



تأثیر سطوح مختلف غلظت ۱۷- آلفاتینیل استرادیول بر شاخصه‌های رشد و میزان بازماندگی میگوی زینتی ردچری (*Neocaridina davidi*) طی تخم‌ریزی‌های متوالی

آسیه محمدیان^۱، ابوالقاسم اسماعیلی فریدونی^{۱*}، عبدالعلی موحدی‌نیا^۲، ابراهیم ذبیحی نیشابوری^۳

^۱ گروه شیلات، دانشکده علوم دامی و شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری

^۲ گروه زیست دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه مازندران، بابلسر

^۳ گروه فارماکولوژی، دانشکده پزشکی، دانشگاه علوم پزشکی، بابل

نوع مقاله:	چکیده
پژوهشی	۱۷- آلفاتینیل استرادیول (EE_2) به عنوان یک ترکیب مختل‌کننده غدد درون‌ریز اثرات واضح بر عملکردهای حیاتی موجودات دارد. در این مطالعه، اثرات EE_2 در سطوح غلظتی غیرکشنده صفر (شاهد)، ۰/۰۲، ۰/۲، ۲ و ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر آب بر عملکرد رشد و میزان بازماندگی میگوی زینتی ردچری (<i>Neocaridina davidi</i>) طی سه مرحله متوالی از تخم‌ریزی بررسی شد. نتایج نشان داد که غلظت‌های ۰/۰۲، ۰/۲ و ۲ میکروگرم بر لیتر اثرات تحریک‌کننده بر رشد میگو دارند. وزن نهایی و درصد افزایش وزن بدن، طول نهایی و درصد افزایش طول بدن، نرخ رشد ویژه و متوسط نرخ رشد روزانه در این سطوح بالاتر از گروه کنترل و سایر سطوح بود. میزان رشد میگو با افزایش غلظت EE_2 در غلظت‌های ۲۰ و ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر روند معکوس کاهشی نشان داد. وزن نهایی مولدین ماده در سه تخم‌ریزی متوالی متأثر از غلظت‌های EE_2 قرار گرفت. میزان بازماندگی میگوها روند معنادار کاهشی را با افزایش غلظت EE_2 نشان داد. بر اساس نتایج می‌توان بیان کرد که EE_2 حتی در غلظت‌های کم منجر به اختلال رشد، نوسانات وزنی مولدین و تلفات در میگوی ردچری می‌شوند. وجود این ترکیبات می‌تواند عواقب زیان‌باری در این گونه مدل و احتمالاً سایر آبریان در اکوسیستم‌های آبی ایجاد نماید.
تاریخچه مقاله:	
دریافت: ۹۸/۱۲/۱۳	
اصلاح: ۹۹/۰۳/۲۴	
پذیرش: ۹۹/۰۷/۰۷	
کلمات کلیدی:	
استروژن	
تخم‌ریزی	
غدد درون‌ریز	
میگوی ردچری	
هورمون	

مقدمه

انسان و فعالیت‌های انسانی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل تخریب محیط زیست ازجمله اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند، چراکه اکثر آلاینده‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی در نهایت وارد محیط‌های طبیعی (هوا، آب و خاک) می‌گردند. ترکیبات شیمیایی مختل‌کننده غدد درون‌ریز (Endocrine-disrupting chemicals; EDCs) از آلاینده‌های مهم زیست‌محیطی هستند که با تداخل در سنتز، رهاسازی، متابولیسم و عملکرد هورمون‌های درون‌ریز روی هموستازی (تنظیم و تعادل)، رشد و نمو، رفتار و تولیدمثل موجودات زنده ازجمله آبریان تأثیر می‌گذارند (Carnevali et al., 2018; Huang et al., 2014). اکثر ترکیبات EDCs به دلیل پایداری و چربی‌دوست بودن قابلیت متابولیزه شدن ندارند و نهایتاً در بافت‌های چربی موجودات (ازجمله آبریان) تجمع می‌یابند. همچنین، این ترکیبات قابلیت پیوند با گیرنده‌های هورمونی داشته و می‌توانند آن‌ها را فعال و

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: a.esmaeili@sanru.ac.ir

یا سرکوب کنند (Carnevali et al., 2018). مکانیزم چنین روندی از طریق اتصال به گیرنده‌های هسته‌ای، گیرنده‌های هورمون استروئید غیرهسته‌ای، گیرنده‌های غیراستروئیدی و یا با پروسه‌های بدون دخالت گیرنده بر سیستم‌های تولیدمثلی و اندوکرینی می‌باشد (Diamanti-Kandarakis et al., 2009).

استروژن ۱۷-آلفاتینیل‌استرادیول ($17-\alpha$ -Ethinylestradiol; EE₂) یکی از پرمصرف‌ترین استروژن‌ها در جهان بوده که در انسان به عنوان استروژن فعال در قرص‌های ضدبارداری استفاده می‌شود (Lu et al., 2011; Kostich et al., 2013). این استروژن مصنوعی از قدرت پیوند بالایی برخوردار است؛ به‌طوری‌که با قدرت ۱۰ برابر نسبت به استرادیول با گیرنده‌های استروژنی باند می‌شود (Thorpe et al., 2003). نیمه‌عمر زیستی اتنیل‌استرادیول و بتا‌استرادیول به ترتیب حدود ۳۳ ساعت و ۱۳ ساعت می‌باشد (Kostich et al., 2013). با مصرف قرص‌های ضدبارداری، بخشی از EE₂ در بدن متابولیزه شده درحالی‌که مابقی آن از طریق ادرار و مدفوع دفع می‌شود. مطالعات قبلی نشان دادند که میزان دفع EE₂ از بدن به شدت به مقدار دارو، مدت زمان مصرف دارو و نوع کاربر وابسته است به‌طوری‌که حدوداً ۲۷ درصد از EE₂ مصرفی از ادرار و ۳۰ درصد از طریق مدفوع (به شکل EE₂ آزاد و یا در ترکیب با سولفات و یا گلوکونید) از بدن خارج شده و نهایتاً می‌تواند وارد منابع آبی گردد (Johnson and Williams, 2004; Mao et al., 2004).

اکوسیستم‌های آبی محل نهایی ته‌نشست و دپوی ترکیبات مختلف شیمیایی از طریق تخلیه فاضلاب‌ها و شیرابه زباله‌ها می‌باشند (Scholz and Mayer, 2008). در این میان ترکیبات EDCs در هوا، آب و خاک، بافت‌های بدن انسان، حیات وحش، پرندگان دریایی و آبزیان شناسایی شدند. ولی بیشترین مقادیر آن‌ها معمولاً در سطوح بالاتر زنجیره‌های غذایی در آب‌ها یافت می‌شوند. مطالعات در کشورهای پیشرفته نشان داده است که EE₂ می‌تواند از مسیرهای مختلف از جمله فرآیندهای صنعتی و دفع فضولات انسانی به آب‌های سطحی و زیرزمینی راه یابد (Pye and Patrick, 1983; Petrovic et al., 2004). با توجه به معضلات ایجاد شده توسط این ترکیبات آلاینده در آب‌ها، به نظر می‌رسد که تصفیه فاضلاب به عنوان بهترین روش جهت حذف و یا کاهش مقادیر EE₂ در آب‌ها باشد. ولی محدودیت‌های متعددی در زمینه حذف و یا کاهش مقادیر آن‌ها در تصفیه فاضلاب در مقایسه با سایر استروژن‌های طبیعی وجود دارد. مقاوم بودن EE₂ در برابر تجزیه‌های بیولوژیکی و خاصیت آب-گریزی آن‌ها سبب اتصال این ترکیبات با لجن، منابع کلونید و سایر منابع مواد آلی در آب‌ها می‌شود؛ به‌طوری‌که معمولاً ۱۰ تا ۶۶ درصد از این ترکیب همچنان به صورت حذف نشده و حتی پس از سیستم تصفیه در آب‌ها باقی می‌ماند (Jackson and Klerks, 2019). بر این اساس مقادیر مختلفی از EE₂ در بخش‌هایی از محیط‌های آبی شامل رسوبات، آب‌های زیرزمینی، آب‌های سطحی دریاچه‌ای، فاضلاب‌های تصفیه‌خانه‌ها و حتی در آب‌های آشامیدنی گزارش گردید (Campbell et al., 2006). از طرف دیگر این ترکیبات می‌توانند با گذشت زمان در بدن موجودات (از جمله آبزیان) تجمع یافته و تجمع زیستی آن‌ها در بدن در کوتاه و یا درازمدت اثرات نامطلوبی در آن‌ها ایجاد نماید (Lai et al., 2002; Nash et al., 2004; Johnson et al., 2008). بر این اساس، مقادیر مختلفی از EE₂ در آب‌های سطحی و پساب‌ها و همچنین در ورودی و خروجی‌های فاضلاب‌های شهری در محیط آبی باقی‌مانده که می‌تواند به‌طور بالقوه به عنوان عامل مهمی در اختلالات رشدی و تولیدمثلی حتی در نسل‌های متوالی در آبزیان به شمار رود (Nash et al., 2004; Schäfers et al., 2007).

امروزه نگرانی‌های فراوانی درباره اثرات مخرب این داروها و ترکیبات مشابه شیمیایی بر عملکرد سیستم‌های غدد درون‌ریز در انسان، حیات‌وحش و آبزیان وجود دارد (Van den Bergh et al., 2003). اکثر مطالعات قبلی در زمینه تأثیر ترکیبات مختل‌کننده غدد درون‌ریز روی مهره‌داران انجام شده و تحقیقات محدودی در بی‌مهرگان به خصوص بی‌مهرگان آبی‌ری علی‌رغم جایگاه مهم اکولوژیکی آن‌ها در آب‌ها صورت گرفته است (Van den Bergh et al., 2003; Schramm et al., 2008).

میگوی ردچری (Red cherry shrimp) با نام علمی (*Neocaridina davidi*) نوعی سخت‌پوست زینتی آب شیرین بوده که متعلق به زیررده Caridina و خانواده Atyidae است. زیستگاه اصلی جنس *Neocaridina* آب‌های شیرین با جریان کم، چشمه‌ها و مناطق نهری کشورهای جنوب شرق آسیا مانند چین، تایوان، ژاپن، کره و ویتنام می‌باشد. این میگو به دلیل ویژگی‌های متنوع از جمله نگهداری آسان، سازگاری بالا در برابر پارامترهای کیفی آب، تخم و بدن شفاف، چرخه تولیدمثلی

کوتاه، هم‌آوری نسبتاً بالا، قابلیت واکنش سریع و حساسیت به مواد سمی به عنوان یک آبری مدل ایده‌آل در مطالعات تولیدمثلی، سم‌شناسی و اکوتوکسیکولوژی محسوب می‌شود (Kenny et al., 2014; Sung et al., 2014). مطالعه حاضر به بررسی تأثیر ۱۷-آلفاتینیل‌استرادیول (استروژن فعال در قرص‌های ضدبارداری) بر شاخصه‌های رشد و میزان بازماندگی میگوی ردچری در سه مرحله متوالی از تخم‌ریزی متمرکز گردید.

مواد و روش‌ها

تهیه و سازگاری میگوی ردچری با شرایط آکواریوم

تعداد ۹۰۰ قطعه بچه میگوی ردچری از مراکز معتبر خصوصی (مرکز تکثیر ماهی زینتی هامون، شهرک مارلیک، تهران) خریداری و به مدت دو هفته در آکواریوم‌های با ظرفیت آگیری ۸۰ لیتر و در درجه حرارت ۲۶-۲۷ درجه سانتی‌گراد، طول دوره نوری ۱۲:۱۲ (روشنایی: تاریکی)، pH آب ۷/۲-۷/۱ و شوری صفر در هزار همراه با هوادهی ملایم نگهداری شدند. غذادهی میگوها یک بار در روز و به میزان ۳ درصد از وزن بدن با جیره غذایی تجاری (با نام تجاری CP: میزان پروتئین و چربی به ترتیب ۳۰ و ۹ درصد) انجام گرفت (Shih and Cai, 2007).

تشخیص و جداسازی مولدین نر و ماده

میگوهای ماده دارای اندازه بزرگ‌تر و بخش شکمی گسترده‌تری نسبت به نرها هستند. ماده‌ها دارای تخمدان در سطح پشتی شکمی و منحنی کوچکی (Curved underbelly) در زیر دم می‌باشند (Klotz and Rintelen, 2014). وجود زین پشت (saddle) یکی از مهم‌ترین ویژگی‌ها در تشخیص جنسیت میگوی ردچری می‌باشد؛ به‌طوری‌که این زین دقیقاً در پشت سر میگوی ماده و دو طرف کمر قرار دارد (Shih and Cai, 2007). بر این اساس، میگوهای نر و ماده جداسازی شده و در آکواریوم‌های مخصوص نگهداری مولدین تا شروع انجام مطالعه قرار گرفتند.

مواجهه میگوی ماده ردچری با EE₂

ابتدا ترکیب خالص ۱۷-آلفاتینیل‌استرادیول از شرکت داروسازی ابوریحان (تهران، تهران‌پارس) تهیه و مقادیر مختلف غلظتی با کمک حلال اتانول در غلظت‌های لازم آماده‌سازی شد. در این مطالعه، ۶ سطح از غلظت EE₂ (هر سطح به عنوان یک تیمار و هر تیمار در سه تکرار) شامل سطوح غلظتی غیرکشنده صفر، ۰/۰۲، ۰/۰۲، ۲، ۲۰ و ۲۰۰ میکروگرم EE₂ در هر لیتر از آب آکواریوم تأمین شد. غلظت‌های مذکور بر اساس مطالعات قبلی در زمینه تعیین غلظت کشندگی ترکیب اتنیل‌استرادیول در سخت‌پوستان انتخاب شدند (Van den Bergh et al., 2003; Wisniewska and Szaniawska, 2015).

در مرحله بعد، تعداد ۳۰ قطعه میگوی ماده (با میانگین وزن اولیه ۴۰/۲±۱/۴ میلی‌گرم و طول اولیه ۱۰/۹±۰/۲۹ میلی‌متر) در آکواریوم‌های با ظرفیت مفید آگیری ۱۰ لیتر و مجموعاً در ۱۸ آکواریوم (هرکدام به عنوان تکرار-مجموعاً ۵۴۰ میگوی ماده) توزیع شدند. جهت مواجهه میگوها با EE₂ از روش مواجهه نیمه-استاتیک استفاده شد؛ به‌طوری‌که آب آکواریوم‌ها با توجه به نیمه‌عمر EE₂، در هر دو روز یک‌بار به‌طور کامل تخلیه شده و با آگیری مجدد از تانک ذخیره، غلظت موردنظر از EE₂ مجدداً تعیین و به آکواریوم‌ها افزوده شد (Van den Bergh et al., 2003). اثرات مواجهه مزمن میگوها با EE₂ تا سه مرحله متوالی از تکثیر (تخم‌ریزی) و جمعاً به مدت ۱۲۰ روز بررسی شد.

در طول دوره آزمایش، آب موجود در تانک‌های ذخیره همانند آب استفاده شده در آکواریوم‌ها بود و پارامترهای کیفی آب در طول دوره در کلیه آکواریوم‌ها دارای درجه حرارت ۲۶-۲۷ درجه سانتی‌گراد، pH آب ۷/۲-۷/۱، میزان اکسیژن محلول ۶/۱-۵/۸ میلی‌گرم بر لیتر و سختی آب ۹۰-۱۲۵ میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم بود. میگوها در طول دوره مواجهه ۲ بار در روز (ساعات ۷ صبح و ۱۹ عصر) و با غذای تجاری به میزان ۳ درصد از وزن بدن غذادهی شدند (Shih and Cai, 2007).

شاخصه‌های رشد و میزان بازماندگی میگوها

جهت بررسی روند رشد طولی و وزنی میگوها، نمونه برداری و بیومتری از میگوهای ماده به منظور اندازه گیری طول و وزن میگوها (با استفاده از کولیس دیجیتال و ترازوی یک هزارم) در هر مرحله و قبل از آغاز تکثیر با نمونه برداری تصادفی از سه میگو از هر آکواریوم (تکرار) انجام شد. نظر به اهمیت هر دو پارامتر وزن و طول در آبزیان زینتی، شاخصه های مربوط به هر دو پارامتر مذکور در میگوها بررسی شدند.

شاخصه های رشدی میگوها در تیمارهای مختلف شامل درصد افزایش وزن بدن (Weight gain percentage)، درصد افزایش طول بدن (Length gain percentage)، نرخ رشد ویژه (وزن و طول) (Specific growth rate)، متوسط نرخ رشد روزانه (Average daily growth rate)، فاکتور وضعیت (Condition factor) و میزان بازماندگی (Survival rate) بر اساس روابط زیر تعیین شد (Kumlu et al., 2000):

درصد افزایش وزن بدن = (وزن نهایی - وزن اولیه) / وزن اولیه $\times 100$

درصد افزایش طول بدن = (طول نهایی - طول اولیه) / طول اولیه $\times 100$

نرخ رشد ویژه وزنی = (لگاریتم نپیرین وزن نهایی - لگاریتم نپیرین وزن اولیه) / طول دوره پرورش $\times 100$

نرخ رشد ویژه طولی = (لگاریتم نپیرین طول نهایی - لگاریتم نپیرین طول اولیه) / طول دوره پرورش $\times 100$

متوسط نرخ رشد روزانه وزنی = (وزن نهایی - وزن اولیه) / طول دوره پرورش

متوسط نرخ رشد روزانه طولی = (طول نهایی - طول اولیه) / طول دوره پرورش

فاکتور وضعیت = [وزن نهایی / (طول نهایی)^۳] $\times 100$

میزان بازماندگی (درصد) = (تعداد کل میگوی سالم باقی مانده / تعداد کل اولیه میگوی معرفی شده) $\times 100$

تجزیه و تحلیل آماری

داده های مطالعه بعد از نرمال سازی در قالب طرح کاملاً تصادفی وارد شده و تجزیه و تحلیل داده ها با کمک نرم افزار SPSS و با روش آنالیز واریانس یک طرفه (One-way ANOVA) انجام گرفت. به منظور مقایسه میانگین بین تیمارهای مختلف از آزمون چند دامنه ای دانکن (Duncan) در سطح معناداری ۵ درصد ($P < 0.05$) استفاده شد. از نرم افزارهای Excel برای ترسیم نمودارها استفاده شد. کلیه مقادیر به صورت میانگین به همراه خطای استاندارد از میانگین ($\text{mean} \pm \text{SEM}$) ارائه شدند.

نتایج

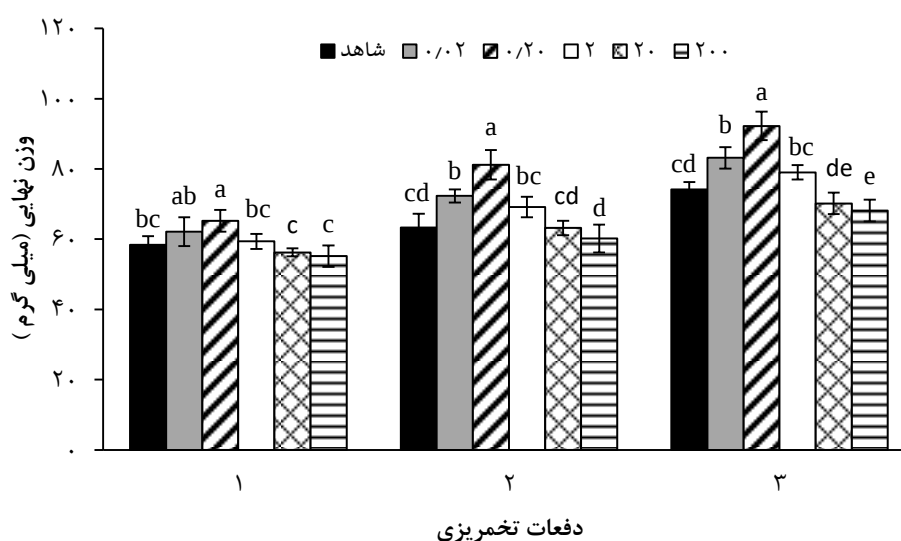
وضعیت شاخصه های رشد میگوی ردچری مواجهه شده با سطوح مختلف از غلظت های EE_2 در طی دوره پرورش ۱۲۰ روزه نشان داد که بیشترین وزن نهایی بدن (۹۲/۲۷ میلی گرم)، درصد افزایش وزن بدن (۱۲۸/۱ درصد)، طول نهایی بدن (۱۸/۴ میلی متر) و درصد افزایش طول بدن (۶۷/۶ درصد) در میگوهای مواجهه شده با غلظت ۰/۲ میکروگرم بر لیتر و کمترین مقادیر شاخصه های مذکور در میگوهای مواجهه شده با غلظت ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر به دست آمد. مقادیر فاکتور وضعیت اختلاف معناداری بین تیمارها نشان نداد ($P > 0.05$)؛ با این حال بیشترین و کمترین مقادیر آن به ترتیب در گروه شاهد (۱/۶۹) و تیمار مواجهه ۰/۲ میکروگرم بر لیتر (۱/۴۸) به ثبت رسید. همچنین، میگوهای گروه شاهد بیشترین میزان بازماندگی (۷۹/۶ درصد) همراه با اختلافات معنادار با سایر تیمارها را نشان دادند ($P < 0.05$) و کمترین بازماندگی (۵۷/۹ درصد) در میگوهای مواجهه شده با غلظت ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر بود که با سایر تیمارها به غیر از تیمارهای ۲ و ۲۰ میکروگرم در لیتر اختلاف معنادار نشان نداد ($P > 0.05$) (جدول ۱).

روند وزن نهایی میگوهای ماده ردچری در هر یک از دفعات تخم ریزی متأثر از غلظت های مختلف EE_2 نشان داد که میانگین وزن نهایی میگوها در تخم ریزی اول آن ها در غلظت ۰/۲ میکروگرم بر لیتر نسبت به سایر تیمارها به طور معناداری افزایش داشت ($P < 0.05$). اختلاف در میانگین وزن نهایی میگوها در تخم ریزی های دوم و سوم در بین تیمارها به مراتب شدیدتر بود به طوری که بیشترین میانگین وزن نهایی در غلظت ۰/۲ میکروگرم بر لیتر و کمترین مقدار در غلظت ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر حاصل شد ($P < 0.05$) (شکل ۱).

جدول ۱. شاخصه‌های رشد میگوی ردچری (*Neocaridina davidi*) مواجه شده با سطوح مختلف از غلظت ۱۷-آلفاتینیل استرادیول (EE_2) در طول دوره پرورش (۱۲۰ روز)

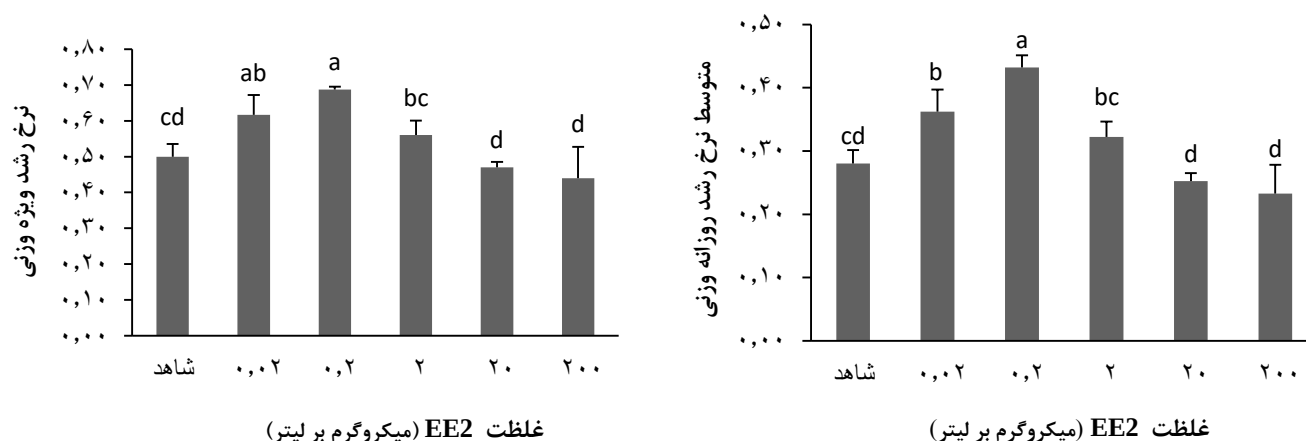
شاخصه	شاهد (صفر)	۰/۰۲	۰/۲	۲	۲۰	۲۰۰
وزن اولیه (میلی گرم)	۴۰/۵±۱/۰۵	۳۹/۷±۱/۳۶	۴۰/۴±۱/۷۶	۴۰/۴±۱/۱۵	۳۹/۹±۱/۸۴	۴۰/۲±۲/۴۴
وزن نهایی (میلی گرم)	۷۴/۱۸±۲/۱۲ ^{cd}	۸۳/۱۶±۳/۰۶ ^b	۹۲/۲۷±۴/۰۴ ^a	۷۹/۰۳±۲/۰۳ ^{bc}	۷۰/۲±۳/۰۷ ^{de}	۶۸/۱۵±۳/۱۱ ^e
افزایش وزن بدن (درصد)	۸۳/۱±۷/۷ ^{cd}	۱۰۹/۹±۱۳/۷ ^{ab}	۱۲۸/۱±۲/۱ ^a	۹۶±۹/۴ ^{bc}	۷۵/۹±۳/۱ ^d	۷۰±۱۷/۵ ^d
طول اولیه (میلی متر)	۱۰/۹±۰/۲۹	۱۰/۸±۰/۱۹	۱۱±۰/۸۳	۱۰/۷±۰/۵۱	۱۰/۹±۰/۷۳	۱۰/۸±۰/۵۸
طول نهایی (میلی متر)	۱۶/۴±۰/۱ ^{cd}	۱۷/۱±۰/۴۴ ^b	۱۸/۴±۰/۴۷ ^a	۱۶/۸±۰/۱ ^{bc}	۱۶/۲±۰/۴۷ ^{cd}	۱۵/۹±۰/۵۴ ^d
افزایش طول بدن (درصد)	۵۰/۳±۴/۱ ^b	۵۹/۵±۶/۸ ^{ab}	۶۷/۶±۸/۹ ^a	۵۶/۷±۷/۴ ^{ab}	۴۸/۸±۷/۳ ^b	۴۷/۱±۳/۴ ^b
فاکتور وضعیت	۱/۶۹±۰/۰۲	۱/۶۵±۰/۰۷	۱/۴۸±۰/۱۸	۱/۶۸±۰/۰۵	۱/۶۷±۰/۰۲	۱/۶۹±۰/۰۱
میزان بازماندگی (درصد)	۷۹/۶±۷/۰۵ ^a	۷۰±۲/۹ ^b	۶۹/۷±۲/۶ ^b	۶۳/۴±۳/۰۲ ^{bc}	۶۱/۳±۳/۱۵ ^c	۵۷/۹±۱/۱۴ ^c

* حروف متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنادار در سطح ۵ درصد بر اساس آزمون دانکن می‌باشند ($P<0/05$).



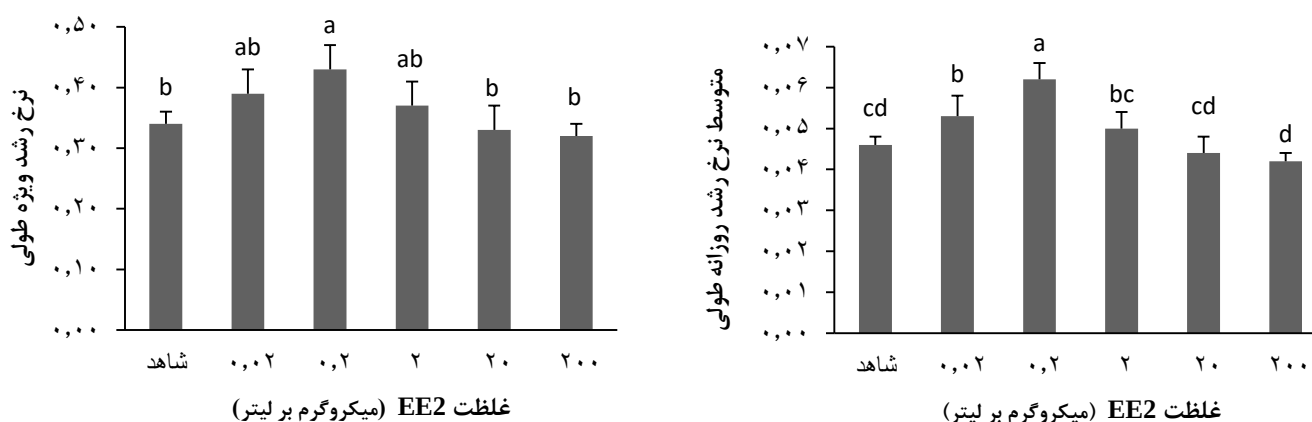
شکل ۱. میانگین وزن نهایی بدن در میگوی ردچری (*Neocaridina davidi*) مواجه شده با سطوح مختلف از ۱۷-آلفاتینیل استرادیول (EE_2) در هر یک از دفعات تخم‌ریزی (سه مرحله متوالی تخم‌ریزی) در طول دوره پرورش (۱۲۰ روز)

نرخ رشد ویژه و متوسط نرخ رشد روزانه وزنی اختلاف معناداری در بین تیمارها داشت ($P<0/05$). بالاترین سرعت رشد ویژه در میگوهای مواجهه شده در غلظت‌های ۰/۰۲ و ۰/۲ میکروگرم بر لیتر در مقایسه با سایر گروه‌ها بود ($P<0/05$) ولی بین غلظت‌های ۲۰ و ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر اختلافات معناداری مشاهده نشد ($P>0/05$). بیشترین سرعت رشد روزانه در میگوهای مواجهه شده با غلظت ۰/۲ میکروگرم بر لیتر همراه با اختلاف معنادار با سایر تیمارها به دست آمد ($P<0/05$) درحالی‌که کمترین مقادیر در سطوح غلظتی ۲۰ و ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر به ثبت رسید (شکل ۲).



شکل ۲. نرخ رشد ویژه و متوسط نرخ رشد روزانه وزنی در میگوی ردچری (*Neocaridina davidi*) مواجه شده با سطوح مختلف از ۱۷-آلفاتینیل-استرادیول (EE2) در طول دوره پرورش (۱۲۰ روز)

مقایسه نرخ رشد ویژه و متوسط نرخ رشد روزانه طولی در میگوهای در معرض قرار گرفته با غلظت‌های مختلف نشان داد که بیشترین میزان این شاخص‌ها در میگوهای مواجهه شده با غلظت ۰/۲ میکروگرم بر لیتر همراه با اختلاف معناداری با سایر تیمارها مشاهده شد ($P < 0.05$). کمترین میزان متوسط نرخ رشد روزانه طولی در میگوهای واقع در غلظت ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر همراه با اختلاف معناداری با میگوهای مواجهه شده با غلظت‌های ۰/۲ و ۰/۲ میکروگرم بر لیتر دیده شد ($P < 0.05$) (شکل ۳).



شکل ۳. نرخ رشد ویژه و میانگین نرخ رشد روزانه طولی در میگوی ردچری (*Neocaridina davidi*) مواجه شده با سطوح مختلف از ۱۷-آلفاتینیل-استرادیول (EE2) در طول دوره پرورش (۱۲۰ روز)

بحث

ترکیب ۱۷-آلفاتینیل-استرادیول (EE2) در طیف وسیعی از محصولات دارویی اعم از قرص‌های ضدبارداری، داروهای جایگزین هورمون برای درمان علائم یائسگی یا پس از یائسگی، اوفورکتومی (برداشتن تخمدان)، وازوموتور (vasomotor)، تومورهای بدخیم سینه و پروستات، سندرم ترنر و سایر بیماری‌ها، مکمل‌های غذایی و دامپزشکی استفاده می‌شود (Daughton and Ternes, 1999; Daigle, 2010; Jackson and Klerks, 2019). امروزه نگرانی‌های شدیدی در زمینه جذب و تجمع این ترکیبات به عنوان یک آلاینده دارویی در بدن موجودات زنده اعم از آبزیان وجود دارد. از این نظر بررسی‌های درازمدت تأثیر

این نوع از ترکیبات دارویی بر آبزبان ازجمله میگوی زینتی ردچری (به عنوان یک سخت پوست آبی مدل) می تواند بیانگر اثرات احتمالی آن بر بسیاری از شاخصه های حیاتی و فیزیولوژیکی آبزبان باشد.

بررسی نتایج مطالعه حاضر نشان از اثرات واضح EE_2 بر شاخصه های رشد و میزان بازماندگی میگوی ردچری دارد. شاخصه های رشدی میگوی ردچری در پایان سه مرحله متوالی از تکثیر نشان داد که EE_2 بسته به میزان غلظت خود دو روند کاملاً متفاوت را بر پارامترهای رشدی میگو ایجاد می کند. غلظت های کم EE_2 در آب ($0.2/0$ ، $0.2/0$ و $2/0$ میکروگرم بر لیتر) اثر تحریک کننده بر شاخصه های رشد میگو داشتند؛ به طوری که کلیه شاخصه های رشد شامل وزن و طول نهایی، درصد افزایش طولی و وزنی بدن، نرخ رشد ویژه (طولی و وزنی) و میانگین نرخ رشد روزانه (طولی و وزنی) بیشتر از گروه کنترل و غلظت های 20 و 200 میکروگرم بر لیتر بود. این در حالی است که روند کاملاً معکوسی روی شاخصه های رشد با افزایش غلظت EE_2 در آب (20 و 200 میکروگرم بر لیتر) دیده شد؛ به طوری که رشد میگوها با افزایش میزان EE_2 علی رغم عدم اختلاف معنادار با گروه شاهد کاهش یافت. وضعیت ایجاد اختلالات رشدی و دلایل احتمالی چنین روندی قبلاً در سایر مطالعات و در آبزبان مواجه شده با EE_2 (به عنوان نوعی از اگزواستروژن ها) نیز ارائه گردید. از این نظر یافته های مطالعه حاضر در بسیاری از موارد با نتایج این محققین علی رغم انتخاب سطوح غلظتی متفاوت، نوع و سن گونه آبی و شرایط متفاوت آزمایشی مطابقت دارد (Fenske et al., 2005; Shved et al., 2007; Chen et al., 2017). به عنوان مثال، Melvin (2016) بیان کرد که ماهیان امپراطور قطب (*Hypseleotris compressa*) در مواجهه کوتاه مدت با محلول های 50 و 100 درصد آب فاضلابی حاوی مقادیر بالای EDCs، روند افزایشی قابل توجهی در وزن بدن نسبت به سایر تیمارها (صفر، $12/5$ و 25 درصد آب فاضلاب) نشان دادند. از طرفی، Lorik و همکاران (2010) عنوان کردند که افزودن 10 میلی گرم در کیلوگرم از ترکیب 11 - کیتوتستوسترون (Ketotestosterone) به جیره غذایی سبب افزایش معنادار در رشد ماهی تیلپیا (*Oreochromis mossambicus*) گردید. در مطابقت با نتایج مطالعه حاضر، Chen و همکاران (2017) پیش تر در گربه ماهی زرد (*Pelteobagrus fulvidraco*) نتایجی مبنی بر بالاتر بودن قابل ملاحظه نرخ رشد ویژه ($0.9/0.82$) و میزان افزایش وزن بدن ($5/28$ – $5/18$ گرم) در ماهیان مواجه شده با غلظت های کم EE_2 ($0.1/0$ و 1 نانوگرم بر لیتر) نسبت به گروه کنترل (به ترتیب $0.57/0$ و $39/3$ گرم) گزارش کردند. در مطالعه حاضر مشاهده شد که کاهش قابل ملاحظه ای در میزان رشد میگوهای واقع در سطوح غلظتی بالای EE_2 (20 و 200 میکروگرم بر لیتر) در مقایسه با سطوح غلظتی پایین تر ایجاد گردید. نتایج به وضوح نشان از روند کاهشی در عملکرد رشد میگوی ردچری با افزایش میزان EE_2 در آب دارند که دلایل احتمالی آن به اثر مهارکنندگی EE_2 در غلظت های بالا بر پارامترهای رشد برمی گردد (Daigle, 2010). چنین اثراتی قبلاً در مطالعات Shved و همکاران (2007) در ماهیان نوجوان تیلپای نیل (*Oreochromis niloticus*) تغذیه شده با غلظت های بالای EE_2 گزارش شد. در مطالعات آن ها افزودن 125 میکروگرم EE_2 در هر گرم غذا به مدت یک ماه سبب اختلالات شدید رشد (طول و وزن) در هر دو جنس نر و ماده گردید؛ به طوری که حتی بعد از 4 ماه پس از خاتمه تیمار استروژنی، وزن و طول نهایی بدن همچنان در نرها به ترتیب 40 و $19/5$ درصد و ماده ها به ترتیب 40 و 15 درصد نسبت به گروه کنترل کاهش داشت که نشان از ماندگاری درازمدت تأثیر این نوع از ترکیبات استروژنی در ماهیان داشت.

ایجاد اختلالات رشدی و دلایل آن از نظر فیزیولوژیکی ممکن است ارتباط واضحی با اختلال در سنتز و میزان ترشح هورمون رشد (Growth hormone; GH) داشته باشد. مطالعه Shved و همکاران (2007) نشان داد که میزان بیان mRNA هورمون رشد در هیپوفیز تیلپای نیل (*O. niloticus*) تیمار شده با EE_2 به شدت کاهش یافت. آن ها نتیجه گرفتند که این کاهش احتمالاً می تواند ناشی از اثرات مستقیم EE_2 بر سلول های ترشح کننده هورمون رشد در هیپوفیز باشد. همچنین این احتمال وجود دارد که EE_2 موجب مهار رهاسازی GH در سطح هیپوتالامیک گردد، همان طور که هورمون استروژن (E_2) بیان سوماتوستاتین (GHIH) (هورمون مهارکننده هورمون رشد) در مغز ماهی گلدفیش (*Carassius auratus*) مواجه شده با E_2 افزایش داد (Canosa et al., 2002). نتایج برخی از مطالعات هم نشان از قابلیت مختل کنندگی استروژن هایی مانند E_2 و EE_2 بر محور هورمون رشد- فاکتور رشد شبه انسولین (GH- IGH-1) در ماهیان دارد (Filby et al., 2007; Shved et al., 2007). به عنوان مثال، یک کاهش 30 درصدی فاکتور رشد شبه انسولین در سرم همراه با یک کاهش شدید در میزان بیان mRNA

این فاکتور در کبد تیلایپای تیمار شده با EE₂ گزارش گردید (Shved et al., 2007). فاکتور رشد شبه‌انسولین (Insulin-like growth factor I; IGH) یک هورمون قوی میتوژنیک بوده که موجب تحریک رشد و تمایز در انواع اندام‌های هدف می‌شود. تولید این هورمون عمدتاً در کبد و متأثر از هورمون رشد صورت می‌گیرد (Shved et al., 2007). اگرچه بررسی چنین شاخص‌هایی در مطالعه حاضر انجام نشده است ولی نتایج مرفولوژیکی حاصل از این مطالعه می‌تواند مقدمه‌ای بر انجام مطالعات دقیق‌تر در آینده و به خصوص در مورد سخت‌پوستان آبی باشد.

از نظر میزان بازماندگی میگوهای ردچری، اثرات EE₂ حتی از سطوح غلظتی پایین به‌واسطه ایجاد تلفات در طول دوره مواجهه در مطالعه حاضر نمایان گردید که می‌تواند نشان از اثرات احتمالی سمیت این ترکیب روی میگوها باشد. بررسی نتایج نشان داد که میزان تلفات میگوها روند افزایشی تدریجی را با افزایش غلظت EE₂ داشتند؛ به‌طوری‌که میگوهای مواجه شده در کلیه سطوح غلظتی EE₂ دارای میزان بازماندگی به‌مراتب کمتری در مقایسه با گروه کنترل بودند. به دلیل عدم وجود مطالعات قبلی در زمینه تأثیر مقادیر EE₂ بر میزان بازماندگی در سخت‌پوستان آبی، مقایسه نتایج مطالعه حاضر با برخی از یافته‌های قبلی انجام شده روی ماهیان نشان از مطابقت با آن مطالعات دارند. به عنوان مثال، مواجهه ۵۰ روزه با EE₂ در سطوح غلظتی ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۵ و ۱ و ۵ میکروگرم بر لیتر منجر به افزایش تلفات به ترتیب ۷، ۱۱، ۱۴، ۵۷ و ۵۸ درصدی در ماهیان نوجوان گربه ماهی (*Clarias gariepinus*) شد (Sridevi et al., 2015). همچنین، Chen و همکاران (۲۰۱۷) بیان کردند که مواجهه مزمن با EE₂ موجب افزایش معنادار در مقدار و فعالیت آلانین آمینوترانسفراز و آسپارات ترانس آمیناز در گربه ماهی زرد (*P. fulvidraco*) گردید. این آنزیم‌ها به عنوان شاخصی برای تشخیص تخریب‌های بافتی (کبد، عضلات و آبشش) بوده و علی‌رغم نقش مهم‌شان در متابولیسم پروتئین‌ها و اسیدهای آمینه معمولاً در زمان آسیب‌های بافتی به درون پلاسما ترشح می‌شوند (Atli et al., 2015).

دلایل احتمالی در افزایش میزان تلفات در میگوهای ردچری مطالعه حاضر با افزایش غلظت EE₂ در طول دوره مواجهه را بایست با بررسی‌های دقیق‌تر مکانیزم‌های تأثیرگذار بر فعالیت‌های ایمنی، شاخصه‌های دفاع آنتی‌اکسیدانی و اندازه‌گیری برخی از آنزیم‌های شاخص در سلامت بافتی بدن میگو مشخص نمود. با این حال نتایج برخی از مطالعات نشان داد که هر یک از عوامل مذکور می‌توانند متأثر از عوامل مختلف از جمله غلظت EE₂، مدت زمان مواجهه، نوع و سن گونه آبی و مراحل مختلف رشد آبی قرار گیرند (Thilagam et al., 2009; Chen et al., 2017). در مطالعه حاضر ردیابی مکانیزم‌های مؤثر بر شاخصه‌های فوق‌الذکر مورد بررسی قرار نگرفته و این موضوعات نیاز به تحقیقات بیشتر در مطالعات آینده به خصوص در مورد گونه‌های مختلف از سخت‌پوستان آبی دارند.

بر اساس نتایج حاصل از مطالعه حاضر می‌توان بیان کرد که سطوح مختلف غلظتی از ۱۷-آلفا‌تینیل‌استرادیول در آب حتی در غلظت‌های کم می‌توانند منجر به بروز اختلال در عملکرد رشد به خصوص در مولدین (ماده) و ایجاد تلفات در میگوی ردچری گردند. با توجه به نقش کلیدی انتقال انرژی در طول زنجیره‌های غذایی از بی‌مهرگان آبی به لارو ماهیان در اکوسیستم‌های آبی و با توجه به عوارض شدید ناشی از این آلاینده دارویی در این سخت‌پوست مدل می‌توان عنوان کرد که وجود ۱۷-آلفا‌تینیل‌استرادیول در منابع آبی می‌تواند یک زنگ خطر بالقوه برای پایداری جمعیت گونه‌های موجود در یک اکوسیستم آبی محسوب گردد.

منابع

- Atli, G., Ariyurek, S.Y., Kanak, E.G., Canli, M. 2015. Alterations in the serum biomarkers belonging to different metabolic systems of fish (*Oreochromis niloticus*) after Cd and Pb exposures. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 40: 508-515.
- Campbell, C.G., Borglin, S.E., Green, F.B., Grayson, A., Wozel, E., Stringfellow, W. 2006. Biologically directed environmental monitoring, fate, and transport of estrogenic endocrine disrupting compounds in water: a review. *Chemosphere*. 65: 1265-1280.

- Canosa, L.F., Lin, X., Peter, R.E. 2002. Regulation of expression of somatostatin genes by sex steroid hormones in goldfish forebrain. *Neuroendocrinology*. 76: 8-17.
- Carnevali, O., Santangeli, S., Forner-Piquer, I., Basili, D., Maradonna, F. 2018. Endocrine- disrupting chemicals in aquatic environment: what are the risks for fish gametes? *Fish Physiology and Biochemistry*. 44(6): 1561-1576.
- Chen, Y., Li, M., Yuan, L., Xie, Y., Li, B., Xu, W., Meng, F., Wang, R. 2017. Growth, blood health, antioxidant status and immune response in juvenile yellow catfish *Pelteobagrus fulvidraco* exposed to α -ethinylestradiol (EE₂). *Fish and Shellfish Immunology*. 69: 1-5.
- Daigle, J.K. 2010. Acute responses of freshwater and marine species ethinyl estradiol and fluoxetine. Master Thesis. Agricultural and Mechanical College. Louisiana State University. 137p.
- Daughton, C., Ternes, T. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives*. 107(6): 907-938.
- Diamanti-Kandarakis, E., Bourguignon, J.P., Giudice, L.C., Hauser, R., Prins, G.S., Soto, A.M., Zoeller, R.T., Gore, A.C. 2009. Endocrine disrupting chemicals: an endocrine society scientific statement. *Endocrine Reviews*. 30: 293-342.
- Fenske, M., Maack, G., Schafers, C., Segner, H. 2005. An environmentally relevant concentration of estrogen induces arrest of male gonad development in zebrafish, *Danio rerio*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24: 1088-1098.
- Filby, A.L., Thorpe, K.L., Maack, G., Tyler, C.R. 2007. Gene expression profiles revealing the mechanisms of anti-androgen and estrogen-induced feminization in fish. *Aquatic Toxicology*. 81: 219-231.
- Huang, Y., Wang, X.L., Zhang, J.W., Wu, K.S. 2014. Impact of endocrine disrupting chemicals on reproductive function in zebrafish (*Danio rerio*). *Reproduction in Domestic Animals*. 50(1): 1-6.
- Johnson, A.C., Jürgens, M.D., Williams, R.J., Kümmerer, K., Kortenkamp, A., Sumpter, J.P. 2008. Do cytotoxic chemotherapy drugs discharged into rivers pose a risk to the environment and human health? An overview and UK case study. *Journal of Hydrology*. 348: 167-175.
- Jackson, L.M., Klerks, P.L. 2019. Impact of long-term exposure to 17 α -ethinylestradiol in the live-bearing fish *Heterandria formosa*. *Environmental Contamination and Toxicology*. 77: 51-61.
- Johnson, A.C., Williams, R.J. 2004. A model to estimate influent and effluent concentrations of estradiol, estrone, and ethinylestradiol at sewage treatment works. *Environmental Science and Technology*. 38: 3649-3658.
- Kenny, N.J., Sin, Y.W., Shen, X., Zhe, Q., Wang, W., Chan, T.F., Tobe, S.S., Shimeld, S.M., Chu, K.H., Hui, J.H. 2014. Genomic sequence and experimental tractability of a new decapod shrimp model, *Neocaridina denticulate*. *Marine Drugs*. 12: 1419-1437.
- Klotz, W., Rintelen, T. 2014. To "bee" or not to be on some ornamental shrimp from Guangdong Province, Southern China and Hong Kong SAR, with descriptions of three new species. *Zootaxa*. 3889(2): 151-184.
- Kostich, M., Flick, R., Martinson, J. 2013. Comparing predicted estrogen concentrations with measurements in US waters. *Environmental Pollution*. 178: 271-277.
- Kumlu, M., Eroldogan, O., Aktas, M. 2000. Effects of temperature and salinity on larval growth, survival and development of *Penaeus semisulcatus*. *Aquaculture*. 188: 167-173.
- Lai, K.M., Scrimshaw, M.D., Lester, J.N. 2002. Prediction of the bioaccumulation factors and body burden of natural and synthetic estrogens in aquatic organisms in the river systems. *Science of the Total Environment*. 289: 159-168.
- Lorik, D., Bradley, F.K., Chhorn, L., Darrent, L., Tetsuya, H., Gordon, G.E. 2010. Effects of 11-ketotestosterone and fishmeal in the feed on growth of juvenile tilapia (*Oreochromis mossambicus*). *Aquaculture*. 305: 143-149.
- Lu, G., Yan, Z., Wang, Y., Chen, W. 2011. Assessment of estrogenic contamination and biological effects in Lake Taihu. *Ecotoxicology*. 20: 974-981.
- Mao, L., Chengjun, S., Hong, Z., Yongxin, L., Desheng, W. 2004. Determination of environmental estrogens in human urine by high performance liquid chromatography after fluorescent derivatization with *p*-nitrobenzoyl chloride. *Analytical Chimica Acta*. 522: 241-246.

- Melvin, S.D. 2016. Short-term exposure to municipal wastewater influences energy, growth, and swimming performance in juvenile Empire Gudgeons (*Hypseleotris compressa*). *Aquatic Toxicology*. 170: 271-278.
- Nash, J.P., Kime, D.E., Van der Ven, L.T.M., Wester, P.W., Brion, F., Maack, G., Stahlschmidt-Allner, P., Tyler, C.R. 2004. Long-term exposure to environmental concentrations of the pharmaceutical ethinylestradiol causes reproductive failure in fish. *Environmental Health Perspectives*. 112(17): 1725-1733.
- Petrovic, M., Eljarrat, E., Lopez De Alda, M.J., Barcelo, D. 2004. Endocrine disrupting compounds and other emerging contaminants in the environment: a survey on new monitoring strategies and occurrence data. *Analytical Bioanalytical Chemistry*. 378: 549-562.
- Pye, V.I., Patrick, R. 1983. Ground water contamination in the United States. *Science*. 221: 713-718.
- Schäfers, C., Teigeler, M., Wenzel, A., Maack, G., Fenske, M., Segner, H. 2007. Concentration and time-dependent effects of the synthetic estrogen, 17 α -ethinylestradiol on reproductive capabilities of the zebrafish (*Danio rerio*). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues*. 70(9): 768-779.
- Scholz, S., Mayer, I. 2008. Molecular biomarkers of endocrine disruption in small model fish. *Molecular and Cellular Endocrinology*. 293: 57-70.
- Schramm, K.W., Jaser, W., Welzl, G., Pfistera, G., Wohler-Moorhoff, G.F., Hense, B.A. 2008. Impact of 17- α -ethinylestradiol on the plankton in freshwater microcosms- I: Response of zooplankton and abiotic variables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69: 437-452.
- Shih, H.T., Cai, Y. 2007. Two new species of the land-locked freshwater shrimps genus, *Neocaridina kubo* (Decapoda: Caridea: Atyidae) from Taiwan, with notes on speciation on the island. *Zoological Studies*. 46: 694-680.
- Shved, N., Berishvili, G., D'Cotta, H., Baroiller, J.F., Segner, H., Eppler, E., Reinecke, M. 2007. Ethinylestradiol (EE₂) differentially interferes with insulin-like growth factor- I (IGF-I) in liver and extrahepatic sites during development of male and female bony fish. *Endocrinology*. 195: 513-523.
- Sridevi, P., Chaitanya, R.K., Prathibha, Y., Balakrishna, S.L., Dutta-Gupta, A., Senthilkumaran, B. 2015. Early exposure of 17- α -ethinylestradiol and diethylstilbestrol induces morphological changes and alters ovarian steroidogenic pathway enzyme gene expression in catfish, *Clarias gariepinus*. *Environmental Toxicology*. 30(4): 439-451.
- Sung, H.H., Chiu, Y.W., Wang, S.Y., Chen, C.M., Huang, D.J. 2014. Acute toxicity of mixture of acetaminophen and ibuprofen to Green Neon shrimp, *Neocaridina denticulate*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 38: 8-13.
- Thilagam, H., Gopalakrishnan, S., Bo, J., Wang, K.J. 2009. Effect of 17- beta-estradiol on the immunocompetence of Japanese sea bass (*Lateolabrax japonicus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28: 1722-1731.
- Thorpe, K.L., Cummings, R.I., Hutchinson, T.H., Scholze, M., Brighty, G., Sumpter, J.P., Tyler, C.R. 2003. Relative potencies and combination effects of steroidal estrogens in fish. *Environmental Science and Technology*. 37: 1142-1149.
- Van den Bergh, G.F., Adriaens, D., Verslycke, T., Janssen, C.R. 2003. Effects of 17- α -ethinylestradiol on sexual development of the amphipod *Hyaella azteca*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 54: 216-222.
- Wisniewska, M., Szaniawska, A. 2015. Effect of 17- α -ethinylestradiol on the time needed for males and females of *Gammarus tigrinus* (Sexton, 1939) to re-couple. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 4: 419-425.