

Modelagem matemática para gestão da capacidade de suporte de empreendimentos aquícolas em lagos e reservatórios

Guilherme Wolff Bueno⁽¹⁾, Dominique Bureau⁽²⁾, James Owen Skipper-Horton⁽²⁾, Rodrigo Roubach⁽³⁾, Flávia Tavares de Mattos⁽⁴⁾ e Francisco Ernesto Moreno Bernal⁽⁵⁾

⁽¹⁾Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia de Pesca, Centro de Aquicultura da Unesp (Caunesp), Avenida Nelson Brihi Badur, nº 430, Sala 05, CEP 11900-000 Registro, SP, Brasil. E-mail: gwolff@reitoria.unesp.br ⁽²⁾University of Guelph, Animal Biosciences Department, Guelph, ON, N1G 2W1, Canadá. E-mail: dbureau@uoguelph.ca, jskipper@uoguelph.ca ⁽³⁾Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, Esplanada dos Ministérios, Bloco E, CEP 70067-900 Brasília, DF, Brasil. E-mail: rodrigo.roubach@mctic.gov.br ⁽⁴⁾Embrapa Pesca e Aquicultura, Prolongamento da Avenida NS 10, Cruzamento com a Avenida LO 18, Sentido Norte, s/nº, Loteamento Água Fria, CEP 77008-900 Palmas, TO, Brasil. E-mail: flavia.tavares@embrapa.br ⁽⁵⁾Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Campus Darcy Ribeiro, ICC Sul, Asa Norte, CEP 70910-900 Brasília, DF, Brasil. E-mail: framobe@unb.br

Resumo – Áreas inundadas de reservatórios e lagos artificiais estão sendo cada vez mais utilizadas para a produção de peixes; contudo, os resíduos lançados pela aquicultura tornaram-se uma preocupação para o desenvolvimento sustentável desta atividade. Uma das principais estratégias adotadas pelos órgãos gestores e fiscalizadores consiste no uso de modelos hidrodinâmicos que calculam a capacidade de suporte ou de carga de nutrientes de um determinado corpo hídrico e a influência dos cultivos de peixes. Esses modelos são precisos no desenvolvimento de estratégias ideais de alimentação e cálculo de resíduos. Este artigo de revisão aborda esta temática e traz uma descrição da metodologia desenvolvida para análise e simulação da capacidade de suporte para produção de pescados, baseada na integração do modelo bioenergético nutricional “Fish-PrFEQ” com o modelo hidrodinâmico de Dillon & Rigler. Esta metodologia permite avaliar a real contribuição de resíduos aquícolas e auxilia no planejamento e na gestão da aquicultura nestes ambientes aquáticos, além de possibilitar e incentivar que os produtores e a indústria aquícola utilizem rações de melhor qualidade nutricional e menor impacto ambiental.

Termos para indexação: modelagem hidrodinâmica, balanço de massa, bioenergética nutricional, resíduos sólidos, aquicultura sustentável.

Mathematical modeling for the management of the carrying capacity of aquaculture enterprises in lakes and reservoirs

Abstract – Flooded areas of reservoirs and artificial lakes have been increasingly used for fish production; however, the waste generated by aquaculture has become a concern for the sustainable development of this activity. One of the main strategies adopted by management and regulatory agencies is the use of hydrodynamic models that calculate the carrying or nutrient load capacity of a particular water body and the effect of fish farming. These models are precise in the development of optimal strategies for feeding and waste calculation. This review paper addresses this topic and describes the methodology developed for the analysis and simulation of the carrying capacity for fish production, based on the integration of the Fish-PrFEQ nutritional bioenergetic model and the hydrodynamic model of Dillon & Rigler. This methodology allows evaluating the real contribution of aquaculture waste and assists in the planning and management of aquaculture in these aquatic environments, besides enabling and encouraging producers and the aquaculture industry to use fish food with better nutritional quality and lower environmental impact.

Index terms: hydrodynamic modeling, mass balance, nutritional bioenergetics, solid waste, sustainable aquaculture.

Introdução

A aquicultura é considerada uma fonte viável e barata de proteína de alta qualidade, principalmente em países em desenvolvimento, onde se faz necessário

o aumento da produção de alimentos para a garantia da segurança alimentar (Béné et al., 2016). Por essa razão, as áreas inundadas de lagos artificiais e lagoas estão sendo cada vez mais empregadas para a indústria aquícola (Ayer & Tyedmers, 2009; Barton & Fløysand,

2010). Além da produção de alimentos, a expansão dessa atividade em reservatórios gera benefícios para as economias regionais, na forma de emprego e renda em toda a cadeia de produção da aquicultura (Ross et al., 2011), e constitui uma importante alternativa produtiva para as populações afetadas por barragens, por exemplo (Béné et al., 2016).

Nesse cenário, de acordo com Montanhini Neto & Ostrensky (2015), para produzir uma tonelada de tilápias, são lançados no ambiente aproximadamente 1.040 kg de matéria orgânica (MO), 45 kg de N e 14 kg de P. Alves & Baccarin (2005) relataram que 66% do P aportado pelo arraçamento intensivo em fazendas de peixes vão para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% são incorporados no peixe em cultivo.

Portanto, os resíduos sólidos lançados pela aquicultura tornam-se uma preocupação para o desenvolvimento sustentável da atividade. Vários pesquisadores têm demonstrado que os produtos residuais provenientes de diferentes tipos de cultivos aquáticos podem ser estimados por meio de modelos matemáticos fatoriais (Cho & Bureau, 1998; Lupatsch & Kissil, 1998; Yi, 1998; Bureau & Hua, 2010; Azevedo et al., 2011).

Neste contexto, apresenta-se este artigo de revisão sobre a temática e a descrição da metodologia desenvolvida para análise e simulação da capacidade de suporte para produção de pescados, baseada na integração do modelo bioenergético nutricional “Fish-PrFEQ” de Cho & Bureau (1998) com o modelo hidrodinâmico de Dillon & Rigler (1974).

A adoção desta abordagem permitirá avaliar cada processo ou fazenda de forma compartimentalizada, visando determinar a real contribuição de resíduos no ambiente aquático, além de contribuir na definição da capacidade de suporte do reservatório para produção de pescado. Estas medidas auxiliarão no monitoramento da eficiência zootécnica e no aprimoramento da análise de outorga da água para aquicultura, além de possibilitar e incentivar que os produtores e a indústria aquícola utilizem rações de melhor qualidade nutricional e menor impacto ambiental.

Impacto ambiental da aquicultura em lagos e reservatórios

Os principais impactos relacionados à aquicultura em rios, lagos e reservatórios estão ligados ao aumento

do fluxo de partículas e nutrientes dissolvidos no ambiente (Sugiura et al., 2006; Azevedo et al., 2011; Gondwe et al., 2011; Canale et al., 2016); à ocorrência de mortalidade e perdas de biodiversidade de peixes (Sang, 2006); à contaminação por compostos químicos (por meio do uso de antibióticos, antiparasitários, anestésicos e desinfetantes) (Burrige et al., 2010); às reduções localizadas das concentrações de oxigênio dissolvido (Hamblin & Gale, 2002); à ocorrência de florações de algas tóxicas (Sowles, 2009); e ao aumento da concentração de matéria orgânica e de metais no sedimento (Xia et al., 2016). Além desses fatores, observam-se: alterações na biodiversidade da microflora e dos sedimentos bentônicos (Buschmann et al., 2009); alterações na estrutura trófica e nos atributos biológicos da dieta dos peixes selvagens em virtude da introdução de espécies exóticas oriundas da aquicultura (Arthur et al., 2010; Carvalho et al., 2012; Ramos et al., 2014); disseminação de doenças que podem afetar as populações selvagens de organismos aquáticos (Israel, 2007); e, em alguns casos, conflitos diretos com outros usuários de recursos hídricos, o que gera impactos sociais adversos (Béné & Obirih-Opareh, 2009).

Efluentes aquícolas

A maioria dos efluentes oriundos da aquicultura provém das dietas e das sobras de ração não consumida durante a alimentação, o que resulta em resíduos sólidos e dissolvidos (Bureau & Hua, 2010). Os lançamentos de P em corpos hídricos continentais (água doce) são mais preocupantes, pois este nutriente é geralmente limitante para o crescimento das plantas (algas e macrófitas). Em ambientes marinhos, as saídas de resíduos nitrogenados geram a maior preocupação quanto ao impacto ambiental (Rabassó & Hernández, 2015); no entanto, em alguns reservatórios, a elevada entrada de N (oriundo principalmente da proteína das rações) pode originar amônia tóxica na água e comprometer a sobrevivência dos peixes.

Hua & Bureau (2006) ressaltam que os resíduos sólidos (material fecal e alimentos perdidos na alimentação) podem sedimentar e causar impacto sobre o ecossistema bentônico de águas interiores e marinhas; portanto, estimar os resíduos sólidos e dissolvidos é a principal estratégia para o monitoramento e o planejamento de ações de

mitigação ambiental nos ambientes onde estão instaladas as fazendas aquícolas.

Resíduos nitrogenados

O valor biológico de uma dada proteína na dieta depende tanto de sua digestibilidade quanto de seu equilíbrio de aminoácidos em relação às exigências nutricionais dos peixes (NRC, 2011). O desequilíbrio de aminoácidos pode levar à diminuição da deposição de proteína e ao aumento da excreção nitrogenada (Cai et al., 2016).

Como as dietas para peixes contêm níveis elevados de proteína (28 a 50%), grande quantidade de energia é fornecida como compostos nitrogenados, o que leva ao aumento da produção de catabólitos, como nitrito, nitrato e amônia, por exemplo. Dessa forma, poupar a proteína com a inclusão de energia digestível na dieta pode reduzir consideravelmente a poluição, em virtude do decréscimo de produtos nitrogenados finais.

Outra estratégia para redução da poluição consiste no uso da proteína ideal para a espécie. Botaro et al. (2007) demonstraram que é possível reduzir o teor de proteína bruta (PB) digestível de 27 para 24,3% em dietas para tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*) criadas em tanques-rede, e que essa redução pode ser obtida por meio da suplementação com aminoácidos.

Neste cenário, Bureau & Hua (2010) destacaram a importância da proteína digestível (PD) e da energia digestível (ED) na dieta para aumentar a retenção de N. Hargreaves (1998), realizou um levantamento bibliográfico para identificar o percentual de N retido por peixes e sua liberação para o meio ambiente em vários sistemas de produção aquícola. O autor verificou diferenças de 19 a 21% de retenção com 73 a 86% de compostos nitrogenados excretados para espécies como *Ictalurus punctatus*, *O. niloticus* e *Clarias macrocephalus*, e que o uso de dietas com níveis reduzidos de proteína e maiores níveis de ED resultaram na diminuição do efeito poluidor das rações no ambiente aquítico.

Resíduos fosfatados

A forma na qual o P é excretado pelos peixes pode ter efeito direto sobre o enriquecimento do ambiente aquítico e o crescimento de algas. Geralmente o P é excretado em formas solúveis e em partículas: as formas solúveis consistem de P orgânico e PO_4^{3-} , que

afetam diretamente a qualidade da água, enquanto a forma de partículas sedimenta-se no fundo dos lagos e reservatórios ou acumula-se no sedimento (Tundisi & Tundisi, 2008; Canale et al., 2016).

O P solúvel está prontamente disponível como um nutriente para o crescimento dos vegetais, e uma quantidade significativa da fração livre contida no P total está na forma de ortofosfato inorgânico. A forma de P consumida pelos peixes afetará a quantidade de P solúvel e particulado das excretas, bem como a quantidade de P que poderia posteriormente ser biologicamente degradada no sedimento (Canale et al., 2016). Portanto, a definição das entradas de nutrientes via rações da aquícultura é de extrema importância para o desenvolvimento sustentável desta atividade.

Wang et al. (2012) relataram que resíduos de fazendas de salmão (*Salmo salar*) na Noruega em 2009 foram liberados no ambiente, o equivalente a uma descarga anual de cerca de 404.000, 50.600 e 9.400 Mg de C, N e P, respectivamente, com base no total de produção de $1,02 \times 10^6$ Mg de salmão. Esses resultados confirmam os obtidos por Chowdhury et al. (2013), que avaliaram *O. niloticus* alimentados sob diferentes níveis de proteína na dieta (40, 38 e 35%) e verificaram aumento de 4,2 para 5,0 kg na excreção de P e decréscimo de 46,2 para 40,9 kg na de N por tonelada de tilápia produzida. Montanhini Neto & Ostrensky (2015) também analisaram a carga potencial de resíduos da produção comercial de *O. niloticus*. De acordo com estes autores, os totais de nutrientes nos resíduos gerados por tonelada de biomassa de tilápias produzidas foram de 1.040,63 kg de MO, 44,95 kg de N e 14,26 kg de P, que representam 78% de MO, 65% da proteína e 72% do P fornecidos pela alimentação.

Penczak et al. (1982) afirmaram que somente 32% do P é utilizado para o metabolismo do peixe, e os 68% restantes são transferidos para o meio. Alves & Baccarin (2005) também relataram que 66% do P aportado pelo arraçamento intensivo é depositado no sedimento, 11% ficam dissolvidos na água, e 23% são incorporados no peixe em cultivo; isso enfatiza a necessidade de programas de manejo e controle dos resíduos aquícolas.

Tacon (2005) ressalta que, em 1985, as rações utilizadas em salmônica no Chile continham 60% de PB e apenas 6 a 8% de lipídios; entretanto, em

2005, passaram a conter em média 35% de cada um destes nutrientes, o que ocasionou o decréscimo dos níveis de excreção de metabolitos pelos peixes. Para este autor, estes resultados práticos minimizaram o potencial poluente das fazendas de peixe avaliadas.

Situação semelhante ocorreu na Noruega e no Canadá com a indústria do salmão, onde uma série de medidas foi tomada para reduzir a liberação de nutrientes das fazendas de criação. Estas ações envolveram a otimização da composição alimentar, e melhorias na digestibilidade do alimento e nas tecnologias de processamento (Technical..., 2005; Bureau & Hua, 2010).

A média de conversão alimentar das dietas usadas na indústria de salmão norueguês foi reduzida de 2,08, em 1974, para 1,00 em 2005 (Technical..., 2005). No Canadá, a conversão alimentar média das dietas para salmão, na década de 1980, era 1,50, e, 20 anos depois, 1,10. Como consequência, houve diminuição na excreção de 14 kg de P sólido por tonelada de peixe produzido (Bureau & Hua, 2010).

Modelos matemáticos aplicados à aquicultura

A modelagem fatorial tem sido utilizada com sucesso para estimar as exigências de aminoácidos; para melhoria do balanço energético e proteico das dietas para diversos animais, como galinhas poedeiras (Gous & Nonis, 2010), aves e suínos (Sakomura et al., 2015); e, também, para determinar as necessidades dietéticas em cavalos (Cordero et al., 2013) e bovinos (Albertini et al., 2012).

Em geral, um modelo fatorial dedutivo pode ser utilizado para examinar a relação entre a exigência líquida de um elemento essencial para os animais (a exigência para o crescimento e a substituição da perda endógena, por exemplo) e a concentração na dieta necessária para atender essa exigência, com a diminuição de perdas e de excreções (NRC, 2011; Montanhini Neto & Ostrensky, 2015). Cabe destacar que cada modelo considera as características da espécie, do ambiente e da dieta, entre outros fatores que afetam a resposta final a ser analisada.

O crescimento dos peixes é um processo complexo que representa resultados de uma série de processos fisiológicos e comportamentais que envolvem a ingestão de alimentos, a deposição de tecido animal e a excreção de metabolitos (Jobling,

2011). Em cada situação da produção comercial aquícola, o conhecimento das taxas de crescimento em determinado período, em relação ao consumo de ração, é essencial para a análise da viabilidade futura do empreendimento.

Modelos matemáticos que predizem as taxas de crescimento e os requisitos alimentares dos peixes podem ser utilizados para maximizar a eficiência e melhorar o crescimento animal. Estes modelos podem ser uma ferramenta útil, tanto no planejamento e na gestão da produção, quanto no auxílio à descrição de cenários futuros; porém, devem ser utilizados corretamente (Iwama & Tautz, 1981; Cho & Bureau, 1998; Dumas et al., 2010).

Apesar de muitas tentativas de desenvolver expressões matemáticas para descrever o crescimento dos peixes, existe uma grande diversidade de abordagens e conceitos (Iwama & Tautz, 1981). É comum encontrar o crescimento expresso em centímetro por mês, taxas de crescimento instantâneas, percentagem de mudança de comprimento ou percentagem de mudança no peso, muitas vezes sem qualquer referência a temperaturas, alimentação ou condições de cultivo (NRC, 2011).

Portanto, a adoção de um modelo de crescimento adequado permitirá estimativas dos requisitos (de alimentação) da energia do peixe e de suas taxas de crescimento. Esta informação permitirá ao produtor a resolução de vários problemas relacionados ao crescimento e à taxa de alimentação que surgem na rotina de uma piscicultura (Dumas et al., 2010).

Pode-se ainda, por exemplo, prever o peso médio final do peixe depois de um tempo definido de cultivo; estimar o tempo necessário para o peixe atingir um dado tamanho comercial, a uma temperatura definida; ou decidir qual a temperatura média necessária para produzir um determinado tamanho de peixe, em um exato período de tempo. Além disso, um bom modelo matemático também pode fornecer informações a respeito do estoque de biomassa e da exigência diária de ração, energia e aminoácidos (Iwama & Tautz, 1981; Bureau et al., 2002).

Modelos de predição do crescimento corporal aplicados na piscicultura

Para medir o crescimento dos peixes, geralmente utiliza-se a relação de comprimento ou peso (Ricker, 1979; Bureau et al., 2002; Jobling, 2011).

O método mais simples de relatar o crescimento é por meio da avaliação do aumento absoluto de peso ou crescimento. Isso implica que a relação entre o tempo e o peso é linear e que a taxa de crescimento absoluto é a mesma, independentemente do tamanho do peixe. Contudo, a taxa de crescimento varia com o tamanho do peixe, e a taxa de crescimento relativo (T_{CR}) permitirá a comparação entre os tratamentos com peixes de diferentes tamanhos iniciais (Hopkins, 1992). O crescimento relativo (C_R) e a T_{CR} são expressos matematicamente de acordo com as seguintes equações: $C_R = (P_t - P_i)/P_i$ e $T_{CR} = (P_t - P_i)/P_i \times \Delta t$, em que P_t é o peso no momento t ; P_i é o peso inicial; e Δt é a duração da experiência (Ricker, 1979; Hopkins, 1992).

As taxas de crescimento relativo são tipicamente usadas em estudos de nutrição de peixes e estão apresentadas como percentagem de aumento de peso por unidade de tempo. Contudo, a T_{CR} é restrita para o período de tempo calculado e não pode ser facilmente convertida para outro período de tempo (Hopkins, 1992). Diante disso, outros modelos e equações de crescimento podem ser empregados para obter melhores simulações e valores de crescimento.

Para eliminar o problema com o tempo das taxas de crescimento relativo, outro modelo de taxa de crescimento exponencial recomendado é o coeficiente de crescimento específico (CCE) (Ricker, 1979; Hopkins, 1992). Este é normalmente reduzido para taxa instantânea de crescimento ou taxa específica, intrínseca, exponencial, logarítmica ou de juros compostos (Ricker, 1979).

Utiliza-se o logaritmo do peso final ($\ln P_f$) e inicial ($\ln P_i$) a um dado tempo em dias (d), como mostrado na seguinte equação abaixo: $CCE = [(\ln P_f - \ln P_i)/d] \times 100$.

Outra equação muito utilizada na aquicultura é a do coeficiente de crescimento diário (CCD), dado por: $CCD = [(P_f^{1/3} - P_i^{1/3})/d] \times 100$. São considerados apenas os valores médios do peso no início (P_i) e no fim (P_f) do crescimento do animal, divididos pelo tempo em dias (d) a um dado exponencial ($1/3$), o qual representa uma proporção de crescimento exponencial 0,3333 e é aplicado para ajustar a curva de crescimento que não é considerado na equação do CCE.

A equação do coeficiente de crescimento linear (CCL), como as demais, não traduz a trajetória real do animal durante o cultivo, pois considera apenas

o peso final subtraído pelo peso inicial e dividido pelo número de dias de cultivo. Acreditava-se que isso seria um retrato da realidade ocorrida no cultivo; entretanto, as equações utilizadas desconsideram oscilações e diferenças no crescimento relacionadas à temperatura da água e às condições metabólicas durante o período, como é exemplificado na equação a seguir: $CCL = (P_f - P_i)/d$.

Diante da gama de modelos de predição e cálculo da trajetória de crescimento dos peixes (CCE, CCD e CCL), surgiu a necessidade de considerar fatores como a temperatura da água na relação entre o metabolismo e o crescimento dos peixes. Neste sentido, Iwama & Tautz (1981) aplicaram o conceito de unidade térmica para estimar o crescimento em alevinos de truta. Já Cho (1992) introduziu explicitamente o conceito de graus-dia em seu modelo e propôs uma derivação matemática fatorial do coeficiente de crescimento térmico (CCT), dada pela seguinte equação: $CCT = \{[P_f^{(1-b)} - P_i^{(1-b)}] / \sum t \times d\} \times 100$, em que P_i e P_f são o peso corporal inicial e final, respectivamente; d é dia; t é a temperatura em °C; e $(1 - b)$ é o expoente do peso corporal.

O modelo CCT, desde então, tem sido amplamente utilizado na aquicultura (Kaushik, 1998; Bureau & Hua, 2010; Milne et al., 2015), o que permite um ajuste fino das curvas de crescimento dos peixes.

Integração entre modelos de crescimento e exigência energética para peixes

Os modelos de predição surgiram para determinar o crescimento e o consumo alimentar dos animais, como mostram os estudos de Pfeffer & Pieper (1979) e Ricker (1979). Esses modelos também são utilizados para determinação da excreção metabólica e da biodisponibilidade de nutrientes para várias espécies e sistemas de produção, como observados nos trabalhos de Cho & Bureau (1998), Booth et al. (2010), Bureau & Hua (2010), Chowdhury et al. (2013), Bouwman et al. (2013), Bueno (2015) e Canale et al. (2016).

Em geral, os primeiros modelos, de complexidade variável, tratam de particionar a energia ingerida por meio do uso de equações de equilíbrio de energia (Dumas et al., 2010). Um modelo simples seria: $C = EM + RC + E$, em que C é a energia ingerida, EM é a energia metabolizável, RC é a retenção para o crescimento e E é a excreção endógena (Jobling, 2011).

Ao se utilizar esta equação equilibrada, um balanço de energia pode ser construído por qualquer período de tempo a partir de todo o ciclo de vida de um ponto instantâneo no tempo. Pfeffer & Pieper (1979) sugeriram um modelo dedutivo, contendo componentes empíricos, e este foi utilizado para determinar as necessidades dietéticas de elementos essenciais para os peixes. O modelo incluiu fatores para a exigência dietética (Edt), RC, E e a disponibilidade do elemento na dieta (A). Estes fatores foram determinados empiricamente, mas sua relação foi construída dedutivamente como $Edt = (RC + E) / A$.

Os modelos fatoriais evoluíram e, atualmente, são construídos por meio da ligação de um grupo de parâmetros determinados com base em estudos científicos e observações empíricas ao longo do cultivo, relacionadas às necessidades metabólicas de energia para a manutenção, ao potencial de crescimento dos peixes, à eficiência da utilização da energia e dos ingredientes disponíveis nas rações, e à composição corporal dos animais. Assim, os cenários de crescimento, a exigência energética e os lançamentos de resíduos oriundos dos cultivos aquícolas passaram a ser mais precisos e aplicáveis.

Bioenergética nutricional

A bioenergética descreve o fluxo de energia dos nutrientes dentro de um sistema biológico, por exemplo, em um peixe ou camarão. Esta abordagem mostra o processo biológico de utilização e transformação de nutrientes absorvidos para a energia, para a síntese do próprio corpo (NRC, 2011). A alimentação, que é consumida, é transformada no corpo; compostos químicos complexos são divididos em componentes mais simples – proteínas em aminoácidos, carboidratos em glicose e lipídeos em ácidos graxos –; e a energia liberada dos processos metabólicos, é utilizada para manutenção, produção e reprodução (Strand, 2005).

O gasto metabólico por um animal é frequentemente medido como a quantidade de calor produzido, o que geralmente é chamado de respiração (R). Ao se analisar a diferença entre EM e R, tem-se a energia retida, usualmente denominada de produção (Pd): $Pd = EM - R$.

Uma parte desta energia é perdida nas fezes, mas também há perdas pela excreção urinária e pelas

brânquias por meio da difusão na superfície do corpo. Duas formas de energia podem ser definidas: ED e EM; a ED é capaz de transformar-se em EM.

De acordo com Jobling (2011), quando um animal é privado de alimento ($C = 0$), os tecidos do corpo são catabolizados a fim de apoiar a respiração, a produção (energia retida) é negativa e o animal perde massa corporal. Porém, se um animal ingere alguns alimentos, mas a energia retida é zero ao longo do tempo (isto é, $Pd = 0$), há um equilíbrio, e o animal satisfaz a sua necessidade de manutenção.

Portanto, a determinação e o fornecimento de dietas que permitam atender a exigência energética ideal possibilitarão manter as funções metabólicas basais, incrementar a produção (crescimento, gordura e reprodução), e minimizar perdas e resíduos oriundos do metabolismo dos peixes.

Modelagem fatorial bioenergética aplicada na piscicultura

De acordo com Cho et al. (1982), os princípios da modelagem fatorial bioenergética foram aplicados em peixes, em 1914, por Ege e Krogh, e em 1939 por Ivlev. Muitos estudos a respeito da utilização e do desperdício de energia têm sido realizados desde então para várias espécies de peixes (Kaushik & Médale, 1994; Booth et al., 2010; Canale et al., 2016).

Strand (2005) relata que modelos baseados em princípios semelhantes já haviam sido propostos anteriormente por outros pesquisadores (Kerr, 1971). No entanto, o modelo desenvolvido por Kitchell et al. (1974), usado para simular o crescimento do “bluegill” (*Lepomis macrochirus*), foi o mais influente e serviu posteriormente como um padrão em pesquisas para peccilotérmicos, por retratar a abordagem da modelagem bioenergética (Cui & Xie, 2000).

Esse modelo tem sido aplicado a várias espécies diferentes, como, por exemplo: *Phoxinus phoxinus* (Cui & Xie, 2000), *O. niloticus* (Yi, 1998; Chowdhury et al., 2013; Bueno, 2015), *Oncorhynchus mykiss* (Milne et al., 2015) e *Larimichthys crocea* (Cai et al., 2016).

Em ecologia de peixes, modelos bioenergéticos têm sido utilizados principalmente para calcular o consumo de alimentos com base em dados de temperatura e crescimento (Kitchell et al., 1977; Hanson et al., 1997), o que subsidia o desenvolvimento de programas computacionais comerciais, como o Fish Bioenergetics, versão 3.0 (Hanson et al., 1997).

Contudo, estes programas são muito generalistas por utilizarem sempre a mesma taxa metabólica, ao considerar a alimentação natural (plâncton e peixes selvagens) e desconsiderar oscilações de temperatura e taxas de retenção de energia corporal nas diferentes fases de vida e espécies. Isso pode gerar valores grosseiros e pouco precisos na estimativa de resíduos do metabolismo animal.

Porém, a aplicação dos modelos bioenergéticos para aquicultura considera todos esses fatores, como exemplificado pelo programa gratuito Aquability. Esses tipos de modelos são precisos no desenvolvimento de estratégias ideais de alimentação e cálculo de resíduos (Cho & Bureau, 1998; Strand, 2005), e podem ser aprimorados e transformados em eficientes ferramentas para aquicultores e órgãos de fomento e fiscalização da atividade.

Uso da bioenergética nutricional para estimativa de resíduos aquícolas

A produção de resíduos da aquicultura pode ser estimada por meio de princípios simples de nutrição e bioenergética, como observado em Cho & Bureau (1998), que adotam uma abordagem “biológica”, em vez de “química”. Alimentos ingeridos são digeridos e fornecem proteínas, lipídios e carboidratos, os quais serão fontes de energia e nutrientes potencialmente disponíveis para manutenção, crescimento e reprodução do animal. O restante da alimentação (não digerido) é excretado nas fezes como resíduos sólidos (RS).

Os subprodutos do metabolismo, como amônia, ureia, fosfatos e dióxido de carbono, são excretados como resíduos dissolvidos (RD), principalmente por meio dos rins. O total dos resíduos (TR) oriundos da alimentação dos peixes em cultivo é composto pelos resíduos sólidos e dissolvidos, juntamente com os resíduos da perda de ração aparente (PRA) durante a alimentação, sendo $TR = RS + RD + PRA$.

Entretanto, as saídas RS, RD e PRA são biologicamente estimadas por: $RS = [\text{alimentação consumida} \times (1 - \text{coeficiente de digestibilidade aparente, CDA})]$; e $RD = [(\text{alimento consumido} \times \text{CDA}) - \text{nutrientes retidos no peixe}]$.

Portanto, os resíduos dissolvidos podem ser calculados pela diferença entre o nutriente digestível e o retido na carcaça. A estimativa precisa do total de RS requer um cálculo confiável dos resíduos da PRA. Assim, a estimativa de PRA é quase impossível.

Contudo, as melhores estimativas podem ser feitas com base nos requisitos de energia e no ganho esperado, como descrito por Cho (1992), em que a eficiência de energia (ganho de energia/consumo) indica o grau de PRA para uma determinada operação. Neste contexto, a exigência e a quantidade de ração teórica (QRT) podem ser calculadas com base no balanço energético nutricional ($QRT = \text{ganho} + \text{excretado}$), o que inclui a perda de calor.

A quantidade de entrada de alimentação acima da QRT é assumida como PRA, e todos os nutrientes que englobam a PRA devem ser incluídos na quantificação de resíduos sólidos. De acordo com Cho (1992), esta abordagem pode originar uma estimativa relativamente conservadora.

No entanto, procedimentos biológicos baseados no CDA para RS e nas análises comparativas de carcaça para RD fornecem estimativas confiáveis, e os métodos biológicos são flexíveis e capazes de se adaptarem a uma variedade de condições e ambientes de cultivo (Bureau & Hua, 2010).

Modelos matemáticos para análise da capacidade de suporte de reservatórios

Uma das principais estratégias adotadas pelos órgãos gestores e fiscalizadores consiste no uso de modelos hidrodinâmicos que calculam a capacidade de suporte ou de carga de nutrientes de um determinado corpo hídrico, além da influência que os cultivos de peixes possam exercer.

Com base nesses aspectos, foram propostos diversos modelos matemáticos, como: o de Dillon & Rigler (1974), o de Vollenweider (1975), o aplicativo Mike, o módulo ECO Lab (DHI Water and Environment), Variáveis que Interagem de Modo Semiquantitativo (Visq), “Structural Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation” (Stella), Qualres, Ecopath Modeling, Pegada Ecológica, Delph 3D e 3D Water Modelling System (Mohid), considerados ferramentas que simulam a dinâmica das variáveis que ocorrem no ambiente aquático.

Geralmente, esses modelos são baseados na relação direta entre o incremento de P e o crescimento de algas. Porém, quando estes modelos são utilizados para determinar a capacidade de suporte para produção de pescados, nem sempre são considerados fatores zootécnicos e limnológicos específicos, o que pode sub

ou superestimar a real contribuição dos efluentes da produção de peixes. Com isso, destaca-se a importância da integração da modelagem bioenergética para determinar os resíduos aquícolas e auxiliar no input de dados para modelagem hidrodinâmica.

Integração entre modelos matemáticos para definição da capacidade de suporte

Para a definição da capacidade de suporte (CS), aplicou-se o modelo de Dillon & Rigler (1974), o qual considera que a concentração de P (mg m^{-3}) na água é uma função da carga anual de P (L_a , em mg m^{-2} por ano), do coeficiente de retenção de P (R_p), da profundidade média (z , em metros), e da taxa de renovação da água do reservatório (ρ , em anos). A concentração de P é dada pela equação: $[P] = L_a (1 - R_p) / (z \times \rho)$, em que: z é calculada pela razão entre o volume e a área do corpo hídrico; ρ é calculada pela razão entre a vazão média e o volume máximo do reservatório; e R_p é o coeficiente de retenção do P proveniente do estudo realizado por Larsen & Mercier (1976), com modificações feitas por Canfield & Bachmann (1981), obtido por meio da seguinte equação: $R_p = 1 / (1 + 0,614 \times \rho^{0,491})$.

O parâmetro da concentração de P refere-se ao $\Delta[P]$, que é o incremento na concentração de P na água para uma determinada L_a . A equação seguinte mostra a relação entre esses parâmetros: $L_a = (\Delta[P] \times z \times \rho) / (1 - R_p)$, em que $\Delta[P]$ é dado pela concentração atual de P na água do reservatório subtraída da concentração máxima permitida pela Resolução Conama nº 357/2005 (Brasil, 2005). A partir do máximo $\Delta[P]$ autorizável, calcula-se a L_a máxima autorizável, ou seja, o quanto de P que pode ser adicionado à água.

Atualmente, a Agência Nacional das Águas (ANA) leva em consideração os usos múltiplos do reservatório no processo de emissão das outorgas para atividades aquícolas, com base na Resolução Conama nº 357/2005 (Brasil, 2005). Na legislação, o limite para P total é de 30 mg m^{-3} , em ambientes lênticos, e de 50 mg m^{-3} em ambientes intermediários, com tempo de residência de 2 a 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

Com base nesses números para padronizar a quantidade de P outorgável para atividades aquícolas, a quantidade máxima permitida de P limita-se à fração de 1/6 para ambientes lênticos (30 mg m^{-3}), isto é, a carga máxima a ser lançada pela aquicultura é de 5 mg m^{-3} de P ao ano (ANA, 2009).

Os 5/6 restantes ficariam reservados a outros usos em que houvesse aportes de P à água, como a diluição de esgotos domésticos e industriais, além do aporte natural de P. Ressalta-se que em casos específicos, nos quais há estudo prévio do reservatório, com levantamento dos usos múltiplos, a capacidade de suporte do corpo hídrico para atividades aquícolas poderá variar; entretanto, isso dependerá da análise e da aprovação da agência de regulação.

Assim, calcula-se a L_a em função de um $\Delta[P]$ de 5 mg m^{-3} . Em seguida, determina-se a carga de P autorizável no reservatório todo (L_r), que estará em mg por ano , ao se utilizar a L_a , que representa a máxima carga de P autorizável por metro quadrado, multiplicando-se o valor obtido pela área de superfície d'água (A , em m^2) do reservatório, de acordo com a equação: $L_r = L_a \times A$.

Utiliza-se a cota com 90% de permanência da água, obtida pela equação: $L_r = (\Delta[P] \times V_{90} \times \rho) / (1 - R_p)$, em que V_{90} é o volume na cota com 90% de permanência da água (ANA, 2009).

Em seguida, converte-se o L_r em produção anual autorizável de peixes. Para isso, deve-se estimar a proporção de P na água para cada tonelada de peixe produzida.

Exemplo de aplicação da metodologia proposta

O modelo bioenergético fatorial Fish-PrFEQ de Cho & Bureau (1998) é utilizado para simular a carga de P lançada pela produção de peixes (P_a). São considerados diferentes níveis de P total na ração (0,8, 1,0 e 1,5%) para tilápias sob diferentes temperaturas da água (21, 25 e 29°C, respectivamente) (Tabela 1). Tendo-se P_a , calcula-se a carga de P autorizável em todo o reservatório (L_r) por meio da equação em que se multiplica o valor obtido de L (que representa a máxima carga de P autorizável por metro quadrado) por A (área de espelho d'água, em m^2), ou seja, $L_r = L \times A$. Em seguida, tendo-se L_r e P_a , calcula-se a produção autorizável de peixes (B , em mg por ano) com base na carga autorizável de P no reservatório (L_r , em kg por ano), sendo $B = L_r / P_a$.

Especificamente, realizou-se uma simulação da aplicação desta metodologia para o reservatório de Ilha Solteira, no rio Paraná, no Estado de São Paulo (Tabela 2).

Tabela 1. Estimativa de resíduo sólido (P total) da produção de tilápia (*Oreochromis niloticus*), a diferentes temperaturas, em tanques-rede, calculada pelo modelo bioenergético nutricional.

Variável	0,8% de P na ração			1,0% de P na ração			1,5% de P na ração		
	21°C	25°C	29°C	21°C	25°C	29°C	21°C	25°C	29°C
Conversão alimentar esperada (CAE) ⁽¹⁾	1,4	1,5	1,6	1,4	1,5	1,6	1,4	1,5	1,6
P total (kg) – Pa ⁽²⁾	3,6	3,3	4,4	4,5	5,0	5,5	6,7	7,6	8,2

⁽¹⁾Dieta utilizada para modelagem: 90% de matéria seca (MS), 69% de MS digestível, 35% de proteína bruta (PB), 31% de PB digestível, 16 MJ kg⁻¹ de energia bruta; 11 MJ kg⁻¹ de energia digestível. ⁽²⁾Pa, carga de P lançado (kg) para cada tonelada de peixe produzido. Fonte: Bueno (2015).

Tabela 2. Aplicação da nova metodologia do modelo bioenergético nutricional para determinação da capacidade de suporte e gestão da produção máxima de peixe no reservatório de Ilha Solteira, São Paulo, Brasil.

Item	Informações
Tipo do reservatório	Lêntico
Rio barrado	Rio Preto
Bacia/região	Paraná
Nível d'água (n.a.)	Mínimo operativo
Cota máxima	328,00
Cota mínima	314,00
Área máxima	1.195,20
Área mínima	638,20
Volume máximo	21.060,30
Volume mínimo	8.232,40
Profundidade média na cota mín. consid. (m)	12,90
Vazão média afluyente - Qmlt (m ³ s ⁻¹)	5.222,62
Tempo de residência - td (anos)	0,13
Tempo de residência - td (dias)	46,67
$\Delta[P]$ (mg m ⁻³) ⁽¹⁾	5,00
Coefficiente de retenção de P - R ⁽²⁾	0,56
Espécie	<i>Oreochromis niloticus</i>
Carga máxima de P no reservatório (kg ano ⁻¹)	726.531,16
Produção máxima de peixe (t ano ⁻¹) - 0,8 P a 25°C	219.182,13 (Obtido pela modelagem)
Produção máxima de peixe (t ano ⁻¹) - 1,0 P a 25°C	145.188,21 (Obtido pela modelagem)
Produção máxima de peixe (t ano ⁻¹) - 1,5 P a 25°C	96.035,45 (Obtido pela modelagem)

⁽¹⁾Lr = $\{[\Delta[P] \times V_{\min} \times (1/td)] / (1-R)\}$, conforme Dillon & Rigler (1974). ⁽²⁾R = $0,761 \times \{1 - \text{EXP}[-0,0282 \times (td \times 365)]\}$, conforme Straskraba (1996).

Considerações finais

O uso da modelagem bioenergética fatorial, integrada com a modelagem hidrodinâmica, auxilia na determinação da carga de resíduos, bem como no ajuste dos valores utilizados no cálculo da capacidade de suporte do reservatório para produção de pescados.

A abordagem apresentada permite o acompanhamento e a gestão dos empreendimentos aquícolas

instalados em lagos e reservatórios, além do aprimoramento da metodologia de análise de outorga para cada empreendimento, ao se considerar a qualidade de água do ambiente de cultivo, a qualidade nutricional das rações e as peculiaridades de cada espécie (hábito alimentar, genética e fases de crescimento). Desse modo, torna-se possível o incentivo a produtores e à indústria para utilização de rações de menor impacto

ambiental e técnicas de manejo que promovam a sustentabilidade aquícola.

Na produção de pescados, sugere-se a realização de ações conjuntas de fiscalização in loco (relatórios de produção) e programas de monitoramento da qualidade da água e dos sedimentos para o controle da capacidade de suporte dos lagos e dos reservatórios.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), ao International Science and Technology Partnerships Canada (ISTP Canadá, processo 490226/2012-4) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp, project No. 2016/10.563-0), pelo apoio financeiro.

Referências

- ALBERTINI, T.Z.; MEDEIROS, S.R.; TORRES JÚNIOR, R.A.A.; ZOCCHI, S.S.; OLTJEN, J.W.; STRATHE, A.B.; LANNA, D.P.D. A methodological approach to estimate the lactation curve and net energy and protein requirements of beef cows using nonlinear mixed-effects modeling. **Journal of Animal Science**, v.90, p.3867-3878, 2012. DOI: 10.2527/jas.2010-3540.
- ALVES, R.C.P.; BACCARIN, A.E. Efeitos da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no Córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava), baixo rio Tietê. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p.329-347.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Nota Técnica n.009/2009/GEOUT/SOF-ANA**: atualização na metodologia de análise de pedidos de outorga para piscicultura em tanques-rede. Brasília, 2009. 3p.
- ARTHUR, R.I.; LORENZEN, K.; HOMEKINGKEO, P.; SIDAVONG, K.; SENGVILAIKHAM, B.; GARAWAY, C.J. Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters. **Aquaculture**, v.299, p.81-88, 2010. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2009.11.022.
- AYER, N.W.; TYEDMERS, P.H. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. **Journal of Cleaner Production**, v.17, p.362-373, 2009. DOI: 10.1016/j.jclepro.2008.08.002.
- AZEVEDO, P.A.; PODEMSKI, C.L.; HESSLEIN, R.H.; KASIAN, S.E.M.; FINDLAY, D.L.; BUREAU, D.P. Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. **Aquaculture**, v.311, p.175-186, 2011. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2010.12.001.
- BARTON, J.R.; FLØYSAND, A. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982-2010: a trajectory from economic development to global sustainability. **Global Environmental Change**, v.20, p.739-752, 2010. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2010.04.001.
- BÉNÉ, C.; ARTHUR, R.; NORBURY, H.; ALLISON, E.H.; BEVERIDGE, M.; BUSH, S.; CAMPLING, L.; LESCHEN, W.; LITTLE, D.; SQUIRES, D.; THILSTED, S.H.; TROELL, M.; WILLIAMS, M. Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction: assessing the current evidence. **World Development**, v.79, p.177-196, 2016. DOI: 10.1016/j.worlddev.2015.11.007.
- BÉNÉ, C.; OBIRIH-OPAREH, N. Social and economic impacts of agricultural productivity intensification: the case of brush park fisheries in Lake Volta. **Agricultural Systems**, v.102, p.1-10, 2009. DOI: 10.1016/j.agsy.2009.06.001.
- BOOTH, M.A.; PIROZZI, I.; ALAN, G.A. Estimation of digestible protein and energy requirements of yellowtail kingfish *Seriola lalandi* using a factorial approach. **Aquaculture**, v.307, p.247-259, 2010.
- BOTARO, D.; FURUYA, W.M.; SILVA, L.C.R.; SANTOS, L.D. dos; SILVA, T.S. de C.; SANTOS, V.G. dos. Redução da proteína da dieta com base no conceito de proteína ideal para tilápias-donilo (*Oreochromis niloticus*) criadas em tanques-rede. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, p.517-525, 2007. DOI: 10.1590/S1516-35982007000300001.
- BOUWMAN, A.F.; BEUSEN, A.H.W.; OVERBEEK, C.C.; BUREAU, D.P.; PAWLOWSKI, M.; GLIBERT, P.M. Hindcasts and future projections of global inland and coastal nitrogen and phosphorus loads due to finfish aquaculture. **Reviews in Fisheries Science**, v.21, p.112-156, 2013. DOI: 10.1080/10641262.2013.790340.
- BRASIL. Resolução 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**, 18 mar. 2005. Seção 1, p.58-63.
- BUENO, G.W. **Modelo bioenergético nutricional e balanço de massas para o monitoramento e estimativa de efluentes da produção comercial de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em reservatório tropical**. 2015. 127p. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília.
- BUREAU, D.P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. **Aquaculture Research**, v.41, p.777-792, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2009.02431.x.
- BUREAU, D.P.; KAUSHIK, S.J.; CHO, C.Y. Bioenergetics. In: HALVER, J.E.; HARDY, R.W. (Ed.). **Fish nutrition**. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2002. p.78-95. DOI: 10.1016/B978-012319652-1/50002-1.
- BURRIDGE, L.; WEIS, J.S.; CABELLO, F.; PIZARRO, J.; BOSTICK, K. Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. **Aquaculture**, v.306, p.7-23, 2010.
- BUSCHMANN, A.H.; CABELLO, F.; YOUNG, K.; CARVAJAL, J.; VARELA, D.A.; HENRÍQUEZ, L. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. **Ocean and**

- Coastal Management**, v.52, p.243-249, 2009. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002.
- CAI, H.; ROSS, L.G.; TELFER, T.C.; CHANGWEN, W.; ZHU, A.; ZHAO, S.; XU, M. Modelling the nitrogen loadings from large yellow croaker (*Larimichthys crocea*) cage aquaculture. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, p.7529-7542, 2016. DOI: 10.1007/s11356-015-6015-0.
- CANALE, R.P.; WHELAN, G.; SWITZER, A.; EISCH, E. A bioenergetic approach to manage production and control phosphorus discharges from a salmonid hatchery. **Aquaculture**, v.451, p.137-146, 2016. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2015.09.008.
- CANFIELD, D.E.; BACHMANN, R.W. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.38, p.414-423, 1981. DOI: 10.1139/f81-058.
- CARVALHO, E.D.; DAVID, G.S.; SILVA, R.J. (Ed.). **Health and Environment in Aquaculture**. Rijeka: Intech, 2012. 428p. DOI: 10.5772/2462.
- CHO, C.Y. Feeding systems for rainbow trout and other salmonids with reference to current estimates of energy and protein requirements. **Aquaculture**, v.100, p.107-123, 1992. DOI: 10.1016/0044-8486(92)90353-M.
- CHO, C.Y.; BUREAU, D.P. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. **Aquatic Living Resources**, v.11, p.199-210, 1998. DOI: 10.1016/S0990-7440(98)89002-5.
- CHO, C.Y.; SLINGER, S.J.; BAYLEY, H.S. Bioenergetics of salmonid fishes: energy intake, expenditure and productivity. **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry**, v.73, p.25-41, 1982. DOI: 10.1016/0305-0491(82)90198-5.
- CHOWDHURY, M.A.K.; SIDDIQUI, S.; HUA, K.; BUREAU, D.P. Bioenergetics-based factorial model to determine feed requirement and waste output of tilapia produced under commercial conditions. **Aquaculture**, v.410/411, p.138-147, 2013. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2013.06.030.
- CORDERO, V.V.; CAVINDER, C.A.; TEDESCHI, L.O.; SIGLER, D.H.; VOGELSANG, M.M.; ARNOLD, C.E. The development and evaluation of a mathematical nutrition model to predict digestible energy intake of broodmares based on body condition changes. **Journal of Animal Science**, v.91, p.2169-2177, 2013. DOI: 10.2527/jas.2011-4659.
- CUI, Y.; XIE, S. Modelling Growth in Fish. In: THEODOROU, M.K.; FRANCE, J. (Ed.). **Feeding Systems and Feed Evaluation Models**. Wallingford: Cabi, 2000. p.413-434.
- DILLON, P.J.; RIGLER, F.H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v.31, p.1771-1778, 1974. DOI: 10.1139/f74-225.
- DUMAS, A.; FRANCE, J.; BUREAU, D. Modelling growth and body composition in fish nutrition: where have we been and where are we going? **Aquaculture Research**, v.41, p.161-181, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2009.02323.x.
- EGE, R.; KROGH, A. On the relation between the temperature and the respiratory exchange in fishes. **International Review of Hydrobiology**, v.7, p.48-55, 1914. DOI: 10.1002/iroh.19140070105.
- GONDWE, M.J.S.; GUILDFORD, S.J.; HECKY, R.E. Carbon, nitrogen and phosphorus loadings from tilapia fish cages in Lake Malawi and factors influencing their magnitude. **Journal of Great Lakes Research**, v.37, p.93-101, 2011. Supplement 1. DOI: 10.1016/j.jglr.2010.11.014.
- GOUS, R.M.; NONIS, M.K. Modelling egg production and nutrient responses in broiler breeder hens. **Journal of Agricultural Science**, v.148, p.287-301, 2010. DOI: 10.1017/S0021859610000183.
- HAMBLIN, P.F.; GALE, P. Water quality modeling of caged aquaculture impacts in Lake Wolsey, North Channel of Lake Huron. **Journal of Great Lakes Research**, v.28, p.32-43, 2002. DOI: 10.1016/S0380-1330(02)70560-1.
- HANSON, P.C.; JOHNSON, T.B.; SCHINDLER, D.E.; KITCHELL, J.F. **Fish bioenergetics 3.0 for windows manual**. Madison: University of Wisconsin, Centre for Limnology, 1997. 116p.
- HARGREAVES, J.A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, v.166, p.181-212, 1998. DOI: 10.1016/S0044-8486(98)00298-1.
- HOPKINS, K.D. Reporting fish growth: a review of the basics. **Journal of the World Aquaculture Society**, v.23, p.173-179, 1992. DOI: 10.1111/j.1749-7345.1992.tb00766.x.
- HUA, K.; BUREAU, D.P. Modelling digestible phosphorus content of salmonid fish feeds. **Aquaculture**, v.254, p.455-465, 2006. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2005.10.019.
- ISRAEL, D.C. **The current state of aquaculture in Laguna de Bay**. Makati City: Philippine Institute for Development Studies, 2007. p.1-65. (Discussion Paper Series No. 2007-20).
- IVLEV, V.S. Energy balance in the carp. **Zoological Journal**, v.18, p.303-318, 1939.
- IWAMA, G.K.; TAUTZ, A.F. A simple growth model for salmonids in hatcheries. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.38, p.649-656, 1981. DOI: 10.1139/f81-087.
- JOBLING, M. Bioenergetics in aquaculture settings. In: FARRELL, A.P. (Ed.). **Encyclopedia of Fish Physiology: from genome to environment**. Amsterdam: Elsevier, 2011. p.1664-1674. DOI: 10.1016/B978-0-12-374553-8.00152-0.
- KAUSHIK, S.J. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non-salmonids. **Aquatic Living Resources**, v.11, p.211-217, 1998. DOI: 10.1016/S0990-7440(98)89003-7.
- KAUSHIK, S.J.; MÉDALE, F. Energy requirements, utilization and dietary supply to salmonids. **Aquaculture**, v.124, p.81-97, 1994. DOI: 10.1016/0044-8486(94)90364-6.
- KERR, S.R. A simulation model of lake trout growth. **Journal of Fisheries Research Board of Canada**, v.28, p.815-819, 1971. DOI: 10.1139/f71-122.
- KITCHELL, J.F.; KOONCE, J.F.; O'NEILL, R.V.; SHUGART JR., H.H.; MAGNUSON, J.J.; BOOTH, R.S. Model of fish biomass dynamics. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.103, p.786-798, 1974. DOI: 10.1577/1548-8659(1974)103<786:MOFBD>2.0.CO;2.

- KITCHELL, J.F.; STEWART, D.J.; WEININGER, D. Application of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v.34, p.1922-1935, 1977. DOI: 10.1139/f77-258.
- LARSEN, D.P.; MERCIER, H.T. Phosphorus retention capacity of lakes. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v.33, p.1742-1750, 1976. DOI: 10.1139/f76-221.
- LUPATSCH, I.; KISSIL, G.W. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. **Aquatic Living Resources**, v.11, p.265-268, 1998. DOI: 10.1016/S0990-7440(98)80010-7.
- MILNE, J.E.; MARVIN, C.H.; YERUBANDI, R.; MCCANN, K.; MOCCIA, R.D. Monitoring and modelling total phosphorus contributions to a freshwater lake with cage-aquaculture. **Aquaculture Research**, p.1-15, 2015. DOI: 10.1111/are.12881.
- MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v.46, p.1309-1322, 2015. DOI: 10.1111/are.12280.
- NRC. National Research Council. **Nutrient requirements of fish and shrimp**. Washington: National Academy Press, 2011. 392p.
- PENCZAK, T.; GALICKA, W.; MOLINSKI, M.; KUSTO, E.; ZALEWSKI, M. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Journal of Applied Ecology**, v.19, p.371-393, 1982. DOI: 10.2307/2403474.
- PFEFFER, E.; PIEPER, A. Application of the factorial approach for determining nutrient requirements of growing fish. In: HALVER, J.E.; TIEWS, K. (Ed.). **Fish nutrition and fish feed technology**. Hamburg: Heeneman Verlagsgesellschaft, 1979. p.123-156.
- RABASSÓ, M.; HERNÁNDEZ, J.M. Bioeconomic analysis of the environmental impact of a marine fish farm. **Journal of Environmental Management**, v.158, p.24-35, 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.04.034.
- RAMOS, I.P.; FRANCESCHINI, L.; ZICA, É.O.P.; CARVALHO, E.D.; SILVA, R.J. The influence of cage farming on infection of the corvine fish *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) with metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* (Digenea: Diplostomidae) from the Chavantes reservoir, São Paulo State, Brazil. **Journal of Helminthology**, v.88, p.342-348, 2014. DOI: 10.1017/S0022149X13000229.
- RICKER, W.E. Growth rates and models. In: HOAR, W.S.; RANDALL, D.J.; BRETT, J.R. (Ed.) **Fish physiology**. London: Academic Press, 1979. v.8, p.678-743. DOI: 10.1016/s1546-5098(08)60034-5.
- ROSS, L.G.; FALCONER, L.L.; CAMPOS MENDOZA, A.; MARTINEZ PALACIOS, C.A. Spatial modelling for freshwater cage location in the Presa Adolfo Mateos Lopez (El Infiernillo), Michoacán, México. **Aquaculture Research**, v.42, p.797-807, 2011. DOI:10.1111/j.1365-2109.2010.02689.x.
- SAKOMURA, N.K.; GOUS, R.M.; KYRIAZAKIS, I.; HAUSCHILD, L. (Ed.). **Nutritional modelling for pigs and poultry**. Oxfordshire: Cabi, 2015. 318p. DOI: 10.1079/9781780644110.0000.
- SANG, J.-S. Lawmaking for Management and Protection of Wetlands in China. **Wetland Science and Management**, v.3, p.50-53, 2006.
- SOWLES, J. **Aquaculture task force discussion paper on bio-physical carrying capacity**. 2009. Disponível em: <https://www1.maine.gov/dmr/aquaculture/reports/documents/carryingcapacity.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2015.
- STRAND, Å. **Growth and Bioenergetic Models and their Application in Aquaculture of Perch (*Perca fluviatilis*)**. Umea: SLU, 2005. 61p. Rapport n. 42. Disponível em: <http://www.haparanda.se/download/18.786ab49113d008f9ee5fdd/1362143818794/Growth+and+Bioenergetic+Models+and+their+Applications+in+Aquaculture+of+Perch.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2016.
- STRASKRABA, M. Lake and reservoir management. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v.26, p.193-209, 1996.
- SUGIURA, S.H.; MARCHANT, D.D.; KELSEY, K.; WIGGINS, T.; FERRARIS, R.P. Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. **Environmental Pollution**, v.140, p.95-101, 2006.
- TACON, A.G.J. Salmon aquaculture dialogue: status of information on salmon aquaculture feed and the environment. **Aquafeed International**, v.8, p.22-37, 2005.
- TECHNICAL Assistance Republic of the Philippines: strategy for sustainable aquaculture development for poverty reduction project. [S.l.]: Asian Development Bank, 2005. 16p. Technical Assistance Report. Project Number: 39031.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 631p.
- VOLLENWEIDER, R.A. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. **Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie**, v.37, p.53-84, 1975. DOI: 10.1007/BF02505178.
- WANG, X.; OLSEN, L.M.; REITAN, K.I.; OLSEN, Y. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. **Aquaculture Environment Interactions**, v.2, p.267-283, 2012. DOI: 10.3354/aei00044.
- XIA, B.; GUO, P.; LEI, Y.; ZHANG, T.; QIU, R.; KNORR, K.-H. Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments – a case study from a mariculture bay in Southern China. **Journal of Soils and Sediments**, v.16, p.665-676, 2016. DOI: 10.1007/s11368-015-1267-3.
- YI, Y. A bioenergetics growth model for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) based on limiting nutrients and fish standing crop in fertilized ponds. **Aquacultural Engineering**, v.18, p.157-173, 1998. DOI: 10.1016/S0144-8609(98)00028-4.

Recebido em 13 de julho de 2015 e aprovado em 11 de julho de 2016