

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE  
AMBIENTAL DE UM CULTIVO DE OSTRAS EM  
UM ESTUÁRIO TROPICAL**

**Marcel Câmara Miraldo**

Jaboticabal, SP  
2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE  
AMBIENTAL DE UM CULTIVO DE OSTRAS EM  
UM ESTUÁRIO TROPICAL**

**Marcel Câmara Miraldo**

**Orientador: Dr. Wagner Cotroni Valenti**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP – CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

Jaboticabal, SP  
2015

M671a Miraldo, Marcel Câmara  
Análise da sustentabilidade ambiental de um cultivo de ostras em um estuário tropical / Marcel Câmara Miraldo. -- Jaboticabal, 2015 iv, 40 p. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2015

Orientador: Wagner Cotroni Valenti

Banca examinadora: Antonio Fernando Monteiro Camargo, Fabiana Garcia Scaloppi

Bibliografia

1. *Maricultura*. 2. *Ostreicultura*. 3. *Manguezal*. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura.

CDU 639.41

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.


**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**


**TÍTULO:** Análise da sustentabilidade ambiental de um cultivo de ostras em um estuário tropical

**AUTOR:** MARCEL CÂMARA MIRALDO

**ORIENTADOR:** Prof. Dr. WAGNER COTRONI VALENTI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Aqüicultura , pela Comissão Examinadora:

  
Prof. Dr. WAGNER COTRONI VALENTI  
Coordenadoria de Curso / Unidade do Litoral Paulista

  
Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO  
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro

  
Prof. Dra. FABIANA GARCIA SCALOPPI  
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, APTA, Votuporanga-SP

Data da realização: 29 de junho de 2015.

## Sumário

Agradecimentos .....	1
Apoio Financeiro .....	2
Resumo.....	3
Abstract.....	4
Introdução .....	5
Materiais e Métodos.....	7
Área de estudo.....	7
Cultivo Estudado.....	7
Planejamento amostral .....	8
Tratamento e análise dos dados.....	17
Resultados .....	18
1. Concentração de nutrientes, taxa de sedimentação e gases do efeito estufa.....	18
2. Indicadores de sustentabilidade ambiental .....	22
Discussão.....	24
1. Concentração de nutrientes, taxa de sedimentação e gases do efeito estufa.....	24
2. Indicadores de sustentabilidade ambiental .....	26
Referências.....	33

## **Agradecimentos**

Este trabalho reflete em um conjunto de atividades e esforços coletivos que tornaram possível a realização de uma dissertação de mestrado, por isso, agradeço:

À Universidade Estadual Paulista – UNESP, por meio do Centro de Aquicultura da UNESP e dos Campi de Jaboticabal e Experimental do Litoral Paulista pela oportunidade de conceder recursos e espaço para a realização do trabalho.

Ao prof. Wagner Cotroni Valenti pelos anos de orientação e paciência, sempre passando muito conhecimento e me fazendo crescer tanto profissionalmente como pessoalmente.

À minha família, meus pais, irmãos, avós, tios e primos, todos que me apoiaram e continuam apoiando nesta caminhada.

A todos os membros e agregados da República Purgatório, prestes a completar 10 anos de existência: CPV, Kpado, Tião, Tigrão, Tinho, Sem Chance, Shibinha, Pink, Caio CPVinho, Figura, Natasha, Bitela (valeu pelos mapas!), Creusa, Noia, Glauco, Baloo, Mimoso, e todos os que possa ter esquecido. Muito obrigado por todos os momentos de descontração, estudo, Forrest Gump Soundtracks e tudo mais!

Ao pessoal do LABSUS\$A, Fernando, Carol, Felipe, Fernanda, Vem, Bia, Stefany e os jovens André, Dalton e Da20 por todo o apoio nas coletas, análises e na escrita.

À Comunidade Quilombola do Mandira, especialmente Chico, Irene, Juninho, Thais, Agnaldo, Nei e Nilso por cederem os viveiros para coletarmos e também o espaço para ficarmos durante as coletas, além de toda a experiência passada e as deliciosas refeições.

Ao pessoal de Jaboticabal: do setor de Carcinicultura, Rabelra, Renato, Caio, Rafa, Balta, Michéle, Val e Mateus; à República Chernobio, Biskoitão, Bigóla, Telê, Mono e Tiagão; pelo acolhimento durante as disciplinas.

À galera de São Vicente, especialmente Nhonho, Levanta, Sustagen, Toshiba, pelas conversas, ajuda em coletas, fotos e ensinamentos.

## **Apoio Financeiro**

CAPES, Bolsa de mestrado.

Este estudo é parte integrante da Rede de Pesquisa Sustentabilidade na Aquicultura (Edital MCT / CNPq / MEC / CAPES / CT AGRO / CT HIDRO / FAPS / EMBRAPA N° 22/2010 – REPENSA; CNPq Processo 562820/2010-3; FAPESP Processo 10/52210-3).

## Resumo

O cultivo de moluscos bivalves filtradores como as ostras é frequentemente citado como atividade aquícola sustentável. Porém, não há avaliações que quantifiquem a sustentabilidade ambiental desses cultivos. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a sustentabilidade ambiental de um sistema de produção de ostras-do-mangue (*Crassostrea* spp.), com sementes coletadas na natureza, em Cananeia-SP, utilizando conjuntos de indicadores. Foram calculados indicadores para refletir o uso de recursos naturais, a eficiência no uso destes recursos, a liberação de poluentes e a conservação da diversidade genética e biodiversidade. O cultivo usa pouco espaço e pouca água, praticamente não depende da adição de nitrogênio e fósforo e apresenta potencial para retirar esses nutrientes em excesso no ambiente aquático, além de absorver gases causadores do efeito estufa. Além disso, utiliza espécie nativa e local. Deste modo, é possível afirmar que o sistema de produção de ostras de Cananeia apresenta elevada sustentabilidade ambiental.

**Palavras-chave:** manguezal, maricultura, ostreicultura.

## **Abstract**

Farming of filter feeding bivalve molluscs such as oysters is frequently cited as a sustainable activity. However, there is no quantitative assessment to support this fact. The aim of this work is to evaluate the environmental sustainability of a mangrove oyster (*Crassostrea* spp.) production system, with seeds collected in the wild, in Cananeia-SP, Brazil using sets of indicators. The indicators were calculated to reflect the use of natural resources, the efficiency in the use of these resources, the release of pollutants and the conservation of genetic diversity and biodiversity. The culture use low space and water, does not depend on the addition of nitrogen and phosphorous and shows potential to remove surplus nutrients in the aquatic environment and absorb greenhouse gases. In this way, we concluded that the oyster production system of Cananeia showed high environmental sustainability.

**Keywords:** mangrove, mariculture, ostreiculture.

## Introdução<sup>1</sup>

Os estuários são regiões que vêm sendo altamente impactadas com o aumento da população humana. A degradação pode ser evidenciada pelo declínio das atividades pesqueiras nas regiões costeiras (Smith et al., 2010; Wolanski et al., 2004). A diminuição da pesca ocorre também por consequência de sua ação predatória, retirando animais do sistema, sem a devida reposição (Jackson et al., 2001). No caso de sobrepesca, a frequência de retirada de animais é superior à velocidade de recomposição natural do estoque, tornando esta redução ainda mais acentuada (FAO, 2011) e caracterizando a atividade como insustentável (Pauly et al., 2002). Deste modo, considera-se a aquicultura uma alternativa para a produção de organismos aquáticos menos prejudicial aos estoques naturais (Naylor et al., 2000) e que deve ser incentivada para suprir a crescente demanda por alimentos (Kennish, 2002; Subasinghe et al., 2009).

Para minimizar a sobrepesca, pode-se realizar o cultivo dos organismos de interesse em condições mais controladas que a pesca. As formas iniciais usadas para iniciar o cultivo podem ser obtidas por reprodução em cativeiro ou capturadas na natureza. A aquicultura baseada na captura é definida por Ottolenghi et al. (2004) como “a prática de coleta de material ‘semente’ – estágios iniciais ou adultos – da natureza e sua subsequente engorda em cativeiro até o tamanho comercial, utilizando-se procedimentos de aquicultura”. Este método é mais vantajoso que a pesca, pois, no cultivo, há maior proteção dos animais estocados contra predadores, aumentando sua taxa de sobrevivência (Lovatelli and Holthus, 2008). Os animais ainda são retirados diretamente da natureza, mas isso não afeta de forma significativa seus estoques naturais, se a captura for moderada em relação à reposição das formas jovens por reprodução (Lovatelli and Holthus, 2008; Naylor et al., 2000; Ottolenghi et al., 2004). Apesar das vantagens que este tipo de cultivo proporciona, o acúmulo de matéria orgânica e a liberação de compostos químicos provenientes das dietas podem causar impactos negativos ao ecossistema (Grigorakis and Rigos, 2011).

Um modo de minimizar os impactos causados pelos sistemas de produção ao ambiente é a prática da aquicultura sustentável, visando o bem-estar humano

---

<sup>1</sup> As citações e referências desta dissertação foram elaboradas seguindo as normas da revista *Ecological Indicators*

e um ambiente equilibrado (Soto et al., 2008). O bem-estar humano, entre outros fatores, pode ser promovido pela aquicultura por meio do fornecimento de alimentos seguros para o consumo, sem contaminação para a população e o ambiente (Costa-Pierce, 2010). No entanto, para se garantir a segurança destes alimentos, devem-se analisar os fatores de impactos ao ambiente gerados pela sua produção. Neste caso, os estudos de impacto ambiental tradicionais não se aplicam a todos estes fatores, sendo necessárias análises mais específicas (GESAMP, 2008; Arthur *et al.*, 2009). Para a realização deste diagnóstico podem ser utilizados conjuntos de indicadores, baseados principalmente no uso dos recursos naturais, eficiência no uso dos recursos, poluentes liberados no ambiente e acumulados no sistema e a conservação da diversidade genética e biodiversidade (Boyd et al., 2007; Valenti, 2008; Valenti et al., 2011).

Um exemplo de cultivo considerado sustentável é o cultivo de moluscos bivalves filtradores (National Research Council, 2010; Shumway et al., 2003), como as ostras. Este se caracteriza pelo povoamento de tabuleiros, lanternas ou “long lines” com ostras jovens ou adultas (sementes) para ganharem massa por um período de tempo, até serem despesçadas e comercializadas. Essas estruturas são dispostas no ambiente natural, como baías ou estuários. As ostras se alimentam do fitoplâncton e partículas de matéria orgânica presentes na água. Portanto, a adição de alimento ao sistema não é necessária, e todos os nutrientes utilizados pelos animais são oriundos do ambiente. Desse modo, após a despesca, todos os nutrientes adquiridos pelos animais, como nitrogênio e fósforo, são retirados permanentemente do ambiente (Rice, 2008, 2001), o que pode reduzir a concentração de nutrientes do corpo de água onde o cultivo está inserido (Mann and Ryther, 1977; Rimmer, 2008; Shumway et al., 2003). Assim, o cultivo de moluscos filtradores pode ser usado para biorremediação em ambientes eutrofizados. Apesar disso, nenhuma avaliação quantitativa da sustentabilidade do cultivo de moluscos filtradores foi realizada. Portanto, estudos precisam ser realizados para embasar e quantificar a sustentabilidade ambiental do cultivo de moluscos.

Assim, nosso objetivo foi quantificar a sustentabilidade ambiental em um sistema artesanal de engorda de ostras, em região estuarina, utilizando um conjunto de indicadores. Esse projeto insere-se na rede de pesquisa

Sustentabilidade na Aquicultura. Essa rede envolve 34 pesquisadores e 19 colaboradores de 10 estados brasileiros. Estes pesquisadores são divididos em grupos para quantificar a sustentabilidade de 22 sistemas de produção aquícola. Um deles, é um sistema artesanal de engorda de ostras em Cananéia

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado na Reserva Extrativista do Mandira, que ocupa uma área de 1.177,8 hectares e está localizada dentro do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape, no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil (25°S; 048°W – Figura 1). Reserva extrativista é uma categoria de unidade de conservação brasileira definida como uma área natural utilizada por populações extrativistas tradicionais que exercem atividades baseadas no extrativismo, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, assegurando o uso sustentável dos recursos naturais existentes (Brasil, 2000). O cultivo praticado na região pelos moradores da comunidade tradicional Quilombola do Mandira (comunidade de famílias descendentes diretas de escravos) é um sistema de engorda de ostras-do-mangue (*Crassostrea brasiliana* e *Crassostrea rhizophorae*) em conjuntos de tabuleiros (Figura 2) (Mendonça and Machado, 2010). Os produtores coletam os animais já adultos na natureza a partir do tamanho mínimo de 50 mm (ostras sementes) e realizam a engorda dos mesmos em sistemas artificiais de tabuleiros na região entremarés (Moraes, 2005). Após um período de um mês e meio, as primeiras ostras começam a atingir o tamanho de venda (acima de 80 mm) e são despescadas mensalmente. A cada mês, é realizada uma despesca seletiva e um repovoamento com sementes. As ostras despescadas são direcionadas à cooperativa da comunidade (COOPEROSTRA), onde passam pelo processo de depuração e são comercializadas.

### **Cultivo Estudado**

Foi estudado o cultivo realizado em três conjuntos de tabuleiros (Figura 3) no período de novembro de 2013 a novembro de 2014. Inicialmente, foram

estocadas ~32.083 ostras nos conjuntos 1 e 2 e ~12.834 no conjunto 3, totalizando ~77.000 ostras, com peso médio de 13,8 g. O ciclo produtivo é de 12 meses, sendo que as despescas iniciam-se 1,5 meses após o povoamento. Assim, a cada ano são realizadas 10,5 despescas. A taxa de sobrevivência é ~90% durante o cultivo. Portanto, são despescadas 69.300 ostras a cada ano, sendo 6.600 por despesca. O peso médio no período estudado foi de 61,6g, 61,0g e 54,0g nos conjuntos 1, 2 e 3, respectivamente. Os conjuntos 1 e 2 possuem 10 tabuleiros cada e o conjunto 3 apresenta quatro tabuleiros, sendo que a área de cada tabuleiro é 10 m<sup>2</sup>. A composição média das ostras foi de 77,4% de concha, 20,4% de água e 2,2% de carne. Foram aplicados no cultivo 23.484 MJ de energia durante o período de um ano de engorda (Tabela 1).

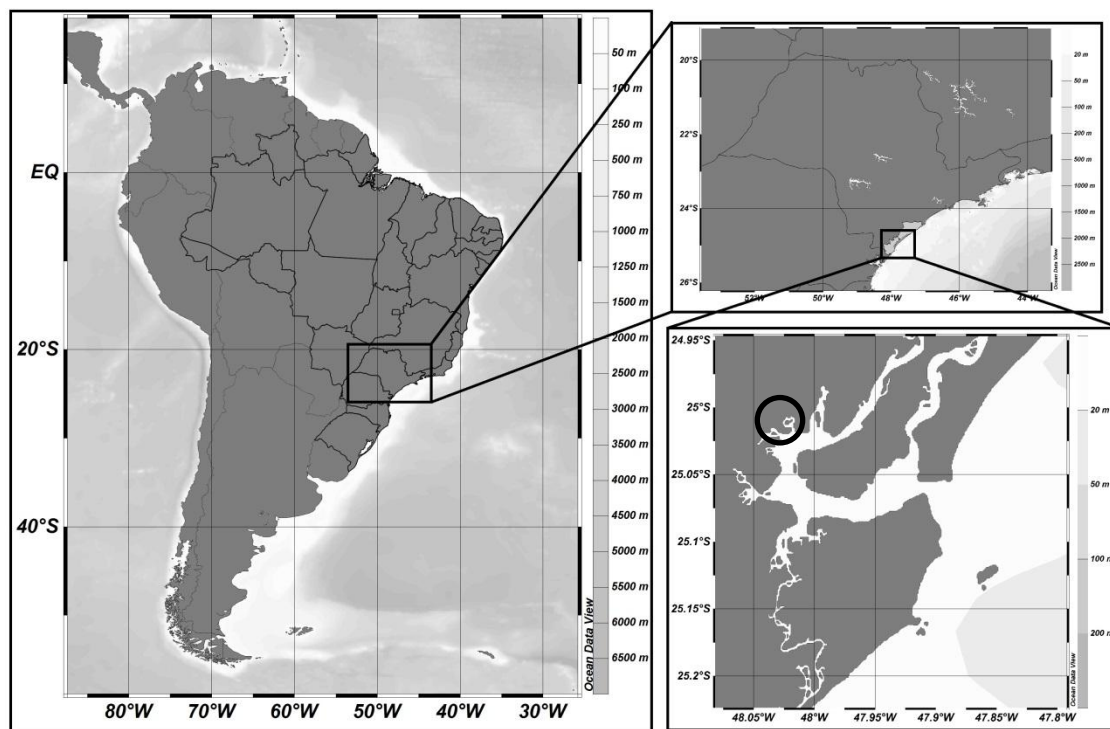
**Tabela 1** – Quantidades de energia aplicadas no sistema de engorda de ostras-do-mangue em Cananeia-SP.

Tipo	Energia (MJ)
Combustível	20.406
Mão de obra	3.077
Ostras sementes	0,547
Total	23.484

## Planejamento amostral

A análise de sustentabilidade foi realizada com base no método dos indicadores descritos em CONSENSUS (2005), Boyd et al. (2007), EVAD (2008), Valenti (2008) e Valenti et al. (2011). Os indicadores utilizados estão representados na Tabela , e podem ser agrupados nas seguintes categorias, conforme o que representam:

1. O uso de recursos naturais;
2. A eficiência no uso dos recursos;
3. A liberação de poluentes e subprodutos não aproveitados;
4. A conservação da diversidade genética e biodiversidade.



**Figura 1** – Localização do Complexo Estuarino Lagunar de Cananeia-Iguape, no litoral sul do estado de São Paulo. A região circulada no canto inferior direito se refere à localização aproximada da Reserva Extrativista do Mandira.



**Figura 2** – Conjunto de tabuleiros para engorda de ostras-do-mangue (*Crassostrea* spp.) na Reserva Extrativista do Mandira, em Cananeia, SP.

O uso dos recursos naturais foi avaliado por indicadores que medem a quantidade de energia, nitrogênio, fósforo, carbono e a área utilizada para a produção de cada tonelada de ostra (Boyd et al., 2007; Valenti, 2008; Valenti et al., 2011). A eficiência no uso de recursos foi avaliada por indicadores que medem a proporção de nitrogênio, fósforo, carbono e energia incorporada na biomassa dos animais (Boyd et al., 2007; Valenti, 2008). A liberação de poluentes foi aferida por meio de indicadores que medem as cargas de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica liberadas para o ambiente nos efluentes líquidos e no sedimento, e os gases do efeito estufa em equivalentes de dióxido de carbono liberados para a atmosfera em relação à unidade de produção (Boyd et al., 2007; CONSENSUS, 2005; Valenti, 2008; Valenti et al., 2011). Como no caso das ostras não é adicionado alimento ou outros insumos, mediu-se o possível aumento dessas liberações na região de cultivo. A conservação da diversidade genética e risco para a biodiversidade local foi analisada partindo-se de diferentes categorias de animais cultivados, aos quais foram atribuídos valores arbitrários, sendo eles:

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;

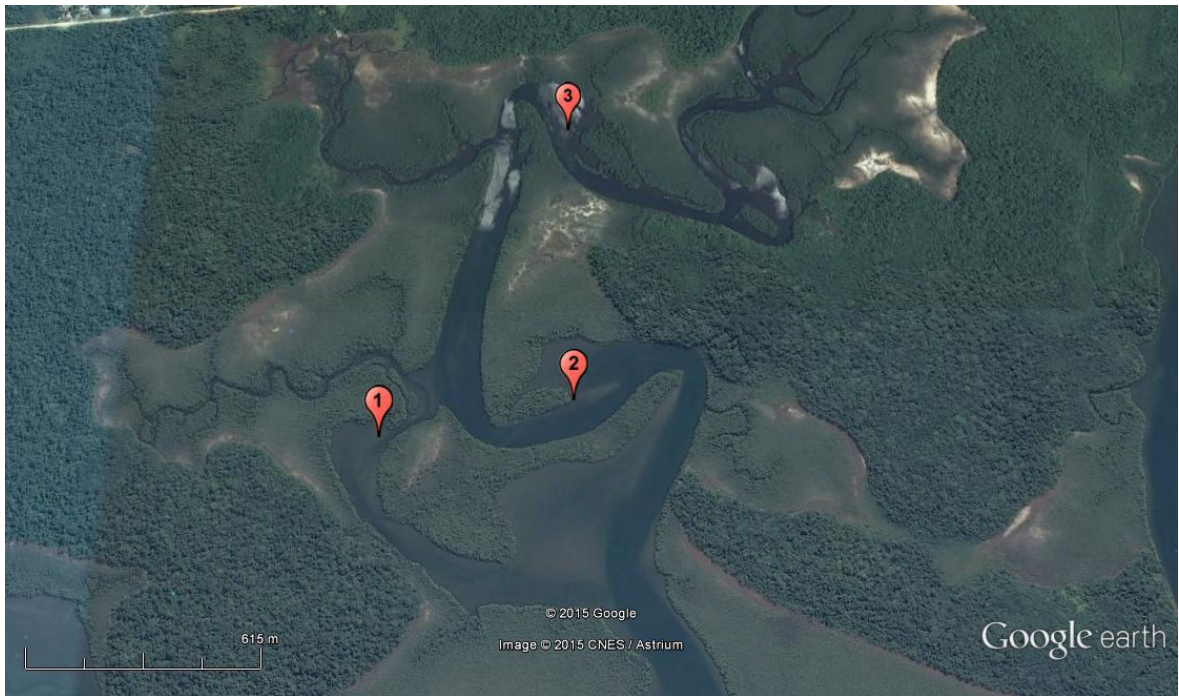
5 = Espécie alóctone, espécie local com variabilidade genética reduzida, ou híbridos (de espécies locais ou alóctones) em sistema aberto;

6 = Variedade transgênica de qualquer espécie em sistema fechado e

8 = Variedade transgênica de qualquer espécie em sistema aberto.

As variáveis ambientais necessárias para o cálculo dos indicadores foram obtidas por meio de coletas de ostras, água, sedimentos e gases do efeito estufa em três conjuntos de tabuleiros de engorda, em locais diferentes dentro da área da Reserva Extrativista do Mandira (Figura 3) em cada estação do ano, totalizando quatro expedições para coleta. Considerou-se que cada coleta representa uma amostra do período de 90 dias. Assim, multiplicou-se por 90 os valores obtidos de energia contida nas ostras, nutrientes liberados no ambiente e

sedimento, liberação de gases do efeito estufa e acúmulo de material particulado e em seguida estes foram somados para obter-se os valores anuais. Então, subtraiu-se os valores obtidos nas estações controle dos valores obtidos junto ao cultivo. A área utilizada na produção foi calculada a partir de imagens de satélite adquiridas por meio do software Google Earth. Consideramos como área de trabalho o contorno da região onde os tabuleiros estão localizados.



**Figura 3** – Conjuntos de tabuleiros amostrados da Comunidade do Mandira, em Cananeia-SP, para a análise da sustentabilidade ambiental do sistema de engorda de ostras.

A energia aplicada no sistema foi calculada somando o valor energético gasto pela mão de obra ao valor energético gasto com combustíveis, considerando o número de pessoas trabalhando nos tabuleiros, o tempo de trabalho por pessoa e o gasto de combustível pelos motores dos barcos. Adotamos os valores de 8.289 kcal gastos por litro de combustível utilizado e 500 kcal por hora trabalhada para o valor calórico gasto pela mão de obra, sendo este valor equivalente ao trabalho corporal pesado em atividades industriais e aproximado ao consumo energético em alimentos pelo trabalhador (Mello, 1989).

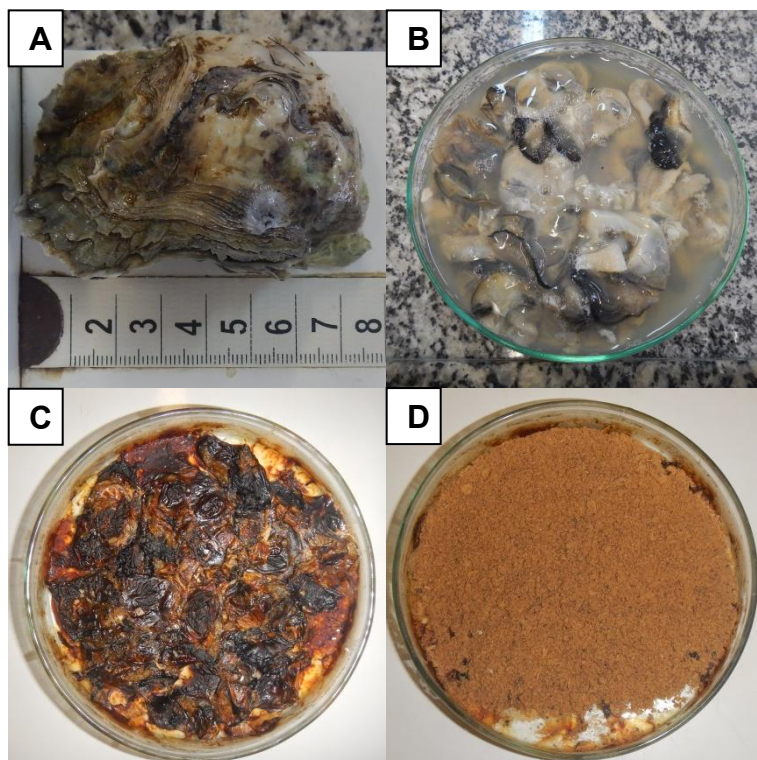
**Tabela 2** – Indicadores de sustentabilidade ambiental utilizados para avaliar a sustentabilidade do sistema de cultivo artesanal de ostras realizado pela Comunidade Quilomobola do Mandira, em Cananeia/SP

Categoria	Indicador	Fórmula
Uso dos recursos naturais	Uso do espaço (E)	$E = \text{área utilizada} / \text{produção total}$
	Uso da energia (En)	$En = \text{energia aplicada} / \text{produção total}$
	Uso de nutrientes ( $U_C$ , $U_N$ e $U_P$ )	$U = \text{massa de nutrientes aplicados} / \text{produção total}$
Eficiência no uso dos recursos	Eficiência no uso da energia (EE)	$EE = \text{energia recuperada na produção} / \text{energia aplicada}$
	Produção efetivamente utilizada (PEU)	$PEU = \text{massa de ostra consumida} / \text{massa total}$
	Potencial de retenção de nutrientes ( $PR_C$ , $PR_N$ e $PR_P$ ) – carga de carbono, nitrogênio e fósforo acumulada nas ostras	$PR = \text{massa de nutriente nas ostras} / \text{produção total}$
	Eficiência no uso de nutrientes ( $EU_C$ , $EU_N$ e $EU_P$ )	$EU = \text{massa de nutriente nas ostras} / \text{massa de nutriente aplicada}$
Liberação de poluentes e subprodutos não aproveitados	Potencial de eutrofização ( $PE_N$ e $PE_P$ ) – carga de nitrogênio e fósforo liberados na água	$PE = \text{massa de nutriente liberada no efluente} / \text{produção total}$
	Potencial de poluição orgânica (PPO) – carga de carbono orgânico liberado na água	$PPO = \text{massa de matéria orgânica liberada no efluente} / \text{produção total}$
	Potencial de aquecimento global (PAG) – carga de gases do efeito estufa liberados na atmosfera	$PAG = \text{massa de } CO_2 + CH_4 \text{ (em equivalentes de } CO_2) \text{ liberada para a atmosfera} / \text{produção total}$
	Acúmulo de nutriente ( $A_P$ e $A_N$ ) – cargas de fósforo e nitrogênio acumulados no sedimento	$A = \text{massa de nutriente no sedimento} / \text{produção total}$
	Acúmulo de matéria orgânica (AMO) – carga de carbono orgânico acumulado no sedimento	$AMO = \text{massa de carbono orgânico no sedimento} / \text{produção total}$
	Acúmulo de material particulado (AMP) – Carga de material particulado acumulado no sedimento	$AMP = \text{massa de material particulado no sedimento} / \text{produção total}$
	Risco da espécie cultivada (REC) – níveis crescentes de impacto de acordo com o organismo cultivado	$REC = \{1, 2, 3, 4, 5, 6 \text{ ou } 8\}$
Conservação da diversidade genética e biodiversidade		

Foram determinados os conteúdos totais de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo além da energia nos principais compartimentos do biosistema, conforme descrito a seguir.

a) *Ostras*:

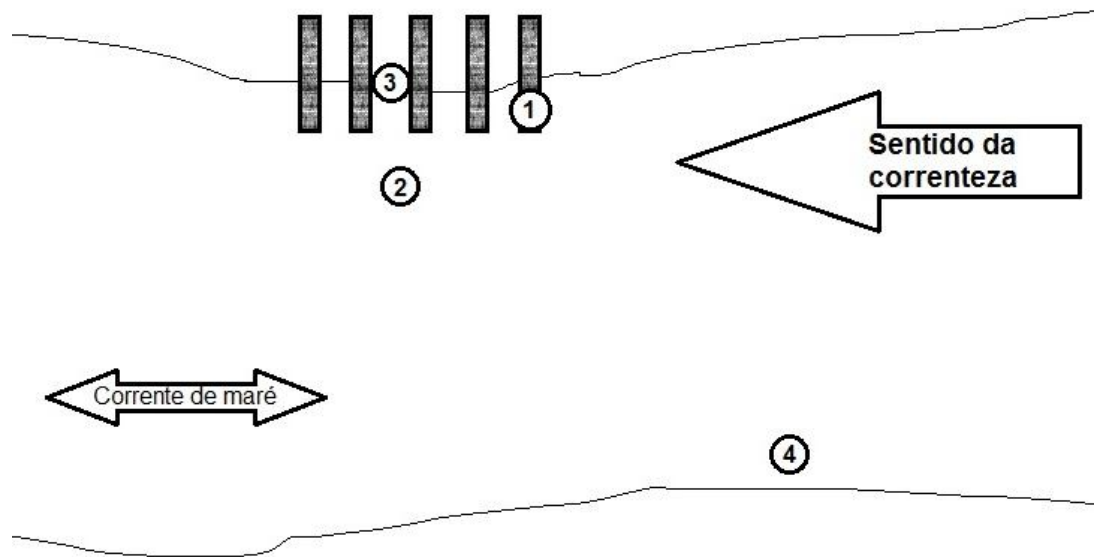
Durante a engorda, foram coletados 15 animais em cada uma das quatro expedições para determinação da massa média individual, conteúdos de carbono, nitrogênio, fósforo e energia. A biomassa na despesca foi obtida a partir da massa média individual e o número de indivíduos despescados. As ostras foram congeladas até o momento das análises. Após isso, foram pesadas com e sem a concha (Figura 4A-B) e mantidas em estufa com circulação forçada a 60 °C por 48 h para obtenção do peso seco (Figura 4C). A seguir, as amostras sem a concha foram moídas e analisadas (Figura 4D). Os conteúdos de carbono e nitrogênio foram determinados em um analisador Vario Macro Cube (Elementar<sup>®</sup>) por combustão em alta temperatura, com conversão da amostra em gases e detecção por sensor TCD (*Thermal Conductivity Detector*). O fósforo total foi determinado de acordo com o método de Colorimetria do Metavanadato aplicado em amostras previamente incineradas em mufla por oito horas a 500 °C (Michelsen, 1957). A energia contida nas ostras foi avaliada por combustão em calorímetro automático (C-2000, IKA<sup>®</sup>).



**Figura 4** – Sequência da preparação das ostras para análises: A - Ostra inteira com concha; B - Ostras sem concha; C - Ostras sem concha e seca; D - Ostras sem concha, seca e moída.

*b) Coluna de água:*

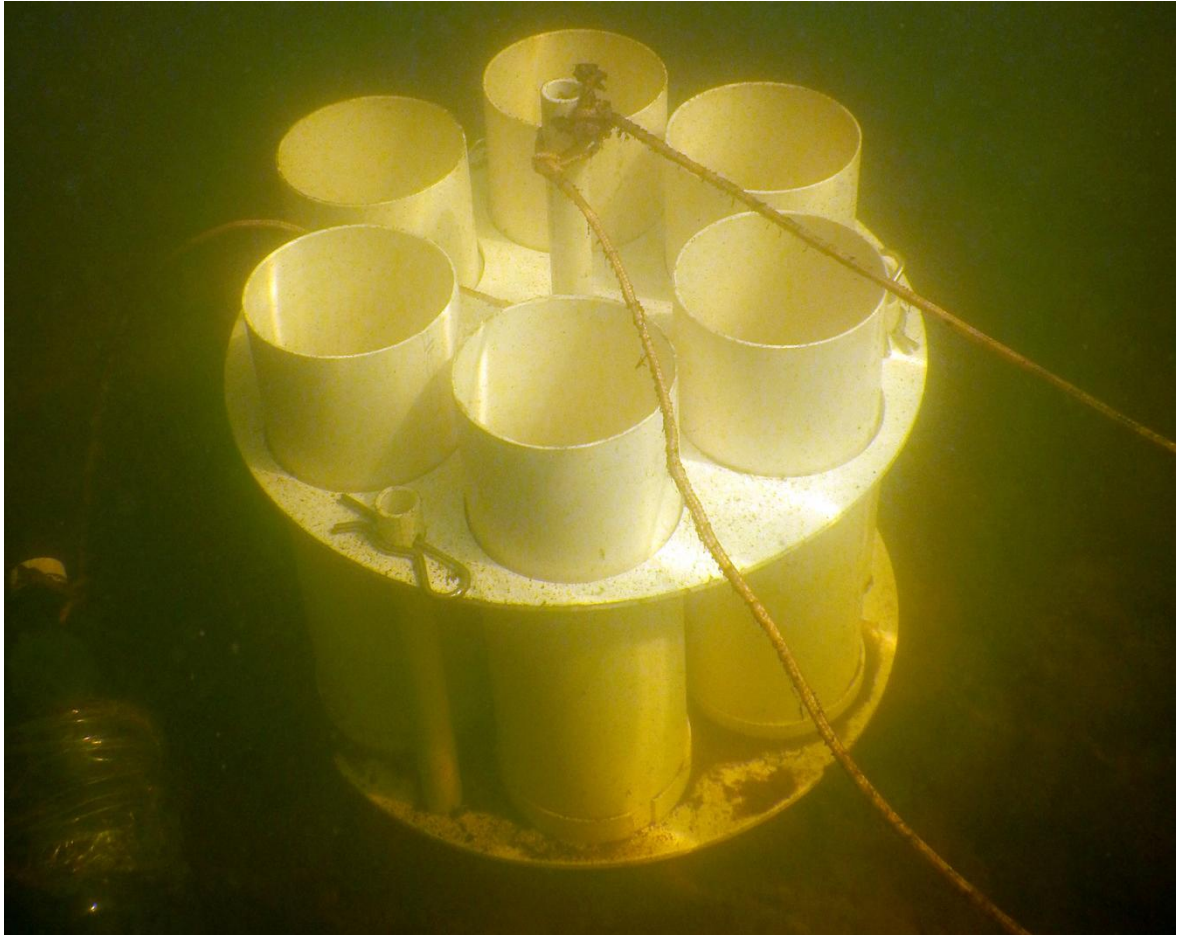
Amostras de água foram retiradas nas quatro expedições para a determinação do carbono orgânico total, nitrogênio total e fósforo total em quatro diferentes pontos em cada conjunto de tabuleiros de engorda: abaixo dos tabuleiros para avaliar o efeito direto destes, entre os tabuleiros e ao lado dos tabuleiros para avaliar se há espalhamento e de um ponto controle à montante, sem influência do cultivo (Figura 5) a, no mínimo, 50 metros de cada conjunto de tabuleiros. Para a determinação do carbono e do nitrogênio total, as amostras foram deixadas em repouso por ~3 h e a seguir o sobrenadante foi injetado em um analisador Vario TOC Select (Elementar®). Este utiliza o processo de oxidação em combustão catalítica, seguido por leitura em detector TCD. Para determinação do fósforo total, as amostras foram submetidas a uma digestão prévia, de acordo com o Método de Digestão Persulfato (APHA 2005 - método 4500-P.B5), para que os compostos associados à matéria orgânica fossem liberados na forma de ortofosfato. Posteriormente, o ortofosfato foi medido pelo método do Cloreto Estanhoso (APHA 2005 - método 4500-P.D), com auxílio de espectrofotômetro digital (Shimadzu UV-1800®).



**Figura 5** – Localização esquematizada dos pontos de coleta em cada conjunto de tabuleiros de engordas de ostras em Cananeia, SP. O ponto 1 representa as amostras retiradas abaixo dos tabuleiros; o ponto 2 representa as amostras retiradas ao lado dos tabuleiros; o ponto 3 representa as amostras retiradas entre os tabuleiros e o ponto 4 representa o ponto controle, à montante do conjunto de tabuleiros e em distância que não sofra influência do cultivo. O tamanho das setas é proporcional à intensidade das correntes (Munhoz, 2012).

### c) *Material em sedimentação:*

Amostras do material sedimentado gerado sob os tabuleiros e também entre e ao lado destes, assim como de um ponto controle (Figura 5), foram coletadas com a instalação de armadilhas de sedimentação (Coletores de Tripton) por até 72h em cada campanha (Figura 6). Cada amostra dos materiais sedimentados foi pesada e os valores de peso seco, conteúdo de carbono, nitrogênio total e fósforo total foram obtidos. Durante a campanha de inverno, a quantidade de sedimento coletada foi insuficiente para a realização da análise de fósforo. A matéria seca foi determinada por secagem a 95-100 °C, conforme metodologia descrita no AOAC (1995 - método 934.01). Os conteúdos de carbono, nitrogênio e fósforo totais foram avaliados seguindo as mesmas metodologias descritas para avaliar o conteúdo das ostras no item “a” e divididos pela área dos coletores e pelo tempo que cada coletor ficou instalado.

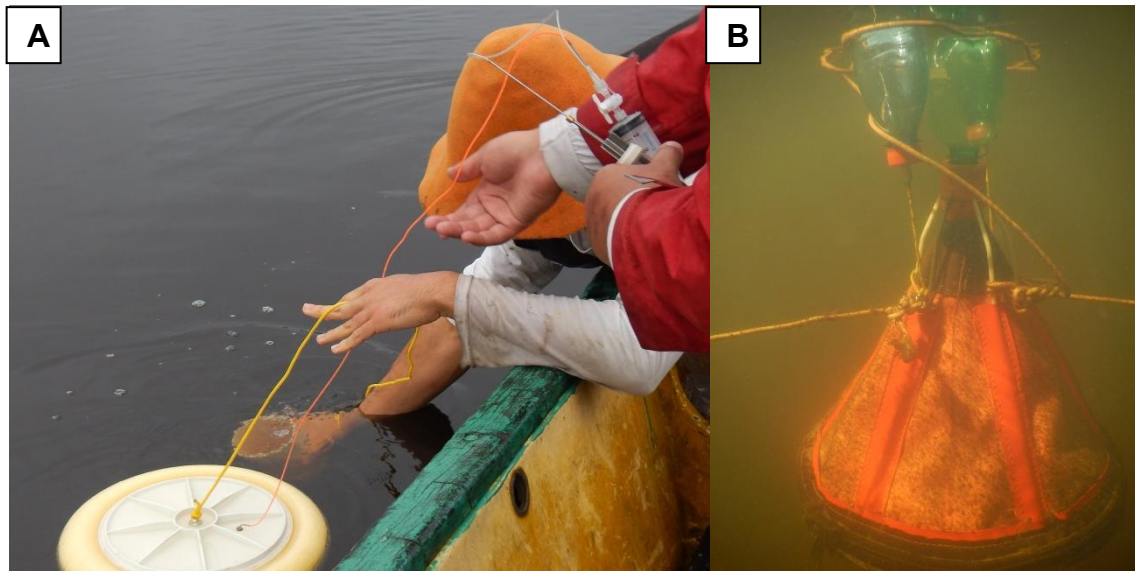


**Figura 6** – Armadilha de sedimentação (coletor de Trypton) utilizada para coleta do material em sedimentação liberado pelos tabuleiros de engorda de ostras-do-mangue em Cananeia, SP.

*d) Trocas de gases:*

As liberações de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  para a atmosfera podem ocorrer por emissões ebulitivas (bolhas) e por trocas de gás por difusão na interface água-ar. Para capturar as bolhas, funis fabricados em couro e suspensos por flutuadores (Figura 7B) foram instalados ao lado dos tabuleiros e em um ponto controle sem influência do cultivo. Na extremidade do funil, foi conectada uma garrafa de 250 mL, onde ficaram retidas as bolhas liberadas num período entre 24 e 72 horas. Após este período, essas amostras de ar foram armazenadas em ampolas gasométricas de vidro (Construmaq, São Carlos-SP) para posterior análise por cromatografia gasosa (Matvienko et al., 2000). A difusão na interface água-ar foi avaliada pelo método do equilíbrio (Figura 7A), no qual porções de ar da interface água-ar são confinadas em uma câmara de difusão e permitidas a parcialmente se equilibrar com o gás dissolvido na água durante períodos de 1, 2 e 4 minutos. As amostras foram armazenadas em ampolas, que foram levadas ao laboratório

para análise cromatográfica (Matvienko et al., 2000). A quantidade de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  foi determinada por meio de um cromatógrafo gasoso com detector FID (*Flame Ionization Detector* – Shimadzu GC-2014<sup>®</sup>). Para a obtenção da massa de  $\text{CH}_4$  em equivalentes de carbono ( $\text{CO}_2\text{eq}$ ), multiplicou-se a massa liberada por 21, que é fator de aquecimento global relativo a esse gás (IPCC, 1997).



**Figura 7** – Coletas de gases do efeito estufa emitidos ou absorvidos pelo sistema de engorda de ostras em Cananeia, SP. A – Equipe realizando coleta difusiva; B – Funil utilizado na coleta ebulitiva.

## Tratamento e análise dos dados

Os indicadores foram calculados utilizando-se os valores das variáveis ambientais das quatro campanhas extrapolados para representar 90 dias. Também foram somados os valores dos diferentes pontos amostrados em cada conjunto de tabuleiros para cada variável (abaixo, entre e ao lado dos tabuleiros – Figura 5) e descontados os valores dos controles. Em uma das expedições (inverno) as amostras de material em sedimentação não tiveram quantidade suficiente para a realização das análises de fósforo. Dessa forma, os valores desta coleta foram substituídos pelo valor da média das outras três expedições, conforme sugerido por Zar (2009).

As concentrações de nutrientes na água, no material em sedimentação e nas ostras, a energia nas ostras e as taxas de sedimentação e de transferência de gases do efeito estufa foram comparadas entre as quatro estações do ano por meio do teste de Kruskal-Wallis (Zar, 2009). A comparação para estas mesmas

variáveis em relação aos pontos de coleta (controle, abaixo, ao lado e entre os tabuleiros) também foi realizada pelo teste de Kruskal-Wallis, com exceção das taxas de transferência de gases, cujos pontos de coleta (controle e tabuleiros) foram comparados pelo teste Mann-Whitney (Zar, 2009). O nível de significância foi fixado em  $\alpha=0,05$  e as diferenças encontradas nos testes de Kruskal-Wallis foram analisadas *a posteriori* pelo teste de Dunn (Zar, 2009). Todas as análises foram realizadas usando o software Statistica versão 12 (Dell Inc., 2015).

## Resultados

### 1. Concentração de nutrientes, taxa de sedimentação e gases do efeito estufa

A concentração de nutrientes na água durante o ano está representada na Tabela 33. A concentração de nitrogênio foi maior durante a primavera, enquanto que durante o verão, o outono e o inverno manteve-se igual (Kruskal-Wallis  $H=26,912$ ,  $p=0,0000$ ). Não houve variação entre os pontos de coleta (Kruskal-Wallis  $H=0,982$ ,  $p=0,81$ ). A concentração de fósforo total na água foi maior na primavera em relação ao outono e ao inverno, mas igual ao verão, que também foi igual às outras estações do ano (Kruskal-Wallis  $H=19,008$ ,  $p=0,0003$ ). Do mesmo modo que o nitrogênio, não houve diferença na concentração de fósforo total entre os pontos de coleta (Kruskal-Wallis  $H=0,793$ ,  $p=0,85$ ). Já o carbono orgânico dissolvido apresentou valores maiores na primavera em relação ao verão e ao outono, enquanto a concentração durante o inverno manteve-se igual às outras três estações do ano (Kruskal-Wallis  $H=15,751$ ,  $p=0,0013$ ). Assim como para os outros nutrientes, a concentração de carbono orgânico dissolvido na água não diferiu entre os quatro pontos de coleta (Kruskal-Wallis  $H=0,788$ ,  $p=0,85$ ).

**Tabela 1** – Variação da concentração de nitrogênio (mg/L), fósforo (µg/L) e carbono orgânico dissolvido (mg/L) na água ao longo do ano na região dos conjuntos de tabuleiros de engorda de ostras-do-mangue em Cananea-SP. Os valores estão representados em média ± desvio padrão. Letras maiúsculas diferentes representam diferença significativa entre as estações do ano para cada nutriente. Letras minúsculas diferentes representam diferença significativa entre os pontos de coleta para cada nutriente. A ausência de letras maiúsculas e/ou minúsculas representa que não há diferença para o respectivo item.

Nutriente	Ponto de coleta	Estação do ano			
		Primavera	Verão	Outono	Inverno
Nitrogênio	Abaixo	0,927±0,204 <sup>A</sup>	0,409±0,295 <sup>B</sup>	0,573±0,214 <sup>B</sup>	0,311±0,214 <sup>B</sup>
	Ao Lado	0,857±0,128 <sup>A</sup>	0,354±0,246 <sup>B</sup>	0,462±0,191 <sup>B</sup>	0,448±0,080 <sup>B</sup>
	Entre	0,974±0,288 <sup>A</sup>	0,298±0,133 <sup>B</sup>	0,451±0,128 <sup>B</sup>	0,242±0,051 <sup>B</sup>
	Controle	0,866±0,085 <sup>A</sup>	0,534±0,166 <sup>B</sup>	0,278±0,086 <sup>B</sup>	0,314±0,057 <sup>B</sup>
Fósforo	Abaixo	104,7±52,2 <sup>A</sup>	77,2±40,8 <sup>AB</sup>	66,4±6,9 <sup>B</sup>	53,1±10,6 <sup>B</sup>
	Ao Lado	89,1±24,0 <sup>A</sup>	68,3±14,2 <sup>AB</sup>	56,5±23,2 <sup>B</sup>	42,1±12,6 <sup>B</sup>
	Entre	102,4±38,9 <sup>A</sup>	52,3±15,6 <sup>AB</sup>	87,9±43,8 <sup>B</sup>	55,4±17,7 <sup>B</sup>
	Controle	112,9±49,7 <sup>A</sup>	87,5±12,5 <sup>AB</sup>	44,2±14,5 <sup>B</sup>	38,5±18,2 <sup>B</sup>
Carbono Orgânico Dissolvido	Abaixo	8,15±1,56 <sup>A</sup>	3,91±1,32 <sup>B</sup>	4,98±1,04 <sup>B</sup>	5,26±0,89 <sup>AB</sup>
	Ao Lado	6,66±1,19 <sup>A</sup>	5,53±3,47 <sup>B</sup>	8,24±8,64 <sup>B</sup>	14,5±18,5 <sup>AB</sup>
Dissolvido	Entre	7,63±1,39 <sup>A</sup>	2,55±0,93 <sup>B</sup>	5,03±0,57 <sup>B</sup>	4,92±2,73 <sup>AB</sup>
	Controle	6,97±0,47 <sup>A</sup>	4,48±0,64 <sup>B</sup>	2,84±1,21 <sup>B</sup>	6,12±3,04 <sup>AB</sup>

Nitrogênio: estações do ano – Kruskal-Wallis H=26,912, p=0,0000; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=0,982, p=0,81. Fósforo: estações do ano – Kruskal-Wallis H=19,008, p=0,0003; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=0,793, p=0,85. Carbono Orgânico Total: estações do ano – Kruskal-Wallis H=15,751, p=0,0013; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=0,788, p=0,85.

Os valores da taxa de sedimentação e das concentrações de nutrientes no material sedimentado são apresentados na Tabela 4. A taxa de sedimentação diária foi menor durante o inverno (Kruskal-Wallis H=26,253, p=0,0000), e não diferiu entre os pontos de coleta (Kruskal-Wallis H=2,711, p=0,44). A porcentagem de nitrogênio no material sedimentado foi maior no inverno, em relação à primavera e ao verão, e não diferiu do outono, que também foi igual às demais estações do ano (Kruskal-Wallis H=18,908, p=0,0003). Não houve diferença entre os pontos de coleta (Kruskal-Wallis H=2,559, p=0,46). A concentração de fósforo total no material sedimentado foi maior no outono em relação ao verão e não diferiu nas demais estações do ano (Kruskal-Wallis H=8,068, p=0,0177). Também houve diferença entre os pontos de coleta (Kruskal-Wallis H=8,449, p=0,0376), porém o teste a posteriori não encontrou diferenças (Dunn Abaixo/Controle p=0,069, Abaixo/Entre p=0,073, Abaixo/Ao Lado p=0,61). A porcentagem de carbono no material sedimentado foi maior no inverno em comparação com o verão, e não diferiu entre as outras estações (Kruskal-Wallis H=13,896, p=0,0031) nem entre os pontos de coleta (Kruskal-Wallis H=3,177, p=0,37).

**Tabela 2** – Variação da taxa de sedimentação (mg/m<sup>2</sup>/dia), concentração de nitrogênio (%), fósforo (g/kg) e carbono (%) no material sedimentado ao longo do ano na região dos conjuntos de tabuleiros de engorda de ostras-do-mangue em Cananeia-SP. Os valores estão representados em média ± desvio padrão. Letras maiúsculas diferentes representam diferença significativa entre as estações do ano para cada nutriente. Letras minúsculas diferentes representam diferença significativa entre os pontos de coleta para cada nutriente. A ausência de letras maiúsculas e/ou minúsculas representa que não há diferença para respectivo item. As células com tracejado (---) representam a coleta que não obteve quantidade suficiente de material em sedimentação para a realização da quantificação de fósforo.

Variável	Ponto de coleta	Estação do ano			
		Primavera	Verão	Outono	Inverno
Taxa de Sedimentação	Abaixo	105,4±33,5 <sup>A</sup>	226,8±248,1 <sup>A</sup>	66,6±6,36 <sup>A</sup>	16,8±17,4 <sup>B</sup>
	Ao Lado	67,9±42,3 <sup>A</sup>	292,0±419,2 <sup>A</sup>	334,1±197,3 <sup>A</sup>	1,07±0,40 <sup>B</sup>
	Entre	111,8±56,5 <sup>A</sup>	60,3±49,6 <sup>A</sup>	73,1±33,3 <sup>A</sup>	7,27±9,21 <sup>B</sup>
	Controle	85,5±16,6 <sup>A</sup>	37,5±23,7 <sup>A</sup>	55,8±12,7 <sup>A</sup>	0,876±0,596 <sup>B</sup>
Nitrogênio	Abaixo	0,358±0,133 <sup>AB</sup>	0,197±0,044 <sup>A</sup>	0,233±0,063 <sup>AB</sup>	0,585±0,503 <sup>B</sup>
	Ao Lado	0,230±0,098 <sup>AB</sup>	0,087±0,031 <sup>A</sup>	0,220±0,155 <sup>AB</sup>	0,695±0,552 <sup>B</sup>
	Entre	0,268±0,158 <sup>AB</sup>	0,083±0,015 <sup>A</sup>	0,135±0,010 <sup>AB</sup>	0,668±0,513 <sup>B</sup>
	Controle	0,175±0,095 <sup>AB</sup>	0,127±0,051 <sup>A</sup>	0,275±0,105 <sup>AB</sup>	1,200±0,572 <sup>B</sup>
Fósforo	Abaixo	1,710±0,710 <sup>AB</sup>	0,889±0,336 <sup>A</sup>	1,180±0,150 <sup>B</sup>	---
	Ao Lado	0,958±0,532 <sup>AB</sup>	0,610±0,330 <sup>A</sup>	0,878±0,452 <sup>B</sup>	---
	Entre	1,060±0,494 <sup>AB</sup>	0,303±0,109 <sup>A</sup>	0,734±0,025 <sup>B</sup>	---
	Controle	0,457±0,160 <sup>AB</sup>	0,370±0,280 <sup>A</sup>	1,109±0,282 <sup>B</sup>	---
Carbono	Abaixo	4,89±1,62 <sup>AB</sup>	4,54±2,14 <sup>A</sup>	3,88±1,29 <sup>AB</sup>	8,35±6,93 <sup>B</sup>
	Ao Lado	2,75±1,33 <sup>AB</sup>	1,79±0,65 <sup>A</sup>	3,65±2,58 <sup>AB</sup>	10,61±9,63 <sup>B</sup>
	Entre	3,40±2,15 <sup>AB</sup>	1,20±0,41 <sup>A</sup>	2,18±0,56 <sup>AB</sup>	12,55±9,97 <sup>B</sup>
	Controle	3,42±3,00 <sup>AB</sup>	1,64±0,82 <sup>A</sup>	4,73±2,30 <sup>AB</sup>	18,27±7,44 <sup>B</sup>

Taxa de sedimentação: estações do ano – Kruskal-Wallis H=26,253, p=0,00; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=2,711, p=0,44. Nitrogênio: estações do ano – Kruskal-Wallis H=18,908, p=0,0003; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=2,559, p=0,46. Fósforo: estações do ano – Kruskal-Wallis H=8,068, p=0,0177; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=8,449, p=0,0376; Dunn Abaixo/Controle p=0,069, Abaixo/Entre p=0,073. Carbono: estações do ano – Kruskal-Wallis H=13,896, p=0,0031; pontos de coleta – Kruskal-Wallis H=3,177, p=0,37.

As taxas de transferência de gases do efeito estufa (metano e gás carbônico) por difusão na interface água-ar e por emissão de bolhas do fundo estão representadas na Tabela 5. Para a transferência de metano por difusão, não houve diferenças entre as estações do ano (Kruskal-Wallis H=1,467, p=0,69) nem entre os tabuleiros e o controle (Mann-Whitney U=60, p=0,51). O mesmo padrão ocorreu para a transferência difusiva de gás carbônico, sem diferenças entre as estações do ano (Kruskal-Wallis H=5,327, p=0,15) e entre os pontos de coleta (Mann-Whitney U=63, p=0,62). A taxa de transferência de metano por bolhas emanadas do fundo foi maior no inverno em relação ao verão e não diferiu para as outras estações do ano (Kruskal-Wallis H=7,92, p=0,0476). Já a transferência de gás carbônico por bolhas não diferiu entre as estações do ano

(Kruskal-Wallis  $H=1,661$ ,  $p=0,65$ ) e também entre os pontos de coleta (Mann-Whitney  $U=38$ ,  $p=0,0531$ ).

**Tabela 3** – Variação das taxas de transferência de gases do efeito estufa ( $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ ) ao longo do ano na região dos conjuntos de tabuleiros de engorda de ostras-do-mangue em Cananeia-SP. Os valores estão representados em média  $\pm$  desvio padrão. Letras maiúsculas diferentes representam diferença significativa entre as estações do ano para cada nutriente. Letras minúsculas diferentes representam diferença significativa entre os pontos de coleta para cada nutriente. A ausência de letras maiúsculas e/ou minúsculas representa que não há diferença para respectivo item.  $\text{CH}_4$  = metano;  $\text{CO}_2$  = gás carbônico.

Tipo de coleta	Gás	Ponto de coleta	Estação do ano			
			Primavera	Verão	Outono	Inverno
Difusão	$\text{CH}_4$	Tabuleiros	12,5 $\pm$ 12,5	-786 $\pm$ 1.309	8,34 $\pm$ 11,0	612 $\pm$ 2.670
		Controle	8,80 $\pm$ 15,2	36.487 $\pm$ 63.232	15,1 $\pm$ 11,7	-40,6 $\pm$ 82,6
	$\text{CO}_2$	Tabuleiros	9.792 $\pm$ 15.269	3.979 $\pm$ 2.707	6.331 $\pm$ 9.816	1.015 $\pm$ 887
		Controle	11.267 $\pm$ 14.765	2.910 $\pm$ 1.903	7.063 $\pm$ 8.724	1.777 $\pm$ 1196
Emanação de bolhas	$\text{CH}_4$	Tabuleiros	0,00364 $\pm$ 0,00326 <sup>AB</sup>	0,00150 $\pm$ 0,000925 <sup>A</sup>	0,00741 $\pm$ 0,00638 <sup>AB</sup>	0,0815 $\pm$ 0,136 <sup>B</sup>
		Controle	0,0377 $\pm$ 0,0635 <sup>AB</sup>	0,000126 $\pm$ 0,000219 <sup>A</sup>	0,000823 $\pm$ 0,00118 <sup>AB</sup>	1,31 $\pm$ 2,26 <sup>B</sup>
	$\text{CO}_2$	Tabuleiros	0,579 $\pm$ 0,702	0,657 $\pm$ 0,336	1,59 $\pm$ 1,64	1,06 $\pm$ 0,628
		Controle	0,835 $\pm$ 1,15	0,0537 $\pm$ 0,093	0,118 $\pm$ 0,163	1,25 $\pm$ 2,09

Coleta difusiva: metano-estações do ano – Kruskal-Wallis  $H=1,467$ ,  $p=0,69$ ; pontos de coleta – Mann-Whitney  $U=60$ ,  $p=0,51$ ; gás carbônico-estações do ano – Kruskal-Wallis  $H=5,327$ ,  $p=0,15$ ; pontos de coleta – Mann-Whitney  $U=63$ ,  $p=0,62$ . Coleta ebulitiva: metano-estações do ano – Kruskal-Wallis  $H=7,92$ ,  $p=0,0476$ ; pontos de coleta – Mann-Whitney  $U=53$ ,  $p=0,29$ ; gás carbônico-estações do ano – Kruskal-Wallis  $H=1,661$ ,  $p=0,65$ ; pontos de coleta – Mann-Whitney  $U=38$ ,  $p=0,0531$ .

As ostras apresentaram concentração de alguns nutrientes superior no momento da estocagem em relação à despesca (Tabela 6). A porcentagem de nitrogênio na carne das ostras não diferiu entre o momento da estocagem e as estações do ano (Kruskal-Wallis  $H=9,30$ ,  $p=0,054$ ), assim como a quantidade de energia dos animais (Kruskal-Wallis  $H=6,233$ ,  $p=0,182$ ). A quantidade de carbono na carne das ostras foi maior no momento da estocagem em relação ao outono, e não diferiu entre as demais estações (Kruskal-Wallis  $H=12,856$ ,  $p=0,012$ ). Já a concentração de fósforo foi maior nas ostras sementes em relação às ostras coletadas no verão, sem diferenças entre as outras estações do ano (Kruskal-Wallis  $H=6,233$ ,  $p=0,182$ ).

**Tabela 4** – Variação das concentrações de nitrogênio, carbono, fósforo e energia nos animais nos momentos de estocagem (Sementes) e despesca nos conjuntos de tabuleiros de engorda de ostras-do-mangue em Cananeia-SP. Os valores estão representados em média  $\pm$  desvio padrão. Letras diferentes significam diferença estatística entre sementes e estações do ano para cada nutriente. A ausência de letras significa que não há diferença estatística para o respectivo nutriente.

Ostras	Estação do ano	Nitrogênio (%)	Carbono (%)	Fósforo (g/kg)	Energia (J/g)
Sementes	Estocagem	13,9 $\pm$ 0,4	68,5 $\pm$ 2,7 <sup>a</sup>	24,5 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	17.320 $\pm$ 78
Adultas	Primavera	9,71 $\pm$ 0,22	53,9 $\pm$ 3,1 <sup>ab</sup>	15,1 $\pm$ 0,5 <sup>ab</sup>	19.496 $\pm$ 792
	Verão	8,40 $\pm$ 0,68	45,5 $\pm$ 2,4 <sup>ab</sup>	10,2 $\pm$ 0,6 <sup>b</sup>	17.832 $\pm$ 1.238
	Outono	8,32 $\pm$ 0,15	41,8 $\pm$ 0,5 <sup>b</sup>	14,3 $\pm$ 2,1 <sup>ab</sup>	18.454 $\pm$ 369
	Inverno	8,85 $\pm$ 3,01	46,4 $\pm$ 3,0 <sup>ab</sup>	12,3 $\pm$ 0,9 <sup>ab</sup>	18.679 $\pm$ 1.289

Nitrogênio – Kruskal-Wallis H=9,30, p=0,054; carbono – Kruskal-Wallis H=12,856, p=0,012; fósforo – Kruskal-Wallis H=12,233, p=0,0157; energia – Kruskal-Wallis H=6,233, p=0,182.

## 2. Indicadores de sustentabilidade ambiental

Os valores anuais totais utilizados para os cálculos dos indicadores de sustentabilidade ambiental estão representados na Tabela 5 e os resultados dos indicadores calculados para o sistema de engorda de ostras estão representados na Tabela 8. O cultivo produz anualmente 4,16 t de ostras. Para isso, ocupa uma área de 0,024 ha. Para a produção de uma tonelada de ostras, são necessários 57 m<sup>2</sup> de tabuleiros de crescimento.

Os produtores não utilizam nenhum insumo durante o cultivo, portanto o uso de nutrientes é igual à quantidade de nutrientes presentes nas ostras no momento da estocagem. O sistema é capaz de recuperar aproximadamente uma unidade de energia para cada três unidades aplicadas na produção, além de recuperar oito unidades de carbono, sete de nitrogênio e seis de fósforo para cada unidade de nutriente aplicado. Apesar de as ostras serem vendidas inteiras, as conchas não são utilizadas e são consideradas descarte, o que diminui a produção efetivamente utilizada.

As ostras têm capacidade de reter mais nutrientes em seu organismo do que de liberá-los no ambiente, seja na água ou no sedimento, além de absorverem gases do efeito estufa presentes no ar e na água da região. Os tabuleiros desprendem 3,3 vezes mais sedimento em comparação ao que produzem de ostras. Como este sedimento é quase um terço composto por carbono orgânico, a carga de matéria orgânica é alta. O cultivo não apresenta

risco elevado à biodiversidade local, uma vez que as ostras são nativas e coletadas na própria região da Reserva do Mandira.

**Tabela 5** – Valores anuais totais das variáveis utilizadas para o cálculo dos indicadores de sustentabilidade ambiental do cultivo artesanal de ostras praticado pela Comunidade Quilombola do Mandira, em Cananeia/SP. CO<sub>2</sub>e = equivalentes de CO<sub>2</sub>.

Variável	Valor
Área utilizada – tabuleiros	0,0240 ha
Energia aplicada – mão de obra, combustíveis e sementes	23.484 MJ
Produção total	4,16 t
Energia recuperada na produção	7.309 MJ
Massa não consumida de ostras – conchas	3,22 t
Nitrogênio na água	0,0714 kg
Fósforo na água	0,00563 kg
Carbono orgânico na água	1,39 kg
Gases do efeito estufa absorvidos	10,9 t CO <sub>2</sub> e
Carbono orgânico no sedimento	4,83 t
Material particulado no sedimento	13,8 t
Nitrogênio no sedimento	0,274 t
Fósforo no sedimento	0,138 kg
Nitrogênio nas ostras	32,9 kg
Fósforo nas ostras	4,93 kg
Carbono orgânico nas ostras	183 kg
Fósforo nas sementes	0,774 kg
Nitrogênio nas sementes	4,55 kg
Carbono orgânico nas sementes	22,3 kg

**Tabela 6** – Indicadores de sustentabilidade ambiental relativos ao sistema de engorda de ostras-do-mangue em Cananeia-SP.

Categoria	Indicador	Valor
Uso dos recursos naturais	Uso do espaço	0,00576 ha/t
	Uso de energia	5.641 MJ/t
	Uso de carbono	5,36 kg/t
	Uso de nitrogênio	1,09 kg/t
	Uso de fósforo	0,186 kg/t
Eficiência no uso dos recursos naturais	Eficiência no uso da energia	31,1 %
	Produção efetivamente utilizada	22,6 %
	Potencial de retenção de carbono	44,0 kg/t
	Potencial de retenção de nitrogênio	7,90 kg/t
	Potencial de retenção de fósforo	1,18 kg/t
	Eficiência no uso de carbono	821 %
	Eficiência no uso de nitrogênio	722 %
Liberação de poluentes e subprodutos não aproveitados	Eficiência no uso de fósforo	637 %
	Potencial de eutrofização – Nitrogênio	0,0172 kg/t
	Potencial de eutrofização – Fósforo	0,00135 kg/t
	Potencial de poluição orgânica	0,334 kg/t
	Potencial de aquecimento global	-2,63 t/t
	Acúmulo de nitrogênio	0,0659 t/t
	Acúmulo de fósforo	0,0332 kg/t
	Acúmulo de matéria orgânica	1,16 t/t
Conservação da diversidade genética e biodiversidade	Acúmulo de material particulado	3,31 t/t
	Risco da espécie cultivada	1

## Discussão

### 1. Concentração de nutrientes, taxa de sedimentação e gases do efeito estufa

A concentração de nutrientes na água segue a maioria dos padrões históricos do estuário. Para o nitrogênio, os valores foram maiores durante a primavera (Tabela 1). Isso se assemelha aos padrões descritos para a região, com maiores concentrações nos meses mais quentes e menores valores nos meses mais frios (Schaeffer-Novelli et al., 1990). Porém, durante o verão os registros não foram mais altos, o que pode ter ocorrido por esta época apresentar maior volume de precipitação (Schaeffer-Novelli et al., 1990), diluindo os nutrientes na água. A concentração de fósforo também seguiu o mesmo padrão do nitrogênio e foi maior durante a primavera (Tabela 23). Os valores de fósforo encontrados são muito maiores que os padrões para a região, que variam entre 0,1-2,23 µg/L (Schaeffer-Novelli et al., 1990). Os maiores valores registrados

podem ter ocorrido devido ao carreamento de nutrientes pelas águas costeiras durante a maré cheia ou por ressuspensão do sedimento pela ação das marés (Tundisi and Matsumura-Tundisi, 2001). Seguindo o mesmo padrão que o nitrogênio e o fósforo, os valores de carbono orgânico dissolvido na água são maiores na primavera. Os valores 18,2 e 35,9 mg/L observados respectivamente durante o outono e o inverno no conjunto 3 podem ser “outliers”.

O cultivo das ostras estudado segue o padrão de outros cultivos de moluscos, pois favorece a formação de novos bancos de sedimentação (Callier et al., 2006; Rice, 2001). As taxas de sedimentação foram menores durante o inverno (Tabela 4). O material sedimentado apresenta menores concentrações de nitrogênio, carbono e fósforo durante o verão (Tabela 4). Porém, nas estações mais frias (inverno e outono) as concentrações são maiores. Os resultados sugerem maior concentração de fósforo abaixo dos tabuleiros em relação ao ponto entre os tabuleiros e o controle, porém não houve diferença estatística no teste *a posteriori*, impedindo uma afirmação concreta. As concentrações de nitrogênio, carbono e fósforo da região de cultivo foram semelhantes às encontradas em outro ponto do mesmo estuário, que variou entre 0,25-0,48% de nitrogênio, 3,53-6,50% de carbono e 403-600 µg/g de fósforo (Sanders et al., 2010).

Os tabuleiros de ostras, por serem análogos a recifes naturais, podem apresentar uma série de vantagens para o ecossistema (Grabowski and Peterson, 2007), como o sequestro de carbono, diminuindo as concentrações de gases do efeito estufa. Não foi observada diferença significativa entre as quantidades liberadas de gás na região dos tabuleiros e do controle. No entanto, a grande variabilidade das concentrações dos gases emitidos/absorvido pode ter dificultado a detecção da diferença pelo teste estatístico. Além disso, em alguns momentos há absorção de gases mesmo sem a comparação com o que ocorre naturalmente no local.

As sementes de ostras que foram estocadas apresentaram maior concentração de carbono e fósforo em relação às ostras que foram despescadas (Tabela 6). Esta menor concentração nas ostras durante a despesca pode explicar uma liberação de nutrientes tanto para a água como para o sedimento por parte do cultivo.

## 2. Indicadores de sustentabilidade ambiental

O sistema de engorda de ostras-do-mangue em tabuleiros apresenta sustentabilidade ambiental elevada. Usa poucos recursos naturais, incorpora energia renovável à produção e retira nutrientes em excesso do ecossistema. Gera poucos poluentes, absorve gases causadores do efeito estufa, e não traz perigo à biodiversidade relacionados com a introdução de espécies exóticas no ambiente e os micro-organismos associados.

O cultivo é eficiente uma vez que é necessária a área usada e a adição de nutrientes necessários para produzir uma tonelada de ostras é menor do que a necessária para a produção de várias outras espécies aquícolas. Por não adicionarem alimento ao sistema, os produtores conseguem recuperar oito vezes mais carbono, sete vezes mais nitrogênio e seis vezes mais fósforo com as ostras do que foi aplicado no cultivo, uma vez que as quantidades aplicadas são equivalentes apenas às ostras sementes que foram estocadas no início da engorda. Ainda assim, as sementes não representam adição de nutrientes ao sistema, pois foram retiradas do próprio ambiente do entorno. Outros sistemas que têm o cultivo inserido em um corpo de água, como tanques-rede, gaiolas e lanternas, também necessitam de uma pequena área para produzir uma tonelada do organismo alvo, como tilápias-do-nylo (*Oreochromis niloticus*) (Almeida, 2013), salmões (*Salmo salar*) e outros moluscos (Boyd et al., 2007) (Tabela 7). Já o cultivo praticado em viveiros escavados ou tanques internos, como berçários, utiliza uma área muito maior (Boyd et al., 2007; Proença, 2013, 2012). Nestes casos, além da lâmina de água há a necessidade de outras instalações auxiliares, que podem chegar a até 25% da área total de um empreendimento (Boyd et al., 2007). A demanda energética para a manutenção destes sistemas é alta, incluindo principalmente o alimento, o uso de aeradores e a maior jornada de trabalho humano, com a consequente entrada de energia, devido aos períodos de alimentação dos animais e manutenção das instalações (Moura, 2013; Proença, 2013). Como as ostras são animais filtradores e os tabuleiros são localizados em áreas naturais sujeitas ao efeito das correntes, não há a necessidade de adição de alimento no ambiente nem do uso de aeradores, diminuindo a carga horária dos trabalhadores e, conseqüentemente, a energia aplicada no cultivo, sob a

forma de energia química contida nas ostras estocadas, energia dos combustíveis e energia do trabalho humano. Enquanto a ostreicultura realizada no Mandira recupera 31,1% da energia aplicada, a tilapicultura em tanques redes recupera 5-7% apenas (Almeida 2013; Moura 2013; Tabela 9).

Por outro lado, a fração efetivamente utilizada das ostras é menor, equivalendo a apenas 22,6% da massa total. Por este motivo, a retenção de nutrientes pelas ostras é muito menor quando comparada com tilápias-do-nylo (Boyd et al., 2007). Enquanto as ostras absorvem 1,18 kg de fósforo, 7,9 kg de nitrogênio e 44 kg de carbono por tonelada produzida, as tilápias absorvem 8 kg, 22,5 kg e 117 kg, respectivamente. Essa baixa eficiência se deve ao não aproveitamento das conchas, que se tornam resíduos. Ao contrário, os resíduos provenientes da filetagem das tilápias são total (Almeida, 2013) ou parcialmente (Moura, 2013) usados para compostagem ou como matéria prima para a produção de ração (Tabela 7). Deste modo, a produção efetivamente utilizada é a ostra sem a concha. Este indicador poderá ter seu valor aumentado para 100% caso os produtores consigam fazer uso das conchas. Elas podem ser utilizadas de diferentes maneiras: como suplemento alimentar de cálcio, para calagem de solos agrícolas ou viveiros de cultivo aquícola (Ockerman and Hansen, 1999) e também na substituição da mistura fina na produção de concreto (Kuo et al., 2013; Wang et al., 2013; Yang et al., 2005). As conchas também podem contribuir para a retirada de gás carbônico do ambiente. O óxido de cálcio (CaO) da concha das ostras pode sequestrar o CO<sub>2</sub> ambiental para a produção de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) (Ma and Teng, 2010). Se o material for utilizado de modo a imobilizar os constituintes da concha ao invés de se degradar, haverá sequestro de carbono.

**Tabela 7** – Comparação entre indicadores de sustentabilidade ambiental do sistema de engorda de ostras-do-mangue e diferentes sistemas de cultivo. Os indicadores exibidos são: E – uso de espaço; DA – dependência de água; U<sub>P</sub> – uso de fósforo; U<sub>N</sub> – uso de nitrogênio; U<sub>C</sub> – uso de carbono; En – uso de energia; EE – eficiência no uso de energia; EU<sub>P</sub> – eficiência no uso de fósforo; EU<sub>N</sub> – eficiência no uso de nitrogênio; EU<sub>C</sub> – eficiência no uso de carbono; PEU – produção efetivamente utilizada; PR<sub>P</sub> – potencial de retenção de fósforo; PR<sub>N</sub> – potencial de retenção de nitrogênio; PR<sub>C</sub> – Potencial de retenção de carbono; PE<sub>P</sub> – potencial de eutrofização - fósforo; PE<sub>N</sub> – potencial de eutrofização - nitrogênio; PPO – potencial de poluição orgânica; PAG – potencial de aquecimento global; A<sub>N</sub> – acúmulo de nitrogênio; A<sub>P</sub> – acúmulo de fósforo; AMO – acúmulo de matéria orgânica; AMP – acúmulo de material particulado; REC – risco da espécie cultivada.

Indicador	Ostras-do-mangue	Tilápias e camarões-da-amazônia (Proença, 2013)	Berçário camarões-da-amazônia (Proença, 2012)	Tilápias em tanques-rede (Moura, 2013)	Tilápias em tanques-rede (Almeida, 2013)	Tilápias em viveiros escavados (Boyd et al., 2007)	Camarões marinhos (Boyd et al., 2007)
Uso dos recursos naturais							
E	0,00576 ha/t	0,22±0,02 ha/t	1,21±0,339 ha/t	0,00141 ha/t	0,000548 ha/t	0,75 ha/t	1,41 ha/t
DA	---	6,814±322 m <sup>3</sup> /t	37.400±9.600 m <sup>3</sup> /t	4,6938 m <sup>3</sup> /t	8,57 m <sup>3</sup> /t	0,75 m <sup>3</sup> /t	40.000 m <sup>3</sup> /t
U <sub>P</sub>	0,186 kg/t	18,6±1,4 kg/t	60±20 kg/t	10,4 kg/t	2,03 kg/t	18 kg/t	37 kg/ha
U <sub>N</sub>	1,09 kg/t	83,2±7,2 kg/t	0,23±0,07 kg/kg	0,0825 kg/kg	7,91 kg/t	86 kg/t	186 kg/ha
U <sub>C</sub>	5,36 kg/t	914±82 kg/t	---	---	500 kg/t	---	---
En	5.641 MJ/t	66.212±2.443 MJ/t	161.000±50.000 MJ/t	98.016 MJ/t	375,13 MJ/t	---	14.572 MJ/t
Eficiência no uso dos recursos (%)							
EE	31,1	39±0,6	10,5±1,4	5,0	6,9	---	---
EU <sub>P</sub>	637	29±0,5	5,7±1,2	17,0	24,0	40,0	10,0
EU <sub>N</sub>	722	26±0,4	11,4 4,1	21,0	24,3	22,5	34,0
EU <sub>C</sub>	821	---	---	---	26,9	---	---
PEU	22,6	---	---	89,0	100,0	---	---
Liberação de poluentes e subprodutos não utilizados							
PR <sub>P</sub>	1,18 kg/t	---	---	---	---	8 kg/t	---
PR <sub>N</sub>	7,90 kg/t	---	---	---	---	22,5 kg/t	---
PR <sub>C</sub>	44,0 kg/t	---	---	---	---	652,5 kg/t	---
PE <sub>P</sub>	0,00135 kg/t	4,76±1,34 kg/t	1,37±1,16 kg/t	56,9514 kg/t	---	9,1 kg/t	38 kg/t
PE <sub>N</sub>	0,0172 kg/t	5,72±1,52 kg/t	---	---	---	65,1 kg/t	117 kg/t
PPO	0,334 kg/t	---	---	---	40 kg/t	652,5 kg/t	---
PAG	-2,63 t/t	-0,241±0,173 t/t	-0,00161 t/t	---	---	---	---

Tabela 3 - continuação

Indicador	Ostras-do-mangue	Tilápias e camarões-da-amazônia (Proença, 2013)	Berçário camarões-da-amazônia (Proença, 2012)	Tilápias em tanques-rede (Moura, 2013)	Tilápias em tanques-rede (Almeida, 2013)	Tilápias em viveiros escavados (Boyd et al., 2007)	Camarões marinhos (Boyd et al., 2007)
A <sub>N</sub>	0,0659 t/t	1,95±0,99 kg/t	---	---	---	---	---
A <sub>P</sub>	0,0332 kg/t	1,11±0,21 kg/t	24,44±12,02 kg/t	0,9 kg/t	---	---	---
AMO	1,16 t/t	0,245±0,0467 t/t	---	0,0672 t/t	---	---	---
AMP	3,31 t/t	---	---	0,0789 t/t	---	---	---
Conservação da diversidade genética e biodiversidade							
REC	1	4	4	5	---	---	---

Embora não tenha sido possível detectar diferenças estatisticamente significativas entre os pontos de cultivo e controle conforme discutido anteriormente, ao consolidar os dados em CO<sub>2</sub>e durante todo o período para obter as cargas liberadas e absorvida, observou-se que mais de 2,63 t em CO<sub>2</sub>e são absorvidos por tonelada de ostra produzida. Portanto, há fortes indícios de que o cultivo absorve CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. Por absorver gases do efeito estufa como gás carbônico e metano, o cultivo de ostras contribui para a redução do aquecimento global. Deste modo gera externalidades positivas e os produtores podem ser remunerados por isso, entrando no mercado de créditos de carbono. Sistemas de policultivo de tilápias-do-nilo e camarões-da-amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) e de berçário desta mesma espécie de camarão que utilizam viveiros escavados também apresentam este potencial (Proença, 2013, 2012). Enquanto que os berçários absorvem 1,51 kg de equivalente de carbono por tonelada de camarões produzidos, o sistema multitrófico de camarões e tilápias é muito mais eficiente, absorvendo cerca de 240 kg/t de biomassa produzida (Tabela 7). Isso se deve provavelmente ao desenvolvimento de fitoplâncton no interior dos viveiros que fixa o CO<sub>2</sub> por fotossíntese, sendo posteriormente filtrado pelas tilápias. Observa-se que a ostreicultura absorve cerca de 2,63 t de gás por tonelada produzida, o que representa um sequestro de carbono muito maior. Isso pode ser consequência da alimentação das ostras ser baseada no fitoplâncton que absorve CO<sub>2</sub> da atmosfera.

Tchobanoglous et al. (2003) determinam que em nações em desenvolvimento, a liberação média de poluentes do lixo doméstico na água é em média 9,9 g por pessoa por dia para nitrogênio e 0,55 g por pessoa por dia de fósforo. Boyd et al. (2007) sugerem a utilização destes valores como uma maneira para se calcular quantas pessoas produzindo lixo em um dia correspondem à quantidade dos poluentes liberados por empreendimentos de aquicultura, ou seja, equivalentes de poluição humana. Neste contexto, para a produção de uma tonelada de ostras, o cultivo libera na água do entorno quantidades de fósforo e nitrogênio equivalentes ao descarte de lixo doméstico de três pessoas em um dia.

As ostras também são capazes de reter uma grande quantidade de nutrientes em seu organismo e liberar pouca quantidade destes na água e no sedimento. Enquanto o sistema de ostreicultura libera para o ambiente apenas

1,35 g de fósforo e 17,2 g de nitrogênio por tonelada produzida, a tilapicultura libera 9,1-57 e 65,1 kg/t e a carcinicultura marinha 38 e 117 kg/t, respectivamente (Tabela 7). O cultivo de ostras libera cerca de 1.000-44.000 vezes menos fósforo que outros sistemas, como cultivos intensivos de tilápias-do-nilo em tanques-rede e sistemas de policultivo e berçário em viveiros escavados, que liberam entre 1,4 e 57 kg de fósforo no efluente por tonelada produzida (Boyd et al. 2007; Proença 2012, 2013; Moura 2013; Tabela 9). A adição de alimento alóctone (ração) é um dos fatores que mais aumenta a liberação de nutrientes nos efluentes e sedimentos (Brzeski and Newkirk, 1997; Folke and Kautsky, 1992). No caso do nitrogênio, as ostras liberam 65,9 kg deste nutriente no sedimento a cada tonelada produzida, enquanto viveiros escavados de um sistema multitrófico e multiespacial envolvendo tilápias e camarões-da-amazônia liberam em média 5,72 kg por tonelada produzida (Proença, 2013). Este valor elevado de nitrogênio liberado pelas ostras no sedimento se deve à grande taxa de liberação de amônia destes animais, que se acumula no sedimento (Dame et al., 1984). Deste modo, a retirada das ostras no momento da despesca implica na retirada de nutrientes do ecossistema usado na produção (Rice, 2008, 2001). Durante o cultivo, as ostras consomem fitoplâncton e material particulado da água, reduzindo a concentração de nutrientes combinados, que podem ser disponibilizados na água por decomposição (Dame and Libes, 1993; Dame et al., 1984). Isso leva a uma diminuição na concentração de nutrientes do ambiente (Lindahl et al., 2005). A diminuição dos nutrientes na água pode ser compensada por uma maior concentração de nutrientes liberados no sedimento (Dumbauld et al., 2009), que é o caso do sistema de engorda de ostras-do-mangue estudado.

O sedimento liberado pelos tabuleiros não é composto em sua maioria por matéria orgânica nem por outros nutrientes e sua alta taxa de sedimentação pode ser natural. Todos os tabuleiros ficam localizados em bancos de areia nos manguezais, locais que já apresentam uma maior taxa de sedimentação em relação ao restante do estuário. Os efeitos desta deposição podem não afetar áreas adjacentes aos tabuleiros quando a velocidade das correntes for elevada (Callier et al., 2006) como no sistema estudado (Munhoz, 2012). O cultivo pode liberar alta quantidade de amônia (Dame et al., 1984) e nitrogênio no sedimento, mas a sedimentação abaixo dos tabuleiros intensifica a atividade nitrificante no

ambiente bentônico (Rice, 2001; Seitzinger and Nixon, 1985). Esta maior atividade também aumenta a liberação de óxido nitroso ( $N_2O$ ), um gás intensificador do efeito estufa (Nordhaus, 1991), que não foi medido nesse estudo. Geralmente não há efeitos negativos da maior taxa de sedimentação sobre a biota bentônica (Costa and Nalesso, 2006; Crawford et al., 2003; Forrest et al., 2009). Porém necessita-se de mais estudos para confirmar essa hipótese na região do estuário de Cananéia e também para entender o efeito dessa deposição na liberação de óxido nitroso.

A utilização de indicadores se mostrou eficaz para refletir a sustentabilidade ambiental do sistema. Para uma melhor comparação com outros sistemas, é necessária a padronização dos métodos e seu reconhecimento pela comunidade científica por meio de publicações em periódicos internacionais. Por meio dos indicadores utilizados, pode-se concluir que o sistema estudado apresenta elevada sustentabilidade ambiental apesar de apresentar impactos que podem se tornar significativos se não mitigados. Estudos são necessários para diminuir estes problemas e também para entender alguns aspectos que não puderam ser abordados a partir dos indicadores, como os impactos causados pela sedimentação na fauna bentônica.

Para entender a sustentabilidade de um sistema, apenas a dimensão ambiental não é suficiente. É necessário contemplar as outras dimensões do processo produtivo, o que inclui a social e a econômica (Valenti et al., 2011). Fernandes (2013) avaliou estas dimensões para o sistema de engorda de ostras-do-mangue na Reserva Extrativista do Mandira. A autora concluiu que a atividade depende de subsídios governamentais para manter sua viabilidade e não se mostrou resiliente economicamente por falhas no processo produtivo. Como o investimento inicial é considerado baixo, a atividade foi considerada sustentável do ponto de vista econômico. Os indicadores sociais indicaram a sustentabilidade da atividade, pois revelaram a igualdade na distribuição de renda, a totalidade de auto-empregos e níveis de escolaridade e inclusão por sexo e idade consistentes para a região. Portanto o cultivo de ostras-do-mangue na Reserva Extrativista do Mandira pode ser considerado uma atividade com elevada sustentabilidade geral.

A avaliação da sustentabilidade geral do sistema é realizada por meio da construção de uma escala de performance (Valenti et al., 2011). Esta escala deve

ser a mesma para todos os indicadores, possibilitando sua combinação. Deste modo os indicadores de cada dimensão combinados geram sub-índices. Estes são também combinados, originando um único índice geral de sustentabilidade. Com o índice geral é possível comparar diferentes sistemas de produção. Os resultados deste estudo servirão para viabilizar esta comparação, uma vez que se torna o primeiro passo para iniciar a construção da escala de performance. No entanto, são necessários resultados de outros trabalhos participantes da Rede de Sustentabilidade na Aquicultura para tornar possível a comparação entre sistemas. Assim é possível formar uma rede de informações padronizadas para consolidar seu uso na aquicultura.

## Referências

- Almeida, R. De, 2013. Indicadores de sustentabilidade do cultivo de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede em um reservatório tropical. Universidade Estadual Paulista - UNESP.
- AOAC, 1995. Official methods of analysis. Association of Official Analytical Chemists.
- APHA, 2005. Standard Methods for examination of Water & Wastewater, 21st ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Arthur, J., Bondad-Reantaso, M., Campbell, M., Hewitt, C., Phillips, M.J., Subasinghe, R.P., 2009. Understanding and applying risk analysis in aquaculture, FAO Fisher. ed. FAO, Rome.
- Boyd, C.E., Tucker, C., Mcnevin, A., Bostick, K., Clay, J., 2007. Indicators of Resource Use Efficiency and Environmental Performance in Fish and Crustacean Aquaculture. *Rev. Fish. Sci.* 15, 327–360. doi:10.1080/10641260701624177
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm). Acesso em 20/07/2015.

- Brzeski, V., Newkirk, G., 1997. Integrated coastal food production systems of current literature a review. *Ocean Coast. Manag.* 34, 55–71.
- Callier, M.D., Weise, A.M., McKindsey, C.W., Desrosiers, G., 2006. Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 322, 129–141.
- CONSENSUS, 2005. Defining Indicators for Sustainable Aquaculture Development in Europe.
- Costa, K.G. da, Nalesso, R.C., 2006. Effects of mussel farming on macrobenthic community structure in Southeastern Brazil. *Aquaculture* 258, 655–663. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.04.023
- Costa-Pierce, B.A., 2010. Sustainable Ecological Aquaculture Systems: The Need for a New Social Contract for Aquaculture Development. *Mar. Technol. Soc. J.* 44, 88–112. doi:10.4031/MTSJ.44.3.3
- Crawford, C.M., Macleod, C.K. a, Mitchell, I.M., 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224, 117–140. doi:10.1016/S0044-8486(03)00210-2
- Dame, R., Libes, S., 1993. Oyster reefs and nutrient retention in tidal creeks. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 171, 251–258. doi:10.1016/0022-0981(93)90007-B
- Dame, R.F., Zingmark, R.G., Haskin, E., 1984. Oyster reefs as processors of estuarine materials. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 83, 239–247.
- Dell Inc., 2015. STATISTICA (data analysis software system), version 12. www.statsoft.com.
- Dumbauld, B.R., Ruesink, J.L., Rumrill, S.S., 2009. The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment: A review with application to oyster and clam culture in West Coast (USA) estuaries. *Aquaculture* 290, 196–223. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.02.033
- EVAD, 2008. Guide to the co-construction if sustainable development indicators in aquaculture. Cirad, Ifremer, INRA, IRD, UM1, Montpellier.
- FAO, 2011. Aquaculture development. 6. Use of wild fishery resources for capture-based aquaculture, FAO Techni. ed. Rome.

- Fernandes, J.B., 2013. Análise da sustentabilidade econômica e social na produção extensiva de ostras em uma região subtropical. Universidade Estadual Paulista - UNESP.
- Folke, C., Kautsky, N., 1992. Aquaculture with its environment: Prospects for sustainability. *Ocean Coast. Manag.* 17, 5–24.
- Forrest, B.M., Keeley, N.B., Hopkins, G. a., Webb, S.C., Clement, D.M., 2009. Bivalve aquaculture in estuaries: Review and synthesis of oyster cultivation effects. *Aquaculture* 298, 1–15. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.09.032
- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 2008. Assessment and communication of environmental risks in coastal aquaculture, Reports an. ed. FAO, Rome.
- Grabowski, J.H., Peterson, C.H., 2007. Restoring oyster reefs to recover ecosystem services. *Theor. Ecol. Ser.* 4, 281–298. doi:10.1016/S1875-306X(07)80017-7
- Grigorakis, K., Rigos, G., 2011. Aquaculture effects on environmental and public welfare - The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 85, 899–919. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.07.015
- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Bracknell, UK.
- Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K. a, Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Eerlandson, J., Estes, J. a, Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–37. doi:10.1126/science.1059199
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environ. Conserv.* 29, 78–107. doi:10.1017/S0376892902000061
- Kuo, W. Ten, Wang, H.Y., Shu, C.Y., Su, D.S., 2013. Engineering properties of controlled low-strength materials containing waste oyster shells. *Constr. Build. Mater.* 46, 128–133. doi:10.1016/j.conbuildmat.2013.04.020

- Lindahl, O., Hart, R., Hernroth, B., Kollberg, S., Loo, L.-O., Olrog, L., Rehnstam-Holm, A.-S., Svensson, J., Svensson, S., Syversen, U., 2005. Improving marine water quality by mussel farming: a profitable solution for Swedish society. *Ambio* 34, 131–138. doi:10.1639/0044-7447(2005)034[0131:IMWQBM]2.0.CO;2
- Lovatelli, A., Holthus, P., 2008. Capture-based aquaculture. Global overview., FAO Fisher. ed. FAO, Rome.
- Ma, K.W., Teng, H., 2010. CaO powders from oyster shells for efficient CO<sub>2</sub> capture in multiple carbonation cycles. *J. Am. Ceram. Soc.* 93, 221–227. doi:10.1111/j.1551-2916.2009.03379.x
- Mann, R., Ryther, J., 1977. Growth of six species of bivalve molluscs in a waste recycling aquaculture system. *Aquaculture* 11.
- Matvienko, B., Sikar, E., Rosa, L.P., dos Santos, M.A., De Filippo, R., Climeris, A., 2000. Gas release from a reservoir in the filling stage. *Verhandlungen des Int. Verein Limnol.* 27, 1415–1419.
- Mello, R. de, 1989. Um modelo para análise energética de agroecossistemas. *Rev. Adm. Empres.* 29, 45–61.
- Mendonça, J.T., Machado, I.C., 2010. Mangrove oyster (*Crassostrea* spp.) (Sacco, 1897) extractivism in Cananéia estuary (São Paulo, Brazil) from 1999 to 2006: capture and management evaluation. *Braz. J. Biol.* 70, 65–73.
- Michelsen, O., 1957. Photometric determination of phosphorus as molybdovanadophosphoric acid. *Anal. Chem.* 29, 60–62.
- Moraes, L.E.O., 2005. A Cooperação Na Cadeia Produtiva Da Maricultura Do Estado De São Paulo. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- Moura, R.S.T., 2013. Indicadores de sustentabilidade na avaliação do sistema de cultivo de tilápia do nilo em tanques-rede no reservatório de Santa Cruz, Apodi-RN. UFERSA.
- Munhoz, M.A., 2012. Modelagem numérica do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape como subsídio a ostreicultura.

- National Research Council, 2010. Ecosystem Concepts For Sustainable Bivalve Mariculture, [ecologicalaquaculture.org](http://ecologicalaquaculture.org). The National Academies Press, Washington, DC.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017–24. doi:10.1038/35016500
- Nordhaus, W.D., 1991. To Slow or Not to Slow: The Economics of the Greenhouse Effect. *Econ. J.* 101, 920–937. doi:10.2307/2233864
- Ockerman, H., Hansen, C., 1999. Seafood By-Products, in: *Animal by-Product Processing and Utilization*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 393–439.
- Ottolenghi, F., Silvestri, C., Giordano, P., Lovatelli, A., New, M., 2004. Capture based aquaculture: the fattening of eels, groupers, tunas and yellowtails. Rome.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689–695.
- Proença, D.C., 2013. Aplicação de indicadores e índices para avaliar a sustentabilidade ambiental em um sistema de aquicultura integrado e multitrófico, com diferentes substratos. Universidade Estadual Paulista - UNESP.
- Proença, D.C., 2012. Sustentabilidade ambiental do cultivo do camarão-da-amazônia em berçários. Universidade Estadual Paulista - UNESP.
- Rice, M.A., 2008. Environmental Effects of Shellfish Aquaculture in the Northeast. NRAC Publ. No. 105-2008.
- Rice, M.A., 2001. Environmental Impacts of Shellfish Aquaculture: Filter Feeding to Control Eutrophication, in: Tlusty, M., Bengtson, D., Halvorson, H.O., Oktay, S., Pearce, J., Rheault, R.B. (Eds.), *Marine Aquaculture and the Marine Environment: A Meeting for the Stakeholders in the Northeast*. Cape Cod Press, Falmouth, MA, pp. 77–86.

- Rimmer, M., 2008. Regional review on existing major mariculture species and farming technologies, in: Lovatelli, A., Phillips, M., Arthur, J., Yamamoto, K. (Eds.), *FAO/ NACA Regional Workshop on the Future of Mariculture: A Regional Approach for Responsible Development in the Asia-Pacific Region*. FAO, Guangzhou, China, pp. 105–125.
- Sanders, C.J., Smoak, J.M., Naidu, A.S., Araripe, D.R., Sanders, L.M., Patchineelam, S.R., 2010. Mangrove forest sedimentation and its reference to sea level rise, Cananea, Brazil. *Environ. Earth Sci.* 60, 1291–1301. doi:10.1007/s12665-009-0269-0
- Schaeffer-Novelli, Y., Mesquita, H. de S.L., Cintrón-Molero, G., 1990. The Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. *Estuaries* 13, 193–203.
- Seitzinger, S.P., Nixon, S.W., 1985. Eutrophication and the rate of denitrification and N<sub>2</sub>O production in coastal marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 30, 1332–1339. doi:10.4319/lo.1985.30.6.1332
- Shumway, S.E., Davis, C., Downey, R., Karney, R., Kraeuter, J., Parsons, J., Rheault, R., Wikfors, G., 2003. Shellfish aquaculture — In praise of sustainable economies and environments. *World Aquac.* 34, 15–18.
- Smith, M.D., Roheim, C.A., Crowder, L.B., Halpern, B.S., Turnipseed, M., Anderson, J.L., Asche, F., Bourillón, L., Guttormsen, A.G., Khan, A., Liguori, L.A., Mcnevin, A., Connor, M.I.O., Squires, D., Tyedmers, P., Brownstein, C., Carden, K., Klinger, D.H., Sagarin, R., Selkoe, K.A., 2010. Sustainability and Global Seafood 327, 784–786.
- Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M., Wainberg, A., 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures, in: Soto, D., Aguilar- Manjarrez, J., Hishamunda, N. (Eds.), *Building an Ecosystem Approach to Aquaculture*. Rome, pp. 15–35.

- Subasinghe, R., Soto, D., Jia, J., 2009. Global aquaculture and its role in sustainable development. *Rev. Aquac.* 1, 2–9. doi:10.1111/j.1753-5131.2008.01002.x
- Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, H., 2003. *Wastewater Engineering*, 4th ed. ed. McGraw Hill, New York.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., 2001. The Lagoon Region and Estuary Ecosystem of Cananéia, Brazil, in: Seeliger, U., Kjerfve, B. (Eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 119–130. doi:10.1007/978-3-662-04482-7\_10
- Valenti, W.C., 2008. A aquicultura brasileira é sustentável? *Aqüicultura & Pesca* 36–44.
- Valenti, W.C., Kimpara, J.M., Preto, B. de L., 2011. Measuring aquaculture sustainability. *World Aquac.* 26–30.
- Wang, H.Y., Kuo, W. Ten, Lin, C.C., Po-Yo, C., 2013. Study of the material properties of fly ash added to oyster cement mortar. *Constr. Build. Mater.* 41, 532–537. doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.11.021
- Wolanski, E., Boorman, L. a., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A.J., Uncles, R.J., Zalewski, M., 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetl. Ecol. Manag.* 12, 235–276. doi:10.1007/s11273-005-4752-4
- Yang, E.I., Yi, S.T., Leem, Y.M., 2005. Effect of oyster shell substituted for fine aggregate on concrete characteristics: Part I. Fundamental properties. *Cem. Concr. Res.* 35, 2175–2182. doi:10.1016/j.cemconres.2005.03.016
- Zar, J.H., 2009. *Biostatistical Analysis*. Pearson Education Inc, Cloth.