



تنوع و تمایز ژنتیکی ماهی کپور معمولی *Cyprinus carpio* در سواحل جنوبی دریای خزر و رودخانه سد ارس

آمنه امیرجنتی، مهرنوش نوروزی*، محمد هادی سمیعی، محمد بهروز

دانشگاه آزاد اسلامی واحد تنکابن، گروه شیلات و بیولوژی دریا، تنکابن، ایران

نوع مقاله:	چکیده
پژوهشی	
تاریخچه مقاله:	
دریافت: ۹۳/۰۶/۲۴	
اصلاح: ۹۳/۱۱/۲۰	
پذیرش: ۹۳/۱۱/۲۹	
کلمات کلیدی:	
ریزماهواره	
ژنتیک جمعیت	
ماهی کپور	
<i>Cyprinus carpio</i>	

ماهی کپور معمولی، *Cyprinus carpio* یکی از گونه‌های مهم اقتصادی دریای خزر است. هدف از این مطالعه بررسی تنوع و تمایز ژنتیکی ماهی کپور معمولی در مصب گرگانرود، سواحل رامسر، تالاب انزلی و رودخانه سد ارس با استفاده از پرایمرهای ریزماهواره بود. در مجموع ۱۰۰ نمونه ماهی بالغ از مناطق نمونه برداری جمع آوری شد. از هفت جفت پرایمر ریزماهواره، بر روی DNA ژنومی ماهی کپور استفاده گردید که فقط ۵ جفت از آنها (MFW6، MFW7، MFW9، SyP4 و Ca3/4) چند شکلی (پلی مورف) نشان دادند و از آنها برای تعیین تنوع ژنتیکی کپور معمولی استفاده شد. میانگین اللی آنها در جایگاه‌ها ۷/۷ (دامنه Na، ۲ تا ۱۲ ال در جایگاه‌ها) بود. همه مناطق نمونه‌برداری اللهای اختصاصی نشان دادند. میانگین هتروزیگوسیتی قابل انتظار و هتروزیگوسیتی مشاهده شده به ترتیب ۰/۷۹۰ و ۰/۸۶۳ محاسبه شد. در بررسی تعادل هاردی وینبرگ (H-W) بیشتر جایگاه‌ها خارج از تعادل بودند. میانگین ضریب خویشاوندی (F_{IS})، جریان ژنی (Nm) و شاخص تمایز (F_{ST}) بر اساس فراوانی اللی به ترتیب ۰/۱۰۴، -۰/۲/۹ و ۰/۰۹۹ به دست آمد. بر اساس تست AMOVA میزان F_{ST} و R_{ST} بین مناطق معنی‌دار بود. بررسی حاضر، تنوع و تمایز ژنتیکی جمعیت‌های ماهی کپور معمولی در مناطق نمونه برداری را نشان می‌دهد.

مقدمه

ماهی کپور معمولی، *Cyprinus carpio* Linnaeus 1758 از خانواده Cyprinidae است (Kohlmann *et al.*, 2003). این ماهی از گونه‌های اقتصادی دریای خزر است و به عنوان منبع غذایی مهمی برای مردم محسوب می‌گردد. هرچند این گونه به صورت بومی و طبیعی در تمام سواحل دریای خزر وجود دارد و برای تولید مثل وارد مصب رودخانه‌ها می‌شود، اما در سال‌های اخیر به علت صید بی‌رویه و از بین رفتن محل‌های تولید مثل، نسل آن کاهش پیدا کرده، به طوری که جزو گونه‌های نیازمند به حفاظت در منطقه به شمار می‌رود (عبدلی و نادری، ۱۳۸۷). بیشترین فراوانی این گونه در جنوب شرقی دریای خزر (خلیج گرگان و تالاب گمیشان) می‌باشد (عبدلی و نادری، ۱۳۸۷). این ماهی در آب‌های شیرین و لب شور زندگی می‌کند. دمای مناسب جهت رشد این ماهیان ۱۸ تا ۲۵ درجه سانتی‌گراد می‌باشد و از دمای بالای ۱۰ درجه سانتی‌گراد تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد تغذیه می‌نمایند. کپور معمولی همه‌چیزخوار است و از موجودات ریز بستر آب، کرم‌ها، سخت‌پوستان، نوزاد حشرات و حتی فضولات حیوانی و گیاهی، لاشه حیوانات، تخم ماهیان و نوزادان خود مصرف می‌کند (ستاری و همکاران، ۱۳۸۲). این ماهیان در تالاب‌ها و استخرهای پرورشی تا حد زیادی از شیرونومیده و در دریای خزر از نرم‌تنان، سخت‌پوستان، کرم‌ها و مواد

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: mnoroozi@tonekaboniu.ac.ir

پوسیده گیاهی و جانوری تغذیه می‌کنند (عبدلی، ۱۳۸۷). کپور معمولی در سن ۳ تا ۴ سالگی بالغ می‌شود. تولیدمثل آن‌ها در فصل بهار از اردیبهشت ماه شروع و تا اوایل تیرماه ادامه می‌یابد. ماهی کپور معمولی در حوضه جنوبی دریای خزر در تالاب انزلی دوره مهاجرت از اواخر اردیبهشت ماه تا پایان خرداد ماه است و در رودخانه قره‌سو و گرگانرود از فروردین ماه تا پایان اردیبهشت ماه می‌باشد (عبدلی، ۱۳۸۷).

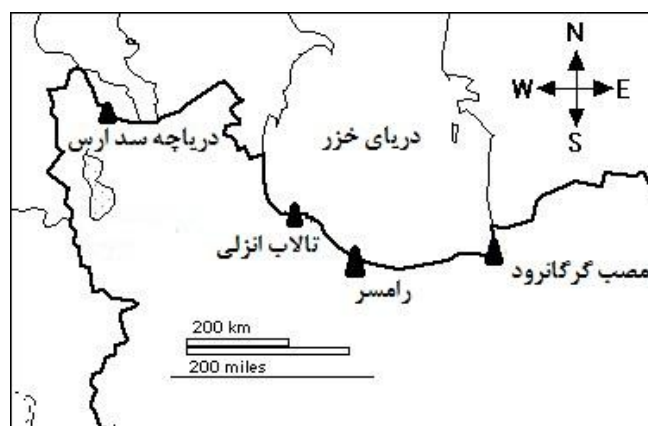
استفاده اصولی و پایدار از ذخایر ارزشمند ماهی کپور معمولی نیازمند شناخت کامل از ذخایر و جمعیت‌های موجود آن می‌باشد. این آگاهی می‌تواند راهگشای برنامه ریزی برای مسئولین مربوطه و کلیه عوامل بهره بردار در جهت کمک به حفظ ذخایر موجود و کاهش فشار صید این ماهی باشد. تنوع ژنتیکی منابع دریایی اهمیتی حیاتی برای حفاظت و مدیریت از آنها داشته، به عنوان اولین نیازمندی برای حفاظت از سازش جمعیت‌ها در مقابل تغییرات شرایط محیطی است (Diz and Presa, 2009). همچنین هر چه دانش ما از جمعیت‌ها و تنوع درون گونه‌ای بیشتر باشد تلاش برای حفاظت از آن گونه موفقیت آمیزتر است. نشانگرهای مولکولی به عنوان ابزاری مناسب برای این منظور هستند که از جمله آنها، نشانگر ریزماهوره می‌باشد که قادر است سطوح بالایی از چندشکلی را نشان دهد (Chistiakov *et al.*, 2005). طبیعت چند الی ریزماهوره‌ها، توارث همباز، و فراوانی بالا موجب شده است که آنها کاربری موفق در رشته‌های مختلف تحقیقی و عملی داشته باشند (Sekar *et al.*, 2009). تاکنون مطالعات زیادی در دنیا با استفاده از روش‌های مولکولی و ریزماهوره بر روی کپور ماهیان انجام شده است. از جمله Lior و همکاران (۲۰۰۳) با استفاده از ریزماهوره‌ها تنوع جمعیت کپور معمولی را بررسی کردند. Mondol و همکاران (۲۰۰۶) با استفاده از ۵ جایگاه ریزماهوره‌ها سویه‌های متفاوت کپور را در بنگلادش بررسی کردند. Thai و همکاران (۲۰۰۷) با استفاده از ۴ جایگاه ریزماهوره تنوع ژنتیکی و جمعیت‌های بومی و غیربومی کپور معمولی در ویتنام را بررسی کردند. Kohlmann و همکاران (۲۰۰۳) تمایز و تغییرپذیری ژنتیکی را بر اساس ۴ جایگاه ریزماهوره در جمعیت‌های اهلی و وحشی کپور معمولی بررسی کردند. در ایران، Yousefian (۲۰۱۱)، با استفاده از ۵ جایگاه ریزماهوره تغییرات ژنتیکی کپور معمولی در جنوب شرقی دریاچه خزر را بررسی کرد. Laloei و Yousefian (۲۰۱۱)، در بررسی تنوع زیستی و ساختارهای جمعیتی کپور معمولی با استفاده از ۵ جایگاه ریزماهوره، به این نتیجه رسیدند که ریزماهوره‌ها ابزار اثربخشی برای شناسایی و تفکیک جمعیت‌های متفاوت کپور معمولی هستند. قلیچ پور و همکاران (۱۳۸۹)، با استفاده از نشانگر ریزماهوره در ارزیابی ساختار جمعیتی این گونه در مناطق قره سو و انزلی، وجود جریان ژنی بالا بین مناطق مورد بررسی را گزارش کردند و علت آن را ناشی از مهاجرت طبیعی ماهی و همچنین روش رهاسازی لاروهای حاصل از تکثیر مصنوعی بیان کردند.

ماهی کپور معمولی به صورت بومی و طبیعی در تمام سواحل دریای خزر و دریاچه سد ارس وجود دارد و سالانه میلیونها قطعه بچه ماهی گرمابی از جمله ماهی کپور معمولی در سد ارس رهاسازی می‌شود. از آنجاییکه تکثیر مصنوعی این گونه و رهاسازی آن بدون توجه به محل صید مولدین در نقاط مختلف دریای خزر و رودخانه سد ارس سالهاست که انجام می‌گیرد، بررسی تمایز و تنوع ژنتیکی ماهی کپور معمولی بین این مناطق ضروری است. مطالعه حاضر بر روی ماهی کپور معمولی با استفاده از جایگاه‌های ریزماهوره برای مطالعه ساختار جمعیت‌های این ماهی در حوضه جنوبی دریای خزر در مصب گرگانرود، سواحل رامسر، تالاب انزلی و رودخانه سد ارس انجام گردید تا تشکیل جمعیت‌های احتمالی ماهی کپور معمولی، تمایز و تنوع ژنتیکی آن در این مناطق مشخص گردد.

مواد و روش‌ها

در مجموع از ۱۰۰ نمونه ماهی کپور بالغ از مصب گرگانرود (37° 47', 36° 34' N, 54° 02', 56° 16' E) ۲۰ نمونه، سواحل رامسر (36° 54' 1.08" N, 50° 40' 57" E) ۲۰ نمونه، تالاب انزلی (37° 28' 16" N, 49° 27' 44" E) ۳۰ نمونه و رودخانه سد ارس (48° 27' N, 40° 1' E) ۳۰ نمونه، از قسمت باله‌ی دمی نمونه‌گیری انجام گرفت (شکل ۱). سپس نمونه‌ها در الکل ۹۶٪ تثبیت گردید و در نهایت به آزمایشگاه ژنتیک انتقال یافت و در فریزر -۸۰ درجه سانتی‌گراد، تا شروع مرحله‌ی استخراج نگهداری شدند. استخراج DNA از بافت باله‌ی دمی ماهی کپور معمولی با استفاده از کیت از شرکت Roach آلمان و طبق

دستورالعمل شرکت سازنده انجام گردید. به منظور بررسی کمی و کیفی DNA استخراج شده از روش های اسپکتروفتومتری و الکتروفورز ژل آگارز ۱٪ استفاده گردید.



شکل ۱. نمایی از مناطق نمونه برداری از ماهی کپور معمولی که در آن مصب گرگانرود، رامسر تالاب انزلی و دریاچه سد ارس نشان داده شده است

واکنش زنجیره‌ای پلیمرز با ۷ جفت پرایمر ریزماهواره طراحی شده برای ماهی کپور MFW9, MFW7, MFW6 (Thai *et al.*, 2007) Ca3/4, (Dimsoski *et al.*, 2000) SyP4, (Crooijmans *et al.*, 1997) Loc5, Z9/10 و (Turner *et al.*, 2004) انجام گردید (جدول ۱). واکنش PCR توسط دستگاه ترموسایکلر ساخت شرکت BIO-RAD با استفاده از ۲/۵ میکرولیتر بافر PCR، ۰/۵ میلی مولار dNTP، ۱ میکرولیتر پرایمر، ۱ MgCl₂ (۵۰Mm) واحد آنزیم Taq DNA Polymerase و ۲-۳ میکرومولار DNA هدف و با آب مقطر تا رسیدن به حجم ۲۵ میکرولیتر انجام شد. شرایط چرخه دمایی و مشخصات داده شده به دستگاه ترموسایکلر برای واکنش زنجیره ای پلی مرز به ترتیب مرحله جداسازی ۹۵ - ۹۴ درجه سانتیگراد از ۳۰-۴۵ ثانیه، مرحله اتصال پرایمرها به هدف از ۵۸ تا ۶۲ درجه سانتیگراد به مدت ۳۰-۴۰ ثانیه و ۳۵ چرخه، مرحله بسط پرایمر ۷۲ درجه سانتیگراد، ۴۰ ثانیه تا یک دقیقه بهینه سازی گردید. محصول PCR بر روی ژل پلی اکریل آمید ۸ درصد (دیونیزه) الکتروفورز شد و رنگ آمیزی ژل با نیترات نقره انجام گرفت (Bassam *et al.*, 1991). در انتها تصویر ژل ها تهیه گردید و تصاویر با استفاده از نرم افزار uvitec بررسی شدند (<http://www.labtech-equipment.com/UV/UV.html>).

جدول ۱. نام جایگاه، توالی پرایمر، دمای الصاق (درجه سانتیگراد)، تعداد چرخه (ثانیه)، اندازه الی (جفت باز) و منبع هر یک از پرایمرها

جایگاه	توالی پرایمرها	چرخه/دما	اندازه الی	منبع
MFW6	F-ACCTGATCAATCCCTGGCTC R-GTTTGGGACTTTTAAATCACGTTG	۳۵/۶۲	۱۲۸-۲۰۴	Thai <i>et al.</i> 2007
MFW7	F-TACTTTGCTCAGGACGGATGC R-GTTTATCACCTGCACATCGCCACTC	۳۵/۶۲	۱۵۳-۲۴۶	
MFW9	F-GATCTGCAAGCATATCTGTCTG R-GTTTATCTGAACCTGCAGCTCCTC	۳۵/۶۰	۹۶-۱۵۰	
SyP4	F-CACACCGGGCTACTGCAGAG R-GTGCAGTGCAGGCAGTTTGC	۳۰/۵۸	۲۷۶-۳۱۲	Crooijmans <i>et al.</i> 1997
Ca3/4	F-GGACAGTGAGGGACGCAGAC R-TCYAGCCCCAAATTTTACGG	۳۰/۶۰	۲۵۰-۳۵۴	Dimsoski <i>et al.</i> 2000
Z9/10	F-CGTCTGACAGCCTGCATG R-CTCGGCGCAGTAGGGAAC	-	بدون باند	Turner <i>et al.</i> , 2004
Loc5	F-TTACACAGCCAAGACTATGT R-CAAGTGATTTTGGCTTACTGC	-	بدون باند	

آنالیز آماری شامل، فراوانی اللی، تعداد اللی (N_A) و تعداد اللهای موثر (N_e) در جایگاههای ریزماهوره، اللهای اختصاصی، هتروزیگوسیتی مورد انتظار (H_e) و مشاهده شده (H_o)، مقادیر ضریب خویشاوندی (F_{IS})، ضریب آمیزش خویشاوندی درون افراد نسبت به کل (F_{IT})، شاخص تمایز (F_{ST} و R_{ST})، جریان ژنی (Nm^A) ماتریس شباهت و فاصله ژنتیکی براساس Nei, 1972 و تعادل هاردی وینبرگ براساس X^2 ، در سطح احتمال 0/01 در نرم افزار GeneAlex (Peakall and Smouse, 2006) انجام شد. همچنین تمایز ژنتیکی بر اساس تست AMOVA⁹ و غنی سازی اللی¹⁰ (A_R) با استفاده از نرم افزار Arlequin 3.5 (Excoffier *et al.*, 2005) با استفاده از 10000 شبیه سازی در هر مورد نیز محاسبه گردید.

نتایج

به منظور بررسی ژنتیک جمعیت نمونه های ماهی کپور معمولی از 7 جفت پرایمر ریزماهوره استفاده گردید که پس از تکثیر و الکتروفورز ژل پلی اکریل آمید 5 جفت آنها تولید باندهای پلی مورفیک نمودند (MFW6, MFW7, MFW9, SyP4, Ca3/4). در هنگام شمارش الگوی باندهای در تمام جایگاهها یکی و در برخی موارد دو باند دیده شد. اندازه اللی به دست آمده از 96 تا 354 جفت باز بود (جدول 1). در کل 57 ال در 100 نمونه شناسایی شد. در نمونه های مصب گرگانود 49 ال شناسایی شد که 38 ال آن در فراوانی بیشتر از 0/05 هستند. در نمونه های سواحل رامسر 41 ال شناسایی شد که 29 ال آن در فراوانی بیشتر از 0/05 هستند. در نمونه های رودخانه سد ارس 44 ال شناسایی شد که 32 ال آن در فراوانی بیشتر از 0/05 هستند (جدول 1). بیشترین فراوانی اللی (0/425) را جایگاههای SyP4 در سواحل رامسر نشان داد. بیشترین تعداد اللی را جایگاه MFW6 با 13 ال نشان داد (جدول 1).

میانگین تعداد ال واقعی و مؤثر به ترتیب 7/75 و 5/63 و دامنه اللی از 2 تا 12 ال به دست آمد. دامنه اللی در جایگاه MFW6 از 2 تا 11 ال ($A_R = 9/82$)، MFW7 از 2 تا 12 ال ($A_R = 9/60$)، MFW9 از 7 تا 9 ال ($A_R = 9/42$)، SyP4 از 5 تا 11 ال ($A_R = 9/93$)، Ca3/4 از 7 تا 9 ال ($A_R = 9/26$) مشاهده گردید (جدول 2). مجموعاً 6 ال اختصاصی یافت شد. تعداد ال اختصاصی در نمونه های مصب گرگانود 3 ال و سواحل رامسر یک ال، تالاب انزلی یک ال و رودخانه سد ارس یک ال با فراوانی بیش از 0/05 بودند که این الها در هیچ یک از دیگر مناطق نمونه برداری شناسایی نشدند. جایگاه MFW6 با تعداد یک ال اختصاصی در تالاب انزلی (به فراوانی 0/051 در 153 جفت باز) و 3 ال اختصاصی همه در مصب گرگانود (به فراوانی 0/051 در 147 جفت باز، 0/100 در 201 جفت باز و 0/150 در 204 جفت باز) نشان داد. جایگاه MFW9 یک ال اختصاصی در سواحل رامسر (به فراوانی 0/150 در 150 جفت باز) و یک ال اختصاصی در رودخانه سد ارس (به فراوانی 0/100 در 111 جفت باز) نشان داد.

در این بررسی دامنه Ho در تمامی جایگاه ها از 0/250 تا یک با میانگین 0/863 و دامنه He از 0/500 تا 0/898 با میانگین 0/790 بود (جدول 2). کمترین مقدار Ho، عدد 0/250 در جایگاه SyP4 در نمونه های جمع آوری شده از رامسر به دست آمد. کمترین مقدار He، 0/500 در جایگاه MFW6 مربوط به مصب گرگانود و بیشترین آن، 0/898 در جایگاه MFW7 در نمونه های انزلی بود (جدول 2). در بررسی تعادل هاردی وینبرگ (H-W) همه جایگاه ها خارج از تعادل بودند ($P < 0/001$). فقط در جایگاه SyP4 در نمونه های انزلی و جایگاه Ca3/4 در نمونه های رامسر انحراف از تعادل دیده نشد (جدول 2). میانگین ضریب آمیزش خویشاوندی درون افراد نسبت به کل (Fit) برابر با 0/015 و دامنه آن از -0/172 در جایگاه MFW6 تا

1. Number of alleles
2. Effective alleles
3. Expected heterozygosity
4. Observed heterozygosity
5. inbreeding coefficient within individuals relative to the population
6. inbreeding coefficient within individuals relative to the total
7. The inbreeding coefficient within subpopulations, relative to the total.
8. Number of Migrants
9. Analysis of Molecular Variance
10. Allelic Richment

۰/۲۵۳ در جایگاه Ca3/4 محاسبه گردید (جدول ۳). میانگین ضریب آمیزش خویشاوندی (F_{IS}) در جایگاههای ریزماهواره ۰/۱۰۴- بود و دامنه آن از ۰/۲۲۲- در جایگاه MFW9 تا ۰/۶۷۴ در جایگاه SyP4 محاسبه گردید. مقادیر مثبت F_{IS} نشان دهنده کاهش هتروزیگوسیتی است. جایگاه MFW9 با کمترین میزان F_{IS} بالاترین میزان هتروزیگوسیتی را در تمامی جایگاهها نشان داد.

بر اساس فراوانی الی دامنه F_{ST} از ۰/۰۶۱ تا ۰/۲۰۶ با میانگین ۰/۰۹۹ و جریان ژنی ۰/۹۶۶ تا ۲/۲۵۴ به دست آمد (جدول ۳)، که نشان دهنده تمایز ژنتیکی متوسط می باشد (Balloux and Lugan, 2002). میزان F_{ST} ، R_{ST} و جریان ژنی بر اساس تست AMOVA، معنی دار بود ($P < 0.01$) و نشان دهنده جدا شدن جمعیتها می باشد. در تمام موارد، میزان R_{ST} بین جفت جمعیتها بالاتر از میزان F_{ST} به دست آمد. دامنه فاصله ژنتیکی بر اساس Nei (1972)، ۰/۳۹۹ تا ۰/۷۰۲ و دامنه شباهت ژنتیکی ۰/۳۱۳ تا ۰/۶۷۱ به دست آمد.

جدول ۲. مقادیر تعداد آلی (Na)، آل های مؤثر (Ne)، هتروزیگوسیتی مشاهده شده (Ho)، هتروزیگوسیتی قابل انتظار (He)، غنی سازی الی (A_R)، ضریب خویشاوندی (F_{IS})، انحراف از تعادل هاردی-وینبرگ (معنی دار نیست، ns. $P < 0.001$ ***. $P < 0.01$ **. $P < 0.05$ *). در ۵ جایگاه ریزماهواره

میانگین	۲۰	۲۰	۳۰	۳۰	تعداد نمونه
	رودخانه سد ارس	سواحل رامسر	تالاب انزلی	مصب گرگانرود	منطقه/جایگاه
	۲(۲)	۲(۲)	۱۰(۵/۵)	۱۱(۹/۲)	Na(Ne)
	۱(۰/۵۰۰)	۱(۰/۵۰۰)	۱(۰/۸۲۱)	۱(۰/۸۹۲)	Ho(He)
	۱	۱	۸/۸	۱۰/۸	A_R
	۰***	۰***	-۰/۲۰۲*	-۰/۱۰۵***	(Signif _{HW}) F_{IS}
MFW6					
	۷(۴/۲)	۸(۵/۳)	۱۲(۹/۸)	۱۱(۸/۴)	Na(Ne)
	۱(۰/۷۶۳)	۱(۰/۸۱۴)	۰/۷۰۰(۰/۸۹۸)	۰/۷۶۷(۰/۸۸۲)	Ho(He)
	۱	۱	۱۱/۲۱	۱۰/۵	A_R
	۰***	۰***	۰/۲۳۷***	۰/۱۴۸***	(Signif _{HW}) F_{IS}
MFW7					
	۹(۵/۹)	۷(۵/۷)	۷(۵/۲)	۸(۵/۶)	Na(Ne)
	۱(۰/۸۳۳)	۱(۰/۸۲۵)	۱(۰/۸۰۸)	۱(۰/۸۲۲)	Ho(He)
	۹	۷	۶/۶	۷/۹	A_R
	-۰/۱۷۶***	-۰/۱۸۸***	-۰/۲۲۲***	-۰/۲۰۱*	(Signif _{HW}) F_{IS}
MFW9					
	۶(۴/۶)	۵(۳/۷)	۸(۵/۲)	۱۱(۷/۵)	Na(Ne)
	۰/۹۵۰(۰/۷۸۶)	۰/۲۵۰(۰/۷۳۴)	۱(۰/۸۱۱)	۱(۰/۸۶۸)	Ho(He)
	۶	۵	۷/۷	۹/۹	A_R
	-۰/۱۸۴*	۰/۶۷۴***	ns-۰/۲۱۷	***-۰/۱۳۵	(Signif _{HW}) F_{IS}
SyP4					
	۷(۵/۰)	۷(۴/۳)	۹(۶/۹)	۸(۵/۸)	Na(Ne)
	۱(۰/۸۰۳)	۰/۹۵۰(۰/۷۶۸)	۰/۳۶۷(۰/۸۵۶)	۰/۲۶۷(۰/۸۲۸)	Ho(He)
	۷	۷	۸/۵	۷/۶	A_R
	-۰/۲۲۲***	ns-۰/۲۱۳	۰/۵۸۳***	۰/۶۸۷***	(Signif _{HW}) F_{IS}
Ca3/4					
	۷/۷(۵/۶)	۵/۸(۴/۲)	۹/۲(۶/۵)	۹/۸(۷/۳)	تعداد کل الی (فراوانی < ۰/۰۵)
	۸۶۳(۰/۷۹۰)	۰/۹۹۰(۰/۷۳۷)	۰/۸۱۳(۰/۸۳۹)	۰/۸۰۷(۰/۸۵۸)	Na(Ne)
	/	۰/۷۲۸(۰/۷۴۷)	۰/۸۱۳(۰/۸۳۹)	۰/۸۰۷(۰/۸۵۸)	Ho(He)
					F_{IS}
	-۰/۱۹۴	۰/۰۹۱	۰/۰۳۵	۰/۰۷۷	

جدول ۳. میزان شاخص تمایز (F_{ST}) و ضریب آمیزش خویشاوندی (Fit) و جریان ژنی (Nm) در هر جایگاه

	MFW6	MFW7	MFW9	Syp4	Ca3	(SE) میانگین
F_{ST}	۰/۲۰	۰/۰۶	۰/۰۶	۰/۱۰	۰/۰۶	۰/۰۹۹(۰/۰۲)
Fit	-۰/۱۷۲	۰/۰۳۷	-۰/۱۴۳	۰/۱۰۰	۰/۲۵۳	۰/۰۱۵(۰/۰۷)
Nm	۰/۹۶	۳/۴۷	۳/۸۷	۲/۲۵	۳/۹۴	۲/۹ (۰/۵۷)

بحث

ماهی کپور معمولی به صورت بومی و طبیعی در تمام سواحل دریای خزر، خلیج گرگان، تالاب گمیشان، تالاب انزلی و دریاچه سد ارس وجود دارد و برای تولید مثل وارد مصب رودخانه ها می شود. بررسی اکولوژی و ژنتیک جمعیت ماهیان با ارزش اقتصادی، برای حفاظت از ذخایر آنها و حفظ صید پایدار بسیار ضروری است (Wang *et al.*, 2011). تنوع ژنتیکی، قابلیت بقای یک گونه و یا جمعیت را از طریق ایجاد توانایی سازگاری با تغییرات محیطی فراهم می کند. یکی از ابزار بررسی تنوع ژنتیکی یک جمعیت، تشخیص تنوع اللی است. فراوانی اللی و هتروزیگوسیتی از شاخص های مهم تنوع ژنتیکی جمعیت ها در مواجه شدن با تغییرات محیطی هستند (Frankham, 2008) و ویژگی هایی همچون رقابت و توانایی برای بقای یک موجود در زیستگاه های طبیعی را تعیین می سازند (Hakansson and Jensen, 2005). در بررسی حاضر میانگین تعداد اللی ۷/۷ و دامنه اللی بین ۲ تا ۱۲ ال به دست آمد. در مقایسه با دیگر مطالعات بر روی ماهی کپور معمولی با استفاده از ریزماهورها، قلیچ پور و همکاران (۱۳۸۹) در ۵۴ نمونه ماهی کپور معمولی از مصب رودخانه قره سو و تالاب انزلی، دامنه اللی را ۱۱ تا ۱۸ ال و بالاتر از دامنه اللی به دست آمده توسط Crooijmans و همکاران (۱۹۹۷) با همان پرایمرها بررسی کپور معمولی گزارش کردند. تفسیر آنها چنین بود که این اختلاف ممکن است در نتیجه تفاوت در تعداد نمونه ها باشد، اما می تواند حاکی از تنوع ژنتیکی بالاتر در جمعیت های کپور معمولی در مناطق مورد بررسی نیز باشد. Laloie و Yousefian (۲۰۱۱)، در مقایسه تنوع ژنتیکی ماهی کپور معمولی به وسیله نشانگرهای ریزماهور، میتوکندری و بیوشیمیایی در ۳۰ عدد ماهی کپور معمولی از سواحل جنوبی دریای خزر، دامنه اللی به وسیله نشانگرهای ریزماهور را بین ۵/۵ تا ۱۳ ال گزارش کردند. بر اساس نتایج آنها نشانگرهای ریز ماهوره ابزار مناسبی برای بررسی تنوع ژنتیکی جمعیت ها هستند. در بررسی حاضر، با وجود اینکه تعداد اللی به دست آمده در محدوده ماهیان آب شیرین و ماهی کپور معمولی می باشد، اما باید توجه داشت که در این بررسی تعداد زیادی ال با فراوانی کمتر از ۰/۰۵ مشاهده شد. وجود اللهای زیاد با فراوانی پایین نشان دهنده تنگنای ژنتیکی یا اثرات آمیزش خویشاوندی است (Alarcon *et al.*, 2004). در سال های اخیر افزایش فعالیت صیادی قانونی و غیرقانونی و کاهش تکثیر طبیعی، باعث شده میزان صید برخی ماهیان استخوانی روند کاهشی پیدا کند. بنابراین می توان وجود اللهای زیاد با فراوانی پایین را به علت کاهش شدید ذخایر این ماهی در سالیان گذشته دانست.

هتروزیگوسیتی شاخصی برای ارزیابی تنوع ژنتیکی است و اهمیت زیادی در مطالعه ساختار جمعیت گونه ها دارد. زیرا تأمین کننده طیف وسیعی از ژنوتیپ به عنوان پاسخی به سازش پذیری در شرایط متغیر محیطی است و بسیاری از خصوصیات مهم اقتصادی مثل رشد، باروری و مقاومت در برابر بیماری تحت تأثیر آن است (Beardmore *et al.*, 1997). نتایج بررسی حاضر در ماهی کپور معمولی نشان می دهد که میانگین هتروزیگوسیتی مشاهده شده $(\pm 0.05) 0.1863$ است و بیشتر از مقدار اعلام شده $(\pm 0.25) 0.154$ برای ماهیان آب شیرین می باشد (DeWoody and Avis, 2000). در مقایسه با دیگر مطالعات بر روی ماهی کپور معمولی با استفاده از ریزماهورها، قلیچ پور و همکاران (۱۳۸۹) بر روی ۵۴ نمونه ماهی کپور معمولی در مصب رودخانه قره سو و تالاب انزلی، میانگین هتروزیگوسیتی مشاهده شده را یک و هتروزیگوسیتی قابل انتظار را ۰/۹۰ گزارش کردند و میانگین مقادیر هتروزیگوستی اعلام شده در بررسی آنها بالاتر از میزان اعلام شده توسط Crooijmans و همکاران (۱۹۹۷) با همان پرایمرها بر روی کپور معمولی بود و دلیل آن را تفاوت در تعداد نمونه و یا وجود تنوع ژنتیکی بالاتر در جمعیت های کپور معمولی در مناطق مورد بررسی دانستند. Laloie و Yousefian (۲۰۱۱)، در بررسی ۳۰ عدد ماهی کپور معمولی از سواحل جنوبی دریای خزر، دامنه هتروزیگوسیتی قابل انتظار ۰/۷۸۲ تا ۰/۸۴۹ را گزارش کردند. در بررسی حاضر، با وجود

اینکه دامنه هتروزیگوسیتی مشاهده شده را ۰/۲۵۰ تا یک و دامنه هتروزیگوسیتی قابل انتظار ۰/۵۰۰ تا ۰/۸۹۸ و در حد قابل قبولی به دست آمد اما وجود اللهایی با فراوانی پایین و ضریب خویشاوندی مثبت نشان از کاهش تنوع ژنتیکی و افزایش آمیزش خویشاوندی دارد که تحت تأثیر عواملی همچون صید بی‌رویه، کاهش تکثیر طبیعی و شیوه‌های نادرست تکثیر مصنوعی است. به طور مثال، مرکز تکثیر و پرورش شهید کاظمی پلدشت (مرکز تکثیر پرورش ماهیان گرمابی در شمال غرب کشور) سالانه میلیونها قطعه بچه ماهی گرمابی از جمله ماهی کپور معمولی در سد ارس رها می‌کند. البته قابل ذکر است که بررسی‌های تنوع ژنتیکی در مورد گونه‌هایی که تحت برنامه‌های تکثیر مصنوعی و بازسازی ذخایر قرار دارند، هتروزیگوسیتی نمی‌تواند شاخص مناسبی برای نشان دادن وضعیت ژنتیکی باشد (Petit et al., 1998). همچنین احتمال افزایش هتروزیگوسیتی در برخی جایگاه‌ها ممکن است به علت وجود اللهایی نول باشد که به اشتباه رتبه دهی شده اند (McQuown et al., 2003).

متأسفانه، یکی از عواملی که در طی سال‌های اخیر باعث فشار بر ذخایر و بهره برداری بی‌رویه از ذخایر گردیده است، سهم بسیار زیاد ماهیان غیراستاندارد و نابالغ است. علاوه بر این، در هریک از مناطق نمونه برداری مشکلات دیگری نیز مشاهده می‌شود. به عنوان مثال در تالاب انزلی علاوه بر صید بی‌رویه، وجود آلودگی زیست محیطی، تخریب زیستگاه اصلی (تالاب انزلی) و پایین آمدن سطح آب دریای خزر طی چند دهه گذشته، منجر به کاهش ذخایر ماهیان در تالاب انزلی شده است (جمال زاد فلاح و همکاران، ۱۳۹۰). در رودخانه و دریاچه سد ارس، ترکیب گونه‌ای ماهیان آن در اثر دستکاری‌های انسانی (رهاسازی گونه‌های اقتصادی، گونه‌های صید تفریحی و گونه‌های ناخواسته)، تحت تأثیر قرار می‌گیرد. مثلاً ماهی غیربومی کاراس، نقش مهمی در کنترل جمعیت ماهیان اقتصادی دریاچه دارد. ماهیان غیربومی به دلیل تغذیه فعال از لارو ماهیان اقتصادی و رقابت شدید غذایی با ماهیان جوان آنها، نقش مهمی در کنترل جمعیت ماهیان اقتصادی دارند. ماهی کاراس کفزی خوار، با ماهیان کفزی خوار اقتصادی مانند کپور معمولی رقابت غذایی دارد و از آنجاییکه نسبت به شرایط نامساعد محیطی مقاوم است لذا جمعیت آن افزایش می‌یابد (عباسی و سرپناه، ۱۳۸۰). همچنین رودخانه سد ارس که از رودخانه‌های مرزی ایران است درگیر آلودگی‌های مختلفی است که از جمله آن ریختن فاضلاب صنعتی، خانگی و بیمارستانی در آب و حفاری معدن مس سونگون باعث آلودگی رودهای منتهی به ارس می‌شود و خسارات زیادی به آبزیان آن وارد می‌آورد.

گسترش بی‌رویه گردشگری در سواحل رامسر منجر به پیامدهای زیست محیطی منفی در این سواحل شده است. ورود انواع فاضلابها و قایق‌رانی به عنوان یکی از فعالیتهای اصلی گردشگری ساحلی، زیستگاههای دریایی را که محل زندگی بسیاری از آبزیان از جمله ماهی کپور معمولی است، تحت تأثیر قرار داده است. همچنین تخلیه مقادیر عظیمی از رسوبات ناشی از ساخت و ساز پروژه‌های توسعه گردشگری ساحلی و فعالیتهای وابسته به آن از دیگر اثرات زیانبار آنست. یکی از دلایل کاهش غنای گونه‌ای و تراکم کفزیان در مصب گرگانرود نیز، به علت عدم وجود پوشش گیاهی مناسب، آلودگی‌ها و فاضلاب‌های ناشی از آلودگی‌های انسانی و طبیعی حاصل از پیشرفت صنایع و تأسیس کارگاه‌های متعدد در جوار رودخانه است. همچنین رهاسازی فاضلاب‌ها بی‌آنکه به دستگاه تصفیه مجهز باشند خطر مهمی برای زیست انواع آبزیان می‌باشد. با توجه به استقرار صنایع در حوزه رودخانه گرگان رود و تخلیه فاضلاب آنها که در بیشتر موارد وارد سیستم آب سطحی می‌گردد و همچنین دفع‌های روستایی و شهری به داخل رودخانه و از طرفی تأثیر آب‌های سطحی از ضایعات و کود و سموم کشاورزی (مفتاح هلقی، ۱۳۸۸)، به نظر می‌رسد آب این رودخانه برای ماهیان در وضعیت مناسبی قرار ندارد. با توجه به موارد ذکر شده چنین روند کاهش تنوع ژنتیکی، آمادگی برای بیماری و سایر فاکتورهای انتخابی را افزایش می‌دهد (Shen and Gong, 2004) و در صورت تداوم وضع موجود باید شاهد کاهش شدید در اندازه جمعیت این گونه در آینده نزدیک بود.

در بررسی حاضر بر روی ماهی کپور معمولی، در تمامی مناطق نمونه برداری تقریباً تمام جایگاه‌ها خارج از تعادل هاردی-وینبرگ بودند ($P < 0.001$). افزایش هتروزیگوسیتی، اختلاط جمعیت‌ها و یا جفتگیری غیرتصادفی عامل انحراف از تعادل هاردی-وینبرگ هستند. Kohlmann و همکاران (۲۰۰۳)، Mondo و همکاران (۲۰۰۶)، Thai و همکاران (۲۰۰۷)، Yousefian و Laloei (۲۰۱۱)، انحراف از تعادل هاردی-وینبرگ را در بررسی ساختار ژنتیکی ماهی کپور معمولی به وسیله

ریزماهورها گزارش کردند. Mondo و همکاران (۲۰۰۶)، Thai و همکاران (۲۰۰۷)، انحراف از تعادل هاردی-وینبرگ را در جایگاه‌ها ناشی از اندازه کوچک جمعیت مؤثر و تنگنای ژنتیکی در جمعیت‌ها عنوان می‌کند.

میزان F_{ST} بر اساس فراوانی اللی ۰/۰۹۹ به دست آمد که نشان دهنده تمایز ژنتیکی متوسط می‌باشد، میزان جریان ژنی ۲/۹ محاسبه گردید. در بررسی شاخص تمایز F_{ST} پیشنهاد شده است که مقدار بین صفر تا ۰/۰۵ نشان دهنده تمایز ژنتیکی پایین، مقدار بین ۰/۰۵ تا ۰/۱۵، تمایز متوسط و مقدار بین ۰/۱۵ تا ۰/۲۵، تمایز بالاست و مقدار بالای ۰/۲۵ تمایز ژنتیکی خیلی بالاست (Wright, 1978). تست تمایز R_{ST} و F_{ST} بر اساس تست AMOVA بین مناطق نمونه برداری معنی دار بود ($P < 0.01$). Shaklee و همکاران (۱۹۸۲)، Thorpe و Sol-Cave (۱۹۹۴)، میزان فاصله ژنتیکی (Nei, 1972) برای جدایی جمعیت‌ها را به طور میانگین ۰/۳ (دامنه آن از ۰/۰۳ تا ۰/۶۱) ذکر کرده اند که با فاصله ژنتیکی مشاهده شده در این بررسی مطابقت دارد (۰/۳۹۹) و نشان دهنده تمایز ژنتیکی بین جمعیت‌های مشاهده شده است. بنابراین ساختار ژنتیکی جمعیت‌ها از یکدیگر جداست و به نظر می‌رسد جمعیت‌های متفاوت ژنتیکی در مصب گرگانرود، سواحل رامسر، تالاب انزلی و رودخانه سد ارس وجود داشته باشد. با وجود تمایز ژنتیکی بین جمعیت‌های مورد مطالعه، علت تمایز ژنتیکی متوسط برقراری جریان ژنی بین مناطق نمونه برداری است. وجود استعداد پراکنش بالا که احتمالاً ناشی از نبود موانع فیزیکی یا اکولوژیکی برای این ماهیان در سواحل جنوبی دریای خزر است موجب ارتباط زیاد در هنگام مهاجرت در زیر جمعیت‌ها می‌شود که علت وجود ساختار جمعیتی متوسط این گونه است. میزان فاصله ژنتیکی در این بررسی نیز نشان دهنده تمایز ژنتیکی بین جمعیت‌های مشاهده شده است. با توجه به فاصله نسبتاً زیاد بین رودخانه سد ارس و سایر مناطق نمونه برداری، دلیل وجود جریان ژنی را میتوان مربوط به شیوه رهاسازی لاروهای به دست آمده از تکثیر مصنوعی دانست. در بسیاری از موارد مولدین صید شده به منطقه دیگری (مرکز تکثیر و پرورش شهید کاظمی پلدشت) برای تکثیر مصنوعی منتقل می‌شوند. همچنین پس از تکثیر و بعد از هچ شدن لاروها و رسیدن به وزن مناسب، آنها را مختلط و بدون توجه به محل صید مولدین در تعداد محدودی از رودخانه‌ها رهاسازی می‌کنند که این امر، باعث بالا رفتن جریان ژنی و در نتیجه اختلاط ژنتیکی در بین ماهیان مناطق مختلف می‌شود.

نتایج این مطالعه، با وجود الیهای اختصاصی و تست تمایز معنی‌دار در هر یک از مناطق نمونه‌برداری، دلایل اولیه را برای وجود جمعیت‌های متمایز ماهی کپور معمولی در مصب گرگانرود، سواحل جنوبی دریای خزر در منطقه رامسر، تالاب انزلی و رودخانه سد ارس نشان می‌دهد. بازسازی رودخانه‌های محل تخم‌ریزی این گونه و فراهم آوردن امکان تکثیر طبیعی مولدین، بهترین شیوه برای حفظ و نگهداری تنوع ژنتیکی جمعیت‌های متمایز این ماهی ارزشمند است.

منابع

- جمال زاد فلاح، ف.، خارا، ح.، دقیق روحی، ج.، صیاد بورانی، م. ۱۳۹۰. بررسی مقایسه ای میزان شیوع و شدت آلودگی های انگلی اردک ماهی (*Esox lucius linnaeus, 1785*) در مناطق چهارگانه تالاب انزلی. مجله تالاب، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. سال دوم، شماره ۸، صفحات ۶۵-۵۳.
- ستاری، م.، شاهسونی، د.، شفیع، ش. ۱۳۸۲. ماهی شناسی ۲ سیستماتیک. انتشارات حق شناس. ۵۰۲ ص.
- عباسی، ک.، سرپناه، ع. ۱۳۸۰. شناسایی، بررسی فراوانی و پراکنش ماهیان دریاچه سد ارس و شاخه های ایرانی آن. مجله علمی شیلات. سال دهم، شماره ۲، صفحات ۶۲-۴۱.
- عبدلی، الف.، نادری، م. ۱۳۷۸. تنوع زیستی ماهیان حوضه جنوبی دریای خزر. انتشارات علمی آبیان. ۲۴۲ ص.
- قلیچ پور، م.، شعبانی، ع.، شعبانپور، ب. ۱۳۸۹. مقایسه ساختار ژنتیکی دو جمعیت کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) در مناطق قره سو و انزلی با استفاده از هشت نشانگر ریزماهوره. تاکسونومی و بیوسیستماتیک. سال دوم، شماره ۵، صفحات ۴۸-۴۱.
- مفتاح هلقی، م. ۱۳۸۸. برآورد حداکثر بار آلودگی مجاز قابل تخلیه به گرگان رود. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. سال شانزدهم، شماره ۱، صفحات ۳۵-۱۹.

- Alarcon, J.A., Magoulas, A., Georgakopoulos, T., Zouros, E., Alvarez, M.C. 2004. Genetic comparison of wild and cultivated European populations of the gilthead sea bream (*Sparus aurata*). *Aquaculture*. 230: 65-80.
- Balloux, F., Lugon-Moulin, N. 2002. The estimate of population differentiation with microsatellite markers. *Molecular Ecology*. 11: 155-165.
- Beardmore, J.A., Mair, G.C., Lewis, R.I. 1997. Biodiversity in aquatic systems in relation to aquaculture. *Aquaculture Research*. 28: 829-839.
- Bassam, B.J., Caetano-Anolles, G., Gressoff, G.M. 1991. Fast and sensitive silver staining of DNA in polyacrylamide gels. *Annual Biochemistry*. 84: 680-683.
- Chistiakov, D. A., Hellemans, B., Haley, C.S, Law, A.S, Tsigenopoulos, C.S, Kotoulas, G, Bertotto, D., Libertini, A., Volckaert, F.A. 2005. A microsatellite linkage map of the European sea bass *Dicentrarchus labrax* L. *Genetics*. 170: 1821-1826.
- Crooijmans, R.P.M., Bierbooms, V., Komeh, J., Vanderpoel, J.J., Groenen, M. 1997. Microsatellite markers in common carp (*Cyprinus carpio*). *Animal Genetics*. 28: 129-134.
- Dewoody, J.A., Avise, J.C. 2000. Microsatellite variation in marine, freshwater and anadromous fishes compared with other animals. *Journal of fish biology*. 56: 461-473.
- Dimoski, P., Toth, G.P., Bagley, M.J. 2000. Microsatellite characterization in (Cyprinidae). *Molecular Ecology*. 9: 2187-2189.
- Diz, P.A., Presa, P. 2009. The genetic diversity pattern of *Mytilus alloprovincialis* in Galician Rias (NW Iberian estuaries). *Aquaculture*. 287: 278-285.
- Excoffier, L., Laval, G., Schneider S. 2005. Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online*. 1: 47-50.
- Frankham, R. 2008. Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular Ecology*. 17: 325-333.
- Hakansson, J., Jensen, P. 2005. Behavioural and morphological variation between captive populations of red jungle fowl (*Gallus gallus*) possible implications for conservation. *Biological Conservation*. 122: 431-439.
- Kohlmann, K., Kersten, P., Flajshans, M. 2003. Microsatellite-based genetic variability and differentiation of domesticated, wild and feral common carp (*Cyprinus carpio*) populations. *Aquaculture*. 247: 253-266.
- Lior, D., Shula, B., Marcus, F., Uri, L., Jossi, H. 2003. Recent duplication of the common carp (*Cyprinus carpio*) genome as revealed by analysis of microsatellite loci. *Molecular Biology Evolution*. 20(9): 1425-1434.
- Mondol, K.R., Islam, S., Alam, S. 2006. Characterization of different strain of common carp (*Cyprinus carpio*) (Cyprinidae, Cypriniformes) in Bangladesh using microsatellite DNA markers. *Genetics and Molecular Biology*. 29: 626-633.
- Nei, M. 1972. Genetic distance between populations. *American Naturalist*. 106: 283-292.
- McQuown, E., Krueger, C.C., Kincaid, H.L. 2003. Genetic comparison of Lake Sturgeon population: Differentiation based on allelic frequencies at seven microsatellite loci. *Journal of Great Lakes Research*. 29: 3-13.
- Peakall, R., Smouse, P.E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*. 6: 288-295.
- Petit, R.J., Mousadik, A.E., Pons, A.O. 1998. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology*. 12: 844-855.
- Sekar, M., Suresh, E., Kumar, N.S., Nayak, S.K., Balakrishna, C. 2009. Microsatellite DNA markers a fisheries perspective Part 1: The nature of microsatellites. *Genetics & Biodiversity*. pp. 27-29.
- Shaklee, J.B., Tamaru, C.S., Waples, R.S. 1982. Speciation and evolution of marine fishes studied by electrophoretic analysis of proteins. *Pacific Science*. 36: 141-157.
- Shen, X.Y., Gong, Q.L. 2004. Population genetic structure analysis of the imported turbot seedlings *Scophthalmus maximus*. Using RAPD and microsatellite technique. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 35: 332-341.
- Thai, B.T., Burrige, C.P., Pham, T.A., Austin, C.M. 2007. Genetic diversity of common carp (*Cyprinus carpio* L.) in Vietnam using four microsatellite loci. *Aquaculture*. 269: 174-186.
- Turner, F., Dowling, T.E., Broughton, R.E., Gold, J.R. 2004. Variable microsatellite marker amplify across divergent lineages of Cyprinidae fish. *Conservation Genetic*. 5: 279-281.

- Yousefian, M., Laloie, F. 2011. Genetic variations and structure of common carp, (*Cyprinus carpio*) populations by use of biochemical, mitochondrial and microsatellite markers. Middle-East Journal of Scientific Research. 7(3): 339-345.
- Yousefian, M. 2011. Genetic variations of common cap (*Cyprinus carpio*) in South-Eastern of Caspian Sea using five microsatellite loci. World Journal of Zoology. 6(1): 56-80.
- Wang, J., Chenghui, W., Long, Q., Yuqing, M.A., Xinxin, Y., Zsigmond, J., Sifa, L. 2011. Genetic characterization of 18 novel microsatellite loci in northern pike (*Esox lucius*). Genetic and Molecular Biology. 34: 169-172.
- Thorpe, J.P., Sole-Cava, A.M. 1994. The use of allozyme electrophoresis in invertebrate systematics. Zoologica Scripta. 23: 3-18.
- Wright, S. 1978. Evolution and the genetics of population, variability within and among natural populations. The University of Chicago Press, Chicago.