

بررسی تنوع ژنتیکی ماهی شیربت (*Barbus grypus*) در رودخانه کرخه استان خوزستان و گونه پرورشی آن با استفاده از نشانگر ریزماهواره

Study on the genetic diversity of *Barbus grypus* in Karkheh river in Khuzestan province and a cultured species by microsatellite marker

^۱محبوبه کرمی نسب، ^۲زینب حسین نیا، ^۳حامد کلنگی میاندره، ^۴علی شعبانی

Mahbobe Karami nasab¹, Zeinab Hosseinnia^{*2}, Hamed Kolangi Miandare³, Ali Shabany⁴

۱و۲- دانشجوی کارشناسی ارشد ۳- استادیار ۴- دانشیار گروه شیلات، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران

1&2- MSc. Students 3- Assistant Professor 4- Associate Professor
Department of Fisheries, Faculty of Fisheries and Environment,
Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources,
Gorgan, Golestan, Iran.

* نویسنده مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: z.hosseinnia@yahoo.com
(تاریخ پذیرش: ۹۴/۱۲/۱۰)

چکیده

ماهی شیربت (*Barbus grypus*) از خانواده *Cyprinidae* می‌باشد که در منابع آبی غرب و جنوب‌غرب ایران به‌ویژه آب‌های استان خوزستان حضور گسترده‌ای دارد. هدف از این پژوهش، بررسی تنوع ژنتیکی ماهی شیربت رودخانه کرخه با نمونه پرورشی آن با استفاده از ۷ جایگاه ژنی ریزماهواره‌ای می‌باشد. در پاییز ۱۳۹۱، ۶۰ نمونه ماهی از دو منطقه جهت این بررسی، صید شد. طبق نتایج بدست آمده متوسط میزان F_{st} ، 0.28 به دست آمد که نشان از تمایز ژنتیکی پایین بین جمیعت‌های مورد بررسی می‌باشد. در بررسی تعادل هارددی-واینبرگ، نمونه‌ها در اکثر لکوس‌ها انحراف از تعادل را نشان دادند. همچنین میزان نسبتاً بالایی از جریان ژنی بین جمیعتها مشخص گردید. تنوع ژنتیکی دو منطقه، شامل کرخه تعادل الل در جایگاه: $10/286$ ، تعداد الل مؤثر: $N_a = 10$ ، هتروزیگوستی مشاهده شده: $H_e = 0.691$ ، هتروزیگوستی موردنظر: $H_e = 0.840$ و $N_e = 6/289$ ، پرورشی آنالیز واریانس با استفاده از داده‌های ژنی نشان داد که تنوع پایینی بین جمیعت‌ها وجود داشته و بخش اصلی تنوع مشاهده شده مربوط به درون جمیعت‌ها می‌باشد. نتایج بدست آمده در این پژوهش پیش از انجام آن، در گونه پرورشی با توجه به رعایت موارد اصلاح نژادی در مراکز تکثیر تقریباً قابل پیش‌بینی و مشخص بود.

واژه‌های کلیدی

تعادل هارددی-واینبرگ
تنوع ژنتیکی
ریزماهواره
ماهی شیربت
Barbus grypus

مقدمه

شکلی بسیار بالا نشان می دهد که نشانگرهای ریزماهواره می توانند برای آنالیز ژنتیک جمعیت و تعیین نژادها بسیار مفید باشند (Dunham, 2004). در واقع این نشانگرها ارزش بالای داشته به طوری که علاوه بر فراوانی بالا در ژنوم تمام موجودات، تنوع قطعات تکرار شونده در آنها بالاست که دلیل آن را می توان به نرخ بالای جهش در این نشانگرها نسبت داد. از طرفی به علت همبازبودن، هتروزیگوستی و جهش را بهتر نشان داده، لذا میتوان اذعان نمود که این نشانگرها در بررسی های جمعیتی ماهیان بر برخی معایب روش های دیگر غلبه دارند (Verspoor and Jordan, 1989) مطالعات تنوع ژنتیکی زیادی با استفاده از نشانگرهای ریزماهواره صورت گرفته است. رضایی (۱۳۸۸) در بررسی ساختار ژنتیکی ماهی سفید دریای خزر با استفاده از نشانگر ریزماهواره، میانگین هتروزیگوستی مشاهده شده را ۰/۸۱ گزارش نمود. همچنین، چکمه دوز و همکاران (۱۳۸۷) در بررسی تنوع ژنتیکی جمعیت های بهاره و پاییزه ماهی سفید در دریای خزر با نشانگر ریزماهواره، دامنه هتروزیگوستی مشاهده شده و قابل انتظار را به ترتیب در محدوده ۰/۲۱-۰/۹۶ گزارش نمودند که بالا بودن دامنه هتروزیگوستی در ماهی سفید دریای خزر را بیانگر سطح بالای تنوع ژنتیکی این ماهی دانستند. پامپولی و همکاران (۲۰۰۶) به مقایسه تنوع ژنتیکی روغن ماهی افیانوس اطلس (*Gadus morhua*) پرورشی با نوع وحشی آن پرداختند. نتایج حاکی از کاهش مقدار متوسط ال و تنوع الی نمونه های پرورشی نسبت به نمونه های وحشی بود که دلیل آن را کاهش تعداد مولدین موثر دانستند. بائی و همکاران (۲۰۰۸) با استفاده از ۶ جایگاه ریزماهواره به بررسی تنوع ژنتیکی ۴ جمعیت پرورشی باس دهان بزرگ (*Micropterus salmoides*) و مقایسه آن با نمونه های وحشی پرداختند. با توجه به کاهش شدید تنوع الی و کاهش هتروزیگوستی که همراه با علائمی از کاهش N نیز بود به این نتیجه رسیدند که تنگنای ژنتیکی رخ داده است.

ماهی شیربت (*Barbus grypus*) از خانواده *Cyprinidae* بزرگترین خانواده ماهیان آب شیرین (Nelson, 1994) و یکی از گونه های بومی می باشد که در حوضه آبریز خلیج فارس، رودخانه های دشت خوزستان و حوزه رودخانه های دجله و

جهت بهره برداری پایدار از ذخایر ارزشمند ماهیان، نیاز به شناخت کافی از وضعیت ذخایر گونه ها، نژادها و جمعیت های متعدد آنها می باشد تا اعمال مدیریت بهره برداری در جهت کمک به حفظ ذخایر، رهاسازی بچه ماهی ها و کاهش فشار صیادی بر اساس اصول علمی بنا گردد (رضوانی گیل کلاتی و همکاران، ۱۳۸۸). در حال حاضر، بسیاری از گونه های در معرض خطر برای محفوظ ماندن از خطر انقراض، نیاز به تکثیر مصنوعی دارند، زیرا به علت تأثیرات مستقیم یا غیرمستقیم انسانی، همچون از دست رفتن زیستگاهها، بهره برداری بیش از حد، آلودگی، معرفی گونه های شکارچی و رقیب و یا ورود بیماری ها قادر به بقا در محیط به این وضعیت دچار خواهند شد Assessment, 2005; IUCN, 2006) (Park and Moran, 1995; Allenford et al. 1987) به این اهداف مديريتي، مطالعات مولکولی جمعیت روی ماهی ها انجام می گيرد (Wang et al. 2007). بنابراین، جهت تحقق اهداف ژنتیک جمعیت را اکولوژی مولکولی ماهیان اقتصادی، که بررسی ژنتیک جمعیت یا حفظ صید پایدار بسیار ضروری برای حفاظت از جمعیت آنها و اصلاح نژاد است؛ به طوری که بررسی ژنتیک جمعیت آنها و حفظ صید پایدار بسیار ضروری است (Wang et al. 2007). در ابتدا ارزیابی ساختار ذخایر، تشخیص گونه ها و جمعیت ها با استفاده از صفات مورفو متریک و مریستیک صورت می گرفت اما با توجه به حساسیت بالای این صفات به تغییرات محیطی و اثرهای منفی دست کاری در نشانه گذاری بر سلامت ماهیان و همچنین محدود بودن تفسیر داده های حاصل از آن، علم استفاده از مارکرهای مولکولی همچون ریزماهواره ها و آلوزایم جهت شناسایی ساختار ژنتیکی ذخایر ریزماهواره ها و آلوزایم جهت شناسایی نشانگرها ریزماهواره در مطالعات توسعه یافت. در این میان، نشانگرها ریزماهواره در مطالعات ژنتیک جمعیت کاربرد گسترده تری نسبت به سایر نشانگرها دارند. جایگاه های ریزماهواره ای، توالی های کوتاه و تکراری DNA هستند که دارای کاربردهای فراوانی در ژنتیک تکاملی و حفاظتی هستند (Angers and Bernatchez, 1998). ریزماهواره ها به علت بالا بودن تعداد ال هایشان، در بین تمام نشانگرها، بالاترین میزان هتروزیگوستی را نشان می دهند (Liu, 2007). این چند

MFW26 و MFW7 استفاده شد (جدول ۱). تکثیر جایگاه‌های ژنی با استفاده از PCR در حجم ۲۵ میکرولیتر و شرایطی شامل: ۱۵ نانوگرم DNA، ۱۰ پیکومول از هر آغازگر، ۵۰ نانوگرم از نوکلئوتیدها، یک واحد بین‌المللی Taq پلیمراز (Fermentas)، بافر PCR (۱۰X) (Fermentas)، ۱/۵ میلی-مولار کلریدمنیزیم و آب مقطر تا رسیدن به حجم، انجام گرفت. چرخه دمایی برای هرجایگاه ژنی عبارت بود از: یک مرحله ابتدایی ۳ دقیقه‌ای در دمای ۹۴ درجه سانتی‌گراد (واسرسته‌سازی اولیه)، ۳۵ چرخه در دمای ۹۴ درجه به مدت ۳۰ ثانیه (واسرسته‌سازی)، درجه حرارت اتصال (جدول ۱) به مدت ۳۰ ثانیه (الحق)، ۷۲ درجه به مدت ۱ دقیقه (بسط) و یک مرحله انتهایی ۷۲ درجه‌ای به مدت ۳ دقیقه به عنوان مرحله بسط نهایی. محصولات واکنش PCR روی ژل پلی‌اکریل‌آمید ۸ درصد (غیر یونیزه) جداسازی شدند. از نشانگر اندازه (Ladder 50bp DNA (Bassam et al., 1991) و پس از تهیه تصویر آنها توسط دستگاه مستندساز Gel pro analyzer (Gel Doc XR, BIO-RAD)، از نرم‌افزار Genealex 6.3 (Peakall and Smouse, 2006) برای محاسبه طول قطعات استفاده شد.

تجزیه و تحلیل آماری

تعداد الی مشاهده شده، الی موثر، هتروزیگوستی مشاهده شده (H₀) و مورد انتظار (H_e) و تعادل هاردی-واینبرگ با استفاده از نرم‌افزار Genealex 6.3 (Peakall and Smouse, 2006) محاسبه شد. به منظور تعیین تنوع ژنتیکی درون و بین جمعیتی و همچنین میزان تمایز بین جمعیتی براساس مدل الی بین‌نهایت (F_{st}) با استفاده از آنالیز واریانس مولکولی (AMOVA) بسته نرم‌افزاری Genealex استفاده شد. تعیین فاصله (D) و شباهت ژنتیکی (I) و رابطه فیلوژنیک بین جمعیت‌ها با استفاده از PopGene ترسیم درخت UPGMA و نیز با استفاده از نرم‌افزار (Yeh et al. 1999) صورت گرفت.

فرات پراکنش دارد (Dorostghoal et al. 2009). این ماهی بتپلازیک و ساکن آب‌های شیرین در مناطق تحت حاره ای می‌باشد و یک گونه همه‌چیزخوار بوده که در سنین بالا به رژیم گوشتخواری روی می‌آورد. این گونه دارای اهمیت اقتصادی در میان مردم محلی است و یک گونه مهم تجاری در آبری پروری ایران به شمار می‌رود. برخی از گزارشات نشان می‌دهد که جمعیت این گونه در رودخانه‌های خوزستان کاهش یافته است (نیک‌پی، ۱۳۷۵). با وجود اهمیت این ماهی متساقنه تاکنون آگاهی‌هایی درمورد تنوع ژنتیکی این گونه در میان مناطق مختلف منتشر نشده است. هدف از این پژوهش، بررسی وضعیت ژنتیکی ماهی شیربت در رودخانه کرخه و مقایسه آن با نمونه‌های پرورشی بود.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری: در پاییز ۱۳۹۱ تعداد ۳۰ عدد ماهی شیربت از رودخانه کرخه و ۳۰ عدد از مرکز تکثیر ماهیان گرمابی اهواز جمع‌آوری شد. حدود ۳ گرم از باله سینه‌ای هر ماهی جداسازی و تا زمان استخراج DNA در الكل اتیلیک مطلق نگهداری شد. سپس نمونه‌ها برای استخراج DNA به آزمایشگاه ژنتیک دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی گرگان منتقل گردیدند.

آماده‌سازی نمونه‌ها: استخراج DNA از نمونه‌ها به روش فل-کلروفرم انجام پذیرفت (Hillis et al. 1996). استخراجی DNA پس از افزودن ۱۰۰ میکرولیتر آب مقطر دو بار تقطیر تا زمان انجام مطالعات در فریزر ۲۰– درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. کیفیت و کمیت DNA استخراجی نیز با استفاده از ژل آگارز یک درصد و روش اسپکتروفوتومتری ارزیابی شد.

واکنش زنجیره‌ای پلیمراز و الکتروفورز

به منظور بررسی تنوع ژنتیکی ماهی شیربت از جایگاه‌های GGM024، GATA20، BI1-153، Bbar11 ژنی

جدول ۱- خصوصیات جایگاه های ژنی مورد استفاده در این مطالعه

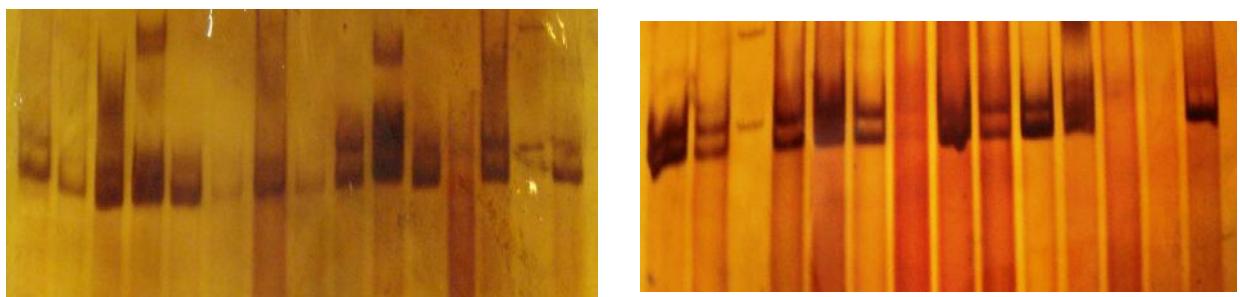
Table 1: Specifications of genetic loci that are used in this study

جایگاه ژن Locus	توالی sequence	توالی Allele size	دماهی اتصال (درجه سانتی گراد) Annealing temp. (°C)
Bbar11	F: GC GGAGGAAGAGAACACAG R: CTATGCCATTGCCACACATC	116-216	49
BI1-153	F: GCACAGCTCTAATCGGTCACT R: TATGGTCAAACACGGGTCAA	168-244	56
GATA20	F: AATCATGGCGATGGAAAGAC R: AATGACACTTCACATCTAGC	76-144	54
GGM024	F: TCCCTCTTTGCTCTCAGG R: TAGGTGAACAAATGGCATGG	116-184	55
MFW2	F: CACACCGGGCTACTGCAGAG R: GTGCAGTGCAGGCAGTTGC	156-212	58
MFW7	F: TACTTGCTCAGGACGGATGC R: ATCACCTGCACATGGCCACTC	116-172	59
MFW26	F: CCCTGAGATAGAACCACTG R: CACCATGCTTGGATGCAAAAG	120-200	48

نتایج

شاخص درون آمیزی (F_{is}) و جریان ژنی (N_m) به ترتیب ۰/۱۳۶ و ۰/۱۰ به دست آمد. از نظر تمایز بین مناطق میزان شاخص F_{st} و R_{st} بر اساس تجزیه و تحلیل واریانس مولکولی (AMOVA) به ترتیب ۰/۰۳۳ و ۰/۱۸۸ به دست آمد. همچنین نتایج براساس AMOVA نشان داد که ۹۷ درصد از تنوع مشاهده شده مربوط به درون جمعیت‌ها و تنها ۳ درصد از تنوع مربوط به بین جمعیت‌ها می‌باشد (شکل ۲). براساس معیار فاصله ژنتیکی Nei میزان شباهت ژنتیکی بین دو منطقه ۰/۶۴۷ و مقدار فاصله ژنتیکی ۰/۴۳۵ به دست آمد. دندروگرام UPGMA بر اساس مقدار فاصله ژنتیکی نیز نشان داد که این دو منطقه در دو شاخه به‌طور کامل مجزا قرار دارند.

هر ۷ جایگاه ژنی مورد استفاده در این بررسی پلی مورفیسم را نشان دادند (شکل ۱). تعداد ال‌های مربوط به تمامی جایگاه‌های چندشکل در جدول (۲) نشان داده شده است. تعداد کل ال در سطح جایگاه در دامنه ۸-۱۸ به دست آمد بطوری که جایگاه GGM024 پایین‌ترین (۸ ال) و Bbar11 بالاترین تعداد ال را نشان دادند. تعداد متوسط ال‌های مشاهده شده و موثر در کرخه به ترتیب ۰/۲۸۶ و ۰/۷۸۹ و در جمعیت پرورشی ۰/۲۸۶ و ۰/۱۴۱ به دست آمد که از این نظر بین مناطق هدف، تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد ($P > 0/05$). مقادیر هتروزیگوستی مشاهده شده (H_0) و مورد انتظار (H_e) به ترتیب در دامنه ۰-۰/۳۶۰ (متوسط: ۰/۰۰۰) و ۰/۹۲۱-۰/۰/۷۵۰ (متوسط: ۰/۰۸۶) قرار داشت. متوسط هتروزیگوستی مشاهده شده در سطح مناطق نیز به ترتیب ۰/۶۹۱ و ۰/۰۷۸-۰/۰۷۸ به رای کرخه و پرورشی به دست آمد. همچنین بین مناطق مورد بررسی تفاوت معنی‌داری از نظر میزان هتروزیگوستی مشاهده شده و موردناظار، مشاهده نشد ($P > 0/05$). در بررسی نمونه‌ها از نظر تعادل هاردی-واینبرگ تمام نمونه‌های دو منطقه (۱۴ نمونه) انحراف از تعادل را نشان دادند. در این بررسی ضریب تصحیح بونفرونی اعمال شد. متوسط



شکل ۱- تصویر نشانگرهای ریزماهواره ماهی شیربت در جایگاههای MFW2 و B11-153

Figure 1 . Microsatellite profiles of *Barbus grypus* at loci MFW2 and B11-153

جدول ۲- تنوع ژنتیکی جایگاههای ژنی مورد مطالعه در گروههای ماهی شیربت

Table 2: Genetic variability of microsatellite loci in two populations for *Barbus grypus*

MFW26	MFW7	MFW2	GGM024	GATA20	B11-153	Bbar11	
9 4.980 0.360 0.799	10 6.614 0.640 0.849	11 7.962 0.880 0.874	8 3.994 0.520 0.750	10 7.310 0.760 0.863	13 10.504 0.960 0.905	11 6.158 0.720 0.838	N _a N _e H _o H _e
***	***	**	**	***	***	**	pHW
13 8.929 0.680 0.888	13 9.124 0.920 0.890	13 10.246 0.800 0.902	9 5.274 0.800 0.810	12 7.622 0.760 0.869	15 10.163 0.640 0.902	18 12.626 1.000 0.921	N _a N _e H _o H _e
***	***	***	**	***	***	***	pHW

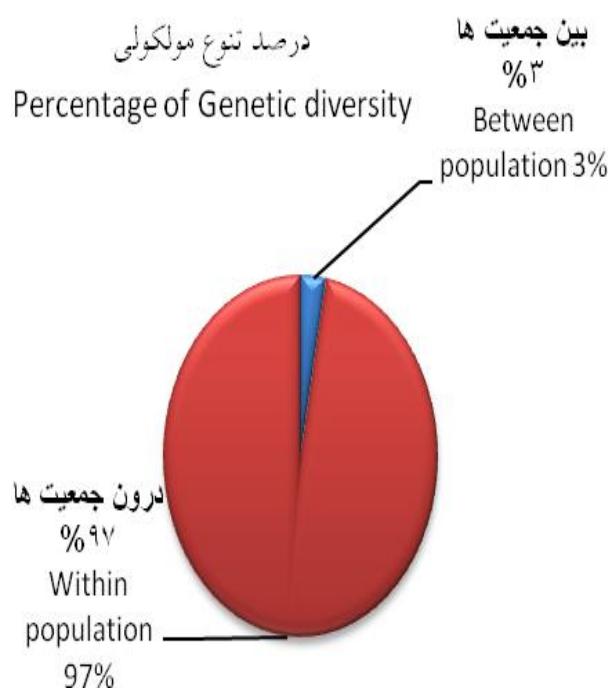
N_a: تعداد الیهای مشاهده شده، N_e: تعداد الیهای مؤثر، H_o: هتروزیگوتی مشاهده شده، H_e: هتروزیگوتی مورد انتظار، F_{is}: ضریب درون آمیزی؛ ns: عدم معنی داری، pHW: تست احتمال تعادل هاردی-واینبرگ (ns: P ≤ 0.05, *: P ≤ 0.01, **: P ≤ 0.001, ***: P < 0.001).

Na, number of observed alleles; Ne, number of effective alleles; Ho, observed heterozygosity; He, expected heterozygosity; Fis, fixation indices; PHW, Hardy-Weinberg probability test
(*P < 0.05, **P < 0.01, ***P < 0.001, n.s, non-significant).

جدول ۳- میزان Fst (ضریب تمایز)، Fis (ضریب درون آمیزی)، Nm (جریان ژنی) در جایگاههای ژنی مورد مطالعه

Table 3. Nm, F_{st} and F_{is} index of five microsatellite loci in two populations for *B. grypus*

میانگین Average	MFW26	MFW7	MFW2	GGM024	GATA20	B11-153	Bbar11	جایگاه ژنی Locus
0.028	0.034	0.021	0.018	0.046	0.036	0.010	0.035	F _{st}
0.136	0.384	0.103	0.054	0.154	0.122	0.114	0.022	F _{is}
10.781	7.077	11.945	13.543	5.242	6.724	24.021	6.912	N _m



شکل ۲- تنوع ژنتیکی بدست آمده براساس معیار F_{st}

Figure 2. The distribution of genetic diversity on

F_{st} standard

در بررسی‌های تنوع ژنتیکی و خصوصاً در مورد گونه‌هایی که تحت برنامه‌های تکثیر مصنوعی و بازسازی ذخایر قرار دارند، هتروزیگوستی نمی‌تواند شاخص مناسبی برای نشان دادن وضعیت ژنتیکی باشد (Petit *et al.* 1998). تعداد متوسط ال واقعی در سطح جمعیت‌های کرخه و پرورشی به ترتیب ۱۰/۲۸۶ و ۱۳/۲۸۶ محاسبه شد که تفاوت معنی داری از این نظر بین دو جمعیت مورد بررسی مشاهده نشد و این مقادیر بیشتر از مقدار محاسبه شده برای ماهیان آب شیرین (۷/۵) (Dewoody and Avise, 2000) بود. این مقدار به شدت تحت تاثیر تعداد نمونه‌ها می‌باشد، بر همین اساس، این امکان وجود دارد که در آزمایشات گوناگون با تعداد نمونه‌های متفاوت تعداد ال‌های واقعی مختلفی برای یک جایگاه معین بدست آید. وجود حداقل تعداد ۳۰ نمونه می‌تواند تعداد ال‌های واقعی را در بررسی‌های ریزماهواره نشان (Goldstien and Scholottor, 1999; Silva and Russo, 2006) دهد Peakall and Smous, 2006. تعداد ال مؤثر در همه جایگاه‌ها کمتر از ال مشاهده شده می‌باشد که علت این امر محدود بودن تعداد مولдین مؤثر در عملیات تکثیر مصنوعی و امکان از دست رفتن ال‌ها در طی زمان می‌باشد. این نتایج نشان می‌دهد که به رغم مسائلی همچون تکثیر مصنوعی ماهی شیریت و فشار صید، تنوع ژنتیکی این ماهی در سطح قابل قبولی قرار دارد. متأسفانه علی‌رغم مزایای تکثیر مصنوعی، این روش در دراز مدت می‌تواند منجر به کاهش تنوع ژنتیکی ذخایر ژئی بومی گردد (Blanchet *et al.* 2008). با اینکه انتظار می‌رود میزان ال واقعی و هتروزیگوستی در جمعیت پرورشی کمتر از جمعیت وحشی باشد اما از این نظر اختلاف معنی داری بین این جمعیت‌ها مشاهده نشد که این می‌تواند به علت وقوع درون آمیزی در جمعیت کرخه باشد که دلیل آن وجود تنگی‌های ژنتیکی می‌باشد که این امر در طولانی مدت باعث روند کاهشی در تنوع ژنتیکی جمعیت می‌شود. در صورت بزرگ بودن بیش از اندازه جمعیت، تصادفی بودن آمیزش‌ها و عدم وجود جهش، بهگزینی و مهاجرت (جابجایی ماهیان از یک جمعیت به جمعیت دیگر)، فراوانی آلی و ژنتیکی می‌تواند از نسلی به نسل دیگر ثابت بماند که تحت عنوان تعادل هارדי-واینبرگ بیان می‌شود. در جمعیت‌های ماهیان، انحراف از تعادل هارדי-واینبرگ زیاد دیده می‌شود (Lucentini *et al.* 2006).

تنوع ژنتیکی به عنوان پایه‌ای برای توانایی تکامل جمعیت‌های است. دانسته‌های مربوط به تنوع ژنتیکی و ساختار جمعیتی گونه‌ها، نقشی اساسی در حفاظت و بهره‌برداری پایدار از آن‌ها دارد. عملیات آبزی پروری می‌تواند روی تنوع ژنتیکی یک گونه اثرگذار باشد (Norris *et al.* 1999). اندازه کوچک جمعیت و برنامه‌های کنترل نشده تکثیر مصنوعی، از عوامل اصلی از کاهش تنوع ژنتیکی در گونه‌های پرورشی است (Hansen *et al.* 2000)، بنابراین، حفظ تنوع ژنتیکی باید به عنوان اولویت اصلی در برنامه‌های تکثیر حمایتی در نظر گرفته شود.

ریزماهواره‌ها نشانگرهای ژنتیکی هستند که بصورت گستردگی در مطالعات ژنتیک جمعیت گونه‌های پرورشی و وحشی ماهیان استفاده می‌گردد (Liu *et al.* 2009). در واقع، این نشانگرها ارزش بالایی دارند؛ به طوری که علاوه بر فراوانی بالا در ژنوم تمام موجودات، تنوع قطعات تکرارشونده در آنها بالاست که علت آن را می‌توان به نرخ بالای جهش در این نشانگر نسبت داد و از طرفی، به دلیل همبازی بودن، هتروزیگوستی و جهش را بهتر از سایر نشانگرها نشان می‌دهد (Liu and Cordes, 2004).

با وجود اهمیت بالای اقتصادی و تجاری ماهی شیریت، این گونه فاقد آغازگر طراحی شده اختصاصی می‌باشد. در این بررسی جهت مقایسه تنوع ژنتیکی ماهی شیریت رودخانه کرخه و پرورشی از ۷ نشانگر ریزماهواره‌ای استفاده شد که همگی پلی-مورف بودند. کاهش تعداد ال‌های مشاهده شده در سطح جمعیت می‌تواند بیانگر کاهش تنوع ژنتیکی باشد (Lind *et al.* 2009). در بررسی‌های تنوع ژنتیکی، غنای الی نسبت به هتروزیگوستی دارای ارزش بالاتری است. در واقع، بالا بودن غنای الی، نشاندهنده بالا بودن اندازه مؤثر جمعیت بوده، استفاده از غنای الی برای ارزیابی تنوع ژنتیکی در جمعیت‌هایی که برای برنامه‌های به گزینی یا حفاظت انتخاب شده‌اند، مناسب‌تر است (2009 Diz and Presa, 2009). در این بررسی، میانگین هتروزیگوستی مشاهده شده در سطح جمعیت‌های کرخه و پرورشی به ترتیب ۰/۶۹ و ۰/۸۰ بود. به دست آمد، که نسبت به مقادیر مشاهده شده در ماهیان آب شیرین (۰/۴۶) (Dewoody and Avise, 2000) بالاتر می‌باشد اما بین دو جمعیت تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد ($p < 0.05$).

تصادفی و استفاده از تعداد زیاد مولдин چهت تکثیر اعلام کرد. در مراکز تکثیر ماهی شیربت عمدها سالانه تعداد زیادی مولد از رودخانه‌ها صید می‌شود که این امر موجب افزایش جریان ژنی خواهد شد.

در بررسی‌های جمعیتی میزان F_{st} به عنوان یک شاخص مهم چهت تفکیک و تمایز ژنتیکی بین جمعیت‌ها به کار می‌رود (Ballox and Moulin, 2002). یکی از مهمترین و هدفمندترین موضوعات در تحقیقات روی جمعیت‌های گونه‌های مختلف نیز دست‌یابی به اختلاف فراوانی‌الی میان جمعیت‌ها یا به عبارتی همان F_{st} به عنوان مقیاسی از تنوع جمعیتی است. هرگاه میزان F_{st} کمتر از ۰/۰۵ باشد، نشان دهنده وجود تمایز کم، مقدار بین ۰/۰۵ تا ۰/۱۵ نشان دهنده تمایز متوسط، مقدار بین ۰/۱۵ تا ۰/۲۵ نشان دهنده تمایز بالا و مقدار بالای ۰/۲۵ نیز نشان دهنده تمایز ژنتیکی خیلی بالا در بین جمعیت‌ها می‌باشد (Wright, 1978). در این بررسی میزان متوسط F_{st} , ۰/۰۲۸ می‌باشد که نشان دهنده تمایز پایین بین جمعیت‌ها می‌باشد و با توجه جریان ژنی بالای بین این دو منطقه، به سادگی قابل توجیه می‌باشد. در صورت عدم وجود جریان ژنی و یا جریان ژنی اندک بین جمعیت‌ها انتظار می‌رفت تمایز ژنتیکی قابل ملاحظه‌ای بین آنها ایجاد گردد. آنالیز واریانس مولکولی به عنوان یک آنالیز آماری، ابزاری مناسب برای مشخص کردن ساختار جمعیت و میزان تمایز ژنتیکی بین جمعیت‌هاست (Grassi *et al.* 2004). با توجه به اینکه R_{st} از دانسته‌های مربوط به اندازه‌الی استفاده می‌کند و وابسته به جهش نیست، می‌تواند داده‌های بیولوژیک بهتری نسبت به معیار F_{st} فراهم کند (Balloux and Moulin, 2002). بنابراین نتایج آزمون AMOVA در این بررسی بر اساس R_{st} حاکی از تنوع ژنتیکی بالا در داخل جمعیت‌ها (٪/۸۳) و در عین حال تنوع ژنتیکی پایین بین جمعیت‌ها (٪/۱۷) می‌باشد. برای ریزماهواره‌ها میزان R_{st} می‌تواند بیشتر از F_{st} باشد (Slatkin, 1995) که در این بررسی میزان F_{st} و R_{st} به عنوان شاخص‌های تمایز به ترتیب ۰/۰۳۳ و ۰/۱۸۸ به دست آمد که نشان از وجود تمایز پایین بین مناطق مورد بررسی است. طبق پیراستجه‌های عنوان شده توسط Throp (۱۹۸۲) که مقدار شباهت ژنتیکی را بر اساس سطوح فیلوزنی مختلف در شاخه مهره‌داران محاسبه کرد، برای جمعیت‌هایی که به گونه‌های مشابه تعلق دارند،

موارد انحراف از تعادل را نشان دادند که ضریب تصحیح بونفرونی در این بررسی لحاظ شد. انحراف از تعادل هاردی- واینبرگ می‌تواند علل متعددی داشته باشد. رضایی (۱۳۸۸) با بررسی جمعیت‌های ماهی سفید، علت انحراف از تعادل هاردی- واینبرگ را عملیات تکثیر مصنوعی و بازسازی ذخایر عنوان کرد. Zhao و همکاران (۲۰۰۵) در ارزیابی تنوع ژنتیکی *Acipenser sinensis* انحراف را به وجود آلل‌های صفر و تلاقی خویشاوندی نسبت دادند. در واقع وجود آلل‌های صفر در ماهی پدیده‌ای کاملاً عادی می‌باشد و وجود این آلل‌ها در توارث میکروستلاتیت در ماهیان مورد تأیید قرار گرفته است (Rodzen *et al.* 2002) و Appleyard and May (۲۰۰۲) در مطالعه ساختار ژنتیکی تن‌ماهی چشم‌درشت (*Thunnus obesus*) انحراف از تعادل هاردی- واینبرگ را مربوط به خطای نمونه‌گیری دانست. در اینجا علاوه بر دلایل ذکر شده، انحراف از تعادل را می‌توان به غیراختصاصی بودن آغازگرها یا تعداد کم نمونه نیز نسبت داد. در این بررسی متوسط میزان F_{is} , ۰/۱۳۶ به دست آمد و چون این مقدار بیشتر از صفر است می‌تواند دال بر آمیزش خویشاوندی و اختلاط بین جمعیت‌ها باشد (Wright, 1951). آمیزش خویشاوندی از جمله ملاحظات اصلی در جمعیت‌های ماهیان به شمار می‌رود که می‌تواند باعث کاهش هتروزیگوستی، کاهش میزان بقاء و عدم مقاومت در برابر بیماری‌ها و در نهایت به خطر اندختن جمعیت‌ها می‌گردد (Ferguson, 1995). میزان جریان ژنی (N_m) به تعداد مولдин مهاجر از یک منطقه به منطقه دیگر اطلاق می‌شود که هرچه این میزان بین دو منطقه بیشتر باشد به این معنی است که مهاجرت بین دو منطقه بیشتر و اختلاف ژنتیکی کمتر و میزان تنوع ژنتیکی در دو منطقه بیشتر می‌شود (Rezvani *et al.* 2004). میزان جریان ژنی اصلی ترین عامل ایجاد تمایز ژنتیکی است و هرگاه $N_m <$ باشد رانش ژنی عامل اصلی ایجاد تمایز ژنتیکی می‌شود (Li *et al.* 2007). از این‌رو نتایج به دست آمده نشان دهنده این است که عامل ایجاد تمایز ژنتیکی بین جمعیت‌ها جریان ژنی با میزان ۱۰/۷۸۱ بوده و دلیل مشاهده تنوع ژنتیکی بالا در جمعیت‌های این گونه را می‌توان وجود جریان ژنی بالا در بین جمعیت‌ها دانست. احتمالاً دلیل بالا بودن جریان ژنی را می‌توان انتخاب

مباحث مربوط به اصلاح نژاد در این جمعیت می‌باشد. با این وجود، احتمال کاهش تنوع ژنتیکی در جمعیت‌های پرورشی به دلیل درون آمیزی در آینده، دور از انتظار نیست. همچنین نتایج نشان داد که نشانگر ریزماهواره از توانایی بالایی برای نشان دادن میزان تنوع ژنتیکی در این ماهی برخوردار است.

منابع

Allendorf F, Ryman N, Utter F. 1987. Genetics and fishery management. University of Washington. Wasgington.

Angers B, Bernatchez L. 1998. Combined use of SMM and non SMM methods to infer finestructure and evolutionary history of brook charr (*Salvelinus fontinalis*, Salmonidae) populations from microsatellites. Molecular Biology Evolution 15: 143-159.

Appleyard SA, Ward RD, Grewe PM. 2002. Genetic stock structure of bigeye tuna in the Indian ocean using mitochondrial DNA and microsatellite. Journal of Fish Biology 62: 987-999.

Balloux F, Lugon-Moulin N. 2002. The estimate of population differentiation withmicrosatellite markers. Molecular Ecology 11: 155-165.

Bai J, Lutz-Carrillo DJ, Quan Y, Liang S. 2008. Taxonomic status and genetic diversity of cultured largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in China Aquaculture 278: 27-30.

Gresshoff GM. 1991. Fast and sensitive silver stainingof DNA in polyacrylamide gels. Analytical biochemistry 84: 680-683.

Beacham Td, McIntosh M, MacConnachie C. 2004. Population structure of lake-type and river-type sockeye salmon in Transboundary rivers of northern British Columbia. Journal of Fish. Biology 65: 389-402.

Blanchet S, Paez D, Bernatchez L, Dodson J. 2008. An integrated comparison ofcaptive-bredand wild Atlantic salmon (*salmosalar*): Implications for supportive breeding programs. Biological Conservation 141: 1989-1999.

شباهت ژنتیکی بین ۰/۸۰-۰/۹۰ و در گونه‌های متعلق به جنس-های مشابه بین ۰/۳۵-۰/۸۵ قرار دارد. مقدار به دست آمده در این بررسی ۰/۶۴۷ می‌باشد که در محدوده گونه‌های مشابه قرار دارد و با مقادیر تمایز پایین به دست آمده مطابق است.

نیجه گیری کلی

با توجه به نتایج این پژوهش، به نظر می‌رسد تنوع ژنتیکی مناطق مورد بررسی در حد قابل قبولی قرار دارد و تنوع بین گونه‌های پرورشی و کرخه اختلاف معنی داری نشان نمی‌دهد. همچنین تنوع ژنتیکی قابل قبول در جمعیت پرورشی، حاکی از رعایت

Chakmedooz F, Pour kazemi M, Zamini DA, Yarmohammadi M, Rezvani S, Azizzade, L. 2009. Genetic diversity of (*Rutilus frisii kutum*) with microsatellite marker. Proceedings of the First National Congress of the fishery resources of the Caspian Sea. Page 2 (In Farsi).

Dewoody JA, Avise JC. 2000. Microsatellite variation in marine, freshwater and anadromous fishes compared with other animals. Journal of Fish biology 56: 461-473.

Diz PA, Presa P. 2009. The genetic diversity pattern of *Mytilus alloprovincialis* in Galician Rías (NW Iberian estuaries). Aquaculture 287: 278-285.

Dorostghoal M, Peyghan R, Papan F, Khalili L. 2009. Macroscopic and microscopic studies of annual ovarian maturation cycle of Shirbot *Barbus grypus* in Karon river of Iran. Shiraz University. Iranian Journal of Veterinary Research 27: 172-179.

Dunham RA. 2004. Aquaculture and fisheries biotechnology genetic approaches. Canadian Association of Business Incubation Publishing, London.

Ferguson M. 1995. The role of moleculargenetic markers in the management of culturedfish. G. R. arvalhoand, T. J. Pitcher (Eds.), Molecular Genetics in Fisheries. London:Chapman and Hall 81-104.

Goldstein DB, Schlotterer C. 1999. Microsatellites: Evolution and Applications. Oxford University Press. New York. 368p.

Grassi F, Imazio S, Gomarasca S, Citterio S, Aina R, Sgorbati S, Sala F, Patrignani G, Labra M. 2004. Population structure and genetic variation within *Valerianawallrothii* Kreyer in relation to different ecological locations. Plant Science 166: 1437-1441.

Hansen MM, Ruzzante DE, Nielsen EE, Mensberg KD. 2000. Microsatellite andmitochondrial DNA polymorphism reveals life history dependent

- interbreeding between hatcheryand wild brown trout (*Salmo trutta* L.). Molecular Ecology 9: 583-594.
- Hillis DM, Mortiz C. 1996.** Molecular systematic. 2nd Ed, Sinauer Associates Inc, PublishersSunderland, Massachusetts.
- IUCN.2006.** IUCN Red List of Threatened species. Retrieved from <http://www.redlist.org/>. On 18May 2007.
- Li D, Kang D, Yin Q, Sun Z, Liang L. 2007.** Microsatellite DNA Marker Analysis of GeneticDiversity in Wild Common Carp (*Cyprinus carpio* L.) Populations. Genetics and Genomics 34: 984-993.
- Lind CU, Evans BS, Knauer J, Taylor JJU, Jerry DR. 2009.** Decreased genetic diversity and a reduced effective population size in cultured silver-lipped pearl oysters (*Pinctada maxima*). Aquaculture 286: 12-19.
- Liu Z. 2007.** Aquaculture Genome Technologies. Blackwell Publishing, Oxford.
- Liu F, Xia JH, Bai ZH, Fu JJ, Li JL, Yue GH. 2009.** High genetic diversity andsubstantial population differentiation in grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) revealed bymicrosatellite analysis. Aquaculture 297: 51-56.
- Liu Z, Cordes JF. 2004.** DNA marker technologies and their applications inaquaculturegenetics. Aquaculture 238:1-37.
- Lucentini L, Palomba A, Lancioni H, Gigliarelli L, Natali M, Panara F. 2006.** Microsatellite polymorphism in Italian populations of northern pike *Esox lucius*. Fisheries Research 80: 251–262.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** Ecosystems and human well-being: Current state andtrends: Findings of the conditions and trends working group of the millennium ecosystemassessment. Island Press, Washington D.C.
- Nei M. 1978.** Estimation of average heterozygosity and genetic distance from small number ofindividuals. Genetics 89: 583-590.
- Neik pei M. 1997.** Report of Barbus biology project, Iranian Fisheries Research and Training Organization 28-36 (In Farsi).
- Nelson J. 1994.** Fishes of the World. 3rded., John Wiley and Sons, NewYork.
- Norris AT, Bradley DG, Cunningham EP. 1999.** Microsatellite genetic variationbetweenand within farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. Aquaculture 180: 247-264.
- Pampoulie Ch, Jorundsdottir TD, Steinarsson A, Petursdottir G, Stefansson MO, Danielsdottir AK. 2006.** Genetic comparison of experimental farmed strains and wildIcelandic populations of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture 261: 556-564.
- Park LK, Moran P. 1995.** Developments in molecular genetic techniques in fisheries. MolecularGenetics in Fisheries. London.
- Peakall R, Smouse PE. 2006.** Gene Alex 6: genetic analysis in excel. Population geneticssoftware for teaching and research. Molecular Ecology 6: 288-295.
- Peakall R, Smouse PE. 2006.** Gene Alex 6: Genetic Analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. Molecular Ecology and Systemic 28: 105-128.
- Petit RJ, Mousadik AE, Pons AO. 1998.** Identifying populations for conservation on thebasis of genetic markers. Conservation Biology 12: 844-855.
- Rezae M. 2010.** Genetic diversity of (*Rutilus frisii kutum*) with microsatellite marker. MSc Thesis of Fisheries. The natural resources and Agriculture university of Gorgan 83pp(In Farsi).
- Rezvani Gilkolaei K, Salari Aliabadi MA, Zolgharnain H, Nabavi SMB. 2009.** Population genetic structure of Cobia, *Rachycentron canadum* revealed by microsatellite markers. Iranian journal of Fisheries science 3:61-69.
- Silva EP, Russo CAM. 2000.** Techniques and statistical data analysis in molecular population genetics. Hydrobiologia, 420: 119-135.
- Slatkin M. 1995.** A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. Genetics 139:457-462.
- Thorp JP. 1982.** The molecular clock hypothesis: Biochemical evolution, genetic differentiation andsystematic. Annual Review of Ecology and Systematics 13:139-168.Wright, B. S. 1951. The genetical structure of populations. Annual Eugenics 15: 323-354.
- Verspoor E, Jordan WC. 1989.** Genetic variation at the Me-2locus in the Atlantic salmon within and between rivers: evidence forits selective maintenance. Fish Biology 35: 205-213.
- Wright S. 1978.** Evolution and the genetics of populations variability within and among natural populations. University of Chicago Press. 2nd Ed., University of Chicago Press, Chicago.
- Yeh FC, Yang RC, Boyle T. 1999.** POPGENE version 1.3.1. Microsoft Window-basesFreeware for population Genetic Analysis. Retrieved from:www.uallberta.ca/fyeh/. University ofAlberta and the Centre for International Forestry Research.
- Zhao N, Shao Z, Zhu B. 2005.** Microsatellite assessment of Chinese sturgeon *Acipenser sinensis* genetic variability. J. Appl. Ichthyology 21:7-13.

Genetic diversity of *Barbus grypus* in the Karkheh River in Khuzestan Province and cultured fish studied using a microsatellite marker

Mahbobe Karami nasab¹, Zeinab Hosseinnia^{*2}, Hamed Kolangi Miandare³, Ali Shabany⁴

1&2- MSc. Students 3- Assistant Professor 4- Associate Professor

Department of Fisheries, Faculty of Fisheries and Environment, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Golestan, Iran.

* Corresponding Author, Email: z.hosseinnia@yahoo.com

ABSTRACT

Shirbot (*barbus grypus*) belongs to the *Cyprinidae* family and is widely present in the west and Southwest's water resources of Iran, especially the Karkhe River in Khuzestan Province. The aim of this study was to compare levels of genetic polymorphism between Karkhe River and cultured *Barbus grypus* populations using seven microsatellite loci. Genetic diversity was investigated by studying 60 samples collected from two regions. According to the results, the F_{st} value was 0.033, which indicates low genetic diversity between the populations. Most of the loci showed deviation from Hardy-Weinberg equilibrium. Also a relatively high level of gene flow was found among the population. Genetic variations in Karkheh: mean number of alleles per locus, $N_a=10.286$, mean effective number of alleles, $N_e=6.789$, observed heterozygosity, $H_o=0.691$ and expected heterozygosity, $H_e=0.840$ and cultured fish $N_a=13.286$, $N_e=9.141$, $H_o=0.800$ and $H_e=0.883$ were not statistically different. Also, analysis of molecular variance showed that there is low genetic variation among populations and most of the observed variation is within the populations.

Key Words

Genetic Diversity, Hardy-Weinberg Equilibrium, Microsatellite, Shirbot (*Barbus grypus*)