

رد یابی تغییرات بیان ژن ویتلوژنین در کبد تاسماهی ایرانی نابالغ در مواجهه با ماده شبه استروژنی نونیل فنل

Detection of vitellogenin gene expression changes in liver of juvenile Persian sturgeon (*Acipenser persicus*) exposed with nonylphenol Xenoestrogen compound

شیرین جمشیدی^۱، محمدرضا کلباسی^{۲*}، مجید صادقی زاده^۳، محمدعلی یزدانی ساداتی^۴

۱، ۲، ۳- دانشجوی دکتری، دانشیار و استاد دانشگاه تربیت مدرس

۴- استادیار مرکز بین‌المللی تحقیقات ماهیان خاویاری گیلان، رشت، ایران

Jamshidi SH¹, Kalbassi MR^{*2}, Sadeghizadeh M³, Yazdani Sadati M⁴

1,2,3. PhD Student, Associate Professor and Professor, University of Tarbiat Modares, Iran
4. Assistant Professor of Shahid Dadman International sturgeon fishes institute of Gilan, Rasht, Iran.

* نویسنده مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: kalbassi_m@modares.ac.ir

(تاریخ دریافت: ۹۱/۴/۱۳ - تاریخ پذیرش: ۹۱/۱۱/۸)

چکیده

مطالعه حاضر با استفاده از تکنیک‌های RT-cPCR و همچنین RT-qPCR، اثرات نونیل فنل بر تغییرات بیان ژن ویتلوژنین کبد تاسماهی ایرانی نابالغ را ثابت کرد. برای مطالعه بیان ژن ویتلوژنین و ژن 18s rRNA به عنوان کنترل، کبد تاس ماهیان جوان ایرانی که با ۱۷ بتا استرادیول (۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن در هفته) و نونیل فنل (با غلظت‌های ۱، ۱۰، ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بر وزن بدن در هفته) در ۳ تکرار متوالی هر هفته یکبار تیمار شده بودند، مورد استفاده قرار گرفت. القا بیان ژن ویتلوژنین نسبت به ژن 18s rRNA در تمامی گروه‌هایی که در معرض قرار گرفته بودند؛ معنی‌دار بوده است. بر این اساس، نسبت ژن ویتلوژنین به ژن 18s rRNA در گروهی که ۱۷ بتا استرادیول دریافت کرده بودند؛ $2/48 \pm 9/95$ بوده است. آنالیز آماری نشان داد تمامی گروه‌هایی که با نونیل فنل تیمار شده بودند، روی بیان ژن ویتلوژنین تأثیرات معنی‌دار داشته‌اند. این نتایج اولین گزارش در مورد خطرات تأثیر مواد شبه استروژنی بر روی ماهی خاویاری ایرانی است و کارایی ژن ویتلوژنین به عنوان بیو مارکر زیستی در مواجهه با مواد شبه استروژنی در ماهی مذکور را تأیید نمود.

واژه‌های کلیدی

بیان ژن،
تاسماهی ایرانی،
نونیل فنل،
ویتلوژنین،
18S rRNA

مقدمه

ماهی خاویاری ایرانی جز خانواده ای از ماهیان می باشد که سابقه ثبت فسیل های آنها به دوران ابتدایی ژوراسیک بر می گردد. به خانواده Acipenseridae فسیل زنده هم اطلاق می شود (et al. Billard et al. 2000; Bahmani 2001). تاس ماهی ایرانی در دریای خزر و به ویژه در قسمت شمالی آن یافت می شود، متاسفانه جمعیت های این ماهی امروزه به خاطر عوامل آنتروپولوژیکی چون ساخت سدها، آلودگی آنها و صید بی رویه برای گوشت و تولید خاویار، کاهش یافته است (Asadi et al. 2006a; Asadi et al. 2006b). پس حفظ این گونه ارزشمند ویژه منطقه ای (Endemic) نیازمند درک عوامل تاثیرگذار طبیعی یا انسانی است که با دید دقیق تر به محیط زیست جانور و توسط اندازه گیری های زیست شناسی مولکولی و شیمیایی روی محیط زیست جانور و فیزیولوژی آن قابل ردیابی است. هورمون تولیدمثلی در جنس ماده ۱۷ بتا استرادیول است. استروژن های طبیعی برای رشد و توسعه جنسی جانور ماده و رسیدگی آن ضروری و نقش اساسی در عملکرد حیاتی رسیدگی تخمک دارند (Arukwe and Goksoyr 2000). در انسان در معرض قرار گرفتن با استروژن های محیطی باعث افزایش سرطان های مربوط به اندام های جنسی نظیر سرطان پستان، پروستات، تخمدان، رحم و بیضه شده است (Høyer et al. 1998; Miller and Sharpe 1998). امروزه به استروژن های محیطی (زنو استروژن ها یا شبه استروژن ها) توجه ویژه ای شده است زیرا که می توانند نقش هورمون های استروژنی طبیعی را بازی کنند و روی عملکرد غدد درون ریز در انسان و حیات وحش تاثیر بگذارند. خاصیت چربی دوستی و مقاومت در محیط، این مواد و محصولات حاصل از تخریب آنها باعث شده خیلی از آنها در طبیعت جمع شده و بزرگنمایی زیستی داشته باشند. دامنه وسیعی از مواد شیمیایی ساخت بشر به محیط های آبی آزاد می شوند که شامل حشره کش های ارگانو کلرایدی، بی فیل های پلی کلرینه (PCBs)، سورفکتانت ها، امولسی فایرها و دیگر مواد شیمیایی مثل فیتواستروژن ها و مایکواستروژن ها می باشد (Lindholst 2003; Langston et al. 2005). آلکیل فنل ها بطور وسیعی در بسیاری از صنایع از جمله

سورفکتانت ها و همچنین در صنایع پلاستیک سازی به عنوان آنتی اکسیدان مصرف می شوند. گزارش شده که این مواد از پلاستیک ها به درون غذا در زمان فرآیند غذا و بسته بندی آن آزاد می شوند (Naylor 1992a; Naylor 1992b). نونیل فنل محصول غالب خیلی از این آلکیل فنل هاست که در محیط زیست دریایی یافت می شود. این مونومر در خیلی از محصولات شامل دترجنت ها، پلاستیک ها، امولسی فایرها، حشره کش ها یافت می شوند (et al. Ahel al. 1994a; Ahel et al. 1994b). تحقیقات نشان داده که وجود نونیل فنل به همراه دیگر تخریب کننده های سیستم غدد داخلی در محیط زیست می تواند تولید ویتلوژنین و برخی از پدیده های دیگر را مثل اختلال رشد لوله های اسپرمی (Jobling et al. 1996)، کاهش زنده ماندن اسپرماتوزوآ (Kawana et al. 2003)، گسترش اندام جنسی بینایی نر- ماده (Gray and Metcalf 1997)، کاهش نسبت جنسی نر (et al. 2000) (Lindholst) را منجر شود. مقالات بسیاری از سال های گذشته وجود دارد که فعالیت استروژنی نونیل فنل را توضیح می دهند (Sonnenschein and Soto 1998; Sumpter 1998; Servos 1999). هم ۱۷ بتا استرادیول و هم ترکیبات زنو استروژن ها به گیرنده های استروژنی چسبیده و منجر به تحریک تولید برخی از پروتئین ها از طریق بیان ژن ها و ترجمه آنها میشوند (Arukwe and Goksoyr 2003). یکی از اثرات ترکیبات شبه استروژنی، تخریب سیستم غدد درون ریز و فرآیند توسعه آن می باشد. ویتلوژنین از جمله پروتئین هایی است که توسط تاثیر استروژن های تولید شده از لایه های فولیکولی تخمک بر روی کبد تولید شده و توسط پلازما حمل شده و در تخمک ذخیره سازی می شود. پروتئین زرده نقش تغذیه ای برای تخمک را بازی می کند (Arukwe 2002). القا ساخت این پروتئین و mRNA ژن آن در خارج از فصل تولید مثلی و همچنین در ماهیان جوان و ماهیان نر نشان دهنده نشانگر زیستی برای مواجهه جانور با عوامل شبه استروژنی می باشد. هدف از این مطالعه چگونگی تاثیر یکی از مونومر های مواد تخریب کننده غدد درون ریز در ماهی خاویاری ایرانی و ردیابی اثرات آن می باشد.

مواد و روش‌ها

نمونه برداری

در این تحقیق ۶ تیمار متفاوت به شرح زیر بر روی تاس ماهیان جوان ایرانی یکساله در مرکز تکثیر و پرورش شهید دادمان گیلان، انجام شد: ۱- کنترل منفی اول شامل ماهیان تزریق شده با روغن بادام زمینی (به عنوان ماده ناقل روغنی که می‌بایست خاصیت تغذیه‌ای داشته باشد) به میزان دو میلی‌لیتر بر کیلوگرم وزن ماهی در هفته ۲- کنترل منفی دوم شامل ماهیان بدون هیچگونه تزریق ۳- کنترل مثبت شامل ماهیان تزریق شده با ۵ میلی‌گرم برکیلوگرم هورمون ۱۷ بتا استرادیول ۴- تیمار اصلی اول شامل ماهیان تزریق شده با یک میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن ماهی نونیل فنل (Sigma Aldrich) ۵- تیمار اصلی دوم شامل ماهیان تزریق شده با ده میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن ماهی نونیل فنل ۶- تیمار اصلی سوم شامل ماهیان تزریق شده با صد میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن ماهی نونیل فنل. هر تیمار در تانک‌های مجزای ۵۰۰ لیتری با سه تکرار انجام پذیرفت. مواد مورد استفاده در تیمارهای اصلی در دو میلی‌لیتر روغن بادام زمینی (به ازای کیلوگرم وزن ماهی) محلول و در زمان‌های موردنظر تزریق شد. تزریق‌ها در روز صفر، هفتم، چهاردهم پس از وزن کردن ماهی انجام شده و ۷۲ ساعت پس از تزریق آخر، بافت کبد به منظور آزمایش‌های مولکولی برداشته شده و در نیتروژن مایع ذخیره‌سازی شد.

استخراج RNA و ساخت cDNA

استخراج RNA کل از حدود صد میلی‌گرم از بافت کبد نمونه‌های تیمار شده توسط کیت استخراج RNA شرکت (Roche, Germany) انجام شد. بافت پس از یخ‌زدایی داخل هاون هموژن شده و بافر لیز کننده کیت روی آن ریخته شد. بقیه مراحل طبق دستورالعمل شرکت سازنده کیت استخراج RNA انجام پذیرفت. کیفیت RNA کل با استفاده از الکتروفورز روی ژل آگارز یک درصد و مشاهده باندهای ۱۸S و ۲۸S مربوط به RNA ریبوزومی انجام پذیرفت. غلظت نمونه‌های RNA با استفاده از سنجش میزان جذب آن در طول موج ۲۶۰ نانومتر سنجیده شد. نسبت جذب در طول موجهای ۲۶۰ و ۲۸۰ نانومتر با استفاده از اسپکتروفوتومتر نانودراپ (NanoDrop, Thermo Scientific, 1000) برای عدم آلودگی با مواد فنلی و پروتئین، تعیین شد. این

کیت حاوی آنزیم DNase بود که برای حذف DNA از محصول استخراج RNA بکار برده شد. ساخت cDNA با استفاده از یک میکرو گرم RNA و با استفاده از آنزیم Reverse transcriptase (Roche, Germany) در حضور آغازگر یونیورسال oligo dt و بر اساس دستورالعمل شرکت سازنده در دمای ۵۵ درجه سانتی‌گراد انجام شد.

طراحی آغازگرهای مناسب ژن ویتلوژنین و شناسایی اولیه این ژن با استفاده از Conventional PCR (cPCR) آغازگرهای مورد استفاده برای ژن ویتلوژنین از مناطق مشابه mRNA بیان شده در ماهی خاویاری سفید (*Acipenser transmontano*) با شماره بانک ژنی (U00455)، ماهی *Acanthogobius flavimanus* با شماره بانک ژنی (AB088473)، ماهی *Pimephales promelas* با شماره بانک ژنی (AF130354)، ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) با شماره بانک ژنی (AF414432)، ماهی گورخری (*Danio reio*) با شماره بانک ژنی (AF406784) با استفاده از برنامه GenRunner طراحی شد و جهت کنترل اختصاصی بودن آغازگرها از برنامه primer-Blast استفاده شد (جدول ۱).

شناسایی اولیه ژن *Vtg* با استفاده از PCR معمولی برای این ژن در دستگاه ترموسایکلر Genius در واکنش‌های ۲۵ ماکرولیتری که شامل ۲/۵ میکرولیتر بافر 10x PCR، 10x dNTPs، ۱۰ میلی‌مولار)، نیم ماکرولیتر از هر کدام از آغازگرها (با غلظت ۲۰ پیکو مول بر ماکرولیتر)، *Taq* DNA پلی‌مراز به مقدار ۰/۱۲۵ میکرولیتر (با غلظت 5 unit/μl)، $MgCl_2$ (۵۰ میلی‌مولار) ۰/۷۵ میکرولیتر، ۰/۵ میکرولیتر از cDNA کامل ساخته شده در مرحله قبل و در نهایت رساندن به حجم ۲۵ ماکرولیتر با آب دیونیزه بود. برنامه حرارتی مورد استفاده برای تکثیر این ژن عبارت از: ۹۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۵ دقیقه، ۳۵ سیکل حرارتی شامل واسرشته سازی در دمای ۹۴ درجه سانتی‌گراد ۳۰ ثانیه، الحاق در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد ۱۵ ثانیه برای ژن ویتلوژنین و گسترش (دمای ۷۲ درجه سانتی‌گراد) ۳۰ ثانیه، گسترش انتهایی در دمای ۷۲ درجه سانتی‌گراد ۵ دقیقه بود. محصولات بدست آمده در واکنش PCR با استفاده از کیت High pure PCR purification کیت شرکت Roche خالص سازی شد تا خالص سازی منجر به حذف آلودگی

جدول ۱- ژن مورد بررسی، آغازگر طراحی شده و اندازه قطعه تکثیر شده

ژن مورد بررسی	اسم آغازگر و توالی آن	اندازه قطعه تکثیر شده
Vtg-Real time PCR	VtgRF:5'-GCACCAGCTCACTCCATTCAA-3' VtgRR:5'-CCTCCAAAACAAGCTTCTGCC-3'	74 bp
18S rRNA (internal control)	18S rRNAF: 5'-CTTTCGAGGCCCTGTAATTG-3' 18S rRNAR: 5'-ACCGCGGCTGCTGGCACCAG-3'	89 bp

الگو به نسبت یک به ده توسط بافر آنزیم ترانسکریپتاز رقیق شد. آغازگر های مستقیم و معکوس هرکدام با غلظت ۰/۲۵ میکرومولار، مخلوط Premix Ex Syber Green به میزان ۱۰ μl، Rox reference dye به میزان ۰/۵ μl و مابقی آب تزریقی. برای هر سری واکنش دو سری کنترل منفی قرار داده شد: ۱- کنترل منفی اول که شامل تمام موارد بالا به غیر از الگو می باشد. ۲- کنترل منفی دوم که شامل RNA استخراج شده بدون طی مرحله cDNA سازی است و این کنترل به منظور ردیابی احتمالی آلودگی به DNA ژنومی می باشد. واکنش در دستگاه ABI Biosystem 7500 انجام شد.

تجزیه و تحلیل آماری

در آنالیز کمی Real-time PCR بر اساس سیکل های آستانه (Ct) از نمونه های مورد آزمایش (تیمارهای در معرض قرار گرفته با نونیل فنل با غلظت های متفاوت، تیمار در معرض قرار گرفته با هورمون استروژن، تیمار بدون تزریق) با نمونه های شاهد (کنترل منفی تزریق شده با ناقل) و با استفاده از فرمول $\Delta\Delta Ct$ ، نسبت ژن هدف به ژن مرجع با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد.

$$R=2^{-\Delta\Delta Ct}$$

جهت محاسبات آماری از برنامه SPSS نسخه ۱۸ استفاده شد. چون داده ها نرمال نبودند از آزمون غیرپارامتریک Kruskal Wallis استفاده شد. در مرحله بعد برای تشخیص اختلاف بین گروه های مورد مطالعه از آزمون Mann-Whitney استفاده شد. نتایج به شکل میانگین \pm خطای معیار میانگین (SEM) نشان داده شده است. نمودارهای مورد لزوم توسط نرم افزار GraphPad prism 5 ترسیم شد.

هایی نظیر آغازگرها، بافرها و dNTPs شود. در انتها محصولات واکنش PCR جهت سنجش صحت عملکرد آغازگرها روی ژل ۱/۵ درصد آگارز برده شد.

کلونینگ ژن ویتلوژنین

به منظور تکثیر محصول خالص سازی شده، از کلونینگ قطعه تکثیر شده در باکتری *E.coli*، از کیت کلونینگ (TA cloning vector, Fermentas) و دستورالعمل شرکت سازنده استفاده شد. مراحل کلونینگ به طور خلاصه شامل اتصال (Ligation) محصول خالص شده ژن ویتلوژنین به وکتور pTZ57R/T، انتقال قطعه متصل شده به وکتور به باکتری مستعد (competent cell) (مرحله Transformation) و تکثیر باکتری حاوی کلون (غریبال گری کلون های آبی و سفید) بروی محیط کشت آگار بود. پس از کشت آگار، یک کشت مجدد مایع به همراه آنتی بیوتیک تهیه و به مدت یک شب در دمای ۳۷ درجه سانتی گراد انکوباسیون شد. سپس با استفاده از کیت استخراج پلاسمید (Intron Biotechnology, Inc) و بر اساس دستورالعمل شرکت سازنده پلاسمید نو ترکیب استخراج شد.

واکنش کمی PCR (RT-qPCR)

برای بررسی میزان بیان ژن های ویتلوژنین و مقایسه آنها از روش کمی Real-time PCR استفاده شد. بدین منظور آغازگرهای طراحی شده بر اساس توالی های ژن های ویتلوژنین موجودات دیگر، مورد استفاده قرار گرفتند. نمونه ها در پلیت های ۹۶ خانه ای آماده سازی شدند. در این واکنش از روش Syber Green استفاده شد. در هر واکنش مواد ذیل اضافه شد: الگو که شامل cDNA حاصل از یک میکروگرم RNA است که با آنزیم Reverse transcriptase تبدیل به cDNA شده است (۱ μl). این

نتایج و بحث

نتایج کیفی و کمی RNA استخراج شده

شکل ۱ نتایج حاصل از استخراج RNA روی بافت کبد در نمونه های تیمار را نشان می دهد. باند های ۲۸S، ۱۸S و ۵S به خوبی در شکل قابل مشاهده است. نسبت شدت جذب RNA استخراج شده در دو طول موج ۲۶۰ و ۲۸۰ نانومتر بین ۲/۰۰-۱/۸ بوده است که نشان دهنده کیفیت قابل قبول برای RNA استخراج شده و عدم آلودگی با مواد فنلی و پروتئینی می باشد. همچنین کمیت RNA استخراج شده با جذب ۲۶۰ نانومتر توسط نانودراپ بین ۱۰۵۰-۳۹۰ نانوگرم بر ماکرولیتر برای کل نمونه ها بدست آمد.

نتایج کلونینگ ژن ویتلوژنین

شکل ۲- الف، ۲- ب نتایج حاصل از واکنش RT-cPCR روی ژن های 18S rRNA و Vtg برای شناسایی این ژن ها و همچنین میزان تاثیرگذاری نونیل فنل در بیان این ژن در ماهی خاویاری ایرانی را نشان می دهد. همانطور که مشاهده می شود قطعات ۸۹ بازی ژن 18S rRNA در شکل ۲- الف به عنوان کنترل داخلی و قطعه ۷۴ بازی ژن ویتلوژنین در شکل ۲- ب تکثیر شده است. قطعه ۷۴ بازی کلون شده در وکتور TA که با آغازگرهای یونیورسال مورد خوانش قرار گرفته بودند (شکل ۴)؛ در بانک ژنی به نام ژن ویتلوژنین تاسماهی ایرانی ثبت شد. شماره باز یابی JX۲۴۴۸۹۲ مربوط به ژن ویتلوژنین تاسماهی ایرانی می باشد.

نتایج بررسی تغییرات بیان ژن Vtg

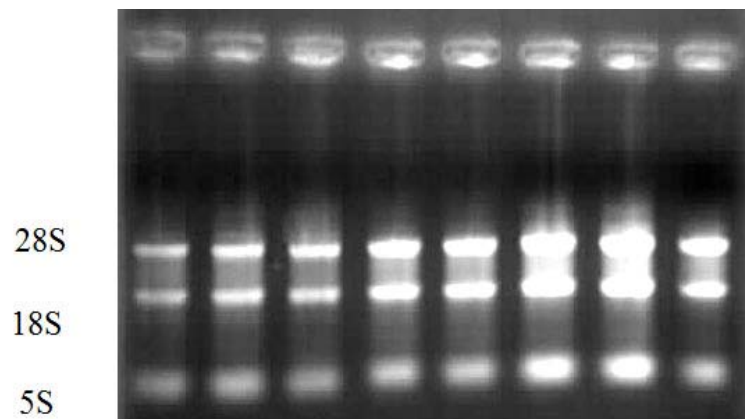
نمودار شکل ۳ نشان دهنده تغییرات سطح بیان نسبت به نمونه های کنترل می باشد؛ همانطور که از نتایج آنالیز آماری برمی آید میزان بیان ژن ویتلوژنین با سطح معنی داری ($P = ۰/۰۰$) در تیمار های ۱۷ بتا استرادیول افزایش نشان داده است. اما سطح بیان این ژن با سطح معنی داری ($P < ۰/۰۵$) در تیمار های ۱، ۱۰، ۱۰۰ نونیل فنل، افزایش نشان داده است.

تغییرات سطح بیان ژن ویتلوژنین به عنوان بیو مارکر زیستی در ماهی خاویاری ایرانی نشان می دهد که میزان بیان در تیمار ۱۷ بتا استرادیول به عنوان کنترل مثبت $9/95 \pm 2/48$ ، تیمار ۱۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم وزن بدن نونیل فنل در هفته؛ $2/85 \pm 0/35$ ، تیمار ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم وزن بدن در هفته نونیل فنل؛ $0/37 \pm 0/03$ تیمار یک میلی گرم بر وزن بدن نونیل فنل در هفته

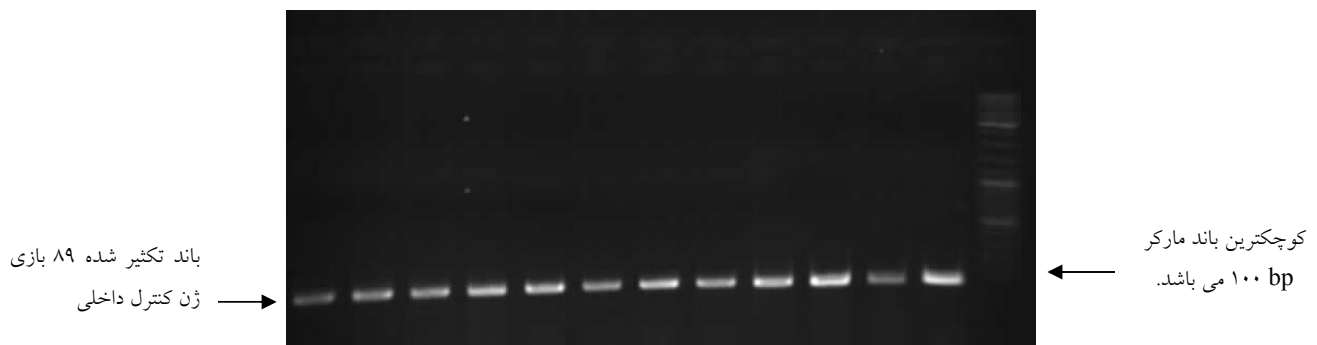
۰/۰۳ ± ۰/۰۷ بوده است (نتایج بر اساس میانگین \pm SEM نشان داده شده است).

تحقیق حاضر اولین مطالعه روی قابلیت تاثیر پذیری تاسماهی ایرانی در مواجهه با عوامل شبه استروژنی می باشد. این مطالعه نشان داد که عوامل مذکور منجر به بروز تغییرات فیزیولوژیک در بدن ماهی می شود که با ردیابی ژن Vtg و تغییرات بیان آن قابل ردیابی است.

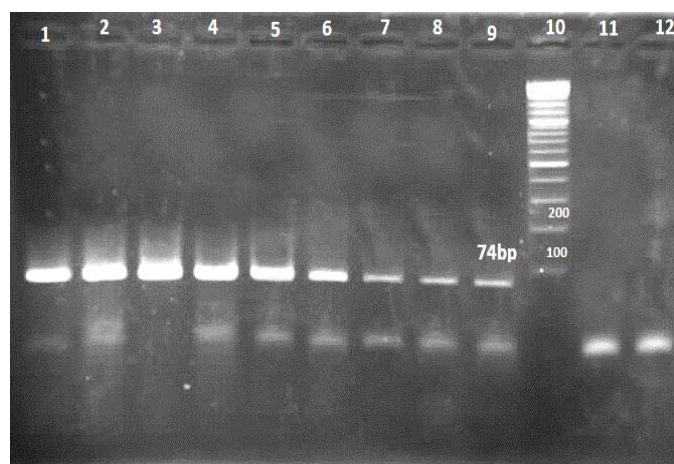
نونیل فنل به عنوان یکی از مونومرهای حاصل از مواد دترجنت، امولسی فایرها، پلاستیک ها است که در بسیاری از صنایع شیمیایی و پلاستیکی و کارخانجات سموم کشاورزی و ضایعات و پساب های خانگی، کشاورزی و صنعتی یافت می شود. گزارشات اخیر حاکی از وجود مقادیر قابل توجهی از ترکیبات مذکور در اکوسیستم های آبی دریای خزر می باشد (et al. 2012 Mortazavi) آنجایی که ماهی خاویاری دریای خزر یکی از ماهیان با ارزش شیلاتی برای پرورش جهت استحصال خاویار و هم حفظ ذخایر این ماهی با اهمیت می باشد و با ذکر این نکته که این ماهی یکی از ماهیان قرار گرفته در قسمت های بالای زنجیره غذایی می باشد لذا توجه به مسئله آلودگی دریا و تاثیر آن روی سیستم تولید مثلی موجودات آبی و حفظ حیات آنها ضروری می باشد. همانطور که پیشتر ذکر شد علاوه بر اهمیت تولید نابهنگام ویتلوژنین در زمان در مواجهه با عوامل شبه استروژنی به عنوان بیومارکر، اثرات زیاد شدن این مواد در مختل کردن رشد لوله های اسپرمی (Jobling et al. 1996)، کاهش زنده ماندن اسپرماتوزوآ (Kawana et al. 2003)، گسترش اندام جنسی بینابینی نر- ماده (Gray and Metcalfe 1997)، کاهش نسبت جنسی نر (Naylor et al. 1992) که در نهایت منجر به کاهش جمعیت های مختلف وانقراض نسل جانور می شود؛ نیز از اهمیت ویژه ای برخوردار است. این مطالعه نشان داد که ترکیبات شبه استروژنی نونیل فنل منجر به القا نابهنگام بیان ژن ویتلوژنین در کبد ماهیان جوان که هنوز وارد سیکل تولید مثلی نشده اند؛ شده است. مطالعه ای در چین روی ماهی خاویاری چینی *Acipenser siensis* با غلظت های متفاوت نونیل فنل نشان داد که این ماهی با تمامی غلظت ها در معرض قرار گرفته تاثیر می پذیرد و منجر به بیان نابهنگام ژن ویتلوژنین در ماهی خاویاری چینی



شکل ۱- RNA استخراج شده از بافت کبد ماهیان در معرض قرار گرفته با نونیل فنل.



شکل ۲- الف- قطعه ۸۹ بازی تکثیر شده ژن ۱۸S rRNA حاصل از RT-cPCR روی بافت کبد تاسماهی ایرانی پس از مواجهه با نونیل فنل (غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم).



شکل ۲- ب- قطعه ۷۴ بازی تکثیر شده ژن ویتلوژنین حاصل از RT-cPCR روی بافت کبد ماهیان خاویاری ایرانی در معرض قرار گرفته با نونیل فنل سه ترتیب از چپ به راست ردیف اول تا چهارم ژن ویتلوژنین تکثیر شده تحت تاثیر غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم وزن بدن نونیل فنل؛ ردیف پنجم تا نهم ژن ویتلوژنین تکثیر شده تحت تاثیر غلظت ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم وزن بدن نونیل فنل؛ ردیف دهم نشانگر مولکولی؛ ردیف یازدهم کنترل منفی شامل تمام مواد Conventional PCR به غیر از الگو؛ ردیف دوازدهم شامل تمام مواد cPCR و به جای cDNA از RNA استخراج شده برای ردیابی آلودگی به DNA استفاده شده است که عدم تکثیر قطعه مورد نظر در کنترل منفی نشان دهنده صحت واکنش زنجیره پلی مرز بوده است.

منابع

- Ahel M, Giger W, Koch M (1994a) Behavior of alkylphenol polyethoxylate surfacants in the aquatic environment. I. Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Research* 28:1131-1142.
- Ahel M, Giger W, Schaffner C (1994b) Behavior of alkylphenol polyethoxylate surfacants in the aquatic environment. II. Occurrence and biotransformation in rivers. *Water Research* 28:1143-1152.
- Arukwe A, Goksoyr A (2003) Eggshell and egg yolk proteins in fish: hepatic proteins for the next generation: oogenetic, population, and evolutionary implications of endocrine disruption. *Comparative Hepatology* [online] 2:4.
- Arukwe A, Kullman SW, Berg K, Goksoyr A, Hinton DE (2002) Molecular cloning of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) eggshell *zona radiata* protein complementary DNA: mRNA expression in 17 β -estradiol- and nonylphenol-treated fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 132: 315-326.
- Asadi F, Masoudifard M, Vajhi A, Lee K, Pourkabar M, Khazraeinia P (2006a) Serum biochemical parameters of *Acipenser persicus*. *Fish Physiology and Biochemistry* 32:43-47.
- Asadi F, Hallajian A, Pourkabar M, Asadian P, Jadidizadeh F (2006b) Serum biochemical parameters of *Huso huso*. *Comparative Clinical Pathology* 15:245-248.
- Bahmani M, Kazemi R, Donskaya P (2001) A comparative study of some hematological features in young reared sturgeons (*Acipenser persicus* and *Huso huso*). *Fish Physiology and Biochemistry* 24:135-140.
- Billard R, Lecointre G (2001) Biology and conservation of sturgeon and paddlefish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10:355-39.
- Christiansen LB, Pedersen KL, Korsgaard B, Bjerregaard P (1998) Estrogenicity of xenobiotics in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using *in vivo* synthesis of vitellogenin as a biomarker. *Marine Environmental Research* 46: 137-140.
- Gray MA, Metcalfe CD (1997) Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to *p*-nonylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:1082-1086.
- Høyer AP, Grandjean P, Jørgensen T, Brock JW, Hartvig HB, (1998) Organochlorine exposure and risk of breast cancer. *Lancet* 352:1816-1820.
- Islinger M, Pawlowski S, Hollert H, Volkl A, Braunbeck T (1999) Measurement of vitellogenin mRNA expression in primary cultures of rainbow trout hepatocytes in non-radioactive dot blot/RNase protein-assay. *Science of the Total Environment* 233:109-122.
- Jobling S, Sheahan D, Osborne JA, Mathiessen P, Sumpter JP (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* pp. 194-202.
- Kawana R, Strussmann CA, Hashimoto S (2003) Effect of *p*-nonylphenol on sperm motility in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Fish Physiology and Biochemistry* 28:213-214.
- Körner O, Kohno S, Schönenberger R, Suter MJF, Knauer K, Guillet Jr, Burkhardt-Holma P (2008). Water temperature and concomitant waterborne ethinylestradiol exposure affects the vitellogenin expression in juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Aquatic Toxicology* 90:188-196.
- Langston WJ, Burt GR, Chesman BS, Vane CH (2005): Partitioning, bioavailability and effects of oestrogens and xeno-estrogens in the aquatic environment. *Journal of Marine Biology Association of United Kingdom* 85: 1-31.
- Larkin P, Knoebl I, Denslow ND (2003) Differential gene expression analysis in fish exposed to endocrine disrupting compounds. *Comparative Biochemistry Physiology* 136:149-161.
- Lindholm C, Pedersen KL, Pedersen SN (2000) Estrogenic response of bisphenol A in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 48: 87-94.
- Miller WR, Sharpe RM (1998) Environmental Estrogens and Human Reproductive Cancers. *Endocrine related Canser* 5: 69-96.
- Mortazavi S, Riyahi Bakhtiari A, Esmaili Sari A, Bahramifar N, Rahbarizade F (2012) Phenolic endocrine disrupting chemicals (EDCs) in Anzali Wetland, Iran: Elevated concentrations of 4-nonylphenol, octylphenol and bisphenol A. *Marine Pollution Bulletin* 64:1067-1073.
- Naylor CG (1992a) Environmental fate of alkylphenol ethoxylates. *Soap /Cosmetics /Chemical Specialties* 27-32.
- Naylor CG, Mieure JP, Adams WJ, Weeks JA, Castaldi FJ, Ogle LD, Romano RR (1992b) Alkylphenol ethoxylates in the environment. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 69:695-703.
- Servos MR (1999) Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Water Quality Research Journal of Canada* 34:123-177.
- Sonnenschein C, Soto AM (1998) An updated review of environmental estrogen and androgen mimics and antagonists. *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology* 65:143-150.
- Sumpter JP (1999) Xenoendocrine disrupters environmental impacts. *Toxicology Letter* 102-103:337-342.
- Zhang Z, Hu J, An W, Jin F, An L, Tao S, Chen J (2005) Induction of vitellogenin mRNA in juvenile Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis* Gray) treated by 17- β estradiol and 4-nonylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:1944-1950.