



PISCICULTURA MARINA EN LATINOAMÉRICA

BASES CIENTÍFICAS Y TÉCNICAS PARA SU DESARROLLO

Francesc Castelló i Orvay (coord.)



Universitat
de Barcelona



PISCICULTURA MARINA EN LATINOAMÉRICA

BASES CIENTÍFICAS Y TÉCNICAS PARA SU DESARROLLO

Francesc Castelló i Orvay (coord.)

© Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona
Adolf Florensa, s/n
08028 Barcelona
Tel.: 934 035 430
Fax: 934 035 531
www.publicacions.ub.edu
comercial.edicions@ub.edu

ISBN 978-84-475-3436-4
DEPÓSITO LEGAL B-8.474-2013

Queda rigurosamente prohibida la reproducción total o parcial de esta obra. Ninguna parte de esta publicación, incluido el diseño de la cubierta, puede ser reproducida, almacenada, transmitida o utilizada mediante ningún tipo de medio o sistema, sin autorización previa por escrito del editor.

Tema 10

Parámetros de bioingeniería y calidad de agua en sistemas de acuicultura

Germán E. Merino

1. INTRODUCCIÓN

Existe en todo el mundo un creciente interés por el cultivo de animales en sistemas de producción basados en tanques, lo que conlleva que el proceso de diseño converja necesariamente basándose tanto en parámetros de calidad del agua como en el metabolismo de los animales de cultivo. Tales principios de diseño de instalaciones de cultivo se pusieron en práctica hacia 1970 (Willoughby, 1968; Speece, 1973; Westers y Pratt, 1977), cuando los requerimientos de agua fueron reconocidos como el factor limitante en el diseño de instalaciones productivas de cultivo emplazadas en tierra. Willoughby (1968) definió el oxígeno como el primer factor limitante determinante para estimar los requerimientos de agua. Luego fue Speece (1973) quien concluyó que el amoníaco también es un factor de calidad del agua limitante en el caso de sistemas de cultivo con reutilización de agua. Finalmente, Westers y Pratt (1977) consideraron como factores limitantes para determinar el caudal de agua tanto el consumo de oxígeno como la excreción de amoníaco, dependiendo de las condiciones ambientales. Desde entonces, los criterios de calidad de agua se han convertido en la base del diseño de todo sistema de producción animal en acuicultura.

Los parámetros biológicos de mayor interés en el diseño de ingeniería son el oxígeno disuelto, el amoníaco, los sólidos suspendidos y el dióxido de carbono (Liao, 1971; Fivelstad, 1988; Timmons et al., 2001). Estos parámetros son conocidos como parámetros de bioingeniería por los ingenieros en acuicultura vinculados al diseño y operación de sistemas de cultivos. Sin el conocimiento de los parámetros de bioingeniería, el proceso para establecer las condiciones adecuadas de flujo y calidad de agua requeridas para el cultivo comercial de un determinado pez se vuelve bastante difícil. El presente trabajo abordará el efecto del cultivo de animales sobre los cambios en la calidad del agua dentro de la unidad de cultivo, y por ende la importancia de determinar los parámetros de bioingeniería; se considerará asimismo el modo en que estos pueden ser incluidos en los análisis de balance de masas para el diseño de sistemas fiables para el cultivo intensivo en acuicultura.

2. CALIDAD DEL AGUA EN ACUICULTURA Y TIPOS DE SISTEMAS DE CULTIVO

La calidad del agua para actividades de acuicultura es un término específico que no puede generalizarse y que es propio de cada especie a ser cultivada. En términos generales, la acuicultura tiende a la optimización de la producción de las especies hidrobiológicas de interés comercial, y para ello se suelen modificar artificialmente, si es posible, los factores abióticos del medio de cultivo. Los factores abióticos relacionados con la calidad del agua comúnmente definidos como referentes para asegurar las condiciones idóneas exigidas por una determinada especie para su cultivo son el pH, la temperatura, el oxígeno disuelto, el amoníaco y la salinidad.

Dependiendo de la tecnología de cultivo y de la fuente de agua disponible, los parámetros comunes de calidad de agua pueden condicionar la localización de una actividad de acuicultura o requerir la incorporación de operaciones unitarias o tratamientos del agua, para asegurar la calidad requerida para el cultivo de

una especie determinada. En función del uso del agua, los principales sistemas de cultivo pueden definirse como:

a) Sistemas de flujo abierto: el agua se utiliza una sola vez. Por lo general recibe tratamientos en la zona de afluentes de acuerdo con los requerimientos de la especie cultivada y otro tratamiento (si la legislación lo exige) en la zona de efluentes. Una de las principales variables de bioingeniería para determinar el caudal de agua es el requerimiento de oxígeno.

b) sistemas con reutilización del agua: el agua se utiliza varias veces en las unidades de cultivo. Además del tratamiento de afluentes y efluentes descritos para el sistema de flujo abierto, en este caso se han de incluir dispositivos para incrementar los niveles de oxígeno disuelto en el agua de cultivo. La variable de bioingeniería que restringe el diseño es la concentración máxima de amoníaco que se acumula en el sistema debido a la tasa de excreción de los peces.

c) Sistemas de recirculación: estos sistemas prácticamente se independizan del agua proveniente del medio ambiente. Se basan en varios tratamientos del agua que se llevan a cabo como parte integrada del sistema de cultivo. Las variables de bioingeniería relevantes son la excreción de amoníaco, la excreción de dióxido de carbono y el consumo de oxígeno, entre otros.

2.1. El pH

Se define como el logaritmo negativo de la actividad de los iones hidrógeno y se mide con una escala de 0 a 14. La mayoría de los cuerpos de agua naturales tienen pH entre 5 y 10, con una mayor frecuencia entre 6,5 y 9. El pH del agua puede ser afectado por la cantidad soluble de dióxido de carbono, procedente de la atmósfera por transporte pasivo o de la actividad biológica, que al reaccionar con el agua forma ácido carbónico. Luego existe una relación directa entre la concentración de ión hidrógeno y de dióxido de carbono: así, al suprimir este último, el pH del agua tenderá a incrementarse. Biológicamente, tanto vegetales como animales excretan dióxido de carbono a través del proceso de respiración, pero sólo los vegetales son consumidores activos de dióxido de carbono durante las horas de luz para su uso en el proceso de la fotosíntesis; en tal caso el pH puede elevarse hasta 8,3, incluso hasta 10 cuando las aguas poseen baja alcalinidad. La alcalinidad es una propiedad de los cuerpos de agua que indica la capacidad de estos para evitar cambios bruscos de pH al adicionar ácidos. Aguas naturales con alcalinidades mayores a 80 mg/L de CaCO_3 son consideradas adecuadas para propósitos biológicos, y como referencia se puede indicar que el agua de mar posee una alcalinidad de 120 mg/L de CaCO_3 . Las variaciones en el pH tienen un marcado efecto sobre los peces, y los valores extremos situados fuera del rango de 5 a 9 pueden causar la muerte (Randall, 1991). La acumulación de amoníaco y de dióxido de carbono puede causar serios problemas en sistemas de producción de acuicultura de carácter intensivo o con recirculación de agua, ya sea por interferir con la fisiología del animal (véase más adelante) o por afectar al pH, elevándolo en el caso de la excreción de amoníaco y reduciéndolo en el de la excreción de dióxido de carbono. El pH es relativamente fácil de controlar en sistemas con recirculación de agua a través de la adición de bases para mantener la alcalinidad del agua y/o por medio de la extracción del gas a través de columnas de desgasificación (Timmons et al., 2001).

2.2. La temperatura

El metabolismo, desde el punto de vista de la ingeniería, puede ser considerado como el motor fisiológico que energiza procesos como la natación, el crecimiento y la reproducción, entre otros. Se reconoce ampliamente que la temperatura es un factor que regula la tasa metabólica en los peces a través del control de los procesos dinámicos moleculares y las reacciones bioquímicas. En términos generales, los peces son poiquiloterms, es decir, poseen aproximadamente la misma temperatura que el fluido que los rodea, y por lo tanto el metabolismo es regulado por la temperatura ambiental. Neill y Bryan (1991) indican que los peces han desarrollado comportamientos que les permiten explotar las variaciones espaciales ambientales en búsqueda de aquellos hábitats que estén más cerca de su óptimo, lo cual se conoce como «selección de hábitat». Esto representa un desafío para el cultivador de peces, pues debe esforzarse e proveer ambientes uniformes

y óptimos, para evitar que los peces se concentren en una fracción del hábitat. Los peces poseen un cierto rango adaptativo frente a temperaturas alejadas de su óptimo que se desarrolla a través de mecanismos fisiológicos conocidos en su conjunto como «aclimatación». Esta adaptación fisiológica no es inmediata y requiere su tiempo, desde horas a semanas; por lo tanto, evolutivamente se considera como una respuesta a cambios estacionales, más que a cambios diarios. La aclimatación a temperaturas que difieren de la óptima suele requerir menos tiempo en sentido ascendente que en descendente, para un mismo rango térmico. En general, un aumento de temperatura supone un incremento de actividad en el metabolismo, y por lo tanto un mayor consumo de oxígeno y excreción de amoníaco y dióxido de carbono. Los incrementos en la temperatura también implican disminución de la cantidad de gases disueltos en el agua (menos oxígeno y dióxido de carbono) e incrementos en la toxicidad de algunos elementos (amoníaco no ionizado). En conclusión, la temperatura es un parámetro que afecta no sólo la velocidad de las reacciones químicas en el agua y la disolución de los gases, sino también el metabolismo de los peces. Por lo tanto, la planificación del cultivo debe establecer las condiciones que permitan un adecuado equilibrio entre el metabolismo (p. ej., el consumo de oxígeno aumenta a mayor temperatura) y las condiciones ambientales (p. ej., la cantidad de oxígeno disuelto disminuye con los incrementos de temperatura).

2.3. El oxígeno

Se ofrecen más detalles en la sección 3.1.

2.4. El amoníaco

Los aspectos relacionados con el amoníaco se estudiarán en la sección 3.2.

2.5. La salinidad

La manipulación artificial de este parámetro de calidad de agua depende de las características osmoreguladoras de la especie cultivada. La mayoría de los peces no se adaptan bien a salinidades diferentes a las de su entorno y se les clasifica como estenohalinos; sin embargo, existen otros peces que se denominan eurihalinos y que poseen la capacidad fisiológica para adaptarse a amplios rangos de salinidades, ya sea a fluctuaciones rápidas (p.ej. especies estuarinas) o a cambios permanentes (p.ej. los salmónidos) (Stickney, 1991). En cualquiera de los casos, los cambios de salinidad generan una respuesta osmótica que requiere de energía, y por lo tanto pueden verse afectadas otras funciones metabólicas que también requieren de energía (p.ej. crecimiento, reproducción) (De Silva y Perera, 1976; Dendrin y Thorpe, 1985; Duston, 1994). En tilapia (*Oreochromis niloticus*) se ha descrito que incrementos en la salinidad afectan negativamente al desarrollo de los ovarios y al número de oocitos producidos a salinidades mayores a 30 psu (Schofield et al., 2009). En sistemas de recirculación de agua marina es muy común que se pierda agua por evaporación; la consecuencia inmediata es un incremento en la salinidad, cuyo efecto en los animales depende de la fisiología que corresponda a su estadio de vida (p.ej. huevo, larva, juvenil, adulto, reproductor). Sampaio et al. (2007) reportaron que los huevos fertilizados del lenguado brasileño *P. orbignyanus* sólo se observan a salinidades iguales o mayores a 15 psu, lo cual corresponde a la salinidad a partir de la cual los espermios se activan según lo descrito para la misma especie por Pisetti et al. (2002). En otras especies de peces marinos, tales como *Acanthopagrus butcheri* (Haddy y Pankhurst, 2000), *Gadus morhua* (Westing y Nissling, 1991) y *Rhombosolea tapirina* (Hart & Purser, 1995) también se ha demostrado que la salinidad del agua durante la aclimatación de los reproductores influencia en el éxito de la reproducción: a mayor salinidad, mayor es el incremento en las tasas de fertilización. Se ha postulado que las tasas de eclosión de los huevos de peces marinos son mayores cuando estos se incuban a salinidades en las cuales se genera una flotabilidad positiva. En este contexto se ha reportado que salinidades entre 26 y 28 psu permiten una flotabilidad neutra de los huevos de *P. orbignyanus*; a salinidades iguales o mayores a 31 psu la flotabilidad es positiva (Smith et al., 1999); en el caso de *Hippoglossus stenolepis* los huevos presentan flotabilidad positiva a salinidades mayores

a 30 psu (Liu et al., 1994). Por otra parte, en larvas eurihalinas no se observa una clara correlación entre crecimiento y salinidad: así, para *Pagrus auratus* el crecimiento fue similar con salinidades entre 10 y 35 psu (Fielder et al., 2005); en cambio para larvas de *Mugil cephalus* el crecimiento fue mayor en aguas salobres que en salinas (Murashige et al., 1991) y en el caso de larvas de *P. lethostigma* el crecimiento fue mejor en aguas salinas que a 24 psu (Moustakas et al., 2004). Sampaio et al. (2007) indican que se requiere de una salinidad entre 30 y 35 psu para que se tenga una reproducción e incubación de huevos exitosa en el lenguado *P. orbignyanus*; la larvicultura puede realizarse adecuadamente a salinidades de 20 psu, y tras la metamorfosis los juveniles pueden cultivarse sin problemas en agua dulce. Evidentemente, una adecuada comprensión de los requerimientos de salinidad para los distintos estadios de desarrollo puede ser relevante para el diseño de una instalación de cultivo o para el establecimiento de protocolos de cultivo.

3. CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL AGUA DEBIDO AL CULTIVO DE PECES

Para poder planificar las instalaciones de un sistema de producción en acuicultura se ha de tener una estimación de la degradación de la calidad del agua que podría producirse durante el proceso de cultivo de los animales, lo cual constituye uno de los principales desafíos a la hora de diseñar y operar tales sistemas (Pennell y McClean, 1996; Conklin et al., 2003). En condiciones de mayor densidad de cultivo y reutilización del agua, mayor será el impacto sobre cambios en la calidad del agua en términos de concentración de oxígeno disuelto, amoníaco, dióxido de carbono y sólidos suspendidos, conforme el agua es usada en las instalaciones de cultivo (Timmons y Youngs, 1991; Timmons et al., 1998).

3.1. Consumo de oxígeno

El oxígeno, análogo al acelerador de un motor de combustión, gobierna la tasa metabólica. El movimiento del oxígeno desde el medio de cultivo hacia la sangre ocurre por un proceso de difusión pasiva a través de las branquias, por lo tanto se deben observar mínimos de presiones parciales de oxígeno para asegurar un gradiente que permita el movimiento del gas hacia la sangre. El oxígeno disponible está directamente relacionado con el metabolismo de la digestión del alimento, y por consiguiente afecta a la tasa de crecimiento y a los procesos de desarrollo gonadal. El consumo de oxígeno en los peces aumenta generalmente con el incremento de la temperatura del agua, pero se han reportado algunas excepciones a esta norma (Forsberg, 1994). La tasa de consumo de oxígeno del turbot (*Scophthalmus maximus*) (400 a 600 g) evaluada para diferentes temperaturas permitió establecer que se incrementa entre los 6 y 18 °C, pero que por otra parte se mantiene constante entre los 18 y 22 °C (Mallekh y Lagardere, 2002). Mallekh y Lagardere (2002) reportaron que la tasa máxima de consumo de oxígeno fue de 5,64 g O₂ kg⁻¹ d⁻¹ para turbots alimentados cuando fueron forzados a nadar a temperaturas entre 18 y 22 °C. Asimismo se ha reportado que la respuesta fisiológica al ejercicio de peces expuestos a incrementos en la velocidad del agua induce un incremento en las tasas de consumo de oxígeno (Smith et al., 1971; Christiansen et al., 1991). Esto también se ha observado para trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) (Alsop y Wood, 1997), tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) (Alsop et al., 1999), lenguado común (*Platichthys flesus*), *common dab* (*Limanda limanda*), y *lemon sole* (*Microstomus kitt*) (Duthie, 1982).

Investigaciones tendientes a determinar el efecto que tiene el número de peces presentes en un mismo cuerpo de agua sobre la tasa de consumo de oxígeno han demostrado que dicha tasa varía con el número de peces en el grupo (Kanda y Itazawa, 1981; Umezawa et al., 1983). Parker (1973) atribuyó este fenómeno a una interacción entre un efecto relajante y un posible efecto hidrodinámico. Honda (1998) reportó que la tasa de consumo de oxígeno en hiramés (*Paralichthys olivaceus*) mantenidos solitariamente en acuarios fue entre un 11 y un 17% más grande que cuando estaban agrupados. En consecuencia, es probable que los estudios realizados con peces en solitario estén sobrestimando las necesidades reales de oxígeno y por lo tanto incrementando los futuros costos de inversión asociados a este ítem en un sistema de acuicultura comercial (Brown et al., 1984; Thomas y Piedrahita, 1997). En los sistemas de acuicultura también se han descrito va-

riaciones a lo largo del día en el consumo de oxígeno que están directamente relacionadas con la actividad de alimentación; tal es el caso de salmón sockeye (*Oncorhynchus nerka*) (Brett y Zala, 1975), salmón del Atlántico (*Salmo salar*) (Bergheim et al., 1991), trucha arcoiris (Wagner et al., 1995), esturión blanco (*Acipenser transmontanus*) (Thomas y Piedrahita, 1997) y California halibut (Merino et al., 2009). La longitud del fotoperiodo también ha sido relacionada con el consumo de oxígeno en juveniles de turbot (Waller, 1992; Imsland et al., 1995). Debido a que la tasa de consumo de oxígeno varía durante el día, cabe esperar que también ocurran cambios en la concentración del oxígeno disuelto. Se ha descrito que, cuando las concentraciones de oxígeno están por debajo de un umbral crítico, se puede provocar un severo estrés en los animales, lo que conlleva falta de apetito y depresión en el crecimiento (Carlson et al., 1980). Se han reportado tasas de crecimiento significativamente lentas para juveniles de *winter flounder* (*Pleuronectes americanus*) cuando fueron cultivados en un ambiente en el que las concentraciones de oxígeno disuelto oscilaron cíclicamente de 2,5 a 6,4 mg/L a una temperatura de 18,7 °C (Bejda et al., 1992). En el caso del turbot se encontró que el consumo de oxígeno era constante para saturaciones de oxígeno entre 60 y 100% en un rango de temperatura entre 7 y 16 °C (Brown et al., 1984). Por otra parte, en juveniles de *common flounder* (*Paralichthys flesus*), concentraciones de oxígeno por debajo de un 30% de saturación causaron un decrecimiento en la eficiencia de la predación (Tallqvist et al., 1999). Igualmente, se registró un decrecimiento en la actividad del lenguado (*Solea solea* para saturaciones de oxígeno de 40% (Van der Thillart et al., 1994). Mas aún, se registró una disminución de las tasas de crecimiento tanto en solla (*Pleuronectes platessa*) como en limanda común cuando las saturaciones de oxígeno fueron de 50% y 30% respectivamente, con una marcada reducción en la frecuencia de alimentación en el caso de la solla cuando la saturación de oxígeno fue de 30% (Petersen y Pihl, 1995).

En cuanto a las tasas de consumo, es deseable que estas ocurran en condiciones de reacción de cero orden (el consumo es independiente de la concentración del gas en el agua), o, en otras palabras, cuando la tensión parcial del gas es lo suficientemente alta como para difundirse hacia el sistema sanguíneo y los tejidos internos. Se ha reportado que la tensión parcial de oxígeno en la sangre de los peces es de 50 a 110 mmHg, y que en agua saturada a nivel del mar es de 154 a 158 mmHg; esta condición permite la transferencia del gas por difusión desde el agua hacia la sangre de los peces. En el caso de la trucha cabeza de acero la mínima tensión parcial del gas en el agua debe ser de 118 mmHg para prevenir hipoxia (Forteath, 1988)

3.2. Excreción de amoníaco y urea

El amoníaco y la urea son los dos principales productos excretados relacionados con el metabolismo del nitrógeno en peces teleósteos (Randall y Wright, 1987; Chadwick y Wright, 1999). El amoníaco representa entre un 75 y 90% y la úrea entre un 5 y 15% del nitrógeno total excretado por los peces (Dosdat et al., 1996). La forma preferida de expresar la producción y la concentración de amoníaco es como nitrógeno amoniacal total (NAT), el cual incluye tanto el nitrógeno amoniacal no ionizado ($\text{NH}_3\text{-N}$) como el nitrógeno amoniacal ionizado ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). De los dos compuestos del amoníaco total, el amoníaco no ionizado es el que ha sido reportado como el que posee más toxicidad para los animales en cultivo (Colt y Armstrong, 1981). La relación entre el nitrógeno ingerido y la excreción de NAT está bien documentada en peces planos (Jobling, 1981; Carter y Bransden, 2001). Altas tasas de excreción de NAT fueron evidentes para *lemon sole*, halibut del Atlántico (*Hippoglossus hippoglossus*) y hirame veinticuatro horas después de la alimentación (Davenport et al., 1990; Kikuchi et al., 1991). En hilame, 21 a 32% del nitrógeno consumido fue excretado como NAT (Kikuchi, 1995). En turbot, la excreción de NAT fue mucho menor en comparación con otras especies (*sea bass*, *sea bream*, trucha café y trucha arcoiris), con un 20% de excreción del nitrógeno ingerido en vez del 30 a 38% reportado para las otros peces (Dosdat et al., 1996).

En algunas especies de peces, la urea puede contribuir sustancialmente a la excreción de nitrógeno (Olson y Fromm, 1971; Walsh et al., 1990; Tanaka & Kadowaki, 1995). Se ha probado que la excreción de urea es un importante componente de la excreción de nitrógeno en peces planos (Verbeeten et al., 1999; Merino et al., 2007a). Se ha reportado un incremento significativo en los niveles de urea-N, tanto en el plasma como en las tasas diarias de excreción, en juveniles de turbot expuestos a altas concentraciones de amoníaco ambiental (Person-Le Ruyet et al., 1997; Person-Le Ruyet et al., 1998). Se ha encontrado que la producción de urea es de similar magnitud en turbot, *sea bass*, *sea bream* (*Sparus aurata*), trucha café (*Salmo*

trutta) y trucha arcoiris, para un rango de peso entre 10 g y 100 g, representando entre un 4 y 6% del nitrógeno ingerido y bajo óptimas condiciones de cultivo (Dosdat et al., 1996). Para turbot la producción de urea-N representó un 23% del total de nitrógeno excretado como NAT y urea-N, lo que fue más alto que lo cuantificado para otros cuatro peces estudiados por Dosdat et al. (1996). En otros estudios se ha indicado que la producción de urea, expresada como porcentaje de la excreción de nitrógeno como NAT y urea-N, fue de un 13% para salmón Atlántico (Fivelstad et al., 1990) y 10% en hirame (Kikuchi et al., 1992). Merino et al. (2007a) reportan que la excreción de NAT representó de un 81,6 a 88,1% de la excreción diaria como NAT y urea-N en California halibut; sin embargo durante algunas horas del día la tasa de excreción de urea-N fue similar o superior a la correspondiente tasa de excreción de NAT. Se conoce que la urea en un medio acuoso será completamente hidrolizada a NAT y dióxido de carbono en unas pocas horas, siempre y cuando estén presentes bacterias urea-hidrolizantes (Pedersen et al., 1993), y que en consecuencia pasará a ser parte del nitrógeno que acumulará en las unidades de cultivo (Kikuchi, 1995). La actividad de la ureasa ha sido demostrada en más de 200 especies de bacterias, incluyendo tanto a Gram positivas y Gram negativas (Pedersen et al., 1993).

La excreción de amoníaco y urea no está bien correlacionada con la actividad de natación de los peces. Se ha descrito un leve incremento en las tasas de excreción de amoníaco y urea para tilapia del Nilo (Alsop et al., 1999) a medida que la velocidad del agua aumenta, pero en el caso de trucha arcoiris las tasas cuantificadas fueron independientes de la velocidad de natación (Alsop y Wood, 1997). Sin embargo, pruebas de toxicidad del amoníaco realizadas en truchas arcoiris en reposo y en natación activa resultaron en niveles de LC_{50} que fueron de 207.00 ± 21.99 mg NAT/L y 32.38 ± 10.81 mg NAT/L, respectivamente (Randall y Tsui, 2002).

Los efectos tóxicos del NAT sobre la fisiología de los peces incluyen reducciones en la tasa de crecimiento, disminución de la fertilidad y debilitamiento del sistema inmunológico, así como un incremento en la vulnerabilidad a los cambios de niveles de temperatura y oxígeno. Para alevines de turbot de 3 g se observó que el peso húmedo disminuyó linealmente con incrementos en la concentración de amoníaco no ionizado (NH_3), una vez superado el umbral de 0,11 mg NH_3 -N/L (Alderson, 1979). Juveniles de turbot (~20 g) redujeron su tasa de ingesta de alimento cuando los niveles de amoníaco no ionizado estuvieron sobre 0,117 mg NH_3 -N/L, y una reducción en la ganancia de masa corporal ocurrió cuando los niveles superaron los 0,108 mg NH_3 -N/L (pH 8, 16 °C, 28 g/L salinidad) (Rasmussen y Korsgaard, 1996). Luego, el nivel del umbral parece estar en las cercanías de 0,11 mg NH_3 -N/L cuando se desea cultivar alevines y juveniles de turbot con óptimas tasas de crecimiento. Sin embargo, reportes recientes muestran que en turbot de 13, 23, y 104 g el crecimiento no se vio afectado a concentraciones de 0,21, 0,18, 0,09 mg NH_3 -N/L, respectivamente, mientras que el crecimiento paró inmediatamente para todos los grupos a niveles por encima de los 0,8 mg NH_3 -N/L (~pH 8, ~17 °C, 34,5 g/L salinidad) cultivados en un medio con más del 80% de saturación en oxígeno (Person-Le Ruyet et al., 1997). Un nivel máximo de 0,4 mg NH_3 -N/L (13 mg TAN/L) ha sido reportado como un nivel seguro para el cultivo de turbot (Person-Le Ruyet et al., 1997). En juveniles de solea y de *sea bream* los umbrales para no crecimiento estuvieron entre 0,38-0,77 (pH entre 6,9-7,9) y 0,5 mg NH_3 -N/L, respectivamente (Alderson, 1979; Wajsbrot et al., 1993). Concentraciones letales (96-h LC_{50}) para juveniles de *sea bass*, *sea bream* y turbot están entre 1,7 y 2,7 mg NH_3 -N/L (Wajsbrot et al., 1991; Person-Le Ruyet et al., 1995).

Se han reportado grandes variaciones tanto en el tiempo como en la magnitud del pico de las excreciones de nitrógeno para diferentes peces (Rychly y Marina, 1977; Ramnarine et al., 1987; Verbeeten et al., 1999). Brett y Zala (1975) mostraron un pico de NAT pasadas las 4,5 h después de la alimentación en salmón sockeye. En el caso de hirame alimentados una vez al día, el máximo pico de excreción de NAT se produce al cabo de 3 a 6 h después de haber sido alimentados (Kikuchi, 1995). Para el *greenback flounder* (*Rhombosolea tapirina*), el pico de excreción de NAT ocurrió 3 h después de la alimentación, y fue menor para los peces alimentados por la mañana que para aquellos alimentados al atardecer (Verbeeten et al., 1999). En un estudio con juveniles de *Atlantic cod* (*Gadus morhua*), el pico de excreción ocurrió entre 6,5-27 horas después de la alimentación, y su magnitud dependió del tamaño de la ración y de la frecuencia de alimentación (Ramnarine et al., 1987). Trucha arcoiris alimentadas dos veces al día, esto es a las 8.00 y a las 17.00 h, mostraron un pico de excreción de NAT unas 6 h después de haber sido alimentadas (Bergero et al., 2001). En el caso de juveniles de turbot alimentados dos veces al día (10.00 y 16.00 h), dos picos se destacaron luego de haber sido alimentados (Dosdat et al., 1995). En general, y cuando sea posible, los picos de excreción de

nitrógeno deben ser evitados, ya que se pueden generar concentraciones de toxicidad dentro de las unidades de cultivo. Una manera de evitar los picos de excreción de NAT es distribuir el alimento en varias raciones durante el día (Dosdat et al., 1995; Thomas y Piedrahita, 1998).

3.3. Excreción de dióxido de carbono

A consecuencia del proceso de respiración, los peces excretan continuamente dióxido de carbono al medio acuoso. El dióxido de carbono es un gas que reacciona con el medio acuoso para formar ácido carbónico, lo que tiende a reducir el pH del medio de cultivo, incluso de la sangre, dependiendo de la alcalinidad del fluido. Se ha descrito que, a medida que se incrementa la acidez de la sangre, la afinidad de la hemoglobina con el oxígeno decrece —lo que se conoce como efecto Bohr (Wedemeyer, 1996)—, lo cual permite entonces que el oxígeno se libere de la hemoglobina en aquellos tejidos en los que hay demasiado dióxido de carbono. Luego el dióxido de carbono se transporta como bicarbonato en la sangre hasta la zona de las branquias, donde la enzima anhidrasa carbónica lo transforma en dióxido de carbono. La alta tensión parcial del gas a nivel sanguíneo en la zona branquial permite su rápida difusión pasiva hacia el medio acuático.

El efecto Bohr también puede presentarse en sistemas intensivos de acuicultura si se incrementa la tensión parcial del gas en el medio acuoso, lo que impide o reduce la difusión pasiva del gas desde la sangre al medio acuoso. Wedemeyer (1996) indica que el efecto Bohr puede comenzar a presentarse si la concentración del gas supera los 20 mg/L. La acidez de la sangre también puede elevarse por acumulación de ácido láctico debido a exceso de actividad natatoria. Basu (1959) describe que el efecto Bohr se puede contrarrestar incrementando los niveles de oxígeno disuelto hasta 11 mg/L para concentraciones de CO₂ de 30 mg/L; por encima de los 40 mg/L se hará difícil tratar de prevenir la hipoxia a nivel celular.

La acidez de las aguas de cultivo se debe principalmente a la reacción del CO₂ excretado por los peces y de la alcalinidad del medio acuoso. En general, los salmónidos excretan 1,4 mg de CO₂ por cada mg de oxígeno consumido (Colt y Tchobanoglous, 1981). La toxicidad del CO₂ depende del pH del agua; a pH menores a 5 existe mayoritariamente CO₂; entre pH 7 y 9 existe la forma no tóxica de bicarbonato; y por encima de pH 11 la del ión carbonato.

3.4. Sólidos suspendidos

Los principales desechos particulados en los sistemas de acuicultura se generan al interior de los estanques de cultivo; tal es el caso de las heces, el alimento no consumido, el mucus, los animales muertos, etc. (Chen et al., 1993a; Merino et al., 2007b). Se ha descrito para salmónidos que aproximadamente 1 kg de alimento produce alrededor de 0,3 kg de heces (Beveridge et al., 1991; Patterson y Watts, 2003). La acumulación de los sólidos suspendidos en las unidades o en el sistema de cultivo puede conllevar problemas tanto con los componentes del sistema de cultivo (McMillan et al., 2003), así como con los animales (McConnell, 1989; Noble y Summerfelt; 1996).

Los sólidos suspendidos pueden causar una degradación de la calidad del agua (Chen et al., 1993a, 1993b) que puede traducirse en numerosos problemas, incluyendo estrés fisiológico sobre los organismos cultivados (Wedemeyer, 1996). Grandes cantidades de materia particulada suspendida pueden sofocar los huevos en desarrollo durante el periodo de incubación, así como irritar o cortar las branquias (Wedemeyer, 1996), reducir los niveles de oxígeno disuelto a medida que se descomponen los sólidos (Cripps y Bergheim, 2000; Sumagaysay-Chavoso y San Diego-McGlone, 2003) y liberar por disolución nutrientes y sustancias tóxicas tales como sulfuro de hidrógeno. La turbidez asociada a los sólidos suspendidos puede interferir además con la visión de los peces en el momento de la alimentación, lo que resulta en una reducción en las tasas de ingestión.

Los niveles de sólidos suspendidos totales (SST) y de turbidez que favorecen una óptima condición de salud de los animales de cultivo aún no han sido determinados (Wedemeyer, 1996). En salmónidos se ha reportado una reducción en las tasas de crecimiento, aumento del movimiento opercular y disminución de la eficiencia de alimentación en rangos de SST entre 190 y 3000 mg/L (Berg y Northcote, 1985; Sigler, 1988). También se ha descrito para trucha cabeza de acero infecciones a nivel branquial tras 48 h de exposición a

concentraciones de SST de 2500 mg/L, aun cuando a través de análisis microscópico no se evidenció daño alguno en las branquias que justificase la infección (Redding y Schreck, 1987). La actividad de alimentación de juveniles de salmón del Atlántico aumentó cuando los SST eran de 20 mg/L, y decreció gradualmente con el incremento de SST a concentraciones de 60 mg/L (Robertson et al., 2007). Sigler et al. (1984) encontraron que, tanto para salmón coho y para trucha cabeza de acero, el peso y la longitud decrecían significativamente en los más bajos niveles de turbidez estudiados por ellos, que fueron de 22 NTU para coho y 38 NTU para trucha cabeza de acero, en relación con un control calibrado a 0 NTU. En la citada experiencia, la longitud y el peso de salmón coho decrecieron entre un 22 y 58% y entre un 45 y 90%, respectivamente, en comparación con aquellos peces mantenidos en el control. En el caso de otro salmónido, la trucha arcoiris, las mortalidades se incrementaron por encima del 50% cuando fueron expuestos a concentraciones superiores a los 270 mg/l entre 3 y 9 meses; sin embargo, los peces supervivientes tuvieron las mismas tasas de crecimiento que los peces mantenidos en el sistema control (Herbert y Merkens 1961).

El tratamiento de los efluentes debe ser una parte integral de los sistemas de cultivo, especialmente cuando se refiere a la extracción de los sólidos suspendidos. Los sólidos suspendidos se producen al interior de la unidad de cultivo (Bergheim y Brinker, 2003; Merino et al., 2007b). Por lo tanto, un componente importante en el tratamiento de efluentes es la extracción de los sólidos suspendidos, que no mayoritariamente heces y alimento no consumido. Usualmente el proceso de sedimentación seguido del de filtración son las operaciones unitarias más comunes usadas para este fin. Un adecuado y eficiente dimensionamiento de estos procesos requiere de la caracterización de la distribución de las velocidades de sedimentación y de la distribución de tamaños de los sólidos suspendidos generados en la unidad de cultivo.

3.5. Los peces mirados como un biorreactor

Normalmente, en un sistema acuícola la tasa de excreción de amoníaco y dióxido de carbono, la de consumo de oxígeno y la de producción de sólidos suspendidos se relacionan proporcionalmente con la tasa de alimentación de los animales, dado que el principio básico de la acuicultura es producir biomasa y para ello se han de alimentar los animales. Los peces, desde el punto de vista de la ingeniería, son biorreactores que requieren suministros (por ejemplo alimento y oxígeno) que son biotransformados (por ejemplo, biomasa muscular); finalmente, lo que no se utiliza es desechado (por ejemplo, excreciones y heces) (figura 1).

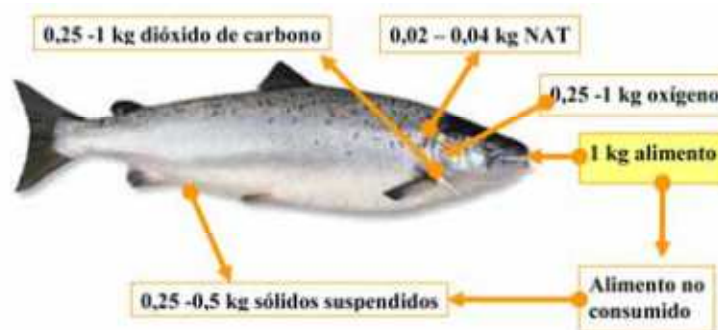


Figura 1. Heurísticas utilizadas para el diseño de instalaciones de cultivo y para los tratamientos de agua tendientes a mantener una determinada calidad de aguas.

4. CONCLUSIONES

Uno de los primeros desafíos en el diseño de sistemas de cultivo es identificar el número de peces que pueden ser cultivados dentro de un tanque de cultivo, cantidad que depende de la calidad de agua requerida y de los parámetros de bioingeniería asociados a la especie en cuestión. El número de peces y su masa definirán las tasas de alimentación y consecuentemente los requerimientos en los parámetros de bioingeniería,

los cuales deberán equilibrarse con los procesos de tratamiento de agua para mantener una determinada calidad de la misma y para establecer y mantener en el tiempo un medio óptimo para el cultivo de la especie. Altas densidades de cultivo requerirán de grandes cantidades de flujos de agua en comparación con estanques con bajas densidades de cultivo. El agua es el principal medio por el que los peces reciben oxígeno y por el que se evacuan los metabolitos excretados por estos.

La determinación de los parámetros de bioingeniería que permitan predecir (modelar) los cambios que sufrirá la calidad del agua en el tanque o en el sistema bajo condiciones de cultivo son esenciales para el buen diseño de instalaciones de cultivo de peces. Sin el conocimiento de los parámetros de bioingeniería, el establecimiento de las condiciones adecuadas de flujo y calidad de agua requeridas por un determinado pez se hace bastante difícil. Así, en algunos casos el desarrollo de actividades comerciales de cultivo se ha visto limitado por la carencia de información acerca de la bioingeniería necesaria para el diseño de los sistemas de cultivo. Esto se debe a que el diseño de un sistema de cultivo comercialmente viable considera no sólo aspectos vinculados a criterios puros de diseño de ingeniería (por ejemplo hidráulica, termodinámica, resistencia de materiales, etc.), sino a que también se debe satisfacer, en la medida de lo posible, los requerimientos de calidad de agua de una especie determinada en cultivo.

Referencias

- Alderson, R. The effect of ammonia on the growth of juvenile Dover sole, *Solea solea* (L.) and turbot, *Scophthalmus maximus* (L.). *Aquaculture*. 1979; 17: 291-309
- Alsop, D, Kieffer, J, Wood, C. The effects of temperature and swimming speed on instantaneous fuel use and nitrogenous waste excretion of the Nile tilapia. *Physiological and Biochemical Zoology*. 1999; 72(4): 474-483
- Alsop, D, Wood, C. The interactive effects of feeding and exercise on oxygen consumption, swimming performance and protein usage in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Exp. Biol.* 1997; 200: 2337-2346
- Basu, SP. Active respiration of fish in relation to ambient concentration of oxygen and carbon dioxide. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 1959; 16: 175-212
- Bejda, A, Phelan, B, Studholme, A. The effects of dissolved oxygen on the growth of young of the year winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. *Environ. Biol. Fishes*. 1992; 34: 321-327
- Berg, L, Northcote, TG. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1985; 42: 1410-1417
- Bergero, D, G. Forneris, G. Palmegiano, I. Zoccarato, L. Gasco & B. Sicuro, 2001. A description of ammonium content of output waters from trout farms in relation to stocking density and flow rates. *Ecological Engineering*, 17: 451-455
- Bergheim, A, Brinker, A. Effluent treatment for flow through systems and European environmental regulations. *Aquacultural Engineering*. 2003; 27: 61-77
- Bergheim, A, Seymour, E, Sanni, S, Tyvold, T, Fivelstad, S. Measurements of oxygen consumption and ammonia excretion of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in commercial-scale, single pass freshwater and seawater land-based culture systems. *Aquacultural Engineering*. 1991; 10: 251-267
- Beveridge, M, Phillips, M, Clarke, R. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. En: *Aquaculture and Water Quality. Proceedings of the First International Symposium on Water Quality and Aquaculture*, February 14-15, 1989, Los Angeles, CA. Baton Rouge: The World Aquaculture Society; 1991
- Brett, J, Zala, C. Daily patterns of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon *Oncorhynchus nerka* under controlled conditions. *J. Fish. Res. Board Can.* 1975; 32: 2479-2486
- Brown, J, Jones, A, Matty, A. Oxygen metabolism of farmed turbot (*Scophthalmus maximus*) I. The influence of fish size and water temperature on metabolic rate. *Aquaculture*. 1984; 36: 273-281
- Carlson, A, Blocker, J, Herman, L. Growth and survival of channel catfish and yellow perch exposed to lowered constant and diurnal fluctuating dissolved oxygen concentrations. *Prog. Fish-Cult.* 1980; 42: 73-78
- Carter, C, Bransden, M. Relationships between protein-nitrogen flux and feeding regime in greenback flounder, *Rhombosolea tapirina* (Gunther). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*. 2001; 130: 799-807
- Chadwick, T, Wright, P. Nitrogen excretion and expression of urea cycle enzymes in the Atlantic cod (*Gadus morhua* L.): a comparison of early life stages with adults. *J. Exp. Biol.* 1999; 202: 2653-2662
- Chen, S, Coffin, D, Malone, F. Production, characteristics, and modeling of aquacultural sludge from a recirculating aquacultural system using a granular media biofilter. En: Wang, J, editor. *Techniques for Modern Aquaculture. Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference*, 21-23 junio de 1993, Spokane, Washington. Esponsorizado por el Aquacultural Engineering Group, una unidad de ASAE; 1993a, p. 16-25

- Chen, S, Timmons, M, Aneshansley, Bisogni, DJ Jr. Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications. *Aquaculture*. 1993b; 112:143-155
- Christiansen, J, Jorgensen, E, Jobling, M. Oxygen consumption in relation to sustained exercise and social stress in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). *J. Exp. Zool.* 1991; 260: 149-156
- Colt, J, Armstrong, D. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish, and mollusks. En: Allen, J, Kinney, E, editores. Proceedings of the Bio-engineering Symposium for the Fish Culture. Bethesda: Fish Culture Section, American Fisheries Society; 1981. p. 34-47
- Colt, J., Tchobanoglous, G. Design of aeration systems for aquaculture. En: Allen, L, Kinney, E, editores. Bioengineering Symposium for Fish Culture. Bethesda: American Fisheries Society; 1981. p. 138-148
- Conklin, D, Piedrahita, R, Merino, G, Muguét, J, Bush, D, Gisbert, E, Rounds, J, Cervantes-Trujano, M. Development of California halibut, *Paralichthys californicus*, culture. *J. Appl. Aquacult.* 2003; 14, 143-154
- Cripps, S, Bergheim, A. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*. 2000; 22: 33-56
- Davenport, J, Kjorsvik, E, Haug, T. Appetite, gut transit, oxygen uptake and nitrogen excretion in captive Atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* L., and lemon sole, *Microstomus kitt* (Walbaum). *Aquaculture*. 1990; 90: 267-277
- Dendrinou, P, Thorpe, J. Effects of reduced salinity on growth and body composition in the european bass *Dicentrarchus labrax* (L.). *Aquaculture*. 1985; 49: 333-358
- De Silva, S, Perera, P. Studies on the young grey mullet, *Mugil cephalus*. I. Effects of salinity on food intake, growth and food conversion. *Aquaculture*. 1976; 7: 323-338
- Dosdat, A, Metailler, R, Tetu, N, Servais, F, Chartois, H, Huelvan, C, Desbruyeres, E. Nitrogenous excretion in juvenile turbot *Scophthalmus maximus* (L.) under controlled conditions. *Aquaculture Research*. 1995; 26: 639-650
- Dosdat, A, Servais, F, Metaillier, R, Huelvan, C, Desbruyeres, E. Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture*. 1996; 141: 107-127
- Duston, J. Effect of salinity on survival and growth of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and smolts. *Aquaculture*. 1994; 121: 115-124
- Duthie, G. The respiratory metabolism of temperature adapted flatfish at rest and during swimming activity and the use of anaerobic metabolism at moderate swimming speeds. *Journal of Experimental Biology*. 1982; 97: 359-373
- Fielder, D, Bardsley, B, Allan, G, Pankhurst, P. The effects of salinity and temperature on growth and survival of Australian snapper, *Pagrus auratus* larvae. *Aquaculture*. 2005; 250: 201-214
- Fivelstad, S.. Waterflow requirements for salmonids in single-pass and semi-closed land-based seawater and freshwater systems. *Aquacultural Engineering*. 1988; 7: 183-200
- Fivelstad, S, Thomassen, J, Smith, M, Kjartansson, H, Sando, A. Metabolite production rates from Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) reared in single pass land-based brackish water and seawater systems. *Aquacultural Engineering*. 1990; 9: 1-21
- Forsberg, O. Modelling oxygen consumption rates of post-smolt Atlantic salmon in commercial-scale, land-based farms. *Aquaculture International*. 1994; 2: 180-196
- Forteath, N. En: Fish Diseases. Post graduate committee in veterinary science, University of Sydney, Australia; 1988. p. 145-163
- Haddy, J, Pankhurst, N. The effects of salinity on reproductive development, plasma steroid levels, fertilisation and egg survival in black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Aquaculture*. 2000; 188: 115-131
- Hart, P, Purser, G. Effects of salinity and temperature on eggs and yolk sac larvae of the greenback flounder (*Rhombosolea tapirina*, Gunther, 1862). *Aquaculture*. 1995; 136: 221-230
- Herbert, DWM, Merkens, JC. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *Int. J. Air Water Pollut.* 1961; 5: 46-55
- Honda, H. Recirculating aquaculture systems in Japan. En: Libey, G, Timmons, M, editores. Proceedings of The Second International Conference on Recirculating Aquaculture. Economics, Engineering and Management. Roanoke, Virginia, 16-19 de julio de 1998. p. 124-128
- Imsland, A, Folkvord, A, Stefansson, S. Growth, Oxygen Consumption and Activity of Juvenile Turbot (*Scophthalmus maximus* L.) Reared Under Different Temperatures and Photoperiods. *Netherlands Journal of Sea Research*. 1995; 34(1-3): 149-159
- Jobling, M.. Some effects of temperature, feeding and body weight on nitrogenous excretion in young plaice *Pleuronectes platessa* L. *J. Fish. Biol.* 1981; 18: 87-96
- Kanda, T, Itazawa, Y. Group effect on oxygen consumption and growth of the catfish eel. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 1981; 47: 341-345
- Kikuchi, K. Nitrogen excretion rate of Japanese flounder – a criterion for designing closed recirculating culture systems. *The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgah*. 1995; 47: 112-118

- Kikuchi, K, Takeda, S, Honda, H, Kiyono, M. Effect of Feeding on Nitrogen Excretion of Japanese Flounder *Paralichthys olivaceus*. Nippon Suisan Gakkaishi. 1991; 57(11): 2059-2064
- Kikuchi, K, Takeda, S, Honda, H, Kiyono, M. Nitrogenous Excretion of Juvenile and Young Japanese Flounder. Nippon Suisan Gakkaishi. 1992; 58(12): 2329-2333
- Liao, P. Water requirements of salmonids. The Progressive Fish-Culturist. 1971; 33: 210-215
- Liu, H, Stickney, R, Dickhorf, W, McCaughran, D. Effects of environmental factors on egg development and hatching of Pacific halibut *Hippoglossus stenolepis*. J. World Aquac. Soc. 1994; 25: 317-321
- Mallekh, R, Lagardere, J. Effect of temperature and dissolved oxygen concentration on the metabolic rate of turbot and the relationship between metabolic scope and feeding demand. Journal of Fish Biology. 2002; 60: 1105-1115
- McMillan, J, Wheaton, F, Hochheimer, J, Soares, J. Pumping effect on particle sizes in a recirculating aquaculture system. Aquacultural Engineering. 2003; 27: 53-59
- Merino, G, Conklin, D, Piedrahita, R. Ammonia and urea excretion rates of California halibut (*Paralichthys californicus*) under farm-like conditions. Aquaculture. 2007a; 271: 227-243
- Merino, G, Piedrahita, R, Conklin, D. Settling characteristics of solids settled in a recirculating system for California halibut (*Paralichthys californicus*) culture. Aquacult. Eng. 2007b; 37 (2), 79-88
- Merino, G, Piedrahita, R, Conklin, D. Routine oxygen consumption rates of California halibut (*Paralichthys californicus*) juveniles under farm-like conditions. Aquacult. Eng. 2009; 41: 166-175
- Moustakas, C, Watanabe, W, Copeland, K. Combined effects of photoperiod and salinity on growth, survival, and osmoregulatory ability of larval southern flounder *Paralichthys lethostigma*. Aquaculture. 2004; 229: 159-179
- Murashige, R, Bass, P, Wallace, L, Molnar, A, Eastham, B, Sato, et al. The effect of salinity on the survival and growth of striped mullet (*Mugil cephalus*) larvae in the hatchery. Aquaculture. 1991; 96: 249-254
- Neill, W, Bryan, J. Responses of fish to temperature and oxygen, and response integration through metabolic scope. En: Brune D, Tomasso, J, editores. Aquaculture and Water Quality. Advances in World Aquaculture, vol. 3. Baton Rouge: The World Aquaculture Society; 1991. p. 124-128
- Noble, A. & S. Summerfelt, 1996. Diseases encountered in rainbow trout cultured in recirculating systems. Annual Review of Fish Diseases, 6: 65-92
- Olson, K, Fromm, P. Excretion of urea by two teleosts exposed to different concentrations of ambient ammonia. Comp. Biochem. Physiol. 1971; 40: 999-1007
- Parker, F. Reduced metabolic rates in fishes as a result of induced schooling. Transactions of the American Fisheries Society. 1973; 102: 125-131
- Patterson, R, Watts, K. Micro-particles in recirculating aquaculture systems: microscopic examination of particles. Aquacultural Engineering. 2003; 28: 115-130
- Pedersen, H, Lomstein, B, Blackburn, T. Evidence for bacterial urea production in marine sediments. FEMS Microbiology Ecology. 1993; 12: 51-59
- Pennel, W, McLean, W. Early rearing. En: Principles of Salmonid Culture. Amsterdam: Elsevier; 1996. p. 365-465
- Person-Le Ruyet, J, Boeuf, G, Zambonino, J, Helgason, S, Le Roux, A. Short-term physiological changes in turbot and seabream juveniles exposed to exogenous ammonia. Comp. Biochem. Physiol. 1998; 119A: 511-518
- Person-Le Ruyet, J, Chartois, H, Quemener, L. Comparative acute ammonia toxicity in marine fish and plasma ammonia response. Aquaculture. 1995; 136: 181-194
- Person-Le Ruyet, J, Galland, R, Le Roux, A, Chartois, H. Chronic ammonia toxicity in juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*). Aquaculture. 1997; 154: 155-171
- Petersen, J, Phil, L. Response to hypoxia of plaice, *Pleuronectes platessa*, and dab, *Limanda limanda*, in the South-East Kattegat: distribution and growth. Environ. Biol. Fish. 1995; 43: 311-321
- Pissetti, T, Sampaio, L, Morena, M, Louzada, L. The effects of salinity on spermatozoa motility of Brazilian flounder *Paralichthys orbignyanus* (*Teleostei: Paralichthyidae*). World Aquaculture 2003, Realizing the Potential: Responsible Aquaculture for a Secure Future, 19-23 de mayo, Salvador, Brasil; 2002. p. 678
- Ramnarine, I, Piere, J, Johnstone, A, Smith, G. The influence of ration size and feeding frequency on ammonia excretion by juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* L. J. Fish Biology. 1987; 31: 545-559
- Randall, D. The impact of variations in water pH on fish. Pp. 90-104. En: Brune, D, Tomasso, J, editores. Aquaculture and Water Quality. Advances in World Aquaculture, vol. 3. Baton Rouge: The World Aquaculture Society; 1991
- Randall, D, Tsui, T. Ammonia toxicity in fish. Marine Pollution Bulletin. 2002; 45: 17-23
- Randall, D, Wright, P. Ammonia distribution and excretion in fish. Fish Physiology and Biochemistry. 1987; 3: 107-120
- Rasmussen, R, Korsgaard, B. The effect of external ammonia on growth and food utilization of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus* L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 1996; 205: 35-48
- Redding, JM, Schreck, CB. Physiological effects on coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. Trans Am Fish Soc. 1987; 116: 737-744

- Robertson, JM, Scruton, DA, Clarke, KD. Seasonal Effects of Suspended Sediment on the Behavior of Juvenile Atlantic Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*. 2007; 136: 822-828
- Rychly, J, Marina, A. The ammonia excretion of trout during a 24-hour period. *Aquaculture*. 1977; 11: 173-178
- Sampaio, L, Freitas, L, Okamoto, M, Louzada, L, Rodrigues, R, Robaldo, R. Effects of salinity on Brazilian flounder *Paralichthys orbignyanus* from fertilization to juvenile settlement. *Aquaculture*. 2007; 262: 340-346
- Schofield, P, Peterson, M, Lowe, M, Brown-Peterson, N, Slack, W, Gregoire, D, Langston, J. Effects of salinity on survival, growth and reproduction of non-native Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from southern Mississippi [fecha de consulta 25 de noviembre de 2009]. Disponible en: http://fl.biology.usgs.gov/projects/tilapia_salinity.html
- Sigler, JW. Effects of Chronic Turbidity on Anadromous almonids: Recent Studies and Assessment Techniques Perspective. En: Simenstad, CA, editor. *Effects of dredging on Anadromous Pacific Coast Fishes*. Seattle: Washington Sea Grant Program. Washington State University; 1988. p. 26-37
- Sigler, JW, Bjornn, TC, Everest, FH. Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 1984; 113: 142-150
- Smith, H, Amelink-Koutstaal, J, Vijverberg, J, Von Vaupel-Klein, J. Oxygen consumption and efficiency of swimming goldfish. *Comp. Biochem. Physiol.* 1971; 39A: 1-28
- Smith, T, Denson, M, Heyward, L, Jenkins, W, Carter, L. Salinity effects on early life stages of southern flounder *Paralichthys lethostigma*. *J. World Aquac. Soc.* 1999; 30: 236-244
- Speece, R. Trout metabolism characteristics and the rational design of nitrification facilities for water reuse in hatcheries. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 1973; 2: 323-334
- Stickney, R. Effects of salinity on aquaculture production. En: Brune, D, Tommasso, J. *Aquaculture and Water Quality*. Advances in World Aquaculture, vol. 3. Baton Rouge: The World Aquaculture Society; 1991. p. 105-132
- Sumagaysay-Chavoso, N, San Diego-McGlone, M. Water quality and holding capacity of intensive and semi-intensive milkfish (*Chanos chanos*) ponds. *Aquaculture*. 2003; 219: 413-429
- Tallqvist, M, Sandberg-Kilpi, Ee, Bonsdorff, E. Juvenile flounder, *Paralichthys flesus* (L.), under hypoxia: effects on tolerance, ventilation rate and predation efficiency. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1999; 242: 75-93
- Tanaka, Y, Kadowaki, S. Kinetics of nitrogen excretion by cultured flounder *Paralichthys olivaceus*. *Journal of the World Aquaculture Society*. 1995; 26: 188-193
- Thomas, S, Piedrahita, R. Oxygen consumption rates of white sturgeon under commercial culture conditions. *Aquacultural Engineering*. 1997; 16: 227-237
- Thomas, S, Piedrahita, R. Apparent ammonia-nitrogen production rates of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in commercial aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. 1998; 17: 45-55
- Timmons, M, Ebeling, J, Wheaton, F, Summerfelt, S, Vinci, B. *Recirculating aquaculture systems*. NRAC Publication, n.º 01-002; 2001
- Timmons, B, Summerfelt, S, Vinci, B. Review of circular tank technology and management. *Aquacultural Engineering*. 1998; 18: 51-69
- Timmons, M, Youngs, W. Considerations on the design of raceways. En: *Aquaculture Systems Engineering*. Proceedings of the World Aquaculture Society and the American Society of Agricultural Engineers. 16-20 de junio de 1991. San Juan, Puerto Rico. p. 34-45
- Umezawa, S, Adachi, S, Taneda, K. Group effect on oxygen consumption of the ayu (*Plecoglossus altivelis*) in relation to growth stage. *Japan. J. Ichthyol.* 1983; 30: 261-267
- Van der Thillart, G, Dalla Via, J, Vitali, G, Cortesi, P. Influence of long term hypoxia exposure on the energy metabolism of Solea solea. I. Critical O2 levels for aerobic and anaerobic metabolism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1994; 104: 109-117
- Verbeeten, B, Carter, C, Purser, G. The combined effect of feeding time and ration on growth performance and nitrogen metabolism of greenback flounder. *J. Fish Biology*. 1999; 55: 1328-1343
- Wagner, E, Miller, S, Bosakowski, T. Ammonia excretion by rainbow trout over a 24-hour period at two densities during oxygen injection. *The Progressive Fish-Culturist*. 1995; 57: 199-205
- Wajsbrodt, N, Gasith, A, Diamant, A, Popper, D. Chronic toxicity of ammonia to juvenile gilthead seabream Sparus aurata and related histopathological effects. *J. Fish Biol.* 1993; 43: 321-328
- Wajsbrodt, N, Gasith, A, Krom, M, Popper, D. Acute toxicity of ammonia to juvenile gilthead seabream Sparus aurata under reduced oxygen levels. *Aquaculture*. 1991; 92: 277-288
- Waller, U. Factors influencing routine oxygen consumption in turbot, *Scophthalmus maximus*. *J. Appl. Ichthyol.* 1992; 8: 62-71
- Walsh, P, Danulat, E, Mommsen, T. Variation in urea excretion in the Gulf toadfish Opsanus beta. *Marine Biology*. 1990; 106: 323-328
- Wedemeyer, G. *Physiology of fish in intensive culture systems*. Chapman & Hall; 1996

- Westers, H, Pratt, K. Rational design of hatcheries for intensive salmonid culture, based on metabolic characteristics. Prog. Fish-Cult. 1977; 39: 157-165
- Westing, L, Nissling, A. Effects of salinity on spermatozoa motility, percentage of fertilized eggs and egg development of Baltic cod (*Gadus morhua*), and implications for cod stock fluctuations in the Baltic. Marine Biology. 1999; 108: 5-9
- Willoughby, H. A method for calculating carrying capacities of hatchery troughs and ponds. Prog. Fish-Cult. 1968; 30: 173-174