تولید پسماند و روش‌های مدیریت آن در سیستم‌های آبزی پروری

رضا اکرمی*، حسین چیت ساز، زید احمدی

گروه شیلات، واحد آزادشهر، دانشگاه آزاد اسلامی، آزادشهر، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۱۰/۳۰ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۲/۲۷

چکیده

آبزی‌پروری سریع‌ترین رشد بخش تولید غذای حیوانی در سراسر جهان است و در حال تبدیل شدن به منبع اصلی تولید آبزیان برای مصارف انسانی است. آبزی‌پروری متراکم یک راه حل مناسب برای افزایش تولید می‌باشد که خود مستلزم افزایش استفاده از نهاده‌هایی مانند ماهی و خوراک در واحد سطح، افزایش تولید پساب در سیستم و در نتیجه تخریب محیط زیست شده است. از کل مواد مغذی وارد شده به استخرهای پرورشی، تنها ۳۰ درصد به محصول تبدیل و مابقی آن به شکل لجن و پسماند به محیط زیست تخلیه می‌شود که این موضوع، نگرانی عمومی را افزایش و پایداری آبزی‌پروری را تهدید می‌کند. بنابراین، نیاز به توسعه سیستم‌های پرورشی است که با مدیریت کارآمد پسماند، تولید ماهی افزایش و تخریب محیط زیست ناشی از پسماند آبزی‌پروری را محدود و پایداری آن را تضمین کند. این مقاله جنبه‌های مختلف تولید پسماند در آبزی‌پروری و پیشنهادهایی برای مدیریت آن در سیستم‌های پرورشی مختلف برای اطمینان از تولید آبزی‌پروری پایدار ارائه می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: پسماند آبزی‌پروری، مدیریت پسماند، آبزی‌پروری پایدار

مقدمه

به‌دلیل کاهش صید ماهی نیاز به افزایش تولیدات آبزی پروری بیش از پیش احساس می‌شود (Dauda و همکاران، ۲۰۱۳). آبزی پروری سالانه ۱۰۰ میلیون تن محصولات آبزی تولید می‌کند که انتظار می‌رود با رشد جمعیت تقاضا برای محصولات آبزی افزایش (FAO، ۲۰۱۶) و در نهایت منجر به افزایش رقابت برای نیازهای اساسی توسعه آبزی‌پروری از جمله آب و زمین شود. لذا آبزی‌پروری متراکم به‌عنوان راه حلی برای توسعه این صنعت مورد نیاز است (Crab و همکاران، ۲۰۱۲). افزایش آبزی‌پروری متراکم مستلزم استفاده از نهاده‌های بیشتر، به‌ویژه خوراک در واحد سطح است (Henricsson و همکاران، ۲۰۱۸) که منجر به افزایش تولید پسماند در سیستم‌های آبزی‌پروری می‌شود.

در آبزی‌پروری مانند هر واحد تولیدی از برخی نهاده‌ها استفاده می‌شود. در چنین سیستم‌هایی همیشه پسماندهایی وجود دارد که یا ورودی‌های بلااستفاده یا محصولات جانبی هستند. این پسماندها ارزش اقتصادی کم و یا فاقد ارزش اقتصادی بوده و اغلب برای محیط زیست مشکل‌ساز می‌باشند. تولید پسماند آبزی‌پروری، پایداری آن را به یک نگرانی عمومی تبدیل کرده است. یکی دیگر از بخش‌های آبزی‌پروری ناپایدار، افزایش تقاضا برای پودر ماهی به عنوان منبع پروتئینی برای خوراک آبزیان تجاری است که منجر به

*نویسنده مسئول: akrami.aqua@gmail.com

برداشت و صید بیش از حد از منابع آبی می‌شود (Martins و همکاران، ۲۰۱۰).

به‌طورکلی تولید ۱ کیلوگرم زیتوده ماهی تازه به ۱ تا ۳ کیلوگرم (وزن خشک) خوراک نیاز دارد. خوراکی که در تولید زیتوده مصرف نمی‌شود یا در آب حل می‌شود یا به پسماند جامد (که عمدتا مقادیر بالایی از مواد آلی، نیتروژن و فسفر می باشد) تبدیل می‌شود (Crab و همکاران، ۲۰۰۷). به‌عبارت دیگر مواد مغذی داده شده به آبزیان پرورشی به‌طور کامل مصرف نمی‌شود و فقط ۳۰٪ توسط ماهی استفاده می‌شود و الباقی آن به شکل رسوب یا لجن در استخر انباشته می‌شود. بررسی‌ها نشان داده به ازای هر تن تولید ماهی؛ ۱۵۰-۳۰۰ کیلوگرم غذای مصرف نشده و ۲۵۰-۳۰۰ کیلوگرم مدفوع (یعنی به‌طور متوسط ۵۰۰ کیلوگرم پساب جامد)، حدود ۱۰۰ کیلوگرم نیتروژن و حدود ۲۰ کیلوگرم فسفر به داخل آب رها می‌شود. به ازای تولید یک تن ماهی تیلاپیا ۶۵ کیلوگرم ازت و ۹/۱ کیلوگرم فسفرکل در آب آزاد می‌شود. همچنین در ازای هر تن ماهی قزل‌آلا در استخرهای کانالی ۶۰ کیلوگرم ازت و ۱۰کیلوگرم فسفر رها می‌شود (Martins و همکاران، ۲۰۱۰).

اگرچه در حال حاضر پساب مزارع پرورش آبزیان از نظر قانونی و به مفهوم متداول کلمه به‌عنوان آلودگی محسوب نمی‌شوند و سهم آثار زیست‌محیطی آبزی‌پروری در مقایسه با دیگر فعالیت‌ها مانند کشاورزی، صنعت، و ... اندک است، ولی پسماندهای خرو جی از سیستم‌های آبزی‌پروری ممکن است باعث تغییراتی در اکوسیستم‌های دریافت‌کننده پسماند شود. این تأثیرات می‌تواند غافلگیرانه باشد، زیرا بار آلودگی اغلب بتدریج افزایش می‌یابد و تا زمانی که بارها در نهایت از ظرفیت جذب‌کننده فراتر نروند و باعث افت کیفیت آب نشوند، آثار منفی مشاهده نمی‌شود. پیش‌بینی دقیق اثرات پسماند بر روی بدنه آبی دشوار است زیرا چندین متغیر متقابل نقش دارند. مقدار یا بار آلاینده به حجم پساب و غلظت آلاینده بستگی دارد. اثرات احتمالی پساب‌ها بر روی آبهای گیرنده نه تنها به بار آلودگی بلکه به میزان جذب آلاینده‌ها نیز بستگی دارد.

منابع پسماند در آبزی‌پروری

غذا: غذا عامل بسیار مهمی در تولید آبزیان است و مهمترین منبع اصلی تولید پسماند در آبزی‌پروری است. میزان مصرف و اثرات آن بستگی به نوع سیستم پرورشی (گسترده، نیمه متراکم و متراکم) دارد. تولید پسماند از طریق خوراک به عواملی من‌جمله ترکیب مواد مغذی خوراک، قابلیت هضم خوراک، روش تولید غذا (غذای تر، اکسترود یا پلت)، مقدار تغذیه، روش تغذیه و زمان ذخیره‌سازی بستگی دارد (Miller و Semmense، ۲۰۰۲). چون این عوامل آزادسازی مواد مغذی (مانند فسفر و نیتروژن) و مواد آلی را تعیین می‌کنند. در مزرعه‌ای که به درستی مدیریت می‌شود، تقریباً ۳۰ درصد از خوراک مورد استفاده تبدیل به پسماند جامد می‌شود.

داروها و مواد شیمیایی: شیوه‌های آبزی‌پروری کنونی استفاده از مواد شیمیایی در مزارع پرورش ماهیان به شدت محدود می‌کند، با این حال، برخی از مواد شیمیایی هنوز به شکل دارو و ضدعفونی کننده استفاده می‌شوند. این داروها شامل آنتی بیوتیک (پیشگیری و درمان)، داروهای بیهوشی، داروهای کنترل انگلی، داروهای عفونت‌های میکروبی، نمک و آهک (Costello و همکاران، ۲۰۰۱). تأثیر پسماند شیمیایی برسیستم‌های آبی طبیعی بستگی به غلظت مواد شیمیایی مورد استفاده، اندازه مزرعه و وسعت آبهای دریافت کننده بستگی دارد.

عوامل بیماریزا: این گروه از پسماندها به ندرت در سیستم‌های آبزی‌پروری مورد توجه قرار می‌گیرند. با

این حال، تخلیه عوامل بیماری‌زا با فاضلاب ممکن است بر موجودات آبزی ساکن در آبهای طبیعی تأثیر منفی بگذارد (Goldburg و Triplett، ۱۹۹۷). آبهای طبیعی بار بیماریزای خود را دارند و دریافت بار اضافی از سیستم‌های پرورش ماهی ممکن است باعث ایجاد استرس یا مرگ کامل موجودات آبزی شود. در استخرهای نیمه متراکم ماهیان گرمابی که کودهای آلی حیوانی استفاده می‌شود تخلیه پساب منجر به سطح بالایی از عوامل بیماری‌زا شده است. کود آلی گاوی و کود طیور به سطح بالایی از استرپتوکوک مدفوع کمک می کند.

ترکیبات پسماند سیستم‌های آبزی‌پروری: به‌طور کلی پسماندهای تولید شده توسط آبزی‌پروری به سه شکل گازها (H_2S)، مایعات (پساب) و ضایعات جامد طبقه‌بندی می‌شوند که مورد آخر به عنوان رسوب یا لجن شناخته می‌شوند (Dauda و همکاران، ۲۰۱۹).

انتشار گاز در آبزی‌پروری: در سیستم های آبزی‌پروری، گوگرد از پسماندهای متابولیکی تولید شده توسط ارگانیسم‌های پرورشی منشاء می‌گیرد و عمدتاً به صورت یون سولفات است. با افزایش خوراک مصرفی در سیستم‌های پرورشی، تجمع دتریت‌های آلی افزایش و باعث ایجاد شرایط کمبود اکسیژن در رسوبات می‌شود، این وضعیت باعث می‌شود باکتری‌های بیهوازی از مولکول‌های اکسیژن موجود در یون‌های سولفات استفاده کنند و تولید سولفیدهیدروژن را افزایش دهند. افزایش غلظت H_2S تنفس آبزیان را مختل و باعث استرس و مستعد بیماری در آنها می‌شود (Boyd، ۲۰۱۴).

پسماند جامد (Solid wastes): در سیستم‌های آبزی‌پروری، تا ۷۰ درصد خوراک داده شده ممکن است به‌طور متوسط روزانه ۰/۴ تا ۱۲/۳ درصد به پسماند جامد تبدیل شود (Chen و همکاران، ۱۹۹۷). این ماده معمولاً حاوی حدود ۷-۳۲٪ نیتروژن و همچنین ۳۰-۸۴٪ فسفر است که برای رشد آبزیان پرورشی داده شده است. پساب جامد عمدتا شامل غذای خورده نشده، مدفوع ماهیان و بقایای آبزیان پرورشی تلف شده می‌باشد. پساب جامد را می‌توان بعنوان جامدات معلق و جامدات قابل ته‌نشینی طبقه‌بندی کرد. جامدات معلق؛ ذرات ریز (۳۰ تا ۱۰۰ میکرون) هستند و در آب معلق باقی می‌مانند و سخت‌ترین نوع جامداتی هستند که از سیستم‌های پرورشی حذف می‌شوند. جامدات ته‌نشین شده ذرات بزرگتری (۱۰۰ میکرون) هستند که در مدت زمان کوتاهی ته‌نشین می‌شوند و می‌توان آنها را به راحتی از ستون پرورش جدا کرد. پساب جامد به عنوان خطرناک‌ترین ضایعات در سیستم‌های پرورشی طبقه‌بندی شده‌اند و باید هرچه سریع‌تر به طور موثری حذف شوند. پساب جامد به ویژه ذرات رسوبی بزرگ بسیار خطرناک هستند، زیرا آبشش ماهی را مسدود کرده و منجر به مرگ می‌شوند. اگر این پساب به مدت طولانی در استخر باقی بمانند و تجزیه شوند، منجر به افزایش کل مواد جامد معلق و محلول می‌شود. آنها همچنین ممکن است ترکیبات نیتروژنی را افزایش داده و باعث استرس در ماهی‌های پرورشی شوند. اگر پساب جامد آبزی‌پروری در سیستم پرورشی باقی بماند، فعالیت باکتریایی هوازی آنها باعث افزایش تقاضای شیمیایی اکسیژن و نیاز اکسیژن بیوشیمیایی و کاهش اکسیژن در محیط می‌شود. در مزرعه‌ای که به درستی مدیریت می‌شود تقریباً ۳۰ درصد خوراک به پساب جامد تبدیل می‌شود (Miller و Semmense، ۲۰۰۲). این موضوع به نوع سیستم پرورش بستگی دارد، زیرا حذف پساب جامد از سیستم‌های آبزی‌پروری بازگردشی آسان‌تر از سیستم‌های جریان‌دار است.

پسماند محلول – پساب (Dissolved wastes): در اکثر سیستم‌های آبزی‌پروری، غذای مصرفی عامل اصلی

آلودگی و فساد آب است. پساب محلول، محصول متابولیسم ناقص غذا در ماهی یا خوراک تجزیه نشده و خورده نشده هستند. پساب‌های آبزی‌پروری شامل ترکیبات آلی مانند پروتئین‌ها، لیپیدها، کربوهیدرات‌ها، ویتامین‌ها و مواد معدنی است، در حالی که مواد زائد معدنی عمدتاً به‌صورت NH_4^+، NO_2^-، NO_3^-، بی کربنات‌ها و فسفات‌ها انباشته می‌شوند (Hearth و Satoh، ۲۰۱۵). در پساب محلول دو جزء اصلی مورد توجه عبارتند از: نیتروژن (N) و فسفر(P). این دو عنصر اجزای مهم پروتئین را تشکیل می‌دهند که جزء اصلی خوراک ماهی است. آبزیان، صرف‌نظر از نوع گونه، به پروتئین بالا از ۲۵ تا ۵۰ درصد در غذا نیاز دارند. غذاهای حاوی پروتئین بالا حاوی مقادیر زیادی نیتروژن و فسفر هستند، اما کمتر از ۵۰ درصد از این آلاینده‌های احتمالی آب (نیتروژن و فسفر) در بدن ماهی‌ها نگهداری و ابقاء می‌شوند. از این رو ، درصد زیادی به آب پرورش منتقل می‌شود، که باعث ایجاد دردسر می‌شود و در نهایت هنگامی که رها می‌شود آثار زیست محیطی زیادی به دنبال دارد. به‌طورکلی، استخرهای خاکی و سیستم‌های بازچرخشی، پساب کمتر اما با غلظت بسیار بالایی از مواد آلی و مواد مغذی تولید می‌کنند، در حالی که سیستم‌های جریاندار و قفس جریان بیشتری غلظت کمتری از این آلاینده‌ها را منتشر می‌کنند (Ngo و همکاران، ۲۰۱۷).

میزان نیتروژن و فسفر ابقاء شده در بدن ماهی متفاوت است. به‌طور متوسط نیتروژن بین ۲۵ و ۳۰ درصد (Boyd، ۲۰۰۳) تا ۱۰ تا ۴۹ درصد (Piedrahita، ۲۰۰۳) و ۱۷ تا ۴۰ درصد برای فسفر متغیر است. گزارش شده مدفوع ماهی حاوی ۳/۶–۳۵٪ ازت و ۱۵–۷۰٪ فسفر بود ، در حالی که مقدار ازت و فسفر به‌عنوان محصولات ترشحی (به شکل محلول) به‌ترتیب ۳۷–۷۲٪ و ۱–۶۲٪ بود (Piedrahita، ۲۰۰۳). نیتروژن عمدتا به‌صورت آمونیاک محلول دفع شده در حالی که فسفر به عنوان ذرات معلق دفع می‌شود.

جدول ۱– میزان نگهداری و دفع مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) (به عنوان درصدی از خوراک مصرفی). منبع: Piedrahita (۲۰۰۳)

نگهداری شده در گوشت		هضم نشده در مدفوع (ذرات معلق)		ترشح شده (شکل محلول)		نوع ماهی	منبع
نیتروژن	فسفر	نیتروژن	فسفر	نیتروژن	فسفر		
۴۹	۳۶	۱۴	۵۵	۳۷	۹	سالمون آتلانتیک	Bergheim و Asgard، ۱۹۹۶
–	۱۷–۱۹	–	۴۸–۵۴	–	۲۸–۳۴	سالمون آتلانتیک	Holby و Hall، ۱۹۹۴
۱۱	۳۲	–	–	–	–	کپور	Avenimelech و Lacher، ۱۹۷۹
۲۷	۳۰	–	–	–	–	گربه‌ماهی روگاهی	Boyd، ۱۹۸۵
۱۰	۴۰	۳۵	۱۵	۵۵	۴۵	سی باس	Lemarie و همکاران، ۱۹۹۸
۳۰	–	۱۰	–	۶۰	–	سیم دریایی	Porter و همکاران، ۱۹۸۷
۳۰	–	۱۳	–	۵۷	–	قزل‌آلا	Beveridge و همکاران، ۱۹۹۱
۲۵	۳۰	۱۵	۷۰	۶۰	۰	قزل‌آلا	Hakanson، ۱۹۸۸
۲۱–۲۲	۱۸/۸	۳/۶–۵/۴	۱۹–۲۲	۵۹–۷۲	۶۰–۶۲	هیبرید تیلاپیا	Siddiqui و Al-Harbi، ۱۹۹۹

ماهی‌ها قادر نیستند درصد قابل توجهی از ازت و فسفر که از اجزای اصلی خوراک هستند را استفاده کنند لذا پتانسیل بالایی برای آلودگی محیط‌زیست هستند. آمونیاک اگر در محیط تیمار نشود هم برای ماهیان پرورشی در سیستم و هم برای ماهیان دریافت کننده آب بسیار سمی است. آمونیاک به دو شکل

غیریونیزه (NH_3) و یونیزه (NH_4^+) وجود دارد. این دو در آب در نسبت‌هایی که توسط دمای آب و pH تعیین می‌شود، در تعادل هستند (Ebeling و Timmons، ۲۰۱۲). ماهی‌های پرورشی تحمل متفاوتی نسبت به نیتروژن آمونیاکی دارند که به گونه ماهی، سن و وضعیت فیزیولوژیکی بستگی دارد. توصیه می‌شود آمونیاک در مخازن پرورشی کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر باشد (Ajani و همکاران، ۲۰۱۱). اتحاد جهانی آبزی‌پروری نیتروژن کل آمونیاکی (TAN) را ۵ میلی‌گرم در لیتر به عنوان بخشی از دستورالعمل‌های مدیریت پساب‌های آبزی پروری توصیه کرد.

نیتریت محصول واسطه اکسیداسیون آمونیاک به نیترات است، همچنین سمی است و به‌طورکلی سطح کمتر از ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر در سیستم‌های پرورش ماهی مطلوب است (Ajani و همکاران، ۲۰۱۱). با این حال، نیتریت پایدار نیست و بیشتر به نیترات اکسید می‌شود. نیترات محصول نهایی اکسیداسیون آمونیاک است و به‌طور کلی بی خطر در نظر گرفته می‌شود زیرا برای اکثر گونه‌های ماهی حتی در غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سمی نیست (Dauda و Akinwole ، ۲۰۱۵). با این حال، برای محیط زیست مزاحمت ایجاد می‌کند، زیرا می‌تواند آب دریافت کننده را غنی کند و با فسفر، باعث یوتریفیکاسیون شود (Dauda و همکاران، ۲۰۱۴).

فسفر یکی دیگر از متابولیت‌های مهم یا محصول تجزیه شده خوراک آبزی پروری است که بهره‌وری ضعیفی نیز دارد. برخلاف آمونیاک، فسفر برای ماهی‌های پرورشی سمی نیست، اما هنگامی که در محیط آزاد می‌شود، آب‌های طبیعی را غنی می‌کند و بسته به غلظت، دفعات رهاسازی و اندازه بدنه آبی دریافت‌کننده، منجر به یوتریفیکاسیون می‌شود (Wong، ۲۰۰۱). برخلاف نیتروژن که عمدتاً به صورت محلول در آب آزاد می‌شود، درصد بیشتری از فسفر به صورت ذرات در مدفوع آزاد می‌شود. فسفر در آب پرورشی ابتدا به صورت فسفات آزاد می‌شود که همراه با نیترات باعث ایجاد یوتریفیکاسیون در توده‌های آبی دریافت کننده می‌شوند (Lazzari و Baldisserotto، ۲۰۰۸).

مدیریت پسماند در سیستم‌های آبزی‌پروری: راه حل اصلی برای مدیریت اثرات زیست‌محیطی پسماند آبزی پروری، مدیریت تغذیه است. سیستم‌های تغذیه و غذادهی می‌توانند به‌طور موثری پسماند ناشی از خوراک ماهی را از طریق مدیریت مناسب کاهش دهند. کاهش نسبت تبدیل خوراک (FCR) به میزان ۳۰ درصد در مزرعه پرورش ماهی، حدود ۲۰ درصد کاهش تأثیرات زیست محیطی از سیستم پرورش ماهی را به همراه خواهد داشت.

Westers (۱۹۹۵) به منظور کاهش ضایعات ناشی از پرورش آبزیان ، موارد زیر را توصیه کرده است:

- شناخت عملکرد گونه و اندازه ماهی متناسب با جیره غذایی، اطلاعات لازم در مورد قابلیت هضم خوراک و تولید ضایعات، از جمله مقدار جامدات، فسفر و نیتروژن، همچنین در مورد FCR خوراک اطلاعاتی در دسترس باشد.
- جهت محاسبه غذا باید از زیتوده آبزی در سیستم پرورش آگاهی داشته باشید.
- اطلاعات کافی در مورد وضعیت سلامتی و فیزیولوژیکی ماهی باید در دسترس باشد.
- یکدست بودن اندازه ماهی بسیار مهم است، به‌طوری‌که اندازه یکسان پلت را بپذیرند.
- خوراک باید الک شود تا گرد و غبار و پلت شکسته قبل از تغذیه حذف شود.
- به منظور اطمینان از ضایعات احتمالی، خوراک باید به‌طور موثر خورده شود.
- استفاده از غلات با فیتات کم و در صورت لزوم استفاده ار فیتاز در فرمولاسیون جیره جهت دسترسی بیشتر به فسفر خوراک.

– استفاده از خوراک اکسترود شده با انرژی بالا که میزان چربی خوراک را افزایش و شستشوی چربی در آب پرورش را محدود می‌کند.

پساند جامد: مضرترین پساندها در سیستم‌های پرورش ماهی هستند و سیستم‌هایی که می‌توانند آنها را به سرعت و به طور موثر حذف کنند اولویت بیشتری دارند (Akinwole و همکاران، ۲۰۱۶). دو منبع عمده پساند جامد در آبزی پروری، خوراک خورده نشده و مواد هضم نشده است که به‌عنوان مدفوع در ماهی‌ها دفع می‌شود (Turcios و Papenbrock، ۲۰۱۴). مقدار پساب جامد در سیستم‌های پرورش ماهی و آن‌هایی که در نهایت به محیط‌زیست رها می‌شوند به نوع سیستم پرورش ماهی (Asgard و Bergheim، ۱۹۹۶)، میزان خوراک عرضه‌شده و اثربخشی فرآیند تغذیه متفاوت است. بنابراین، مدیریت عمومی پساند با اشاره به سیستم‌های پرورشی مختلف مورد بحث قرار خواهد گرفت.

استخرهای خاکی: سیستم‌های سنتی پرورش ماهی هستند (Akinwole و همکارن، ۲۰۱۶) و در سطح جهانی مورد استفاده قرار می‌گیرند. سیستم‌های پرورش خاکی ساکن هستند و ابزار خاصی برای تصفیه آب ندارند و عمدتاً به فرآیندهای داخلی متکی است. در این سیستم پساب‌های جامد در کف استخر ته‌نشین می‌شوند و در طول زمان انباشته می‌شوند (Yeo و همکاران، ۲۰۰۴). در این استخرها حدود ۸۰ تا ۹۰ درصد ماده خشک و کربن و همچنین ۷۰ تا ۸۰ درصد از نیتروژن و فسفر غذا به پساب تبدیل می‌شوند. تقریباً ۳۵۰ میلی‌گرم در متر مربع در روز توسط ماهی به عنوان پساند دفع می‌شود (Liu و همکاران، ۲۰۰۱). میکروب‌های موجود در سیستم بر روی پساندهای ته‌نشین شده فعالیت کرده و آن‌ها را به مواد سمی کمتر تبدیل می‌کنند. با این حال، اگر پساندهای ته‌نشین شده در طول زمان انباشته شده باشند، هر گونه فعالیت طبیعی مانند فرسایش، می‌تواند باعث مخلوط شدن کف استخر بسیار مغذی شود و ممکن است منجر به شکوفایی جلبکی شود. تنها راه حذف پساند جامد از استخر پرورشی، خاک‌برداری است که پس از دو یا چند دوره پرورش انجام می‌شود. فقدان تکنیک‌های مدیریت پساند در استخرهای خاکی، استفاده از آنها را به شیوه پرورشی نیمه‌متراکم محدود کرده است.

سیستم‌های جریان‌دار یا ریس‌وی: بر خلاف استخرهای خاکی که در آن پساب‌های جامد در داخل سیستم ته‌نشین می‌شوند، در سیستم‌های با تعویض آب بالا و جریان‌دار، پساندهای تولید شده از واحد پرورشی تخلیه می‌شوند. در اکثر سیستم‌های جریان‌دار، زمان نگهداری آب کمتر از یک ساعت است لذا آب به اندازه کافی برای فرآیندهای تجزیه بیولوژیکی مواد آلی در سیستم نمی‌ماند بنابراین پساندهای مداوم تولید شده به محیط‌زیست تخلیه می‌شود (Fornshell و همکاران، ۲۰۱۲). سیستم‌های جریان‌دار، اگر به درستی طراحی شود، می‌تواند جمع‌آوری و تغلیظ سریع پساندهای جامد را قبل از خرد شدن فراهم کند (Miller و Semmens، ۲۰۰۲). مدیریت پساندهای جامد خارج شده از طریق سیستم‌های جریان‌دار، به دلیل سرعت جریان بالای پساب‌های با غلظت ضعیف، دشوار و پرهزینه است.

سیستم‌های آبزی‌پروری بازچرخشی (RAS): RAS یک سیستم پرورشی است که اجازه استفاده مجدد از آب پرورش ماهی را می‌دهد و ثابت شده است که در حذف مواد جامد بهتر از سیستم جریان‌دار عبوری است. RAS مقدار کمی آب مصرف می‌کند (فقط ۵٪ در روز برای جبران تلفات ناشی از تبخیر، حذف جامدات) و آلاینده‌هایی با حجم کم اما با غلظت مواد مغذی بالا تولید می‌کند (Edward، ۲۰۱۵) بنابراین پتانسیل کاهش اثرات زیست‌محیطی ناشی از پساندهای آبزی‌پروری را در مقایسه با سیستم

جریان‌دار دارد. RAS پساب‌های جامد را از طریق ترسیب و درام فیلتر حذف می‌کند (Ebeling و Timmons، ۲۰۱۲). اگرچه RAS می‌تواند بخش زیادی از مواد زائد جامد را از طریق ته‌نشینی حذف کند، اما در حذف جامدات ریز از سیستم موثر نیست (Piedrahita، ۲۰۰۳). مقدار قابل‌توجهی از ذرات جامد در RAS کمتر از ۱۰ میکرون هستند و اگر به‌طور موثر حذف نشوند، می‌توانند مشکلاتی را در سیستم ایجاد کنند. آنها می‌توانند بیوفیلترها را مسدود کنند و منجر به تولید ثانویه آمونیاک شوند و اثر منفی بر سایر اجزای سیستم و سلامت ماهی‌های پرورشی داشته باشند (Patterson و همکاران، ۱۹۹۱). طبق اظهار Martins و همکاران (۲۰۱۰)، RAS توانایی حذف ۸۵-۹۸٪ مواد آلی و جامدات معلق و ۶۵-۹۶٪ فسفر پسماند جامد را دارد.

پسماندهای محلول: پسماندهای آلی محلول در سیستم‌های پرورش ماهی در درجه اول نیتروژن و فسفر هستند. اگرچه روش‌های متفاوتی برای حذف نیتروژن در سیستم‌های پرورش ماهی وجود دارد، ولی روش خاصی برای حذف فسفر در سیستم‌های پرورش ماهی وجود ندارد. این ممکن است تا حدی به دلیل این واقعیت باشد که برخلاف نیتروژن که مشتقات سمی مانند آمونیاک و نیتریت دارد فسفر برای ماهی‌های پرورشی سمی نیست. فسفر در سیستم‌های پرورشی از طریق کاهش فسفر در خوراک، گنجاندن فیتاز برای افزایش قابلیت دسترسی استفاده از فسفر جیره کاهش می‌یابد (Orisasona و Ajani، ۲۰۱۵).

حذف نیتروژن از سیستم‌های پرورشی

استخرهای خاکی: استخرهای خاکی برای تصفیه و نگهداری آب در پرورش ماهی متکی به فرآیند طبیعی هستند. جامعه زیستی استخرها که عمدتاً جوامع میکروبی هستند روی مواد آلی محلول و آمونیاک فعالیت می‌کنند (Yeo و همکاران، ۲۰۰۴). آمونیاک طی فرآیند نیتریفیکاسیون و توسط نیتروباکتر و نیتروزوموناس به نیترات که سمیت کمتری دارد تبدیل می‌شود (Dauda و همکاران، ۲۰۱۴)، نیترات و فسفات موجود در پسماندها به‌عنوان مواد مغذی برای فیتوپلانکتون‌ها و جلبک‌های بزرگ در اکوسیستم استفاده می‌شوند. فیتوپلانکتون‌ها توسط زئوپلانکتون‌ها تغذیه می‌شوند و در نهایت توسط ماهی‌ها برداشت می‌شوند. با این حال، توانایی سیستم استخر برای مدیریت ضایعات آبزی‌پروری محدود است و مستقیماً به مقدار پسماندی که می‌تواند روزانه توسط استخر بازیافت شود بستگی دارد (Tucker و همکاران، ۲۰۰۱) و بیشتر از این ممکن است منجر به غنی سازی بیش از حد مواد مغذی استخر، یوتروفیکاسیون و مرگ ماهی منجر شود.

سیستم‌های جریان‌دار: این سیستم‌ها به جز حذف سریع مواد جامد و آب با مواد مغذی محلول از واحد پرورش، تدارک خاصی برای حذف نیتروژن ندارند.

سیستم‌های آبزی‌پروری بازچرخشی (RAS): RAS از یک سیستم بیولوژیکی برای مدیریت نیتروژن در سیستم پرورش استفاده می‌کند. تصفیه آب در RAS یک فرآیند زیستی است که از فرآیند نیتریفیکاسیون برای تبدیل آمونیاک سمی به نیترات کمتر سمی استفاده می کند. بیوفیلترها سطحی را برای رشد میکروب‌هایی فراهم می کنند که در تماس با پسماند قرار می‌گیرند و آمونیاک سمی را به نیترات تبدیل می‌کنند. RAS آمونیاک را از آب پرورش حذف نمی‌کند، بلکه آن را به محصول با سمیت کمتر (نیترات) تبدیل می‌کند (Dauda و همکاران، ۲۰۱۴). استفاده از RAS به‌دلیل مزایای مختلفی که دارد، کمک زیادی به توسعه آبزی‌پروری کرده است که عبارتند از: کاهش مصرف آب از طریق استفاده مجدد از آب پرورش (Verdegem و همکاران، ۲۰۰۶). کاهش اثرات زیست‌محیطی سیستم‌های پرورش ماهی از طریق بهبود مدیریت پسماند و بازیافت مواد مغذی (Martins و همکاران، ۲۰۱۰) و بهبود شرایط بهداشتی.

ولی در عوض استفاده از RAS در مقایسه با استخرهای خاکی و جریان‌دار به دلیل هزینه بالای نصب بیشتر است.

سیستم فناوری بایوفلاک: فناوری بایوفلاک یک فناوری نوظهور در سیستم‌های پرورش ماهی است که به سمت تضمین آبزی‌پروری پایدار در حال پیشرفت است (Bossier و Ekasari، ۲۰۱۷). برخلاف RAS که تصفیه آب خارج از محیط پرورش انجام می‌شود. فناوری بایوفلاک یک روش تصفیه آب در داخل استخر است (Vinatea و همکاران، ۲۰۱۸). در این سیستم منبع کربن به سیستم پرورش برای تحریک رشد باکتری‌های هتروتروف که آمونیاک سمی را به زیتوده باکتریایی تبدیل می‌کند، اضافه می‌شود. سیستم‌های فن‌آوری بایوفلاک برخلاف RAS نیازی به بیوفیلتر یا تجهیزات خارجی ندارند (Vinatea و همکاران، ۲۰۱۸). این امر آبزی‌پروران را از هزینه‌های بالای سرمایه‌گذاری اولیه مرتبط با سیستم‌های نیترات زدایی آزاد می‌کند (Luo و همکاران، ۲۰۱۴). فناوری بایوفلاک یک روش مدیریت کیفیت آب مبتنی بر توسعه و کنترل باکتری‌های هتروتروف در سیستم پرورش با حداقل یا بدون تعویض آب است (Emerenciano و همکاران، ۲۰۱۳). از این فناوری به‌عنوان یک سیستم آبزی‌پروری دوست‌دار محیط زیست یاد کرده‌اند که پتانسیل بازیافت و استفاده مجدد از مواد مغذی در سیستم پرورش را دارد (Kumar و همکاران، ۲۰۱۷).

اصل اساسی در سیستم‌های بایوفلاک شامل تعادل نسبت کربن و نیتروژن (C/N) است که رشد باکتری‌های هتروتروف را تحریک و از آمونیاک برای رشد استفاده می‌کنند و گاز نیتروژن را از سیستم خارج می‌کنند (Dauda و همکاران، ۲۰۱۸). نسبت بالای C/N بین ۱۰ تا ۲۰ باعث تحریک رشد باکتری‌های هتروتروف می‌شود که مستقیماً از آمونیاک سمی سیستم پرورش تغذیه می‌کند و به‌نوبه خود پروتئین سلولی تولید می‌کند (Avnimelech ، ۲۰۱۲). جامعه میکروبی (پروتئین سلولی) حاوی مخلوط ناهمگنی از میکروارگانیسم‌ها (باکتری‌های تشکیل دهنده فلوک)، ذرات، کلوئیدها، پلیمرهای آلی، کاتیون‌ها و سلول‌های مرده است (Avnimelech ، ۲۰۱۲). این ذره پروتئین ناهمگن معلق به عنوان غذا برای آبزیان پرورشی در دسترس است و مشخص شده است که پروتئین با کیفیت بالایی است. بنابراین استفاده کارآمد از خوراک را افزایش و ضریب تبدیل غذا را کاهش می‌دهد.

نتیجه‌گیری

توسعه آبزی‌پروری به‌عنوان منبع پروتئین حیوانی مقرون به صرفه برای وجود انسان ضروری است. با این حال، نیازمند تلاش مستمر برای توسعه روش‌های تولید پایدار است که محیط‌زیست را در معرض خطر قرار ندهد. استفاده از استخرهای خاکی همچنان می‌تواند برای پرورش آبزی‌پروری گسترده و نیمه‌متراکم ادامه یابد. این سیستم‌ها را می‌توان در سطحی نگهداری کرد که برای ماهی سمی نباشد و پسماند استخرها به راحتی قابل خودپالایش باشد. سیستم‌های آبزی‌پروری متراکم با استفاده از RAS ممکن است به دلیل هزینه نصب و بهره‌برداری، تولید ماهی با قیمت بیشتری را ایجاد کند و در صورت نگهداری خوب، ممکن است محیط زیست را در معرض خطر کمتری قرار دهند. توسعه مناسب سیستم‌های بدون تعویض آب مانند بایوفلاک به افزایش تولید پایدار آبزی‌پروری کمک زیادی خواهد کرد. این سیستم نیاز به هزینه بالایی برای سرمایه‌گذاری ندارد بنابراین، افزایش تحقیقات در مورد بایوفلاک برای گونه‌های مختلف آبزی و تعیین تمام الزامات لازم برای موفقیت آن برای ساده‌سازی آن و تشویق استفاده از آن توسط پرورش‌دهندگان مهم است.

منابع

Ajani, E.K., Akinwole, A.O., Ayodele, I.A., 2011. Fundamentals of fish farming in Nigeria. Nigeria: Walecrown publishers Ibadan, pp.627-653.

Akinwole, A.O., Dauda, A.B., Ololade, A.O., 2016. Haematological response of Clarias gariepinus juveniles reared in treated wastewater after waste solids removal using alum or Moringa oleifera seed powder. International Journal of Acarology *6*(11), 1-8.

Avnimelech, Y., 2012. Biofloc technology- a practical guide book (2 nd ed.). Baton Rouge, Louisiana, United States: The World Aquaculture Society. pp.127-413.

Bergheim, A., Asgard, T., 1996. Waste production in aquaculture. In D. J. Baird, M. C. M. Beveridge, L. A. Kelly, and J. F. Muir (Eds.). *Aquaculture and water resource management* (pp. 50-80). Oxford: Blackwell Science.

Beveridge, M.C.M., Phillips, M.J., Clarke, R.M., 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In D. E. Brune, & J. R. Tomasso (Eds.). *Aquaculture and water quality* (pp. 506–533). Baton Rouge, LA: *World Aquaculture Society*.

Bossier, P., Ekasari, J., 2017. Biofloc technology application in aquaculture to support sustainable development goals. Microbial Biotechnology 10, 1012-1016.

Boyd, C.E., 1985. Chemical budgets for channel catfish ponds. Transactions of the American Fisheries Society 11, 291-298.

Boyd, C.E., 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. Aquaculture 226, 101-112.

Chen, S., Coffin, D.E., Malone, R.F., 1997. Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. World Aquaculture Society 28, 303-315.

Costello, M. J., Grant, A., Davies, I.M., Cecchini, S., Papoutsoglou, S., Quigley, D., 2001. The control of chemicals used in aquaculture in Europe. Journal of Applied Ichthyology 17(4), pp.173-180.

Crab, R., Avenimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W., 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. Aquaculture 270, 1-14.

Crab, R., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W., 2012. Biofloc technology in aquaculture: Beneficial effects and future challenges. Aquaculture 356, 351-356.

Dauda, A.B., Folorunso, L.A., Dasuki, A., 2013. Use of probiotics for sustainable aquaculture production in Nigeria. Journal of Agriculture and Social Research 13(2), 35-45.

Dauda, A.B., Akinwole, A.O., Olatinwo, L.K., 2014. Biodenitrification of aquaculture wastewater at different drying times in water reuse system. Journal of Agriculture and Food Technology, 4(2), 6–12.

Dauda, A.B., Akinwole, A.O., 2015. Evaluation of polypropylene and palm kernel shell as biofilter media for denitrification of fish culture wastewater. NSUK Journal Science Technology 5, 207-213.

Dauda, A.B., Ajadi, A., Tola-Fabunmi, A.S., Akinwole, A.O., 2019. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. Aquaculture and Fisheries 4, 81-88.

Ebeling, J.M., Timmons, M.B., 2012. Recirculating aquaculture systems. In J. H. Tidwell (Ed.). Aquaculture production systems (pp. 245-278). A publication of World Aquaculture Society. John Willey & Sons, Inc.

Edwards, P., 2015. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. Aquaculture 447, 2-14.

Emerenciano, M., Gaxiola, G., Cuzon, G., 2013. Biofloc technology (BFT): A review for aquaculture application and animal food industry. Biomass now- cultivation and utilization (pp. 1–28). INTECH. https://doi.org/10.5772/53902.

FAO., 2016. The state of world fisheries and aquaculture-contributing to food security and nutrition for all. Fisheries and aquaculture department. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Fornshell, G., Hinshaw, J., Tidwell, J.H., 2012. Flow-through raceways. In Aquaculture Production Systems, 1st ed.; Tidwell, J.H., Ed.; *Wiley-Blackwell: Oxford, UK, 1*, pp. 173-189.

Goldburg, R., Triplett, T., 1997. Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States. Washington, DC: Environmental Defense Fund. 199 pp.

Hakanson, L., 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Copenhagen: Nordic Council of Ministers.

Henriksson, P.J.G., Belton, B., Murshed-e-Jahan, K., Rico, A., 2018. Measuring the potential for sustainable intensification of aquaculture in Bangladesh using life cycle assessment. Proceedings of the National Academy of Sciences. www.pnas.org/cgi/doi/ 10.1073/pnas.1716530115.

Holby, O., Hall, P.O. J., 1994. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. III. Silicon. Aquaculture 120 (3-4), 305-318.

Kumar, S., Anand, P.S.S., De, D., Deo, A.D., Ghoshal, T.K., Sundaray, J.K., 2017. Effects of biofloc under different carbon sources and protein levels on water quality, growth performance and immune responses in black tiger shrimp *Penaeus monodon* (Fabricius, 1978). Aquaculture Research 48, 1168-1182.

Lazzari, R., Baldisserotto, B., 2008. Nitrogen and phosphorus waste in fish farming, *Boletim do Instituto de Pesca*, *34*, 591-600.

Lemarie, G., Martin, J.L.M., Dutto, G., Garidou, C., 1998. Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus zubrux*). Aquatic Living Resources 11(4), 247-254.

Liu, X.G., Wang, J., Wu, Z.F., Cheng, G.F., Gu, Z.J., 2021. Anaerobic ammonium oxidation bacteria in a freshwater recirculating pond aquaculture system. International Journal Environmental Research 18, 4941.

Martins, C.I.M., Eding, E.H., Verdegem, M.C.J., Heinsbroek, L.T.N., Schneider, O., Blancheton, J.P., 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. Aquacultural Engineering 43(3), 83-93.

Miller, D., Semmens, K., 2002. Waste management in aquaculture. Aquaculture Information Series1–10 #AQ02-1(January).

Orisasona, O., Ajani, E.K., 2015. The growth and mineral utilization of Clarias gariepinus fingerlings fed phytase-supplemented toasted lima bean (*Phaseolus lunatus*) diets. Journal of Aquaculture Research & Development 361. DOI: 10.4172/2155-9546.1000361

Patterson, R.N., Watts, K.C., Timmons, M.B., 1999. The power of law in particle size analysis for aquacultural facilities. Aquacultural Engineering *19*, 259-273.

Piedrahita, R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. Aquaculture *226*, 35-44. Pillay, T.V.R. (1992). Aquaculture and the environment. New York: Wiley.

Porter, C.P., Krom, M.D., Robbins, M.G., Bricknell, L., Davidson, A., 1987. Ammonia excretion and total N budget for gilthead sea bream Sparus aurata in marine fish-ponds and its effect on water quality conditions. Aquaculture 66 (3-4), 287-297.

Siddiqui, A.B., Al-Harbi, A.H., 1999. Nutrient budgets in tanks with different stocking densities of hybrid tilapia. Aquaculture 170, 245-252.

Tucker, C.S., Hargreaves, J.A., Boyd, C.E. 2001. Manangement of effluents from catfish ponds. West Virginia: *Aquacultural Engineering Society Issues Forum*, Shepardstown.

Turcios, A. E. and Papenbrock, J., 2014. Sustainable treatment of aquaculture effluentswhat can we learn from the past for the future. Sustaianbility 6, 836-856.

Verdegem, M.C.J., Bosma, R.H., Verreth, J.A.J., 2006. Reducing water use for animal production through aquaculture. International Journal of Water Resources Development 22, 101-113.

Vinatea, L., Malpartidaa, J., Carbób, R., Andreeb, K.B., Gisbertb, E., Estévezb, A., 2018. A comparison of recirculation aquaculture systems versus biofloc technology culture system for on-growing of fry of *Tinca tinca* (Cyprinidae) and fry of grey *Mugil cephalus* (Mugilidae). Aquaculture 482, 155-161.

Westers, H., 1995. Feed and feeding strategies to reduce aquaculture waste. In M. B. Timmons (Ed.). *Aquacultural engineering and waste Management*. NRAES-90 (pp. 365-376). Ithaca, New York: Northeast Regional Agricultural Engineering Service.

Wong, K.B., 2001. Enhanced solids removal for aquacultural raceways. PhD Dissertation. Davis: University of California.

Yeo, S.E., Binkowski, F. P. and Morris, J. E., 2004. Aquaculture effluents and waste byproducts: Characteristics, potential recovery and beneficial reuse. USA: NCRAC.

Journal of New Technologies in Aquaculture Development, Azadshahr Branch, Islamic Azad University Vol. 17, No. 1, Spring 2023

Waste production and management methods in different aquaculture systems

R. Akrami
Department of Fisheries, Azadshahr Branch, Islamic Azad University, Azadshahr, Iran

Abstract
Aquaculture is the fastest growing animal food production sector worldwide and is becoming the main source of aquatic animal foodstuff for human consumption. The intensification of production is an alternative for the needed development in aquaculture that use of more inputs, especially feed per unit area leading to an increase in waste generation from the production systems and resulted strongly criticized for environmental impacts. The total nutrients supplied to production ponds, only 30% are converted into product, while the rest as sediment or sludge is usually discharged into the environment. The impact of waste products from aquaculture has increased public concern and threatens the sustainability of aquaculture practices. Therefore, there is a need to develop culture systems that will increase fish production with efficient waste management in order to limit environmental degradation resulting from aquaculture wastes and ensure its sustainability. This paper reviewed various aspects of waste production from aquaculture and methods of management in different culture systems.

Keywords: Waste aquaculture, Waste management, Sustainable aquaculture

*Corresponding author; akrami.aqua@gmail.com