دوره سیزدهم ـ شماره ۴ ـ زمستان ۱۳۹۶
10.22055/ivj.2017.37522.1622

مطالعه‌ی ساختار بافتی و عملکرد غده‌ی تیروئید در ماهی بیاح (*Liza abu*) در معرض آلودگی خور موسی

ندا کوشا[۱*]، نگین سلامات[۲]، محمدتقی رونق[۳] و عبدالعلی موحدی‌نیا[۴]

تاریخ دریافت: ۹۵/۲/۳ تاریخ پذیرش: ۹۵/۱۰/۲۲

چکیده

در تحقیق حاضر، ۵۰ قطعه ماهی بیاح نر و ماده (میانگین وزنی ۸/۲±۴۵/۵۱ گرم و میانگین طولی ۰/۸۸±۱۶/۲۵ سانتی‌متر) از ۵ ایستگاه در خور موسی شامل: ۱) پتروشیمی ۲) غنام ۳) زنگی ۴) دورق ۵) پاتیل و همچنین ۱۰ قطعه ماهی بیاح نیز از خور سجافی واقع در خور موسی به عنوان ایستگاه شاهد جمع‌آوری شد. بنا بر گزارش‌های موجود، این منطقه با توجه به بالا بودن شاخص‌های اکولوژیک و دور بودن از صنایع، دارای آلودگی کم‌تری نسبت به سایر بخش‌های خور موسی است. پس از خون‌گیری و جدا کردن پلاسمای خون ماهیان، سطح هورمون‌های تری یدوتیرونین (T_3) و تترایدوتیرونین (T_4) به روش الایزا در پلاسمای خون این ماهیان مورد سنجش قرار گرفت. همچنین، نمونه‌هایی از بافت تیروئید ماهیان اخذ شده، در فرمالین ۱۵ درصد تثبیت گردید و بر اساس روش مرسوم بافت‌شناسی مورد مطالعه قرار گرفتند. در پلاسمای ماهیان جمع‌آوری شده از ایستگاه پاتیل به ترتیب کم‌ترین و بیش‌ترین مقدار هورمون‌های T_3 و T_4 مشاهده شد. همچنین تغییرات آسیب‌شناسی بافتی (هیستوپاتولوژیک) مانند افزایش مرگ سلولی در ماهیان صید شده از خور پتروشیمی مشاهده گردید. تغییرات ساختاری مشاهده شده در ماهی بیاح و میزان این ضایعات با میزان آلودگی ایستگاه، رابطه‌ی نزدیکی داشت. نتایج این تحقیق نشان دهنده‌ی اثرات منفی آلاینده‌های محیطی بر تعادل هورمون‌های تیروئیدی بود.

کلمات کلیدی: محور هیپوفیز- تیروئید، بیاح، تترایدوتیرونین، تری یدوتیرونین

مقدمه

غده‌ی تیروئید در سیر تکاملی موجودات، به خوبی حفظ شده و در تمام جانوران مهره‌دار، توصیف شده است (Brown 2004). زیست آمایی (بیوسنتز) هورمون‌های تیروئیدی، تنظیم مرکزی فعالیت غده‌ی تیروئید و مسیرهای سوخت و سازی هورمون‌های تیروئیدی در ماهیان، خزندگان، پرندگان و پستانداران بسیار مشابه یکدیگر می‌باشد (Blanton and Specker 2007). غده‌ی تیروئید با تولید هورمون‌های تیروکسین (T_4) و تری یدوتیرونین (T_3) در تنظیم سوخت و ساز بدن نقش مهمی دارد، به علاوه در تنظیم واکنش‌های تولیدمثلی و باروری، رشد و نمو جسمی و مغزی و همچنین در فعالیت‌های زمان بلوغ نیز نقش دارد (Mescher and Junqueira 2010). غده‌ی تیروئید متشکل از انبانک‌های متعددی است که توسط دو نوع عمده از یاخته‌های پوششی پوشیده شده است: یاخته‌های انبانکی که تری یدوتیرونین و تیروکسین را ترشح می‌کنند و یاخته‌های پیراانبانکی (پارافولیکولار) یا یاخته‌های های C که کلسی تونین را ترشح می‌کنند (Hedinger et al. 1989).

[۱*] دانش‌آموخته‌ی کارشناسی ارشد بافت شناسی، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
E-mail: neda.kousha@gmail.com (نویسنده‌ی مسئول)
[۲] دانشیار، گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
[۳] استادیار، گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
[۴] دانشیار، گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه مازندران، بابلسر

T_3 از هورمون‌های تیروئیدی فعال زیستی است. به طور معمول ۹۰-۸۰ درصد T_3 توسط مونودیدیناسیون از T_4 در گردش تولید می‌شود. T_3 نقش کلیدی در تنظیم رشد و تکامل موجودات (Lema et al. 2009)، تولیدمثل (Matta et al. 2002)، تنظیم اسمزی (McCormick 2001)، رفتار، تکامل و مهاجرت (Edeline et al. 2005) ایفا می‌کند.

بیش از ۹۹ درصد از T_4 به پروتئین‌های پلاسما به نام تیروگلوبین متصل می‌شوند (Rousset and Mornex 1991). T_4 آزاد وارد یاخته‌های بافت‌های محیطی (مغز، کبد، آبشش، کلیه، قلب و عضلات) می‌شود (Byamungu et al. 1992).

برخی از آلاینده‌های موجود در محیط زیست و بعضی از مواد طبیعی می‌توانند دستگاه درون‌ریز را که در تنظیم فرایندهای حیاتی از جمله توسعه، رشد، سوخت و ساز و تولید مثل دخیل است، تحت تأثیر قرار دهند (Kavlock et al. 1996). این مواد که مواد مختل کننده درون‌ریز (EDC)[1] نامیده می‌شوند با اختلال در مسیر تولید هورمون و تغییر در سوخت و ساز این گونه از هورمون‌ها اثر خود را اعمال می‌کنند (Ishihara et al. 2003). از آن جایی که هورمون‌های محور هیپوفیز-تیروئید نقش مهمی در حفظ وضعیت کار اندام‌شناختی (فیزیولوژیکی) طبیعی بدن مهره‌داران دارند و به صورت مستقیم بر بسیاری از اندام-های بدن تأثیر می‌گذارند، از این رو اختلال در عملکرد این محور می‌تواند بر سایر بخش‌های بدن تأثیر گذاشته و موجب ایجاد مشکلات و اختلالات در آن‌ها شوند (Ucer 2011).

خلیج فارس یکی از آسیب‌پذیرترین پهنه‌های آبی از نظر زیست محیطی است، که به دلیل دارا بودن ذخایر عظیم نفتی و اثرهای سوء ناشی از آن، منطقه‌ی آلوده به شمار می‌رود که این امر می‌تواند پیامدهای زیست محیطی بسیاری را در موجودات زنده و نیز حلقه‌های بالاتر زنجیره‌ی غذایی مانند انسان به همراه داشته باشد (Shirani et al. 2014).

خورها در بین محیط‌های دریایی به طور معمول از پیچیده‌ترین بوم‌سازگان‌های آبی به شمار رفته و به عنوان یکی از غنی‌ترین محیط‌های دریایی محسوب می‌شوند. این نواحی به عنوان یکی از مناطق مهم زیست محیطی، به علت تولید بالای مواد آلی در آن‌ها و مکانی که انواع موجودات آبزی به طور متراکم در آن به سر می‌برند از دیرباز مورد توجه بشر قرار داشته است (Nabavi 2002).

خور موسی در استان خوزستان و در سواحل شمالی خلیج فارس و در جنوب غربی ایران واقع شده است و شاخص‌ترین اکوسیستم ساحلی از نوع پهنه‌های میان جزر و مدی بوده که به دلیل شرایط خاص محیطی در نوع خود در خلیج فارس بسیار با اهمیت است. دهانه‌ی این خور به پهنای ۴۰ کیلومتر و طول ۱۲۰ کیلومتر تا بندر ماهشهر بوده و به سبب وجود جزر و مد با آب دریا ارتباط دارد. برخورداری این منطقه از موقعیت خاص جغرافیایی منجر به ایجاد مجموعه‌ای از تأسیسات و صنایع پتروشیمی مانند مجتمع‌های پتروشیمی رازی و امام خمینی و نیز بنادر حساس و راهبردی مانند بندر ماهشهر و اسکله‌های صادرات نفت شرکت نفت ایران شده است (Hasanati et al. 2011).

ماهی بیاح (*Liza abu*) از ماهیان بومی خلیج فارس در مناطق ساحلی دریا زیست کرده و وارد مصب‌ها و آب-های شیرین می‌شود. از لحاظ رژیم غذایی، این ماهی پوده خوار بوده، به طور معمول از موجودات کوچک موجود در شن و گل و بستر تغذیه می‌کند (Sattari et al. 2003) ماهی بیاح جزء ماهیان بسیار مناسب جهت مصرف غذایی می‌باشد و به صورت تازه، منجمد و شور و خشک مورد استفاده قرار می‌گیرد. به علت مقاوم بودن، ماهی بیاح به عنوان یک ماهی با ارزش پرورشی شناخته شده است.

1- Endocrine Disrupting Chemicals

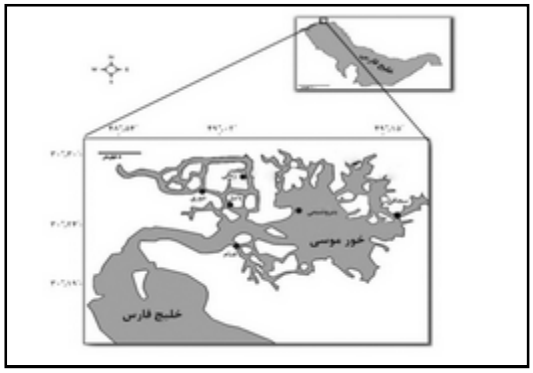
با توجه به اهمیت شناخت اثرات آلاینده‌های محیطی بر اندامگان‌های زنده به ویژه ترکیبات مختل کننده درون-ریز و نیز با توجه به ارزش تجاری و خوراکی زیاد ماهی بیاح، تحقیق حاضر با هدف بررسی تغییرات آسیب‌شناسی بافت (هیستوپاتولوژیک)، غده‌ی تیرویید ماهیان بیاح جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های مختلف خور موسی و نیز تغییرات سطوح هورمون‌های T_3 و T_4 این ماهیان با هدف بررسی تأثیر ترکیبات مختل کننده درون‌ریزی بر این غده صورت گرفت.

مواد و روش کار

نمونه‌برداری در تحقیق حاضر، در آبان ماه ۱۳۹۳ از پنج ایستگاه در خور موسی شامل پتروشیمی، غنام، زنگی، دورق و پاتیل صورت گرفت (شکل ۱). از هر ایستگاه ذکر شده، تعدادی ماهی بیاح (*Liza abu*) توسط تور ماهی‌گیری صید شد و از این میان تعداد ۱۰ قطعه ماهی تقریباً هم اندازه انتخاب شد. همچنین نمونه‌هایی از ماهیان بیاح و شوریده از خور سجافی واقع در خور موسی به عنوان شاهد برای مقایسه با دیگر ایستگاه‌های مورد مطالعه جمع‌آوری شد. بنابر گزارش‌های موجود، این منطقه با توجه به بالا بودن شاخص‌های اکولوژیک و دور بودن از صنایع، دارای آلودگی کم‌تری نسبت به سایر بخش‌های خور موسی است (Abdolahpur Monikh et al. 2012). در هر بار نمونه‌برداری، ماهیان با رعایت موازین اخلاقی و با استفاده از عصاره‌ی گل میخک بیهوش شدند. پس از خون‌گیری و جدا کردن پلاسما، سنجش سطوح هورمون‌های تیروئیدی T_3 و T_4 پلاسما، به روش الایزا (ELISA)، با استفاده از دستگاه الیزاریدر DYNEX DS 2 و کیت‌های تجاری، به صورت تمام خودکار اندازه‌گیری گردید.

با توجه به این که مکان دقیق غده‌ی تیروئید در ماهی بیاح همانند سایر ماهیان استخوانی، مشخص نبوده و این غده به صورت انبانک‌هایی، در سراسر ناحیه‌ی حلقی منتشر شده است، بنابراین برای بررسی بافت تیروئید این ماهی، نیاز به جداسازی بخش حلقی بود. بدین منظور، پس از کنار زدن دو سرپوش آبششی، ناحیه‌ی حلقی ماهی مذکور، به طور کامل جهت مطالعه‌ی بافتی، جداسازی گردید و با ذکر نام و محل ایستگاه و شماره‌ی هر ماهی، درون ظروف پلاستیکی درب‌دار و مجزا و به منظور فیکس کردن بافت‌ها در محلول ثبوت فرمالین ۱۵ درصد قرار داده شدند.

مراحل عمل‌آوری بافت با استفاده از دستگاه هیستوکینت (RX-11B, tissue tek rotary, Japan) تحت برنامه‌ی زمان‌بندی شده در آزمایشگاه تحقیقات بافت-شناسی انجام گرفت. آب‌گیری بافت‌های تثبیت شده در فرمالین ۱۵ درصد در سری‌های افزایشی الکل (۷۰، ۸۰، ۹۰ و ۱۰۰ درصد) انجام و نمونه‌های بافتی پس از شفاف-سازی توسط گزیلول، پارافینه شدند. سپس، از نمونه‌ها مقاطعی با ضخامت ۵ میکرومتر توسط دستگاه ریز بر (میکروتوم) مدل (LEICA- RM2245) تهیه و با استفاده از رنگ هماتوکسیلین و ائوزین رنگ‌آمیزی انجام شد.



شکل ۱: نقشه منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نتایج

مطالعات آماری و مقایسه‌ی بین میزان هورمون‌های تیروئیدی (T_3 و T_4) ماهی بیاح در شکل ۲ نشان داده شده است. نتایج حاصل از سنجش هورمون T_3 پلاسمای ماهی بیاح صید شده از ایستگاه‌های مختلف نشان داد که، میزان این هورمون در ماهی بیاح صید شده از ایستگاه پاتیل و دورق دارای تفاوت معنی‌داری با ایستگاه شاهد

نبودند (P>۰/۰۵ و شکل ۲)، ولی میزان هورمون T_3 در پلاسمای ماهی بیاح صید شده از ایستگاه‌های پاتیل و دورق به طور معنی‌داری از میزان این هورمون در ماهیان صید شده از ایستگاه‌های زنگی، غنام و پتروشیمی بیش‌تر بودند (P<۰/۰۵ و شکل ۲). کاهش معنی‌داری در میزان هورمون T_3 در ماهیان صید شده از ایستگاه‌های زنگی، غنام و پتروشیمی نسبت به ایستگاه شاهد مشاهده شد (P<۰/۰۵).

نتایج سنجش T_4 نشان داد که میزان این هورمون در ماهی بیاح صید شده از ایستگاه پاتیل دارای تفاوت معنی-داری با ماهیان صید شده از ایستگاه شاهد نبود (P>۰/۰۵ و شکل ۲). میزان هورمون T_4 در ماهیان صید شده از ایستگاه‌های دورق، زنگی، غنام و پتروشیمی به طور معنی‌داری بیش‌تر از میزان این هورمون در ماهیان صید شده از ایستگاه شاهد بود (P>۰/۰۵ و شکل ۲). میزان این هورمون در ماهیان صید شده از ایستگاه‌های پاتیل و دورق تفاوت معنی‌داری را نشان نداد (P>۰/۰۵ و شکل ۲). همچنین ماهیان صید شده از ایستگاه زنگی تفاوت معنی‌داری با ماهیان صید شده از ایستگاه غنام نداشتند (P>۰/۰۵ و شکل ۲). تغییرات T_4 برای این ماهی در ایستگاه‌های مختلف یکسان بوده و بیش‌ترین میزان این شاخص مربوط به ماهیان صید شده از ایستگاه پتروشیمی و کم‌ترین میزان این شاخص مربوط به ایستگاه پاتیل بود (شکل ۲).

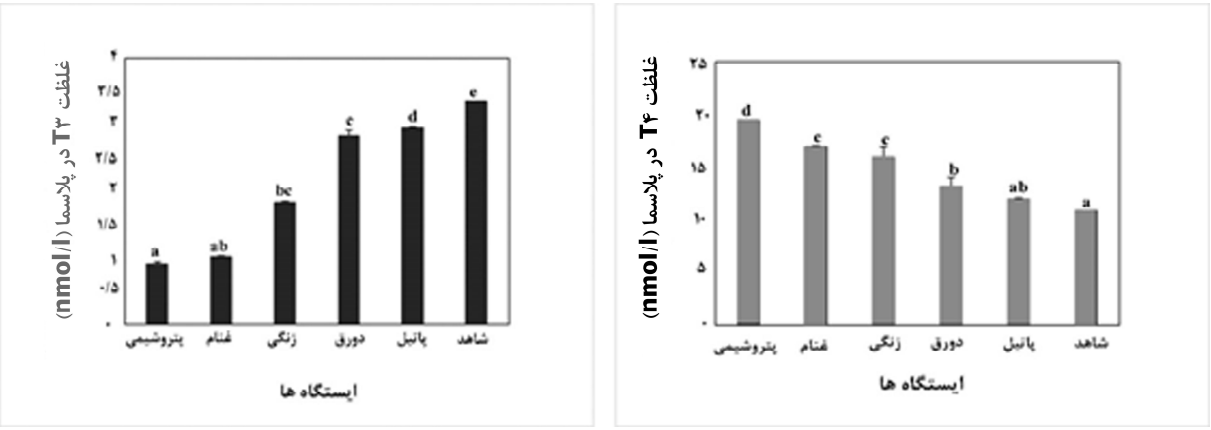
نتایج سنجش هورمون‌های T_3 و T_4 در ایستگاه‌های مختلف به ترتیب زیر بود:

غلظت T_3 در ایستگاه‌های مختلف:

پاتیل>دورق>زنگی>غنام>پتروشیمی

غلظت T_4 در ایستگاه‌های مختلف:

پتروشیمی>غنام>زنگی>دورق>پاتیل



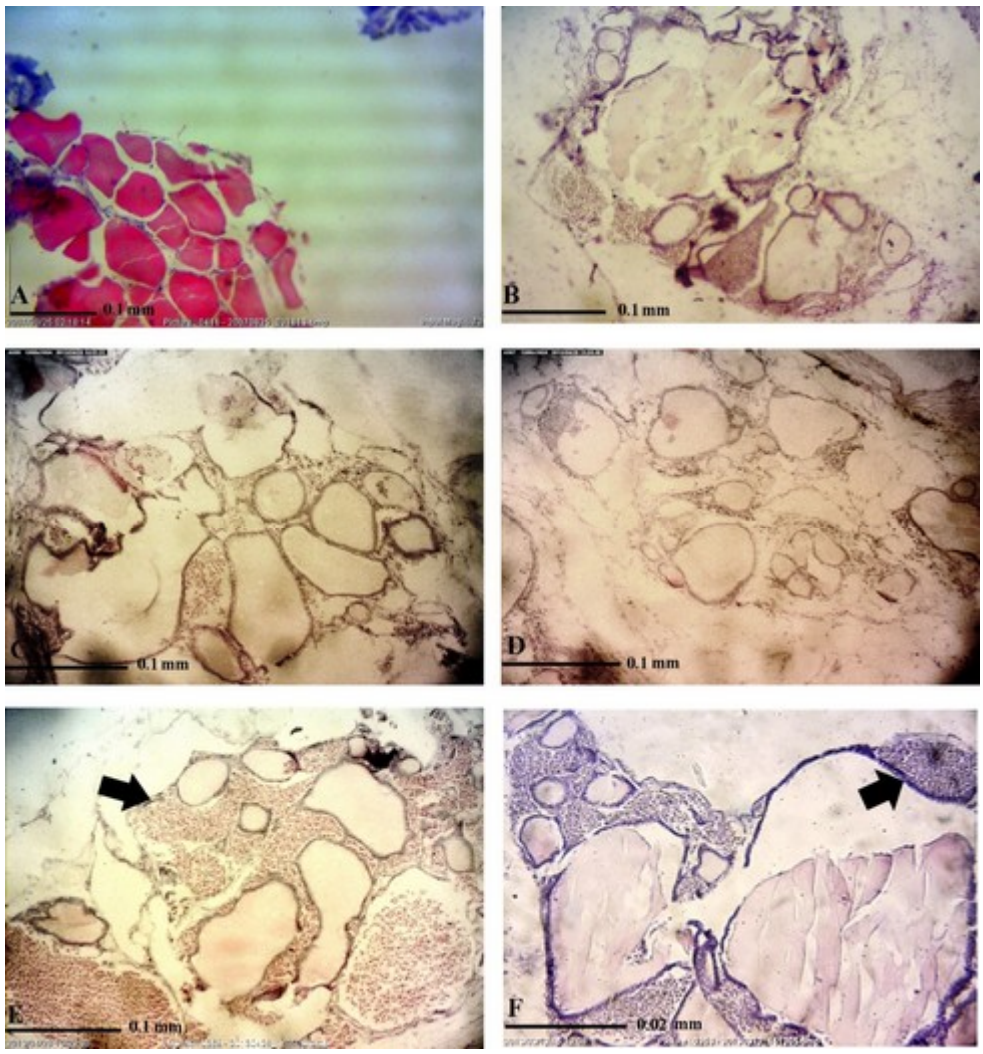
شکل ۲: غلظت T_3 و T_4 در پلاسمای ماهی بیاح صید شده از ایستگاه‌های مختلف. حروف متفاوت نشان دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ در ایستگاه‌های مختلف است.

بررسی بافت‌شناسی غده‌ی تیروئید در نمونه‌های شاهد، نشان داد که انبانک‌های این غده و ماده‌ی کلوئیدی موجود در مجرا انبانک‌ها داخل آن به طور کامل طبیعی است (شکل ۳). در این نمونه‌ها، انبانک‌های کروی شکل با اندازه‌های متفاوت مشاهده شد. در دیواره‌ی این فولیکول‌ها، یاخته‌های انبانکی (تیروسیت) مکعبی تا استوانه‌ای کوتاه وجود داشت. ماده‌ی کلوئید موجود در این انبانک‌ها نیز، صورتی رنگ و یکنواخت بود. همچنین بافت همبند نسبتاً وسیعی، فضای بین انبانک‌های تیروئید را اشغال کرده بود. نتایج حاصل از مطالعه‌ی عوارض آسیب‌شناسی بافت تیروئید ماهی بیاح تحت تأثیر آلودگی-های ایستگاه‌های مختلف خور موسی در تحقیق حاضر بیان‌گر عدم تغییرات بافتی قابل توجه در بافت تیروئید ماهیان صید شده از ایستگاه‌های پاتیل، دورق، زنگی بود.

از بارزترین تغییرات ایجاد شده در بافت تیروئید ماهیان صید شده از ایستگاه‌های غنام و پتروشیمی از بین رفتن یکپارچگی بافتی و افزایش مرگ سلولی بود که شدت این ضایعه در ماهیان صید شده از ایستگاه پتروشیمی بیش‌تر بود (شکل ۳).

با توجه به نتایج تغییرات آسیب‌شناسی بافتی در بافت تیروئید ماهی بیاح، الگوی ضایعات آسیب‌شناسی بافتی مشاهده شده در بافت ذکر شده در ایستگاه‌های مختلف به صورت زیر بود:

پتروشیمی > غنام > زنگی > دورق > پاتیل



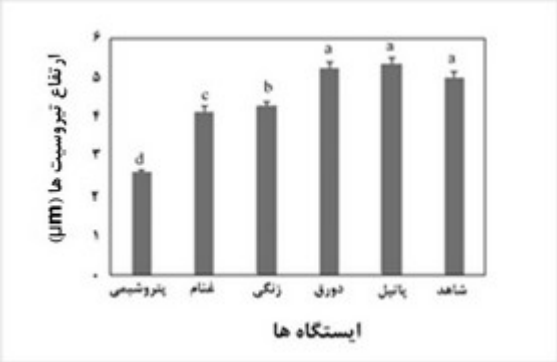
شکل ۳: تصاویر میکروسکوپ نوری ساختار بافتی تیروئید ماهی بیاح A. ایستگاه شاهد؛ B. ایستگاه پاتیل؛ C. ایستگاه دورق D. ایستگاه زنگی E. ایستگاه غنام: خون‌ریزی (پیکان سیاه). F. ایستگاه پتروشیمی: خون‌ریزی (پیکان سیاه)؛ A، B، C، D، E (H&E ×725)، F (H&E × 2900).

نتایج هیستومتریک

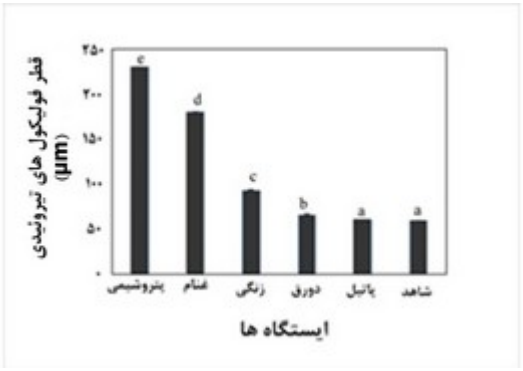
نتایج حاصل از مطالعه‌ی حاضر نشان داد که ارتفاع سلول‌های فولیکولی در ماهیان صید شده از ایستگاه‌های شاهد، پاتیل و دورق تفاوت معنی‌داری نداشتند (P>۰/۰۵ و شکل ۴). سایر ایستگاه‌ها دارای تفاوت معنی‌داری بودند (P<۰/۰۵ و شکل ۴).

محاسبه‌ی اندازه‌ی قطر فولیکول‌های تیروئیدی در ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه‌های شاهد و پاتیل تفاوت

معنی‌داری نداشتند (P>۰/۰۵ و شکل ۵). قطر فولیکول‌ها در سایر ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان نداد (P<۰/۰۵ و شکل ۵).



شکل ۴: تغییرات ارتفاع تیروسیت‌ها (µm) در ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه‌های مختلف. حروف متفاوت نشان دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ در ایستگاه‌های مختلف است.



شکل ۵: تغییرات قطر فولیکول‌های تیروئیدی (µm) در ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه‌های مختلف. حروف متفاوت نشان دهنده‌ی اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ در ایستگاه‌های مختلف است.

بحث

هورمون‌های تیروئیدی در مقایسه با سایر هوررمون‌ها دخالت بیش‌تری در فعالیت‌های زیست‌شناختی دارند (Janz 2000). هورمون‌های تیروئیدی، در بسیاری از مراحل زندگی مهره‌دارن از قبیل اندام‌زایی جنین، کار اندام شناختی تولید مثل، تنظیم سوخت و ساز کربوهیدرات‌ها و لیپیدها (Plisetskaya et al. 1983). دگردیسی (de Jesus and Hirano 1992) تکامل غده‌های شکمی (معدی) (Inui et al. 1995)، تشکیل فلس و باله (Brown 2004)، رشد استخوان و غده (Takagi et al. 1994)، تنظیم گرما در موجودات خون سرد (Lanni et al. 1994)، تحریک گوانین برای تجمع در پوست (Satari et al. 2003) نقش‌های کلیدی ایفا می‌کنند. مواد شیمیایی مختلف موجب تغییراتی در خصوصیات و سطوح هورمون‌های تیروئیدی بسیاری از گونه‌های ماهی می‌شوند (Brown 2004). آلاینده‌های محیطی، ساخت، انتقالات و سوخت و ساز بدن را با اختلال در دستگاه تیروئید مهره‌داران تحت تأثیر قرار می‌دهند (Zoller and Tan 2007). سطح T_3 و T_4 پلاسما، شاخص ارزشمندی از عملکرد تیروئید در نظر گرفته می‌شود (Bruker- Davis 1998). در مطالعه‌ی حاضر، غلظت هورمون‌های تیروئیدی در پلاسما به عنوان شاخصی از فعالیت غده‌ی تیروئید مطالعه شد.

در مطالعه‌ی حاضر با توجه به نتایج، مشخص شد که میزان T_3 در پلاسما ماهیان صید شده از برخی ایستگاه‌های نمونه‌برداری نسبت به ایستگاه شاهد کمتر است در حالی که بیش‌ترین مقدار این هورمون در ایستگاه پاتیل و دورق ثبت شد که بسیار نزدیک به ایستگاه شاهد بود. Dehghan Madiseh و همکاران در سال ۲۰۰۹ با مطالعه‌ای روی رسوبات خور موسی اعلام کردند که غلظت فلزات سنگین در ایستگاه پاتیل و دورق کم بوده و میزان جریان آب ورودی زیاد است و در نتیجه طبیعی بودن میزان هورمون T_3 در ماهیان این ایستگاه منطقی به نظر می‌رسد. از طرفی، بر اساس نتایج حاصل از مطالعه‌ی حاضر، ماهیان صید شده از ایستگاه پتروشیمی دارای کم‌ترین میزان هورمون T_3 در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها و ایستگاه شاهد بودند. تخلیه‌ی پساب‌های پتروشیمی به خور موسی عامل اصلی آلودگی خور موسی به آلاینده‌ها است و محدوده‌ی کارخانجات پتروشیمی مقادیر بالایی از آلودگی را نشان داده است (Dehghan Madiseh et al. 2009, satari et al. 2003). حجم بالای آلاینده‌ها در

ایستگاه پتروشیمی به دلیل آلودگی قابل توجه این ایستگاه به پساب‌های کارخانه‌ی کلرآلکالی و کارخانجات پتروشیمی موجود در اطراف این ایستگاه می‌باشد و وجود این میزان از آلاینده‌ها که بسیاری از آن‌ها نقش مختل کننده‌ی اندوکرینی را دارند کم‌تر بودن سطح T_3 در ماهیان صید شده از این ایستگاه را در مقایسه با نمونه‌های شاهد توجیه می‌کند.

در تمام مهره‌داران از جمله ماهی، بخش عمده‌ای از T_3 از تبدیل T_4 به T_3 توسط ′۵–مونودیدیناز تولید می‌شود (Zoller and Tan 2007). T_3 با بیش‌ترین کارایی به گیرنده‌های هسته‌ای متصل می‌شود. کاهش میزان این هورمون می‌تواند به علت مهار تبدیل T_4 به T_3 توسط ′۵–مونودیدیناز باشد که به واسطه‌ی آلاینده‌های محیطی اتفاق می‌افتد (Eales and Brown 1993). کاهش هورمون T_3 در مطالعه‌ی حاضر را می‌توان به دلیل اختلال در انتقال هورمون تیروکسین به بافت‌های محیطی، اختلال در عملکرد آنزیم‌های دیدیناز کبدی و اختلال در اتصال هورمون به گیرنده‌هایش بیان کرد. به عبارت دیگر افزایش ساخت T_4 بر حسب لزوم، نشانه‌ی افزایش T_3 در ماهی نیست. بنابراین تشخیص تغییرات T_4 ممکن است اثرات مخربی را نشان ندهد، زیرا عملکرد T_3 به همان صورت باقی می‌ماند. این مشابه دستگاه تیروئید پستانداران است که در آن‌ها، تغییرات در سطح T_4 در گردش همیشه نشانه‌ی تغییرات درسطح هورمون فعال T_3 نیست. با این حال، در ماهی ممکن است کم‌تر از یک ارتباط بین تغییرات T_4 سرم و تغییرات T_3 سطح بافت وجود داشته باشد که این امر برای اندازه‌گیری وضعیت تیروئید در ماهی اهمیت دارد (Brown 1997).

Abrahams و Partt در سال 2000، در مطالعه‌ای با قرار دادن ماهی کپور کوچک در معرض غلظت‌های ۱۲/۵، ۲۵ و ۵۰ PCB مشاهده کردند که میزان رشد در معرض ۵۰ PCB به طور قابل توجهی کاهش یافت. اگر چه نمی‌توان پاسخ روشن در مورد ارتباط بین T_3 و نرخ رشد بیان کرد ولی پیشنهاد شده است که PCB و مشتقات آن ممکن است به گیرنده‌های هورمون‌های تیروئید متصل شوند (Fentress et al. 2000). بسیاری از مطالعات مربوط به ارزیابی وضعیت تیروئید ماهی با اندازه‌گیری سطح تری یدوتیرونین و تیروکسین انجام شده است (Creech et al. 1998).

در تحقیق حاضر غلظت T_4 در پلاسمای ماهیان صید شده از برخی از ایستگاه‌های نمونه‌برداری نسبت به ایستگاه شاهد بیشتر بود و بیش‌ترین مقدار آن متعلق به ایستگاه پتروشیمی بود. به نظر می‌رسد که بیش‌تر بودن غلظت T_4 در ماهیان صید شده از ایستگاه‌هایی که بیش‌تر تحت تأثیر منابع آلودگی قرار داشتند به دلیل اختلال در آنزیم مونودیودیناز و در نتیجه تبدیل نشدن T_4 به T_3 می‌باشد (Eales and Brown 2005). بیش‌ترین غلظت هورمون T_4 پس از ماهیان صید شده از ایستگاه پتروشیمی، مربوط به ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه غنام بود. بیش‌تر بودن فلزات سنگین شامل جیوه و روی در این ایستگاه علت نتایج به دست آمده می‌باشد. کم‌ترین میزان این هورمون در ماهیان صید شده از ایستگاه پاتیل به علت کم‌تر بودن میزان فلزات سنگین در این ایستگاه مشاهده شد (Dehghan Madiseh et al. 2009).

Teles و همکاران در سال ۲۰۰۷ نیز در مطالعه‌ای کاهش در میزان هورمون T_3 و افزایش در هورمون T_4 را پس از قرار دادن مار ماهی *Anguilla anguillaa* در محیط‌های آلوده به مواد شیمیایی گزارش کردند. نتایج مطالعه‌ی حاضر با نتایج مطالعات Carletta و همکاران در سال ۲۰۰۲ و Thangavel در سال ۲۰۰۵ که روی تأثیر فلزات سنگین و آفت‌کش‌ها روی ماهی‌ها صورت گرفته است، مطابقت دارد که در تمامی این مطالعات از آلاینده‌ها به عنوان عوامل مختل‌کننده تبدیل T_4 به T_3 به وسیله‌ی ۵–مونودیدیناز نام برده شده است و کاهش در سطح هورمون T_3 را شاخص اختلال تبدیل هورمون T_4 به T_3 بیان کرده‌اند.

Hedayati و Arsham در سال ۲۰۱۲ در بررسی اختلالات اندوکرینی ناشی از کلرید جیوه در ماهی شانک

دریافتند که، میزان هورمون T_3 کاهش و میزان هورمون T_4 افزایش یافت. این محققین جیوه را عامل تغییر غلظت هورمون‌های تیروئیدی دانستند.

Vaboniyan و Movahedinia در سال ۲۰۱۴، در مطالعه‌ای با قرار دادن ماهی شانک زرد باله تحت تأثیر غلظت‌های کشنده‌ی کادمیم، کاهش معنی‌داری در غلظت هورمون T_3 و افزایش معنی‌داری در میزان غلظت T_4 مشاهده نمودند و دلیل آن را اثرات منفی فلز سنگین کادمیم بر تعادل هورمون‌های تیروئیدی از طریق مهار آنزیم ۵-مونودیدیناز و کاهش تبدیل T_3 به T_4 عنوان نمودند. همچنین در مطالعه‌ای توسط Pratima و همکاران در سال ۱۹۹۷ نیز کاهش سطح هورمون T_3 و افزایش غلظت هورمون T_4 پس از قرار دادن ماهی آب شیرین *Clarias batrachus* در معرض کادمیم در شرایط آزمایشگاهی مشاهده شد. Thangavel و همکاران در سال ۲۰۰۵ نیز کاهش میزان T_3 پلاسمای ماهی را پس از قرار گرفتن در معرض آفت‌کش‌ها گزارش نمودند. این محققین گزارش نمودند که آفت کش‌ها از طریق دخالت کورتیزول موجب کاهش سطح T_3 سرم می‌شوند.

Negin Taji و همکاران در سال ۲۰۱۳، در بررسی تأثیر بیسفنولآ (BPA)، بر تعادل هورمون‌های تیروئیدی ماهی شانک زرد باله *Acanthopagrus latus*، نشان دادند که این ترکیب، موجب کاهش معنی‌دار مقادیر T_3 و افزایش سطح هورمون T_4، در پلاسمای ماهیان شانک زردباله تیمار شده در مقایسه با ماهیان کنترل در یک روند وابسته به دوز گردید. زیرا BPA به دلیل شباهت ساختاری با هورمون‌های تیروئیدی قادر به ایجاد اختلال در عملکرد این هورمون‌ها است، بدین صورت که به صورت پادکنشی مانع از رونویسی ژن‌هایی می‌شود که به وسیله‌ی شکل فعال هورمون‌های تیروئیدی (T_3) القا گردد و در مقابل، رونویسی ژن‌هایی که به وسیله‌ی T_3 سرکوب می‌گردند را القا می‌نماید (Moriyama et al. 2002). در شرایط عادی، هماهنگی دقیق بین تولید، آزادسازی و حذف هورمون‌های تیروئیدی وجود دارد و اتصال بسیار قوی این هورمون‌ها به پروتئین‌های متصل شونده همانند یک منبع ذخیره‌ای برای هورمون‌های تیروئیدی در خون و برخی اندام‌ها مانند مغز و کبد عمل می‌کنند. مطالعات متعدد نشان داده است که BPA می‌تواند با هورمون‌های تیروئیدی در اتصال به پروتئین‌های حامل این هورمون‌ها در خون (ترنستیرین و گلوبولین) رقابت کند.

ساختار تیروئید، که شامل انبانک‌هایی با یاخته‌های پوششی مکعبی تا استوانه‌ای ساده و ماده‌ی کلوئید است، ممکن است تحت تأثیر آلاینده‌های مختلف تغییر کند (Hewitt et al. 2002). در تحقیق حاضر، نتایج حاصل از مطالعه‌ی عوارض آسیب‌شناسی بافتی تیروئید ماهی بیاح تحت تأثیر آلودگی ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان دهنده‌ی عوارضی از قبیل خون‌ریزی در این بافت بود. خون‌ریزی ممکن است در نتیجه طیف گسترده‌ای از بیماری‌های باکتریایی، ویروسی و انگلی و یا حتی تغییرات کیفی، سمی و مکانیکی آب ایجاد شود. قرارگیری در معرض مواد شیمیایی و فلزات سنگین موجب تغییرات آسیب‌شناسی بافتی در تیروئید این ماهیان شده و این امر، در نهایت منجر به کاهش تغذیه، فعالیت و رشد آن‌ها می‌شود (Brown 2004). Kakkar و همکاران در سال ۲۰۱۱ خون‌ریزی در بافت را نتیجه اختلال عروق خونی و نشانه‌ای از آسیب فیزیکی شدید حاصل از تأثیر آلاینده‌ها بیان نمودند.

نتایج مطالعه‌ی آسیب‌شناسی بافت تیروئید ماهی بیاح نشان داد که ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه‌های پاتیل، دورق و زنگی تغییرات بافتی قابل توجهی را دارا نبودند و ساختار بافتی تیروئید در این ایستگاه‌ها به طور تقریبی طبیعی بود. Dehghan Madiseh و همکاران در سال ۲۰۰۹ سطح فلزات سنگین ایستگاه‌های دورق و پاتیل را متوسط اعلام کردند. این محققین بیش‌ترین فلزات سنگین ایستگاه دورق را روی (Zn) و جیوه (Hg) و همچنین بیش‌ترین مقدار فلز سنگین ایستگاه پاتیل را جیوه (Hg) گزارش کردند. به دلیل وجود جریان ورودی آب زیاد به این دو ایستگاه، تغییرات در این ایستگاه‌ها کم

و برگشت‌پذیر است. به علت دور بودن این ایستگاه از محل تردد کشتی‌ها و صنایع پتروشیمی، ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه زنگی ضایعات آسیب‌شناختی زیادی را نشان ندادند. Dehghan Madiseh و همکاران در سال ۲۰۰۹ بیش‌ترین عناصر را در این ایستگاه کادمیوم (Cd) و سرب (Pb) گزارش نمودند. Abdolahpur Monikh در سال ۲۰۱۲ گزارش نمود، میزان غلظت آلاینده‌هایی مانند جیوه در رسوبات خور زنگی بسیار کم بوده است. Safahieh و همکاران در سال ۲۰۱۳ هم در بررسی آلاینده‌هایی مانند جیوه‌ی موجود در رسوبات خورهای مختلف به نتایج مشابهی دست یافت و اعلام نمود که غلظت جیوه در رسوبات خور زنگی کم‌تر از سایر خورها است. همچنین Salamat و همکاران در سال ۲۰۱۲ نیز در مطالعه تغییرات آسیب‌شناختی بافت آبشش و کلیه، ناشی از آلودگی ایستگاه‌های مختلف خور موسی، اعلام کردند که کم‌ترین میزان ضایعات بافتی در ماهی بیاح که کفزی و پوده خوار است، مربوط به خورهای زنگی می‌باشد که نشان دهنده‌ی پایین بودن غلظت کلی آلاینده‌ها در رسوبات این خورها می‌باشد.

میزان ضایعات آسیب‌شناختی مشاهده شده در تیروئید ماهیان بیاح صید شده از ایستگاه غنام بیش از ایستگاه‌های دورق، زنگی و پاتیل بود. نتایج مطالعه‌ی Safahieh و همکاران در سال ۲۰۱۴ حاکی از وجود غلظت بالایی از فلزات سنگین نظیر نیکل و آهن در خور غنام که منشا آن پایانه‌های نفتی و تردد کشتی‌های نفتی در این ایستگاه است، می‌باشد. بیش‌ترین شدت ضایعات در تیروئید ماهیان بیاح صید شده از خور پتروشیمی مشاهده شد. Salamat و همکاران در سال ۲۰۱۲ نیز بیش‌ترین شدت ضایعات بافتی در اندام‌های مختلف ماهی بیاح را در این ایستگاه گزارش نمودند. با توجه به گزارش Safahieh و همکاران در سال ۲۰۱۳ مبنی بر وجود بیش‌ترین میزان فلزات سنگین به ویژه جیوه در رسوبات ایستگاه پتروشیمی که ناشی از مجاورت این خور با کارخانه‌ی کلر آلکالی و صنایع عظیم پتروشیمی بندر امام خمینی می‌باشد، مشاهده‌ی بیش‌ترین ضایعات در ماهیان بیاح صید شده از این ایستگاه به دلیل ورود پسماندهای کارخانجات پتروشیمی و کلر آلکالی منطقی می‌باشد.

Zhou و همکاران در سال ۲۰۰۲، با مقایسه‌ی ساختار بافتی تیروئید ماهیان *Fundulus heteroclitus* لنگرگاه کریک (Creek) در امریکا (دارای سطوح بالای هیدروکربن‌های نفتی و فلزات سنگین) نسبت به نمونه‌های مرجع از منطقه‌ی توکرتون (Tukerton)، گزارش نمودند که تیروئید ماهیان لنگرگاه کریک، دارای انبانک‌های غیرطبیعی و بزرگ با اپیتلیوم ضخیم بود. این محققین، گواتر مشاهده شده را با آلاینده‌های محیطی مرتبط دانسته‌اند. آسیب‌های بافت‌شناختی ایجاد شده در مطالعه‌ی حاضر، نظیر خون‌ریزی، دارای ارتباط مستقیم با غلظت آلاینده‌ها و مدت زمان قرارگیری ماهی در معرض آن‌ها است. همچنین ضایعات بافتی در نتیجه‌ی وجود تنش‌های با شدت زیاد ایجاد می‌شوند. عوارض بافتی مشاهده شده در تحقیق حاضر در نتیجه‌ی قرار گرفتن ماهیان در محیط‌های آلوده پیش از این توسط محققین دیگر نیز بیان گردیده بود. Ram و Sathyanesan در سال ۱۹۸۷ با مطالعه‌ی اثر آمونیوم سولفات بر ماهی استخوانی به مدت ۶ ماه، تغییرات بافتی شامل بیش‌پروردگی (هیپرتروفی)، بیش‌رویش (هیپرپلازی)، خون‌ریزی و کاهش محتوای کلوئید را مشاهده کردند. سولفات آمونیوم به عنوان بازدارنده‌ی عملکرد تیروئید به وسیله‌ی عمل مستقیم یا به وسیله‌ی محور هیپوفیز هیپوتالاموس عمل کرده و باعث تغییر در کاراندام‌شناختی ماهی می‌شود.

Cooley و همکاران در سال ۲۰۰۱ با مطالعه‌ی اثرات پلی‌کرینه N–آلکالن در ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان و اثرات این ماده بر بافت تیروئید این ماهی ضایعات بافتی نظیر فعال‌تر شدن تیروئید و افزایش ارتفاع یاخته‌های پوششی را مشاهده کردند.

Morgado و همکاران در سال ۲۰۰۹ نیز با بررسی مواد شیمیایی مختل کننده‌ی درون‌ریزی (EDC) بر ماهی

شانک (*Sparus aurata*) تغییرات آسیب‌شناختی شامل بیش‌رویش (هیپرپلازی)، بیش‌پروردگی (هیپرتروفی) و کاهش میزان کلوئید مشاهده کردند. آنان عنوان نمودند که مواد شیمیایی مختل‌کننده درون‌ریزی می‌تواند قسمت‌های مختلف دستگاه تیروئید را تحت تأثیر قرار دهند. به عنوان مثال می‌توانند به طور مستقیم با ساخت هورمون-های تیروئیدی، سوخت و ساز و انتقال هورمون‌های تیروئیدی تداخل ایجاد کنند.

بر اساس نتایج مطالعه‌ی حاضر، کاهش چشم‌گیر در سطوح T_3 پلاسمای ماهیان بیاح جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های مختلف خور موسی را می‌توان به عنوان شاخص ارزشمند در جهت تعیین سلامت محیطی به کار برد. با توجه به این که هورمون‌های تیروئیدی در فرآیندهای فراگشتی حضور دارند، ایجاد تغییرات در این هورمون‌ها ممکن است وضعیت کاراندام‌شناختی و سوخت و سازی ماهی بیاح را تحت تأثیر قرار دهد. با جمع‌بندی نتایج به دست آمده این گونه نتیجه‌گیری می‌شود که تغییرات ایجاد شده در بافت تیروئید و شاخص‌های هورمونی مطالعه شده در این تحقیق با منابع آلودگی ایستگاه‌های مختلف در ارتباط است.

منابع

Abdolahpur Monikh, F.; Peery, S.; Karami, O.; Hosseini, M.; Abdi Bastami, A. and Ghasemi, A. (2012). Distribution of Metals in the Tissues of Benthic, *Euryglossa orientalis* and *Cynoglossus arel* and Bentho-Pelagic, *Johnius belangerii*, Fish from Three Estuaries, Persian Gulf. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 89: 489-494.

Abrahams, M.V. and Pratt, T.C. (2000). Hormonal manipulations of growth rate and its influence on predator avoidance Foraging tradeoffs. Canadian Journal of Zoology, 78(1): 121-127.

Blanton, M.L. and Specker, J.L. (2007). The Hypothalamic-Pituitary-thyroid (HPT) Axis in Fish and Its Role in Fish Development and Reproduction. Critical Reviews in Toxicology, 37(2): 97-115.

Brown, D.D. (1997). The role of thyroid hormone in zebrafish and axolotl development. Proceedings of the National Academy of Sciences, 94: 13011-13016.

Brown, S.B. (2004). Contamination effected on the teleoset fish thyroid. Environmental Toxicology and Chemistry, 23(5): 1680-1701.

Bruker-Davis, F. (1998). Effects of environmental synthetic chemicals on thyroid function. Thyroid, 8: 827-856.

Byamungu, N.; Mol, K. and Kuhn, E.R. (1992). Evidence for the kidney as an important source of 5'-monodeiodination activity and stimulation by somatostatin in *Oreochromis niloticus* L. General and Comparative Endocrinology, 88: 199-208.

Carletta, M.A.; Weis, P. and Weis, J.S. (2002). Development of thyroid abnormalities in mummichogs, *Fundulus heteroclitus*, from a polluted site. Marine Environmental Research, 54: 601-604.

Cooley, H.M.; Fisk, A.T.; Wiens, S.C.; Tomy, G.T.; Evans, R.E. and Muir, D.C.G. (2001). Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C 10-, C 11-, C 12-and C 14-polychlorinated n-alkanes. Aquatic Toxicology, 54(1), 81-99.

Creech, M.M.; Arnold, E.V.; Boyle, B.; Muzinich, M.C.; Montville, C.; Bohle, D.S. and Atherton, R.W. (1998). Sperm motility enhancement by nitric oxide produced by the oocytes of fathead minnows, *Pimephthales promelas*. Journal of Endocrinology, 19(6): 667-674.

Dehghan Madiseh, S.; Savary, A.; Parham, H. and Sabzalizadeh, S. (2009). Determination of the level of contamination in Khuzestan coastal waters (Northern Persian Gulf) by using an ecological risk index. Environmental Monitoring and Assessment, 159: 521-530.

de Jesus, E.G. and Hirano, T. (1992). Change in whole body concentration of cortisol, thyroid hormones, and sex steroids during early development of the chum salmon,*Oncorhynchus keta*. General and Comparative Endocrinology, 85(1): 55-61.

Eales, J.G. and Brown, S.B. (1993). Measurement and regulation of thyroidal status in teleost fish. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 3: 299-347.

Eales, J.G. and Brown, S.B. (2005). Thyroid hormones. In Biochemistry and Molecular Biology of Fishes. Vol. 6. Environmental Toxicology, Mommsen, T.P. and Moon, Environmental Bulletin, 6: 355-358.

Edeline, E.; Bardonnet, A.; Bolliet, V.; Dufour, S. and Elie, P. (2005). Endocrine control of Anguilla Anguilla glass eel dispersal: effect of thyroid hormones on locomotor activity and rheotactic behavior. Hormones and Behavior, 48. 53-63.

Fentress, J.A.; Brouwer, T.H.; Brouwer, M.; McLachlan, J.A. and Cheek, A.O. (2000). Examination of a potential environmental antiestrogen, American Zoologist, 40(6): 1013-1014.

Hedayati, S.A. and Arsham, A. (2012). Endocrine disruption induced by sub-lethal mercury chloride on hormone indices of seabream. World Journal of Fish and Marine Science, *4*: 125-130.

Hasanati, M.; Savari, A.; merosti, A. (2011). Determine the origin of polycyclic aromatic hydrocarbons with using molecular ratio in musa creek. Journal of Ecology, 59(7): 1-6.

Hedinger, C.; Dillwyn Williams, E. and Sobin, L.H. (1989). The WHO histological classification of thyroid tumors: a commentary on the second edition. Cancer, 63(5), 908-911.

Hewitt, E.A.; Crain, D.A.; Gunderson, M.P. and Guillette, L.J. (2002). Thyroid status in juvenile alligators (*Alligator mississippiensis*) from contaminated and reference sites on Lake Okeechobee, Florida, USA. Chemosphere, 47(10): 1129-1135.

Inui, Y.; Yamano, K. and Miwa, S. (1995). The role of Thyroid hormone in tissue development in metamorphosing flonder. *Aquaculture*, 135(1-3): 87-98.

Ishihara, A.; Sawatsubashi, S. and Yamauchi, K. (2003). Endocrine disrupting chemicals: interference of thyroid hormone binding to transthyretins and to thyroid hormone receptors. Molecular and Cellular Endocrinology, 199: 105-117.

Janz, D.M. (2000). Endocrine system. In: Ostrander, G.K. (Ed.), The Laboratory Fish. Academic Press, SanDiego. Pp: 190-191.

Kakkar, P.H.; Soxeno, R.M.; Rathee, N.S and Josh, M. (2011). Water soluble fraction of diesel fuel induced histopathological alterations in the liver of *Channa punctatus*. Fish and Shellfish Immunology, 18: 14-16.

Kavlock, R.J.; Daston, C.; DeRosa, P.; Fenner-Crisp, L.E.; Gray, S.; Kaattari, G. and Lucier, M. (1996). Luster, M.J. Mac, C. Maczka, R. Miller, J. Moore, R. Rolland, G. Scott, D.M. Sheehan, T. Sinks, and H.A. Tilson. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disrupters: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. Environmental and Health Perspectives, 104 (Supp. 4): 715-740.

Lanni, A.; Moreno, M.C.; Lombardi, A. and Goglia, F. (1994). Specific binding sites for 3:3-diiodo-L-thyronine (3, 3˙ -T2) in rat liver mitochondria. FEBS letters, 351: 237-240.

Lema, S.C.; Dickey, J.T.; Schultz, I.R. and Swanson, P. (2009). Thyroid hormone regulation of mRNAs encoding thyrotropin β-subunit, glycoprotein α-subunit, and thyroid hormone receptors α and β in brain, pituitary gland, liver, and gonads of an adult teleost, *Pimephales promelas.* Journal of Endocrinology,202: 43–54.

Mescher, A.L. and Junqueira, S. (2010). Basic histology text and atlas. 12 th edition. Philadelphia: McGraw Hill; Pp: 360-65.

Matta, S.L.P.; Vilela, D.A.R.; Godinho, H.P. and Franca L.R. (2002). The goitrogen 6-n-propyl- 2-thiouracil (PTU) given during testis development increase sertoli germ cell numbers per cyst in fish: the tilapia (*Oreochromis niloticus*) model, Endocrinology, 143: 970-978.

McCormick, S.D. (2001). Endocrine control of osmoregulation in teleost fish, Integr. Comparative Biology, 41: 781-794.

Morgado, I.; Campinho, M.A.; Costa, R.; Jacinto, R. and Power, D.M. (2009). Disruption of the thyroid system by diethylstilbestrol and ioxynil in the sea bream (*Sparus aurata*). Aquatic Toxicology, *92*(4), 271-280.

Moriyama, K.; Tagami, T.; Akamizu, T.; Usui, T.; Saijo, M.; Kanamoto, N. et al. (2002). Thyroid hormone actionis disrupted by bisphenol A as an antagonist. The Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism, 87: 5185-5190.

Nabavi, S.M.B. (2002). Environmental indicators and approaches to improve crisis in Khoor Moosa. Iran's first national conference on environmental crises and ways of enhancing them. Pp: 297-300.

Negin Taji, A.; Archangi, B.; Movahedinia, A.; Safahieh, A.R. and Eskandari, Gh. (2013). micronucleus use of the hormone as early biomarkers of exposure to contaminants substance Bisphenol A in Yellowfin Seabream (*Acanthopagrus latus*). Journal of Oceanography, 16: 23-32.

Plisetskaya, E.; Woo, N.Y.S. and Murat, J.C. (1983). Thyroid hormones in cyclostomes. Comparative Physiology and Biochemistry, Part A: Physiology, 74: 179-187.

Pratima, G.; Chaurasia, S.S.; Anand, K.; Maiti, P.K.; Gupta, P. and Kar, A. (1997). Influence of cadmium on thyroid hormone concentrations and lipid peroxidation in a fresh water fish, *Clarias batrachus*. Fresenius Environmental Bulletin, 6: 355-358.

Ram, R.N. and Sathyanesan, A.G. (1987). Histopathological changes in liver and thyroid of the teleost fish, *Channa punctatus* (Bloch), in response to ammonium sulfate fertilizer treatment. Ecotoxicology and environmental safety, *13*(2), 185-190.

Rousset, B. and Mornex, R. (1991). The thyroid hormone secretory pathway-current dogmas and alternative hypotheses. Molecular and Cellular Endocrinology, 78: 89-93.

Safahieh, A.; Babadi, S.; Nabavi, M.B.; Ronagh, M.T. and Ghanemi, K. (2013). Assessment of mercury intake through consumption of yellowfin seabream (*Acanthopagrus latus*) from Musa estuary. Journal of Life Science and Technology, 1 (2): 142–146.

Safahieh, A.; Monikh, F.A.; Savari, A.; Doraghi, A. and Ronagh, M.T. (2014). Spatial and seasonal variations of heavy metal concentration in sediment, Musa estuary (Persian Gulf). *Indian* Journal of Geo-Marine Sciences, 43(5): 849-857.

Salamat, N.; Soleimani, Z.; Safahieh, A.; Savari, A. and Ronagh, M. (2012). Using histopathological changes as a biomarker to trace contamination loading of musa creeks (Persian Gulf). Toxicologic Pathology, 41: 913–920.

Satari, M.; Shahsavani, D. and Shafiei, Sh. (2003). Fish Biology 2 (Systematic). Hagh Shenas publication.Tehran, Iran. Pp: 221-224.

Shirani, M.; Mirvaghefi, A.; Farahmand, H. and Abdollahi, M. (2014). Assessing the Effects of Oil Pollution of the Persian Gulf on Activities of 3 Different Enzymatic Biomarkers in Gill of Mudskipper *Periophthalmus waltoni* (Bushehr Coastal Area) (Persian Gulf). Journal of Natural Environment, 67(2): 175-184.

Takagi, Y.; Hirno, T.; Tanabe, H. and Yamada, J. (1994). Stimulation of Skeletal growth3 by thyroid hormone administration in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. Journal of Experimental Zoology, 268(3): 229-238.

Teles, M.; Pacheco, M. and Santos, M.A. (2007). Endocrine and metabolic responses of *Anguilla anguilla* L. caged in a freshwater-wetland (Pateira de Fermentelos- Portugal). Science of the Total Environment, 372: 562-570.

Thangavel, P.; Sumathiral, K.; Karthikeyan, S. and Ramaswamy, M. (2005). Endocrine response of the freshwater teleost, *Sarotherodon mossambicus* (Peters) to dimecron exposure. Chemosphere, 61:1083-92.

Ucer, B. (2011). Analyzing dependence structure of thyroid hormones: a copula approach. Journal of Medical Sciences, 41(4): 725-34.

Vaboniyan, A. and Movahedinia, A. (2014). Effect of concentrations the cadmium on thyroid hormones Yellowfin Seabream (*Acanthopagrus latus*), Journal of Oceanography, 19: 27-34.

Zhou, T.; John Alder, H.B. and Weis, P. (2002). Endocrine disruption : thyroid dysfunction in mummichoge (*Fundulus heteroclitus*) from a polluted habitat. Marine Environmental Research, 50 (1-5): 393-397.

Zoeller, R.T. and Tan, S.W. (2007). Implications of research on assaysto characterize thyroid toxicants. Critical Reviews in Toxicology, 37: 195-210.

Histophysiological study of thyroid gland in *Liza abu* exposed to Musa creek pollution

Koosha, N.[1]; Salamat, N.[2]; Ronagh, M.T.[3] and Muvahedinia, A.A.[4]

Received: 22.04.2016 Accepted: 11.01.2017

Abstract

In the present study, 50 male and female *Liza abu* (45.51 ± 8.2g body weight and 16.25 ± 0.88cm body length) were collected from 5 stations in the Musa creek including: 1) Petrochemical 2) Ghanam 3) Zangi 4) Doragh and 5) Patil stations. 10 *L. abu* were also caught at Sajafi station (located in the Musa creek) as a control site. Bleeding was carried out and the blood plasma was separated. Then, the plasma levels of thyroid hormones (triiodothyronine (T3) and tetraidothyronin (T4)) were measured using ELISA method. Tissue samples were also taken from thyroid and were fixed in the 15% formalin and prepared according routine histological process. The less and highest amounts of T_3 and T_4 hormones respectively were measured in the fish plasma from Patil station. The most histopathological changes (such as hemorrhage) were observed in the fish from Petrochemical station. The results of this study indicated the adverse effects of environmental pollution on the balance of thyroid hormones.

Key words: Pituitary-thyroid axis, *Liza abu*, Triiodothyronine, Tetraidothyronin

1- MSc Graduated of Histology, Faculty of Marine Science, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran
2- Associate Professor, Department of Marine Biology, Faculty of Marine Science, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran
3- Assisstant Professor, Department of Marine Biology, Faculty of Marine Science, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran
4- Associate Professor, Department of Marine Biology, Faculty of Marine Science, University of Mazandaran, Babolsar, Iran
Corresponding Author: Koosha, N., E-mail: neda.kousha@gmail.com