; e) nitrogênio total; f) fósforo total; g) carbono orgânico total e h) carbono inorgânico total. Valores médios e desvios-padrão..... 38
- Figura 3 - Correlação entre a biomassa de tilápia e a taxa de sedimentação de material particulado (a); nitrogênio total (b); fósforo total (c) 39

CAPÍTULO II

- Figura 1 - Localização do reservatório de Umari na Cidade de Upanema/RN (5° 38' 31''S e 37° 15' 28''O) 51
- Figura 2 - Triângulo da sustentabilidade dos cenários modelados 65

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão da biomassa de tilápias do Nilo nas gaiolas e quantidade de ração ofertada diariamente 33
- Tabela 2 - Valores médios e desvio padrão de sobrevivência, peso médio individual inicial, peso médio individual final, conversão alimentar aparente e biomassa por tanque-rede para as diferentes densidades de estocagem 35
- Tabela 3 - Valores médios e desvio padrão do peso médio individual das tilápias do Nilo cultivadas em diferentes densidades de estocagem no decorrer do cultivo 35
- Tabela 4 - Valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas nas gaiolas com diferentes densidades de estocagem e na região afastada da produção (controle) 36

CAPÍTULO II

- Tabela 1 - Características da fase de engorda dos tanques-rede acompanhados durante o experimento 52
- Tabela 2 - Lista dos indicadores de sustentabilidade econômica, ambiental e social 53
- Tabela 3 - Indicadores de sustentabilidade utilizados para alimentar o software MULINO *mDSS* de acordo com os preceitos do modelo conceitual DPSIR 57
- Tabela 4 - Dados de produção, receitas e despesas da cooperativa para a densidade de 125 peixes/m² no ano de 2015 59
- Tabela 5 - Dados de produção, receitas e despesas da cooperativa para a densidade de 100 peixes/m² no ano de 2015 59
- Tabela 6 - Fluxo de caixa para a densidade de estocagem com 125 peixes/m², referente aos anos de 2011 a 2015, considerando o capital inicial investido 59

Tabela 7	- Fluxo de caixa para a densidade de estocagem com 100 peixes/m ² , referente aos anos de 2011 a 2015, considerando o capital inicial investido	59
Tabela 8	- Valores obtidos para indicadores de sustentabilidade econômica do cultivo de tilápia do Nilo em tanque-rede no reservatório de Umari nas densidades de 125 e 100 peixes/m ²	61
Tabela 9	- Valores médios de sedimentação de nutrientes	62
Tabela 10	- Valores obtidos para indicadores de sustentabilidade ambiental do cultivo de tilápia do Nilo em tanque-rede no reservatório de Umari nas densidades de 125 e 100 peixes/m ²	63
Tabela 11	- Valores obtidos para indicadores de sustentabilidade social do cultivo de tilápia do Nilo em tanque-rede no reservatório de Umari nas densidades de 125 e 100 peixes/m ²	64
Tabela 12	- Escores da sustentabilidade gerados pelo <i>software</i> MULINO	66

SUMÁRIO

	Página
1 INTRDUÇÃO	16
2 USO DE INDICADORES PARA AVALIAR A SUSTENTABILIDADE NA AQUICULTURA	18
3 ESTRUTURAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	21
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO I - INFLUÊNCIA DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i>) EM TANQUES-REDE NAS TAXAS DE SEDIMENTAÇÃO DE NUTRIENTES E MATERIAL PARTICULADO NO RESERVATÓRIO DE UMARI, SEMIÁRIDO BRASILEIRO	
RESUMO	28
1 INTRODUÇÃO	29
2 MATERIAL E MÉTODOS	31
2.1 ÁREA DE ESTUDO	31
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	32
2.3 ANÁLISE DE DADOS	34
3 RESULTADOS	35
4 DISCUSSÃO	39
5 CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS	43
CAPÍTULO II - O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i>) EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É SUSTENTÁVEL NOS ASPECTOS SOCIAL, ECONÔMICO E AMBIENTAL?	
RESUMO	48
1 INTRODUÇÃO	49
2 MATERIAL E MÉTODOS	51
2.1 ÁREA DE ESTUDO	51
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	52
2.3 DIMENSÃO ECONÔMICA	53
2.4 DIMENSÃO AMBIENTAL	54
2.4.1 Compartimento da água	54

2.4.2 Compartimento do sedimento	54
2.4.3 Análises de nutrientes	55
2.5 DIMENSÃO SOCIAL	55
2.6 MODELAGEM DPSIR	56
3 RESULTADOS	58
3.1 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECONÔMICA	58
3.2 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL	61
3.3 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE SOCIAL	63
3.4 MODELAGEM DA SUSTENTABILIDADE	65
4 DISCUSSÃO	66
4.1 DIMENSÃO ECONÔMICA	66
4.2 DIMENSÃO AMBIENTAL	69
4.3 DIMENSÃO SOCIAL	71
4.4 MODELAGEM DA SUSTENTABILIDADE	73
5 CONCLUSÕES	76
REFERÊNCIAS	76
ANEXO I – LISTA DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECONÔMICA	81
ANEXO II – LISTA DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL	84
ANEXO III – LISTA DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE SOCIAL	86
ANEXO IV – QUESTIONÁRIO SOCIOECONÔMICO	91

1 INTRODUÇÃO

O cultivo de organismos aquáticos vem assumindo importância cada vez maior no panorama do abastecimento alimentar mundial, sendo a aquicultura responsável por um crescimento notoriamente relevante na oferta de proteína animal para o consumo humano (FAO, 2014). Em 2014, o volume de pescado produzido chegou a 73,8 milhões de toneladas, com vendas estimadas de 160,2 bilhões de dólares (FAO, 2016). Essa produção de pescados deverá crescer nas próximas décadas podendo atingir uma produção de 93,6 milhões de toneladas até 2030 (World Bank, 2013).

No Brasil, além do clima favorável para o desenvolvimento das espécies de organismos aquáticos cultivadas, o aumento da produção aquícola está associado a diversas políticas de incentivos governamentais que possibilitam o crescimento da atividade (Siqueira, 2016). Paralelo ao desenvolvimento e a intensificação da aquicultura, cresce a necessidade de monitoramento dos recursos hídricos visando a melhora nos processos de gestão e acompanhamento dos procedimentos efetivados, o que se traduziria ainda em contribuição ao processo de licenciamento e adequação ambiental (Sampaio et al., 2013). De acordo com Moura et al. (2016), o desenvolvimento do setor parece estar sendo limitado por questões de sustentabilidade, como aponta o relatório da FAO (2014): “hoje em dia, cada vez mais pessoas dependem da pesca e da aquicultura para a sua alimentação e rendimento, mas as práticas prejudiciais e a má gestão ameaçam a sustentabilidade do setor”.

As políticas públicas visam promover o crescimento e expansão do setor aquícola brasileiro, em especial no que se trata da criação de peixes em tanques-rede. Contudo, por ser uma atividade intensiva, a mesma depende de uma enorme quantidade de insumos, o que aumenta os impactos negativos sobre o ecossistema de acordo com o nível de intensificação (Henry-Silva e Camargo, 2008). Normalmente, os sistemas intensivos de criação de peixes baseiam-se no fornecimento de grandes quantidades de alimentos artificiais (rações balanceadas) para os animais de criação (Cavalcante et al., 2016). No entanto, esses sistemas têm custos elevados e podem causar problemas ambientais, uma vez que a maior parte da ração ofertada aos animais não é consumida, podendo acumular-se no meio ambiente como forma de fezes de peixe (Avnimelech, 1999). Tais resíduos podem acarretar diversos problemas devido a elevadas cargas de sedimentação de sólidos totais dissolvidos, além de nutrientes como nitrogênio e fósforo, sendo esse um dos pontos críticos no avanço da piscicultura em águas

continentais, uma vez que a liberação excessiva destes nutrientes no meio aquático pode acarretar problemas com eutrofização e conflitos nos múltiplos usos dos reservatórios (Moura, 2014), demonstrando a necessidade de um acompanhamento cuidadoso (Ayroza et al., 2013). A elevada entrada de cargas de nutrientes derivadas das pisciculturas em tanques-rede pode tornar o ambiente favorável para o aumento da biomassa fitoplanctônica, o que pode mudar as variáveis limnológicas e estados tróficos dos recursos hídricos (Guo et al., 2009).

Tais modificações oriundas da atividade aquícola são ainda mais severas em ecossistemas semiáridos, principalmente considerando as irregularidades pluviométricas da região (Santos et al., 2012), que possui um elevado tempo de retenção, favorecendo o acúmulo e concentração de poluentes (Pedro et al., 2006). Como forma de contornar a escassez hídrica, é comum a construção de reservatórios para o armazenamento d'água para atender a demanda humana (Santos et al., 2012), além do uso na agricultura, pecuária, pesca e aquicultura. Essa última, por se tratar de uma atividade cuja expansão pode implicar em uma maior degradação dos ambientes aquáticos (Mallasen et al., 2012), deve ser desenvolvida de forma sustentável.

O termo sustentabilidade ou desenvolvimento sustentável começou a ser discutido em 1897, onde a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, estabelecida pela Organização das Nações Unidas, lançou o relatório *Nosso Futuro Comum*, o qual considera que o desenvolvimento sustentável deve satisfazer às necessidades da geração presente sem comprometer as necessidades das gerações futuras (Roth et al., 2000). O relatório Brundtland, como ficou conhecido, abriu um imenso debate na academia sobre o significado de desenvolvimento sustentável, evidenciando como este documento foi um marco no estudo da sustentabilidade. É importante compreender que embora muitas vezes o termo sustentabilidade seja utilizado em relação a ações ambientalmente responsáveis, o desenvolvimento sustentável não se limita apenas à dimensão ambiental. Mais do que isso, a sustentabilidade deve-se apoiar em pelo menos três pilares, sendo eles representados pelas dimensões econômica, ambiental e social (Valenti, 2008). Mais recentemente a dimensão institucional foi adicionada como o quarto pilar da sustentabilidade, conforme apresentado por Juwana et al. (2012).

Segundo Pires et al. (in press) traduzindo as quatro dimensões da sustentabilidade para o uso de gestão de água, o sistema produtivo pode ser considerado sustentável quando o mesmo se desenvolve sob os pilares: i) econômico - assegurando

o manuseio e o uso eficiente da água no desenvolvimento urbano e rural; ii) social - assegurando o acesso a água de qualidade para as necessidades de produção economicamente viável; iii) ambiental - assegurando a proteção adequada dos recursos naturais como solo, biota e água; e iv) institucional – assegurando uma gestão adequada para promover os princípios da gestão integrada dos recursos hídricos.

2 USO DE INDICADORES PARA AVALIAR A SUSTENTABILIDADE NA AQUICULTURA

Determinar os instrumentos adequados para avaliação da sustentabilidade na aquicultura ainda é um dos desafios na busca pelo desenvolvimento sustentável (Van Bellen, 2008; Polaz e Teixeira, 2009). Essas avaliações ajudam os investidores e formuladores de políticas para avaliar projetos diferentes, e ajudar os cientistas e agricultores para mover sistemas agrícolas para a produção sustentável (Valenti et al., 2011). Dentre os diversos índices aplicados para medir a sustentabilidade na aquicultura, podemos citar: a) a Análise Emergética (Garcia et al., 2014); a Pegada Ecológica (Galli et al., 2016); a Análise do Ciclo de Vida (Pahri et al., 2015); a Análise da Resiliência (Adger, 2000); e a utilização de um Conjunto de Indicadores (Boyd et al., 2007; Kruse et al., 2009; Rey-Valette et al., 2010; Valenti, 2011; Juwana et al., 2012; Moura, 2016). De modo geral, as análises (Emergética, Pegada ecológica, Resiliência e Ciclo de Vida), dão uma visão integrada do sistema, porém, requerem uma enorme quantidade de dados, que é difícil de obter e concentrar, principalmente no tocante a dimensão ambiental. Já o conjunto de indicadores pode ser entendidos como uma medida ou componente do sistema do qual as conclusões sobre certo fenômeno podem ser inferidas (Heink e Kowarik, 2010), sendo que a principal vantagem do seu uso é que estes transformam dados técnicos e complexos em informações sintetizadas e mais simples (Calijuri et al., 2009).

O conjunto de indicadores é constituído de variáveis definidas para refletirem de forma simplificada um fenômeno ou um processo e que podem medir um atributo de um sistema. Desse modo, pode-se obter uma visão holística, possibilitando a análise de cada parte do sistema produtivo em separado. Além disso, os indicadores são eficientes instrumentos de tomada de decisão para avaliar e acompanhar os progressos no sentido do desenvolvimento sustentável, sendo constantemente recomendado por cientistas (Bolcárová e Kološta, 2015; Cornescu e Adam, 2014; Moldan et al., 2012). Podendo

ser aplicados a elementos naturais, como o ambiente (Zhang, 2015), ecossistemas (Fu et al., 2015), manejo florestal (Gossner et al., 2014), água (Lobato et al., 2015, Perez et al., 2014) e solo (Zhao et al., 2015), bem como à avaliação socioeconômico-institucional de questões relacionadas com os recursos hídricos (Hellegers et al., 2010), sistemas de água urbanas (Spiller, 2016), políticas públicas (Blanchet e Girois, 2012) e de gestão (Taugourdeau et al., 2014).

A Avaliação Mundial das Águas das Nações Unidas (WWAP, 2012) observa que um conjunto extenso de indicadores foi desenvolvido, ou foi proposto, para monitorar o estado e gestão dos recursos hídricos, para uma ampla gama de propósitos. A relevância dos indicadores para o processo de tomada de decisão são as características mais importantes dos indicadores em relação a outras formas de informação e podem ser ferramentas eficazes de decisão política (Nicholson et al., 2012). Portanto, os indicadores devem apresentar atributos que são considerados relevantes pelos tomadores de decisão e não necessariamente por um público especializado (Klug e Kmoch, 2014). Indicadores bem desenvolvidos devem condensar e decifrar dados relevantes medindo, quantificando, qualificando e transmitindo informações de uma forma que seja fácil de entender (Kurka e Blackwood, 2013).

Exemplos de como foram utilizados os conjuntos de indicadores na aquicultura no Brasil, pode-se citar Almeida (2013), que apesar de focar apenas nos indicadores ambientais e econômicos na produção de tilápia do Nilo em tanques-rede, gerida por uma cooperativa no estado de São Paulo, concluiu que o uso de um conjunto de indicadores mostrou-se como uma ferramenta de grande importância para a avaliação da piscicultura. Pois por meio destes, pode-se observar com clareza os pontos frágeis que essa atividade vem enfrentando ao longo de todos os anos, sem mascarar nenhum deles. Mais recentemente, o arcabouço teórico do modelo conceitual DPSIR (*Drivers-Pressure-State-Impact-Response*) permitiu agregar as informações de diversos indicadores com informações gerenciais como políticas públicas aplicadas à aquicultura. Sendo um modelo de avaliação sistêmica capaz de fornecer informações sobre as interações econômicas, sociais e ambientais do sistema analisado, e que possibilita demonstrar o direcionamento mais sustentável no gerenciamento do recurso, com ênfase nos indicadores mais importantes (Nobre et al., 2010; Moura et al. 2016). Esta abordagem conceitual vem sendo aplicada à gestão de recursos naturais principalmente na Europa por meio de modelos computacionais como o MULINO *mDSS* (Giupponi,

2007) que permite uma interface entre os gestores no intuito de auxiliar na tomada de decisão.

A abordagem DPSIR é o arcabouço mais amplamente utilizado para indicadores ambientais (Spangenberg et al., 2015), sendo baseado no quadro conceitual pressão-estado-resposta. A estrutura DPSIR organiza os indicadores de acordo com a Causa-efeito sob as seguintes categorias: Forças de Motriz, Pressão, Estado, Impacto e Resposta. Com isso, um indicador, dependendo da sua natureza e os atributos, pode ser classificado em um ou mais destes componentes (Pires et al., in press). Trabalhos utilizando o modelo DPSIR com determinado conjunto de indicadores, avaliaram a sustentabilidade de alguns sistemas de cultivo de organismos aquáticos, como na África do Sul, onde Nobre et al. (2010), avaliaram a sustentabilidade de uma fazenda de cultivo de abalone sob a ótica do arcabouço *DPSIR*. Para a avaliação foram selecionados indicadores ambientais, sociais e econômicos que refletissem a sustentabilidade do sistema produtivo. Foram ainda criados dois cenários hipotéticos, considerando a integração do cultivo de abalone com o cultivo integrado de algas marinhas, em duas densidades de estocagem. Os indicadores foram estimados para os cenários hipotéticos e todas as informações fizeram parte do modelo. A modelagem possibilitou a constatação de que o cultivo integrado de abalone com algas marinhas trazia não somente benefícios econômicos, mas também sociais e ambientalmente menos degradantes.

Recentemente, Moura et al. (2016) utilizaram indicadores ambientais, sociais e econômicos sob o arcabouço *DIPSIR* em uma piscicultura de tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro, onde foram criados diversos cenários hipotéticos com diferentes densidades de estocagem para avaliar qual desses sistemas seria o mais sustentável. Os autores concluíram que o conjunto de indicadores foi adequado para a avaliação da sustentabilidade do sistema em questão, além de evidenciarem a importância do arcabouço *DPSIR* na avaliação desta sustentabilidade, principalmente no sentido de apontar os indicadores mais importantes para o sistema, além de fornecer uma visão holística da sustentabilidade das três dimensões consideradas.

Diante da importância da produção científica sobre o uso de um conjunto de indicadores para avaliar a sustentabilidade de um sistema, principalmente na literatura com enfoque na sustentabilidade na aquicultura, sua discussão torna-se relevante, pois as formas de medição da sustentabilidade da produção apresentam-se operativa, inovadora e atual. As relevantes discussões envolvendo questões sobre a promoção e

manutenções de um desenvolvimento sustentável em sistemas de produção vêm sendo debatidas e estudadas nos últimos anos para as mais diversas áreas, sejam elas: científica, políticas de desenvolvimento, instituições internacionais, setor empresarial e organizações não governamentais. Com isso a sustentabilidade vem ganhando espaço tanto dos gestores e administradores quanto dos consumidores finais, que estão cada vez mais preocupados não somente com o produto que está sendo produzido, mas com o modo como ele é produzido, e para a atividade aquícola esse caminho não é diferente.

Neste sentido, esforços vêm sendo empregados não somente na mitigação dos impactos e elevação dos benefícios da atividade, mas também na avaliação global da sustentabilidade destes sistemas. E apesar dos estudos em aquicultura atentarem-se basicamente em termos ambientais e econômicos de forma isolada, torna-se interessante a inclusão de todas as dimensões na esfera da sustentabilidade e suas interações, atentando-se para as considerações dos custos e benefícios sociais envolvidos na atividade, bem como assegurando uma gestão adequada para promover os princípios da gestão integrada dos recursos hídricos. Dessa forma, ferramentas de avaliação que interajam e promovam uma visão em sua totalidade e globalidade do sistema nas várias das suas dimensões é o tipo de avaliação que permite um melhor entendimento da real condição de sustentabilidade ou insustentabilidade da atividade.

Portanto, torna-se necessário a intensificação de esforços em termos de se entender o sistema aquícola de forma abrangente, bem como conhecer a dinâmica entre suas dimensões. Tomando como base o uso de indicadores, que permitem o avaliador conhecer o estado global da sustentabilidade de um sistema através do conhecimento de vários aspectos divididos em dimensões bem definidas, que irá permitir inclusive a identificação dos fatores críticos para a sustentabilidade na aquicultura.

3 ESTRUTURAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação foi elaborada em dois capítulos. O primeiro visa fornecer informações sobre os possíveis impactos gerados pelo cultivo de tilápias em tanques-rede no que se refere ao aporte de nutrientes e material particulado para o ambiente aquático. O segundo capítulo foca no uso de um conjunto de indicadores como forma de atestar ou não a sustentabilidade no sistema de cultivo empregado por uma cooperativa de aquicultores, formada por empresários particulares, que produziam tilápias do Nilo em tanques-rede em um reservatório do semiárido brasileiro.

O primeiro capítulo intitulado “**Influência da criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede nas taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado no reservatório de Umari, semiárido brasileiro**” teve como objetivo principal avaliar a sedimentação de nutrientes e material particulado no reservatório de Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, submetido à piscicultura de tilápia do Nilo em tanques-rede. Para tanto, foram instaladas câmaras de sedimentação sob os tanques-rede com diferentes densidades de estocagens de *O. niloticus* (125 e 100 peixes/m²). Também foram instaladas câmaras de sedimentação e em área afastada do cultivo (controle), no intuito de verificar a real influência da piscicultura no aporte de nutrientes e material particulado no reservatório.

O segundo capítulo intitulado “**O cultivo de tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* em tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro é sustentável nos aspectos social, econômico e ambiental?**” teve como objetivo avaliar a sustentabilidade do sistema de produção de tilápias em tanques-rede em um reservatório do semiárido brasileiro nas suas dimensões social, econômica e ambiental, por meio da aplicação de um conjunto de indicadores e do modelo conceitual DPSIR. Neste sentido, foi selecionado um conjunto de 40 indicadores de sustentabilidade englobando os três pilares da sustentabilidade. Os indicadores foram então calculados com base no sistema produtivo em questão, através do levantamento dos dados necessários durante o acompanhamento da engorda no processo produtivo utilizando duas densidades de estocagem (100 e 125 peixes/m²). Os indicadores foram utilizados para abastecer o modelo *DPSIR*, implementado no *software* MULINO, a fim de se comparar a sustentabilidade do sistema de produção praticado com a densidade de estocagem de 125 peixes/m² com a densidade de estocagem utilizando 100 peixes/m².

REFERÊNCIAS

- ADGER, N.W. Social and ecological resilience: are they related?. *Progress in Human Geography*, v.24. n.3, p.347–364, 2000.
- ALMEIDA, R. *Indicadores de sustentabilidade do cultivo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede em um reservatório tropical*. 53 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.
- AVNIMELECH, Y. (1999). Carbon and nitrogen ratio as a control element in Aquaculture systems. *Aquaculture*, v.176, p.227-235, 1999.

- AYROZA, D. M. M. R.; NOGUEIRA, M. G.; AYROZA, L. M. S.; CARVALHO, E. D.; FERRAUDO, A. S.; CAMARGO, A. F. M. Temporal and Spatial Variability of Limnological Characteristics in Areas under the Influence of Tilapia Cages in the Chavantes Reservoir, Paranapanema River, Brazil. *Journal of the World Aquaculture Society*, v.44, p.814-825, 2013.
- BLANCHET, K.; GIROIS, S. Selection of sustainability indicators for health services in challenging environments: balancing scientific approach with political engagement. *Evaluation and Program Planning*, v.38, p.28–32, 2012.
- BOLCÁROVÁ, P.; KOLOŠTA, S. Assessment of sustainable development in the EU 27 using aggregated SD index. *Ecological Indicators*, v.48, p.699–705, 2015.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C.; MCNEVIN, A.; BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, v.15, p.327-360, 2007.
- CAVALCANTE, D. H.; LIMA, F. R. S.; REBOUÇAS, V. T.; CARMO-SÁ, M. V. Association between periphyton and bioflocs systems in intensive culture of juvenile Nile tilapia. *Acta Scientiarum*, v.38, n.2, p.119-125, 2016.
- CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; CAMARGO, R. A. et al. Estudo de indicadores de saúde ambiental e de saneamento em cidade do Norte do Brasil. *Engenharia Sanitária & Ambiental*, v.14, n.1, p.19-28, 2009.
- CORNESCU, V.; ADAM, R. Considerations regarding the role of indicators used in the analysis and assessment of sustainable development in the E.U. *Procedia Economics Finance*, v.8, p.10–16, 2014.
- FAO (Fisheries and Aquaculture Department). *The State of World Fisheries and aquaculture (SOFIA)*. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 223p., 2014.
- FAO (Fisheries and Aquaculture Department). *The State of World Fisheries and aquaculture (SOFIA)*. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 253p., 2016.
- FU, C.; GRANDE, S.; CAVALEIRO, B.; RICHARDSON, A. J.; BUNDY, A.; REYGONDEAU, G.; BOLDT, J.; van der MEEREN, G. I.; TORRES, M. A.; SOBRINHO, I.; AUBER, A.; TRAVERS-TROLET, M.; PIRODDI, C.; DIALLO, I.; JOUFFRE, D.; MENDES, H.; BORGES, M. F.; LYNAM, C. P.; COLL, M.; SHANNON, L. J.; SHIN, Y. Relationships among fisheries exploitation, environmental conditions, and ecological indicators across a series of marine ecosystems. *Journal Marine Systems*, v.148, p.101–111, 2015
- GALLI, A.; GIAMPIETRO, M.; GOLDFINGER, S.; LAZARUS, E.; LIN, D.; SALTELLI, A.; WACKERNAGEL, M.; MULLER, F. Questioning the ecological footprint. *Ecological Indicators*, v.69, p.224-232, 2016.
- GARCIA, F.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C.; AMBROSIO, L. A. Emery assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. *Ecological Engineering*, v.68, p.72–79, 2014.

- GIUPPONI, C. Decision Support Systems for Implementing the European Water Framework Directive: the MULINO approach. *Environmental Modeling and Software*, v.22, n.2, p.248-258, 2007.
- GOSSNER, M. M.; FONSECA, C. R.; PAŠALIĆ, E.; TÜRKE, M.; LANGE, M.; WEISSER, W. W. Limitations to the use of arthropods as temperate forests indicators. *Biodiversity and Conservation*, v.23, n.4, p.945–962, 2014.
- GUO, L.; LI, Z.; XIE, P.; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International*, v.17, p.219–241, 2009.
- HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, v.10, p.584–593, 2010.
- HELLEGERS, P. J. G. J.; SOPPE, R.; PERRY, C. J.; BASTIAANSEN, W. G. M. Remote sensing and economic indicators for supporting water resources management decisions, *Water Resources Management*, v.24, n.11, p.2419–2436, 2010.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. *Boletim do Instituto de Pesca*, v.34, n.1, p.163-173, 2008.
- JUWANA, I.; MUTTIL, N.; PERERA, B. J. C. Indicator-based water sustainability assessment - a review. *Science of The Total Environment*, v.438, p.357–371, 2012.
- KLUG, H.; KMOCH, A. Operationalizing environmental indicators for real time multipurpose decision making and action support. *Ecoogical. Modelling*, v.295, p.66–74, 2014.
- KRUSE, S. A.; FLYSJÖ, A.; KASPERCZYK, N.; SCHOLZ, A. J. Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment – an application to salmon production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.14, p.8-18, 2009.
- KURKA, T.; BLACKWOOD, D. Participatory selection of sustainability criteria and indicators for bioenergy developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.24, p.92–102, 2013.
- LOBATO, T. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; OLIVEIRA, T. F.; SILVEIRA, A. M.; SILVA, H. A. N.; TAVARES, M. R. M.; SARAIVA, A. C. F.; Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: a case study in the Amazon region. *Journal of Hydrology*, v.522, p.674–683, 2015.
- MALLASEN, M.; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P.; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de ilha solteira, SP. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, v.38, n.1, p.15–30, 2012.
- MOLDAN, B.; JANOUŠKOVÁ, S.; HÁK, T., 2012. How to understand and measure environmental sustainability: indicators and targets. *Ecological Indicators*, v.17, p.4–13, 2012.

- MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentação de nutrientes e material particulado sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. *Química Nova*, v.37, n.8, p.1283-1288, 2014.
- MOURA, R. S. T.; VALENTE, 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, 2016.
- NICHOLSON, E.; COLLEN, B.; BARAUSSE, A.; BLANCHARD, J.L.; COSTELLOE, B. T.; SULLIVAN, K. M. E.; UNDERWOOD, F. M.; BURN, R. W.; FRITZ, S.; JONES, J. P. G.; McRAE, L.; POSSINGHAM, H. P.; MILNER-GULLAND, E. J. Making robust policy decisions using global biodiversity indicators. *PLoS ONE*, v.7, n.7, 2012.
- NOBRE, A. M.; ROBERTSON-ANDERSSON, D.; NEORI, A.; SANKAR, K. Ecological-economic assessment of aquaculture options: comparison between abalone monoculture and integrated multi-trophic aquaculture of abalone and seaweeds. *Aquaculture*, v.306, p.116-126, 2010.
- PAHRI, S. D. R.; MOHAMED, A. F.; SAMAT, A. LCA for open systems: a review of the influence of natural and anthropogenic factors on aquaculture systems. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, v.20, p.1423-1337, 2015.
- PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JR., I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.66, n.2b, p.575-585, 2006.
- PEREZ, M.; TUJCHNEIDER, O.; PARIS, M.; D'ELÍA, M. Sustainability indicators of groundwater resources in the central area of Santa Fe province, Argentina. *Environmental Earth Science*, v.73, n.6, p.2671–2682, 2014.
- PIRES, A.; MORATO, J.; PEIXOTO, H.; BOTERO, V.; ZULUAGA, L.; FIGUEROA, A. Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management. *Science of the Total Environment*, (in press).
- POLAZ, C. N. M.; TEIXEIRA, B. A. N. Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP). *Engenharia Sanitária & Ambiental*, v.14, n.3, p.411-420, 2009.
- REY-VALETTE, H.; CLÉMENT, O.; AUBIN, J.; MATHÉ, S.; CHIA, E.; LEGENDRE, M.; CARUSO, D.; MIKOLASEK, O.; BLANCHETON, J. P.; SLEMBROUCK, J.; BARUTHIO, A.; RENÉ, F.; LEVANG, P.; MORRISSENS, P.; LAZARD, J. *An approach to co-construct sustainable development indicators in aquaculture*. Montpellier: EVAD, 17 p., 2010.
- ROTH, E.; ROSENTHAL, H.; BURBRIDGE, P. A discussion of the use of the sustainability index: “ecological footprint” for aquaculture production. *Aquatic Living Resources*, v.13, p.461-469, 2000.

SAMPAIO, F. G.; LOSEKANN, M. E.; LUIZ, A. J. B.; NEVES, M. C.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; RODRIGUES, G. S. Monitoramento e gestão ambiental da piscicultura em tanques-rede em reservatórios. *Informe Agropecuário*, v.34, n.272, p.1-11, 2013.

SANTOS, F. L. A.; ADERALDO, P. I. C.; FROTA, P. V. Avaliação dos aspectos hidroclimáticos do reservatório Ayres de Souza: subsídios ao combate à seca no município de Sobral – Ceará. *Revista Geonorte*, v.2, p.975-986, 2012.

SIQUEIRA, L. V. *As políticas públicas para a piscicultura e sua implementação em contextos locais distintos: Um estudo comparativo entre o Rio Grande do Sul e o Ceará*. 86 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

SPANGENBERG, J.H.; DOUGUET J-M.; SETTELE, J.; HEONG, K.L. Escaping the lock-in of continuous insecticide spraying in rice: Developing an integrated ecological and socio-political DPSIR analysis. *Ecological Modelling*, v.295, p.188–195, 2015.

SPILLER, M. Adaptive capacity indicators to assess sustainability of urban water systems – current application. *Science of The Total Environment*, v.569–570, p.751–76, 2016.

TAUGOURDEAU, S.; le MAIRE, G.; AVELINO, J.; JONES, J. R.; RAMIREZ, L. G.; QUESADA, M. J.; CHARBONNIER, F.; GÓMEZ-DELGADO, F.; HARMAND, J.; RAPIDEL, B.; VAAST, P.; ROUPSARD, O. Leaf area index as an indicator of ecosystem services and management practices: an application for coffee agroforestry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.192, p.19–37, 2014.

VALENTI, W. C. *A aquíicultura Brasileira é sustentável?* Palestra apresentada durante o IV Seminário Internacional de Aquíicultura, Maricultura e Pesca, Aquafair 2008, Florianópolis, 2008. p.1-11, 2008. Disponível em: <www.avesui.com/anais>.

VALENTI, W. C.; KIMPARA, J. M.; PRETO, B. L. Measuring aquaculture sustainability. *World Aquaculture Society Magazine*, v.43, n.3, 2011.

van BELLEN, H. M. *Indicadores de sustentabilidade – uma análise comparativa*. Editora FGV: Rio de Janeiro, 16p., 2008.

WORLD BANK. *Fish to 2030: Prospects for fisheries and aquaculture. Agriculture and environmental services discussion paper*. n.3, 102p. Washington DC, World Bank Group, 2013.

WWAP (World Water Assessment Programme). *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*. Paris, UNESCO, 2012.

ZHANG, Z. Tree-rings, a key ecological indicator of environment and climate change. *Ecological Indicators*, v.51, p.107–116, 2015.

ZHAO, X.; WU, P.; GAO, X.; PERSAUD, N. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. *Land Degradation & .Development*, v.26, n.1, p.54-61, 2015.

CAPÍTULO I – INFLUÊNCIA DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-REDE NAS TAXAS DE SEDIMENTAÇÃO DE NUTRIENTES E MATERIAL PARTICULADO EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.

Este artigo foi submetido a revista Aquaculture Research com o seguinte título: **Influence of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) breeding in net cages at sedimentation rates of nutrients and particulate matter in brazilian semi-arid reservoir.**

RESUMO: O cultivo de peixes em tanques-rede pode gerar quantidades elevadas de dejetos que são lançados diretamente no ambiente aquático na forma de excretas e ração não consumida, podendo ocasionar impactos e desequilíbrios ambientais. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a sedimentação de nutrientes e material particulado no reservatório de Umari (5°42'13"S e 37°15'18"O), semiárido do Rio Grande do Norte, submetido à piscicultura de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede. Câmaras de sedimentação foram instaladas sob quatro tanques-rede com densidade de estocagem de 125 peixes/m² e sob quatro tanques-rede com 100 peixes/m². Foi calculada ainda a taxa de sedimentação natural do reservatório, com a instalação de um conjunto de câmaras de sedimentação a três metros de profundidade em uma região afastada cerca de 200 metros do local com os tanques-rede (controle). As câmaras permaneceram instaladas por um período 24 horas a cada coleta e em seguida o material coletado foi levado para laboratório, onde se determinou as taxas de sedimentação de amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio total, carbono orgânico total, carbono inorgânico total, fósforo total, e material particulado. As taxas de sedimentação não apresentaram diferenças significativas entre as densidades de estocagem de 125 e 100 peixes/m², porém foram significativamente superiores quando comparadas com as taxas observadas na região do reservatório sem influência dos tanques-rede (controle). Ao final do cultivo os valores médios das taxas de sedimentação das variáveis analisadas nas densidades de estocagem de 125 e 100 peixes/m² e controle foram, respectivamente, 123,43, 100,88 e 6,73 µg/cm²/dia (amônia); 0,72, 0,51 e 0,06 µg/cm²/dia (nitrito); 0,25, 0,18 e 0,05 mg/cm²/dia (nitrogênio total); 313,36, 317,10 e 6,67 µg/cm²/dia (fósforo total); 3,06, 2,34 e 0,56 mg/cm²/dia (carbono orgânico total) e 9,72, 8,74, e 0,30 mg/cm²/dia (material particulado). Foi constatada uma correlação

positiva entre o ganho de biomassa das tilápias e as taxas de sedimentação de material particulado ($r^2 = 0,62$), de nitrogênio total ($r^2 = 0,86$) e de fósforo total ($r^2 = 0,84$). Pode-se concluir que a atividade de piscicultura em tanques-rede elevou as taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado neste reservatório do semiárido brasileiro, podendo contribuir para acelerar o processo de eutrofização deste ambiente aquático. Os resultados mostraram ainda que o aumento das taxas de sedimentação foi pontual, ou seja, ainda é restrito a região de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Umari.

Palavras-Chave: Taxa de sedimentação, Piscicultura em Tanques-rede, Eutrofização.

1 INTRODUÇÃO

A prática da aquicultura foi incentivada a nível mundial com os objetivos de diminuir a pressão sobre os recursos naturais e para ser uma fonte de proteína animal de baixo custo, visando satisfazer a demanda da crescente população humana por alimento (FAO, 2014). Em 2014, o volume de pescado produzido chegou a 73,8 milhões de toneladas, com vendas em torno de 160,2 bilhões de dólares, sendo que em 2025 estima-se que haja um aumento de 104% na produção da pesca e da aquicultura no Brasil, que deve apresentar o maior crescimento na região da América Latina, seguido por México e Argentina (FAO, 2016).

O Brasil possui uma posição de destaque no cenário mundial, por apresentar condições adequadas de clima e disponibilidade de 5,5 milhões de hectares de lamina d'água para o desenvolvimento da aquicultura, especialmente no que se refere ao uso de reservatórios para a prática aquícola (Bueno et al., 2015). Apesar da quantidade de área disponível para o desenvolvimento da aquicultura, os sistemas de cultivo utilizando reservatórios públicos como fonte de recursos hídricos surgiram apenas no início deste século, com suportes a partir de programas do governo brasileiro (Garcia et al., 2014; Lima, 2016a). Recentemente, tais ações apresentaram ainda uma maior representatividade graças aos incentivos do governo federal para a criação dos parques aquícolas, ou seja, áreas de águas públicas para pessoas físicas ou jurídicas, que por meio de notificações permitem o desenvolvimento da aquicultura (Roubach et al. 2015).

A atividade aquícola em reservatórios no Brasil se deve principalmente à instalação e expansão de empreendimentos que utilizam o sistema de tanques-rede nas

regiões Sudeste e Nordeste do país, tendo a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), como a principal protagonista para o cultivo nesse sistema de criação, por apresentar bons índices de desempenho produtivo (Ostrensky et al., 2008; Mallasen et al., 2012). Apesar de parte das atividades aquícolas estar sendo desenvolvida em reservatórios públicos, o que na maioria das vezes favorece as economias local e regional, o barramento dos cursos naturais, bem como as atividades aquícolas nesses ambientes aquáticos acarretam uma série de modificações, que podem comprometer tanto a vida selvagem quanto o abastecimento humano (Pelicice et al., 2015; Agostinho et al. 2016; Lima et al., 2016b). Neste contexto, as atividades de produção de peixes em tanques-rede podem resultar em alterações ambientais prejudiciais aos corpos hídricos (Azevedo-Santos et al., 2011; Pelicice et al., 2014).

Como consequência dos impactos causados nos ambientes aquáticos, a atividade de piscicultura em tanques-rede pode provocar perda de biodiversidade, introdução de espécies exóticas e alterações na teia trófica, pois seus resíduos podem tornar-se uma fonte de alimento para a biota local (Brandão et al., 2012; Ortega et al., 2015), além de aumentar a concentração de nutrientes que podem alterar as condições naturais dos ecossistemas aquáticos (Azevedo et al., 2011; Zhou et al., 2011; Venturoti et al., 2015). Outro aspecto importante a ser observado sobre o cultivo em tanques-rede são os resíduos gerados pela grande quantidade de dejetos que são lançados diretamente no ambiente sob as formas de excretas e ração não consumida, gerando resíduos orgânicos no ambiente natural (Gunkel et al., 2015). Tais resíduos podem acarretar diversos problemas devido a elevadas cargas de sedimentação de sólidos totais dissolvidos, além de nutrientes como nitrogênio e fósforo, sendo esse um dos pontos críticos no avanço da piscicultura em águas continentais, uma vez que sua liberação excessiva para o meio aquático pode acarretar problemas com eutrofização e conflitos nos múltiplos usos desses ecossistemas (Degefu et al., 2011; Moura et al., 2014; David et al., 2015).

Vários dos impactos mencionados vêm sendo constatados no cultivo intensivo de peixes realizado em tanques-rede instalados em reservatórios brasileiros (Gunkel et al., 2015, Venturoti et al., 2015). Estes impactos podem ser ainda mais prejudiciais em reservatórios do semiárido, uma vez que regiões áridas e semiáridas são caracterizadas por altas temperaturas, escassez de água, imprevisibilidade e desproporcionalidade na distribuição de chuvas (Costa et al., 2016). Os reservatórios dessas regiões estão sujeitos à diminuição do volume de água durante a estação seca, favorecendo o acúmulo de nutrientes (Câmara et al., 2009). Há uma grande problemática sobre o abastecimento de

água para esta região, principalmente considerando as irregularidades pluviométricas desse ecossistema onde a redução do volume durante a estiagem prolongada contribui para a degradação da qualidade da água devido à alta biomassa de algas e à alta turbidez (Braga et.al., 2015).

É importante destacar que estudos que avaliam as alterações causadas pelas atividades aquícolas são importantes para se identificar alterações na estrutura e no funcionamento dos reservatórios, bem como encontrar meios de mitigar os impactos negativos decorrentes da multiplicidade de sua utilização, além de usar seus resultados para tentar ordenar a atividade com o uso racional da água e a conservação do meio ambiente. Neste contexto, objetivo deste trabalho foi avaliar a sedimentação de nutrientes e material particulado no reservatório Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, submetido à atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O sistema de cultivo de tilápias em tanques-rede avaliado foi gerido pela cooperativa de aquicultores, no reservatório de Umari, localizado na bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró, semiárido do estado do Rio Grande do Norte - Brasil (5° 42' 13"S e 37° 15' 18"O). A cooperativa foi fundada no ano de 2011, sendo composta por 13 empresários (cooperados) que se uniram para produzir tilápias em tanques-rede. Cada cooperado adquiriu 37 unidades de produção, totalizando 481 tanques-rede. A piscicultura em Umari produz anualmente aproximadamente 281 toneladas de tilápia do Nilo, sendo o produto final composto pela venda do peixe inteiro (98%) e eviscerado (2%).

A área do reservatório é de 2922,67 ha com capacidade máxima de 292.813.650,00 m³ de água (ANA, 2007). O clima local é do tipo BSw'h', da classificação climática de Köppen, caracterizado por um clima muito quente e semiárido, com a estação chuvosa se atrasando para o outono (Figura 1).

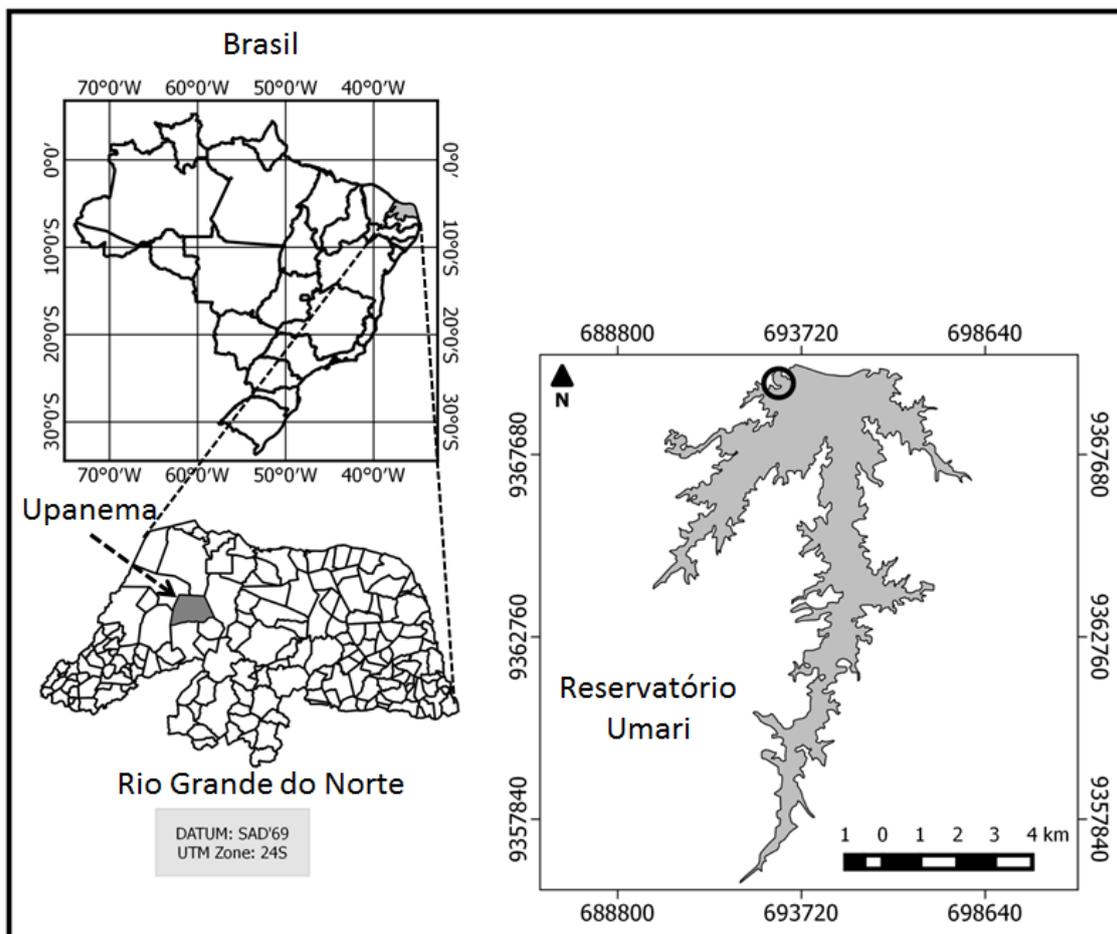


Figura 1. Localização do reservatório de Umari na Cidade de Upanema/RN - Brasil ($5^{\circ}42'13''\text{S}$ e $37^{\circ}15'18''\text{O}$). Círculo indica a área do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede no reservatório.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

O sistema de produção operado pela cooperativa consistiu de duas fases: (i) povoamento dos alevinos de tilápia em tanque-rede berçário (inicial e intermediário) por 60 dias e (ii) transferência do berçário para os tanques-rede de engorda, onde permaneceram por 63 dias até a despesca. Durante o período de engorda de tilápia do Nilo (*O. niloticus*) foram acompanhados oito tanques-rede de 6 m^3 , sendo quatro tanques-rede com densidade de 125 peixes/m^2 e quatro tanques-rede com densidade de 100 peixes/m^2 . O povoamento dos tanques-rede de engorda foi realizado utilizando juvenis de tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus*, com cerca de $118\text{g} (\pm 5\text{g})$ de biomassa média individual. A ração comercial ofertada continha em sua composição 32% de proteína bruta e 0,6% de fósforo, com 4 a 6 mm de granulometria. A ração foi ofertada duas vezes ao dia, em uma quantidade relativa à biomassa estocada. Durante os primeiros 15 dias de experimento, a ração ofertada diariamente foi baseada em 4,5% da

biomassa de peixes presentes nos tanques-rede, dos 16 aos 34 dias de experimento, a biomassa considerada foi de 3,9%, dos 35 aos 48 dias, a biomassa considerada foi de 3,6%, dos 49 aos 62 dias, a biomassa de ração ofertada foi baseada em 3,3% da biomassa de peixes, e ao final do experimento a biomassa levada em consideração foi de 3,1% (Tabela 1).

Tabela 01. Valores médios e desvio padrão da biomassa de tilápias do Nilo nas gaiolas e quantidade de ração ofertada diariamente.

Dias de cultivo	Biomassa/Gaiola(Kg)		Quantidade de Ração Ofertada /Gaiola/dia(kg)	
	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
1	59,2Kg (±0,1Kg)	47,4Kg (±0,08Kg)	2,2kg	2,1Kg
35	104,3Kg (±2,3Kg)	92,0Kg (±2,2Kg)	3,7Kg	3,3Kg
63	150,5Kg (±4,2Kg)	136,4Kg (±3,7Kg)	4,7Kg	4,2Kg

Durante o período de engorda o material particulado gerado sob os tanques-rede foi medido com a instalação de câmaras de sedimentação diretamente sob cada estrutura, em coletas mensais de novembro de 2015 a janeiro de 2016. Mensalmente, câmaras de sedimentação (uma câmara sob cada tanque-rede) foram instaladas diretamente sob quatro tanques-rede com densidade de estocagem de 125 peixes/m², bem como sob quatro tanques-rede povoados com a densidade de 100 peixes/m², e permaneceram submersas durante 24 horas. Foi calculada ainda a taxa de sedimentação natural do reservatório, com a instalação de um conjunto de câmaras de sedimentação a três metros de profundidade em uma região afastada cerca de 200 metros (controle) do local de com os tanques-rede.

Antes de serem dispostas no ambiente, as câmaras de sedimentação foram preenchidas completamente com água destilada, a fim de evitar a deposição de material antes do início do período de incubação. Após o período de 24 horas de submersão das câmaras, amostras foram coletadas no interior das mesmas para quantificação das taxas de sedimentação de amônia, nitrato e nitrito (Mackereth et al., 1978); nitrogênio total (Koroleff, 1976); fósforo total (Golterman et al., 1978). O carbono orgânico total e carbono inorgânico total foram avaliados por oxidação em combustão catalítica usando um Analisador de Carbono VARIO-TOC, método de combustão em alta temperatura. Foi utilizado um multisensor de parâmetros limnológicos (Horiba, modelo U52) para quantificar os valores de oxigênio, pH e temperatura da água sub-superficial na área dos tanques-rede.

Os cálculos das taxas de sedimentação foram feitos segundo descrito por Buffon et al. (2009). Onde foi filtrado um volume conhecido das amostras obtidas com as câmaras de sedimentação, utilizando filtros previamente secos e pesados (M_1). Os filtros contendo material particulado foram então secos em estufa a 60°C durante um período de 24 h, resfriados e pesados (M_2). Após esse procedimento, foram incinerados em mufla a 480°C, por 60 min, resfriados e pesados (M_3). As diferenças entre: M_1 e M_2 ; M_1 e M_3 ; M_2 e M_3 forneceram as massas (em gramas) dos materiais em suspensão total, inorgânico e orgânico, respectivamente. A taxa de sedimentação é correspondente à concentração de material da amostra filtrada, corrigida para o volume médio das câmaras de sedimentação. Logo, a concentração de material em suspensão foi estimada pela equação $C = \left(\frac{M_2 - M_1}{V_f} \right) \times 1000 \times 1000$. A concentração de material em suspensão (C) foi expressa em mg/L. A taxa de sedimentação foi determinada pela seguinte fórmula: $TS = (V_c \times C) \div (A_c \times T)$, onde: V_c = volume das câmaras de sedimentação (2,36 L); V_f = volume filtrado (mL); C = concentração de material em suspensão dentro das câmaras (mg/L); A_c = área da abertura da superfície da câmara de sedimentação (78,54 cm²); e T = tempo em dias. Assim, a taxa de sedimentação foi expressa em mg/cm²/dia.

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

A fim de se identificar diferenças significativas nas taxas de sedimentação de material particulado, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total, fósforo total, carbono inorgânico total e carbono orgânico total, entre os tanques-rede e o controle, foi aplicado um teste *Kruskal-Wallis* com correção de *p-value* segundo Bonferroni para os dados não paramétricos, ambos a 5% de probabilidade. Os pressupostos estatísticos de normalidade e homocedasticidade foram avaliados com os testes de *Shapiro-Wilk* e *Bartlett*, respectivamente, ambos 5% de probabilidade. Testes de correlação ($p < 0,05$) foram aplicados entre a biomassa de tilápia do Nilo, durante os 63 dias de cultivo, e as taxas de sedimentação de material particulado, Nitrogênio Total e Fósforo Total. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *Software R v3.0.1* (R Core Team, 2013).

3 RESULTADOS

A sobrevivência final das tilápias do Nilo na fase de engorda foi de 90% e a conversão alimentar aparente foi de 1,5 para ambas as densidades de estocagens. As biomassas médias de peixes por tanque-rede após 63 dias de engorda foram de 150,5 kg (biomassa média individual de 316,9 gramas) e 136,4 kg (biomassa média individual de 358,8 gramas) para as densidades de 125 e 100, respectivamente (tabelas 1 e 2). A produção de tilápias em tanques-rede apresentou um aumento de biomassa durante todo o período do experimento (63 dias), e conseqüentemente houve um aumento na quantidade de ração ofertada em ambas às densidades analisadas. pois a ração foi ofertada baseada na biomassa de tilápias durante o cultivo. Em relação às variáveis limnológicas na região de cultivo e na região afastada da produção (controle), os valores médios variaram de 28,5°C a 29,5°C para a temperatura, 6,9 a 8,5 para o pH, e 4,4mg/L a 5,7mg/L para o oxigênio dissolvido (Tabela 4).

Tabela 02. Valores médios e desvio padrão de sobrevivência, peso médio individual inicial, peso médio individual final, conversão alimentar aparente e biomassa por tanque-rede para as diferentes densidades de estocagem.

Parâmetros	Densidade de Estocagem	
	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
Sobrevivência (%)	90 (± 5)	90 (± 5)
Peso médio individual inicial (g)	118,5 (± 5)	118,5 (± 5)
Peso médio individual final (g)	316,9 (± 18,7)	358,8 (± 25,7)
Conversão alimentar aparente	1,5 (± 0,1)	1,5 (± 0,2)
Biomassa por tanque-Rede (kg)	150,5 (± 4,2)	136,4 (± 3,7)

Tabela 03. Valores médios e desvio padrão do peso médio individual das tilápias do Nilo cultivadas em diferentes densidades de estocagem no decorrer do cultivo.

Dias de cultivo	Peso médio individual(g)	
	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
1	118,5 (± 5,0)	118,5 (± 5,0)
35	219,5 (± 12,7)	242,1 (± 15,7)
63	316,9g (± 18,7)	358,8g (± 25,7)

Tabela 04. Valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas nas gaiolas com diferentes densidades de estocagem e na região afastada da produção (controle).

Dias de Cultivo	Temperatura °C			pH			Oxigênio Dissolvido (mg/L)		
	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²	Controle	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²	Controle	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²	Controle
1	28,6(±0,1)	28,5 (±0,1)	28,7(±0,1)	7,7(±0,3)	7,7(±0,4)	8,5(±0,3)	4,9(±0,2)	5,7 (±0,7)	5,7(±0,6)
35	28,8(±0,4)	29,1 (±0,2)	29,0(±0,1)	6,9(±0,4)	6,9(±0,3)	7,3(±0,2)	4,4(±0,1)	4,4 (±0,2)	4,6(±0,6)
63	29,1(±0,5)	29,2 (±0,1)	29,5(±0,1)	7,2(±0,3)	7,2(±0,3)	7,6(±0,2)	5,0(±1,4)	4,5 (±1,1)	5,3(±0,6)

As cargas de sedimentação de material particulado e dos nutrientes não apresentaram diferenças significativas entre as densidades de estocagem de 100 e 125 peixes/m², porém, quando foram comparadas as cargas produzidas nos tanques-rede e a região afastada da produção (controle), houve diferenças significativas para algumas variáveis analisadas. As cargas naturais de sedimentação de material particulado (controle) apresentaram-se praticamente estáveis durante todo o experimento, com um valor médio de 1,30 (± 0,17) mg/cm²/dia aos 35 dias de experimento, decrescendo para 0,92 (± 0,03) mg/cm²/dia aos 63 dias de experimento. Já na região dos tanques-rede, foi observado um comportamento crescente para as taxas de sedimentação do material particulado durante todo o experimento, atingindo após 63 dias do início do período de engorda, um valor médio de 9,72 (± 1,76) mg/cm²/dia para os tanques-rede com 125 peixes/m² e 8,74 (± 1,53) mg/cm²/dia para os tanques-rede com 100 peixes/m² (figura 2A).

A sedimentação de amônia mostrou uma tendência crescente do primeiro ao último dia do experimento para a região de cultivo dos tanques-rede, sendo seus maiores valores aos 63 dias de experimento, com 123,43 (± 44,66) µg/cm²/dia para a densidade com 125 peixes/m² e 100,88 (± 28,11) µg/cm²/dia para a densidade com 100 peixes/m². A taxa de sedimentação da amônia na região do cultivo foi significativamente maior que a taxa na região controle já a partir dos 35 dias de experimento. Neste mesmo período, a taxa de sedimentação da amônia naturalmente produzida no reservatório apresentou o seu maior valor médio (18,02 (± 4,16) µg/cm²/dia) (figura 2B). A taxa de sedimentação de nitrito apresentou valores similares entre a região de cultivo e a região controle, exceto para a densidade de 125 peixes/m², que apresentou valores significativamente maiores aos 35 dias de cultivo. Porém, ao final do experimento (63 dias) foram observados valores médios significativamente maiores para ambas as densidades (0,72 µg/cm²/dia para a densidade de 125 peixes/m² e 0,51 µg/cm²/dia para a densidade de 100 peixes/m²), quando comparados com os

valores da região controle ($0,06 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$) (figura 2C). A sedimentação de nitrato apresentou valores superiores no início do experimento para a região da produção de tilápias nas diferentes densidades de estocagem (125 e 100 peixes/ m^2) em relação ao controle. Ao final do experimento as taxas de sedimentação de nitrato foram de $5,62 (\pm 0,70) \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (125 peixes/ m^2), $6,21 (\pm 0,28) \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (100 peixes/ m^2) e $6,18 (\pm 0,55) \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (controle), não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos (figura 2D).

As taxas de sedimentação de nitrogênio total foram significativamente maiores na região dos tanques-rede, quando comparados com a região controle. Além disso, na região de cultivo a taxa de sedimentação desse nutriente apresentou valores crescentes com o transcorrer do experimento para ambas as densidades de estocagem. Aos 63 dias os tanques-rede apresentaram taxas médias de sedimentação de nitrogênio total de $0,25 (\pm 0,05) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (125 peixes/ m^2) e de $0,18 (\pm 0,03) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (100 peixes/ m^2). Já a taxa de sedimentação natural (controle) ao final do experimento apresentou valor médio de $0,05 (\pm 0,01) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$, comportando-se de forma praticamente constante do primeiro ao último dia do experimento (figura 2E). As taxas de sedimentação de fósforo total também foram significativamente superiores na região dos tanques-rede durante todo o período do experimento (63 dias), quando comparadas com as taxas da área controle, apresentando uma carga de sedimentação de $313,36 (\pm 61,88) \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (125 peixes/ m^2) e $317,10 (\pm 37,81) \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (100 peixes/ m^2). Já a sedimentação de fósforo na região controle foi relativamente estável durante todo o tempo do cultivo, com um valor médio máximo de apenas $10,74 (\pm 1,01) \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$ aos 35 dias do experimento (figura 2F).

As taxas de sedimentação de carbono orgânico total (COT) apresentaram valores crescentes ao longo de todo experimento na região dos tanques-rede, atingindo valores máximos aos 63 dias de experimento, com taxa de sedimentação do COT de $3,06 (\pm 0,39) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (125 peixes/ m^2) e de $2,34 (\pm 0,41) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (100 peixes/ m^2). Já na região controle, as taxas de sedimentação de COT foram menores e estáveis ao longo de todo o experimento, com um valor médio máximo de $0,61 (\pm 0,06) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ aos 35 dias de experimento (figura 2G). A taxa de sedimentação do carbono inorgânico total (CIT), apresentou uma tendência crescente de aumento ao longo do cultivo, com picos de sedimentação aos 63 dias de experimento, com uma carga média de $0,21 (\pm 0,02) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (125 peixes/ m^2), $0,21 (\pm 0,03) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (100 peixes/ m^2) e $0,20 (\pm 0,02) \text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$ (controle), não tendo sido observadas diferenças significativas entre as

diferentes densidades de estocagem (125 e 100 peixes/m²) e a região controle (figura 2H).

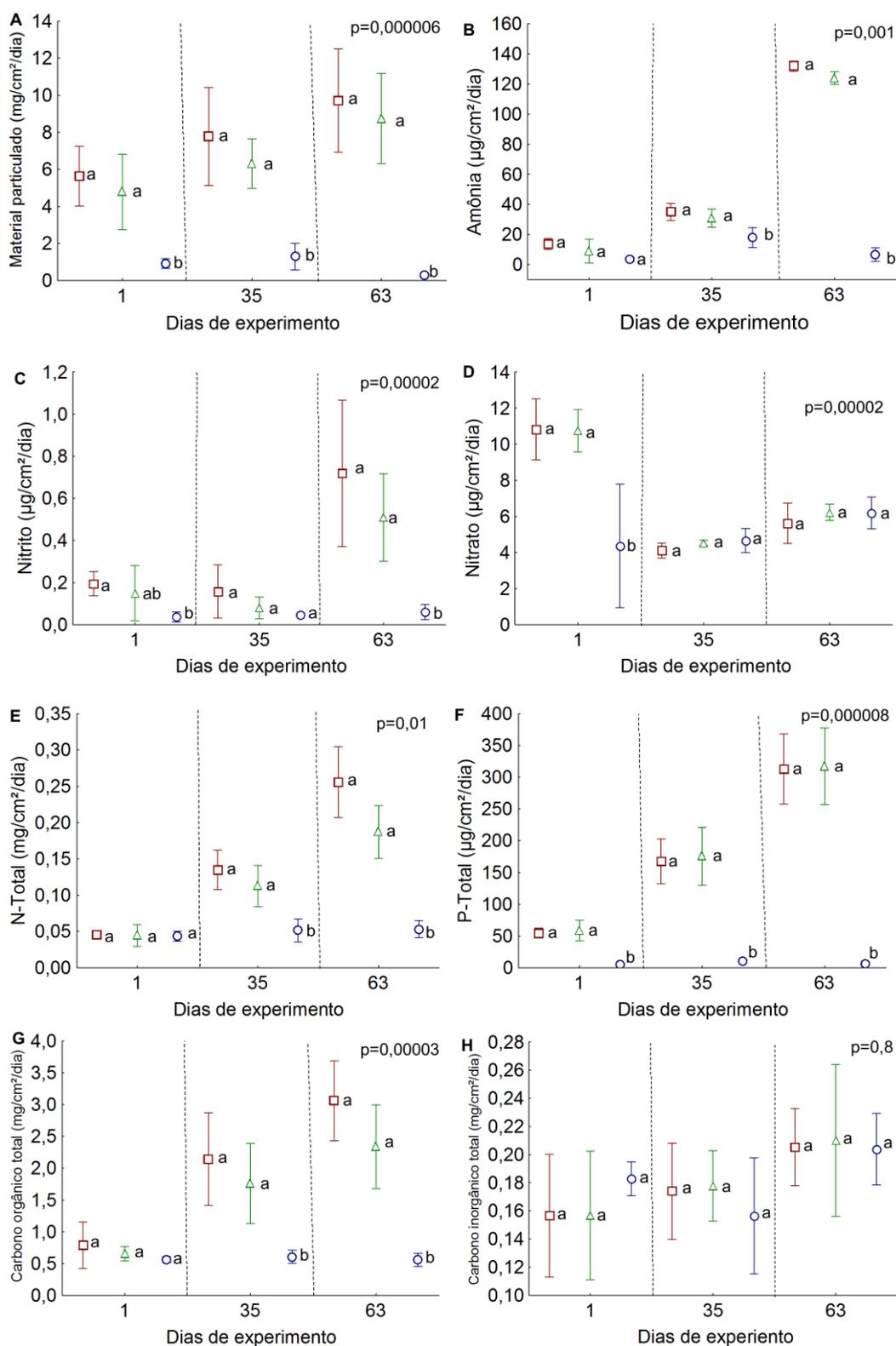


Figura 2. Valores médios e desvios padrão das taxas de sedimentação de: A) material particulado; B) amônia; C) nitrito; D) nitrato; E) nitrogênio total; F) fósforo total; G)

carbono orgânico total e H) carbono inorgânico total. Diferentes símbolos representam as densidade de \square 125 peixes/m², \triangle 100 peixes/m² e \circ região controle. Diferentes letras representam diferenças significativas entre os tratamentos segundo o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Os resultados demonstram ainda que há uma correlação positiva entre o ganho de biomassa das tilápias e as taxas de sedimentação de material particulado ($r^2 = 0,62$ e $p < 0,05$), nitrogênio total ($r^2 = 0,86$ e $p < 0,05$) e fósforo total ($r^2 = 0,84$ e $p < 0,05$) (Figura 3).

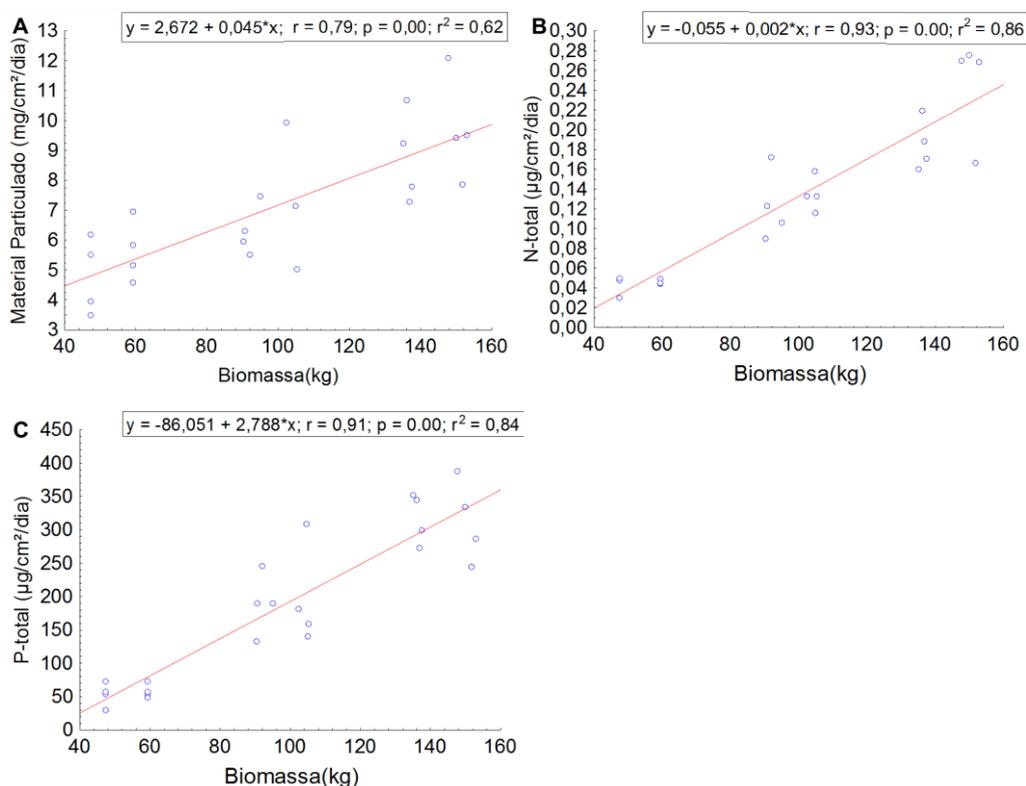


Figura 3. Correlação entre a biomassa de tilápia e as taxas de sedimentação de material particulado (A); nitrogênio total (N-total) (B); fósforo total (P-total) (C).

4 DISCUSSÃO

As taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado nas densidades de 100 e 125 peixes/m² no reservatório de Umari foram influenciadas pela piscicultura, mostrando taxas mais elevadas quando comparadas com o ambiente natural (controle). Estas taxas maiores estiveram relacionadas principalmente com o aporte de sólidos suspensos, e conseqüentemente matéria orgânica, em decorrência do aumento na biomassa de peixes nos tanques-rede bem como o aumento na oferta de ração. Os

resultados de correlação demonstram a influência da piscicultura na sedimentação de material particulado e de nutrientes, uma vez que ao longo do experimento a biomassa animal e a quantidade de ração ofertada foram crescentes. Almeida (2013), analisando a sedimentação de nutrientes e material particulado no cultivo de tilápia em reservatório tropical, também constatou uma maior influência da piscicultura sobre as características da água onde a produção era mais intensa. Segundo Pillay (2004), até 30% da ração ofertada em um sistema de cultivo vai para o ambiente aquático na forma de ração não consumida ou na forma de excretas. Assim, a quantidade de material fecal e de ração não ingerida pelos peixes tende a ser a principal causa do aumento da sedimentação em locais próximo as atividades de pisciculturas em tanques-rede em reservatórios. Moura et al. (2014), encontraram valores de sedimentação de material particulado da ordem de $6,13 \text{ mg cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ logo abaixo de tanques-rede, e taxas da ordem de $0,33 \text{ mg/cm}^2/\text{dia}$ de material particulado sedimentado em regiões afastadas da área de cultivo. Estes resultados corroboram com o presente trabalho, onde as médias das taxas de sedimentação para as densidades de 125 e 100 peixes/m² foram, respectivamente, 9,9 e 7,9 (material particulado); 6,4 e 4,9 (amônia); 7,6 e 5,2 (nitrito); 2,9 e 2,4 (nitrogênio total); 24,5 e 24,2 (fósforo total) e 3,5 e 2,7 (carbono orgânico) vezes maiores quando comparadas com as taxas da região controle.

As cargas de sedimentação de amônia e nitrito apresentaram um comportamento semelhante no que se refere ao aumento gradativo dos seus valores durante o período do experimento, tanto para a densidade de 100 peixes/m², quanto para a densidade de 125 peixes/m². As cargas de sedimentação da amônia foram superiores as cargas de sedimentação do nitrato e nitrito, possivelmente ocasionado por um ambiente com baixa concentração de oxigênio dissolvido. Almeida (2013) também encontrou valores de amônia superiores aos de nitrito e nitrato na região do cultivo de tilápias em tanques-rede em reservatório. Este comportamento evidencia que a ciclagem do nitrogênio não está ocorrendo na região da piscicultura, de modo que provavelmente a comunidade bacteriana não está dando suporte à redução do N-amoniaco (diminuindo seus níveis) em N-Nitrito e N-Nitrato (elevando seus níveis). Percebe-se que as cargas cada vez maiores de sedimentação de material particulado ao longo do cultivo, não necessariamente elevam a sedimentação de todas as formas nitrogenadas, já que os processos bióticos internos do sistema modificam a relação amônia-nitrito-nitrato.

A sedimentação de nitrogênio total apresentou um aumento gradativo na sedimentação ao longo do experimento em ambas às densidades de estocagem. O

aumento na taxa de sedimentação deste nutriente pode estar correlacionado com o aumento da biomassa de tilápia nos tanques-rede e consequente aumento na oferta de ração no decorrer do cultivo. Já na região controle, os valores de N-total praticamente mantiveram-se constantes, evidenciando que a sedimentação de nitrogênio total na área de cultivo no reservatório de Umari foi influenciada pela produção de tilápias em tanques-rede. Degefu et al. (2011), estudando a influencia do cultivo de peixes em tanques-rede na qualidade da água em reservatório da Etiópia, também constataram aumento na concentração de nitrogênio, bem como diminuição de oxigênio na região de cultivo de tanques-rede, evidenciando a influência da piscicultura sobre as características abióticas do reservatório. É importante destacar, que temperaturas entre 28 e 31°C promovem uma maior ineficiência no aproveitamento dos nutrientes da ração, uma vez que a aceleração do metabolismo dos animais faz com que menos compostos sejam metabolizados, sendo então perdidos para o ambiente (Guo e Li, 2003). No presente trabalho a temperatura da água no sistema de cultivo variou de 28 a 29 °C, o que pode ter favorecido no incremento das taxas de sedimentação dos nutrientes analisados.

O aumento da taxa de sedimentação de fósforo total na região de cultivo, em ambas as densidades, provavelmente esteve relacionado com o ganho de biomassa das tilápias nos tanques-rede, e consequentemente com o aumento na oferta de ração. Moura et al. (2014) observaram efeito semelhante, constatando que as emissões de tanques-rede elevam os níveis de sedimentação de P-total na área de cultivo, encontrando valores superiores aos encontrados em regiões afastadas da produção. Ferraris et al. (2006) constataram que grande parte do fósforo presente nos efluentes de atividades aquícolas provém do alimentos, adicionado em excesso nas rações para garantir a disponibilidade para os peixes (Beveridge, 2004). Em outros ambientes aquáticos temperados e tropicais a presença de atividades aquícolas também elevou a sedimentação de compostos fosfatados, tanto na região de cultivo, quanto em seu entorno (Yiyong et al., 2001; Na e Kim, 2003; Guo e Li, 2003; Azevedo et al., 2004). No presente trabalho, foi constatado um aumento das taxas de sedimentação de P-total, sendo que este incremento ficou restrito a região de cultivo, visto que na região de entorno, afastada 200 metros dos tanques-rede, as taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado foram reduzidas.

A sedimentação do carbono orgânico total apresentou valores maiores para a região do cultivo nas diferentes densidades estocadas a partir de 35º dia de cultivo, com

aumento gradativo até o final do cultivo (63 dias), demonstrando que uma das principais fontes de carbono é oriunda da piscicultura, elevando a taxa de sedimentação deste nutriente a valores acima das taxas naturais do reservatório. Já a sedimentação do carbono inorgânico total não apresentou influência da piscicultura. Os resultados demonstram que a principal fonte de carbono orgânico para o reservatório é proveniente dos resíduos oriundos dos tanques-rede, elevando o conteúdo de matéria orgânica do sistema e conseqüentemente contribuindo com elevadas taxas de sedimentação de carbono orgânico total.

É importante ressaltar, que a principal problemática dos cultivos em tanque-rede é que estes sistemas são modelos de produção abertos e não permitem um tratamento dos efluentes, uma vez que as emissões são feitas diretamente no ambiente. David et al. (2015), estudando a capacidade de suporte do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede no reservatório do sudeste brasileiro, atentaram para os impactos que esta modalidade de cultivo acarreta para o ambiente aquático, principalmente pela liberação de nutrientes, que afetam a qualidade da água, trazendo conflitos com o uso múltiplo e efeitos negativo para os próprios cultivos em tanques-rede. O cultivo de peixes pode influenciar na bioacumulação de fósforo no sedimento, impedindo o avanço da piscicultura em águas continentais, sendo que a liberação excessiva desse nutriente para o meio aquático pode acarretar problemas com eutrofização e conseqüentemente conflitos nas mais variadas formas de uso desses ecossistemas. Além disso, o material sedimentado é responsável pela redução dos níveis de oxigênio na água podendo comprometer a sustentabilidade desta atividade aquícola (Degefu et al., 2011; Moura et al., 2016).

Uma possível alternativa para minimizar a quantidade de ração fornecida e a conseqüente diminuição de resíduos eliminados no ambiente, seria um planejamento no manejo alimentar nos tanques-rede, conciliando o uso de ração com a disponibilidade de alimento natural. Moraes (2016), investigando a contribuição relativa dos alimentos naturais e dietas comerciais na nutrição de tilápia do Nilo cultivada em tanques-rede, constatou que o alimento natural (seston e perifiton) contribuiu significativamente para o crescimento dessa espécie, tornando a atividade mais sustentável no que se refere aos aspectos econômicos e ambientais. Além disso, seriam necessárias mais pesquisas no sentido de aproveitamento dos nutrientes na dieta, bem como envolvendo o melhoramento genético de alevinos, além de pesquisas com ingredientes funcionais que possam diminuir a dependência de farelo com grande garantia de proteína (Costa-Pierce

et al., 2012). Como essas técnicas ainda estão em desenvolvimento, se faz necessário o monitoramento constante da água e das taxas de sedimentação em áreas aquícolas nos reservatórios, bem como a realização de estudos que avaliem a sustentabilidade desse sistema de criação.

5 CONCLUSÕES

Pode-se concluir que a criação de tilápia em tanques-rede aumentou taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado, demonstrando que há diferença significativa entre as variáveis analisadas na região do cultivo em relação a região controle, gerando um aporte de material particulado, nitrogênio, carbono e fósforo, alterando assim, as condições naturais do reservatório no que se refere as taxas de sedimentação destes nutrientes e do material particulado. Constatou-se também que estas alterações ainda são pontuais no reservatório de Umari, ou seja, restritas a área da piscicultura em tanques-rede, visto que as taxas naturais de sedimentação de material particulado e de nutrientes na região afastada apenas 200 metros da piscicultura foram reduzidas e estáveis durante todo o experimento, independentemente dos aumentos da biomassa da tilápia do Nilo e da ração fornecida.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C. L.; ORTEGA, J. C. G.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, v. 173, p.26-36, 2016.

ALMEIDA, R. *Indicadores de sustentabilidade do cultivo de tilápia-do-nilo (Oreochromis niloticus) em tanques-rede em um reservatório tropical*. 53 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

ANA (Agência Nacional de Águas). *Boletim de monitoramento dos reservatórios do nordeste do Brasil*. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Usos Múltiplos. Brasília, 2007.

AZEVEDO, P. A.; LEESON, S.; CHO, C. Y.; BUREAU, D. P. Growth, nitrogen and energy utilization of juveniles from four salmonid species: diet, species and size effects. *Aquaculture*, v.234, p.393-414, 2004.

AZEVEDO, P. A.; PODEMSKI, C. L.; HESSLEIN, R. H.; KASIAN, S. E. M.; FINDLAY, D. L.; BUREAU, D. P. Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage

farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. *Aquaculture*, v.311, p.175–186, 2011.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; RIGOLIN-SÁ, O.; PELICICE, F. M. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.9, p.915–919, 2011.

BEVERIDGE, M. Cage Aquaculture. *Oxford: Fishing News Books*, Ed.3, 380p.,2004.

BRAGA, G. G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J. N. P.; MENDONÇA-JUNIOR, J. R.; BEZERRA, A. F. M.; TORRES, L. M.; GALVÃO, A. M. F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.27, n.1, p. 15-23, 2015.

BRANDÃO, H.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; RAMOS, I. P.; SOUTO, A. C.; NOBILE, A. B.; ZICA, E. O. P.; CARVALHO, E. D. 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, 2012.

BUENO, G. W.; OSTRENSKY, A.; CANZI, C.; MATOS, F. T.; ROUBACH, R. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, v.7, p.1–12, 2015.

BUFFON, A. G. M.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A. C. S. Tempo de vida útil da represa velha da microbacia do córrego da barrinha, Pirassununga, SP, Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.76, n.4, p.673-679, 2009.

CÂMARA, F. R. A.; LIMA, A. K. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, N. T. The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-a) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid tropical region. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.21, p.431-439, 2009.

COSTA, D. F.; BARBOSA, J. E. L.; DANTAS, E. W. Productivity-diversity relationships in reservoir phytoplankton communities in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, v.129, p.64-70, 2016.

COSTA-PIERCE, B.A.; BARTLEY, D.M.; HASAN, M.; YUSOFF, F.; KAUSHIK, S.J.; RANA, K.; LEMOS, D.; BUENO, P.; YAKUPITIYAGE, A. Responsible use of resources for sustainable aquaculture. 2012. In: SUBASINGHE, R.P.; ARTHUR, J.R.; BARTLEY D.M.; DE SILVA, S.S.; HALWART, M.; HISHAMUNDA, N.; MOHAN, C.V.; SORGELOOS P. (editores). *Farming the Waters for People and Food. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture*, Thailand, p.113–147. 2010.

DAVID, G. S.; CARVALHO, E. D.; LEMOS, D.; SILVEIRA, A. N.; DALL'AGLIO-SOBRINHO, M. 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, 2015.

DEGEFU, F.; MENGISTU, S.; SCHAGERL, M. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, v.316, p.129-135. 2011.

FAO (Fisheries and Aquaculture Department). *The State of World Fisheries and aquaculture (SOFIA)*. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 223p., 2014.

FAO (Fisheries and Aquaculture Department). *The State of World Fisheries and aquaculture (SOFIA)*. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 253p., 2016.

FERRARIS, R. P.; COLOSO, R.; SUGIURA, S.; FLIMLIN, G. Phosphorus in effluents from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) aquaculture. *World Aquaculture*, Baton Rouge, v.37, n.1, p.16-18, 2006.

GARCIA, F.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C.; AMBROSIO, L. A. Emergy assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. *Ecological Engineering*, v. 68, p.72-79, 2014.

GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*, 2.ed. Oxford: IBP, 213 p., 1978.

GUNKEL, G., MATTA, E., SELGE, F., NOGUEIRA DA SILVA, G. M., SOBRAL, M. (2015). Carrying capacity limits of net cage aquaculture for Brazilian reservoirs. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n.36, p.128-144, 2015.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*, v.226, p.201–212. 2003.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Weinheim, p.117-181. 1976.

LIMA L. B.; OIVEIRA, F. J. M.; GIACOMINI, H. C.; LIMA-JUNIOR, D. P. Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, v.8, p. 1-12, 2016a.

LIMA, A. C.; AGOSTINHO, L. S.; SAYANDA, D.; PELICICE, F. M.; SOARES, A. M. V. M.; MONAGHAN, K. A. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia*, v.763, p.207-221, 2016b.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. London: Freshwater Biological Association, 121p. 1978.

MALLASEN, M.; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P.; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de ilha solteira, SP. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, v.38, n.1, p.15–30, 2012.

MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentação de nutrientes e material particulado sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. *Química Nova*, v.37, n.8, p.1283-1288, 2014.

MOURA, R. S. T.; VALENTE, 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, 2016.

MORAES, C. R. F. *Isótopos estáveis de C e N como indicadores da dieta da Tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus) cultivada em tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro*. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2016.

NA, K.; KIM, D. Response of reservoir water quality to nutrient inputs from streams and inlake fishfarms. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.149, p.27-49, 2003.

ORTEGA, J. C. G.; JULIO JR, H. F.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v.746, p.147–158, 2015.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. *Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer*. Brasília: SEAP, p.135-158, 2008.

PELICICE, F. M.; VITULE, J.; LIMA JUNIOR, D.; ORSI, M.; AGOSTINHO, A. A. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of non-native fish by decree. *Conservation Letters*, v.7, p.55–60, 2014.

PELICICE, F. M.; POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, v.16, p.697-715, 2015.

PILLAY, T.V.R. *Aquaculture and the environment*. 2 ed. Oxford: Fishing News Books, p.199. 2004.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013.

ROUBACH, R.; OSTRENSKY, A.; SCHULTER, E. P.; BUENO G. W. Aquaculture planning, development in Brazilian Federal waters. *Global Aquaculture Advocate*, v.18, p.40–43, 2015.

VENTUROTTO, G. P.; VERONEZ, A. C.; SALLA, R. V.; GOMES, L. C. Variation of limnological parameters in a tropical lake used for tilapia cage farming. *Aquaculture reports*, v.2, p.152-157, 2015.

YIYONG, Z.; JIANQIU, L.; YONGQING, F.; MIN, Z. Kinetics of alkaline phosphatase in lake sediment associated with cage culture of *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*, v.203, p.23-32, 2001.

ZHOU, H.; JIANG, C.; ZHU, L.; WANG, X.; HU, X.; CHENG, J.; XIE, M. Impact of pond and fence aquaculture on reservoir environment. *Water Science and Engineering*, v.4, p.92-100, 2011.

CAPÍTULO II – O CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*) EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO É SUSTENTÁVEL NOS ASPECTOS SOCIAL, ECONÔMICO E AMBIENTAL?

RESUMO: Como forma de mensurar a sustentabilidade na aquicultura, os conjuntos de indicadores são adequados por apresentarem uma visão holística, possibilitando ainda a análise de cada parte do sistema produtivo em separado. Abordagens que aliem os indicadores a modelos como o arcabouço Drivers-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) possibilita uma avaliação sistêmica capaz de fornecer informações sobre as interações econômicas, sociais e ambientais do sistema analisado, podendo demonstrar o direcionamento mais sustentável no gerenciamento do recurso. O objetivo deste trabalho foi avaliar a sustentabilidade do sistema de cultivo de tilápias em tanques-rede em um reservatório do semiárido brasileiro nas suas dimensões social, econômica e ambiental, por meio da aplicação de um conjunto de 40 indicadores e do modelo conceitual DPSIR. O estudo foi realizado em uma produção de tilápia do Nilo em tanques-rede no reservatório de Umari, gerenciada por uma cooperativa de empresários (5°38'31"S e 37°15'28"O). Foram acompanhados dois cenários com cultivos reais, que operavam com as densidades de estocagem com 100 e 125 peixes/m², com quatro ciclos de cultivo anual (DENS 100 CC; DENS 125 CC, respectivamente) e dois cenários hipotéticos considerando uma densidade de 100 e 125 peixes/m², com dois ciclos de cultivo anual (DENS 100 CL; DENS 125 CL, respectivamente). A análise econômica dos cultivos reais quando comparados aos cenários hipotéticos, demonstrou uma baixa taxa interna de retorno, além de uma relação renda/investimento não satisfatória, e um período de retorno de capital elevado. Ambientalmente, os cenários reais apresentaram uma quantidade menor de resíduos (material particulado, matéria orgânica e fósforos) para cada quilograma de pescado produzido em um ciclo de cultivo, quando comparados aos cenários hipotéticos. Por outro lado, constatou-se que o maior do tempo de cultivo (cenários hipotéticos) contribuiu para aumentar o potencial de eutrofização do ambiente aquático. Socialmente os cultivos reais distribuíram equitativamente a renda gerada e remunera a mão-de-obra. Já os cenários hipotéticos em pouco melhoraram as condições de trabalho e qualidade de vida dos trabalhadores da cooperativa. A partir da comparação entre os cenários proporcionada pela modelagem, ficou evidenciado que os cultivos reais apesar de terem apresentado melhores desempenhos nas sustentabilidades ambiental e social, foram inviáveis do ponto de vista econômico, podendo causar o fim do empreendimento e conseqüentemente a redução dos benefícios sociais para a população local. A modelagem demonstrou ainda que alterações no aumento do tempo de cultivo e a conseqüente diminuição dos ciclos anuais por produção aumentaram a sustentabilidade de forma global, mas ao mesmo tempo reduziu a sustentabilidade ambiental. É importante destacar que em decorrência da região semiárida brasileira apresentar características peculiares com relação à escassez de água, com períodos de seca prolongados, a constatação da baixa sustentabilidade ambiental da atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede realizada em reservatórios desta região pode comprometer economicamente e socialmente a atividade.

Palavras-chave: Indicadores de sustentabilidade, Modelagem, Sistema de cultivo.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a FAO (2016), até 2025 ocorrerá um aumento de 104% na produção do pescado no Brasil, sendo esse, o país com o maior crescimento registrado na região da América Latina, seguido de México (54,2%) e Argentina (53,9%). Este crescimento se deve aos investimentos feitos no setor nos últimos anos, pelas políticas públicas criadas e aos investimentos realizados. É importante destacar, que a busca por alimentos saudáveis e nutricionalmente adequados influencia no aumento de consumo mundial de pescado, e desse modo o setor necessita se articular para gerar alternativas a fim de atender essa necessidade com melhores técnicas de gestão e produção, associado a um melhor uso dos recursos naturais (Ronqui, 2015).

Dentre as tecnologias empregadas na aquicultura, além do sistema de produção em viveiros de fundo natural, existe ainda o sistema de produção em tanques-rede ou gaiolas, que é amplamente utilizada em reservatórios brasileiros, principalmente para a produção de tilápia (Demétrio, 2012). Esse sistema de cultivo em reservatórios surgiu no início deste século, com um suporte a partir de programas do governo brasileiro (Bueno et al, 2015; Garcia et al., 2014). No entanto, os resíduos gerados pelo cultivo de peixes em tanques-rede coloca em dúvida a atividade como prática sustentável, especialmente pelos impactos gerados que podem trazer prejuízos, como a eutrofização dos ambientes aquáticos e o surgimento de efeitos deletérios sobre a qualidade da água, como a floração de cianobactérias tóxicas que são prejudiciais para a vida selvagem e os seres humanos (Gorlac-Lira et al., 2013). Neste contexto, é necessário considerar as questões de sustentabilidade relacionadas aos aspectos sociais e econômicos, mas também em relação às práticas de cultivo ambientalmente adequadas. Assim, é imprescindível avaliar os vários sistemas adotados na produção de organismos aquáticos, visando uma atividade sustentável, pois apesar do rápido crescimento da aquicultura em todo o mundo e no Brasil, as questões de sustentabilidade podem limitar o seu desenvolvimento (Moura et al., 2016).

Apesar da ampla divulgação sobre a necessidade de se operar sistemas sustentáveis e da existência de vários métodos de mensuração, ainda é reduzida a aplicação dos mesmos em sistemas agropecuários, inclusive na aquicultura (Kimpara et al, 2010). Os esforços no sentido do desenvolvimento de índices que sejam capazes de mensurar a sustentabilidade de um sistema foram evidenciados após a publicação de

trabalhos como “*Our Common Future*”, no ano de 1987 (Roth et al., 2000). Desta forma, determinar os instrumentos adequados para avaliação da sustentabilidade ainda é um dos desafios na busca pelo desenvolvimento sustentável (Van Bellen, 2008; Polaz e Teixeira, 2009). Essas avaliações ajudam os investidores e formuladores de políticas para avaliar projetos diferentes, e ajudar os cientistas e agricultores para mover sistemas agrícolas para a produção sustentável (Valenti et al., 2011). Dentre os diversos índices aplicados para medir a sustentabilidade na aquicultura, podemos citar: a) a análise emergética (Garcia et al., 2014); a pegada ecológica (Galli et al., 2016); a análise do ciclo de vida (Pahri et al., 2015); a análise da resiliência (Adger, 2000); e a utilização de um conjunto de indicadores (Boyd et al. 2007; Kruse et al., 2009; Rey-Valette et al., 2010; Valenti et al., 2011; Moura et al., 2016).

As análises emergética, pegada ecológica, análise de resiliência e análise do ciclo de vida, dão uma visão integrada do sistema, porém, estas análises requerem enorme quantidade de dados, o que muitas vezes é difícil de conseguir, principalmente no que se refere à dimensão ambiental. Já o conjunto de indicadores pode ser entendido como uma medida ou componente do sistema do qual as conclusões sobre certo fenômeno podem ser inferidas (Heink e Kowarik, 2010), sendo que a principal vantagem do seu uso é que estes transformam dados técnicos e complexos em informações sintetizadas e mais simples (Calijuri et al., 2009).

Mais recentemente, o arcabouço teórico e modelo conceitual DPSIR (*Drivers-Pressure-State-Impact-Response*) permitiu agregar as informações de diversos indicadores com informações gerenciais, tais como políticas públicas aplicadas à aquicultura. O DPSIR é um modelo de avaliação sistêmica capaz de fornecer informações sobre as interações econômicas, sociais e ambientais do sistema analisado, possibilitando demonstrar o direcionamento mais sustentável no gerenciamento do recurso, com ênfase nos indicadores mais importantes (Nobre et al., 2010; Moura et al. 2016). Esta abordagem conceitual vem sendo aplicada à gestão de recursos naturais principalmente na Europa por meio de modelos computacionais como o MULINO *mDSS* (Giupponi, 2007) que permite uma interface entre os gestores no intuito de auxiliar na tomada de decisão. Diante da importância de um enfoque na sustentabilidade da produção de peixes em tanques-rede, inclusive quanto às formas de medição da sustentabilidade da produção, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a sustentabilidade do sistema de produção de tilápias em tanques-rede em um reservatório

do semiárido brasileiro nas suas dimensões ambiental, social e econômica, por meio da aplicação de um conjunto de indicadores e do modelo conceitual DPSIR.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Toda a avaliação foi realizada no sistema de cultivo de tilápias do Nilo em tanques-rede, gerido por um grupo de 13 empresários que se uniram e formaram uma cooperativa de aquicultores para atuarem no reservatório de Umari, localizado na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró, município de Upanema-RN ($5^{\circ}42'13''\text{S}$ e $37^{\circ}15'18''\text{O}$). A área do reservatório é de 2922,67 ha, com capacidade máxima de 292.813.650,00 m³ (ANA, 2007). O clima local é do tipo BSw'h' (Köppen), caracterizado por um clima muito quente e semiárido, com a estação chuvosa se atrasando para o outono (figura 1). Durante o período do experimento, a porcentagem do volume do reservatório em relação ao seu volume máximo, variou de 19% a 21%.

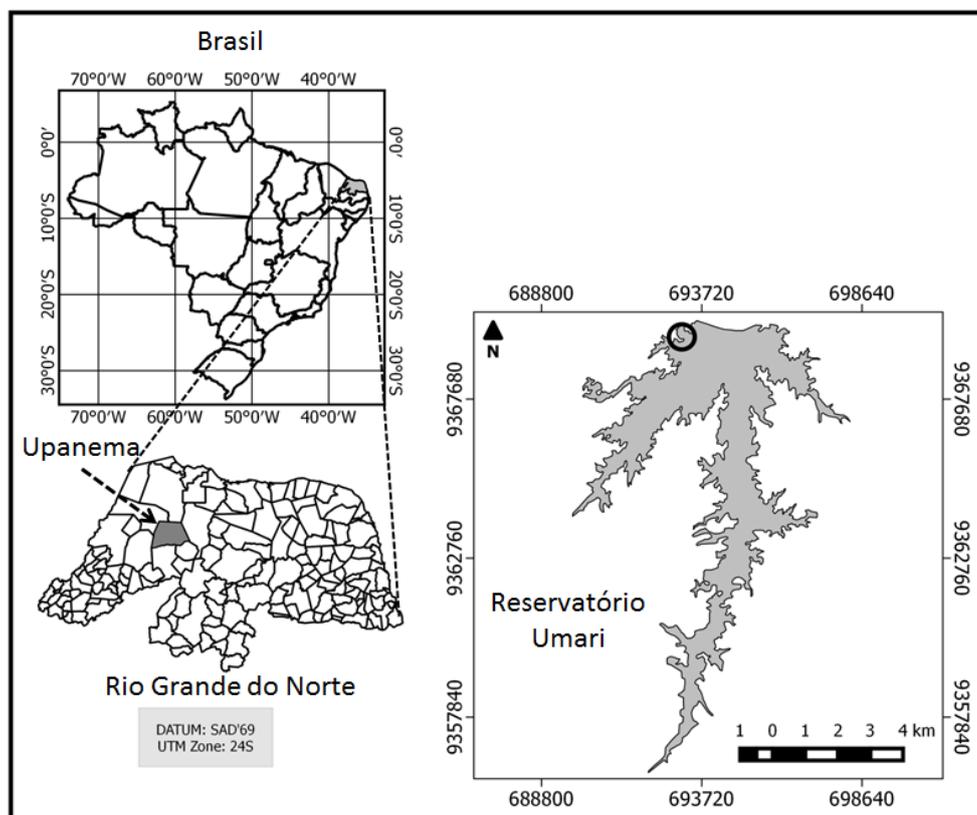


Figura 1. Localização do reservatório de Umari na Cidade de Upanema/RN - Brasil ($5^{\circ}42'13''\text{S}$ e $37^{\circ}15'18''\text{O}$). Círculo indica a área do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede no reservatório.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram realizadas visitas mensais ao sistema de cultivo da cooperativa de tilápias em tanques-rede no reservatório de Umari/RN durante os meses de novembro de 2015 a janeiro de 2016, com o acompanhamento da produção de um lote de peixes desde o povoamento até a despesca. O povoamento para a engorda foi realizado utilizando-se tilápia do Nilo com peso individual médio de 118,5g (\pm 5g), sendo esses peixes, já cultivados anteriormente em berçário por um período de dois meses. Após o povoamento para a engorda, os organismos permaneceram nos tanques-rede de 6m³ por mais 63 dias até serem despescados. Foram utilizados dois tratamentos, sendo o tratamento 1, utilizando-se a densidade de estocagem de 125 peixes/m², e o tratamento 2, utilizando-se 100 peixes/m², com quatro repetições para cada tratamento, totalizando oito tanques-rede para o desenvolvimento desta pesquisa. Os tanques-rede povoados foram acompanhados durante todo o período de engorda, com biometrias quinzenais até o final do experimento, e acompanhamento diário da mortalidade. A avaliação da sustentabilidade ambiental, social e econômica foi realizada tendo por base quatro ciclos de produção/ano. Os detalhes técnicos do cultivo estão expressos na Tabela 1.

Tabela 1. Características da fase de engorda dos tanques-rede acompanhados durante o experimento.

Parâmetros	Densidade de Estocagem	
	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
Sobrevivência (%)	90	90
Peso Médio Inicial (g)	118,5 (\pm 5g)	118,5 (\pm 5g)
Peso Médio Final (g)	316,9g (\pm 18,7g)	358,8g (\pm 25,7g)
Conversão Alimentar Aparente	1,5	1,5
Ciclos por Ano	4	4
Produções/Tanque-rede/Ciclo	150,5Kg (\pm 4,2Kg)	136,4Kg (\pm 3,7Kg)

Os indicadores utilizados foram escolhidos de forma a representar os três pilares da sustentabilidade, totalizando 40 indicadores distribuídos entre as dimensões econômica, ambiental e social (Tabela 2) (BOYD et al., 2007; ALMEIDA, 2013; FERNANDES, 2013; PROENÇA, 2013; MOURA et al., 2016). Em cada visita foi empregada metodologia específica no intuito de se obter dados para o cálculo dos indicadores de sustentabilidade definidos, conforme descrito a seguir. As equações utilizadas nos cálculos dos indicadores estão explicitadas nos Anexos I, II e III.

Tabela 2. Lista dos indicadores de sustentabilidade econômica, ambiental e social.

Indicadores de Sustentabilidade		
Dimensão Econômica	Dimensão Ambiental	Dimensão Social
1 Relação Renda Investimento	Uso de Espaço	Equidade Salarial
2 Taxa Interna de Retorno	Dependência de Água	Custo Proporcional do Trabalho
3 Período de Retorno de Capital	Proporção de Energia Renovável	Distribuição de Renda
4 Relação Benefício/Custo	Potencial de Eutrofização	Remuneração por Produção
5 Valor Presente Líquido	Poluição Geral	Inclusão Racial
6 Lucro	Poluição por Hormônio	Inclusão de Gênero
7 Taxa de Risco	Acúmulo de Fósforo	Inclusão Etária
8 Diversidade de produto	Acúmulo de Matéria Orgânica	Trabalho por Área
9 Diversidade de Mercado	Acúmulo de Material Particulado	Trabalho por Produção
10 Capital Gerado na Atividade	Risco da Espécie Cultivada	Geração de Ocupação Direta
11		Geração de Postos de Trabalho
12		Proporção de Auto empregos
13		Uso de Mão de Obra Local
14		Fixação de Renda
15		Consumo Local
16		Programas de Saúde
17		Escolaridade
18		Permanência na Atividade
19		Participação da Comunidade
20		Segurança do Trabalho

2.3 DIMENSÃO ECONÔMICA

Para avaliação da sustentabilidade econômica foi utilizado um conjunto de 10 indicadores. Os indicadores foram selecionados a fim de representar quatro aspectos principais: a) a eficiência no uso dos recursos financeiros; b) a capacidade de resiliência; c) a capacidade de absorver o custo das externalidades negativas geradas; e d) a capacidade de gerar recursos para reinvestimentos. As análises econômicas foram baseadas em dados fornecidos pelos cooperados e em observações feitas no local. A movimentação financeira continha informações referentes aos anos de 2012 e 2015.

Foram levantados todos os equipamentos, utensílios, insumos e manejos usados na produção. As análises de custo-retorno e fluxo de caixa foram realizadas e o investimento inicial inclui tanques-rede, canoa, balança, plataforma de manejo, depósitos e outros itens de custo menor. As receitas foram informadas por um grupo de cooperados baseados nas vendas do ano de 2015 e estimada para a produção realizada pelos 13 cooperados. Todos os valores monetários foram convertidos de reais para US Dólares americanos, com base no preço médio de negociação do período de novembro de 2015 a janeiro de 2016 (US\$ 1,00 = R\$ 4,02). A receita líquida foi calculada considerando a produtividade e o preço de venda médio de R\$ 5,00/kg (US\$ 1,24/Kg). O lucro foi calculado pela diferença entre a receita líquida e os custos de produção, incluindo os impostos.

2.4 DIMENSÃO AMBIENTAL

Para avaliação da sustentabilidade ambiental foi utilizado um conjunto de 10 indicadores. A biomassa dos organismos nos tanques-rede foi estimada por meio da pesagem de uma amostra da população de cultivo, sendo esse procedimento realizado quinzenalmente até o final do ciclo da engorda (63 dias). Após a despesca, os organismos sobreviventes foram contados e então calculados a massa média final, a sobrevivência, e a produtividade. As saídas de compostos no sistema foram determinadas, conforme descrito a seguir:

2.4.1 Compartimento Água

Amostras da água de cultivo foram coletadas mensalmente para a determinação de material particulado, amônia, nitrito, nitrogênio total, ortofosfato, fósforo total, carbono orgânico e carbono inorgânico. As amostras foram obtidas no interior das câmaras de sedimentação, instaladas diretamente sob os tanques-rede, e em uma área afastada à 200 m do cultivo (controle).

2.4.2 Compartimento Sedimento

O sedimento gerado foi quantificado a partir da instalação de câmaras de sedimentação sob cada tanque-rede, em coletas mensais de novembro de 2015 a janeiro

de 2016. Os coletores das câmaras de sedimentação (em duplicata) foram instalados diretamente sob quatro tanques-rede com densidade de estocagem de 125 peixes/m², bem como sob quatro tanques-rede povoados com a densidade de 100 peixes/m², e permaneciam submersos durante 24 horas. Cada amostra dos sedimentos foi pesada e os valores de concentração de material particulado e matéria orgânica foram calculados segundo Buffon et al. (2009). Foi calculada ainda a taxa de sedimentação natural do reservatório, com a instalação de um conjunto de câmaras de sedimentação em uma região afastada cerca de 200 metros (controle) do local de instalação dos tanques-rede.

2.4.3 Análises de Nutrientes

Foram determinadas para as amostras de água no interior das câmaras de sedimentação as concentrações de nitrogênio total (Koroleff, 1976), fósforo total e ortofosfato (Golterman et al., 1978), amônia, nitrito e nitrato (Mackereth et al., 1978) e carbono orgânico e inorgânico (analisador de carbono VARIO-TOC). Ao final, a contribuição líquida do cultivo, em termos de material particulado, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total, ortofosfato, fósforo total, carbono orgânico e carbono inorgânico foi calculada pela subtração da sedimentação natural (controle) pela sedimentação registrada abaixo dos tanques-rede.

2.5 DIMENSÃO SOCIAL

Para avaliação da sustentabilidade social foi utilizado um conjunto de 20 indicadores que foram selecionados a fim de representar quatro aspectos principais: a) a equidade social; b) a distribuição de renda; c) a igualdade de oportunidades; e d) a geração de postos de trabalho e benefícios para as comunidades locais. Os dados foram adquiridos através de entrevistas diretas com aplicação de questionários semiestruturados (anexo IV), juntamente aos funcionários da cooperativa responsável pelo manejo e vigilância do sistema em Umari, bem como mediante pesquisa realizada junto a órgãos públicos, tais como IBGE e MPA, para informações sobre o município.

2.6 MODELAGEM DPSIR/MULINO

O modelo conceitual foi implementado com o auxílio do *software Multisectorial, Integrated and Operational Decision Support System for Sustainable Use of Water Resources at the Catchment Scale (MULINO mDSS) v5.12 (GIUPPONI, 2007)*. Como dados de entrada neste modelo, foi utilizado um subconjunto do conjunto inicial de indicadores, totalizando 14 indicadores de sustentabilidade distribuídos nas três dimensões (econômica, social e ambiental) e de acordo com os critérios DPSIR (Tabela 3). Para compor este subconjunto foram selecionados os indicadores que melhor refletiram as mudanças no sistema de acordo com as diferentes densidades de estocagem modeladas.

Os indicadores selecionados serviram de entrada no *software MULINO mDSS*, e foram agrupados de acordo com os critérios DPSIR, sendo eles: (i) Indicadores de Forças Motrizes, sendo considerada aqui a atividade de aquicultura em tanques-rede; (ii) Indicadores de Pressão sobre o ecossistema; (iii) Indicadores de Estado das condições atuais do sistema estudado; (iv) Indicadores dos Impactos causados pela atividade; e (v) Respostas em termos de manejo para mitigação dos impactos gerados. Uma análise de sensibilidade foi executada, através de uma sub rotina do programa. Esta análise avalia o comportamento dos cenários modelados em resposta à mudanças em cada um dos indicadores, individualmente, e aponta quais são os indicadores mais importantes para o sistema. Os indicadores mais importantes são aqueles que pequenas mudanças em seus valores influenciam fortemente na sustentabilidade do sistema. Na modelagem realizada estes indicadores receberam o dobro do peso atribuído aos demais.

Tabela 3. Indicadores de sustentabilidade utilizados para abastecer o *software* MULINO *mDSS* de acordo com os preceitos do modelo conceitual DPSIR.

Indicador	Peso	Critério	Dimensão Primária
Lucro Anual	0,046	Força Motriz	Econômica
Relação Renda Investimento	0,046	Força Motriz	Econômica
Trabalho por produção	0,046	Força Motriz	Social
Uso de Espaço	0,046	Força Motriz	Ambiental
Acúmulo de Matéria Orgânica	0,097	Pressão	Ambiental
Acúmulo de Material Particulado	0,097	Pressão	Ambiental
Acúmulo de Fósforo	0,097	Pressão	Ambiental
Custo Proporcional de Trabalho	0,097	Estado	Social
Período de Retorno de Capital	0,046	Estado	Econômica
Relação Benefício/Custo	0,046	Estado	Econômica
Remuneração por Produção	0,097	Estado	Social
Taxa Interna de Retorno	0,046	Estado	Econômica
Distribuição de Renda	0,097	Estado	Social
Potencial de Eutrofização	0,097	Impacto	Ambiental
Mudanças nos indicadores		Resposta	Todas

A sustentabilidade dos cenários com os cultivos reais utilizando 125 e 100 peixes/m² na piscicultura em Umari foi avaliada sob este arcabouço, bem como foi comparado com outros dois cenários alternativos (hipotéticos), considerando ciclos de cultivo mais longos para a piscicultura em questão, totalizando quatro opções, a saber:

a) DENS 100 CC, cenário do cultivo real acompanhado nesta pesquisa, onde o sistema opera com uma densidade de estocagem de 100 peixes/m² com 4 ciclos anuais (4 ciclos de produção curtos de aproximadamente 63 dias cada cultivo na fase final de engorda);

b) DENS 125 CC, cenário do cultivo real acompanhado nesta pesquisa, onde o sistema opera com uma densidade de estocagem de 125 peixes/m² também com 4 ciclos anuais;

c) DENS 100 CL, cenário hipotético onde o sistema opera com uma densidade de estocagem de 100 peixes/m² com 2 ciclos anuais (2 ciclos de produção longos de aproximadamente 120 dias cada cultivo na fase final de engorda);

d) DENS 125 CL, cenário hipotético onde o sistema opera com uma densidade de estocagem de 125 peixes/m² também com 2 ciclos anuais. Os indicadores foram utilizados como informação de entrada no modelo, de modo que o comportamento e os valores dos indicadores foram recalculados e estimados para os dois cenários alternativos considerados. O algoritmo de decisão utilizado foi o SAW (*Simple Additive Weighting*).

O *software* MULINO executa uma análise comparativa, de modo que a performance dos indicadores é calculada para cada cenário (cultivos real e hipotético) e atribuída uma escala que vai de 0 a 100, sendo 0 o cenário menos sustentável e 100 o mais sustentável dentre as opções consideradas. Assim, ao final da modelagem os quatro cenários e a realidade foram classificados quanto a sua sustentabilidade nas três dimensões avaliadas, bem como quanto à sustentabilidade geral, sendo atribuído a cada cenário um sub-índice por dimensão avaliada e um índice global de sustentabilidade.

3 RESULTADOS

3.1 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECONÔMICA

Todo o investimento para a implantação do sistema de produção em tanques-rede da cooperativa de Umari foi realizado pelos 13 cooperados que gerem a piscicultura no reservatório. Os investimentos iniciais incluíram compra de 37 tanques-rede para cada cooperado (total de 481 tanques-rede), canoas, plataforma de manejo, galpão para apoio à produção e descanso de funcionários, balança e outros itens de custo menor, somando um montante de R\$ 375.650,00 (US\$ 93.445,27) no ano de 2011, não havendo reinvestimentos para a compra de novos tanques-rede, pois a licença ambiental concedida aos produtores (cooperados) não permitia a instalação acima de 37 gaiolas para cada participante. Apesar dos investimentos iniciais no ano de 2011 a cooperativa iniciou a atuação completa, com os 481 tanques-rede em pleno funcionamento apenas em janeiro do ano de 2012. Outro fato importante é que a remuneração do empresário (cooperado) foi considerada igual a zero, uma vez que os cooperados trabalham em outras atividades e decidem individualmente onde aplicarão os lucros da piscicultura.

A produção líquida, receita bruta e despesas totais apresentadas na tabela 4 e 5, foram o resultado de uma estimativa média de produção, onde os cooperados repassaram registros individuais sobre a produção, sendo a venda realizada individualmente por cada cooperado. Em seguida, esses valores foram estimados e recalculados para as densidades de estocagem com 125 e 100 peixes/m².

Tabela 4. Dados de produção, receitas e despesas da cooperativa para a densidade de 125 peixes/m² no ano de 2015.

Tempo (ano)	Produção (t)	Receitas (R\$/US\$)	Despesas (R\$/US\$)
2015	281,8	1408926 (350479,1)	1319762 (328299,0)

Tabela 5. Dados de produção, receitas e despesas da cooperativa para a densidade de 100 peixes/m² no ano de 2015.

Tempo (ano)	Produção (t)	Receitas (R\$/US\$)	Despesas (R\$/US\$)
2015	255,3	1276269 (317479,9)	1219513 (303361,4)

O fluxo de caixa foi calculado para os anos de 2012 a 2015, e o fluxo líquido para as densidades de 125 e 100 peixes/m² foi positivo em todos os anos considerados, a partir do momento após o investimento inicial (tabelas 6 e 7).

Tabela 6. Fluxo de caixa para a densidade de estocagem com 125 peixes/m², referente aos anos de 2011 a 2015, considerando o capital inicial investido.

Ano	Entrada		Saída	Fluxo líquido (R\$/US\$)
	Receita (R\$/US\$)	Investimento (R\$/US\$)	Despesas (R\$/US\$)	
2011		375650 (93445,3)		-375650 (-93445,3)
2012	1181082 (293801,5)		11063 37(275208,2)	74745 (18593,3)
2013	1257852 (312898,5)		1178249 (293096,8)	79603 (19801,7)
2014	1331311 (331171,9)		1247059 (310213,7)	84252 (20958,2)
2015	1408926 (350479,1)		1319762 (328299,0)	89164 (22180,1)

Tabela 7. Fluxo de caixa para a densidade de estocagem com 100 peixes/m², referente aos anos de 2011 a 2015, considerando o capital inicial investido.

Ano	Entrada		Saída	Fluxo líquido (R\$/US\$)
	Receita (R\$/US\$)	Investimento (R\$/US\$)	Despesas (R\$/US\$)	
2011		375650 (93445,27)		-375650 (-93445,3)
2012	1069877 (266138,6)		1022300 (254303,5)	47577 (11835,07)
2013	1139419 (283437,6)		1088750 (270833,3)	50670 (12604,48)
2014	1205961 (299990,3)		1152332 (286649,8)	53629 (13340,55)
2015	1276269 (317479,9)		1219513 (303361,4)	56755 (14118,16)

Os indicadores de sustentabilidade econômica mostraram que o sistema utilizando a densidade de estocagem com 125 peixes/m² não é viável economicamente, onde a Taxa Interna de Retorno (7%) foi menor que a Taxa Mínima de Atratividade considerada (10%). Além disso, o Valor Presente Líquido negativo (-R\$ 107.011,10) (-US\$ 26619,7) reforçou a inviabilidade econômica da produção. Assim como o sistema utilizando 125 peixes/m², a produção resultante da densidade de estocagem utilizando 100 peixes/m², também gerou uma Taxa Interna de Retorno (5%) menor que a Taxa

Mínima de Atratividade (10%), bem como apresentou um Valor Presente Líquido negativo (-R\$ 192.241,49) (-US\$ 47821,3), demonstrando que esse sistema não foi viável economicamente (Tabela 8). A relação benefício/custo indicou que a cada R\$ 1,00 (US\$ 1,00) investido no empreendimento, apenas R\$ 0,69 (US\$ 0,69) e R\$ 0,44 (US\$ 0,44) foram transformados em benefícios econômicos para os cooperados nas densidades de estocagem de 125 e 100 peixes/m² respectivamente. A relação entre a renda anual média e o investimento feito, foi relativamente baixa (< R\$1,00) (<US\$ 1,00) para as densidades de 125 e 100 peixes/m². Porém, o indicador lucro anual foi considerado economicamente satisfatório, mas quando esse valor é dividido para os 13 cooperados, o lucro torna-se muito pequeno e até mesmo não satisfatório, pois os cooperados arcaram com os possíveis riscos de perda com mortalidade, administração da produção, bem como controle de insumos e vendas, e ainda assim lucraram menos que um salário mínimo mensalmente.

O indicador econômico “Taxa de Risco do Empreendimento”, composto por 16 itens (Anexo 1), foi de 87% para ambas as densidades de estocagens estudadas, sendo que destes 16 itens, apenas dois foram identificados: (i) falta do plano de negócio na fase de planejamento para instalação e (ii) instabilidade institucional: há mudanças legais nas regras legais e na agência de fomento e fiscalização. Como produção final, a cooperativa gerou apenas dois tipos de produtos, sendo o peixe inteiro que representou em torno de 98% no total da produção, e o peixe eviscerado, que representou 2%. A cooperativa estava focada em três mercados, sendo eles: os atravessadores, bem como os frigoríficos do estado do Rio Grande do Norte e pequenos feirantes da cidade de Upanema/RN e região circundante onde o reservatório de Umari está inserido. O capital gerado para reinvestimento na atividade foi considerado zero, uma vez que a licença ambiental emitida pelo órgão ambiental não poderia ultrapassar a quantidade de 37 tanques-rede por cooperado.

Tabela 8. Valores obtidos para indicadores de sustentabilidade econômica do cultivo de tilápia do Nilo em tanque-rede no reservatório de Umari nas densidades de 125 e 100 peixes/m².

Indicadores econômicos	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
1. Relação Renda Investimento (R\$/US\$)	0,20 (0,20)	0,13 (0,13)
2. Taxa Interna de Retorno (%)	7	5
3. Período de Retorno de Capital (anos)	5	7,9
4. Relação Benefício/Custo (R\$/US\$)	0,69 (0,69)	0,44 (0,44)
5. Valor Presente Líquido (R\$/US\$)	-107.011,1 (-26.619,7)	-192.241,49 (-47.821,3)
6. Lucro (R\$/US\$)	81.941,07 (20.383,35)	52.157,70 (12.974,55)
7. Taxa de Risco (%)	87	87
8. Diversidade de produto	2	2
9. Diversidade de Mercado	3	3
10. Capital Gerado na Atividade (R\$)	0,00	0,00

3.2 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

A taxa de sedimentação dos nutrientes não apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) entre as diferentes densidades de estocagem de 100 e 125 peixes/m². Porém, quando comparados os cultivos com a região afastada da produção (controle), houve diferença significativa para algumas das taxas de sedimentação dos nutrientes analisadas, com uma influência da piscicultura no aporte de todos os nutrientes avaliados, com exceção para a sedimentação do carbono inorgânico total, que não apresentou diferença significativa entre a região do cultivo para ambas as densidades de estocagem utilizadas e a região afastada da produção (controle). A contribuição do cultivo de peixes em tanques-rede na sedimentação das formas nitrogenadas (amônia, nitrito e nitrogênio total), fosfatadas (ortofosfato e fósforo total) e carbonada (carbono orgânico total), foi gradativamente aumentando, atingindo seus valores máximos aos 63 dias de cultivo (Tabela 9).

Tabela 9. Valores médios de sedimentação de nutrientes. T1: Densidade de estocagem com 125 peixes/m²; T2: Densidade de estocagem com 100 peixes/m²; CTRL.: Região afastada da produção (controle). Contr T1 e Contr. T2: Contribuição líquida de T1 e T2 (Sedimentação dos nutrientes na região da piscicultura subtraída da sedimentação natural). NT: Nitrogênio Total; PT: Fósforo Total; COT: Carbono Orgânico Total; CIT: Carbono Inorgânico Total.

Tratamento	Amônia ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$)	Nitrito ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$)	Ortofosfato ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$)	NT ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$)	PT ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dia}$)	COT ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$)	CIT ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{dia}$)
T1	60,82	0,36	50,36	0,14	189,43	2,00	0,18
T2	46,18	0,25	47,45	0,12	186,59	1,59	0,18
CTRL	9,45	0,05	1,23	0,05	7,73	0,58	0,18
Contr. T1	51,37	0,31	49,13	0,09	181,70	1,42	0,00
Contr. T2	36,73	0,20	46,23	0,07	178,87	1,01	0,00

Os indicadores de sustentabilidade ambiental calculados mostraram uma baixa dependência de água e de espaço para ambas as densidades de estocagem com 125 e 100 peixes/m², utilizando uma área de 0,27 m² por quilograma de pescado produzido e um volume de 4,5 m³ por tonelada de pescado para a densidade de 125 peixes/m², e uma área de 0,29 m² por quilograma de pescado produzido e um volume de 4,5 m³ por tonelada de pescado para a densidade de 100 peixes/m² (Tabela 10). Além disso, o acúmulo de fósforo foi de 0,0021kg e 0,0020 kg de fósforo por quilograma de pescado para as densidades de estocagem utilizando 125 e 100 peixes/m² respectivamente. No tocante à poluição por herbicidas, pesticidas e hormônios, o valor foi considerado igual a zero, uma vez que nenhum destes produtos foi utilizado no sistema em questão.

Por outro lado o sistema apresentou uma emissão de 0,11 kg de material particulado por quilograma de peixe produzido para a densidade utilizando 125 peixes/m², e 0,10 kg de material particulado por quilograma de peixe produzido para a densidade de 100 peixes/m², sendo que aproximadamente 90 e 89% desta emissão foi composta de matéria orgânica para as densidades de 125 e 100 peixes/m², respectivamente, o que gerou uma emissão de 0,099 kg de matéria orgânica por quilograma de pescado para a densidade de 125 peixes/m² e 0,089 Kg de matéria orgânica por quilograma de pescado para a densidade utilizando 100 peixes/m². Além disso, o potencial de eutrofização demonstrou que os sistemas liberaram cerca de 658,9 kg e 596,8 kg de fósforo por ciclo de cultivo para as densidades de estocagem com 125 e 100 peixes/m² respectivamente. Levando em consideração os quatro ciclos/ano de

produção no reservatório de Umari, o potencial de eutrofização na densidade de estocagem de 125/peixes/m² seria de 2.635,6 kgP e de 2.387,2 kgP na densidade de 100 peixes/m².

Tabela 10. Valores obtidos para indicadores de sustentabilidade ambiental do cultivo de tilápia do Nilo em tanque-rede no reservatório de Umari nas densidades de 125 e 100 peixes/m².

Indicadores de sustentabilidade ambiental	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
1. Uso de espaço (m ² /kg)	0,27	0,29
2. Dependência de água* (m ³ /t)	4,5	4,5
3. Proporção de Energia Renovável (%)	0	0
4. Potencial de Eutrofização* (kg P/ciclo de produção)	658,9	596,8
5. Poluição Geral (kg/kg)	0	0
6. Poluição por hormônio (kg/kg)	0	0
7. Acúmulo de fósforo (kg P/kg)	0,0021	0,0020
8. Acúmulo de matéria orgânica (kg M.O./kg)	0,099	0,089
9. Acúmulo de material particulado (kg M.P./kg)	0,106	0,101
10. Risco da espécie cultivada	5	5

*Indicador utilizado segundo Boyd et al. (2007)

3.3 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE SOCIAL

O trabalho requerido para a realização do cultivo em Umari foi de 2,0 homem-hora-ano por metro quadrado (hha/m²) para ambas as densidades de estocagem estudadas (125 e 100 peixes/m²), não havendo variação neste valor, pois a quantidade de funcionários, horas de trabalho diária e o tamanho da área de produção foram os mesmos (tabela 11). O trabalho requerido por unidade de produção foi de 0,13 e 0,15 homem hora por kg de pescado produzido (hh/kg) para as densidades de 125 e 100 peixes/m², respectivamente. A equidade salarial foi de 80% para ambas as densidades de estocagens estudadas. Como o quadro de funcionários não se altera com as diferentes densidades de estocagens utilizadas neste estudo, os valores de inclusão racial (75%), inclusão de gênero (52%) e inclusão etária (41%) foram iguais para as densidades de 125 e 100 peixes/m². A renda gerada pela atividade demonstrou que apenas 2 e 3% das aquisições foram feitas no município de Upanema/RN, para as densidades de 125 e 100 peixes/m² respectivamente, sendo as outras aquisições realizadas em outros municípios ou estados. O consumo local indicou que apenas 10 % do pescado foi comercializado e consumido no município, através de pequenos feirantes.

A cooperativa não ofereceu nenhum tipo de programa de saúde para seus funcionários e a escolaridade indicou que apenas 7% do total de funcionários estavam na escola, os outros 93% apresentavam o ensino fundamental completo ou incompleto. Além disso, o período de permanência no empreendimento foi de três anos para cada funcionário. Com relação a participação dos empregados em atividades externas comunitárias, foi demonstrado que 100% dos funcionários apresentam vínculo com o sindicato rural da cidade de Upanema/RN. Dentre os itens de segurança do trabalho, o empreendimento apresentou 87% de equipamentos e ações necessárias para o desenvolvimento da prática de manejo com relevante segurança. Sendo que dentre os 15 itens avaliados no indicador de segurança do trabalho, apenas o uso de luvas pigmentadas e o uso de máquinas e equipamentos por profissional qualificado, não foram identificados na produção de tilápias em tanques-rede no reservatório em estudo.

Tabela 11 – Valores obtidos para indicadores de sustentabilidade social do cultivo de tilápia do Nilo em tanque-rede no reservatório de Umari nas densidades de 125 e 100 peixes/m². Trab/unid: Trabalho por unidade.

Indicadores de sustentabilidade social	125 peixes/m ²	100 peixes/m ²
1. Equidade salarial (%)	80	80
2. Custo proporcional de trabalho (%)	22	24
3. Distribuição de renda (R\$)(US\$)	3,23 (3,23)	5,08 (5,08)
4. Remuneração do trab/unid de produção (R\$/kg) (US\$/kg)	1,02 (0,25)	1,13 (0,28)
5. Inclusão racial (%)	75	75
6. Inclusão de gênero (%)	52	52
7. Inclusão etária (%)	41	41
8. Trabalho requerido por unidade de área ocupada (hha/m ²)	2	2
9. Trabalho requerido por unidade de produção (hh/kg)	0,13	0,15
10. Geração de ocupação direta (emprego/R\$ e US\$)	0,00004 (0,00016)	0,00004 (0,00016)
11. Geração total de postos de trabalho (emprego/R\$ e US\$)	0,0004 (0,0016)	0,0004 (0,0016)
12. Proporção de auto-empregos (%)	0	0
13. Uso de mão-de-obra local (%)	100	100
14. Fixação de renda na economia local (%)	2	3
15. Consumo local (%)	10	10
16. Acesso a programas de saúde (%)	0	0
17. Escolaridade (%)	7	7
18. Permanência na atividade (anos)	3,00	3,00
19. Participação em atividades externas comunitárias (%)	100	100
20. Segurança do Trabalho (%)	87	87

3.4 MODELAGEM DA SUSTENTABILIDADE

A modelagem demonstrou que a sustentabilidade dos cenários avaliados (cultivos real e hipotético) apresentou comportamento diferente em relação aos pilares da sustentabilidade, onde quanto mais ao centro do triângulo, mais igualmente distribuída é a sustentabilidade, enquanto que quando mais deslocado para as arestas do triângulo, mais sustentável o cenário é em relação a uma das dimensões da sustentabilidade (Figura 2). Sendo assim, os cenários hipotéticos DENS 125 CL e DENS 100 CL apresentaram a sustentabilidade deslocada para a dimensão econômica, enquanto que os cultivos reais DENS 125 CC e DENS 100 CC apresentaram a sustentabilidade deslocada para a dimensão ambiental e social. Os sub-índices de sustentabilidade gerados apontam que o cultivo real DENS 100 CC foi mais sustentável em termos ambiental e social, enquanto que o cenário hipotético DENS 125 CL foi economicamente mais sustentável que os demais. É importante perceber que o deslocamento da sustentabilidade em direção a um dos pilares sempre é feito em detrimento dos outros dois pilares, e assim sendo, o índice geral de sustentabilidade apontou que o cenário hipotético DENS 100 CL foi o mais sustentável em termos absolutos (tabela 13).

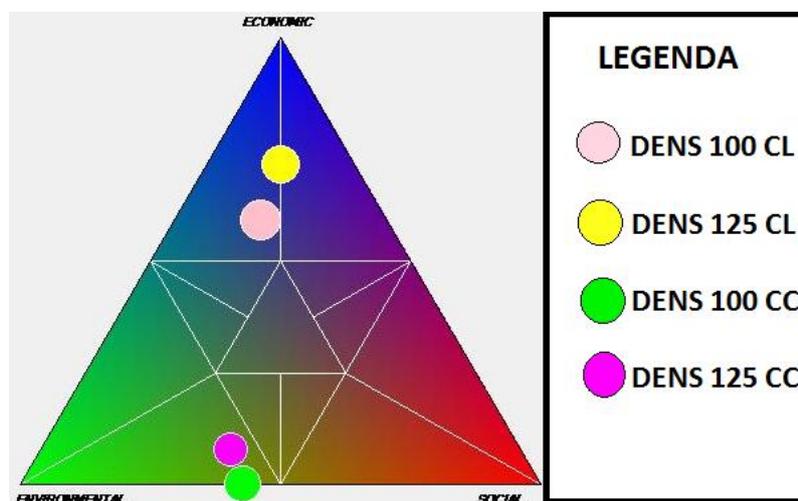


Figura 2. Triângulo da sustentabilidade dos quatro cenários modelados. DENS 100 CC e DENS 125 CC: cultivos reais, que operavam com as densidades de estocagem com 100 e 125 peixes/m² respectivamente, com quatro ciclos de cultivo anual. DENS 100 CL; DENS 125 CL: cenários hipotéticos considerando uma densidade de 100 e 125 peixes/m² respectivamente, com dois ciclos de cultivo anual. Quanto mais próximo do centro da pirâmide, maior a sustentabilidade global do sistema de produção.

Tabela 12. Escores da sustentabilidade gerados pelo *software* MULINO *mDSS* nas dimensões ambiental, social e econômica cada cenário e índice geral de sustentabilidade. Escores em negrito indicam o cenário mais sustentável para cada dimensão e para o índice geral.

Cenário	Escore			Índice
	Ambiental	Social	Econômico	
DENS 100 CC	57	43	0	49
DENS 125 CC	56	36	8	45
DENS 100 CL	24	17	59	54
DENS 125 CL	14	14	72	50

4 DISCUSSÃO

4.1 DIMENSÃO ECONÔMICA

O sistema empregado na cooperativa de Umari, utilizando a densidade de 125 peixes/m², mostrou-se inviável economicamente segundo os indicadores utilizados nesta pesquisa. Onde a Taxa Interna de Retorno de 7% foi inferior a Taxa Mínima de Atratividade considerada (10%) e ainda apresentou um Valor Presente Líquido negativo (-R\$ 107.011,10) (-US\$ 26.619,7), além de um período de retorno de capital de cinco anos e uma relação benefício/custo para cada R\$ 1,00 (US\$ 1,00) investido, gerando um retorno de apenas R\$0,69 (US\$ 0,69), mostrando que o sistema não gerou benefícios financeiros atraentes e não produziu um retorno monetário capaz de gerar lucro e rendas anuais satisfatoriamente suficientes para manter o sistema funcionando e gerando divisas ao longo do tempo. O sistema utilizando a densidade de estocagem de 100 peixes/m², também não foi economicamente viável e apresentou uma relação benefício/custo para cada R\$ 1,00 (US\$ 1,00) investido, o retorno de apenas R\$ 0,44 (US\$ 0,44), além disso, o sistema estudado apresentou uma Taxa Interna de Retorno de 5%, sendo inferior a Taxa Mínima de Atratividade considerada (10%). O Valor Presente Líquido foi negativo (R\$ -192.241,49) (US\$ -47.821,3), e o período de retorno de capital de 7,9 anos. Esses resultados demonstraram que o sistema empregado tanto com a densidade de estocagem com 125 peixes/m², quanto com 100 peixes/m², não foram potencialmente viáveis segundo os indicadores de sustentabilidade utilizados nesta pesquisa, principalmente por manterem um custo de produção elevado e manterem uma produção não satisfatoriamente lucrativa. Almeida (2013), realizando estudo em uma cooperativa de cultivo de tilápias em tanques-rede em reservatório tropical, também

apresentou indicadores inviáveis do ponto de vista econômico, onde a Taxa Interna de Retorno (1,7 %) obteve um valor muito abaixo da Taxa Mínima de Atratividade (8,1 %), e um Valor Presente Líquido negativo, mostrando a inviabilidade do projeto.

O sistema empregado por cooperativas, contrastou com valores encontrados por Moura et al. (2016), realizando estudo com indicadores de sustentabilidade econômica em um sistema de cultivo de tilápias em tanques-rede geridos por um sistema de associação, que considerou o sistema como viável economicamente, onde a Taxa Interna de Retorno foi superior a Taxa Mínima de Atratividade, bem como, apresentou um Valor Presente Líquido também positivo e um período de retorno de capital igual a 3,2 anos. Porém o sistema de associação não pagava impostos sobre as receitas, nem com encargos e salários dos funcionários, que no caso eram os próprios associados, tornando-se assim, economicamente viável quando comparados ao sistema desenvolvido por cooperativas.

Para a densidade de estocagem utilizando 100 peixes/m², a lucratividade média foi de 4,4 % ao ano, já para a densidade de estocagem atual utilizando 125 peixes/m², a lucratividade foi superior e alcançou uma média de 6,3% ao ano. Essa maior lucratividade para a densidade de 125 peixes/m² é explicada principalmente devido aos dois sistemas operarem com o mesmo quadro de trabalhadores (15 funcionários) para o manejo e segurança dos 481 tanques-rede, gerando o mesmo custo para pagamento com mão-de-obra. Porém a biomassa de peixes gerada anualmente para a densidade de 125 peixes/m² (média de 281,1 toneladas) foi maior quando comparada a produção gerada pela densidade de estocagem de 100 peixes/m² (média de 255,3 toneladas), e consequentemente uma maior arrecadação financeira na venda da produção.

Os valores anuais médios de lucratividade obtidos pelos piscicultores de Umari, cultivando tilápia do Nilo nas densidades de 125 e 100 peixes/m² (6,3% e 4,4%, respectivamente), foram menores que os valores de lucratividade (25,9%) obtidos por um empreendimento privado formado por piscicultores da região do Médio Paranapanema, no estado de São Paulo (Brasil), onde a atividade, além de fornecer 70% do pescado para a indústria de filetagem, possuía canais alternativos para escoamento e comercialização dos outros 30% da produção, tais como venda a pesqueiros, feirantes e diretamente ao consumidor final (Furlaneto et al., 2010). Os valores do presente estudo também foram menores do que os obtidos por piscicultores de uma associação do semiárido nordestino brasileiro, que tiveram uma lucratividade média anual de 23%, produzindo *O. niloticus* em tanques-rede em reservatório (Moura et al, 2016), sendo que

que esta associação era isenta de impostos e subvenções econômicas. Já em relação à produção de peixes em Umari, 98% era destinada apenas para venda do peixe inteiro, com valor fixo para atravessadores, frigoríficos e pequenos feirantes da região. Além disto, a produção não era isenta de impostos e não possuía subvenções governamentais, sendo que os valores pagos aos funcionários, mais impostos e encargos sociais, refletiram num maior custo de produção.

A relação entre a renda média anual e o investimento inicial não foi satisfatória para ambas as densidades utilizadas, sendo R\$ 0,20 (US\$ 0,20) para o sistema utilizando a densidade de 125 peixes/m² e R\$ 0,13 (US\$ 0,13) para o sistema que utilizou a densidade de estocagem de 100 peixes/m². Caso semelhante ocorreu com Almeida (2013), que realizando uma análise econômica numa cooperativa de criação de tilápias em tanques-rede, obteve um valor na relação renda investimento de R\$ 0,06 (US\$ 0,06), caracterizando o cultivo como inviável economicamente. Este indicador demonstrou que o montante investido na cooperativa em Umari, não foi transformado em renda de maneira eficiente, principalmente devidos a baixa receita gerada no empreendimento, acarretando um baixo retorno no decorrer do projeto.

O indicador taxa de risco foi de 87% tanto para o sistema de produção utilizando a densidade de estocagem de 125 peixes/m², quanto para 100 peixes/m², sendo que dos 15 itens utilizados para determinar este indicador, apenas foram observadas a inexistência do plano de negócio na fase de planejamento para instalação e a instabilidade institucional, pois poderiam ocorrer mudanças nas leis ambientais, acarretando certa instabilidade na cooperativa. Por outro lado, este indicador mostrou que alguns dos cooperados tinham formação especializada na área de atuação da cooperativa, acarretando uma maior segurança ao empreendimento para o correto manejo aplicado diariamente, bem como o tratamento eficaz em caso de enfermidades, além disso, a cooperativa não enfrentava conflitos com a comunidade local ou ONG's, fazendo com que neste indicador, a cooperativa apresentasse uma alta sustentabilidade e a presença de poucos fatores de risco econômico para o empreendimento.

A quantidade de produtos ofertados e o número de mercados atingidos foram considerados adequados para a atividade nas diferentes densidades de estocagem, não diminuindo a sustentabilidade, uma vez que toda a produção conseguiu ser escoada e atender a demanda local. O Capital gerado na atividade foi igual a zero para ambas os sistemas, não havendo reinvestimentos para a compra de novos tanques-rede ou qualquer outro equipamento durante o período analisado, pois a licença ambiental

concedida aos associados na cooperativa, não permitia a instalação acima dos 37 tanques-rede para cada cooperado.

4.2 DIMENSÃO AMBIENTAL

Os sistemas de produção em estudo apresentaram uma sustentabilidade ambiental moderada tanto para a produção utilizando a densidade de 125 peixes/m², quanto para ao sistema utilizando 100 peixes/m². Os indicadores de sustentabilidade ambiental mostraram uma baixa dependência de água e de espaço para ambas as densidades de estocagem estudadas, utilizando uma área de 0,27 por quilograma de pescado produzido e um volume de 4,5 m³ por tonelada para a densidade de 125 peixes/m², e uma área de 0,29 m² por quilograma de pescado produzido e um volume de 4,5 m³ por tonelada para a densidade de 100 peixes/m². A produção de tilápias em tanques-rede é uma das que menos se apropria do recurso hídrico em termos de espaço, e tem uma baixa dependência de água (Boyd, 2005). Este fator tende a elevar a sustentabilidade do sistema de uma maneira geral, pois permite uma elevada produtividade com uma dependência de água relativamente baixa.

Problemas relacionados à sustentabilidade ambiental, no tocante ao uso da água em sistemas de produção de peixes em tanques-rede, são menos influenciados pela apropriação deste recurso, e mais relacionados com a geração de resíduos, poluição orgânica e introdução de espécies exóticas como a tilápia. Verdegem e Bosma (2009) sugerem que a produção aquícola a nível mundial pode ser triplicada sem o incremento no uso e dependência de água. Neste contexto, o aumento na produtividade se daria por meio de tecnologias mais eficientes, principalmente com relação técnicas de manejo que gerassem menos resíduos, menos escapes dos organismos cultivados e uma maior conversão dos nutrientes ofertados em biomassa de pescado, sem necessariamente existir a expansão da atividade em termos de uso e ocupação de espelho d'água.

Como contribuição para a diminuição da sustentabilidade ambiental nos sistemas de produção estudados, o acúmulo de fósforo no sedimento foi considerado alto, na ordem de 0,0021 kg e 0,0020 kg de fósforo por quilograma de pescado para as densidades de estocagem utilizando 125 e 100 peixes/m² respectivamente, quando comparado ao cultivo de tilápias em tanques-rede em reservatório do semiárido nordestino descrito por Moura et al. (2016), que gerou um acúmulo menor de fósforo, na ordem de 0,0009kg de fósforo no sedimento por quilograma de pescado produzido.

No tocante a poluição por herbicidas, pesticidas e hormônios, o valor foi considerado igual a zero, uma vez que nenhum destes produtos foi utilizado no sistema em questão, evidenciando que os sistemas produtivos em questão podem ser considerados relativamente sustentáveis do ponto de vista ambiental, no que se refere a este indicador. O potencial de eutrofização dos sistemas de produção liberou 658,9 kg e 596,8 kg de fósforo por ciclo de produção para as densidades com 125 e 100 peixes/m², respectivamente, um valor consideravelmente alto quando comparado com o cultivo de tilápias descrito por Moura et al. (2016), que produziu cerca de 56,95 kg de fósforo por ciclo de produção. O incremento de fósforo pela piscicultura nos ambientes aquáticos pode promover a eutrofização artificial, sendo o impacto ambiental mais preocupante da atividade, podendo trazer prejuízos financeiros e ambientais, além de ser difícil de ser removido da coluna d'água (Straskraba e Tundisi, 2008). A eutrofização gera o crescimento de algas que podem aumentar o consumo de oxigênio e causar a mortalidade dos peixes trazendo prejuízo também aos produtores (Eler e Millani, 2007). Além disso, a eutrofização pode ainda trazer problemas de saúde pública, uma vez que o crescimento de algas incluem cianobactérias fixadoras de nitrogênio que são tóxicas aos organismos e humanos (Guildford et al., 2003).

Outro fator importante é a liberação de resíduos sólidos gerados pelos sistemas em estudo, já que possuem uma elevada emissão de material particulado, na ordem de 110 kg de material particulado por tonelada de peixe produzido para a densidade utilizando 125 peixes/m², e 100 kg de material particulado por tonelada de peixe produzido para a densidade de 100 peixes/m², sendo que aproximadamente 90% (125 peixes/m²) e 89% (100 peixes/m²) desta emissão são compostos de matéria orgânica, o que gerou uma emissão de 99 kg de matéria orgânica por tonelada de pescado para a densidade de 125 peixes/m² e 89 Kg de matéria orgânica por tonelada de pescado para a densidade utilizando 100 peixes/m². Da mesma forma, também para um sistema de cultivo em tanques-rede, Almeida (2013) considera que a emissão de sedimentos para o ambiente é o principal agravante ambiental em cultivos intensivos em águas abertas. Azevedo et al. (2011) calculou uma geração de resíduos sólidos da ordem de 200 kg para cada tonelada de peixe produzida, sendo quase o dobro da taxa encontrada neste estudo para ambas as densidades de estocagem de tilápia do Nilo. Estes resultados mostram que apesar de existir uma geração expressiva de resíduos, o sistema em estudo ainda pode ser considerado relativamente sustentável, quando comparado com outros cultivos.

Este aporte contínuo de resíduos sólidos para o ambiente que foi gerado pelos tanques-rede influenciou no aumento das concentrações de Nitrogênio e Fósforo total no sedimento, principalmente abaixo dos tanques-rede e áreas adjacentes. Considerando que grande parte dos resíduos gerados foi matéria orgânica, o incremento em termos de nutrientes pode ser expressivo ao longo do tempo. Assim, o acúmulo destes sólidos suspensos no sedimento dos reservatórios com o tempo pode alterar as condições de fundo destes ambientes, e as alterações podem ser percebidas não só na área do cultivo, mas também em regiões próximas, assim como constatado por Huang et al. (2012) e Guo e Li (2003). Desse modo, no presente estudo foi visto que a sustentabilidade ambiental foi fortemente influenciada pela geração de resíduos sólidos, representando um dos principais fatores que influenciam a diminuição da sustentabilidade nos sistemas produtivos tanto para a densidade utilizando 125 peixes/m², quanto para a densidade com 100 peixes/m².

4.3 DIMENSÃO SOCIAL

O empreendimento avaliado se mostrou moderadamente sustentável em alguns indicadores sociais, uma vez que o empreendimento possuiu 100% da mão-de-obra participando diretamente na produção dos tanques-rede e segurança noturna, constituída por moradores locais. Neste mesmo contexto, a equidade salarial foi de 80% tanto para o sistema operando com a densidade de estocagem de 125 peixes/m², quanto para 100 peixes/m². Esses valores foram considerados satisfatórios, pois dos 15 funcionários, 13 deles trabalhavam no manejo diário da produção e recebiam salários iguais, e apenas dois funcionários trabalhavam como segurança e recebiam adicional noturno, acarretando um acréscimo nos salários. Além disso, foi constatado que houve participação de 100% dos funcionários em atividades externas na comunidade, como a filiação a sindicato de trabalhadores rurais da cidade de Upanema/RN. Por outro lado a geração de empregos diretos e de postos de trabalho foi reduzida e atingiu poucos beneficiários, diminuindo a sustentabilidade neste sentido tanto para o sistema utilizando 125 peixes/m², quanto para 100 peixes/m². O trabalho requerido foi bastante reduzido, sendo 2,0 homem-hora-ano por metro quadrado (hha/m²) para ambas as densidades de estocagem estudadas (125 e 100 peixes/m²), não havendo variação neste valor, pois a quantidade de funcionários, horas de trabalho diária e o tamanho da área de produção foram os mesmos. Logo, o número de membros que trabalhavam foi reduzido,

uma vez que a quantidade de trabalho por área e por produção foi baixo no sistema de cultivo de tilápias em tanques-rede.

Apesar de ter empregado direta e indiretamente pessoas e mercados (cerca de 130 atravessadores e pequenos feirantes), o número de pessoas que receberam os benefícios da atividade foi relativamente baixo. No entanto, se considerarmos que cada trabalhador ali inserido representou uma família, esta geração e distribuição de renda do empreendimento atingiu uma relevância social mais significativa. Vale ainda ressaltar que as condições de trabalho oferecidas pelo empreendimento proporcionaram segurança aos envolvidos no processo produtivo, pois dentre os itens avaliados de segurança do trabalho, apenas o uso de luvas pigmentadas e o uso de máquinas e equipamentos por profissional qualificado, não foram observados. Além de proporcionar segurança aos funcionários da cooperativa, o empreendimento foi socialmente relevante e proporcionou inclusão social de pessoas com baixa escolaridade, dos 15 funcionários apenas um estudava, enquanto que os outros não haviam concluído o ensino fundamental ou médio, de diversas faixas etárias e raças, se limitando, porém, ao emprego de homens nas atividades desenvolvidas. Provavelmente devido a relevância social e importância para os associados, o tempo médio de permanência na atividade tenha sido relativamente elevado, mostrando que funcionários passavam em média 3,0 anos na atividade, considerando os quatro anos nos quais a cooperativa existe.

Em relação ao consumo local, foi constatado que apenas 10% do pescado foram consumidos na região onde a cooperativa estava instalada, porém se considerarmos o consumo em nível estadual, toda a produção oriunda do empreendimento em estudo foi consumida no estado do Rio Grande do Norte, o que indica que a atividade está trazendo melhorias locais em termos de aumento a oferta e a qualidade da proteína animal consumida no estado onde o empreendimento está inserido.

A relação de geração de renda direta e indireta de postos de trabalho com o capital investido no empreendimento foi considerada baixa em ambas as densidades de estocagens. Este indicador, apesar de ter demonstrado uma baixa sustentabilidade social, refletiu uma realidade que a maioria dos sistemas de cultivo em tanques-rede possui em necessitar de pouca mão-de-obra para manutenção das operações. Além disso, a remuneração da mão-de-obra relativa à produção bruta do empreendimento ainda foi relativamente baixa (menos de R\$ 1,15 ou US\$ 0,29 por funcionário, por quilograma produzido) tanto para o sistema utilizando 125 peixes/m² quanto para o

sistema utilizando 100 peixes/m², o que influenciou diretamente em outros indicadores como acesso a programas de saúde, que no caso da cooperativa, nenhum dos funcionários possuía. O empreendimento apresentou uma distribuição de renda da ordem de R\$ 3,23 (US\$ 3,23) para o sistema utilizando 125 peixes/m² e de R\$ 5,08 (US\$ 5,08) para o sistema utilizando 100 peixes/m², ou seja, a cada R\$ 1,00 (US\$ 1,00) em lucro, R\$ 3,23 (US\$ 3,23) e R\$ 5,08 (US\$ 5,08) foram gastos para remunerar a mão-de-obra nos sistemas utilizando 125 e 100 peixes/m² respectivamente, remuneração esta que representou 22 e 24 % dos custos de produção do sistema utilizando 125 e 100 peixes/m² respectivamente, demonstrando assim que uma parcela razoável dos custos produtivos foi para o pagamento dos funcionários.

A fixação de renda na comunidade local foi de apenas 2% para o sistema utilizando 125 peixes/m² e 3% para o sistema com 100 peixes/m², sendo esse um dos indicadores mais críticos em relação à sustentabilidade social. Esta fixação de renda reduzida ocorreu, visto que quase a totalidade dos insumos (incluindo ração e alevinos) utilizados no sistema foi comprada de outros municípios e estados, ficando apenas alguns itens básicos de manutenção dos tanques-rede adquiridos no varejo local, além de diárias gastas com hospedagens eventuais dos cooperados, combustível, gelo e outros itens com menor impacto na economia. Assim como constatado por Moura et al. (2016), o lucro econômico gerado pela atividade não permaneceu na comunidade na qual o empreendimento estava inserido, o que diminuiu o poder do empreendimento em proporcionar desenvolvimento social e econômico local. Por outro lado, se a escala de fixação de renda for considerada a nível estadual a fixação de renda se inverte, atingindo mais de 90% da renda fixada no estado, sendo pouco recurso financeiro exportado para outros estados.

4.4. MODELAGEM DA SUSTENTABILIDADE

O cenário hipotético DENS 100 CL foi o mais equilibrado e por este motivo recebeu o maior índice de sustentabilidade global. No entanto, apesar dos cenários hipotéticos (DENS 100 CL; DENS 125 CL), terem sido os mais sustentáveis em termos absolutos e econômicos, os mesmos apresentaram sustentabilidades social e ambiental reduzidas. Moura et al. (2016), apontaram uma maior sustentabilidade para o sistema de cultivo de tilápia em tanques-rede utilizando alta densidade de estocagem com 800 peixes/m² realizando dois ciclos anuais, sendo que apesar do cultivo neste densidade ter

apresentado o maior índice global de sustentabilidade, nenhum dos índices isolados nas dimensões econômica, social e ambiental apresentaram valores satisfatórios de sustentabilidade. Desta forma torna-se importante atentar-se para que a sustentabilidade não seja avaliada de um ponto de vista unilateral, nem seja avaliada através de somente uma faceta do seu espaço multidimensional. Mais do que isso, a sustentabilidade depende muito mais em balancear o sistema produtivo em conformidade com todos os pilares do que atingir um nível alto de sustentabilidade em uma dimensão em detrimento da sustentabilidade das demais esferas consideradas.

Ficou evidente que o aumento do tempo de cultivo e a diminuição da quantidade de ciclos anuais (cenários hipotéticos) contribuíram para o aumento global da sustentabilidade. No entanto, apesar destas características terem beneficiado os sistemas hipotéticos economicamente, gerando mais renda, maior lucratividade, uma melhor relação custo/benefício e um menor tempo de retorno de capital, ainda assim não apresentaram índices satisfatórios de sustentabilidade. Do ponto de vista social, os benefícios adicionais em pouco melhoraram as condições de trabalho e qualidade de vida dos trabalhadores da cooperativa. Ambientalmente, este aumento do tempo de cultivo e diminuição de ciclos anuais elevou a biomassa de pescado e o consequente aumento da oferta de ração, incrementando assim as emissões de resíduos para o ambiente e elevando o potencial de eutrofização. Por outro lado, os cultivos reais foram os menos sustentáveis em índices absolutos, principalmente o cultivo real DENS 100 CC que apesar de ter sido mais favoráveis ao meio ambiente elevando a sustentabilidade ambiental, foi inviável do ponto de vista econômico.

A sustentabilidade ambiental nos cultivos reais foi favorecida uma vez que a produção de biomassa foi menor e usou menos recursos ambientais, gerando menos resíduos para o reservatório. No entanto, economicamente, o empreendimento se tornou não sustentável uma vez que a baixa densidade acarretou um decréscimo na produção bruta, o que diminuiu consideravelmente a rentabilidade e a lucratividade do empreendimento e ainda acarretou um maior período de retorno de capital investido. Pelo ponto de vista social, apesar de apresentar uma baixa sustentabilidade, o cultivo real DENS 100 CC foi o cenário que apresentou o maior escore de sustentabilidade social gerados pelo *software* MULINO, pois na cooperativa, os funcionários recebiam salários fixos mensalmente independentemente da produção.

Outro aspecto que deve ser levado em consideração ao se definir a sustentabilidade das atividades de piscicultura em tanques-rede em reservatórios do

semiárido do Brasil, refere-se à disponibilidade hídrica existente para o desenvolvimento deste tipo de atividade. O nordeste brasileiro possui milhares de reservatórios artificiais de água, sendo a região semiárida do mundo com a maior quantidade destes ambientes aquáticos. No entanto, em função de suas condições climáticas específicas, a região está suscetível a longos períodos de estiagem, que constantemente comprometem a utilização destes açudes no que se refere aos seus usos múltiplos. É importante destacar, que desde 2012 o semiárido brasileiro está submetido a uma estiagem prolongada, com várias regiões com chuvas abaixo da média histórica. A seca que vem atingindo esta região possui intensidade e impacto que há décadas não eram vistos, contribuindo para a redução drástica dos níveis dos reservatórios de água, sendo que para piorar, as projeções climáticas futuras para a área demonstram aumento gradativo da temperatura e a redução de chuvas, com uma tendência à aridificação da região (Marengo et al, 2016).

Esta condição climática de poucas chuvas vem ocorrendo no estado do Rio Grande do Norte nos últimos anos, mais especificamente na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, onde está situado o reservatório de Umari. No final ano de 2016, cerca de 70% dos reservatórios do estado com capacidade de acumulação de água acima de 5.000.000 m³ estavam praticamente secos (< 1 % do volume total), sendo que Umari, no início de 2016, estava com apenas 18% do seu volume total, chegando ao início de 2017 com apenas 8,8% (SEMARH, 2017). Em decorrência deste fato, a criação de peixes em tanques-rede neste reservatório teve que ser suspensa por tempo indeterminado. Assim sendo, a avaliação da sustentabilidade das atividades de piscicultura em tanques-rede em reservatórios do semiárido brasileiro deve considerar, além dos indicadores econômicos, sociais e ambientais, também as características hidrológicas destes reservatórios, pois variações constantes do nível de água destes ambientes aquáticos podem reduzir drasticamente a sustentabilidade desta atividade aquícola e impedir que se alcance o que estabelece documento *Our Common Future* (Relatório Brundtland), elaborado pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas (1988), ao mencionar que o desenvolvimento sustentável é um processo de transformação no qual a exploração dos recursos, a direção dos investimentos, a orientação do desenvolvimento tecnológico e a mudança institucional devem se harmonizar e satisfazerem as necessidades atuais, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir suas próprias necessidades.

5 CONCLUSÕES

Pode-se concluir que os sistemas reais de criação de tilápia do Nilo não foram sustentáveis economicamente, inviabilizando a atividade de produção de tilápia do Nilo nas densidades de cultivo de 100 e 125 peixes/m² e com quatro ciclos de produção/ano desenvolvida no reservatório de Umari. Apesar dos sistemas de cultivo reais terem apresentado melhores desempenhos nas sustentabilidades ambiental e social, quando comparados com os cenários hipotéticos, com as mesmas densidades, mas com dois ciclos de produção/ano, a inviabilidade econômica em decorrência dos baixos valores de produtividade, geração de lucro, relação renda/investimento inicial e o alto tempo requerido para retornar o capital investido, tende a causar o fim do empreendimento e consequentemente a redução dos benefícios sociais para a população local. Os cenários hipotéticos apresentaram maior sustentabilidade econômica que os cultivos reais, porém apresentaram baixa sustentabilidade ambiental e social. A modelagem demonstrou ainda que alterações no aumento do tempo de cultivo e a consequente diminuição dos ciclos anuais produção, aumentou a sustentabilidade de forma global, mas ao mesmo tempo reduziu a sustentabilidade ambiental. A maioria dos reservatórios do semiárido brasileiro está submetida a grande amplitude de variação de seu volume de água, em decorrência de períodos prolongados de baixa precipitação (< 700 mm/ano), além de não apresentarem grandes volumes. Em decorrência destas características, a baixa sustentabilidade ambiental das atividades de piscicultura intensiva em tanques-rede realizadas neste reservatório e o seu volume reduzido, especialmente nos períodos de seca prolongada, pode em médio prazo comprometer economicamente e socialmente a atividade.

REFERÊNCIAS

ADGER, N.W. Social and ecological resilience: are they related? *Progress in Human Geography*, v.24. n.3, p.347–364, 2000.

ALMEIDA, R. *Indicadores de sustentabilidade do cultivo de tilápia-do-Nilo (Oreochromis niloticus) em tanques-rede em um reservatório tropical*. 53 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

ANA (Agência Nacional de Águas). *Boletim de monitoramento dos reservatórios do nordeste do Brasil*. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Usos Múltiplos. Brasília, 2007.

AZEVEDO, P. A.; PODEMSKI, C. L.; HESSLEIN, R. H.; KASIAN, S. E. M.; FINDLAY, D. L.; BUREAU, D. P. Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. *Aquaculture*, v.311, p.175–186, 2011.

BOYD, C. E. Water use in aquaculture. *World Aquaculture*, v.36, n.3, p.12–15, 2005.
BOYD, C. E.; TUCKER, C.; MCNEVIN, A.; BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, v.15, p.327-360, 2007.

BUFFON, A. G. M.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A. C. S. Tempo de vida útil da represa velha da microbacia do córrego da barrinha, Pirassununga, SP, Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.76, n.4, p.673-679, 2009.

BUENO, G. W.; OSTRENSKY, A.; CANZI, C.; DE MATOS, F. T.; ROUBACH, R. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, v.7, p.1–12, 2015.

CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; CAMARGO, R. A. et al. Estudo de indicadores de saúde ambiental e de saneamento em cidade do Norte do Brasil. *Engenharia Sanitária & Ambiental*, v.14, n.1, p.19-28, 2009.

Comissão Mundial sobre Meio ambiente e Desenvolvimento (CMMAD). *Nosso futuro comum*. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1988.

DEMÉTRIO, J. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, v.330, p.172-178, 2012.

ELER, M.N.; MILLANI, T.J. Métodos de estudo de sustentabilidade aplicados a aquicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v. 36, p. 33-44, 2007.

FAO (Fisheries and Aquaculture Department). *The State of World Fisheries and Aquaculture - 2016 (SOFIA)*. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 253 p., 2016.

FERNANDES, J. B. *Análise da sustentabilidade econômica e social na produção extensiva de ostras em uma região subtropical*. 78 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, Jaboticabal, 2013.

FURLANETO, F. P. B.; AYROZA, D. M. M. Z.; AYROZA, L. M. S. Análise da produção econômica de tilápia em tanques-rede, ciclo de verão, Região do Médio Paranapanema, estado de São Paulo, 2009. *Informações Econômicas*, v.40, p. 1-6, 2010.

GALLI, A.; GIAMPIETRO, M.; GOLDFINGER, S.; LAZARUS, E.; LIN, D.; SALTELLI, A.; WACKERNAGEL, M.; MULLER, F. Questioning the ecological footprint. *Ecological Indicators*, v.69, p.224-232, 2016.

GARCIA, F.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C.; AMBROSIO, L. A. Emergy assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. *Ecological Engineering*, v.68, p.72–79, 2014.

GIUPPONI, C. Decision Support Systems for Implementing the European Water Framework Directive: the MULINO approach. *Environmental Modeling and Software*, v.22, n.2, p.248-258, 2007.

GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. 2.ed. Oxford: IBP, 213p., 1978.

GORLACH-LIRA, K.; PACHECO, C.; CARVALHO, L. C. T.; MELO-JUNIOR, H. N.; CRISPIM, M. C. The influence of fish culture in floating net cages on microbial indicators of water quality. *Brasilian Journal of Biology*, v.73, n.3, p.457-463, 2013.

GUILDFORD, S.J.; HECKY, R.E.; TAYLOR, W.D.; MUGIDDE, R.; BOOTSMA, H.A. Nutrient enrichment experiments in tropical Great Lakes Malawi/Nyasa and Victoria. *Journal of Great Lakes Research*, v.29, p.89–106, 2003.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*, v.226, p.201–212, 2003.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, v.10, p.584–593, 2010.

HUANG, Y. A.; HUANG, S.; HSIEH, H. J.; MENG, P.; CHEN, C. A. Changes in sedimentation, sediment characteristics, and benthic macrofaunal assemblages around marine cage culture under seasonal monsoon scales in a shallow-water bay in Taiwan. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.422-423, p.55–63, 2012.

KIMPARA, J. M.; ZADJBAND, A. D.; VALENTI, W. C. Medindo a sustentabilidade na aquicultura. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, v.38, n.2, 2010.

KRUSE, S. A.; FLYSJÖ, A.; KASPERCZYK, N.; SCHOLZ, A. J. Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment – an application to salmon production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.14, p.8-18, 2009.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. London: Freshwater Biological Association, 121 p., 1978.

MAPA. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Animal. Mercado Interno. 2012. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/mercadointerno>> Acesso em 20 de abril de 2016.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L.M. Theoretical and Applied Climatology. p.1-12, 2016.

MOURA, R. S. T.; VALENTE, 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, 2016.

NOBRE, A. M.; ROBERTSON-ANDERSSON, D.; NEORI, A.; SANKAR, K. Ecological-economic assessment of aquaculture options: comparison between abalone monoculture and integrated multi-trophic aquaculture of abalone and seaweeds. *Aquaculture*, v.306, p.116-126, 2010.

PAHRI, S. D. R.; MOHAMED, A. F.; SAMAT, A. LCA for open systems: a review of the influence of natural and anthropogenic factors on aquaculture systems. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, v.20, p.1423-1337, 2015.

PROENÇA, D. C. *Aplicação de indicadores e índices para avaliar a sustentabilidade ambiental em um sistema de aquicultura integrado e multitrófico, com diferentes substratos*. 33 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, Jaboticabal, 2013.

POLAZ, C. N. M.; TEIXEIRA, B. A. N. Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP). *Engenharia Sanitária & Ambiental*, v.14, n.3, p.411-420, 2009.

REY-VALETTE, H.; CLÉMENT, O.; AUBIN, J.; MATHÉ, S.; CHIA, E.; LEGENDRE, M.; CARUSO, D.; MIKOLASEK, O.; BLANCHETON, J. P.; SLEMBROUCK, J.; BARUTHIO, A.; RENÉ, F.; LEVANG, P.; MORRISSENS, P.; LAZARD, J. *An approach to co-construct sustainable development indicators in aquaculture*. Montpellier: EVAD, 17 p., 2010.

RONQUI, R. G. *Análise de redes sociais e aspectos financeiros da produção de tilápias em tanques-rede no Reservatório da UHE de Ilha Solteira*. 107 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócio e Desenvolvimento) – Universidade Estadual Paulista, Tupã, 2015.

ROTH, E.; ROSENTHAL, H.; BURBRIDGE, P. A discussion of the use of the sustainability index: “ecological footprint” for aquaculture production. *Aquatic Living Resources*, v.13, p.461-469, 2000.

SEMARH (Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos). Monitoramento de Açudes e Lagoas. 2017. Disponível em: <<http://sistemas.searh.rn.gov.br/monitoramentovolumetrico>>. Acesso em: 27 de janeiro de 2017.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represas. Em: TUNDISI, J.G. (editor), 2 ed. São Carlos, v.9, 300p., 2008.

Valenti, W.C.; Kimpara, J.M.; Preto, B.L. Measuring aquaculture sustainability. *World Aquaculture Society Magazine*, v.43, n.3, 2011.

van BELLEN, H. M. *Indicadores de sustentabilidade – uma análise comparativa*. Editora FGV: Rio de Janeiro, 16p., 2008.

VERDEGEM, M. C. J.; BOSMA, R. H. Water withdrawal for brackish and inland aquaculture, and options to produce more fish in ponds with present water use. *Water Policy*, v.11, p.52-68, 2009.

ANEXO I – LISTA DOS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECONÔMICA

1. Relação Renda / Investimento (RRI): mede a renda gerada por unidade de capital investido.

$$RRI = \text{Renda Anual} / \text{Investimento Inicial}$$

Indicadores de viabilidade econômica tradicionais (2 a 6) (Shang, 1990; Jolly & Clonts, 1993)

2. Taxa Interna de Retorno (TIR):

$$\sum_{i=0}^n \frac{B_i - C_i}{(1 + TIR)^i} = 0$$

Sendo:

B_i = Benefício total no ano i , (receitas)

C_i = Custo total no ano i (capital + despesas operacionais);

n = horizonte do empreendimento.

3. Período de Retorno do Capital (PRC)

$$\sum_{i=0}^j FLC_i = 0$$

Sendo:

j = PRC, em anos;

FLC_i = Fluxo líquido anual do empreendimento no ano i ;

$i = 0, 1, 2, \dots, j, \dots, n$.

4. Relação Benefício/Custo (RBC)

$$RBC = \frac{\sum_{i=0}^n \frac{Y_i}{(1+r)^i}}{\sum_{i=0}^n \frac{K_i}{(1+r)^i}}$$

Sendo:

Y_i = Benefício líquido anual no ano i (receita bruta menos as despesas operacionais);

K_i = Capital investido no ano i (investimento inicial mais reinvestimentos);

r = taxa de desconto do empreendimento (taxa de atratividade);

n = horizonte do empreendimento.

5. Valor Presente Líquido

$$VPL = \sum_{i=0}^n \frac{B_i - C_i}{(1+r)^i}$$

Sendo:

B_i = Benefício total no ano i , (receitas);

C_i = Custo total no ano i (capital + despesas operacionais);

r = taxa de desconto do empreendimento (taxa de atratividade);

n = horizonte do empreendimento;

$i = 0, 1, 2, \dots, n$.

6. Lucro (L): Receita Bruta (RB) menos o Custo Total (CT) de produção (Custos fixos + Custos variáveis)

$$L = RB - CT$$

Os indicadores de viabilidade econômica tradicionais (2 a 6) podem ser calculados com ou sem a inclusão das externalidades nos custos de produção, conforme a situação. Mas, isso deve ficar bem claro. No nosso caso, também serão calculados os indicadores considerando as externalidades. Para tanto, chamaremos TIR_e, PRC_e, RBC_e, VPL_e e L_e aos valores calculados com a inclusão das externalidades.

7. Taxa de risco (TR): Proporção de fatores de risco para aquicultura presentes no empreendimento. Serão considerados 17 fatores que elevam os riscos e os impactos negativos sobre a aquicultura:

1. Falta de Plano de Negócios na fase de planejamento para instalação.
2. O proprietário não tem capacitação técnica e/ou administrativa.

3. Há deficiências administrativas, sobretudo na logística e na solução de problemas.

4. Falta de fluxo comercial bem estabelecido para o produto, ou seja, o produtor precisa abrir o mercado.

5. Fazenda está instalada em APPs ou em outro local inadequado, sujeito a enchentes, poluição urbana, rural e industrial etc.

6. Falta de técnico responsável em tempo parcial ou integral.

7. Técnico responsável tem pouca experiência ou há alta rotatividade dos técnicos.

8. Não tem funcionários capacitados e não terceiriza serviços para melhorar a produção e administração ou para solucionar problemas.

9. A fazenda e os assessores técnicos não são capazes de lidar com enfermidades.

10. Falta de acesso dos proprietários e técnicos a informações técnicas, econômicas e de mercado.

11. Inexistência de supervisão noturna e nos finais de semana.

12. Falta de vigilância nem sistemas de segurança contra furtos.

13. Prática de sistema intensivo, que usam muitos insumos e energia e operam próximos da capacidade de suporte do sistema aquícola.

14. Falta de sistemas de emergência para prevenir a interrupção do fornecimento de energia elétrica nas fazendas que dependem dessa energia para operar equipamentos vitais como aeradores.

15. Instabilidade institucional: há mudanças contínuas nas regras legais e nas agências de fomento, regulamentação e fiscalização.

16. Aglomeração: há proximidade de outras fazendas produzindo o mesmo organismo, o que gera o uso dos mesmos serviços ambientais e produz o mesmo tipo de poluição.

17. A fazenda enfrenta conflitos com a comunidade local e/ou ONGs.

TR = 1 – (nº. de fatores de risco presentes / nº. de fatores analisados)

8. Diversidade de Produtos (DP): número de produtos oferecidos pelo empreendimento.
ex. nº. de espécies de pescado, outros produtos agropecuários e/ou serviços.

$$DP = \{1, 2, 3, 4, 5, 6, \dots, n\}$$

9. Diversidade de Mercados (DM): número de mercados que absorvem a produção. Ex. exportação, atacadistas, hotéis e restaurantes.

$$DM = \{1, 2, 3, 4, 5, 6, \dots, n\}$$

10. Capital Investido Gerado na Atividade (CIGA):

$$CIGA = \text{parte do investimento gerado na atividade} / \text{investimento total}$$

ANEXO II – LISTA DOS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

Indicadores para medir o uso de recursos

1. Uso do Espaço: área usada (ha, m²) por unidade de produção (kg, t, etc)

$$E = \text{área usada} / \text{produção}$$

2. Dependência de Água: Volume de água usado por unidade de produção

$$A = \text{volume usado} / \text{produção}$$

3. Proporção de Energia Renovável (PER): Mede a proporção de energia que pode ser reposta (ex. Energia Solar, Energia Eólica, Energia das Marés, Alimento, Fertilização Orgânica, Alcool, Biodiesel etc)

$$PER = \text{energia renovável} / \text{total de energia aplicada}$$

Indicadores para medir poluentes liberados no ambiente

4. Potencial de Eutrofização (PE)

PE = Carga de P = massa de P liberada nos efluentes / massa do pescado produzido

Potencial de Poluição Química

5. Poluição geral (PPQ)

PPQ = Carga de produtos químicos aplicados = massa de herbicidas, inseticidas, anti-algas, anti-bióticos e outros químicos / massa do pescado produzido;

6. Poluição por hormônios (PPH)

PPH = Carga de hormônios = massa de hormônios aplicados / massa do pescado produzido.

Indicadores para medir poluentes acumulados no sedimento do corpo de água usado

7. Acúmulo de fósforo (AP)

AP = Carga de P acumulado no sedimento = massa de P / massa do pescado produzido;

8. Acúmulo de Matéria Orgânica (AMO)

AMO = Carga de Matéria Orgânica acumulada no sedimento = massa de Matéria Orgânica / massa do pescado produzido;

9. Acúmulo de Material Particulado (AMP)

AMP = Carga de Material Particulado acumulada no sedimento = massa de Material Particulado / massa do pescado produzido.

Indicadores para medir a conservação genética e da biodiversidade

10. Risco da Espécie Cultivada (REC)

REC = {1, 2, 3, 4, 5, 6 ou 8}

1 = Linhagem local em sistema aberto ou fechado

2 = Espécie da mesma bacia em sistema fechado

3 = Espécie da mesma bacia em sistema aberto

4 = Espécie alóctone, espécie local com variabilidade genética reduzida, ou híbridos (de espécies locais ou alóctones) em sistema fechado

5 = Espécie alóctone, espécie local com variabilidade genética reduzida, ou híbridos (de espécies locais ou alóctones) em sistema aberto

6 = Variedade transgênica de qualquer espécie em sistema fechado

8 = Variedade transgênica de qualquer espécie em sistema aberto

ANEXO III – LISTA DOS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE SOCIAL

1. Equidade Salarial (ES): coeficiente de variação (CV) da remuneração individual da mão-de-obra (inclusive do empresário). Quanto menor o CV mais sustentável.

$ES = 1 - (\text{Desvio padrão dos salários} / \text{Média dos salários})$

2. Custo proporcional do trabalho (CPT): porcentagem do custo de produção (ou do “breakeven price”) que corresponde à remuneração do trabalho.

$CPT = \text{Remuneração da mão-de-obra (inclui trabalho familiar)} / \text{custo de produção}$

3. Distribuição da renda (DR): relação entre o valor pago como salários + encargos + benefícios sociais (ex. plano de saúde) e o lucro gerado. O indicador mostra para cada R\$ de lucro do empresário quantos R\$ são distribuídos para os trabalhadores.

$DR = \text{salários} + \text{encargos} + \text{benefícios sociais} / \text{Lucro}$

4. Remuneração do trabalho por unidade de produção (RTUP): Relação entre o valor pago em remuneração de mão-de-obra, inclusive do proprietário, e a produção;

$RTUP = \text{valor pago em remuneração de mão-de-obra} / \text{massa de pescado produzido}$

Indicadores de Inclusão Social (5 a 7)

Os dados da composição social da população local serão obtidos no banco de dados do IBGE e as quantidades dos postos de trabalhos ocupados pela população local nos registros dos empreendimentos.

5. Inclusão Racial (IR): Composição racial dos postos de trabalho ocupados pela população local / composição racial da população local

$$IR = \sum \min \{a,b\}$$

sendo:

min = valor mínimo

a = proporção de um grupo racial empregado no empreendimento

b = proporção do mesmo grupo racial na comunidade local

Serão considerados inicialmente as cinco principais etnias do Brasil: Brancos, Pardos, Negros, Amarelos e Indígenas. Outros podem ser usados se houver representatividade. IR vai variar entre 0 e 1 e quanto maior for, maior será a inclusão racial.

6. Inclusão de Gênero (IG): Composição genérica dos postos de trabalho ocupados pela população local / composição genérica da população local

$$IG = \sum \min \{a,b\}$$

sendo:

min = valor mínimo

a = proporção de um sexo entre os empregados no empreendimento

b = proporção do mesmo sexo na comunidade local

7. Inclusão Etária (IE): Composição etária dos postos de trabalho ocupados pela população local / composição etária da população local

$$IE = \Sigma \min \{a,b\}$$

sendo:

min = valor mínimo

a = proporção de uma classe etária entre os empregados no empreendimento

b = proporção da mesma classe etária na comunidade local

Serão consideradas as classes etárias: jovens (14 a 21 anos), adultos (22 a 40), meia idade (40 a 60) e velhos (>60).

8. Trabalho requerido por unidade de área ocupada (TPA)

TPA = homens-hora por ano / área ocupada

9. Trabalho requerido por unidade de produção (TUP): mede a quantidade de mão-de-obra necessária (inclui proprietário, se ele trabalhar no negócio) para produzir cada unidade de produção.

TUP = homens-hora / massa de pescado produzido

10. Geração de ocupação direta (GOD): mede o número de postos de trabalho diretos criados por unidade de capital investido;

GOD = número de empregos e auto-empregos diretos / investimento

11. Geração total de postos de trabalho (GODI): mede o número total de postos de trabalho (diretos + indiretos) criados por unidade de capital investido;

GODI = número de empregos e auto-empregos diretos + indiretos / investimento

12. Proporção de auto-empregos (AE): Mede a proporção de postos de trabalho gerados, nos quais o trabalhador é o proprietário do seu negócio.

AE = número de auto-empregos / número total de postos de trabalho

13. Uso de mão-de-obra local (ML): mede a proporção número de postos de trabalho gerados que permite recrutamento entre população local, considerando sua cultura, nível de escolaridade e habilidades.

ML = postos de trabalho adequados à mão-de-obra local / número total de postos de trabalho

14. Fixação de renda na economia local (FR): mede a proporção das compras de insumos, produtos, equipamentos etc, que são feitas no mercado local, exceto mão-de-obra.

FR = aquisições no mercado local / total de aquisições

15. Consumo local (CL): Parcela da produção, que é vendida e consumida no mercado local. Esse indicador mede a melhoria na disponibilidade de alimentos para a comunidade local.

CL = produção consumida no mercado local / produção total

16. Acesso a programas de Saúde (APS)

APS = n°. de empregados e proprietários com plano de saúde / n°. total de empregados e proprietários

17. Escolaridade (E)

E = n°. de empregados que estudam / n°. total de empregados

18. Permanência na Atividade (PA)

PA = tempo médio de permanência de cada trabalhador no setor da aquicultura (em anos)

19. Participação em atividades externas comunitárias (PAC), ex. sindicatos, comunidades de base, atividades sociais, clubes etc.

$PAC = \frac{\text{n}^\circ \text{ de trabalhadores que participam de atividades comunitárias}}{\text{n}^\circ \text{ total de trabalhadores}}$

20. Segurança do trabalho (ST): quantifica as medidas de prevenção de acidentes.

$ST = \frac{\text{n}^\circ \text{ de equipamentos, ações e práticas que dão segurança ao trabalhador presentes no empreendimento}}{\text{n}^\circ \text{ de equipamentos, ações e práticas que dão segurança ao trabalhador analisadas}}$

Serão analisadas sempre que pertinente os seguintes itens:

1. Uso de colete salva vida.
2. Uso de óculos de proteção solar
3. Uso de óculos de proteção contra lama, escamas, etc..
4. Uso de luva pigmentada
5. Uso de bota impermeável e antiderrapante
6. Uso de roupa própria para permanência ao sol ou a chuva
7. Uso de equipamentos que aliviem o esforço físico
8. Uso de iluminação adequada nos locais.
9. Uso de instalação elétrica e hidráulica apropriada.
10. Uso de máquinas, equipamentos, implementos, mobiliários e ferramentas devem proporcionar ao trabalhador condições de boa postura, visualização, movimentação e operação.
11. Uso de máquinas e equipamentos por profissional qualificado.
12. Uso de avental de proteção quando indicado
13. Garantidas pausas para descansos para as atividades que forem realizadas necessariamente em pé.
14. Caixa de primeiros socorros bem equipada e de fácil acesso
15. Sinalização de eventuais áreas de perigo.

ANEXO IV – QUESTIONÁRIO SOCIOECONÔMICO

1. Sexo:

Masculino Feminino

2. Idade:

Jovem: de 14 a 21 anos

Adulto: de 22 a 40 anos

Meia idade: de 40 a 60 anos

Velho: acima de 60 anos

3. Etnia:

Branco

Pardo

Negro

Amarelo

Indígena

4. Quantos dias na semana você trabalha? _____

5. Quantas horas por dia você trabalha? _____

6. Qual sua renda mensal? _____

7. Onde você mora? _____

8. Tem acesso a algum programa de saúde?

Não

Plano de saúde particular

Sistema Único de Saúde - SUS

9. Participa de atividades externas comunitárias?

() Não

() Sindicato

() Comunidades de base

() Atividades sociais

() Clubes

() Outras: _____