

PEGADA HÍDRICA CINZA DE SISTEMA DE CULTIVO INTENSIVO DE CAMARÃO-BRANCO EM ÁGUA SALOBRA

Camilla Adriano WOJCIKIEWICZ¹, Felipe Vieira do NASCIMENTO¹, Luis Hamilton Pospissil GARBOSSA², Katt Regina LAPA¹, Luis Alejandro Vinatea ARANA¹

RESUMO

Este estudo objetivou identificar, por meio da metodologia da pegada hídrica cinza, o consumo hídrico e o potencial contaminante do cultivo intensivo de *Litopenaeus vannamei*. A pesquisa foi conduzida na Fazenda Experimental Yakult - UFSC entre setembro de 2014 e janeiro de 2015, em cultivos intensivos sem renovação de água e tendo como substância de relevância ambiental o fósforo total. O valor da pegada hídrica cinza obtido no sistema de cultivo intensivo do camarão marinho foi de 1.315,11 m³ por tonelada produzida. Esse volume representa aproximadamente 68% daquele utilizado na produção. A pegada hídrica cinza do sistema de cultivo intensivo de camarões brancos foi influenciada pela legislação vigente, pois esta permite lançamentos de fósforo total em valores que podem estar em desacordo com a capacidade de assimilação do corpo receptor, comprometendo, assim, o ecossistema aquático. Para novos cálculos de pegada hídrica cinza no Brasil, sugere-se o uso do índice de estado trófico do corpo hídrico como referência de concentração máxima aceitável dos corpos hídricos.

Palavras-chave: ecossistemas aquáticos; *Litopenaeus vannamei*; impacto ambiental; pegada hídrica cinza.

GRAY WATER FOOTPRINT OF WHITELEG SHRIMP INTENSIVE POND SYSTEMS IN BRACKISH WATER

ABSTRACT

This study aimed to identify, with the gray water footprint methodology, the water consumption and contaminant potential of intensive pond system of *Litopenaeus vannamei*. The study was conducted at the Yakult Experimental Farm - UFSC from September, 2014 to January, 2015, with zero water exchange with the environmental relevance substance the total phosphorus. The gray water footprint of intensive system of marine shrimp obtained was of 1,315.11 m³ per ton produced. This volume represents 68% of the volume used in production. The gray water footprint of intensive system of marine shrimp was influenced by the current legislation, as it is very permissive for total phosphorus releases end up leading to values that may be in disagreement with the assimilative capacity of the receiving body, affecting the aquatic ecosystem. For new gray water footprint calculations in Brazil there is a suggestion of the use of trophic state index as a maximum acceptable concentration reference of water bodies.

Key words: aquatic ecosystems; environmental impact; gray water footprint; *Litopenaeus vannamei*.

Artigo Científico: Recebido em 09/05/2017; **Aprovado em** 25/07/2017

¹Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Departamento de Aquicultura, Laboratório de Camarões Marinhos, Florianópolis-SC, Brasil. E-mail: camillabnu@gmail.com (autor correspondente)

²Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), Florianópolis-SC, Brasil.

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional acelerado exige grande e diversificada produção de alimentos voltada para atendimento da demanda mundial. Essa intensificação de produção vem exercendo forte pressão sobre os recursos naturais disponíveis. Devido à importância do atendimento à demanda de alimentos, a aquicultura moderna busca o uso de práticas sustentáveis visando evitar impactos sociais e econômicos negativos e, principalmente, impactos ambientais que extrapolem a capacidade de carga dos ecossistemas (ROSS *et al.*, 2013).

Dentre os riscos ambientais que podem ser provocados pela atividade de aquicultura, o consumo desordenado de água, a poluição e a eutrofização dos recursos hídricos são os mais preocupantes. O lançamento de efluentes de cultivos aquícolas em corpos receptores pode limitar a produção através de efeito de autopoluição do cultivo, ou seja, o referido corpo serve tanto como fonte de água, quanto como receptor de efluentes (BIAO e KAIJIN, 2007; BOYD *et al.*, 2007). Isso ocorre quando o ecossistema circundante não tem a capacidade de assimilar os nutrientes provenientes dos efluentes lançados ou já estiver no limite máximo de carga poluidora.

As atividades da aquicultura são praticadas em água doce, salobra e marinha. Embora somente a água doce esteja diretamente voltada ao consumo humano, a poluição das águas salobra e marinha interfere diretamente na produção de alimentos, tendo em vista a alteração dos *habitats*. Neste contexto, a sustentabilidade do uso da água vai além da avaliação e controle da água doce consumida, ela diz respeito também ao uso da água em seus diversos enquadramentos, devido à função ecológica que exerce.

A indústria da carcinicultura é duramente criticada devido à descarga de efluentes e à consequente poluição de ecossistemas aquáticos (BUI *et al.*, 2012). Fazendas de camarões marinhos habitualmente estão instaladas em regiões costeiras utilizando recursos hídricos oriundos de estuários, enseadas, lagoas costeiras, riachos e mangues (VASS *et al.*, 2015). No entanto muitas delas estão sendo instaladas em regiões interiores, distantes do mar, fazendo com que o efluente gerado seja lançado em corpos hídricos interiores, provocando alterações significativas na estrutura ecológica aquática destes locais (WAINBERG, 2000). Os impactos podem variar temporal e espacialmente, de acordo com

diversos fatores do sistema de produção: o sistema de cultivo utilizado, a taxa de descarga de efluentes e/ou a capacidade de carga do corpo receptor (BUI *et al.*, 2012).

Os sistemas de cultivo tradicionais exigem grande volume de troca de água para a manutenção do cultivo, provocando a degradação dos corpos receptores devido ao elevado volume de efluentes lançados. Para reduzir os impactos ambientais provocados, principalmente a deterioração da qualidade de água, os sistemas de cultivo foram aprimorados e novos modelos surgiram nos últimos anos (ANH *et al.*, 2010; BIAO e KAIJIN, 2007; BOYD, 2003; BUI *et al.*, 2012; KRUMMENAUER *et al.*, 2014).

Novos modelos de sistemas intensivos vêm sendo utilizados na produção de camarões, apresentando êxito operacional. Estes sistemas de cultivo se caracterizam por não necessitarem de renovação de água, pela impermeabilização do solo e pela aeração suplementar (BURFORD *et al.*, 2003). Essas características pressupõem o melhor gerenciamento da água e do solo dos cultivos intensivos, por meio de manejo adequado dos animais e, conseqüentemente, uso mais eficiente da água, possibilitando maior densidade de estocagem com menor promoção de impactos ambientais, devido à significativa redução de efluentes gerados. (SAMOCHA *et al.*, 2012; PIERRI *et al.*, 2015; RAY *et al.*, 2017).

Embora a geração de efluentes seja menor no sistema de cultivo sem renovação de água, o impacto sobre o meio ambiente dependerá diretamente da concentração de nutrientes que será liberada por meio do efluente, somada à capacidade do corpo receptor de assimilar os mesmos compostos, conforme alertado por PIEDRAHITA (2003), já que muitos sistemas ainda não utilizam o reuso da água de cultivo.

A concentração dos nutrientes na água do sistema de cultivo pode ser afetada pela impermeabilização do solo utilizada nos sistemas de cultivo intensivos, como é o caso do fósforo, que pode sofrer alterações na dinâmica de seu ciclo, tipicamente sedimentar, devido à impermeabilização do solo. Sem a interface do sedimento livre no sistema de cultivo, os íons de fosfato, que são derivados da ração acumulada no fundo do tanque, das excretas dos camarões e da decomposição de animais mortos, não serão adsorvidos no sedimento e irão incrementar sua disponibilidade no sistema de cultivo (MCINTOSH, 2000). Mesmo não sendo tóxico aos animais, o fósforo em excesso na água é preocupante, por

ser um elemento-chave para a produção primária, resultando em efluente potencialmente eutrofizante (BOYD *et al.*, 2006; LAI e LAM, 2008; VASS *et al.*, 2015).

Quando se desconhecem os processos naturais de autodepuração capazes de neutralizar totalmente as cargas orgânicas lançadas em corpos d'água, é necessário estimar a capacidade do ecossistema aquático de receber essas cargas. Nos últimos anos, a mensuração dos impactos ambientais ganhou espaço no meio científico devido à necessidade de atendimento aos padrões de sustentabilidade. Os indicadores ambientais têm lançado luz aos potenciais impactos ao meio ambiente. Embora o detalhamento do impacto ainda não seja suficientemente completo, por não fornecer informações sociais e econômicas, os indicadores ambientais informam sobre a intensidade do impacto causado por valor de unidade produzida (BOSMA e VERDEGEM, 2011).

Indicadores ambientais são modelos matemáticos que auxiliam a caracterizar o resultado das ações antrópicas sobre o meio ambiente. Para o uso da água, o modelo matemático desenvolvido por Arjen Hoekstra, a Pegada Hídrica, apresenta uma ampla variedade de aplicações podendo ser usada para diferentes objetivos. O modelo de HOEKSTRA *et al.* (2011) é um indicador multidimensional do uso da água doce, que considera o seu uso direto e indireto, objetivando quantificar e localizar a pegada hídrica do foco de interesse.

Uma das aplicações da pegada hídrica diz respeito à poluição da água doce. A pegada hídrica cinza representa o volume de água doce necessário para assimilar a carga de poluentes existentes

em efluentes até o ponto em que a qualidade da água permanecer acima dos padrões naturais e daqueles estabelecido nas diretrizes legais. Quando a pegada hídrica cinza é positiva (maior que zero), entende-se que parte da capacidade de assimilação já foi utilizada e não que os padrões ambientais de qualidade da água foram violados (HOEKSTRA *et al.*, 2011; FRANKE *et al.*, 2013).

Considerando que a carcinicultura é uma atividade altamente produtiva e que seu potencial poluidor pode comprometer a disponibilidade de água em seus distintos enquadramentos, o objetivo deste estudo foi avaliar a poluição hídrica gerada na etapa de engorda de um cultivo intensivo de camarões marinhos em água salobra, em viveiro revestido com geomembrana, aplicando a metodologia utilizada na determinação da pegada hídrica cinza, tendo o fósforo como nutriente de interesse.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

O estudo de caso foi realizado na Fazenda Experimental Yakult-UFSC (26°32'24"S - 48°39'06"O - Datum Sirgas 2000), localizada ao norte do estado de Santa Catarina, no município de Balneário Barra do Sul. O viveiro foi abastecido com água do sistema estuarino-lagunar do Rio Itapocu, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Itapocu - SC. A área de captação de água e os locais de drenagem dos efluentes gerados estão localizados imediatamente à frente da fazenda, na região do extremo norte do estuário, chamada Lagoa da Cruz (Figura 1).



Figura 1. Fazenda Experimental Yakult (linha vermelha): área de captação de água (círculo azul) e locais de drenagem do efluente do sistema de cultivo (círculos laranja) (Google Earth Image captured in Sept. 2015).

Esta laguna tem orientação constante e paralela à linha de costa, ocupando uma extensão linear de aproximadamente 5 km, com larguras variáveis inferiores a 500 m e profundidade média de 1,8 m (CARUSO JR, 2004). O aporte de água doce para a

Lagoa da Cruz é oriundo do Rio Itapocú e da área de contribuição formada por seis sub-bacias (Figura 2). As trocas fluviais e marinhas ocorrem atualmente na porção central do estuário, devido à fixação de um molhe.

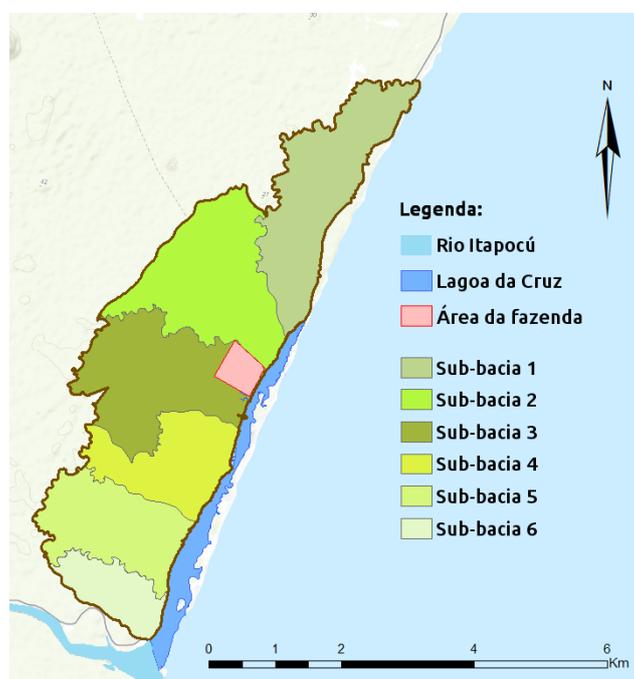


Figura 2. Sub-bacias de contribuição de água doce para a Lagoa da Cruz (Autores, 2016).

O clima da região em que se desenvolveu o estudo, segundo a classificação de Köppen, corresponde ao “temperado úmido com verão quente, com temperatura média anual variando de 20°C até 22°C” (CARUSO JR, 2004).

Dados produtivos do viveiro

O estudo foi realizado em um viveiro de cultivo intensivo sem renovação de água, com solo impermeabilizado com geomembrana Neoplastic® de polietileno de alta densidade (PEAD), com área de 0,357 ha e povoado com pós-larvas de camarão-branco na proporção de 100 unidades por metro quadrado. A produção no viveiro após 100 dias foi de, aproximadamente, 3,3 t de camarão (9,25 t ha⁻¹), registrada na ocasião da pesagem. A sobrevivência apresentada foi de 85%, obtida pela relação da produtividade e o peso final dos animais com o número de pós-larvas utilizado. A quantidade de alimento artificial fornecido foi de 4.413 kg, com uma taxa de conversão alimentar de 1,33:1. O viveiro foi abastecido em 09 de setembro de 2014 e povoado em 25 de setembro do mesmo ano. A despesca ocorreu no dia 08 de janeiro de 2015.

Coleta de dados do efluente

O efluente do viveiro foi lançado no corpo receptor adjacente somente no momento da despesca, tendo início às 08 horas da manhã e término às 22 horas, totalizando um período de 14 horas (50.400 segundos). A drenagem do viveiro ocorreu pelo nível superior da comporta de drenagem, sendo as régua de madeira de 25 cm retiradas de forma sequencial de cima para baixo, conforme ilustrado na Figura 3.

Foram coletadas amostras de água em dois locais distintos: (1) na comporta de drenagem do efluente no momento da despesca e (2) no corpo hídrico receptor. As amostras foram coletadas em quatro campanhas durante o período de despesca, com intervalo de quatro horas entre uma e outra a fim de identificar extratos de fósforo total na coluna d’água. As coletas foram iniciadas na primeira hora após o início da drenagem e finalizadas na última hora da drenagem (H1, H2, H3 e H4).

As amostras foram identificadas por meio do registro do local de coleta e da hora da coleta e imediatamente acondicionadas em refrigerador até o fim do ciclo. Após a finalização das coletas, as

amostras foram levadas ao laboratório credenciado pelo órgão ambiental estadual, no qual as análises de fósforo total foram efetuadas de acordo com

APHA (2012). Durante a despesca, os seis aeradores utilizados no viveiro foram mantidos ligados no tempo H1 e H2; três, em H3 e apenas um, em H4.

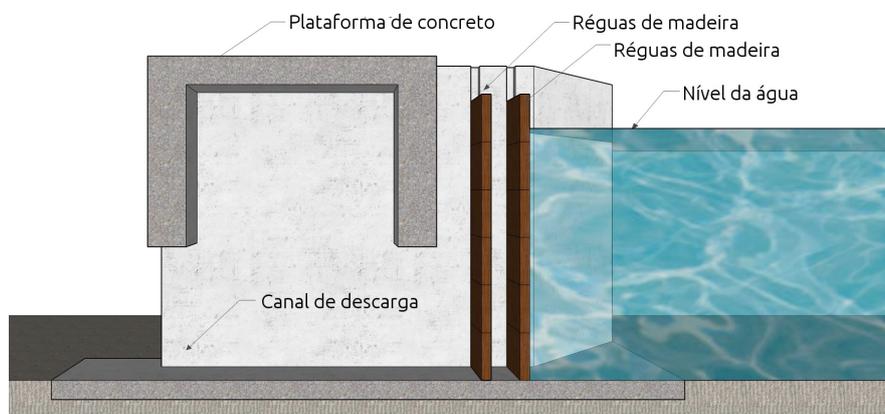


Figura 3. Corte lateral da comporta de drenagem de efluentes de carcinicultura, conforme modelo proposto por PEREIRA e SILVA (2012).

Balanço hídrico local

As entradas e saídas de água no sistema foram computadas para auxiliar a medição do volume utilizado. No sistema de cultivo estudado não houve troca de água com o solo devido à impermeabilização do viveiro com geomembrana sintética. A água usada para encher o viveiro e aquela originária de precipitação pluviométrica na região foram os únicos aportes, enquanto a evaporação e o descarte de água na despesca representam a perda de água do viveiro.

O volume inicial de água no viveiro estudado foi obtido por meio das dimensões do viveiro. A área superficial média do viveiro era 3.570 m² e a altura média da coluna d'água, 1,7 m, o que resultou em volume útil do viveiro de 6.069 m³. Os parâmetros meteorológicos foram obtidos na estação meteorológica mantida e operada pelo governo do estado, localizada a 7 km da fazenda, enquanto os dados de precipitação foram registrados em pluviômetro, da marca Water Log com resolução de 0,2 mm, instalado próximo aos viveiros.

A taxa de evaporação foi calculada pelo do método de Penman, por meio da equação (1) $E=0,36*\delta*(1+0,5*WS)$, em que E é a evaporação (mm d⁻¹), δ é o déficit de pressão de vapor do ar em hPa, obtida pela equação (2) $\delta=Spp*(1-0,01*RH)$, e WS é a velocidade do vento a 2,0 m (m s⁻¹), Spp é a saturação da pressão parcial de vapor d'água para a temperatura do ar, obtida pela equação (3) $Spp=6,112*[(17,62*T)/(234,12+T)]$, e RH, a umidade

relativa do ar acima da superfície da água [%]; T é a temperatura média diária do ar (°C).

O volume obtido na subtração das taxas de entrada e saída de água do sistema de cultivo foi utilizado como volume final para aplicação do método.

Metodologia da Pegada Hídrica Cinza

A pegada hídrica cinza (HOEKSTRA, 2011; FRANKE *et al.*, 2013) corresponde ao volume hídrico necessário para assimilação da substância de relevância ambiental previamente escolhida, que neste estudo foi representada pelo fósforo total. O volume hídrico resultante foi o total de água necessária para assimilar o fósforo total contido no efluente lançado no corpo receptor, no caso, a Lagoa da Cruz, sem tratamento prévio. É importante ficar claro que a pegada hídrica cinza resultante é referente apenas à etapa produtiva de engorda do sistema de cultivo intensivo de camarões-brancos sem renovação de água.

A abordagem utilizada foi o cálculo da pegada hídrica cinza para fontes pontuais de poluição, tendo em vista que o lançamento de efluentes da fazenda é único e identificável. Ela pode ser calculada conforme equação (4): $WF_{proc,cinza} = [(C_{efl} - C_{cap}) / (C_{max} - C_{nat})] * Efl$, em que $WF_{proc,cinza}$ é a pegada hídrica cinza (L s⁻¹) de uma etapa de processo produtivo, C_{efl} é a concentração da substância no efluente (mg L⁻¹), C_{cap} é a concentração da substância na água captada

(mg L^{-1}), C_{max} é a concentração máxima aceitável da substância para o padrão ambiental local (mg L^{-1}), C_{nat} é a concentração natural da substância no corpo d'água receptor (mg L^{-1}), e Efl é a vazão do efluente (L s^{-1}).

A C_{nat} é a concentração da substância naturalmente presente devido a processos geológicos únicos, isto é, sem contribuições antropogênicas na bacia. A C_{max} é o valor máximo permitido dependente do estado trófico natural do corpo de água.

A C_{nat} e a C_{max} utilizadas para o estudo foram embasadas, respectivamente, na legislação de âmbito estadual (Santa Catarina) e na federal (Brasil). Para a C_{nat} , considerou-se a Resolução Normativa do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/2005 (BRASIL, 2005), que estabelece o enquadramento ambiental dos corpos d'água. A Lagoa da Cruz é um corpo hídrico salobro com enquadramento legal Classe 1, de acordo com o Relatório de Diagnóstico Ambiental da empresa ETHOS (2013). A C_{nat} da Lagoa da Cruz para fósforo total é $0,124 \text{ mg L}^{-1}$.

A C_{max} de fósforo total é estabelecida pela Lei Estadual n° 14.675/2009, que institui o Código Estadual do Meio Ambiente. A legislação federal relativa a lançamento de efluentes no meio ambiente define que o órgão ambiental competente deverá estabelecer o padrão de lançamento para fósforo total. No estado de Santa Catarina, a legislação ambiental vigente limita o lançamento de fósforo total em lagoas, lagunas e estuários a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$.

A concentração de fósforo total no efluente (C_{eff}) e na água captada (C_{cap}) foi estimada por meio da média das concentrações de fósforo total registradas nas amostras das quatro campanhas de coleta. O Efl é a vazão do efluente, baseada no quociente entre o volume do viveiro e o tempo de despesca.

A partir da $WF_{\text{proc,gray}}$, obtida pela equação 4, é possível calcular a pegada hídrica cinza para o volume total utilizado na produção do viveiro (m^3) pela equação (5): $WF_{\text{viveiro,cinza}} = WF_{\text{proc,cinza}} * \text{tempo de despesca}$.

RESULTADOS

A pegada hídrica cinza obtida no estudo considerou o volume baseado nas entradas e saídas de água do sistema de cultivo intensivo. O volume de água utilizado na operação inicial no viveiro foi captado na Lagoa da Cruz, perfazendo

um total de 6.069 m^3 (área do viveiro x altura da coluna d'água). A precipitação média no período do cultivo, correspondente a 100 dias, foi de $448,6 \text{ mm}$. A evaporação média (obtida por meio das equações 1, 2 e 3) no mesmo período foi de $353,6 \text{ mm}$. Considerando que a taxa de precipitação foi maior que a evaporação, gerando um excedente hídrico positivo de 95 mm no período estudado, o volume adicional de água no viveiro equivalerá a $339,15 \text{ m}^3$.

O lançamento do efluente ocorreu pontualmente na despesca, após um período de 100 dias de cultivo sem lançamentos no corpo receptor. O volume de água resultante no momento da despesca, considerando as entradas e saídas de água do sistema, foi de $6.408,15 \text{ m}^3$. Este volume de água tornou-se, portanto, o efluente a ser descartado no corpo receptor. A vazão média do efluente (Efl) foi de $127,14 \text{ L s}^{-1}$.

Os valores da concentração de fósforo total apresentaram variações na coluna d'água durante o período de coleta, com concentração média de $2,68 \text{ mg L}^{-1}$ ($s \pm 0,99$). Já o valor médio do mesmo parâmetro na água da Lagoa da Cruz foi de $0,0625 \text{ mg L}^{-1}$ ($s \pm 0,0126$), conforme podem ser observados na Tabela 1. A partir dos dados de concentração do fósforo total no efluente (na água do viveiro) e no corpo receptor e da vazão do efluente, obteve-se a pegada hídrica cinza em cada período de coleta no momento da despesca (Tabela 2). A pegada hídrica cinza é influenciada diretamente pela variação da concentração do nutriente no efluente em vazão e no corpo receptor. A pegada hídrica cinza na etapa de engorda do cultivo intensivo de camarões marinhos resultou em valor médio instantâneo de $86,10 \text{ L s}^{-1}$.

Aplicando a equação (5) foi possível calcular a pegada hídrica cinza total do cultivo, que resultou em $4.339,88 \text{ m}^3$. Isto significa, portanto, que o cultivo intensivo de camarões marinhos sem renovação de água, utilizando densidade de 100 animais por metro quadrado e $6.408,15 \text{ metros cúbicos}$ de água salobra, necessita de $4.339,88 \text{ m}^3$ de água para assimilação do fósforo total presente no efluente analisado durante todo o período de despesca. Destaca-se, assim, que o volume de água necessário para assimilação do fósforo total presente no efluente corresponde a $67,73\%$ ($\sim 68\%$) do volume utilizado para a produção.

Com base nos resultados de desempenho zootécnico também foi possível obter a pegada hídrica cinza por tonelada de camarão produzido. Nesse modelo de sistema de cultivo foi obtido o valor de $1.315,11 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$.

De acordo com o volume de água captado para o viveiro estudado, a Lagoa da Cruz contribui com 0,379 kg de fósforo total para o cultivo (volume captado x concentração média de fósforo na Lagoa da Cruz). O cultivo intensivo gerou

uma carga de fósforo total no efluente de 17,17 kg (volume do efluente x concentração média de fósforo no efluente), ou 5,20 kg de fósforo por tonelada de camarão produzido (carga do efluente ÷ produção do viveiro).

Tabela 1. Resultados obtidos nas análises de água na Lagoa da Cruz e no efluente do cultivo de camarões em sistema intensivo durante a despesca para o parâmetro fósforo total.

Horário da coleta	Concentração de P no efluente (mg L ⁻¹)	Concentração de P na Lagoa da Cruz (mg L ⁻¹)
H1(09h)	2,00	0,060
H2(13h)	3,95	0,050
H3(17h)	3,00	0,060
H4(21h)	1,80	0,080
Concentração Média da coluna d'água	2,687 (s±0,99)	0,0625 (s±0,0126)

s: desvio padrão

Tabela 2. Estimativa da pegada hídrica cinza da etapa de engorda do cultivo de camarões marinhos em sistema intensivo sem renovação de água ao final de um ciclo de 100 dias.

Horário da coleta	Pegada Hídrica Cinza no horário da coleta (L s ⁻¹)
H1	63,63
H2	127,93
H3	96,44
H4	56,42
WF _{proc,cinza}	86,10

DISCUSSÃO

O sistema intensivo de cultivo de camarões marinhos utilizado neste estudo foi abastecido com água de um complexo lagunar. Este complexo tem contribuições de água doce do Rio Itapocu e de mais seis sub-bacias que abastecem a Lagoa da Cruz, como demonstrado na Figura 2. Indiretamente, o cultivo de camarões marinhos instalado em regiões costeiras e interiores se apropria de água doce, o que reforça a importância da avaliação da poluição dos recursos hídricos considerando os demais enquadramentos de água.

O foco de interesse na metodologia da pegada hídrica é a água doce, devido à importância deste recurso para a vida humana. No entanto, a perspectiva de aumento de poluição em ambientes aquáticos compromete o atendimento da demanda de alimentos, tendo em vista que em muitos destes ambientes de transição, como lagunas e estuários, encontram-se importantes fontes de alimento – direto e indireto – para as populações.

Neste estudo, a escolha do fósforo como

substância poluente para avaliação da pegada hídrica cinza deve-se ao fato de este nutriente ser limitante em água salobra e de o sistema de cultivo intensivo sem renovação de água poder reduzir as taxas do nitrogênio na água, devido à presença de bactérias heterotróficas que contribuem para a reciclagem deste nutriente (MCINTOSH, 2001; PIERRI *et al.*, 2015). Embora a avaliação do nitrogênio seja importante por ser um nutriente altamente poluente e tóxico aos animais aquáticos, o fósforo é considerado um gatilho para a eutrofização por acelerar o crescimento de biomassa de microalgas e macrófitas, com consequente redução de oxigênio e morte de animais (SHARPLEY *et al.*, 2001).

Outro fator preponderante na escolha do fósforo é que na legislação federal brasileira que trata de lançamentos de efluentes, a Resolução Normativa CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) autoriza o lançamento de efluentes com alta concentração de nitrogênio amoniacal total, ou seja, 20,00 mg L⁻¹. Caso o nitrogênio fosse escolhido como substância poluente para o cálculo da pegada hídrica cinza, o resultado seria comprometido pela legislação

brasileira, excessivamente branda para este poluente, gerando um falso resultado negativo, pois indicaria que o efluente é mais limpo que o corpo receptor. No entanto o ecossistema pode não suportar determinadas concentrações, principalmente em ambientes lênticos, nos quais a circulação da água é menor que em ambientes lóticos.

Segundo GERBENS-LEENES *et al.* (2011) e MEKONNEN e HOEKSTRA (2012), estudos da pegada hídrica cinza de proteína de animais terrestres consideraram até o momento a poluição ocasionada pela lixiviação de nitrogênio na produção dos ingredientes usados na alimentação desses animais, não levando em conta o efluente gerado nos sistemas de produção, julgando que esta negligência de dados constitui uma subestimação significativa da pegada hídrica cinza destes animais. Outro ponto relevante dessas avaliações para animais terrestres é que o fósforo presente na alimentação não é aproveitado de forma eficiente pelos animais, terminando, em sua maior parte, concentrado no estrume. O estrume é utilizado como adubo para atender à necessidade de nitrogênio do solo em culturas agrícolas, porém o fósforo excedente, que se acumula em taxas elevadas no solo, é lixiviado para águas superficiais e subterrâneas (SHARPLEY *et al.*, 2001). Sendo assim, informações significativas sobre poluição hídrica podem ser geradas a partir da avaliação da pegada hídrica cinza com o fósforo como poluente de interesse nas cadeias produtivas.

A pegada hídrica cinza obtida neste estudo faz referências aos dados obtidos em campo, podendo variar, assim como demonstrado em estudos de pegada hídrica de outras fontes de proteína animal, conforme o sistema de produção utilizado (GERBENS-LEENES *et al.*, 2011; MEKONNEN e HOEKSTRA, 2012). O volume de 1.315,11 m³ t⁻¹ deve-se à concentração máxima aceitável do fósforo total estipulada para o corpo receptor pela legislação estadual. A legislação do estado de Santa Catarina estabeleceu um padrão único, permitido para todos os ambientes aquáticos, desconsiderando as diferenças ecológicas de cada ecossistema em particular (SANTA CATARINA, 2009).

Embora a concentração de fósforo total no efluente do cultivo intensivo estudado encontre-se dentro do padrão estabelecido pela legislação estadual, a mesma é quase nove vezes maior que a concentração recomendada pela Global Aquaculture Alliance (GAA) para efluentes oriundos de fazendas de camarões, que é de $\leq 0,3$ mg L⁻¹ (BOYD, 2003). De acordo

com PHILMINAQ (2008), a concentração aceitável de fósforo total para atividades de aquicultura é de 0,1 a 0,2 mg L⁻¹ na Malásia, de 0,2 mg L⁻¹ nas Filipinas e $\leq 0,025$ mg L⁻¹ na Noruega. Na Tailândia, o Departamento de Controle de Poluição, por meio da notificação do MINISTRY OF NATURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT (Ministério de Recursos Naturais e Meio Ambiente) (2007) sobre aquicultura em águas salobras, estabeleceu a concentração de fósforo para efluentes de aquicultura em água salobra em 0,4 mg L⁻¹. Os padrões de lançamento de efluentes não são os mesmos nesses países devido às diferenças ambientais entre as localidades.

Caso a legislação brasileira seguisse a recomendação do padrão de limites de concentração de fósforo habitualmente utilizado em outros países para efluentes oriundos de fazendas, a pegada hídrica cinza seria muito maior, tendo em vista que a legislação do estado de Santa Catarina tolera uma concentração de fósforo total de 4 mg L⁻¹. Uma demonstração de quanto o padrão de concentração da substância influencia a pegada hídrica cinza final poderia ser feita com os mesmos dados deste estudo sendo extrapolados no cálculo utilizando o padrão para concentração de fósforo total no efluente estabelecido pela Noruega, de formas que a WFviveiro, cinza seria de aproximadamente 170 mil m³, ou seja, quase 40 vezes o volume utilizado, e estaria próximo de 52 mil m³ t⁻¹ produzida. De acordo com FRANKE *et al.* (2013), a variação de valores da pegada hídrica é totalmente aceitável porque sistemas produtivos iguais apresentam condições ambientais peculiares às suas localidades.

No âmbito legal da poluição, considerando a legislação pertinente, o sistema produtivo apresentou condições dentro do enquadramento legal para lançamentos de efluentes. No entanto, o uso da legislação brasileira como norteadora do padrão ambiental do poluente estudado compromete o resultado do uso real da água. A pegada hídrica cinza obtida está condicionada à legislação ambiental, e o volume obtido é questionável quando se consideram as condições ambientais do corpo receptor. O enquadramento generalizado para todos os corpos hídricos do Estado desconsidera as condições ambientais dos diferentes sistemas hídricos e os riscos a que estes sistemas ficam expostos. No Brasil, uma alternativa para obter valores reais do uso da água seria basear o C_{max} da equação (4) ao índice de estado trófico de cada corpo hídrico, como sugerido por FRANKE *et al.* (2013) e não à legislação ambiental. Outros países como Canadá e EUA, assim

como os da União Europeia já baseiam seus padrões de lançamento de efluentes neste índice.

CONCLUSÕES

A intensificação dos sistemas produtivos acarreta na maior pressão sobre os recursos hídricos. Juntamente com a manutenção dos sistemas produtivos sob formas mais sustentáveis, as legislações ambientais devem atender aos quesitos de proteção ambiental dos corpos hídricos. É necessário o embasamento nas condições ecológicas dos sistemas hidrológicos para composição dos padrões legais de lançamento de efluentes. Uma legislação generalista pode promover o comprometimento dos sistemas ecológicos em diferentes compartimentos ambientais aquáticos.

O método de avaliação da pegada hídrica cinza oferece uma perspectiva adequada sobre a interação do sistema de cultivo com o meio ambiente, demonstrando a extensão dos problemas que podem ser ocasionados pelo lançamento de efluentes ricos em fósforo em corpos hídricos limitados por este nutriente.

A análise da pegada hídrica cinza reforça a importância da avaliação adequada do efluente gerado em sistemas de cultivo e das condições do corpo receptor deste efluente. Tendo em vista as diferentes dinâmicas ambientais dos sistemas costeiros, os dados gerados podem contribuir para a formulação de sistemas de cultivos produtivos mais eficientes ambientalmente.

A pegada hídrica cinza obtida neste estudo poderá ser somada futuramente aos novos dados obtidos nas outras etapas da cadeia produtiva de camarões marinhos, no mesmo modelo de cultivo deste estudo, para identificar o consumo hídrico total até a entrega do produto final. A partir deste estudo também será possível comparar a pegada hídrica cinza da engorda de camarões em diferentes modelos de sistemas de cultivo utilizados e identificar qual o maior consumidor de recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ANH, P.T.; KROEZE, C.; BUSH, S. R.; MOL, A.P.J. 2010 Water pollution by intensive brackish shrimp farming in south-east Vietnam: Causes and options for control. *Agricultural Water Management*, 97(6): 872-882.
- APHA 2012 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th Ed. *American Public Health Association*, Washington, DC.
- BIAO, X.; KAIJIN, Y. 2007 Shrimp farming in China: Operating characteristics, environmental impact and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, 50(7): 538-550.
- BOSMA, R.H.; VERDEGEM, M.C.J. 2011 Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits. *Livestock Science*, 139(1-2): 58-68.
- BOYD, C.E. 2003 Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226(1-4): 101-112.
- BOYD; C.E.; CORPRON, K.; BERNARD, E.; PENGSAANG P. 2006 Estimates of bottom soil and effluent load of phosphorus at a semi-intensive marine shrimp farm. *J. World Aquaculture Society*, 37(1): 41-47.
- 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. *Reviews in Fisheries Science*, 15(4): 327-360.
- BRASIL, 2005 RESOLUÇÃO NORMATIVA do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005, nº. 053, p. 58-63.
- BRASIL, 2011 RESOLUÇÃO NORMATIVA do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 de maio de 2011, nº. 92, p.89.
- BURFORD, M.A.; THOMPSON, P.J.; MCINTOSH,

- R.P.; BAUMAN; R.H.; PEARSON, D.C. 2003 Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. *Aquaculture*, 219(1-4): 93– 411.
- BUI, T.D.; LUONG-VAN, J.; AUSTIN, C.M. 2012 Impact of shrimp farm effluent on water quality in coastal areas of the world heritage-listed Ha Long Bay. *American Journal of Environmental Sciences*, 8(2): 104–116.
- CARUSO JR - Estudos Ambientais & Engenharia Ltda 2004 *Estudo de impacto ambiental (EIA/RIMA) para abertura da barra e implantação dos molhes de fixação da foz do Rio Itapocu*. Estudos Ambientais, Prefeitura Municipal de Barra Velha, Santa Catarina.
- ETHOS SERVIÇOS TÉCNICOS LTDA 2013 *Relatório de diagnóstico ambiental da situação atual*. Prefeitura Municipal de Barra Velha, Santa Catarina.
- FRANKE, N.A.; BOYACIOGLU, H.; HOEKSTRA, A.Y. 2013 Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines, *Value of Water Research Report Series* No. 65, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- GERBENS-LENNES, P.W.; MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. 2011 A comparative study on the water footprint of poultry, pork and beef in different countries and production systems. *Value of Water Research Report Series*, nº 55, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands.
- HOEKSTRA, A.Y.; CHAPAGAIN, A.K.; ALADAYA, M.M.; MEKONNEN, M.M. 2011 The water footprint assessment manual: Setting the global standard. London, *Earthscan*, 203p.
- KRUMMENAUER, D.; SAMOCHA, T.; POERSCH, L.; LARA, G.; WASIELESKY, W. 2014 The Reuse of Water on the Culture of Pacific White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*, in BFT System. *Journal of the World Aquaculture Society*, 45(1): 14.
- LAI, D.Y.; LAM, K.C. 2008 Phosphorus retention and release by sediments in the eutrophic Mai Po Marshes, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12): 349–356.
- MCINTOSH, R.M. 2000 Changing paradigms in shrimp farming: III Pond desing and operation considerations. *The Global Aquaculture Advocate*, 3(1): 42-45.
- MCINTOSH, R.M. 2001 Changing paradigms in shrimp farming: V Establishment of heterotrophic bacterial communities. *The Global Aquaculture Advocate*, 4(1): 53–58.
- MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. 2012 A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, 15(3): 401–415.
- MINISTRY OF NATURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT 2007 Pollution Department Control. Notification of the Ministry of Natural Resources and Environment: Designated Brackish Aquaculture as Pollution Point Sources. *Royal Government Gazette*, 124 Part 84 D, B.E. 2550. Disponível em: <http://www.pcd.go.th/info_serv/en_reg_std_water04.html#s12> Acesso em 30 ago. 2016.
- PEREIRA, A.C.; SILVA, R.F. 2012 *Produção de tilápias*. Programa Rio Rural. Manual Técnico 31, 52 p.
- PHILMINAQ 2008 Water quality criteria and standards for freshwater and Marine Aquaculture. *Bureau of Fisheries and Aquatic Resources- Mitigating Impact of Aquaculture in the Philippines* (BFAR) PHILMINAQ Project, Diliman, Quezon City.
- PIEDRAHITA, R.H. 2003 Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226(1-4) 35–44.
- PIÉRRI, V.; VALTER-SEVERINO, D.; OLIVEIRA, K. G.; SANTO, C. M. E.; VIEIRA, F. N.; SEIFFERT, W. Q. 2015 Cultivation of marine shrimp in biofloc technology (BFT) system under different water alkalinities. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3): 558-564.
- RAY, A.J.; DRURY, T. H.; CECIL, A. 2017 Comparing clear-water RAS and biofloc systems: Shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production, water quality, and biofloc nutritional contributions estimated using stable isotopes. *Aquacultura Engineering*, 77(1): 9-14.

ROSS, L.G; TELFER, T.C.; FALCONER, L.; SOTO, D.; AGUILAR-MANJARREZ, J. 2013 Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, pp. 19-46. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6-8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. *FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21*. Rome, FAO. 282 pp.

SAMOCHA, T.M.; SCHVEITZER, R.; KRUMMENAUER, D.; MORRIS, T.C. 2012 Recent advances in super-intensive, zero-exchange shrimp raceway systems. *Global Aquaculture Advocate*, 15(6) 70-71.

SANTA CATARINA 2009 LEI Estadual nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. *Diário Oficial do Estado de Santa Catarina*, 14 de abril de 2009, nº 18.585.

SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL, R.W.; KLEINMAN, P.J.A. 2001 Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2): 287-307.

VASS, K.K.; WANGENEO, A.; SAMANTA, S.; ADHIKARI, S.; MURALIDHAR, M. 2015 Phosphorus dynamics, eutrophication and fisheries in the aquatic ecosystems in India. *Current Science*, 108(7): 1306-1314.

WAINBERG, A.A. 2000 Na Criação de Camarões os Lucros e o Meio Ambiente devem Caminhar de Mãos Dadas. *Panorama da Aquicultura*, 10(57): 35-41.