

آمونیاک در استخرهای پرورش میگو

کیومرث روحانی قادیکلایی^۱، حجت ا... فروغی فرد^۲ و عیسی عبدالعلیان^۳

roohani2001ir@yahoo.com

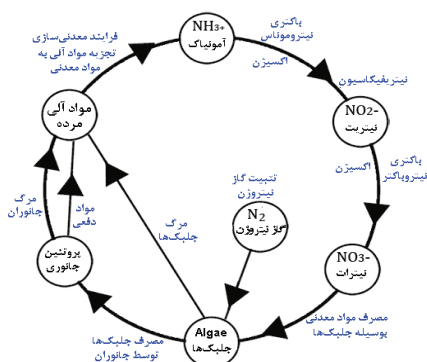
۱، ۲ و ۳- پژوهشکده اکولوژی خلیج فارس و دریای عمان، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرعباس، ایران.

واژگان کلیدی: آمونیاک، سمیت، پرورش

میگو

مقدمه

پارامترهای کلیدی کیفیت آب در سیستم‌های پرورش آبزیان شامل: میزان اکسیژن محلول، pH، شوری، نیترات، نیتريت، آمونیاک، BOD و سولفید هیدروژن می‌باشند (Boyd, 1998). آمونیاک محصول دفعی در پرورش میگو بوده یا به عبارتی دیگر، متابولیسم پروتئین مواد غذایی در نهایت منجر به تولید آمونیاک شده که به سیستم‌های پرورشی وارد می‌گردد (شکل ۱).



شکل ۱- چرخه نیتروژن در محیط‌های آبی (با اندکی تغییر برگرفته از (Lawrence 1995)

همچنین آمونیاک می‌تواند در اثر تجزیه مواد جامد آلی نظیر غذای اضافی، مواد دفعی میگو و یا مرگ پلانکتون‌ها ایجاد شود (Lin and Chen, 2003). میزان سمیت آمونیاک بالاتر از نیتريت و سمیت نیتريت خیلی بیشتر از نیتريت می‌باشد. غلظت آمونیاک کل که با TAN نشان داده می‌شود به دو شکل یافت

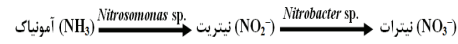
چکیده

آمونیاک یکی از اشکال مهم منابع نیتروژن در سیستم‌های زنده بوده که خود نیز برای سنتز اسیدهای آمینه‌هایی که در ساختار پروتئین‌ها نقش دارند کاربرد دارد. آمونیاک محصول متابولیسم حاصل از فرایند تجزیه آمینواسیدها بوده که نقش مهمی را در فیزیولوژی جانوران به صورت طبیعی و غیرطبیعی ایفا می‌نماید که از آن جمله می‌توان به موازنه اسیدها و بازها اشاره نمود. همچنین آمونیاک می‌تواند طی تجزیه مواد آلی جامد همانند غذای اضافی و مواد دفعی، ایجاد و در آب انباشته گردد. در مزارع پرورش میگو آمونیاک نتیجه مواد دفعی و زائد حاصل از پرورش میگو است. ایجاد ترکیبات نیتروژنی سمی چون آمونیاک و نیتريت که ناشی از تجزیه پلیت غذایی و مواد دفعی موجودات آبی بوده، می‌تواند منجر به کاهش میزان باروری و همچنین فروپاشی کامل سیستم آبی‌پروری گردد. برخلاف پستانداران که قادرند ضایعات نیتروژنی را به شکل‌های دیگر همچون اوره تبدیل نمایند، ماهیان و سخت‌پوستان آن را به صورت آمونیاک در آب دفع می‌کنند. این ممکن است بدین خاطر باشد که در شرایط طبیعی، آمونیاک بلافاصله در آب‌های پیرامونی تا زیر سطح مجاز خود رقیق می‌گردد. همچنین ماهیان و سخت‌پوستان فاقد توانایی لازم برای تبدیل آمونیاک به ترکیبات با میزان سمیت پایین می‌باشند. از اینرو، آبزیان به طور ویژه‌ای در معرض اثرات سمی غلظت‌های بالای آمونیاک قرار دارند. شکل غیر یونیزه آمونیاک، به دلیل توانایی جذب آن از طریق برانش‌ها، برای آبزیان بسیار سمی می‌باشد.

ایجاد ترکیبات نیتروژنی سمی چون آمونیاک و نیتريت که ناشی از تجزیه پلیت غذایی و مواد دفعی موجودات آبی بوده، می‌تواند منجر به کاهش میزان باروری و همچنین فروپاشی کامل سیستم آبی‌پروری گردد.



تجمع می‌یابد. تجزیه این مواد آلی در بستر نیز منجر به تولید آمونیاک و انتشار آن به ستون آب می‌گردد. کاهش یا تبدیل آمونیاک به شکل



غیرسمی به دو طریق صورت می‌گیرد. مهمترین روند جذب آمونیاک توسط جلبک‌ها و گیاهان صورت می‌گیرد که در مزارع پرورش میگو توسط جلبک‌های فتوسنتزکننده انجام پذیرفته که همانند اسفنج‌ها برای جذب آمونیاک عمل می‌کنند. روند دیگر در کاهش میزان آمونیاک محیط‌های آبی طی فرآیند نیتریفیکاسیون توسط باکتری‌ها می‌باشد. باکتری‌ها آمونیاک را طی دو مرحله اکسید می‌نمایند. در مرحله نخست آمونیاک تبدیل به نیتريت و سپس تبدیل به نیترات می‌گردد. روند نیتریفیکاسیون یا مراحل حذف نیتروژن محلول در آب نیز به روش‌های مختلف صورت گرفته که روش معمول آن توسط باکتری‌های نیتريت‌ساز بوده که نیتروژن آمونیاکی را طی دو مرحله به نیترات تبدیل می‌نمایند. این روندها در محیط‌های طبیعی برای کاهش اثرات سمی ضایعات نیتروژنی بسیار حیاتی و ضروری می‌باشند. همچنین در شرایط بی‌هوازی NO_2^- و NO_3^- طی فرآیندی به نام دنیتریفیکاسیون که توسط یکسری از باکتری‌های هتروتروف انجام گرفته کاهش یافته و اشکال گازی ازت به عنوان متابولیک‌های این میکروارگانیسم‌ها در اتمسفر رها می‌گردند (Ebeling et al., 2006).

فاکتورهای موثر بر میزان سمیت آمونیاک

سمیت آمونیاک به مقدار زیادی به فاکتورهای محیطی از جمله pH، اکسیژن محلول، شوری، دما و سن آبی بستگی دارد. از اینرو برای مقاصد آبی‌پروری این عوامل می‌توانند نقش مهمی در تکامل، رشد و بقای آبزیان پرورشی که در معرض آمونیاک قرار می‌گیرند ایفاء نمایند. در زیر به اختصار به این فاکتورها اشاره می‌گردد.

pH: شکل غالب آمونیاک در محیط‌های آبی به شدت به میزان pH بستگی دارد. هنگامی که pH افزایش یابد، یون NH_4^+ یک یون H^+ آزاده نموده و تبدیل به آمونیاک (NH_3) می‌گردد (Allan et

می‌گردد: شکل غیر یونیزه آن که آمونیاک محلول ($\text{NH}_3(\text{aq})$) و شکل یونیزه آن که آمونیوم (NH_4^+) نام دارد. شکل غیر یونیزه آمونیاک سمی می‌باشد. میزان TAN بستگی به میزان pH، شوری و دمای محیط دارد. به هرحال شکل غیر یونیزه آمونیاک و یونیزه آن به صورت زیر در تعادل می‌باشند:



میزان $\text{NH}_3(\text{aq})$ به عنوان نسبتی از آمونیاک کل ($\text{NH}_3(\text{aq}) + \text{NH}_4^+$) معرفی شده که با افزایش pH و دما و کاهش شوری افزایش می‌یابد (Boyd and Tucker, 2014). کنترل میزان آمونیاک و نیتريت در سیستم‌های پرورش آبزیان پس از اکسیژن، به عنوان دومین فاکتور مهم بوده که بر میزان بقاء و رشد موجودات پرورشی اثر دارد (Ebeling et al., 2006).

آمونیاک علاوه بر این که به وسیله میگو دفع می‌گردد، می‌تواند در اثر تجزیه مواد آلی همچون مواد دفعی و غذای اضافی موجود در آب تولید و انباشته گردد. میزان دفع آمونیاک بستگی مستقیمی با میزان غذا و درصد پروتئین موجود در آن دارد. هنگامی که پروتئین غذا در بدن شکسته می‌شود، بخشی پس از تجزیه به اسیدهای آمینه و مجدداً به پروتئین تبدیل شده، قسمتی برای تولید انرژی مورد استفاده قرار گرفته و بخشی نیز به شکل آمونیاک دفع می‌گردد. بنابراین پروتئین موجود در غذا یکی از منابع اصلی تولید آمونیاک در آب استخرهای پرورش آبزیان می‌باشد (Hargreaves and Tucker, 2004).

ماهیان و سخت‌پوستان از جمله میگو، فاقد توانایی لازم برای تبدیل آمونیاک به ترکیبات غیرسمی می‌باشند. از این رو آبزیان به طور ویژه‌ای تحت تاثیر اثرات سمی غلظت‌های بالای آمونیاک قرار دارند. شکل غیر یونیزه آمونیاک برای آبزیان سمیت بیشتری داشته به دلیل این که توانایی ورود از خلال برانش‌ها را دارا می‌باشد. یکی دیگر از منابع تولید آمونیاک تجزیه مواد آلی رسوبات بستر استخرها می‌باشد. مقادیر زیادی از مواد آلی بوسیله جلبک‌ها و باقیمانده غذا در کف استخرها

سمیت آمونیاک
به مقدار زیادی
به فاکتورهای
محیطی از جمله
pH، اکسیژن
محلول، شوری،
دما و سن آبی
بستگی دارد.

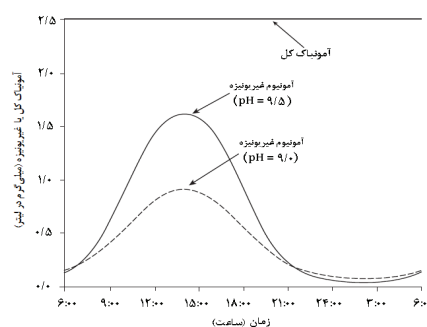


به شوری ppt ۱۵ از خود نشان داد و میزان LC_{50} در شوری ppt ۴۰، حدود ۲/۵ برابر بیشتر از شوری ppt ۱۵ بدست آمد (Kir and Kumlu, 2006).

اکسیژن محلول: میزان اکسیژن محلول در آب یکی از مهمترین فاکتورهای تبدیل آمونیاک سمی به نیترات غیر سمی می باشد. باکتری های نیتريت ساز که در روند تبدیل آمونیاک به نیترات نقش دارند نیاز به مقادیر بالایی از اکسیژن برای اکسیداسیون محصولات زائد دارند. غلظت پائین اکسیژن باعث می گردد که شرایط به سمت افزایش تراکم باکتری های هوازی هتروتروفی پیش رفته که این باکتری ها رقباي بهتری برای اکسیژن نسبت به باکتری های نیترات ساز می باشند (Hargreaves, 1998). تبدیل نیتريت به نیترات نیاز به میزان اکسیژن بالاتری نسبت به تبدیل آمونیاک به نیتريت دارد. از اینرو کمبود اکسیژن منجر به ایجاد نیتريت و آمونیاک در محیط های آبی شده که برای آبزیان پرورشی سمی می باشند (Lin and Chen, 2003). همچنین کاهش میزان اکسیژن از طریق افزایش میزان تنفس نیز باعث می گردد که سمیت آمونیاک به میزان قابل ملاحظه ای افزایش یابد و این مسئله به خوبی توسط Allan و همکاران (۱۹۹۰) در ارتباط با گونه *P. monodon* اشاره گردیده است.

دما: در محیط های آبی علاوه بر pH، دما نیز نقش مهمی را در تبدیل آمونیاک یونی به شکل غیر یونی در محیط های آبی ایفاء می نماید. همچنان که دما افزایش می یابد، بخش غیر یونیزه آمونیاک که سمی می باشد در آمونیاک کل افزایش می یابد. افزایش مصرف اکسیژن می تواند با افزایش میزان تبدیل آمونیاک به نیتريت ارتباط داشته باشد. افزایش دما باعث افزایش مواد دفعی نیتروژن دار در سخت پوستان شده که خود نیز احتمالاً ناشی از افزایش میزان متابولیسم موجود می باشد (Ebeling et al., 2006). به هر حال در pH های مختلف، سمیت آمونیاک در آب های گرم تر بیشتر از آب های خنک تر می باشد (شکل ۳).

al., ۱۹۹۰). آزمایشات نشان داده اند که افزایش pH تا ۹ منجر به کاهش LC_{50} برای گونه های مختلف میگو از جمله میگوی وانامی می گردد، از اینرو برای جلوگیری از اثرات سمی آمونیاک، توصیه می گردد تا گونه های مختلف از آبزیان پرورشی دریایی در آب هایی با pH بین ۷ تا ۸ پرورش داده شوند (Magallon et al., 2006). در استخرها، میزان pH به فتوسنتز (افزایش pH) و تنفس (کاهش pH) آبزیان استخر بستگی دارد. از اینرو شکل سمی آمونیاک طی ساعات پایانی بعد از ظهر بیشتر مشهود می باشد. بطور معمول، در pH های کمتر از ۸، کمتر از ۱۰٪ آمونیاک به شکل سمی ظاهر می شود. به هر حال میزان سمیت بطور چشمگیری با افزایش pH افزایش می یابد (شکل ۲).



شکل ۲- اثر نوسانات pH بر روی غلظت آمونیاک غیر یونیزه (با اندکی تغییر برگرفته از (Boyd and Tucker, 2014)

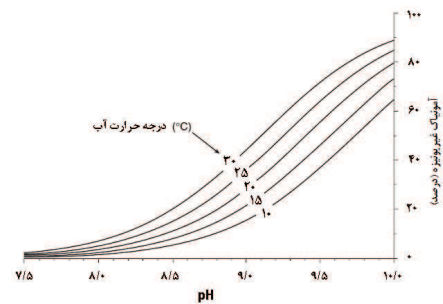
از سویی دیگر مصرف دی اکسید کربن باعث افزایش pH طی روز می گردد. میزان pH معمولاً در زمان طلوع خورشید پائین و در بعد از ظهر، زمانی که جلبک ها دی اکسید کربن را مصرف می نمایند حداکثر می باشد. آب هایی که دارای قلیائیت متوسط هستند دارای نوسانات pH کمتری می باشند.

شوری: افزایش شوری در بیشتر آبزیان دریایی منجر به مقاومت بیشتر در مقابل افزایش شکل سمی آمونیاک می گردد. آزمایش بر روی میگوی *Penaeus semisulcatus* یک افزایش مقاومت به آمونیاک را هنگامی که در مقابل شوری ppt ۴۰ قرار گرفت نسبت

افزایش دما
باعث افزایش
مواد دفعی
نیتروژن دار در
سخت پوستان
شده که خود نیز
احتمالاً ناشی از
افزایش میزان
متابولیسم
موجود می باشد.



استخرها شفاف شده و شکوفایی جلبک‌های لبلب را در کف استخر بدنبال خواهد داشت (شکل ۴). هنگامیکه این پدیده رخ می‌دهد، غلظت آمونیاک بشدت افزایش می‌یابد چراکه مکانیسم اصلی برداشت آمونیاک که همان جلبک‌ها می‌باشند دیگر وجود ندارند. تجزیه جلبک‌های مرده باعث کاهش میزان اکسیژن محلول و pH شده و در عین حال میزان آمونیاک و دی اکسیدکربن افزایش می‌یابد. پس از شکست شکوفایی جلبکی، غلظت آمونیاک می‌تواند به ۶-۸ میلی‌گرم در لیتر رسیده و میزان pH نیز به ۷/۸-۸ کاهش یابد (Hargreaves and Tucker, 2004).



شکل ۳- اثر نوسانات دما و pH بر غلظت آمونیاک غیریونیزه (با اندکی تغییر برگرفته از (Boyd and Tucker, 2014)

سن آبی: معمولاً با افزایش سن میگوها، میزان تحمل آنها نسبت به مواد سمی افزایش می‌یابد. آزمایشاتی که بر روی میگوی وانامی انجام گرفت نشان داد که پست‌لاروهای ۱۵-۲۰ روزه میزان LC_{50} بالاتری نسبت به جوان‌ترها دارند (Magallon et al., 2006).



شکل ۴- گسترش جلبک‌های لبلب در کف استخر مزارع پرورش میگوی تیاب شمالی (تیرماه ۱۳۹۴).

حذف آمونیاک از سیستم‌های پرورش میگو:

حذف آمونیاک از طریق زیستی - استفاده از برخی باکتری‌ها نظیر نیتروزوموناس و نیتروباکتر که در فرایند نیتریفیکاسیون (اکسید شدن آمونیاک به نیترات) نقش دارند همانند فیلترهای بیولوژیک عمل نموده و باعث تبدیل آمونیاک سمی به شکل غیرسمی آن یعنی نیترات می‌گردند. به منظور عملکرد مناسب این باکتری‌ها در فیلترهای بیولوژیک، یک محیط یا بستر مناسب برای چسبیدن باکتری‌های موردنظر و رشد آنها نیاز بوده که برای این منظور می‌توان از سنگ‌ریزه، شن، پوسته صدف و یا خرده‌های مرجان استفاده کرد. یکی از نکات مهم در فیلترهای بیولوژیک، نیاز به وجود اکسیژن کافی برای انجام فرایند تبدیل آمونیاک به نیتريت و نیتريت به نیترات

به طور خلاصه:

- ۱) افزایش pH منجر به افزایش میزان سمیت آمونیاک می‌گردد.
- ۲) کاهش شوری منجر به افزایش میزان فرم سمی آمونیاک و نیتريت برای اکثر گونه‌های میگو می‌گردد.
- ۳) کاهش میزان اکسیژن محلول منجر به افزایش میزان سمیت آمونیاک و نیتريت می‌گردد.
- ۴) افزایش درجه حرارت منجر به افزایش میزان سمیت آمونیاک و نیتريت می‌گردد.
- ۵) آبیان جوانتر نسبت به اثرات سمی آمونیاک و نیتريت حساس‌تر می‌باشند.

شکست شکوفایی جلبکی و تولید آمونیاک:

در مزارع پرورش میگو، برخی از استخرها دارای شکوفایی زیاد از یک یا دو گونه از جلبک‌ها می‌باشند. بنابر دلایلی که هنوز روشن نیست، این شکوفایی‌ها شکسته شده و همه جلبک‌ها از بین می‌روند و به صورت کف در کناره‌های استخر نمایانگر می‌گردند. در این حالت آب

تجزیه جلبک‌های مرده باعث کاهش میزان اکسیژن محلول و pH شده و در عین حال میزان آمونیاک و دی اکسیدکربن افزایش می‌یابد.



گروه جلبک‌های سبز - آبی و تجزیه آن‌ها پس از مرگ، سبب افزایش غلظت آمونیاک در آب می‌گردد (Smith, 1983). از این رو حفظ شکوفایی مطلوب فیتوپلانکتونی در استخرهای پرورشی بایستی مدنظر پرورش‌دهندگان قرار گیرد.

- ذخیره‌سازی مناسب میگو

از آنجائی که تراکم بالای ذخیره‌سازی از طریق مصرف زیاد مواد غذایی، سبب افزایش تولید مواد دفعی و در نتیجه تولید آمونیوم می‌گردد، از این رو ذخیره‌سازی مناسب از تولید آمونیاک اضافی در آب جلوگیری می‌نماید.

- مدیریت غذایی

یکی از منابع تولید آمونیاک در استخرها میزان غذای اضافی و درصد میزان پروتئین در جیره غذایی میگو می‌باشد. از این رو با توجه به نیازهای میگو در سنین مختلف بایستی مدیریت صحیح بر میزان نیتروژن و یا به عبارتی نیتروژن آمونیاکی ورودی به آب صورت گیرد.

- بهبود و اصلاح خاک استخرها

رسوبات کف استخرها، حاوی مواد دفعی آبیان، غذاهای مصرف‌نشده، اجساد آبیان و پلانکتون‌ها و سایر مواد رسوبی بوده که با توجه به درصد بالای مواد آلی موجود در آن به‌عنوان یکی از منابع مهم آمونیاک در استخرها مطرح می‌باشند. بنابراین در این‌گونه استخرها با تخلیه خاک‌های حاوی مواد آلی فراوان، خشک کردن، در معرض نور خورشید و هوا قرار دادن، شخم‌زنی و آهک‌پاشی کف استخر در طول دوره آیش می‌توان به بهبود خاک کف و دیواره استخرها کمک نماید.

- استفاده از ژئولیت و فرمالین

اگرچه ژئولیت برای حذف یون آمونیوم از محیط‌های پرورشی می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد ولیکن این ماده معدنی در آب‌های شور دریایی به دلیل غلظت بالای یون کلراید کارایی چندانی ندارد (Burgess et al., 2004). استفاده از فرمالین به منظور حذف آمونیاک از استخرهای پرورش میگو نیز کاربرد داشته و می‌تواند میزان آمونیاک را تا ۵۰٪ کاهش

می‌باشد که بایستی مهیا گردد، چرا که اگر هوادهی کافی قبل از ورود آب به فیلتر انجام نشود، ممکن است باکتری‌ها از بین رفته و کار خود را به نحو مطلوب انجام ندهند. از این رو مرحله محدودکننده در تبدیل آمونیاک به نیترات در مرحله اکسید شدن می‌باشد. البته استفاده از گیاهان آلی یا جلبک‌های ماکروسکوپی نیز در برداشت آمونیاک می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. یکی از این موارد استفاده از گیاه یوکا (*Yucca filamentosa*) می‌باشد (Santacruz-Reyes and Chien, 2012). عصاره این گیاه با آمونیاک ترکیب و از طریق کاهش میزان آمونیاک باعث رشد بهتر و بقای میگو می‌گردد.

- هوادهی

همان‌گونه که اشاره گردید، به منظور حذف آمونیاک می‌توان از هواده‌ها برای تامین اکسیژن مورد نیاز باکتری‌ها در فرایند نیتریفیکاسیون استفاده نمود. هوادهی با در اختیار قرار دادن اکسیژن برای اکسید کردن آمونیاک به نیتريت و نیترات می‌تواند مفید واقع گردد (Hargreaves and Tucker, 2004). فرایند تبدیل هر گرم آمونیاک به نیترات به میزان ۴/۵۷ گرم اکسیژن محلول نیاز دارد که بایستی از طریق عمل فتوسنتز و یا هواده‌ها تامین گردد.

- تعویض آب

یکی از راه‌های مؤثر و سریع کاهش میزان آمونیاک در سیستم‌های پرورش آبیان تعویض آب می‌باشد. از آنجائی که بیشترین میزان تولید آمونیاک در استخرهای پرورش آبیان ناشی از تجزیه مواد غذایی، فضولات و بقایای پلانکتون‌ها در کف استخرها صورت می‌گیرد، تخلیه آب بایستی از کف صورت گیرد. میزان تعویض آب نیز با توجه به میزان مواد آلی موجود در استخر افزایش می‌یابد.

- کنترل تراکم فیتوپلانکتونی استخرها

همان‌گونه که اشاره گردید، اگرچه فیتوپلانکتون‌ها می‌توانند با جذب یون آمونیوم، در کاهش میزان آمونیاک آب نقش داشته باشند، ولیکن شکوفایی آن‌ها به ویژه

فرایند تبدیل
هر گرم آمونیاک
به نیترات به
میزان ۴/۵۷
گرم اکسیژن
محلول نیاز
دارد که بایستی
از طریق عمل
فتوسنتز و یا
هواده‌ها
تامین گردد.



S. 2004. Managing Ammonia in Fish Ponds. SRAC Publication No. 4603

9- Kir, M.; Kumlu, M. 2006. Acute toxicity of ammonia to *Penaeus semisulcatus* postlarvae in relation to salinity. Journal of the World Aquaculture Society, 37:231- 235.

10- Lin, Y.C.; Chen, J.C. 2003. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles at different salinity levels. Aquaculture, 224:193201-.

11- Magallon Barajas, F.J.; Servin Villegas, R.; Portillo Clark, G.; Lopez Moreno, B., 2006. *Litopenaeus vannamei* (Boone) post-larval survival related to age, temperature, pH and ammonium concentration. Blackwell Publishing Ltd. Pages 492- 499.

12- Nwanna, L.C. (2003). Nutritional value and digestibility of fermented shrimp head waste meal by African Catfish *Clarias gariepinus*. Pakistan Journal of Nutrition, 2: 339- 345.

13- Santacruz-Reyes, R.A. and Chien, Y.H. 2012. The potential of *Yucca schidigera* extract to reduce the ammonia pollution from shrimp farming. Bioresource Technology, 113:311–314.

14- Smith V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratio favors dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science.221:669–671

دهد. البته با توجه به این که فرمالین ماده‌ای سمی بوده و سبب مرگ فیتوپلانکتون‌ها نیز می‌گردد، از این رو مصرف آن نیز با توجه به وجود روش‌های کم خطرتر زیاد توصیه نمی‌گردد.

فهرست منابع

1- Allan, G.L.; Maguire, G.B.; Hopkins, S.J., 1990. Acute and chronic toxicity of ammonia to juvenile *Metapenaeus macleayi* and *Penaeus monodon* and the influence of low dissolved-oxygen levels. Aquaculture, 91:265- 280.

2- Lawrence, E. 1995. Henderson's Dictionary of Biological Terms. John Wiley & Sons; 11th edition. 704 pages.

3- Boyd, C. E. and Tucker, C. S. 2014. Handbook for Aquaculture Water Quality. Craftmaster Printers, Inc., Auburn, Alabama. pp 65- 78.

4- Boyd, C.E., 1998. Pond water aeration systems. Aquacultural Eng. 18:9–40.

5- Burgess R.M., Perron M.M., Cantwell M.G., Ho K.T., Serbst J.R., Pelletier M.C. 2004. Use of zeolite for removing ammonia and ammonia-caused toxicity in marine toxicity identification evaluations. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 47, 440–447.

6- Ebeling, J. M.; Timmons, M. B.; Bisogni, J. J. 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. Aquaculture, 257:346358-.

7- Hargreaves, J. A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Aquaculture, 166:181- 212.

8- Hargreaves, J. A. and Tucker, C.

استفاده از فرمالین به منظور حذف آمونیاک از استخرهای پرورش میگو نیز کاربرد داشته و می‌تواند میزان آمونیاک را تا ۵۰٪ کاهش دهد.