

کاربرد و فعال‌سازی چهار نوع بستر بیوفیلتر در سیستم مدار بسته پرورش کپور معمولی

عبدالجبار ایرانی^{۱*}، عبدالمجید حاجی مرادلو^۱، ناصر آق^۲، رسول قربانی^۱

۱- گروه شیلات، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران، صندوق پستی: ۳۸۶

۲- پژوهشکده مطالعات دریاچه ارومیه، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران، صندوق پستی: ۱۶۵

تاریخ پذیرش: ۲۰ تیر ۱۳۹۵

تاریخ دریافت: ۷ اسفند ۱۳۹۴

چکیده

یکی از مهم‌ترین معایب سیستم‌های مدار بسته کنونی، بالا بودن سرمایه‌گذاری در آنهاست و این مسئله، کاربرد این سیستم‌ها را محدود ساخته است. بیوفیلترها از بخش‌های خیلی مهم و هزینه‌بر این سیستم‌ها هستند، به طوری که انتخاب نوع بیوفیلتر، در موفقیت تکنیکی و اقتصادی سیستم مدار بسته بسیار حائز اهمیت است. به همین دلیل در تحقیق حاضر، کاربرد و فعال‌سازی بیوفیلترهای متشکل از چهار نوع ماده (کاه جو، پوشال چوب و اسفنج به عنوان بسترهای ارزان قیمت و لوله‌های مشبک پی وی سی جهت مقایسه) در سیستم مدار بسته پرورش کپور معمولی مورد بررسی قرار گرفت. برای اجرای این تحقیق ۱۲ سیستم مدار بسته آزمایشگاهی طراحی گردید، که هر سیستم شامل یک تانک پلی اتیلن ۹۰ لیتری برای پرورش بچه ماهیان و یک تانک ۴۵ لیتری به عنوان راکتور بیوفیلتر بود. بچه ماهیان کپور معمولی (میانگین وزن اولیه، ۴/۸ گرم) با تراکم ۵۰ قطعه در هر تانک ذخیره‌سازی شدند. نتایج نشان داد که در همه سیستم‌ها مقادیر نیتروژن آمونیاکی و نیتريت با یک فاصله زمانی ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت، ولی غلظت‌های نترات طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها روند افزایشی داشت. همه بیوفیلترها در روزهای ۳۱-۲۸، دوره سازگاری را گذرانده و کاملاً فعال‌سازی شدند. هر چند در بیوفیلتر پی وی سی در روز ۳۱ نیز مقادیر نیتريت کمی بالا بود. از نظر پارامترهای رشد و تغذیه، بین تیمارهای آزمایشی اختلاف معنی‌داری وجود نداشت، ولی بچه ماهیان سیستم جریان باز نسبت به تیمار پی وی سی اختلاف معنی‌داری نشان دادند ($P < 0/05$). بنابراین بیوفیلترهای متشکل از کاه جو، تراشه چوب و اسفنج توانستند به خوبی در شرایط سیستم مدار بسته پرورش کپور معمولی فعال‌سازی شوند.

کلمات کلیدی: بیوفیلتر، فعال‌سازی، آمونیاک، کپور معمولی

مقدمه

نیاز برای افزایش تولیدات آبرزی پروری باعث شده است، که این صنعت به سمت سیستم‌های تولید متراکم هدایت شود. برخی از عواملی که در این زمینه تاثیرگذار بوده‌اند شامل: محدودیت‌های کمی و کیفی آب، تهیه زمین مناسب مورد نیاز و قیمت آن، محدودیت‌های مربوط به تعویض آب و مسائل زیست محیطی می‌باشد (Gutierrez-Wing and Malone, 2006). در سال‌های اخیر نگرانی در خصوص اثرات زیست محیطی فعالیت‌های آبرزی پروری رو به افزایش بوده است (Buschmann *et al.*, 1996; Harache, 2003; Cranford *et al.*, 2002). بنابراین محدودیت‌های منابع آب و افزایش اعتراض‌ها و فشارهای اجتماعی در خصوص اثرات زیست محیطی پساب‌های حاصل از فعالیت‌های آبرزی پروری، پرورش‌دهندگان را مجبور خواهد کرد، که از روش‌های سازگار با محیط زیست برای تولید آبزیان استفاده نمایند. فناوری‌های چرخش مجدد آب، بسیاری از این مشکلات را به حداقل می‌رساند (Goldburg *et al.*, 2001). سیستم‌های مدار بسته در گذشته بیش‌تر برای تولید ماهیان با ارزش و با بازارپسندی بالا از جمله اسمولت آزادماهی (*Salmo salar*) و ماهیان تزئینی به کار می‌رفت، ولی این سیستم‌ها امروزه برای تولید مولدین، بچه‌ماهیان و اندازه‌بازاری انواع ماهیان آب شیرین، شور، سردآبی و گرم‌آبی به کار می‌روند (Summerfelt *et al.*, 2004).

بیوفیلتر یکی از مهم‌ترین بخش‌های سیستم‌های مدار بسته به حساب می‌آید، که می‌تواند موفقیت یا عدم موفقیت یک سیستم مدار بسته را رقم بزند. در طراحی بیوفیلترها سعی می‌شود، بسترها به گونه‌ای انتخاب شوند

که حداکثر سطح را برای رشد باکتری‌ها و تشکیل بیوفیلم فراهم سازند (Gutierrez-Wing and Malone, 2006). معمولاً انتخاب نوع بیوفیلتر، میزان سرمایه‌گذاری و هزینه اجرایی را در سیستم‌های مدار بسته تحت تاثیر قرار می‌دهد. از طرف دیگر کیفیت آب و کارایی تصفیه آب کاملاً به نوع بیوفیلتر انتخابی وابسته است (Summerfelt, 2006). مطالعات زیادی روی تصفیه آب شرب، پساب‌های ساکن و پساب‌های کشاورزی با استفاده از تولیدات کشاورزی و تولیدات وابسته به چوب به عنوان بستر بیوفیلتر انجام شده است. Soares و Abeliovich (۱۹۹۸)، همچنین Turkman و Aslan (۲۰۰۳) نشان داده‌اند که کاه گندم می‌تواند به عنوان بستر بیوفیلتر برای تصفیه آب شرب استفاده شود. Lowengart و همکاران (۱۹۹۳) نیز کاه گندم را برای تصفیه آب آبیاری کدر و دارای نیتروژن بالا به کار بردند. Blowes و همکاران (۱۹۹۴) نشان دادند که تراشه چوب می‌تواند برای بهبود کیفیت آب جاری و آب آبیاری به عنوان بستر بیوفیلتر مورد استفاده قرار گیرد. Kim و همکاران (۲۰۰۳) نشان دادند که تراشه چوب و کاه گندم در حذف نیترات موثر عمل می‌کنند. Robertson و همکاران (۲۰۰۵) یک بیوفیلتر با بستر چوبی را معرفی کردند که برای تصفیه فاضلاب در تاسیسات تصفیه خانه‌ها طراحی شده است. Sailing و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که بیوفیلترهای با بستر کاه گندم و تراشه چوب می‌توانند همانند بیوفیلتر با بستر کالندنس (بستر پلاستیکی که به طور وسیعی در کشورهای مختلف استفاده می‌شود) باعث حذف نیترات شوند. بیوفیلتر هوازی با بستر تراشه چوب برای حذف مواد آلی، مواد معلق و مواد مغذی پساب حاصل از گاوداری شیری در مقیاس آزمایشگاهی (Ruane *et al.*)

ارومیه از کیسه های پلاستیکی استفاده شد. بچه ماهیان پس از سازگاری، به داخل تانک پلی اتیلن هزار لیتری منتقل و به مدت دو هفته در داخل تانک سازگاری نگهداری شدند. در این مدت بچه ماهیان دو بار با آب نمک ۲٪ ضد عفونی شدند.

بسترهای مورد استفاده و تیمارهای آزمایشی

برای اجرای این تحقیق چهار نوع بستر مختلف در قالب چهار تیمار و سه تکرار برای هر تیمار به شرح ذیل مورد استفاده قرار گرفت:

- تیمار ۱- کاه جو: ساقه های کاه به اندازه حدود ۳ سانتی متر بریده شدند (Sailing et al., 2007).
- تیمار ۲- پوشال چوب: پوشال چوب نراد الک شده و ذرات و تکه های کوچک تر از یک سانتی متر حذف و تکه های بزرگ و ضخیم برش داده شدند (Sailing et al., 2007).
- تیمار ۳- اسفنج: اسفنج معمولی موجود در بازار، در اندازه های ۲ - ۱ سانتی متری برش داده شدند (Nguyen et al., 2010).
- تیمار ۴- بستر پی وی سی: بستر لوله ای مشبک مورد استفاده در برخی از سیستم های مدار بسته موجود در کشور، به اندازه حدود ۱۲ سانتی متر برش داده شد و مورد استفاده قرار گرفت (جدول ۱).

نحوه محاسبه منطقه سطح ویژه

ابتدا از هر یک از بسترهای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج توسط بشر مدرج یک لیتری برداشته و توزین گردید. سپس، از هر کدام از آنها سه بار ۳۰ گرانول شمارش، توزین و مساحت آنها اندازه گیری شد. میانگین مساحت آنها به کیلو گرم و مترمکعب تعمیم داده شد.

(al., 2011a) و در مزرعه مورد استفاده قرار گرفته است (Ruane et al., 2011b). همه محققین فوق در مطالعه خود به نتایج موفقیت آمیزی در حذف ترکیبات نیتروژنی و یا سایر پسماندها دست یافتند. اما این مواد در سیستم های مدار بسته پرورش آبزیان به ندرت مورد بررسی قرار گرفته اند (رفیعی و حکمت، ۱۳۸۹). از طرف دیگر کپور معمولی یکی از با ارزش ترین گونه های پرورشی می باشد که در مناطق مختلف دنیا به طور وسیعی مورد پرورش قرار می گیرد (FAO, 2012) و در سال های اخیر مطالعه بیوتکنیک پرورش آن در سیستم های مدار بسته مورد توجه قرار گرفته است (Nowosad et al., 2013). در ایران نیز کپور معمولی یکی از مهم ترین گونه های پرورشی به حساب می آید (Karimpour et al., 2013)، که به صورت غیرمتراکم و نیمه متراکم پرورش داده می شود. ولی این روش ها، آب و زمین زیادی مصرف می کنند و با توجه به خشکسالی های اخیر و محدودیت منابع آب های داخلی کشور، به کارگیری روش های پایدار و فناوری های سازگار با محیط زیست ضروری به نظر می رسد. بنابراین در این تحقیق، کاربرد و فعال سازی چهار نوع ماده شامل کاه جو، پوشال چوب (به عنوان مواد طبیعی)، اسفنج و لوله های مشبک پی وی سی (به عنوان مواد مصنوعی) در سیستم مدار بسته پرورش کپور معمولی مورد بررسی قرار گرفتند.

مواد و روش ها

حمل و نقل بچه ماهیان و سازگاری آنها

بچه ماهیان کپور معمولی از مرکز تکثیر و پرورش شهید کاظمی استان آذربایجان غربی تهیه گردید و برای انتقال بچه ماهیان به پژوهشکده مطالعات دریاچه

جدول ۱: مشخصات بسترهای بیوفیلتر بررسی شده

نوع بستر	کاه جو	تراشه چوب	اسفنج	بی وی سی
ابعاد (سانتی متر)	$2/87 \times 0/35$	$2/65 \times 1/34 \times 0/23$	$1/71 \times 1/35 \times 0/87$	12×6
درصد تخلخل	۸۲	۷۳	۸۹	۹۲
وزن هر متر مکعب (کیلو گرم)	۳۵	۱۳۱/۵	۹/۴۸	۹۱/۳۷
حجم بستر در هر تانک (m^3)	۰/۰۱۲	۰/۰۱۲	۰/۰۱۲	۰/۰۱۲
وزن بستر در هر تانک (کیلو گرم)	۰/۴۲	۱/۵۸	۰/۱۱۴	۰/۹۳
منطقه سطح ویژه (m^2/m^3)	۳۴۵	۴۵۹	۲۳۰	۲۱۰
منطقه سطح هر کیلو گرم (m^2)	۹/۸۷	۳/۴۹	۲۴/۳۱	۲/۳
منطقه سطح ۰/۰۱۲ متر مکعب (m^2)	۴/۱۴	۵/۵۱	۲/۷۶	۲/۱۴

طراحی سیستم مدار بسته

برای اجرای این تحقیق ۱۲ سیستم مدار بسته آزمایشگاهی طراحی گردید. هر سیستم شامل یک تانک پلی اتیلن ۹۰ لیتری با حجم آبگیری ۸۰ لیتر برای پرورش بچه ماهیان و یک تانک ۴۵ لیتری با حجم آبگیری ۳۰ لیتر به عنوان راکتور بیوفیلتر بود. در این تانک ها آب بعد عبور از یک فیلتر توری ساده، به وسیله مکانیسم ایر - واتر لیفت به داخل تانک بیوفیلتر منتقل و به صورت ثقلی مجدداً به داخل تانک پرورش بر می گشت. به منظور تامین اکسیژن مورد نیاز ماهیان در داخل تانک پرورش دو سنگ هوا قرار گرفت. لوله های عمودی یک اینچی از فضای پائین بیوفیلتر (حدود ۵ سانتی متر از کف) آب تصفیه شده را به تانک پرورش منتقل می نمود. به منظور هوادهی و توزیع یکنواخت پساب در داخل بیوفیلتر، در قسمت پائین آن در دو نقطه هوادهی برقرار گردید. بسترها در حجم های یکسان (۰/۰۱۲ متر مکعب) در داخل تانک بیوفیلتر قرار داده شدند.

بررسی روند سازگاری بیوفیلترها

پس از طراحی و آماده سازی سیستم های مدار بسته، کلیه وسایل به همراه بسترهای مورد آزمایش به وسیله هیپوکلرید سدیم ضد عفونی شدند. سپس در این سیستم ها بدون ماهی دار کردن، آب به مدت پنج شبانه روز به گردش درآمد و در این مدت آب تازه به طور دائم وارد سیستم گردید. دمای آب هر سیستم به وسیله بخاری آکواریومی در محدوده ی ۲۵ درجه سانتی گراد تنظیم گردید. ذخیره سازی بچه ماهیان (با میانگین وزن ۴/۸ گرم) با تراکم ۵۰ قطعه در هر تانک (۳ کیلو گرم در متر مکعب) انجام و مقدار ۲۵ میلی گرم در لیتر باکتری های نیتریفایر به هر تانک بیوفیلتر اضافه گردید. در طول دوره تحقیق به منظور بررسی رشد و تعدیل غذادهی، هر ۱۰ روز تمامی ماهیان هر سیستم توزین گردید. اندازه گیری مقادیر آمونیاک هر سه روز (به وسیله فتومتر هک) و مقادیر نیتريت و نیترات هر شش روز (به وسیله فتومتر پالین تست) انجام گردید. نمونه گیری آب از داخل تانک پرورش در اول صبح قبل از غذادهی و تعویض آب انجام گردید. مقادیر درجه حرارت، pH و اکسیژن محلول به صورت روزانه

روز به ۴/۲٪ (۱۰ گرم به هر تانک) افزایش یافت. مقدار غذادهی تا روز ۱۸ ثابت بود، سپس با کاهش آمونیاک آب تانک های پرورشی، مقدار غذادهی به صورت تدریجی افزایش یافت. به تبع افزایش مقدار غذادهی، ورودی آمونیاک به هر سیستم نیز افزایش یافت، به طوری که در ابتدای دوره، مقدار آن ۲۶۵ میلی گرم و در انتهای دوره، ۷۵۶ میلی گرم بود (شکل ۱).



شکل ۱: مقادیر غذادهی روزانه و آمونیاک ورودی به سیستم طی دوره فعال سازی بیوفیلترها

بررسی مقادیر نیتروژن آمونیاکی کل، طی دوره فعال سازی بیوفیلترها نشان داد که یک روز بعد از ذخیره سازی، مقادیر آمونیاک تمامی تیمارها به طور معنی داری بیش تر از سیستم جریان باز بود و این اختلاف آماری تیمارها با سیستم جریان باز، تا روز بیست و هشتم برقرار بود ($P < 0.05$). در روز نهم بیش ترین مقدار نیتروژن آمونیاکی (۵/۰۲ میلی گرم در لیتر) در تیمار ۴ و کم ترین مقدار آن (۴/۰۳ میلی گرم در لیتر) در تیمار ۱ مشاهده گردید و فقط بین تیمارهای ۲ و ۳ اختلاف معنی دار وجود نداشت ($P < 0.05$). در مورد تیمار ۳ بیش ترین مقدار نیتروژن آمونیاکی طول دوره (۴/۵ میلی گرم در لیتر) در روز نهم اتفاق افتاد و بعد از آن روند نزولی داشت. در صورتی که در سایر تیمارها بیش ترین مقدار آن (در تیمارهای ۱، ۲ و ۴ به

اندازه گیری شد. تعویض آب هر روز صبح به مقدار ۳۰٪ کل حجم آب سیستم (۰/۶۲٪ جریان آب در گردش) انجام شد (Losordo et al., 1998; Colt et al., 2006).

محاسبه ورودی روزانه آمونیاک به سیستم

برای برآورد کل نیتروژن آمونیاکی وارد شده به سیستم، مقدار کل نیتروژن موجود در غذای ماهی را اندازه گیری کرده و مقدار غذادهی روزانه ثبت گردید. حدود ۳۶٪ غذای خورده شده به صورت مدفوع تغییر ماهیت می دهد (Brune et al., 2003)، که در مطالعه حاضر حدود نیمی از مدفوع تولید شده (۱۸٪)، از طریق سیفون کردن حذف گردید. همچنین حدود ۷۵٪ نیتروژن غذای مصرف شده توسط ماهی به محیط پرورش دفع می گردد (Peidrahita, 2003).

تجزیه و تحلیل داده ها

برای اندازه گیری افزایش وزن از فرمول $WG = \frac{(W_f - W_i) * 100}{W_i}$ ، برای اندازه گیری رشد ویژه از فرمول $SGR = \frac{(\ln W_f - \ln W_i) * 100}{t}$ و برای اندازه گیری ضریب تبدیل غذایی از فرمول $FCR = \frac{F}{(W_f - W_i)}$ استفاده گردید. در فرمول های فوق W_f وزن نهایی ماهی، W_i وزن اولیه ماهی و F وزن غذای مصرفی می باشد. آنالیز داده ها با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه و مقایسه میانگین ها با استفاده از تست دانکن ($P < 0.05$) انجام شد. برای تجزیه و تحلیل داده ها از برنامه های Excel 2010 و SPSS 16 استفاده گردید.

نتایج

در دوره فعال سازی بیوفیلترها، غذادهی با نرخ ۲/۹٪ وزن بدن (۷ گرم به هر تانک) شروع و طی پنج

تیمارها بود، در صورتی که بین تیمارهای ۱، ۲، و ۳ تا آخر دوره اختلاف آماری مشاهده نشد ($P < 0/05$). در روز سی و یکم به غیر از تیمار ۴، هیچکدام از تیمارها نسبت به سیستم جریان باز اختلاف معنی دار نشان نداد.

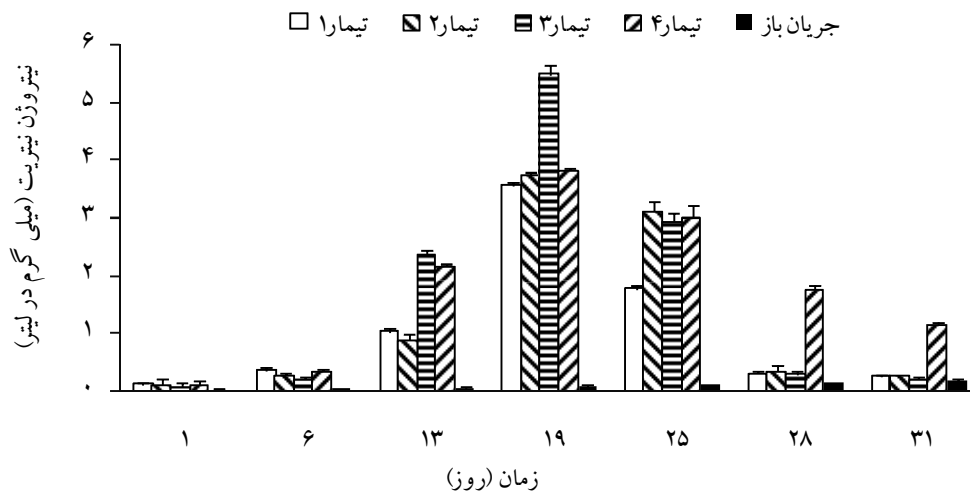
ترتیب ۴/۲، ۵/۱ و ۴/۶۳ میلی گرم در لیتر) در روز سیزدهم اتفاق افتاد و سپس روند نزولی نشان داد (شکل ۲). از روز نوزدهم به بعد مقادیر نیتروژن آمونیاکی تیمار ۴ به طور معنی داری بیش تر از سایر



شکل ۲: تغییرات نیتروژن آمونیاکی تیمارهای مختلف طی دوره فعال سازی بیوفیلترها. مقادیر به صورت میانگین $\pm$ خطای معیار هستند.

مقادیر نیتروژن نیتريت همه تیمارها در مقایسه با تیمار ۴ به طور معنی داری کم تر بود و بین تیمارهای ۱، ۲ و ۳ اختلاف آماری مشاهده نگردید ($P < 0/05$). مقادیر نیتروژن نیتريت در سیستم های جریان باز در طول دوره تحقیق روند صعودی داشت (شکل ۳)، به طوری که مقدار آن در روز اول ۰/۰۳ میلی گرم در لیتر و در روز سی و یکم ۰/۲ میلی گرم در لیتر بود. مقادیر نیتروژن نیتريت تمامی تیمارهای آزمایشی تا روز بیست پنجم به طور معنی داری بیش تر از سیستم جریان باز بود، ولی از روز بیست هشتم به بعد این سیستم فقط با تیمار ۴ اختلاف معنی دار نشان داد ($P < 0/05$).

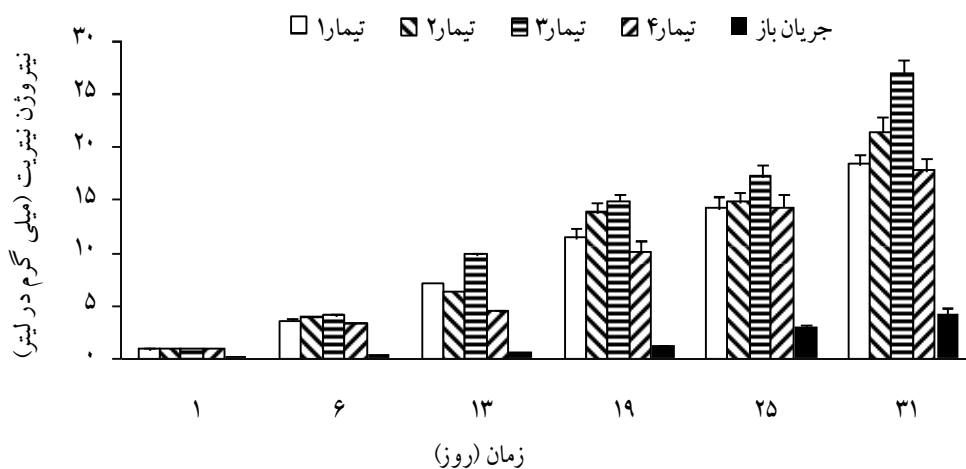
بررسی مقادیر نیتروژن نیتريت طی دوره فعال سازی بیوفیلترها نشان داد که در تمامی تیمارها بیش ترین مقدار نیتروژن نیتريت در روز نوزدهم اتفاق افتاد (شکل ۳). این مقادیر برای تیمارهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۳/۵۷، ۳/۷۵، ۵/۵ و ۳/۸۳ میلی گرم در لیتر بود. تیمار ۳ نسبت به سایر تیمارها و تیمار ۴ نسبت به تیمار ۱ اختلاف معنی داری نشان داد ($P < 0/05$). در روز بیست و پنجم، مقدار آن در تیمار ۱ (۱/۷۷ میلی گرم در لیتر) به طور معنی داری کم تر از سایر تیمارها بود، در صورتی که بین تیمارهای دیگر اختلاف آماری وجود نداشت. در روزهای بیست و هشتم و سی و یکم،



شکل ۳: تغییرات نیتروژن نیتريت تیمارهای مختلف طی دوره فعال سازی بیوفیلترها. مقادیر به صورت میانگین $\pm$ خطای معیار هستند.

نشان دادند ($P < 0.05$). مقادیر نیتروژن نیتريت سیستم جریان باز نیز در طول دوره تحقیق روند صعودی داشت، به طوری که مقدار آن در روز اول، ۰/۲۷ میلی گرم در لیتر و در روز سی و یکم، ۴/۲۵ میلی گرم در لیتر بود. تا پایان دوره تحقیق مقادیر نیتروژن نیتريت تیمارهای آزمایشی به طور معنی داری بیش تر از سیستم جریان باز بود ($P < 0.05$).

بررسی مقادیر نیتروژن نیتريت طی دوره فعال سازی بیوفیلترها نشان داد که در تمامی تیمارها روند افزایشی وجود داشت. بیش ترین مقدار آن در طول دوره تحقیق مربوط به تیمار ۳ بود. در روز سی و یکم بین تیمارهای ۱ و ۴ (به ترتیب ۱۸/۴۱ و ۱۷/۷۹ میلی گرم در لیتر) اختلاف آماری وجود نداشت، در صورتی که تیمارهای ۲ و ۳ (به ترتیب ۲۱/۴۱ و ۲۶/۹ میلی گرم در لیتر) با هم و نسبت به سایر تیمارها اختلاف معنی داری



شکل ۴: تغییرات نیتروژن نیتريت تیمارهای مختلف طی دوره فعال سازی بیوفیلترها. مقادیر برحسب میانگین $\pm$ خطای معیار هستند.

در طول دوره تحقیق در تمام تیمارهای آزمایشی، مقادیر دبی آب بین ۳/۷۹-۳/۶۹ لیتر در دقیقه، درجه حرارت بین ۲۵/۱۱-۲۴/۹ درجه سانتی گراد، میانگین اکسیژن محلول بین ۷/۱۷-۷/۳۳ میلی گرم در لیتر و میانگین pH بین ۸/۳۱-۸/۲۱ بود. در هیچکدام از تیمارها مرگ و میر مشاهده نگردید و میزان بقاء در همه سیستم ها ۱۰۰ درصد بود (جدول ۲). در انتهای دوره تحقیق، در تیمارهای مختلف میانگین وزن ماهیان بین ۷/۶۴-۷/۴۷ گرم، میانگین

افزایش وزن آنها بین ۵۹/۲۴-۵۵/۵۶ درصد، میانگین رشد ویژه بین ۱/۵۵-۱/۴۷ درصد در روز و میانگین ضریب تبدیل غذایی بین ۲/۶۴-۲/۴۸ بود (جدول ۲). از نظر پارامترهای فوق الذکر بین هیچ کدام از تیمارها اختلاف معنی داری وجود نداشت ($P < 0/05$). سیستم جریان باز از نظر میانگین وزن (۷/۷۴ گرم)، افزایش وزن (۶۰/۸۳ درصد)، رشد ویژه (۱/۵۸ درصد) و ضریب تبدیل غذایی (۲/۴۱) فقط با تیمار ۴ اختلاف معنی دار نشان داد ($P < 0/05$).

جدول ۲: مقادیر وزن نهایی (گرم)، افزایش وزن (درصد)، رشد ویژه (درصد در روز)، ضریب تبدیل غذایی، درصد بقاء، دبی آب (لیتر در دقیقه)، دما (درجه سانتی گراد)، pH و اکسیژن (میلی گرم در لیتر) در تیمارهای آزمایشی و سیستم جریان باز (میانگین $\pm$ خطای معیار).

تیمار	تیمار ۱	تیمار ۲	تیمار ۳	تیمار ۴	سیستم جریان باز
وزن نهایی	۷/۶۰ $\pm$ ۰/۰۹ ^{ab}	۷/۶۴ $\pm$ ۰/۰۷ ^{ab}	۷/۵۳ $\pm$ ۰/۰۹ ^{ab}	۷/۴۷ $\pm$ ۰/۰۳ ^a	۷/۷۴ $\pm$ ۰/۰۴ ^b
افزایش وزن	۵۸/۴ $\pm$ ۱/۸۷ ^{ab}	۵۹/۲۴ $\pm$ ۱/۴۷ ^{ab}	۵۶/۹۵ $\pm$ ۱/۸۴ ^{ab}	۵۵/۵۶ $\pm$ ۰/۶۹ ^a	۶۰/۸۳ $\pm$ ۰/۷۹ ^b
رشد ویژه	۱/۵۳ $\pm$ ۰/۰۴ ^{ab}	۱/۵۵ $\pm$ ۰/۰۶ ^{ab}	۱/۵ $\pm$ ۰/۰۴ ^{ab}	۱/۴۷ $\pm$ ۰/۰۲ ^a	۱/۵۸ $\pm$ ۰/۰۱ ^b
ضریب تبدیل غذایی	۲/۵۲ $\pm$ ۰/۰۸ ^{ab}	۲/۴۸ $\pm$ ۰/۱۱ ^{ab}	۲/۵۸ $\pm$ ۰/۰۸ ^{ab}	۲/۶۴ $\pm$ ۰/۰۳ ^a	۲/۴۱ $\pm$ ۰/۰۳ ^b
درصد بقاء	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
دبی آب	۳/۷۱ $\pm$ ۰/۰۷ ^a	۳/۶۹ $\pm$ ۰/۰۷ ^a	۳/۷۹ $\pm$ ۰/۰۱ ^a	۳/۶۹ $\pm$ ۰/۰۴ ^a	۲/۲۰ $\pm$ ۰/۰۶ ^b
دما	۲۵/۱۱ $\pm$ ۰/۱۲ ^a	۲۴/۹۱ $\pm$ ۰/۱۵ ^a	۲۵/۰۴ $\pm$ ۰/۱۹ ^a	۲۴/۹۰ $\pm$ ۰/۲ ^a	۲۴/۹۸ $\pm$ ۰/۲۵ ^a
pH	۸/۲۱ $\pm$ ۰/۰۲ ^b	۸/۲۵ $\pm$ ۰/۰۲ ^{bc}	۸/۲۹ $\pm$ ۰/۰۲ ^{bc}	۸/۳۱ $\pm$ ۰/۰۲ ^c	۷/۸۳ $\pm$ ۰/۰۵ ^a
اکسیژن	۷/۱۷ $\pm$ ۰/۱۰ ^a	۷/۲۵ $\pm$ ۰/۱۱ ^a	۷/۳۳ $\pm$ ۰/۱۰ ^a	۷/۲۵ $\pm$ ۰/۱۱ ^a	۷/۴۲ $\pm$ ۰/۰۸ ^a

* در هر ردیف حروف متفاوت نشان دهنده وجود و حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار است ($P < 0/05$).

بحث

تغییرات مقادیر آمونیاک، نیتريت و نیترات

در مطالعه انجام شده، مقادیر آمونیاک در تمامی تیمارها ابتدا افزایش یافته، به اوج رسیده و سپس کاهش یافت. همزمان با کاهش آمونیاک، مقادیر نیتريت افزایش یافته، به اوج رسیده و دوباره کاهش یافت. مقادیر نیترات تا انتهای دوره، روند افزایشی داشت. این تغییرات آمونیاک، نیتريت و نیترات به خاطر فعالیت

نیتریفیکاسیون است که توسط دو گروه از باکتری‌های نیتریفایر انجام می‌گردد (Michaud et al., 2006). گروه اول باکتری‌های دخیل در فرایند نیتریفیکاسیون که آمونیاک را به نیتريت تبدیل می‌کنند، به عنوان باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک (AOB) نامیده می‌شوند و معروف‌ترین آنها باکتری‌های متعلق به جنس نیتروزوموناس است. نیتريت حاصل از فرایند فوق نیز همانند آمونیاک برای آبزیان پرورشی سمی و زیان‌آور

است و بایستی دوباره اکسید شود. این عمل توسط گروه دوم باکتری های نیتریفایر انجام می گردد، که معروف ترین باکتری های اکسیدکننده نیتريت (NOB) متعلق به جنس نیتروباکتر هستند. نترات محصول نهایی فرایند نیتریفیکاسیون است و در دامنه غلظت هایی که معمولاً در سیستم های آبی پروری وجود دارد (کم تر از ۲۰۰ میلی گرم در لیتر) برای آبیان پرورشی سمی نیست (DeLong and Losordo, 2012).

محققین مختلف در مورد روند تغییرات ترکیبات نیتروژنی در دوره فعال سازی بیوفیلترها توضیحات تقریباً مشابهی را ارائه داده اند (Thimmons *et al.*, 2001; Piedrahita, 2003; Chen *et al.*, 2006). وجود مشابه بودن روند تغییرات، مقادیر و زمان های ارائه شده توسط محققین مختلف متفاوت بوده است. Thimmons و همکاران (۲۰۰۷) حداکثر نیتروژن آمونیاکی را نزدیک به ۴ میلی گرم در لیتر در روز ۱۴ گزارش کرده اند. در صورتی که در مطالعه Wolters و همکاران (۲۰۰۹)، حداکثر آن به مقدار ۲/۳ میلی گرم در لیتر، در روز ۲۹ بوده است. در بررسی دوره فعال سازی بیوفیلترها در دو دمای ۱۵/۶۴ و ۱۸/۷۱ درجه سانتی گراد مشخص شده که حداکثر نیتروژن آمونیاکی به ترتیب به مقدار ۴ میلی گرم در روز ۲۳ و به مقدار ۲/۵ میلی گرم در روز ۱۷ بوده است (Carroza *et al.*, 2012). همه محققین فوق گزارش کردند که بعد از به حداکثر رسیدن نیتروژن آمونیاکی، غلظت های آن روند نزولی داشته و دیگر بار افزایش نیافته است.

در تحقیق حاضر حداکثر نیتروژن آمونیاکی در بیوفیلترهای اسفنجی و پی وی سی (به ترتیب به مقدار ۴/۵ و ۵/۰۲ میلی گرم در لیتر) در روز ۹ و در بیوفیلترهای کاه جو و تراشه چوب (به ترتیب به مقدار

۴/۲ و ۵/۱ میلی گرم در لیتر) در روز ۱۳ بود. در تحقیق حاضر نیز بعد از به اوج رسیدن مقادیر نیتروژن آمونیاکی در روزهای ۹ و ۱۳، مشابه نتایج مطالعات محققین فوق، غلظت های آن روند کاهشی پیدا کرد. مقادیر نیتريت نیز همانند آمونیاک در ابتدا سیر صعودی داشت، که نشان دهنده استقرار باکتری های اکسیدکننده آمونیاک می باشد. بیش ترین مقدار غلظت های نیتروژن نیتريت در همه تیمار های آزمایشی (۳/۵۷، ۳/۷۵، ۳/۵۰ و ۳/۸۳ میلی گرم در لیتر به ترتیب برای بیوفیلترهای کاه جو، پوشال چوب، اسفنج و پی وی سی) در روز ۱۹ اتفاق افتاد و بعد از آن روند کاهشی داشت، که نشان دهنده استقرار گروه دوم باکتری های دخیل در فرایند نیتریفیکاسیون می باشد. حداکثر غلظت نیتريت در تحقیقات محققین قبلی، نزدیک به ۷ میلی گرم در لیتر در روز ۲۸ (Thimmons *et al.*, 2007)، نزدیک به ۳ میلی گرم در لیتر در روز ۷۱ (Wolters *et al.*, 2009) و حداکثر ۳/۵ و ۴ میلی گرم در لیتر در روزهای ۳۳ و ۲۳ به ترتیب در دماهای ۱۵/۶۴ و ۱۸/۷۱ درجه سانتی گراد بود (Carroza *et al.*, 2012).

نترات سومین ترکیب نیتروژنی است که در جریان فعال سازی بیوفیلتر ایفای نقش می کند. نترات در نتیجه اکسیداسیون نیتريت توسط باکتری های اکسیدکننده نیتريت تولید می شود. بر اساس گزارش برخی محققین، مقدار نترات به دنبال استقرار باکتری های نیتریفایر به طور مداوم در طول زمان افزایش می یابد (Thimmons *et al.*, 2001). مشابه یافته های محققین فوق، در تحقیق حاضر نیز، غلظت های نیتروژن نترات از اول تا انتهای دوره فعال سازی بیوفیلترها روند افزایشی داشت. به طوری که بیش ترین مقدار آن در پایان دوره فعال سازی

در روز ۳۱ در تیمارهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۱۸/۴۱، ۲۱/۴۱، ۲۶/۹ و ۱۷/۷۹ میلی گرم در لیتر بود. برخلاف نتایج فوق، برخی محققین وجود نوسانات متعدد در غلظت‌های نیترات را گزارش کرده‌اند (Al-Wolters *et al.*, 2009; Carroza *et al.*, 2012). به نظر می‌رسد که نوسانات مقادیر نیترات در تحقیقات فوق مربوط به تعویض آب و ورود آب تازه به سیستم بوده است (Thimmons *et al.*, 2001). در تحقیق حاضر با وجودی که تعویض آب انجام می‌شد، اما نوسانی در غلظت نیترات مشاهده نگردید. این امر به احتمال قوی به دلیل منظم بودن تعویض آب بوده است، چراکه در طول دوره تحقیق حاضر، تعویض آب در هر روز و در ساعت مشخص انجام می‌گرفت.

زمان فعال شدن بیوفیلتر و رسیدن به وضعیت یکنواخت

محققین عقیده دارند که یک بیوفیلتر زمانی برای استفاده در سیستم‌های مدار بسته پرورش ماهی آماده است که به شرایط وضعیت یکنواخت رسیده باشد (DeLong and Losordo, 2012) و یک بیوفیلتر زمانی به وضعیت یکنواخت می‌رسد که مقادیر نیتروژن آمونیاکی در آب خروجی بیوفیلتر نسبتاً ثابت و نمودار زمانی آن تقریباً به صورت خط راست افقی باشد (Colt *et al.*, 2006). محققین مختلف برای رسیدن یک بیوفیلتر به وضعیت یکنواخت مدت زمان متفاوتی را گزارش کرده‌اند. برخی از آنها، دوره زمانی ۱-۳ ماه را برای آن در نظر گرفته‌اند (Huguenin and Colt, 1989)، برخی دیگر، با توجه به مقادیر ورودی آمونیاک، درجه حرارت و pH، یک دوره ۲۰-۴۰ روزه را گزارش کرده‌اند (Lekang, 2007).

Thimmons و همکاران (۲۰۰۱) در آزمایش خود در روز ۳۹ به وضعیت یکنواخت دست یافتند. مطالعات نشان داده است که درجه حرارت می‌تواند در زمان رسیدن به وضعیت یکنواخت بسیار تاثیر گذار باشد. به عنوان مثال، Carroza و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که در دمای ۱۵/۶۴ درجه سانتی گراد، بیوفیلترها در روزهای ۳۷ یا ۳۸ و در دمای ۱۸/۷۱ درجه سانتی گراد در روزهای ۲۷ و ۲۹ به وضعیت یکنواخت رسیدند.

در تحقیق حاضر از نظر نیتروژن آمونیاکی تمامی بیوفیلترها در روز ۱۹ به وضعیت یکنواخت رسیدند و از نظر نیتروژن نیتريت، بیوفیلترهای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج در روز ۲۸ به وضعیت یکنواخت رسیدند، در صورتی که در بیوفیلتر پی وی سی در روز ۳۱ نیز مقادیر نیتروژن نیتريت نسبتاً بالا و نزدیک به ۱ میلی گرم در لیتر بود. بنابراین از نظر فعال سازی و زمان رسیدن به وضعیت یکنواخت، بین بیوفیلترهای کاه جو، تراشه چوب و اسفنج اختلافی وجود نداشت، ولی در بیوفیلتر پی وی سی بیش تر طول کشید.

ظرفیت یک بیوفیلتر برای اکسیداسیون آمونیاک و مواد آلی، به کل سطح ویژه آن (سطحی که یک مترمکعب از بستر ایجاد می‌کند) و قابلیت به کارگیری این سطح توسط باکتری‌ها بستگی دارد. هر چه منطقه سطح ویژه افزایش یابد، جوامع باکتریایی افزایش و به تبع آن قابلیت حذف آمونیاک افزایش پیدا می‌کند. برای اینکه یک بستر بتواند کارایی لازم را در سیستم مدار بسته داشته باشد، باید منطقه سطح ویژه بالا و تخلخل مناسبی داشته باشد. منطقه سطح ویژه اهمیت زیادی دارد، چرا که میزان رشد باکتری‌ها، فعالیت نیتریفیکاسیون و نرخ حذف آمونیاک و همچنین حجم کلی بیوفیلتر کاملاً به آن بستگی دارد. مقدار تخلخل

بستر در برقراری جریان مناسب آب در سیستم نقش حیاتی ایفاء می کند. بسترهایی که در تحقیق حاضر مورد استفاده قرار گرفته اند، هر کدام دارای مزایا و معایب مخصوص خود می باشند. کاه جو و پوشال چوب سطح ویژه و درصد تخلخل مناسبی ایجاد می کنند، بسیار ارزان قیمت و به صورت منطقه ای به راحتی در دسترس هستند، ولی از مهم ترین معایب آنها پائین بودن طول عمر مفیدشان می باشد. مطالعات زیادی روی تصفیه آب شرب، پساب های ساکن، پساب های کشاورزی و دامداری با استفاده از تولیدات کشاورزی و تولیدات وابسته به چوب به عنوان بستر بیوفیلتر انجام شده است (Lowengart *et al.*, 1993; Blowes *et al.*, 1994; Soares and Abeliovich, 1998; Aslan and Turkman, 2003; Kim *et al.*, 2003; Robertson *et al.*, 2005; Ruane *et al.*, 2011a; Ruane *et al.*, 2011b). با وجود تحقیقات فوق، استفاده از این مواد به عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم های مدار بسته پرورش آبزیان با شبهه همراه بود. مخصوصاً کاه جو که برای اولین بار در تحقیق حاضر به عنوان بستر بیوفیلتر سیستم های مدار بسته مورد استفاده قرار گرفت و در خصوص عملکرد آن در این سیستم ها و اثرات آن روی شاخص های رشد، تغذیه و سلامتی ماهی اطلاعاتی در دسترس نبود. اما نتایج این تحقیق نشان داد که کاه جو و پوشال چوب به خوبی توانستند زمینه استقرار، رشد و افزایش جمعیت باکترهای نیتریفایر را فراهم سازند. هر چند انتظار می رفت به دلیل آلی بودن منشاء و ناصاف بودن سطح این مواد شرایط بهتری برای استقرار و افزایش جمعیت باکتری ها فراهم کرده و در نتیجه بیوفیلترها سریع تر به فعال سازی برسند، ولی در عمل تفاوتی با بستر اسفنجی که یک بستر مصنوعی است، نداشته اند.

در خصوص استفاده از اسفنج به عنوان فیلتر بیولوژیکی در سیستم های مدار بسته پرورش آبزیان تحقیقات چندانی انجام نشده است. ولی در سال های اخیر، مطالعات آزمایشگاهی نشان داده است که اسفنج به دلیل داشتن سطح ویژه مناسب و تخلخل بالا، می تواند یک بستر ایده آل برای رشد باکتری های فیلم ثابت باشد. مطالعات بعدی توسط سایر محققین آنرا تأیید نموده است (Nguyen *et al.*, 2010; Nguyen *et al.*, 2011). در تحقیق حاضر نیز اسفنج توانست شرایط مناسب برای استقرار و افزایش جمعیت باکتری های نیتریفایر را فراهم سازد، به طوری که این بیوفیلترها توانستند به خوبی در سیستم های مدار بسته پرورش کپور معمولی فعال سازی شوند.

با وجودی که کپور معمولی یکی از مهم ترین گونه های پرورشی آب شیرین به حساب می آید (FAO, 2012)، ولی در زمینه پرورش آن در سیستم های مدار بسته اطلاعات اندکی موجود است (Nowosad *et al.*, 2013). فاکتورهای رشد و تغذیه ای ماهی با توجه مراحل رشد و نمو آن کاملاً متغیر است (Nowosad *et al.*, 2013)، به طوری که Nowosad و همکاران (۲۰۱۳) مقادیر رشد ویژه و ضریب تبدیل غذایی را برای بچه ماهیان کپور معمولی با وزن اولیه ۰/۸۸ گرم، به ترتیب بین ۸/۷۹-۵/۹۹ درصد در روز و ۲/۵۹-۱/۰۶ به دست آورده اند، در صورتی که Enache و همکاران (۲۰۱۲) شاخص های فوق را برای ماهیان ۱۴۵-۱۳۸ گرمی، به ترتیب ۰/۹۱-۰/۸۳ درصد در روز و ۱/۵۷-۱/۴۳ گزارش کرده اند. در تحقیق حاضر، برای ماهیان ۴/۸ گرمی مقادیر رشد ویژه گروه های مختلف بین ۱/۵۸-۱/۴۷ درصد در روز و مقادیر ضریب تبدیل غذایی بین ۲/۶۴-۲/۴۱ بوده است.

3. Aslan, S., Turkman, A., 2003. Biological denitrification of drinking water using various natural organic solid substrates. *Water Science Technology*, 48(11), 489-495.
4. Blowes, D.W., Robertson, W.D., Ptacek, C.J., Merkley, C., 1994. Removal of agricultural nitrate from tile drainage effluent water using in-line bioreactors. *Journal of Contaminant Hydrology*, 15, 207-221.
5. Brune, D.E., Schwartz, G., Eversole, A.G., Collier, J. A., Schwedler, T.E., 2003. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. *Aquacultural Engineering*, 28, 65-86.
6. Buschmann, A.H., Lopez, D.A., Medina, A., 1996. A review of the environmental effects and alternative production strategies of a marine aquaculture in Chile. *Aquacultural Engineering*, 15, 397-421.
7. Carroza, C., Hurtado, F., Gutierrez, X., 2012. Nitrogenated compounds biofiltration under alternative bacterium fixation substrates. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(3), 772-785.
8. Chen, S., Ling, J., Blancheton, J., 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*, 34, 179-197.
9. Colt, J., Lamoureux, J., Patterson, R., Rogers, G., 2006. Reporting standards for biofilter performance studies. *Aquacultural Engineering*, 34, 377-388.
10. Cranford, P., Dowd, M., Grant, J., Hargrave, B., McGladdery, S., 2003. Ecosystem level effects of marine bivalve aquaculture. In: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems: I. Fisheries and Oceans Canada. *Can. Tech. Rep. Fisheries and Aquatic Sciences*, 2450(1), 12-20.
11. DeLong, D.P., Losordo, T.M., 2012. How to Start a Biofilter. Southern Regional Aquaculture Center Publication, 4502, 4 p.
12. Enache, I., Cristea, V., Ionescu, T., Dediu, L., Docan, A., 2012. The influence of light intensity on the growth performance of common carp in a recirculating aquaculture system condition. *University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Iasi*, 58, 234-240.
13. Goldburg, R.J., Elliott, M.S., Naylor, M.A., 2001. Marine Aquaculture in the United States: Environmental Impacts and Policy Options. Pew Oceans Commission, Arlington, VA, 44 p.
14. Gutierrez-Wing, M.T., Malone, R.F. 2006. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine

مقادیر ضریب تبدیل غذایی به دست آمده در تحقیق حاضر نسبت به تحقیقات فوق الذکر بیش تر است، که احتمالاً به خاطر پائین بودن پروتئین غذا بوده است.

در انتهای دوره فعال سازی بیوفیلترها، از نظر آمونیاک همه تیمارها و از نظر نیتريت تیمارهای ۱، ۲ و ۳ نسبت به سیستم جریان باز اختلاف معنی داری نشان ندادند. این امر توانایی بالای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج در استقرار و افزایش جمعیت باکتری های نیتريفایر و کنترل ترکیبات سمی نیتروژن را نشان می دهد. از طرف دیگر پارامترهای رشد و تغذیه ای بچه ماهیان تیمارهای ۱، ۲ و ۳ اختلاف آماری ($P < 0.05$) با سیستم جریان باز نداشت. بنابراین می توان نتیجه گرفت که کاه جو، پوشال چوب و اسفنج می توانند به طور موفقیت آمیزی به عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم های مدار بسته پرورش آبریان به کار روند.

سپاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می دانیم از زحمات کلیه کسانی که مارا در انجام این تحقیق یاری نمودند سپاسگزاری نماییم.

منابع

۱. رفیعی، غ.، حکمت، ن.، ۱۳۸۹. بررسی عملکرد پروپیلن و پوشال درخت صنوبر (*Populus alba*) به عنوان پالایشگر زیستی، بر کیفیت آب، رشد و بازماندگی بچه ماهیان کپور (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) در سیستم مدار بسته پرورشی. نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، ۶۳(۳)، ۱۸۱-۱۷۳.
2. Al-Hafedh, S.A., Alam, M.A., 2003. Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquacultural Engineering*, 29, 139-154.

- Optimization of feeding rate of juvenile Common Carp (*Cyprinus carpio* L.), during short intensive rearing under controlled conditions. *THE Experiment*, 15(2), 1056-1063.
26. Piedrahita, R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226, 35-44.
 27. Robertson, W.D., Ford, G.I., Lombardo, P.S., 2005. Wood based filter for nitrate removal in septic systems. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 48(1), 121-128.
 28. Ruane, E.M., Murphy, P.N.C., Clifford, E., O'Reilly, E., French, P., Rodgers, M., 2011a. Treatment of dairy soiled water using a wood chip filter. *Journal of Environmental Management*. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.09.007.
 29. Ruane, E.M., Murphy, P.N.C., Healy, M.G., French, P., Rodgers, M., 2011b. On-farm treatment of dairy soiled water using aerobic wood chip filters. *Water research*, 45, 6668 – 6676.
 30. Saliling, W.J.B., Westerman, P.W., Losordo, T.M., 2007. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquaculture Engineering*, 37, 222-233.
 31. Soares, M.I.M., Abeliovich, A., 1998. Wheat straw as substrate for denitrification. *Water Research*, 32(12), 3790-3794.
 32. Summerfelt, S.T., Davidson, J.W., Waldrop, T.B., Tsukuda, S.M., Bebak Williams, J., 2004a. A partial reuse system for coldwater aquaculture. *Aquaculture Engineering*, 31, 157-181.
 33. Timmons, M.B., Ebeling, J.M., 2007. *Recirculating aquaculture*. Cayuga Aqua Ventures, New York, 769 p.
 34. Timmons, M.B., Ebeling, J.M., Wheaton, F.W., Summerfelt, S.T., Vinci, B.J., 2001. *Recirculating Aquaculture Systems*. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, NY, 647 p.
 35. Wolters, W., Masters, A., Vinci, B., Summerfelt, S., 2009. Design, loading, and water quality in recirculating systems for Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the USDA ARS National Cold Water Marine Aquaculture Center (Franklin, Maine). *Aquaculture Engineering*, 41, 60-70.
 - applications. *Aquacultural Engineering*, 34, 163-171.
 15. Harache, Y., 2002. Responsible aquaculture in the next century: an evolutionary perspective. In: Creswell, R.L., Flos, R. (Eds.), *Perspectives on Responsible Aquaculture for the New Millennium*, World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA/The European Aquaculture Society, Oostende, Belgium, pp. 1-27.
 16. Huguenin, J.E., Colt, J., 1989. Design and operating guide for aquaculture seawater systems. Ser. *Development of Aquacultural Fish Science*, 20, 264 p.
 17. Karimpour, M., Harlioglu, M.M., Khanipour, A.A., Abdolmaleki, S., Aksu, O., 2013. Present status of fisheries in Iran. *Journal of Fisheries Science*, 7(2), 161-177.
 18. Kim, H.E., Seagren, A., Davis, A.P. 2003. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. *Water Environmental Research*, 75, 355-367.
 19. Lekang, O., 2007. *Aquaculture engineering*. Blackwell Publishing, Oxford, 340 p.
 20. Lørsordo, T.M., Masser, M.P., Rakocy, J., 1998. *Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: An Overview of Critical Considerations*. Southern Regional Aquaculture Center Publication, 451, 6 p.
 21. Lowengart, A., Diab, S., Kochba, M., Avnimelech, Y., 1993. Development of a biofilter for turbid and nitrogen rich irrigation water. A: Organic carbon degradation and nitrogen removal processes. *Bioresource Technology*, 44, 131-135.
 22. Michaud, L., Blancheton, J P., Bruni, V., Piedrahita, R., 2006. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacultural Engineering*, 34, 224-233.
 23. Nguyen, T.T., Ngo, H.H., Guo, W., Johnston, A., Listowski, A., 2010. Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource Technology*, 101, 1416-1420.
 24. Nguyen, T.T., Ngo, H.H., Guo, W., Phuntsho, S., Li, J., 2011. A new sponge tray bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource Technology*, 101, 5444-5447.
 25. Nowosad, J., Kucharczyk, D., Bilas, M., Palinska-Zarska, K., Krejszeff, S., 2013.