



بررسی احتمال وقوع پدیده افت تراز غذایی تحت تأثیر فشار صیادی در آب‌های ساحلی شمال خلیج فارس و دریای عمان (استان هرمزگان)

مرضیه رزاقی، سکینه مشجور*، احسان کامرانی

گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس

نوع مقاله:

پژوهشی

چکیده

در مطالعه حاضر، تغییرات میانگین سطوح غذایی (mTL)، طبقات غذایی صید (TrC) و میزان صید (LP) جوامع دریایی (۴۹ ذخیره شیلاتی) استحصال شده در مناطق صیادی هرمزگان (شمال خلیج فارس و دریای عمان)، طی یک روند زمانی ده ساله از ۱۳۹۰-۱۳۸۱ مورد بررسی قرار گرفت. میزان صید طی این دوره یک روند افزایشی ($r=0/88$, $p<0/001$) را نشان داد، حال آنکه میانگین سطوح غذایی صید کاهش معنی داری را از سال ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ داشته است ($r=-0/69$, $p<0/05$). علاوه بر این در میزان صید گوشتخواران و شکارچیان سطوح بالای شبکه غذایی طی این دوره نیز، روند رو به کاهشی مشاهده گردید که این امر می‌تواند متأثر از پدیده افت تراز غذایی تحت تأثیر فشار صیادی (Fishing down marine food web) در آب‌های ساحلی غرب و شرق استان هرمزگان بوده و احتمال وقوع این رخداد را تقویت نماید. نتایج آنالیز خوشه‌ای و دسته‌بندی غیرمتریک، نشان داد که ترکیب و میزان صید به شکل دو گروه سالی (۱۳۸۷-۱۳۹۰ و ۱۳۸۱-۱۳۸۶) تفکیک می‌شوند و آزمون آنالیز شباهت مشخص نمود که تفاوت معنی داری بین این دو گروه سالی وجود دارد ($r=0/88$, $p=0/005$) و گونه‌های *Benthosema thunnus albacares pterotum* مسئول این عدم شباهت در ترکیب و میزان صید بین این دو گروه معرفی شدند.

کلمات کلیدی:

تراز غذایی
تنوع اکوسیستم
فشار صیادی
هرمزگان

مقدمه

خلیج فارس حوضه آبی به طول ۹۵۰ کیلومتر است که سواحل ایران را از سواحل کشورهای عربستان سعودی، بحرین، کویت، قطر، امارات متحده عربی و عمان جدا ساخته است. به سبب وجود منابع سرشار نفت و گاز در خلیج فارس و سواحل آن، این آبراهه در سطح بین‌المللی، منطقه‌ای استراتژیک و راهبردی محسوب می‌شود. افزون بر این، صنعت شیلات نیز در اقتصاد کشورهای حوضه خلیج فارس نقش مهمی را ایفا می‌کند. در بخش سواحل ایرانی خلیج فارس، سه منطقه ساحلی خوزستان، بوشهر و هرمزگان دارای اهمیت صیادی هستند که در این میان استان هرمزگان با توجه به برخورداری از ۱۴۰۰ کیلومتر نوار ساحلی، بزرگترین

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: sakynemashjoor@gmail.com

منطقه صید محسوب شده و بخش اعظم صید ماهیان از سواحل ایرانی خلیج فارس را به خود اختصاص داده است. با این وجود، مطالعات در زمینه مدیریت صید در این منطقه بسیار اندک بوده است. فعالیت‌های انسانی همچون صیادی و تغییرات محیطی، اثرات گسترده‌ای را بر روی اکوسیستم‌های آبی به همراه داشته است. به طوری که انعکاس این تغییرات را می‌توان در ساختار جوامع، تولیدات و فراوانی گونه‌ها مشاهده نمود (Hall, 1999; Blaber *et al.*, 2000; Sinclair *et al.*, 2002). این اثرات بر ساختار جوامع ماهیان، به طور گسترده مورد تحقیق و بررسی قرار گرفته است که مشتمل بر بروز تغییرات در سطح غالبیت گونه‌ای، اندازه (Haedrich and Barnes, 1997; Bianchi *et al.*, 2000; Jouffre and Inejih, 2005) و میزان صید یک گونه در میان دیگر گونه‌هاست (Zwanenburg *et al.*, 2002; Sala *et al.*, 2004). صید بی‌رویه و مدیریت نشده ماهیان، نمونه‌ای از چنین فعالیت‌هایی است که منجر به حذف ارگانیسم‌های آبی به گونه‌ای شده که نرخ میرایی بسیار سریع‌تر از حدی است که اکوسیستم توان بازبایی آن را داشته باشد و این امر به طور چشمگیری در تمامی سطوح حیات دریایی: جمعیت، اجتماعات و اکوسیستم نمود داشته است (Mashjoor and Kamrani, 2015; Pauly *et al.*, 1998). از این رو بهره‌گیری از شاخص‌هایی که بتوانند، به سهولت و با استفاده از داده‌های موجود، وضعیت یک اکوسیستم را پیش‌بینی کنند، ضروری به نظر می‌رسد (Christensen, 2000; Pauly and Watson, 2005). در طی ۵۰ سال گذشته، میانگین سطوح غذایی صید یک روند کاهشی به میزان ۰/۱ در هر دهه را نشان داده است (Pauly *et al.*, 1998). این پدیده در مقیاس جهانی (Pauly and Palomares, 2005; Pauly *et al.*, 1998) و محلی (Sala *et al.*, 2004; Arancibia and Neira, 2005) توسط محققین بسیاری مورد بررسی قرار گرفته و نتایج مطالعات ایشان نشان داده است زمانی که ماهیان بزرگ با طول عمر زیاد که در سطوح بالای شبکه غذایی دریایی قرار دارند، به واسطه صید توامان چندگونه‌ای، نسبت به ماهیان کوچکتر با طول عمر کوتاه‌تر در سطوح پایین شبکه غذایی، سریع‌تر صید و کاهش می‌یابند، این امر سبب می‌شود که اندازه و میانگین سطوح غذایی ماهیان صید شده، به تدریج کاهش یابد (Pauly *et al.*, 1998). این پدیده امروزه به "افت تراز غذایی تحت تاثیر فشار صیادی"^۱ معروف است، که توسط Pauly و همکارانش (۱۹۹۸)، با اتکا به اطلاعات سالانه میزان صید سازمان خواربار جهانی (FAO) مطرح گردیده است. از این رو کنوانسیون تنوع زیستی (CBD)، میانگین سطح غذایی صیدهای شیلاتی را به عنوان شاخص تنوع زیستی ماهیان بزرگ (ماهیان با سطوح غذایی بالاتر از ۳/۵) انتخاب نمود، که شاخص غذایی دریایی (MTI) نامیده می‌شود. این شاخص یکی از شاخص‌هایی است که نشانگر اثرات انسانی بر اکوسیستم‌های آبی است. از این رو در گامی پیش‌تاز در بررسی این پدیده در آب‌های جنوبی کشور بالاخص استان پهن‌آورد هرمزگان، در مطالعه حاضر، با بهره‌گیری از شاخص‌هایی چون میانگین سطوح غذایی (علف‌خواران، پوده خوران، همه چیزخواران، گوشت‌خواران کوچک، بزرگ و شکارچیان سطوح بالای شبکه غذایی)، تخمین تغییرات زمانی ترکیب صید و ارتباط آن با دیگر شاخص‌های اکوسیستمی، منابع و دلایل بروز پدیده "افت تراز غذایی تحت تاثیر فشار صیادی" در شمال خلیج فارس، در منطقه ساحلی هرمزگان بررسی و ارزیابی گردید.

مواد و روش‌ها

در تحقیق حاضر، اطلاعات صید به صورت میزان صید از هر گونه (تن $\times 10^4$) در هر سال، در طول یک دهه اخیر (۱۳۹۰-۱۳۸۱)، بنا بر آمار رسمی منتشر شده توسط سازمان شیلات ایران (سالنامه آماری سازمان شیلات ایران، ۱۳۸۱-۱۳۹۱) تهیه گردید. این اطلاعات مشتمل بر حدود ۹۵-۹۰٪ از کل میزان صید سالانه طی این دوره زمانی بود. داده‌های صید ترال کف و سطوح غذایی غذایی ۴۹ گونه صید شده از آب‌های ساحلی غرب و شرق استان هرمزگان (شکل ۱- مناطق هفت گانه)، شمال خلیج فارس و

¹ Fishing down marine food web

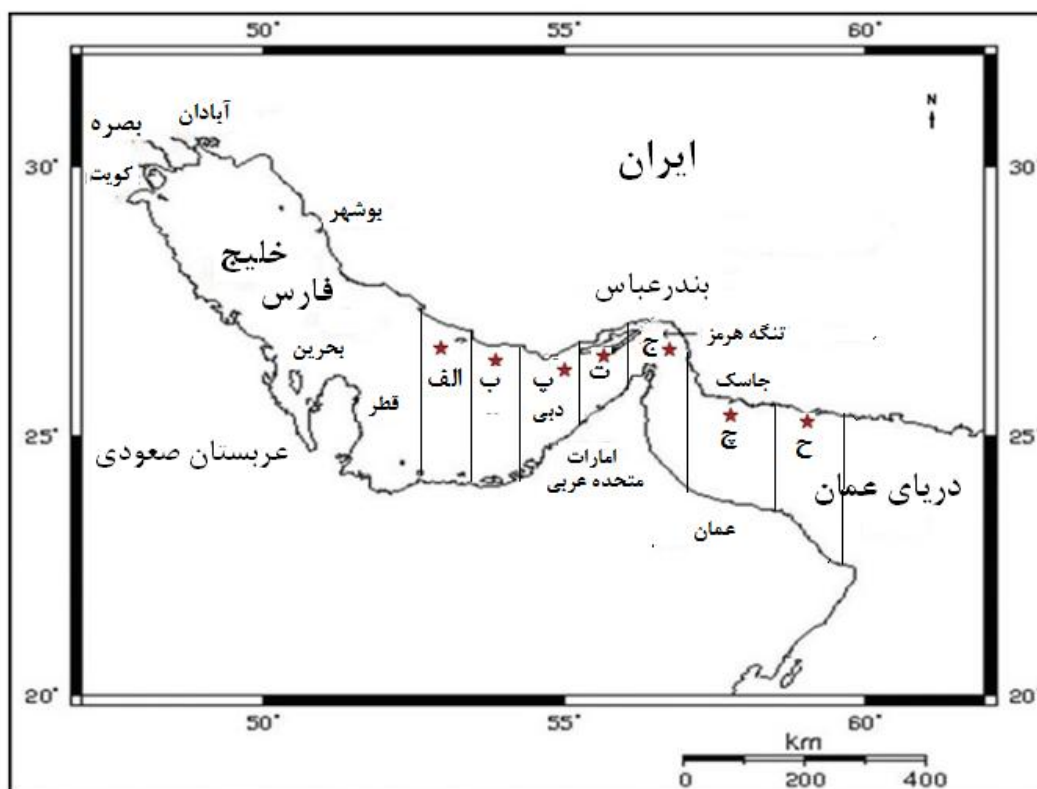
دریای عمان، به منظور تعیین الگوی پراکنش زمانی در ترکیب صید و روند تغییرات میانگین سطح غذایی (mTL) بین سال های ۱۳۹۰-۱۳۸۱ مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. به این صورت که:

الف: سطوح غذایی ۴۹ گونه موجود در ترکیب صید، به طور عمده از سایت های FishBase (www.fishbase.org) و Around Sea Us database (www.seaaroundus.org) به دست آمده (جدول ۱) و برای گروه هایی چون سفره ماهی و کوسه ماهی که تحت یک نام معمول در ترکیب صید ذکر می شوند، میانگین متعلق به آن جنس در منطقه ذکر گردید. ارزش شاخص mTL برای هر سال طبق معادله ۱ (Pauly *et al.*, 1998)، توسط حاصلضرب میزان صید در سطوح غذایی گونه های موجود در آن سال و سپس محاسبه میانگین وزن به دست آمد.

$$mTL = \frac{\sum TL_{ij} Y_{ij}}{\sum Y_{ij}} \quad \text{معادله ۱:}$$

mTL: میانگین سطح غذایی صید در سال j ، Y_{ij} : میزان صید گونه i در سال j و TL_i : سطح غذایی گونه i می باشد.

از آزمون همبستگی (رگرسیون) نیز به منظور تعیین ارتباط معنی دار بین میانگین سطح غذایی و سال و همچنین میانگین سطح غذایی و صید استفاده گردید.



شکل ۱. نقشه منطقه مورد مطالعه و مناطق نمونه برداری هفت گانه در آب های ساحلی غرب (شمال خلیج فارس) و شرق (دریای عمان) استان هرمزگان. صیدگاه های غرب استان هرمزگان (مناطق نمونه برداری الف-ج) که به تفکیک عبارتند از: الف) رأس نایبند تا بندر مقام، ب) بندر مقام تا فارور، پ) فارور تا باسعیدو، ت) باسعیدو تا جنوب قشم، ج) بندرعباس تا سیریک و صیدگاه های شرق استان هرمزگان مشتمل بر: چ) سیریک تا جاسک، ح) جاسک تا میدانی.

ب: به منظور مشاهده تغییرات در سهم مشارکت سطوح متفاوت غذایی از کل صید، Pauly و همکاران (۲۰۰۲)، گونه‌های بهره برداری شده را به سه طبقه غذایی تقسیم کردند: علفخواران، پوده خوران و همه چیزخوران، (TrC1: سطوح غذایی ۲-۳)، گوشتخواران سطوح میانی شبکه غذایی (TrC2: سطوح غذایی ۳/۵۰-۳/۰۱) و گوشتخواران و شکارچیان سطوح بالای شبکه غذایی (TrC3: سطوح غذایی بزرگتر از ۳/۵۱). کاهش در سهم سطوح بالای غذایی از کل میزان صید طی دوره می‌تواند نشان دهنده وقوع پدیده "Fishing down marine food webs" باشد (Caddy and Garibaldi, 2000; Pauly et al., 2002).

ج: تغییرات در الگوی پراکنش زمانی فراوانی صیدها توسط آنالیزهای خوشه‌ای و دسته‌بندی غیرمتریک (nMDS: non-Metric Multidimensional Scaling) با استفاده از ماتریس‌های شباهت Bray-Curtis بر اساس ریشه دوم فراوانی گونه‌ها بررسی گردید. ترسیم آنالیز خوشه‌ای و دسته‌بندی غیرمتریک توسط برنامه PRIMER5 انجام شد (Clarke and Warwick, 2001). بررسی تفاوت معنی‌دار در ساختار جمعیتی صیدها بین گروه‌های سالی که توسط آنالیز خوشه‌ای و دسته‌بندی غیرمتریک مشخص شده بودند نیز توسط آزمون آنالیز شباهت یک طرفه و با استفاده از ماتریس عدم شباهت Bray-Curtis بر اساس ریشه دوم فراوانی گونه‌ها، صورت گرفت. در این آزمون فرض صفر بر عدم تفاوت معنی‌دار در ساختار ترکیب صید بین گروه‌های سالی استوار است. سطح معنی‌داری و مقدار آماری R برای هر زوج مقایسه که توسط آزمون ANOSIM ایجاد شده بود، به منظور مشخص کردن عدم شباهت بین گروه‌های سالی مورد استفاده قرار گرفت (Clarke and Warwick, 2001) و در نهایت با استفاده از آزمون SIMPER گونه‌هایی که سبب بیش از ۵۰٪ شباهت در ترکیب جوامع صید در درون گروه‌های سالی (گروه‌های سال I و II) می‌شدند و همچنین گونه‌هایی که در مجموع بیش از ۹۰٪ در ایجاد عدم شباهت در ترکیب جوامع صید بین دو گروه سالی نقش داشتند با ارائه درصد مشارکت شان در این عدم شباهت مشخص می‌گردد. آزمون SIMPER در برنامه PRIMER5 بر اساس ماتریس عدم شباهت و با ریشه دوم فراوانی صیدها با مقایسه دو به دو گروه‌های سالی انجام گردید. در این روش سهم مشارکت هر یک از گونه‌ها در تغییرات زمانی جوامع صید به صورت درصد ارائه می‌شود (Jaureguizar and Milessi, 2008; Clarke and Warwick, 2001).

جدول ۱. سطوح غذایی ۴۹ ذخیره شیلاتی مورد مطالعه (استخراج شده از سایت‌های FishBase (www.fishbase.org) و Sea Around Us database (www.seaaroundus.org))

| نام انگلیسی | نام علمی | TL (سطح غذایی) |
|---------------------------------|------------------------------------|----------------|
| Sind sardinella | <i>Sardinella sindensis</i> | ۲/۹ |
| Skinnycheek lanternfish | <i>Benthoosema pterotum</i> | ۳/۱ |
| Blochs gizzard shad | <i>Nematalosa nasus</i> | ۲/۷ |
| Indo-pasific king | <i>Scomberomorus guttatus</i> | ۴/۳ |
| Trigate tuna | <i>Auxis thazard</i> | ۴/۳ |
| Hilsa shad | <i>Tenualosa ilisha</i> | ۲ |
| Wolf-herring | <i>Chirocentrus nudus</i> | ۴/۲ |
| Talang queenfish | <i>Scomberoides commersonianus</i> | ۴/۵ |
| Indian mackerel | <i>Rastrelliger kanagurta</i> | ۳/۲ |
| Mahi mahi / common dolphinfish | <i>Coryphaena hippurus</i> | ۴/۴ |
| Black skipjack | <i>Euthynnus affinis</i> | ۴/۵ |
| Narrow- barred Spanish mackerel | <i>Scomberomorus commerson</i> | ۴/۵ |

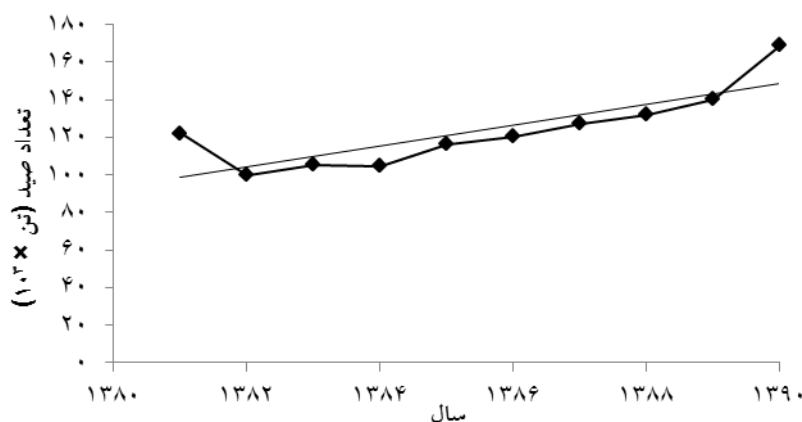
ادامه جدول ۱.

| TL (سطح غذایی) | نام علمی | نام انگلیسی |
|----------------|------------------------------------|--------------------------|
| ۴/۳ | <i>Thunnus albacares</i> | Yellowfin tuna |
| ۴/۵ | <i>Thunnus tonggol</i> | Longtail tuna |
| ۴/۳ | <i>Katsuwonus pelamis</i> | Skipjack tuna |
| ۴/۵ | <i>Sphyaena jello</i> | Pickhandle barracuda |
| ۴ | <i>Rachycentron canadum</i> | Black king fish |
| ۲/۶ | <i>Liza macrolepis</i> | Mullet |
| ۳/۸ | <i>Argyrosomus hololepidotus</i> | Southern meager |
| ۴/۲ | <i>Caranx ignobilis</i> | Gaint trevally |
| ۳/۶ | <i>Sepia</i> | Cuttle fish |
| ۳/۱ | <i>Pampus argenteus</i> | Silver pomfret |
| ۲ | <i>Scarus persicus</i> | Gulf parrotfish |
| ۳/۶ | <i>Otolithes ruber</i> | Tigerthooth croaker |
| ۳/۵ | <i>Pomadasys kaakan</i> | Javelin grunter |
| ۳/۳۱ | <i>Lethrinus nebulosus</i> | Spangled emperor |
| ۲/۱۱ | <i>Siganus spp</i> | Rabbitfish |
| ۳/۳ | <i>Drepane punctata</i> | Spotted sicklefish |
| ۳/۲ | <i>acanthopacrous</i> | Yellowfin seabream |
| ۲/۹ | <i>Parastromateus niger</i> | Black pomfret |
| ۴/۲ | <i>Lutjanus johnii</i> | John' s snapper |
| ۴/۵ | <i>Lutjanus erythropterus</i> | Red snapper |
| ۴/۳ | <i>Eleutheronema tetradactylum</i> | Fourfinger threadfin |
| ۳/۸ | <i>Nemipterus japonicus</i> | Japanese threadfin bream |
| ۳/۶ | <i>Platycephalus indicus</i> | Bartail flathead |
| ۴/۴ | <i>Saurida tumbil</i> | Greater lizardfish |
| ۴/۴ | <i>Psettodes erumei</i> | Indian halibut |
| ۳/۹ | <i>Epinephelus coioides</i> | Orangespot grouper |
| ۳/۶۵ | <i>Johnius spp.</i> | Bigeye croaker |
| ۳/۷ | <i>Trachinotus mookalee</i> | Indian pompano |
| ۳/۴۸ | <i>Arius maculatus</i> | Roundsnout sea cat fiah |
| ۴/۵ | <i>Trichiurus lepturus</i> | Largehead hairtail |
| ۳/۶ | <i>Rhynchobatus djiddensis</i> | Giant guitarfish |
| ۴ | <i>Pristis zijsron</i> | Green sawfish |
| ۴ | <i>Himantura</i> | Rays |
| ۴ | <i>Carcharhinus</i> | Sharks |
| ۲/۷ | <i>Palinurus</i> | Spiny lobsters |
| ۳/۴ | <i>Portunus</i> | Swim crabs |
| ۲/۷ | <i>Penaeus</i> | Shrimps and prawns |

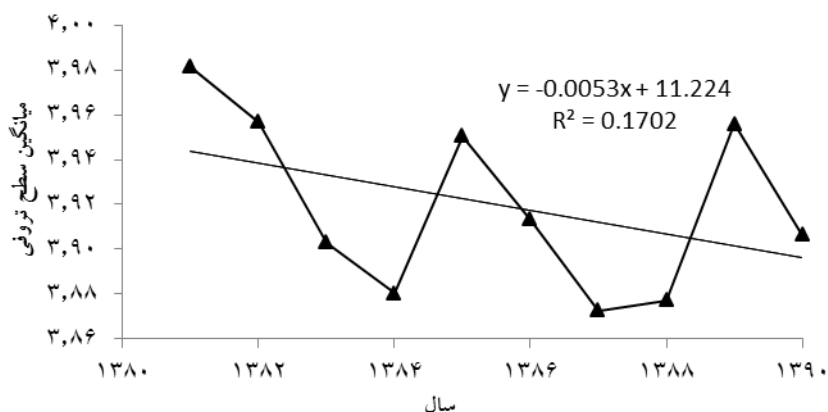
نتایج

روند تغییرات میزان صید در آب های استان هرمزگان، شمال خلیج فارس و دریای عمان، در شکل ۲ آورده شده است. همانگونه که در شکل ۲ مشاهده می شود، از سال ۱۳۸۱ تا ۱۳۸۲ میزان صید کاهش و پس از آن تا سال ۱۳۹۰ به تدریج افزایش یافته است، تا

اینکه در سال ۱۳۹۰ به ۱۷۰۰۰۰ تن می‌رسد ($r = 0/88$, $p < 0/001$). میانگین سطوح غذایی صیدها در آب‌های استان هرمزگان کاهش معنی‌داری را از ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ نشان می‌دهد ($r = -0/69$, $p < 0/05$) (شکل ۳). همانطور که در شکل ۳ نشان داده شده است بیشترین میزان شاخص mTL مربوط به نخستین سال آغاز دهه یعنی سال ۱۳۸۱ بوده است (۳/۹۸) و این امر متناظر با عمده صید از کفزیان و ماهیان بزرگ پلاژیک از سطوح غذایی بالاست و کمترین میزان این شاخص نیز در سال ۱۳۸۷ مشاهده شده (۳/۸۷) که ناشی از افزایش نرخ صید از سطوح پایین غذایی (سخت پوستان و نرم‌تنان) بوده است. به نحوی که گوشتخواران و شکارچیان سطوح بالایی شبکه غذایی سهم بیشتری را نسبت به پوده‌خوران، همه‌چیزخوران و گوشتخواران سطوح میانی شبکه غذایی به خود اختصاص داده‌اند (شکل ۴)؛ ولی با این وجود میزان صید این گروه از آغاز دهه تا پایان دوره مورد بررسی روندی کاهشی را نشان می‌دهد (شکل ۴). در این مطالعه میانگین سطوح غذایی به اندازه ۰/۱۱ طی دوره ده ساله کاهش یافته است.

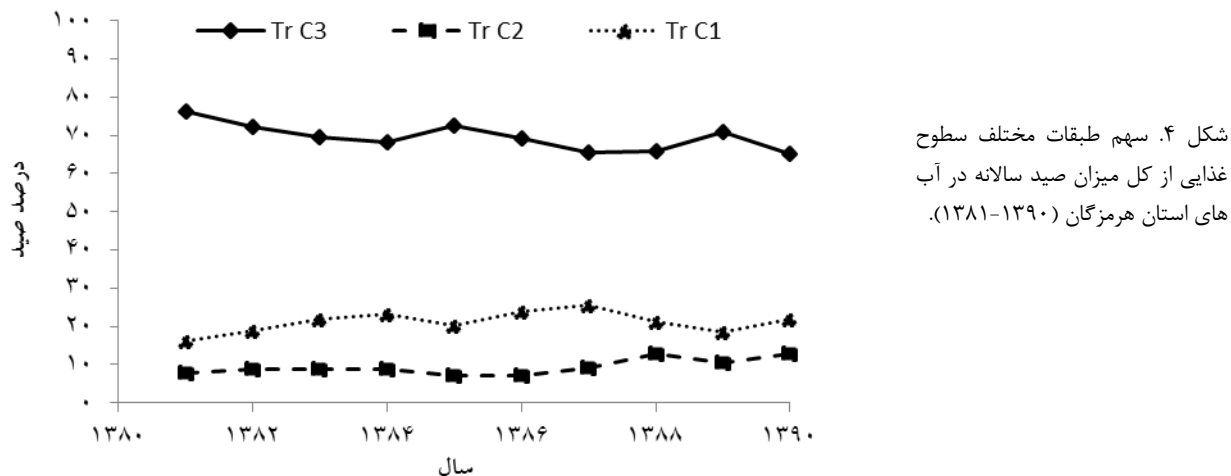


شکل ۲. روند تغییرات میزان صید در آب‌های استان هرمزگان، شمال خلیج فارس و دریای عمان (۱۳۸۱-۱۳۹۰)

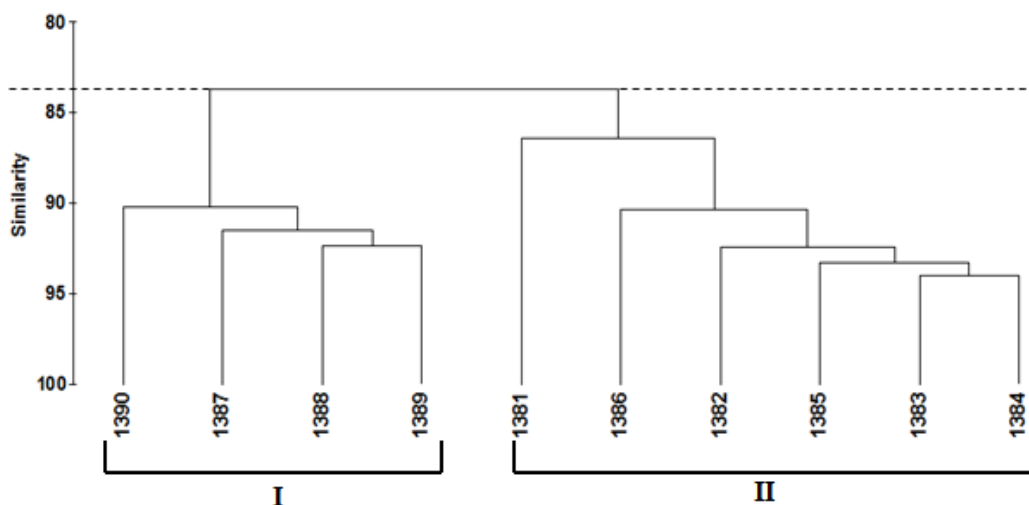


شکل ۳. میانگین سطوح غذایی صیدها در آب‌های استان هرمزگان (۱۳۸۱-۱۳۹۰)

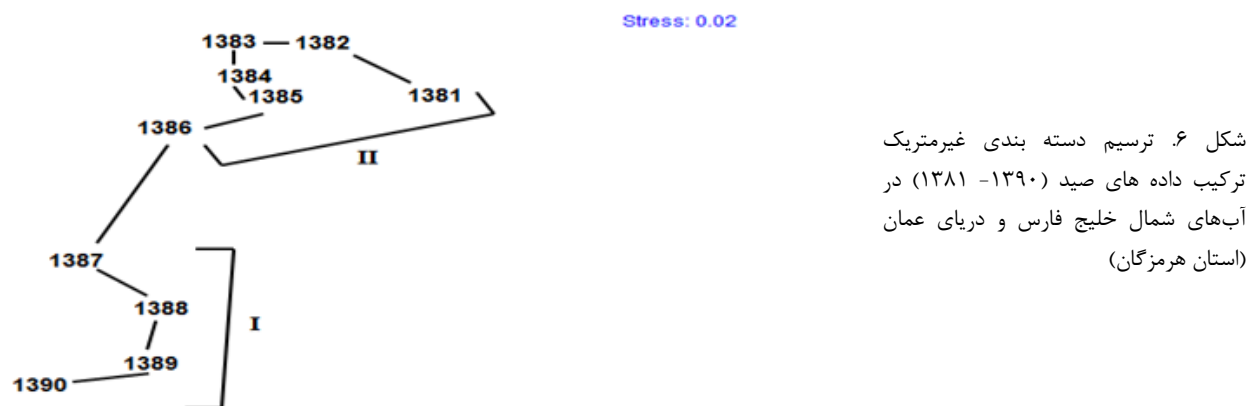
آنالیز خوشه‌ای با استفاده از ماتریس‌های شباهت Bray-Curtis بر اساس ریشه دوم فراوانی صیدها نشان داد که در ابتدا براساس ۸۳/۵٪ شباهت دو گروه قابل تشخیص است: گروه اول شامل ۴ سال پایانی دهه (۱۳۸۷-۱۳۹۰) و گروه دوم بقیه سال‌های مورد مطالعه بود (شکل ۵). همچنین همانگونه که در شکل ۵ مشاهده می‌گردد، در گروه دوم بر اساس ۸۷٪ شباهت، سال آغازین دهه یعنی سال ۱۳۸۱ از بقیه سال‌ها مجزا گشته است. نتایج دسته‌بندی غیرمتریک هم، تصویر دوبعدی مناسبی از داده‌ها ایجاد نمود (Stress value 0.02) (شکل ۶). نتایج دسته‌بندی غیرمتریک، گروه بندی ایجاد شده توسط آنالیز خوشه‌ای را تأیید کرد. مشابه بودن نتایج این دو روش، صحت جدایی ترکیب داده‌های صید به شکل گروه‌های سالی I و II را طی این دوره زمانی مشخص می‌نماید.



TrC1: علفخواران، پوده خوران و همه چیزخوران (سطوح غذایی ۲-۳)، TrC2: گوشتخواران سطوح میانی شبکه غذایی (سطوح غذایی ۳/۵۰-۳/۰۱)، TrC1: گوشتخواران و شکارچیان سطوح بالایی شبکه غذایی (سطوح غذایی بزرگتر از ۳/۵۱).



شکل ۵. دندوگرام آنالیز خوشه‌ای و دسته‌بندی غیرمتریک (nMDS) ترکیب صید آبهای استان هرمزگان (۹۰-۱۳۸۱) و تفکیک آن به دو گروه سالی I و II



جدول ۲. نتایج آزمون SIMPER به منظور تعیین گونه های مؤثر در شباهت ترکیب صید درون گروه های سالی I و II.

| ۱۳۸۷-۱۳۹۰ | | | درصد متوسط شباهت: ۹۰/۳۷ |
|------------------|----------------------|------------|-------------------------------------|
| میانگین صید (تن) | درصد مشارکت در شباهت | درصد تجمعی | گونه |
| ۱۶/۲۵ | ۷/۷۶ | ۷/۷۶ | <i>Thunnus tonggol</i> |
| ۱۶/۰۷ | ۷/۷۶ | ۱۵/۵۱ | <i>Sardinella melanura</i> |
| ۹/۰۸ | ۵/۱۳ | ۲۰/۶۵ | <i>Thunnus albacares</i> |
| ۵/۸۶ | ۴/۷۷ | ۲۵/۴۲ | <i>Euthynnus affinis</i> |
| ۴/۵۸ | ۴/۱۱ | ۲۹/۵۳ | <i>Caranx ignobilis</i> |
| ۴/۲۲ | ۳/۹۷ | ۳۳/۵۰ | Sharks |
| ۳/۶۳ | ۳/۶۷ | ۳۷/۱۷ | <i>Scomberoides commersonnianus</i> |
| ۳/۵۰ | ۳/۵۲ | ۴۰/۶۹ | <i>Scomberomorus commerson</i> |
| ۲/۵۵ | ۳/۱۶ | ۴۳/۸۵ | <i>Scomberomorus guttatus</i> |
| ۲/۷۵ | ۳/۰۹ | ۴۶/۹۵ | <i>Sphyraena jello</i> |
| ۲/۹۰ | ۳/۰۹ | ۵۰/۰۴ | Shrimps and prawns |
| ۱۳۸۱-۱۳۸۶ | | | درصد متوسط شباهت: ۹۱/۵۵ |
| میانگین صید (تن) | درصد مشارکت در شباهت | درصد تجمعی | گونه |
| ۲۳/۸۷ | ۹/۶۳ | ۹/۶۳ | <i>Thunnus tonggol</i> |
| ۱۸/۲۹ | ۸/۴۶ | ۱۸/۰۹ | <i>Sardinella melanura</i> |
| ۶/۴۹ | ۴/۸۴ | ۲۲/۹۳ | <i>Benthoosema pterotum</i> |
| ۵/۰۶ | ۴/۴۱ | ۲۷/۳۴ | <i>Euthynnus affinis</i> |
| ۳/۸۷ | ۳/۷۹ | ۳۱/۱۳ | <i>Caranx ignobilis</i> |
| ۳/۷۳ | ۳/۷۸ | ۳۴/۹۱ | Sharks |
| ۳/۴۷ | ۳/۶۱ | ۳۸/۵۲ | <i>Scomberomorus commerson</i> |
| ۳/۶۳ | ۳/۶۱ | ۴۲/۱۳ | <i>Auxis thazard</i> |
| ۳/۳۵ | ۳/۴۳ | ۴۵/۵۶ | <i>Trichiurus lepturus</i> |
| ۲/۶۴ | ۳/۳۰ | ۴۸/۸۶ | <i>Scomberoides commersonnianus</i> |
| ۲/۷۱ | ۳/۰۹ | ۵۱/۹۵ | <i>Sphyraena jello</i> |

جدول ۳. نتایج آزمون SIMPER به منظور تعیین گونه های مؤثر در عدم شباهت بین گروه های سالی I و II

| گونه های متمایز کننده | مقایسه های SIMPER |
|--|----------------------|
| <i>Benthoosema pterotum</i> (فانوس ماهیان); (با میانگین عدم شباهت ۲/۳۴ از مجموع ۱۶/۲۷ میانگین کل); بیش ترین فراوانی در گروه سالی I (میانگین = ۶/۹۴) در مقابل گروه سالی II (میانگین = ۰/۰۱) | گروه های سالی I و II |
| <i>Thunnus albacares</i> (تن ماهیان); (با میانگین عدم شباهت ۱/۴۴ از مجموع ۱۶/۲۷ میانگین کل); بیش ترین فراوانی در گروه سالی II (میانگین = ۹/۰۸) در مقابل گروه سالی II (میانگین = ۲/۱۵) | گروه های سالی I و II |

دو گروه سالی تفکیک شده توسط آنالیز خوشه ای و دسته بندی غیرمتریک، تحت آزمون آنالیز شباهت (ANOSIM) قرار گرفتند. نتایج آزمون آنالیز شباهت یک طرفه با استفاده از ماتریس عدم شباهت Bray-Curtis بر اساس ریشه‌ی دوم فراوانی گونه‌ها، تفاوت معناداری را در ساختار جمعیتی بین این دو گروه سالی نشان داد ($r=0/88$, $p=0/005$). مقدار آماری R به دست آمده توسط آزمون آنالیز شباهت (ANOSIM) حاکی از ترکیب گونه‌ای نسبتاً متفاوت بین این دو گروه سالی بود. گروه سالی I (۱۳۸۶-۱۳۸۱) دارای متوسط درصد شباهت ۹۰/۳۷ در ترکیب صید (جدول ۲) و میانگین سطح غذایی ۳/۹۳ بود. گونه‌هایی که بیشترین سهم را در شباهت ترکیب صید در این گروه سالی داشتند شامل *Sardinella melanura*, *Thunnus tonggol* و *T. albacares* بودند (جدول ۱). گروه سال II (۱۳۸۷-۱۳۹۰) (شکل ۵)، دارای متوسط درصد شباهت ۹۱/۵۵ در ترکیب صید و متوسط سطح تروفی ۳/۹۰ طی این بازه زمانی بود و گونه‌هایی که بیشترین سهم را در شباهت ترکیب صید در این گروه سالی (II) داشتند شامل *T. tonggol*, *S. melanura* و *B. pterotum* بودند (جدول ۲). همچنین در بین دو گروه سالی بررسی شده در این دوره (۱۳۸۷-۱۳۹۰ و ۱۳۸۶-۱۳۸۱) بیشترین عدم شباهت در جمعیت صیدها بین دو گروه، گونه *B. pterotum* بود که با میانگین عدم شباهت ۲/۳۴ درصد از مجموع ۱۶/۲۷ درصد عدم شباهت، بیشترین سهم را در ایجاد عدم شباهت در ترکیب صید بین این دو گروه سالی نشان داد. همچنین گونه *T. albacares* با میانگین عدم شباهت ۱/۴۴ درصد از مجموع ۱۶/۲۷ درصد عدم شباهت بعد از *B. pterotum* بیشترین سهم را در ایجاد عدم شباهت در ترکیب صید بین این دو گروه سالی به خود اختصاص داده است (جدول ۳).

بحث

در طی یک دهه اخیر (۱۳۸۱-۱۳۹۰)، افزایش تدریجی در میزان صید آب‌های شمال خلیج فارس و دریای عمان (استان هرمزگان)، با کاهش در میزان mTL، کاهش صید سطوح بالایی شبکه غذایی و همچنین تغییر نسبی در ترکیب گونه‌ای صیدهای شیلاتی برای منطقه صیادی هرمزگان همراه بوده است. میزان صید در طول این دوره روند افزایشی را طی کرده و از ۱۰۰۰۰۰ تن در سال ۱۳۸۱ به حدود ۱۶۵۰۰۰ تن در سال ۱۳۹۰ رسیده است. این در حالی است که درصد مشارکت ماهیان سطوح بالای شبکه غذایی از کل میزان صید سالانه به تدریج طی این دوره روندی کاهشی را نشان می‌دهد و این امر می‌تواند نشان‌دهنده احتمال وقوع پدیده "افت تراز غذایی تحت تاثیر فشار صیادی"، در این حوضه آبی باشد. Mashjoor و Kamrani نیز در سال ۲۰۱۵ طی ارزیابی ۴۷ گونه از ذخایر شیلاتی در آب‌های ساحلی استان خوزستان نشان دادند که علی‌رغم افزایش روند صید طی یک دهه (۱۳۸۱-۱۳۹۰)، میانگین سطوح غذایی با کاهش متوسطی همراه بوده و وضعیت صید آب‌های ساحلی استان خوزستان تحت استحصال و احتمال وقوع این پدیده، اندک معرفی شده است.

اساساً برداشت شکارچیان بزرگ از اکوسیستم‌های آبی به دنبال خود اثراتی را نیز بر روی شبکه‌های غذایی بر جای می‌گذارد (Jackson *et al.*, 2001). همان‌گونه که Pauly و همکارانش در سال ۲۰۰۹ عنوان نمودند پدیده "افت تراز غذایی تحت تاثیر فشار صیادی"، در سه فاز دسته بندی می‌شود: فاز پیشین، حال (استحصال شده) و پسین (بسیار آسیب دیده). در فاز پیشین یا اولیه، تاثیرات فعالیت‌های انسانی به شدت بر سطوح بالای غذایی (شکارچیان قله) اعمال شده و این امر منجر به فراوانی ماهیان و بی‌مهرگان کوچک می‌گردد، در چنین شرایطی اجتماعات کفزی به واسطه گونه‌های ساکن و غیرمتحرک در بستر (رسوب خواران و فیلترکنندگان) بالاترین فراوانی و غالبیت را خواهند داشت (Pauly *et al.*, 2009). در فاز حال یا استحصال شده کاهش کاملاً چشمگیری در زیست توده ماهیان یزرگ و نزول سطوح غذایی صید هم در سطح ماهیان و هم اجتماعات بنتیک رخ داده است که با ادامه این شرایط، فاز پسین و آسیب‌های غیرقابل جبران رخ خواهد داد (Pauly *et al.*, 2009) و نیز رجوع شود به سایت: www.fishingdwon.org). از این رو با توجه به ارتباط بین پویایی ترکیب صید شیلات در طول دوره مورد بررسی و رفتار ماهیان، می‌توان علل و دلایلی را به خصوص در روند تغییرات شاخص میانگین سطح غذایی (mTL) ارزیابی نمود (Jaureguizar and Milessi, 2008). در مطالعه حاضر ترکیب صید درون گروه‌های سالی (I و II) به میزان بالایی دارای شباهت بودند (جدول ۱) و

چندین گونه همچون *S. melanura* و *T. tonggol* به طور معمول این شباهت را سبب می‌شدند. همچنین در بین دو گروه سالی بررسی شده در این دوره (۱۳۸۷-۱۳۹۰ و ۱۳۸۶-۱۳۸۱)، گونه‌های مؤثر در عدم شباهت *T. albacares* و *B. pterotum* بودند که می‌توان نتیجه گرفت، تغییرات ساختار جمعیتی صیدها بین دو گروه سالی طی این دوره (۱۳۸۱-۱۳۹۰) بیش از سایر گونه‌ها تحت تأثیر این دو گونه بوده است و با توجه به اینکه در طی پدیده "افت تراز غذایی تحت تأثیر فشار صیادی"، ترکیب صید دچار تغییراتی شده و صید برخی از ماهیان کاهش می‌یابد (Jaureguizar and Milessi, 2008)، و ماهیان با طول عمر طولانی و سطح غذایی بالا کاهش و جای خود را به ماهیانی با رشد سریع و سطح غذایی پایین می‌دهند. شواهد ارائه شده در این تحقیق وقوع این پدیده را در آب‌های ساحلی هرمزگان تا حدی محتمل می‌داند، زیرا در این مطالعه ترکیب صید دستخوش تغییر شده و شکارچیان بزرگ با رشد آرام (TrC3)، همچون مارلین ماهیان و تن ماهیان (> 4 سطح غذایی) جای خود را به ماهیان کوچک با رشد سریع و بی‌مهرگان داده‌اند، که این امر می‌تواند تحت تأثیر افزایش میزان مواد مغذی محیط باشد (Pauly et al., 1998). علاوه بر این در گروه سالی ۱۳۸۷-۱۳۹۰، گونه *B. pterotum* به طور قابل مشاهده‌ای افزایش یافته است (جدول ۲) و در مقابل فراوانی افراد گونه *T. albacares* در سال‌های پایانی دوره نسبت به سال‌های ابتدایی کاهش نشان می‌دهد (جدول ۲). از این رو بنابر گونه‌های تمیز دهنده و الگوی زمانی صید بر طبق گروه‌های گونه‌ای تعریف شده در این تحقیق می‌توان بیان نمود که در طول سال‌های آغازین دهه (۱۳۸۱-۱۳۹۰)، برنامه‌های صیادی در این منطقه بیشتر مبتنی بر صید ماهیان بزرگ با رشد آرام و بلوغ دیررس بوده، حال آن‌که در طول سال‌های پایانی، ترکیب صید بیشتر شامل ماهیانی با سطح غذایی نسبتاً پایین بوده است و نتایج گویای این است که الگوی زمانی صید و تغییرات در میانگین سطح غذایی (mTL)، می‌تواند انعکاس دهنده تغییرات در جامعه صید بالاخص نرخ بهره برداری از ماهیان اقتصادی باشد و این امر تأییدی بر فرضیه معرفی شده توسط Pauly و همکاران (۱۹۹۸)، محسوب می‌شود که ترکیب صید را به عنوان شاخصی از وضعیت اکوسیستم در یک مقیاس محلی معرفی می‌کند.

Jaureguizar و Milessi (۲۰۰۸)، در کاری مشابه با این تحقیق نشان دادند که با افزایش میزان صید در منطقه صیادی مشترک بین کشورهای آرژانتین-اوروگوئه در بیش از یک دهه (۱۹۸۹-۲۰۰۳)، این روند به کاهش نرخ صید شکارچیان قله و گوشتخواران و افزایش صید گیاهخواران و پوده خواران منتهی شده و در آخر کاهش میانگین سطوح غذایی در طی این دوره برابر با ۰/۴۱ بوده است. این محققین توانستند ترکیب داده‌های صید را به ۴ گروه‌های سالی تفکیک نموده و گونه‌های مشترک عامل شباهت را که به شدت با کاهش صید همراه بودند، *Merluccius hubbsi* و *Micropogonias furnieri* معرفی نموده و در ارتباط با سخت‌پوستان (*Chaceon notilis*)، نرم‌تنان (*Zygochlamys patagonica*) و برخی ماهیان (*Macruronus*، *Macrodon ancyllodon*) افزایش میزان صید را در آنها گزارش نمایند.

Milessi و همکاران در سال (۲۰۰۵) نیز، سطوح غذایی ۶۰ گونه از صید ساحلی کشور اوروگوئه را در طی یک دهه (۱۹۹۰-۲۰۰۱) ارزیابی نموده و نشان دادند روند کاهش میانگین سطوح غذایی در طول یک دهه صید ساحلی در این کشور برابر با ۰/۲۸ بوده است، حال آنکه در مطالعه حاضر در ایران (استان هرمزگان) میانگین سطوح غذایی به اندازه ۰/۱۱ طی این دوره ده ساله (۱۳۸۱-۱۳۹۰)، کاهش یافته است. در مقیاس کلی و در سطح جهان نیز، Pauly و همکاران (۱۹۹۸)، مقدار ۰/۱ به ازای هر دهه را برای کاهش میزان سطوح غذایی در آب‌های جهان تخمین زدند، که تا حدی مشابه نتیجه حاصل از این مطالعه در بخشی از آب‌های خلیج فارس و دریای عمان می‌باشد.

از دیگر عوامل افزایش صید طی این دوره می‌توان، به رشد و پیشرفت در تکنولوژی صید و افزایش نیاز بازار اشاره کرد. این عوامل تا حدی موجب تغییر ترکیب صید هم می‌شود. به عنوان مثال، در سال‌های اخیر به منظور تولید آرد ماهی فانوس ماهیان بیشتری مورد بهره‌برداری قرار گرفته‌اند (Valinassab et al., 2007). این امر موجب شده تا سیاست‌های شیلات در ارتباط با صید آنها توسعه و افزایش یابد، اما به دلیل پایین بودن سطح غذایی فانوس ماهیان، میانگین سطوح غذایی (mTL) شان روند

کاهش را نشان می دهد (شکل ۳). در پایان، نتایج به دست آمده تأیید می کند که کاهش میانگین سطوح غذایی مشاهده شده در ترکیب صید آب‌های ساحلی شمال خلیج فارس و دریای عمان (استان هرمزگان)، به احتمال زیاد متأثر از پدیده "افت تراز غذایی تحت تأثیر فشار صیادی"، رخ داده و این امر می تواند در نتیجه تغییرات و پیشرفت های ایجاد شده در فناوری و ابزار آلات صید و نهایتاً افزایش میزان صید بوده باشد. با این وجود علی رغم سیاست های مدیریتی استان هرمزگان در ارتباط با ممنوعیت فصل صید، رعایت اندازه ماهیان، نرخ صید و غیره در محدوده آب های یاد شده، یافته های تحقیق حاضر بیانگر این است که کارکردهای مدیریتی موجود در حفظ تنوع اکوسیستمی در این منطقه هنوز هم ناکافی است.

منابع

- Arancibia, H., Neira, S. 2005. Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. *Scientia Marina*. 69: 295-300.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., Zwanenburg, K. 2000. Impact of fishing on the size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 558-571.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.J., Ching, C.V., Day J.W., Elliot, M. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 590-602.
- Caddy, J.F., Garibaldi, L. 2000. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. *Ocean and Coastal Management*. 43: 615-655.
- Christensen, V. 2000. Indicators for marine ecosystems affected by fisheries. *Marine Freshwater Research*. 51: 447-450.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species list: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*. 216: 265-278.
- Haedrich, R.L., Barnes, S.M. 1997. Changes over time of the size structure in an exploited shelf fish community. *Fisheries Research*. 31: 229-239.
- Hall, S.J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell science, Oxford. 296 p.
- Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*. 293:629-637.
- Jaureguizar, A.J., Milessi, A.C. 2008. Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina*. 72: 25-36.
- Jouffre, D., Inejih, C.A. 2005. Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the mauritanian continental shelf, 1987-1999, using dominance curves. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 380-383.
- Mashjoor, S., Kamrani, E. 2015. Evaluation of the "fishing down marine food web" process in the north-west of Persian Gulf (Khuzestan Province) during the period of 2002-2011. *Acta Oceanologica Sinica*. 34: 103-110.
- Milessi, A.C., Arancibia, H., Neira, S., Defeo, O. 2005. The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001. *Fisheries Research*. 74: 223-231.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, J.F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*. 279: 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*. 418: 689-694.
- Pauly, D., Graham, W., Libralato, S., Morissette, L., Palomares, M.L.D. 2009. Jellyfish in ecosystem online databases and ecosystem models. *Hydrobiology*. 616: 67-85.

- Pauly, D., Palomares, M.I. 2005. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *B. Marine Science*. 76: 197-212.
- Pauly, D., Watson, R. 2005. Background and interpretation of the Marie Trophic Index as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*. 360: 415-423.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Reza, M., Paredes, G., Lpezlemus, L.G. 2004. Fishing Down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries*. 29: 19-25.
- Sinclair, M., Arnason, R., Csirke, J., Karnicki, Z., Sigurjonsson, J., Skjoldal, H., Valdimarsson, G. 2002. Responsible fisheries in the marine ecosystem. *Fisheries Research*. 58: 255-265.
- Valinassab, T., Pierce, G.J., Johannesson, K. 2007. Lantern fish (*Benthosema pterotum*) resources as a target for commercial exploitation in the Oman Sea. *Journal of Applied Ichthyology*. 23: 573-577.
- Zwanenburg, K.C.T., Bowen, D., Bundy, A., Drinkwater, K., Frank, K., O'Boyle, R., Sameoto, D. Sinclair, M. 2002. Decadal changes in the scotian shelf large marine ecosystem. In: Sherman, K., Skjoldal, H.R. (eds.). *Large Marine Ecosystem of North America, Changing States and Sustainability*. Elsevier science, Amsterdam. pp. 105-150.