بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد ششم، شماره چهارم، زمستان ۱۳۹٦
http://japu.gau.ac.ir

مواجهه کوتاه‌مدت با غلظت‌های کشنده آمونیاک مولکولی در بچه ماهیان کپور معمولی (*Cyprinus carpio*)

*محمد مازندرانی[1] و غلامرضا درویشی[2]

[1]استادیار گروه تکثیر و پرورش آبزیان، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان،
[2]دانشجوی کارشناسی‌ارشد شیلات، موسسه آموزش عالی خزر، واحد محمودآباد

تاریخ دریافت: ۱۳۹٦/٤/۱۰؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹٦/٥/۱۱

چکیده

در این پژوهش اثرات سطوح بالای آمونیاک بر تغییرات رفتاری و تعیین دوز کشنده (LC_{50}) بچه ماهیان کپور معمولی مورد بررسی قرار گرفت. برای این منظور تعداد ۱۸۰ قطعه ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) با میانگین وزنی ۰/٤ ± ٤/۱ گرم در ۱۸ آکواریوم با تراکم ۱۰ قطعه ماهی (در هر آکواریوم) به‌مدت ۲ هفته (به‌منظور سازگاری با شرایط محیط) نظر گرفته شد. ماهیان در ٥ گروه تیمار و یک گروه شاهد (هرکدام شامل سه تکرار) تقسیم شده و ماهیان گروه‌های تیمار با غلظت‌های ۱/۲٥، ۲/٥، ۳/۷٥، ٥ و ٦/۲٥ میلی‌گرم در لیتر آمونیاک کل که به‌ترتیب معادل ۰/۳٤، ۰/٦٦، ۰/۹۹، ۱/۳۲ و ۱/٦٥ میلی‌گرم در لیتر آمونیاک مولکولی مواجه شدند. بر اساس نتایج دوز کشندگی میانه طی ۹٦ ساعت در بچه ماهیان معادل ۱/۱۷ میلی‌گرم در لیتر محاسبه گردید. شنای عصبی و نامتعادل، از بارزترین علایم بالینی گروه مواجهه شده با میزان ۱/٦٥ میلی‌گرم آمونیاک مولکولی در لیتر بود اولین تلفات در این گروه ۱٦ ساعت پس از مواجهه آغاز گردید. در تیمار ٤ و ٥ (مواجهه با ۰/۳٤ و ۰/٦٦ میلی‌گرم در لیتر آمونیاک مولکولی) کندی شنا، بی‌حالی و کف‌نشینی از علایم عمده پس از ۲٤ ساعت مواجهه بود و تا پایان آزمایش تلفاتی در این تیمارها مشاهده نشد. بر اساس نتایج تحقیق حاضر، حداکثر دوز تحت کشنده آمونیاک غیر یونیزه در محیط پرورش بچه ماهیان کپور معمولی ۰/۱۲ میلی‌گرم در لیتر تعیین گردید.

وژه‌های کلیدی: آمونیاک، کپور معمولی، LC_{50}، تغییرات رفتاری

مقدمه

میزان تولید موجودات آبزی به شرایط محیطی آن‌ها وابسته است. یکی از مهم‌ترین شرایط محیطی که رشد تمامی موجودات آبزی را تحت تأثیر قرار می‌دهد، کیفیت آب است (مرادی و همکاران، ۲۰۱۳؛ اسفرو و همکاران، ۲۰۰۷). آمونیاک به دو شکل یونی (آمونیوم NH_4^+) و مولکولی (NH_3) ماده‌ای است که همواره در محیط‌های آبی به‌طور وسیعی وجود دارد؛ در این بین، شکل مولکولی آمونیاک برای آبزیان بسیار خطرناک می‌باشد (تورستون و همکاران، ۱۹۸۱). سطوح بالای آمونیاک مولکولی در طول دوره پرورش متراکم آبزیان می‌تواند به‌دلیل تجمع مواد غذایی

*مسئول مکاتبه: mazandarani@gau.ac.ir

خورده نشده، دفع مواد زائد و تجزیه آن‌ها رخ دهد و کیفیت آب را به شدت تحت تأثیر قرار دهد (گان و همکاران، ۲۰۱۰). کم‌آبی، تعویض اندک آب و عدم مدیریت صحیح مزارع پرورشی ماهیان به‌خصوص استخرهای خاکی ماهیان گرمابی سبب افزایش میزان آمونیاک مولکولی شده که در نهایت کاهش رشد و در موارد بسیار شدید تلفات و خسارات جبران ناپذیری را به دنبال خواهد داشت (الشریف و الفکای، ۲۰۰۸؛ سیکاوپیو و همکاران، ۲۰۰٤). اثرات مسمومیت با آمونیاک در ماهیان و بی‌مهرگان آبزی توسط بسیاری از محققین مورد بررسی قرار گرفته است که از آن‌جمله می‌توان به اثرات مسمومیت با آمونیاک مولکولی در تیلاپیای نیل (الشریف و همکاران، ۲۰۰۸)، کپور معمولی (ناجی و همکاران، ۲۰۰۹)، کلمه خزری (مازندرانی و همکاران، ۲۰۱۵ و ۲۰۱٦) کفشک ماهی اقیانوس اطلس (پاست و همکاران، ۲۰۱۱) و توتیای دریایی (سیکاوپیو و همکاران، ۲۰۰٤) اشاره نمود.

ماهی کپورمعمولی یکی از ماهیان گرمابی و سومین گونه معروف جهان محسوب می‌شود. این ماهی یکی از گونه‌های مهم پرورشی دنیا بوده که دارای ارزش تجاری بالایی است؛ به‌علاوه، پرورش ماهی کپور معمولی نسبت به سایر گونه‌ها آسان‌تر بوده و در مقابل شرایط بد محیطی، مقاومت بیشتری نسبت به سایر ماهیان از خود نشان می‌دهد به همین دلیل این‌گونه مقبولیت بیشتری در بین پرورش دهندگان دارا می‌باشد (وثوقی و مستجیر، ۱۹۸٦). از سویی دیگر، محدودیت منابع آبی کشور و هم‌چنین نیاز روزافزون به پرورش ماهی سبب گسترش سیستم‌های پرورشی متراکم و فوق متراکم پرورش شده است. با توجه به این که بسیاری از تحقیقات ثابت کرده است که افزایش آمونیاک مولکولی به غلظت‌های کشنده و تحت کشنده باعث اثرات گوناگون از جمله کاهش رشد و ضعف سیستم ایمنی بدن ماهی می‌گردد (مازندرانی و همکاران، ۲۰۱۵)، در این راستا، حفظ کیفیت آب از لحاظ حذف آمونیاک از اهمیت بیشتری برخوردار می‌باشد. از این‌رو، بنا بر اهمیت ویژه آمونیاک در پرورش متراکم کپور ماهیان به‌خصوص در محیط‌هایی با عدم تعویض آب و یا تعویض اندک آب، دانستن غلظت کشنده و نیمه کشنده آمونیاک برای ماهی کپور معمولی نقش تعیین کننده‌ای در بهبود شرایطی محیطی خواهد داشت. لذا، با توجه به مطالب بیان شده و مقبولیت بسیار زیاد ماهی کپور معمولی در بین پرورش‌دهندگان ماهیان گرمابی و هم‌چنین آمونیاک موجود در استخرهای خاکی که تهدیدی جدی برای کاهش میزان و کیفیت تولید است، هدف از تحقیق حاضر، تعیین غلظت نیمه کشنده و هم‌چنین ثبت علایم بالینی مشاهده شده در اثر مواجهه کوتاه مدت ماهی کپورمعمولی با سطوح متفاوت آمونیاک مولکولی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

سازگاری و پرورش ماهیان: به‌منظور انجام این آزمایش تعداد ۱۸۰ قطعه بچه ماهی کپور معمولی با میانگین وزنی ٤/۱±۰/٤ گرم از مرکز تکثیر و پرروش سیجوال تهیه و به مرکز تحقیقات شیلاتی آبزیان آب‌های داخلی- گرگان منتقل شدند. پس از انتقال ماهیان به محل آزمایش، ماهیان در یک مخزن فایبرگلاس با ابعاد ۱/۵ × ۱/۵ متر با ارتفاع آبگیری ۳۰ سانتی‌متر قرار گرفتند. به‌منظور هم‌دمایی کیسه‌های حاوی ماهی در داخل تانک قرار داده شده و پس از ۲۰ دقیقه ماهیان به داخل و نیروی مذکور رهاسازی شدند. ماهیان با غذای تجاری انرژی به‌مدت یک ماه تغذیه شدند. در طی دوره پرورش، غذادهی به میزان ۳ درصد وزن ماهیان و دو نوبت در هر روز صورت گرفت. دما در طی دوره پرورش ۱ ± ۲۵ درجه

سانتی‌گراد ثبت گردید. سپس ماهیان توسط پلاستیک حمل بچه ماهی به آکواریوم‌های با ابعاد ۳۰ × ٤٠ × ۲۵ سانتی‌متر و ارتفاع آبگیری ۳۰ سانتی‌متر منتقل شدند و مجددا دو هفته مورد پرورش قرار گرفته تا با شرایط آزمایش سازگار شوند.

آماده‌سازی آمونیاک: در این آزمایش برای مواجهه بچه ماهیان با آمونیاک مولکولی از محلول کلرید آمونیوم (NH_4Cl) محصول شرکت مرک آلمان استفاده گردید. پس از افزودن آمونیاک به آب آکواریوم‌ها، دما و pH در شرایط ثابت تنظیم و ثبت شد. به‌منظور کنترل pH از محلول KOH یک دهم نرمال استفاده شد که pH را در محدوده ۸/٤ ثابت کرد. محلول آمونیاک موردنیاز برای هر تیمار به‌صورت روزانه آماده و تعویض می‌شد و با در نظر گرفتن دما و pH بر اساس جدول استاندارد میزان آمونیاک یونیزه شده و آمونیاک مولکولی بر اساس روش امرسون و همکاران (۱۹۷۵) محاسبه و تعیین گردید.

نحوه مواجهه و تعیین غلظت کشنده آمونیاک: برای تعیین دوز کشنده آمونیاک (LC_{50}) در ماهی کپور معمولی ۵ گروه تیمار و یک گروه شاهد در ۳ تکرار در نظر گرفته شد. به‌این منظور ماهیان به ۱۸ آکواریوم با ابعاد ۳۰ × ٤٠ × ۲۵ سانتی‌متر با ارتفاع آبگیری ۳۰ سانتی‌متر با تراکم ۱۰ قطعه ماهی (در هر آکواریوم) منتقل شدند و به‌مدت ۲ هفته جهت سازگاری با شرایط محیطی مورد پرورش قرار گرفتند. سپس ماهیان گروه تیمار در معرض سطوح مختلف آمونیاک با غلظت‌های ۱/۲۵، ۲/۵، ۳/۷۵، ۵ و ٦/۲۵ میلی‌گرم در لیتر آمونیاک کل قرارگرفتند. که میزان آمونیاک مولکولی در این بررسی به‌ترتیب ۰/۳٤، ۰/٦٦، ۰/۹۹، ۱/۳۲ و ۱/٦۵ میلی‌گرم در لیتر محاسبه شد. هیچ‌گونه مواجهه‌ای با آمونیاک در ماهیان گروه شاهد صورت نگرفت. در طی دوره آزمایش، میزان مرگ و میر ماهیان هر ۸ ساعت ثبت می‌شد و در نهایت دوز کشندگی با کمک نرم‌افزار PROBIT محاسبه شد.

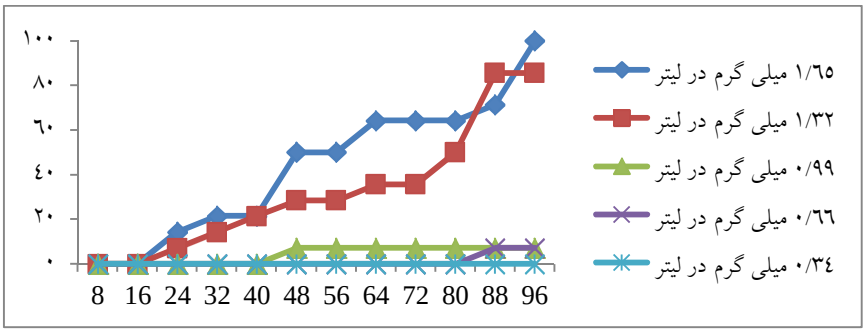
ثبت علایم بالینی: در طی آزمایش، به‌منظور ثبت علایم بالینی و کلینیکی رفتار ماهیان روزانه بررسی شده و تلفات و علایم کلینیکی و رفتارشناسی مشاهده شده ثبت گردید.

تجزیه و تحلیل آماری

این آزمون در قالب یک طرح کاملا تصادفی انجام شد و در پایان جهت تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها جهت محاسبه مقادیر LC_{50} از نرم‌افزار SPSS18 و برنامه PROBIT و برای رسم نمودار تلفات و درصد آن از نرم‌افزار Excel استفاده گردید.

نتایج

تعیین میزان غلظت کشنده: وضعیت تلفات بچه ماهیان کپورمعمولی در مواجهه با سطوح متفاوت آمونیاک مولکولی (۰/۳٤، ۰/٦٦، ۰/۹۹، ۱/۳۲ و ۱/٦۵ میلی‌گرم در لیتر طی ۹٦ ساعت در شکل ۱ نشان داده شده است. در این بررسی ماهیان مواجهه شده با آمونیاک مولکولی ۱/٦۵ میلی‌گرم در لیتر در طی ۹٦ ساعت مواجهه به‌طور کامل تلف شدند در عین حال، این تلفات در ماهیان گروه مواجهه شده با آمونیاک مولکولی ۱/۳۲ میلی‌گرم در لیتر پس از ۹٦ ساعت مواجهه ۸۷/۵ درصد ثبت گردید. در ماهیان مواجهه شده با آمونیاک ۰/۳٤ میلی‌گرم در لیتر در طی ۹٦ ساعت هیچ تلفاتی ثبت نگردید و در نهایت بر اساس این نتایج مقادیر LC_{50} برای زمان‌های مختلف محسبه شد که این نتایج در جدول ۱ قابل مشاهده است.



شکل ٤-١- روند تلفات در غلظت‌های مختلف آمونیاک مولکولی در بچه ماهیان کپور معمولی در مواجهه کوتاه مدت با آمونیاک مولکولی.

جدول ١- غلظت کشنده (LC_{50}) آمونیاک مولکولی در بچه ماهیان کپور معمولی در مواجهه کوتاه مدت با آمونیاک مولکولی.

ساعات مواجهه	LC_{10}	LC_{50}	LC_{90}
٢٤	١/٥٠	٢/٣٤	٢/٠٣
٤٨	١/٠٦	١/٦٣	٢/٤٩
٧٢	١/٠٣	١/٤٨	٢/٠٩
٩٦	١	١/١٧	١/٣٥

علایم بالینی و تغییرات رفتاری: ماهیان در تیمار مواجهه شده با دوز ١/٦٥ میلی‌گرم در لیتر آمونیاک مولکولی اولین گروهی بودند که علایم غیرطبیعی از خود نشان دادند به‌طوری که در ٦ ساعت اول پس از مواجهه حالات عصبی و شنای بی هدف از خود نشان دادند؛ پس از مدتی از حرکت ایستاده و در کف آکواریوم ساکن شدند. بعد از آن شنای نامتعادل، به پهلو شنا کردن و عدم توانایی در نگه‌داشتن تعادل در ماهیان مشاهده شد و ١٦ ساعت پس از مواجهه علایم تلفات در این گروه آغاز گردید. در سایر تیمارها نیز شنای عصبی و بی قراری در ٨ ساعت اول ثبت گردید. ماهیان دارای شنای معمولی و سریع بوده و تحریک‌پذیر نسبت به محرک‌های خارجی بسیار بالا رفته بودند. عدم تعادل و شنای نامنظم به همراه شنای نامتعادل به پهلو شنا کردن در برخی نمونه‌ها ثبت گردید. در تیمار ٤ و ٥ (مواجهه با ٠/٣٤ و ٠/٦٦ میلی‌گرم در لیتر آمونیاک) شنای ماهیان کند شده، به کف مخزن متمایل شده و پس از ٢٤ ساعت کاملا در کف ساکن شدند. بی‌حالی و کف‌نشینی از علایم عمده پس از ٢٤ ساعت مواجهه بود و تا پایان آزمایش تلفاتی در این تیمارها مشاهده نشد. افزایش سرعت سرپوش آبششی، تنفس غیرمنظم، بی‌قراری در برخی نمونه‌ها پرش ماهیان به خارج از آب نیز مشاهده گردید، اما عارضه شایعی نبود.

بحث و نتیجه‌گیری

آبزی‌پروری پایدار مستلزم ایجاد شرایط مطلوب بوده که در این بین کیفیت آب محیط پرورشی آبزیان از اهمیت بسیار بالایی برخوردار می‌باشد، زیرا سرعت و میزان رشد بهینه، سلامتی و میزان بهره‌وری ماهیان را به‌طور مستقیم تحت تأثیر قرار می‌دهد (تیمونس و همکاران، ٢٠٠٢). آمونیاک یکی از اصلی‌ترین عوامل کاهش کیفیت آب بوده که همواره به طور وسیعی در محیط‌های آبی وجود دارد (دواراج و همکاران، ٢٠١٤) و به‌عنوان یکی از عوامل مهم بروز استرس‌های محیطی محسوب می‌شود که در نتیجه سبب کاهش بقای آبزیان می‌گردد (راندال و تیسوی، ٢٠٠٢). از سویی دیگر، ارزیابی رفتار آبزیان در

مواجهه با استرس‌های زیست‌محیطی زمینه شناخت عوامل استرس‌زا و چگونگی حذف این عوامل را فراهم می‌سازد؛ برای مثال، در ماهی قزل‌آلای قهوه‌ای (*Salmo trutta* L). در مواجهه کوتاه مدت با آمونیاک مولکولی اختلالات رفتاری، کاهش نرخ شکار، گوشه‌گیری ماهیان و هم‌چنین تجمع انبوه مواد غذایی خورده نشده مشاهده گردید (تودوراچ و همکاران، ۲۰۰۸). هم‌چنین نتایج حاصل از تحقیقات تارستون و همکاران (۱۹۸۱) نشان دادند که ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در مواجهه با امونیاک مولکولی دارای علایم بالینی هم‌چون: اضطراب، افزایش تنفس، زنش نامنظم و سریع سرپوش آبششی، تیرگی پوست، شنای عصبی و نامنظم، عدم حفظ تعادل و به دنبال آن سقوط به کف مخزن و در نهایت مرگ با دهان باز و هم‌چنین افزایش ترشح موکوس بود. در بررسی حاضر، ماهیان در مواجهه با غلظت بالای آمونیاک در ساعات اولیه دارای حالت شنای عصبی بوده و پس از مدتی، واکنش‌پذیری آن‌ها نسبت به محرک‌های خارجی کاهش یافت؛ به‌طوری‌که در این مرحله در کف آکواریوم تجمع نمودند. می‌توان اظهار داشت که این نوع رفتار احتمالا در راستای کاهش فعالیت و در نتیجه کاهش جذب مواد و دفع بیشتر آمونیاک به محیط اطراف بوده که در این‌صورت کم‌ترین مقدار سم ممکن به بدن ۲ وارد گردد. چنین می‌توان تفسیر نمود که در مرحله اول به‌دلیل این‌که غلظت آمونیاک در محیط بسیار بالاست و حضور هر نوع آبزی در چنین محیطی دارای مخاطرات شدیدی است؛ لذا ماهیان با شنای عصبی تلاش می‌کنند تا از این محیط سمی فرار کرده و از آب خارج شوند. اما، پس از پذیرش شرایط مسمومیت‌زای موجود، فعالیت و تحرک خود را کاهش داده و بدین طریق از ورود آمونیاک به داخل بدن تا حدی جلوگیری می‌نمودند؛ از سویی دیگر، با توجه به این‌که سیستم عصبی موجود نسبت به آمونیاک بسیار حساس بوده و این ماده سمی دارای اثرات منفی بر عملکرد سیستم عصبی حیوان است، احتمال می‌رود این الگوی رفتاری به اثرات آمونیاک بر سیستم عصبی مرکزی ماهیان مربوط باشد به علاوه، ماهی‌ها دارای حساسیت بسیار شدیدی نسبت به تحریکات خارجی داشته و سعی به بیرون پریدن از سطح آب داشتند. در این پژوهش، مشاهده شد که ماهیان پس از بروز رفتارهای عصبی، به پهلو خوابیده که در نهایت با مرگ با دهان و سرپوش آبششی باز همراه بود. که نتایج حاصل از این تحقیق با نتایج حاصل از تحقیقات تودوراچ و همکاران (۲۰۰۸)، تارستون و همکاران (۱۹۸۱)، سوبودووا و ویکوزوبا (۱۹۹۱) مطابقت دارد.

یکی از شاخص‌های بسیار مؤثر در تعیین میزان حساسیت ماهیان به غلظت آمونیاک موجود در محیط‌های آبی، تعیین غلظت میان کشنده آمونیاک برای آبزیان می‌باشد (راندال و تیسوی، ۲۰۰۲). اگرچه اثرات مسمومیت با آمونیاک روی گونه‌های متعددی از ماهیان مطالعه شده است اما با این وجود، تعمیم دادن نتایج به‌دست آمده از یک گونه خاص به سایر گونه‌ها بسیار دشوار بوده و تاحد زیادی دارای اعتبار نمی‌باشد؛ زیرا واکنش ماهیان نسبت به غلظت کشنده آمونیاک (LC_{50}) به سن، اندازه، وزن، جنس و گونه موردنظر بستگی دارد (آیسال و کالتن، ۲۰۰۵). برای مثال رودریگز و همکاران (۲۰۱٤)، مقدار LC_{50} را در دلقک ماهی (*Premnas biaculeatus*) طی ۲٤ و ۹٦ ساعت به‌ترتیب ۱/٦۸ و ۰/۸۹ میلی‌گر در لیتر گزارش کردند. هم‌چنین این مقدار در دو گونه *Trachinotu carolinus* و *Mugil platanus* ۱/۰۱ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید. با توجه به اختلاف دوز میان کشنده در ساعات مختلف در گونه‌های متفاوت، در تحقیق حاضر میزان غلظت کشنده برای ماهی کپور معمولی در ساعات متفاوت بررسی گردیده و نتایج

حاصل حساسیت نسبتا بالای بچه ماهیان کپور معمولی را در برابر این ماده سمی تأیید نمود و حداکثر غلظت مجاز محیط پرورش این ماهیان در سختی آب ۲۷۱ میلی‌گرم در لیتر و دمای ۲٦ درجه سانتی‌گراد به میزان ۰/۱۲ میلی‌گرم در لیتر (۰/۱ مقدار LC_{50}) محاسبه گردید. لازم به ذکر است این ارقام حداکثر غلظت پیشنهادی برای زنده‌مانی ماهیان پیشنهاد شده است.

به‌طور کلی، ماهی کپور معمولی به‌دلیل دارابودن قابلیت زیست در رودخانه‌های آب شیرین و محیط‌های لب شور مانند: دریای خزر، احتمال مواجهه این موجود با دوز سمی آمونیاک بسیار اندک است؛ اما در سیستم‌های پرورشی به‌خصوص در سیستم‌های پرورشی متراکم و استخرهایی با تعویض ناچیز آب، احتمال بالا رفتن غلظت آمونیاک بسیار زیاد است. لذا دانستن میزان غلظت میان کشنده آمونیاک مولکولی برای این‌گونه که دارای ارزش اقتصادی بسیار بالایی است از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است.

منابع

1. Aysel, K., and Culten, K. 2005. The Acute Toxicity of Ammonia on Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) Larvae and Fingerlings. Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences, 29: 339-334.
2. Devaraj, K., Steffes, P., and Doung, D. 2014. The centimeter-wavelength opacity of ammonia under deep jovian conditions. Icarus, 241: 165-179.
3. EL-SHerif, M.S., and EL-Fky, M. 2008. Effect of ammonia on nile tilapia (O. *Niloticus*) performance and some hematological and Histological measures. 8th International Symposium on Tilapia in Aquaculture. Egypt, 213-230.
4. Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E., and Thurston, R.V. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations; effect of pH and temperature. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 32: 2379-2383.
5. Guan, B., Hu, W., Zhang, T., Duan, M., Li, D., Wang, Y., and Zhu, Z.Y. 2010. Acute and chronic un-ionized ammonia toxicity to 'all-fish' growth hormone transgenic common carp (*Cyprinus carpio* L.). Chinese science Bulletin. 35(55): 4032−4036.
6. Mazandarani, M., Sudagar, M., and Kolangi, H. 2016. Short time exposure to lethal unionized ammonia concentrations (high levels) in Caspian roach, *Rutilus caspicus*. Journal of Aquaculture Development, 10(2): 126-119. (In Persian)
7. Mazandarani, M., Sugar, M., and Zakariaee, H. 2015. Long time exposure effects of sub-lethal unionized ammonia concentrations on growth and hematologic indices of Caspian roach, *Rutilus caspicus* (Yakovlev, 1870) fingerlings. Journal of Applied Ichthyology Research, 3(1): 53-64. (In Persian)
8. Moradi, S.E., Kazeminiya, S., Shabani, A., and Mansuori, P. 2013. J. of Utilization and Cultivation of Aquatics, 2(2): 107-119. (In Persian)
9. Naji, T., Khara, H., Rostami, M., and Nasiri prman, A. 2009. Effect of ammonia toxicity in liver tissue of common carp (*Cyprinus carpio*). Environmental Science and Technology, 11: 131-148.
10. Osofero, S., Otubusin, S., and Daramola, J. 2007. Effect of stocking density on Tilapia (*Oreochromis niloticus*) growth and survival in bamboo-net cages trial. Journal of Fisheries International, 2: 182-185.
11. Paust, L., Foss, A., and Imsland, A. 2011. Effects of chronic and periodic exposure to ammonia on growth, food conversion efficiency and blood physiology in juvenile Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). Aquaculture, 315: 400–406.
12. Randall, D.J., and Tsui, T.K. 2002. Ammonia toxicity in fish. Mar Pollut Bull, 45: 17-23.

13. Rodeigues, R., Romano, L., Schearz, M., Delbos, B., and Sampain, L. 2014. Acute tolerance and histopathological effects of ammonia on juvenile maroon clownfish *Premnas biaculeatus* (Block 1790). Aquaculture Research, 45: 1133–1139.
14. Siikavuopio, S.I.., Trine, D.A., and Foss, A.M. 2004. Effects of chronic ammonia exposure on gonad growth and survival in green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. Aquaculture. 242: 313–320.
15. Svobodova, Z., and Vykusova, B. 1981. Comparing the sensitivity of *Poecilia reticulata* and *Brachydanio rerio* to contaminants. Bul. VÚRH Vodnany, 27: 12–18.
16. Thurston, R.V., Phillips, G.R., and Russo, R.C. 1981. Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences, 38: 983-988.
17. Timmons, M.B., James, M.E., Fred, W.W., Sreven, T.S., and Brain, J.V. 2002. Reticulating Aquaculture Systems. NRAC publication. 01-02.
18. Tudorache, C., Blust, R., and De Boeck, G. 2008. Social interactions, predation behaviour and fast start performance are affected by ammonia exposure in brown trout (*Salmo trutta* L.). Aquatic Toxicology, 90: 145–153.
19. Vosughi, Gh., and Mostajir, B. 1986. Freshwater fish. Publication of Tehran University, Fifth Edition, Tehran. 317p.