به نام خدا

تأثیر ماهیگیری بر
اکوسیستم و جوامع دریایی

مترجمین :

دکترشهرام دادگر

دکتر فرهاد کی‌مرام

دکتر تورج ولی‌نسب

سرشناسه	: هال، استفان جی. . Hall, Stephen J
عنوان و نام پدیدآور	: تأثیر ماهیگیری بر اکوسیستم و جوامع دریایی / مؤلف استفان جی. هال ؛ مترجمین شهرام دادگر، فرهاد کی‌مرام ، تورج ولی‌نسب.
مشخصات نشر	: تهران : موسسه تحقیقات شیلات ایران ، ۱۳۹۰.
مشخصات ظاهری	: ٤٢٨ ص. : نمودار.
شابک	: ٦٠٠٠٠ ریال : 978-964-5856- 66- 1
وضعیت فهرست نویسی	: فیپا
یادداشت	: عنوان اصلی : .The effects of fishing on marine ecosystems and communities,2000
یادداشت	: واژه‌نامه .
موضوع	: شیلات -- تأثیر بر محیط زیست
شناسه افزوده	: دادگر،شهرام، ١٣٤٧- ، مترجم
شناسه افزوده	: کی‌مرام، فرهاد، ١٣٣٨- ، مترجم
شناسه افزوده	: ولی‌نسب، تورج، ١٣٤٢- ، مترجم.
شناسه افزوده	: موسسه تحقیقات شیلات ایران
رده‌بندی کنگره	: ١٣٩٠ هه ش /QH٥٤٥
رده‌بندی دیویی	: ٥٧٧/٧٢٧
شماره کتابشناسی ملی	: ٢٥٧٩٨٩٣

نام کتاب : تأثیر ماهیگیری بر اکوسیستم و جوامع دریایی

تألیف : استیون ج . هال

مترجمین : دکتر شهرام دادگر ، دکتر فرهاد کی‌مرام ، دکتر تورج ولی‌نسب

ویراستار ادبی : گل‌اندام آل‌علی

شمارگان : ٦٠٠ نسخه

چاپ اول : سال ١٣٩٠

ناشر : موسسه تحقیقات شیلات ایران – مدیریت اطلاعات علمی

(بزرگراه تهران کرج،خروجی پیکان شهر ،خیابان سروناز ،خیابان سرو آزاد ،خیابان هشتم غربی ، بلوار باغ ملی گیاهشناسی- موسسه تحقیقات شیلات ایران - تلفن ٤٤٥٨٠٩٥٤

(Web Add: www. ifro.ir)

شابک : ١-٦٦-٥٨٥٦-٩٦٤-٩٧٨ (ISBN : 978-964-5856-66-1)

نشر : موسسه لاله‌یاسان تهران (لایت)(٠٢١-٦٦٩٤٧٣٦٢)

قیمت : ٦٠٠٠٠ ریال

حق چاپ و نشر برای موسسه تحقیقات شیلات ایران محفوظ است.

فهرست مطالب

پیشگفتار ۱
مقدمه ۳
محدوده و ساختار مباحث ۵
خطاها ۸
تشکر وقدردانی ۱۰
بخش اول: اثر مستقیم ماهیگیری بر جمعیت ها ۱۲
مقدمه ۱۳
فصل اول: روند تغییرات در ماهیگیری جهانی و ماهیت مشکلات ۱۶
۱-۱- تاریخچه ۱۶
۱-۲- وضعیت فعلی ماهیگیری در جهان ۲۰
۱-۳- ماهیت مشکلات مدیریت ماهیگیری ۲۴
۱-۴- اهداف بیولوژیک برای فعالیت های ماهیگیری ۲۶
۱-۴-۱- چرا دستیابی به اهداف زیستی تا این حد دشوار است؟ ۳۰
۱-۵- اهداف اقتصادی و اجتماعی ۳۰
۱-۶- اهمیت تغییرات ۳۶
فصل دوم: صید ضمنی و دورریز ۳۸
۲-۱- سطوح کلی صید ضمنی و دورریز ۳۸
۲-۱-۱- تعریف اصطلاحات ۳۸
۲-۱-۲- آبزیان باله‌دار و آبزیان پوسته‌دار ۳۹
۲-۱-۳- کوسه ۴۶
۲-۱-۴- پستانداران دریایی ۴۸
۲-۱-۵- لاک پشت ها ۵۴
۲-۱-۶- پرندگان دریایی ۵۶
۲-۱-۷- لاشه خواران بسترزی ۶۷
۲-۲- اثر بر جمعیت ها ۶۹

۱-۲-۲- ماهیان غضروفی ۷۱
۲-۲-۲ پستانداران دریایی (Cetaceans) ۷۴
۳-۲-۲- لاک پشت های دریایی ۷۸
۴-۲-۲- پرندگان دریایی ۸۱
۵-۲-۲- لاشه خواران بسترزی ۸۸
۳-۲- نتایج ۸۸
فصل سوم: آثار تورهای کفروب ودرج هابربستر دریا ۹۳
۱-۳- کدام ادوات ماهیگیری مشکل زاست؟ ۹۵
۲-۳- اندازه گیری نرخ های مرگ ومیر ۹۶
۳-۳- اثر بر جمعیت ها ۱۰۱
۱-۳-۳- برآورد آسیب پذیری ۱۰۱
۲-۳-۳- روندهای دراز مدت ۱۰۵
۴-۳- آیا فرصتی طلایی برای لاشه خوران وجود دارد؟ ۱۱۳
۵-۳- مطالعات مقایسه ای و تجربی ۱۱۵
۱-۵-۳- معیارهای مقایسه ای ۱۱۶
۲-۵-۳- روش های آزمایشی تورهای ترال ماهیگیری ۱۲۱
۳-۵-۳- صید آزمایشی آبزیان پوسته‌دار ۱۳۷
۶-۳- چارچوب آثار ناشی از اختلال ۱۴۴
۱-۶-۳- اختلالات طبیعی ۱۴۸
۷-۳- اندازه گیری مناسب تلاش صیادی: یک مشکل همیشگی ۱۵۰
۸-۳- نتیجه گیری ۱۵۷
۱-۸-۳- سیستمهای بنتیک قبل از شروع ماهیگیری؟ ۱۵۸
۲-۸-۳- اصلاح و بهبود ساختاری زیستگاه و تولیدات ماهیگیری ۱۶۱
۳-۸-۳- زمینه های تحقیقاتی ۱۶۲
فصل چهارم: ماهیگیری در نواحی ساحلی ۱۶۴
۱-۴- سواحل صخره ای ۱۶۵
۱-۱-۴- دخالت های انسانی ۱۶۵

۲-۱-۴- حضور غواصان در مناطق صخره ای زیر جزرومدی..... ۱۶۷
۲-۴- مناطق مسطح جزرومدی..... ۱۷۰
۱-۲-۴- برداشت آبزیان پوسته‌دار..... ۱۷۰
۲-۲-۴- حفاری برای استحصال طعمه..... ۱۷۷
۳-۴- آبسنگ های مرجانی..... ۱۸۰
۴-۴- نتیجه گیری..... ۱۸۳
۱-۴-۴- سواحل صخره ای..... ۱۸۳
۲-۴-۴- مناطق مسطح جزرومدی..... ۱۸۵
۳-۴-۴- آبسنگ های مرجانی..... ۱۸۶
بخش دوم: تأثیر متقابل میان گونه ها..... ۱۸۸
مقدمه..... ۱۸۹
فصل پنجم :واکنش شکار، شکارچیان و رقابت کنندگان در برداشت گونه های هدف..... ۱۹۳
۱-۵- کنترل از بالا به پایین:تأثیر شکارچیان در برداشت از طعمه‌ها..... ۱۹۳
۱-۱-۵- ماکرل و هرینگ..... ۱۹۴
۲-۱-۵- کنترل بالا به پایین در دریای بالتیک..... ۱۹۷
۳-۱-۵- کوسه ها در ساحل ناتال..... ۲۰۲
۴-۱-۵- واکنش بنتوزها..... ۲۰۲
۵-۱-۵- شکار و زنجیرهای غذایی..... ۲۰۵
۶-۱-۵- تحقیقات در دریای سیاه..... ۲۱۷
۲-۵- برداشت در سطوح پایین‌تر شبکه غذایی و تأثیرات برداشت طعمه ها..... ۲۱۸
۱-۲-۵- مروری بروضعیت مار ماهی شنی..... ۲۱۹
۳-۵- جایگزینی گونه ای و سایر اثرات رقابتی..... ۲۲۲
۱-۳-۵- ساردین و آنچووی..... ۲۲۲
۲-۳-۵- گونه های سطحزی دریای شمال..... ۲۲۶
۳-۳-۵- شوریده ماهیان و شانک ماهیان در غرب آفریقا..... ۲۲۷
۴-۵- پاسخ‌ها در سیستم‌های ساده- درسهایی از اقیانوس جنوبی..... ۲۲۹
۱-۴-۵- رقابت آزاد : فرضیه کاهش نهنگ و افزایش کریل..... ۲۳۰

۵-۵- نتایج ۲۳۷
۱-۵-۵-کنترل بالا به پایین و آبشارهای غذایی ۲۳۸
۲-۵-۵- برداشت و صید گونه های شکار(طعمه)..... ۲۴۲
۳-۵-۵- رقابت ۲۴۳
فصل ششم : جمیعت‌های ماهیان کفزی: سه مطالعه موردی ۲۴۵
۱-۶- مخزن آبی جورجز و خلیج Maine ۲۴۶
۱-۱-۶- روند تغییرات جمعیتی ۲۴۸
۲-۱-۶- روشهای دیگر بررسی اجتماعات ۲۵۲
۳-۱-۶- مدلهای ریاضی شبیه سازی: راهی به سوی شناخت! ۲۵۶
۴-۱-۶- تأثیرات محیطی ۲۶۰
۵-۱-۶-ظهور الاسموبرانش ها:یک نمونه واقعی از جایگزینی گونه ای..... ۲۶۱
۲-۶- دریای شمال (North Sea)..... ۲۶۲
۱-۲-۶- تقابل میان گونه های هدف ۲۶۳
۲-۲-۶- مدلهای دیگری از روابط متقابل گونه ای..... ۲۶۷
۳-۲-۶- گونه‌های غیر هدف ۲۷۱
۳-۶- خلیج تایلند..... ۲۷۶
۱-۳-۶- مشخصه های فعالیت های صید وصیادی کفزیان در منطقه گرمسیری ۲۷۶
۲-۳-۶- روندهای موجود در تغییرات فراوانی..... ۲۷۸
۳-۳-۶- شناخت الگوهای کاهشی..... ۲۸۰
۴-۳-۶- شناخت الگوهای افزایشی..... ۲۸۱
۴-۶- نتیجه گیری ۲۸۲
۱-۴-۶- دریای شمال در مقابل مخزن آبی جورجز ۲۸۲
۲-۴-۶- سیستمهای مناطق معتدله در مقابل سیستمهای ماهیان کفزی مناطق گرمسیری ۲۸۳
۳-۴-۶- جایگزینی گونه ای و حالتهای پایدار جایگزین! ۲۸۶
۴-۴-۶- آیا وضعیت کفشک ماهیان بهتر شده است؟..... ۲۹۰
۵-۴-۶- کیفیت داده ها ۲۹۱

بخش سوم: جنبه های مختلف سطوح سیستمی ۲۹۲
مقدمه ۲۹۳
فصل هفتم :معیارهای ارزیابی ۲۹۴
۱-۷- تنوع زیستی- وسیله ای نامناسب یا معیاری مفید؟ ۲۹۵
۱-۱-۷- تنوع گونه ای ۲۹۸
۲-۷- درجه بندی و خوشه بندی ۳۰۰
۳-۷-اندازه بدن ۳۰۱
۴-۷- بودجه انرژی و سایر پیامدها ۳۱۲
۵-۷- نتیجه گیری ۳۲۰
فصل هشتم :سلامت، عملکرد و تنش‌های موجود در یک اکوسیستم..... ۳۲۵
۱-۸- سلامت، تمامیت و تنش ۳۲۶
۲-۸- برگشت پذیری اثرات ۳۳۱
۳-۸- عملکرد اکوسیستم..... ۳۴۳
۴-۳- نتیجه گیری ۳۴۷
بخش چهارم:مدیریت ماهیگیری..... ۳۵۱
مقدمه ۳۵۲
فصل نهم :اثرات عوامل تعدیل کننده ۳۵۷
۱-۹- رسیدگی به عدم قطعیت و نقاط مرجع زیست شناسی ۳۵۸
۲-۹- صیدضمنی و صید دورریز..... ۳۶۰
۳-۹- بهره برداری در سطح وسیع؟ ۳۶۴
۴-۹- تحقیقات زیست محیطی..... ۳۶۵
۵-۹- اهمیت تقابل‌های گونه ای ۳۶۶
۶-۹- مدیریت تطابقی و دیدگاه Bayesian ۳۷۰
۷-۹- مناطق حفاظت شده دریایی..... ۳۷۵
۸-۹- شناخت و درگیرکردن ماهیگیران..... ۳۹۱
منابع ۳۹۷

پیشگفتار

در حالی که ماهیان استخوانی به دنبال تشکیل کیسه شنا در دوره کرتاسه در ۲۰۰ میلیون سال پیش بوجود آمدنـد،برخی ماهیهـا از جملـه کوسـه هـا، ماهیـان شـش دار و ماهیـان خاویـاری جـانورانی قـدیمی تـر هستند.پراکندگی بازماندگان اعصاردورتر ممکن است بیشتر از حد تصور مـا باشـد: سـلکانت هـای عمیـق دریاها که تنها دراقیانوس هند وجود داشتند،درسایر آبهای جهان نیز دیده شدند. به علاوه، ماهیـان قـدیمی با توجه به ساختار بدنی شان، به طور مؤثرتری با شرایط تخصصی سازگار شدند، برای مثال، سفره‌ماهیان و کوسه ها به طور ماهرانه ای هنر کمین کردن یک جانور مهاجم را به مرحلـه عمـل رسـانده و طعمـه هـای خود را از طریق تخلیه بار الکتریکی ردیابی کردند.

سوفهای بالارونده هوازی، ماهی گل خورک باتلاقی، سازگاریهای حاصله در باله ها، دم ها، آبـشش هـا و عضلات مارلین، بادبان ماهی و تون ماهیان ، آرواره هـای جنبنـده در مـاهی هـامور، مـاهی روغـن و کپـور ماهیان، مراقبت مادرانه سیکلیدها، مهاجرتهای آزاد ماهیان و تون ماهیان، همگـی حیـرت بـشر را درسـالیان گذشته به همراه داشته است.

متأسفانه بخش عظیمی از این تنوع زیستی خیـره کننـده، بـه علـت فعالیـت هـای انـسانی درمعـرض تهدیـد قرارگرفته است. برای مثال، در آبهای شیرین، ورود سوف نیل به دریاچه ویکتوریا موجب ازبین رفتن بیش از ۱۰۰گونه ازماهی‌های هاپلوکرومین[1] بومی شد و بزرگترین انقراض را از زمان دایناسورها تاکنون ایجـاد کرده‌است. در اقیانوسها گسترش وسیع ماهیگیری انسانها طی ۱۰۰ساله اخیر تغییرات وسیعی را بـا خـود بـه همراه داشته است.کتاب اثـرات مـاهیگیری بـر اکوسیـستم‌هـا و جوامـع دریـایی از انتـشارات Blackwell Science ، این موضوع را مورد بحث قرار میدهد. این کتاب برای اولین بار به بـازنگری مطـالبی در مـورد اثرات ماهیگیری براکوسیستم های دریایی پرداخته و نویسنده پلی ارتباطی بین منطقه تحت نظـارت ICES دراروپا تا ماهیگیری نیمکره جنوبی دراسترالیا برقرار می کند.

[1] Haplochromine

نویسنده پس از بیان مشکل (درحالیکه اثرات ماهیگیری بر اکوسیستمها پیش از این ناشناخته بود) به توصیف اثر مستقیم ماهیگیری،یعنی صیدضمنی و دورریز درنرخهای مرگ و میر جمعیت ماهیان،عوارض ماهیگیری برساختار و بوم شناسی کف زیان و تأثیر انسان درسواحل صخره ای،فلات های گلی و تپه های مرجانی می پردازد.فصل بعد به مرور تأثیرات و ذخیره های غذایی ناشی ازنابودی ماهیان گوشتخوار،رقابتگر و غارتگر می پردازد.سپس مطالعات موردی مخزن آبی جورج[۱] ، دریای شمال[۲] و خلیج تایلند[۳] به تفصیل شرح داده می‌شود. (هال) نویسنده کتاب، به بحث پیرامون معیارهای مفید مورد استفاده تنوع زیستی و سلامت اکوسیستم می پردازد.کتاب با بحثی در موردبهبود وضعیت از طریق مدیریت عقلایی شیلات پایان می یابد.توصیه پایانی «هال» کاهش تلاش صیادی، کاهش تلاش صیادی و کاهش تلاش صیادی می باشد.

برای سالیان دراز،دانشمندان شیلات تأثیر پذیری معکوس اکوسیستم ها ازماهیگیری را تکذیب میکردند.ولی هم اکنون به رغم وجود برخی نظریات مشابه، اکثریت بااین فرضیه موافق شده اند و شاهدیم که بسیاری ازافرادتلاش دارند، به این قطار بپیوندند.این کتاب مفید به طور واضح طرحی از دانسته ها و ندانسته ها ترسیم می کندو به همین دلیل آغاز بسیار خوبی برای مجموعه زیست شناسی ماهی ها و منابع آبزی می باشد.

من خوشحالم که به عنوان ویراستار این مجموعه،کارم را باکتاب آقای «استفان هال» آغاز می کنم و مطمئنم که این کتاب بسیار مورد توجه قرارخواهد گرفت.

پروفسور تونی جی. پیچر[۴]

ویراستار محموعه زیست شناسی ماهیها و منابع آبزی

مدیر مرکز شیلات دانشگاه بریتیش کلمبیا

ونکور، کانادا

---

[1] Georges Bank
[2] North Sea
[3] Gulf of Thailand
[4] Tony J. Pitcher

مقدمه

آخرین باری که به یک بانک اطلاعاتی غنی ازخلاصه مقالات علمی رجوع کردم، ۱۲۵۱۸۸ مقاله و بیش از ۱۲۰۰ کتاب مرجع در مورد ماهیگیری و مباحث مربوط به ماهیگیری دردسترس بود.ممکن است کسی بپرسد که با وجود این پوشش وسیع،چه نیازی به یک کتاب دیگر درمورد موضوعات ماهیگیری وجود دارد. ساده ترین پاسخ این است که با وجود تمام آنچه که نوشته شده، شناخت عوارض گسترده فعالیت‌های ماهگیری هنوز در ابتدای راه قرار دارد.درمقایسه بازیست شناسی متداول ماهیگیری، در مورد مرگ و میر جمعیت های غیر هدف که به طور مستقیم براثر ماهیگیری ایجاد می شود، نتایج آسیب های فیزیکی وارده برخی ادوات ماهیگیری به زیستگاهها با تأثیر احتمالی کاهش جمعیت گونه های هدف درسایر بخش های سیستم دریایی، در چارچوبی گسترده تر که به مسائل محیطی حساسیت بیشتری نشان دهد، بحث ها در این زمینه و موضوعات مرتبط باآن دربین دانشمندان و سیاستگذاران دنیا در حال افزایش است.

اگر بخواهیم واقع بین باشیم، کم توجهی نسبی زیست‌شناسان شیلاتی به تأثیر گسترده ماهیگیری قابل درک است.زیست شناسی شیلاتی به عنوان یک رشته علمی به علت نیاز به مدیریت جمعیت گونه های برداشت شده و حفظ فعالیت های شیلاتی ایجاد شد. با توجه به منابع انسانی و مالی لازم برای تحت نظرداشتن جمعیت های بهره برداری شده و سنجش تأثیر ماهیگیری در آنان،تردیدی نیست که نگاهی جامعتر به این مسأله لازم است. با این حال، با وجود افزایش سطح بهره برداری و گسترده شدن محدوده گونه های مورد برداشت که بنظر نمی رسد پایانی داشته باشد و درحالی که جمعیتها (بویژه درکشورهای توسعه یافته) بتدریج بیشتر با مسائل زیست محیطی سازش می یابند،دقت و توجه بیشتر به مداخله وسیع انسانی از طریق ماهیگیری اجتناب ناپذیر بود. همانند بسیاری از فعالیت های دیگر همچون دفع

فاضلاب،استفاده از مواد شیمیایی و سیاست های مربوط به انرژی، کارشناسان وسیاستمداران به طور فزاینده ای در معرض این پرسش هستند که آیا از نتایج عملکردهای جامعه اطلاع دقیقی دارند یا خیر.

این کتاب دو هدف عمده دارد: نخست مقالات مختلف در این زمینه را جمع آوری و تحلیل نماید که به نظر من،زیربنایی برای بررسی تأثیر عمیقتر ماهیگیری خواهد بود. امیدوارم که توانسته باشم این مقالات را درچارچوبی تنظیم نمایم که به تمرکز بربحث کمک کند و دومین هدف بیان دیدگاه هایم در مورد اهمیت نسبی موضوعات مختلفی است که در عرصه وسیع تأثیرات شیلاتی قرار می گیرند.یکی از اعضای هیأت داوران بررسی اولیه این کتاب گفت: «بنظر می رسد این کتاب بیش از آنکه پاسخ دهد،پرسش می‌کند». متأسفانه این مطلب در بسیاری از سطوح صحیح است.جنبه های زیادی در این مسأله وجود دارد که یافته های ما درباره آنها ناقص می باشد ولی احمقانه است اگر منکر این مطلب شویم.در واقع، یکی از دلایل نگارش این کتاب،کمک به شناسایی بیشتر سؤالات مهمتر است تا در تحقیقات کنونی مورد توجه قرار گیرند ولی این دلیل نمی شود که بگوییم برای انجام کارهای مفید به یک دهه دیگر تحقیق نیاز داریم. برعکس، راههایی عملی وجود دارند که از طریق آنها می توان تأثیر آن دسته از فعالیت های شیلاتی را بر محیط زیست کاهش داد.بعضی از این روش ها در قسمتهای ضمیمه هر فصل توضیح داده شده که در مورد برخی از روشهای مورد اطمینان برای کاهش ضایعات شیلات با جزئیات بیشتری بحث شده اند.

تا آنجاییکه به تخصص من در نگارش این کتاب مربوط است،من از هیچ مقام مسئولی تقاضایی ندارم.فقط می خواهم به طور فعالانه به این موضوع توجه کرده و نگاهی به جنبه های مختلف این مشکل بیندازند. آنچه باعث توجه به این موضوع شد، فعالیت هایی بود که توسط گروه کاری انجمن بین المللی بهره‌برداری از دریاها (ICES) در زمینه تأثیر فعالیتهای ماهیگیری بر اکوسیستم انجام گرفت.

سفری که به تازگی به استرالیا داشتم به همراه عضویت در گروه کاری کمیته علمی تحقیقات اقیانوسی (که در مورد شناخت تأثیر فعالیتهای شیلاتی در پویایی و ثبات اکوسیستمهای دریایی کار می کرد) اطلاعات ارزشمندی در اختیارم گذاشت.

محدوده و ساختار مباحث

مقصود اصلی من از اشاره به عوارض وسیعتر فعالیت ماهیگیری چیست؟ به زبان ساده می توان گفت که کل تأثیرات تنها محدود به گونه های هدف نمی شود. مقصود من از گونه هدف، گونه ای است که یک فعالیت ماهیگیری به منظور شکار آن انجام می شود. به بیان دیگر، ماهیگیران این گونه بخصوص را صید می کنند. گونه های غیر هدف شامل گونه هایی می باشند که ارزش تجاری داشته که درصورت صید، مصرف می شوند و نیز گونه هایی که صید نمی شوند یا به علت فاقد ارزش بودن دور ریخته می شوند.

به عنوان پایه بحث، خوب است که بین تأثیر مستقیم و غیرمستقیم ماهیگیری نیز تفاوتی قائل شویم، تأثیر مستقیم را می توان به صورت ذیل خلاصه نمود:

۱- مرگ و میر صیادی پیرامون جمعیت گونه ها، از طریق صید(تخلیه در بندرگاه یا به آب انداختن دوباره آنها) یا از طریق کشتن آنها طی فرآیند ماهیگیری، بدون گرفتار شدن در لوازم و ادوات ماهیگیری یا آسیب رساندن و آماده کردن آنها برای ماهیان شکارچی و سایر حیوانات درنده

۲- افزایش غذای لازم برای سایر گونه های موجود در سیستم از طریق دور ریختن ماهی های ناخواسته،پس مانده های ماهی و بنتوز

۳- ایجاد خسارت یا تخریب زیستگاه بر اثر عملکرد ادوات ماهیگیری

موارد فوق تشکیل دهنده عناوین فصل اول هستند و این فصل از بسیاری جوانب کمتر از سایر بخشهای کتاب مشکل ساز است که علت آن کوتاه و نسبتاً غیر مبهم بودن زنجیره علت و معلولی است که باید توضیح داده شود (تشریح تأثیرات نسبتاً ساده است). با این حال، بیان تأثیر مستقیم به صورت کمی و

تشریح اهمیت آن برای جمعیت و اجتماع گونه ها به این سادگی نیست.اگرچه در این زمینه هم کارهایی در دست انجام است.

بخش دوم به تأثیر غیر مستقیم،یعنی عوارضی می پردازد که در ادامه تأثیر مستقیم رخ می دهد همانطور که خواهیم دید،ماهیگیری منجر به کاهش تراکم بخش عظیم از گونه های هدف شده است .انتظار می‌رود که این کاهش به همراه تأثیر مستقیمی که در بالا به آن اشاره شد، موجب عوارضی برای شکارچیان،شکار و رقابت برسرگونه های هدف شود. به همین دلیل عنصر مهمی که در بخش دوم به آن پرداخته می شود، مطالعات زیست شناسان شیلاتی است که بر پیرامون چگونگی تأثیر گذاری جمعیتهای ماهیان بر یکدیگر انجام شده است. با مطالعه یافته های تحقیقات ماهیگیری چند گونه ای و تعمق در تغییرات نسبی فراوانی گونه هایی که به صورت تجاری مورد بهره برداری قرار می گیرند، می توان درباره چگونگی واکنش سیستمهای دریایی و نتایج حاصل از ماهیگیری بر کل سیستم به عنوان یک مجموعه واحد، مطالب زیادی آموخت.

یک بخش اساسی از کتاب به بازنگری اطلاعات موجود در مورد ارتباطات بین گونه ای اختصاص یافته است، اما استفاده از اصطلاحات اکوسیستم و جامعه در عنوان کتاب،برنگاهی عمومی تر تأکید می کند. درواقع، این عنوان توجه ما را به این نکته جلب می کند که صید یک یا مجموعه ای از گونه ها چگونه می‌توانند سبب ایجاد تغییراتی شود که این تغییر نه تنها در جمعیت سایر گونه‌های موجود در سیستم مورد بررسی قرار می گیرد،بلکه به نحوه تأثیر آن در عملکرد جامعه و اکوسیستم به عنوان یک مجموعه واحد پرداخته خواهد شد.

شاید کسی تصور کند که تأثیر ماهیگیری در یک اکوسیستم را می توان براساس مجموع تأثیرها برجمعیت های تشکیل دهنده آن اکوسیستم،به بهترین شکلی بیان کرد.به عبارت دیگر،موضوع بخش های ۱ و ۲ این کتاب کافی خواهد بود. من تا حدودی با این نظر موافقم،اما معتقدم که اکوسیستمها خواصی

دارند که می توان آنها را در عبارت «خواص اضطراری» بیان نمود که این خواص را نمی توان با در نظر گرفتن پاسخهای اجزای هر سیستم، استنتاج کرد.چگونه ماهگیری می تواند بر پراکنش جانواران یک گونه، اندازه پراکنش جوامع یا جریان مواد و انرژی در داخل اکوسیستم تأثیر گذارد؟ آیا توازنهای موجود بین فرایندهای تولیدات اولیه،مصرف اولیه و تولید ثانویه یا خواص هریک از این فرآیندها تحت تأثیر قرار می‌گیرند؟ این سؤالها به همراه سؤالی درباره مناسبترین روش درک یک اکوسیستم برای بررسی وضعیت آن،به نظر من مهم آمد.این سؤالها پایه فصل ۳ را تشکیل می دهند.

قسمت پایانی کتاب (بخش ۴) به موضوع مدیریت ماهیگیری می پردازد و این سؤال را مطرح می کند که چگونه می توان برای پوشش قرار دادن مشکلات گسترده تر، این مطالب را منتشر سازد. این بخش به طور خاص براستراتژیهایی تمرکز می کند که بنظر می رسد بتوان با استفاده از آنها تأثیر ماهیگیری را محدود کرد.

در اینجا باید نظری را بر پایه مسائل اکولوژیک بیان کرد. به عقیده من و Paine (۱۹۹۴)،هیچ کس نباید از مبهم بودن کلماتی همچون اکوسیستم و جامعه نگران شود. به عقیده من، جامعه مجموعه ای از گونه‌هاست که در یک منطقه حضور می یابند.من اصطلاح اجتماع را برای هر زیر گروهی از گونه های یک جامعه بکار می برم.در اکثر مواقع، مرز بین جوامع قابل تشخیص نیست ولی با مشاهده جوامع می‌توانیم آنها را شناسایی کنیم. هر مصبی دارای جامعه ای است که واقع در زیر محدوده جزر و مد و از نواحی کاملاً دریایی اطراف جداست اما به سختی می‌توان گفت که هریک در کجا ختم و دیگری از کجا آغاز می شود. به همین ترتیب، اگر کسی بخواهد در معنی کلمه اکوسیستم تعمق کند باز هم با مشکل روبرو خواهد شد (همه ما فکر می کنیم که بخوبی معنی این کلمه را می دانیم ولی بیان یک تعریف واضح و تعیین یک مرز مشخص با سایر اصطلاحات دشوار است).

شاید با توجه به واقعیت های دریا،بهترین تعریف از اکوسیستم بر محور و مفهوم اکوسیستم بزرگ دریایی (LME)[1] استوار باشد (Sherman,1991). LMEs به عنوان مناطقی نسبتاً بزرگ از محدوده انحصاری اقتصادی (EEZs)[2] شناخته می شود که عموماً بیش از ۲۰۰۰۰۰کیلومتر مربع مساحت دارند و براساس خصوصیات ژرفاسنجی، هیدروگرافی و حاصلخیزی خاص خود مشخص می شوند. در یک اکوسیستم بزرگ دریایی، آبزیان براساس استراتژی تولید مثل، رشد و تغذیه مخصوص خود تکامل یافته اند، با توجه به وجود تبادلاتی بین مناطق مختلف می توان اکوسیستمهای بزرگ دریایی را به صورت واحدهای مستقل نگریست. گفته می شود که باید به منظور ارتقای عملکرد های مدیریتی (که منجر به بهره برداری مستمر و قابل پیش بینی از منابع زنده می شود)، به اکوسیستم های بزرگ دریایی به عنوان واحدهای منطقه ای، توجه خاصی مبذول داشت. این مسأله بخصوص در مورد اکوسیستم های بزرگ دریایی در نواحی ساحلی اهمیت دارد.در ابعاد جهانی ، حدود ۹۵درصد توده زنده حاصل از اقیانوس ها، از محدوده ۲۰۰مایلی مناطق انحصاری اقتصادی کشورهای ساحلی برداشت می شود.بعلاوه،این مناطق در معرض شدیدترین بهره برداریهای بی رویه،فشار فزاینده آلاینده ها و سایر نابسامانی های زیست محیطی قرار دارند.

خطاها

فیلسوفان علوم و جامع‌شناسان بر این باورند که هدف اصلی و اساسی آنها تجزیه و تحلیل اطلاعات و استفاده از علومی است که هدفمند و بدون خطا باشد. واضح است که تحقیق علمی و نتایج حاصل از آن براساس شرایط اجتماعی شکل می گیرد.به بیان دیگر،روش گردآوری داده ها، اهمیتی که به انواع گوناگون اطلاعات داده می شود و روش ارزیابی داده‌ها،همگی تأثیرپذیر از مسائل اجتماعی و سیاسی است که دانشمند در آن کار می کند (برای دریافت میزان تأثیر این موضوعات در مقوله ماهیگیری،به

[1] Large Marine Ecosystem (LME)
[2] Exclusive Econimic Zones (EEZs)

Finlayson,1994 رجوع کنید). من هم همچون بسیاری از کارشناسان دیگر از این مسأله ناراحتم اما شکی ندارم که حقیقت دارد. بنابراین، منطقی است که سعی کنم خطاهای بالقوه فرهنگی که ممکن است در نگارش این کتاب به آنها دچار شوم، شناسایی کنم.

شاید اولین نکته شایان ذکر،خطاهای جغرافیایی باشد.تقریباً تمامی وقت من به مطالعه پیرامون سیستم های معتدله اروپای شمالی گذشته است.دومین خطا مربوط به انتخاب عنوان هاست. با آنکه من از طریق برگزاری جلسات، کارگاههای آموزشی و بیش از همه مطالعات شخصی، با موضوعات مربوط به این کتاب آشنایی کامل داشتم، بخش زیادی از فعالیتهای تحقیقی من در مورد جوامع بنتیک با رسوبات نرم متمرکز بوده است. با در نظرگرفتن این نکات،یک ضرب المثل قدیمی به ذهن خطور می کند: « بنظر می‌رسد که هرچه بیشتر در مورد مسأله تفکر کنید،از آن کمتر سر در می آورید». ظن من این است که کمتر محتاط هستم و وقتی موضوع مورد بحث از نظر جغرافیایی و موضوعی با آنچه من به طور عملی در تحقیق آن درگیر بوده‌ام، فاصله می گیرد، باید برعدم قطعیت و بی ثباتی نتایج حاصل از بحث های خود تأکید کنم. سعی کرده ام که برای مقابله با این خطای محتمل، بین داده های حاصل از نتایج و خود نتایج مرز مشخصی پدید آورم تا خواننده فرصت داشته باشد که خود تصمیم گیری نماید.درواقع،تصمیم گیری در مورد اینکه چه داده هایی را در آنالیز وارد کنیم،خود منشأ خطا می باشد و تنها دفاعی که می توانم از خود نمایم این است که سعی کرده ام با توجه به محدودیتهای موجود در نگارش این کتاب، تا جای ممکن، همه مطالب را با جزئیات در نظر بگیرم.

برای دستیابی به یک دیدگاه جهانی، از کمبودهای این کتاب کاملاً آگاهم اما امیدوارم که مثالها و موضوعات مورد بررسی در این کتاب پایه معقولی را برای بحث فراهم کنند.

Stephan.J.Hall

تشکر وقدردانی

در نگارش اولین بخش این کتاب، من در «دفتر کشاورزی،شیلات و محیط زیست اسکاتلند(SOAFED)[1]»، واقع در «آزمایشگاه دریایی آبردین[2]» اسکاتلند کار می کردم.من نمی توانم به طور شایسته سپاسگزاری خود را از منابع،حمایتها و تشویقهای عرضه شده از سوی SOAFED و محیط حمایتی فراهم شده را از سوی همکاران و دوستانم ابراز کنم به خصوص از سیمون گرین استریت، جان هیسلاپ، پیتر رایت، فیل کانزلیت و رابین کوک برای اعلام نظر در مورد افکارم در مراحل مختلف و از سارا، الیزابت و ساندرا در کتابخانه برای کمکهای بی دریغ شان، همچنین از تونی هاکینز، مدیر آزمایشگاه به جهت شناخت اهمیت پژوهش های استراتژیک و حمایتش سپاسگزارم.

در گستره ای وسیعتر می توان گفت که اگر اشتغال من در گروه کاری ICES پیرامون تأثیر اکولوژیک فعالیت های ماهیگیری نبود، این کتاب هرگز نگار ش نمی شد. کار با این گروه بود که مرا با بسیاری از جوانب مشکلات فعالیت های ماهیگیری آشنا کرد و مرا به تعمق بیشتر در مورد مسایلی وادار نمود که خارج از محدوده تجربیاتم بود. بخصوص می خواهم (بدون هیچ ترتیب خاصی) از نیلزدان، جان پوپ، جیک رایس،هنریک گیسلاسون، هان لیندبوم، جرمی کولی، کریس فرید و مارک تاسکر تشکر کنم که در بحث های گوناگون ما نقشی فعال و تفکر برانگیز داشتند.کار با گروه کاری SCOR تجربیات و از اطلاعات مرا بیشتر افزایش داد. جرج‌هانت و سایرین به سؤالات خاص پاسخ می دادند و استیوهاکینز، نیک پولونین، استیوبلابر، مایک کایزر، جرمی کولی، سیمون گرین استریت، جان هیسلاپ و دو ویراستاری که خواسته اند نامشان برده نشود، تذکراتی دادند که کمک بسیار بزرگی به من کرد.

بخش دوم کتاب پس از مسافرت من به استرالیا به نگارش در آمد (به همین دلیل نگارش این کتاب بطول انجامید). این تغییر منظر توانست دیدگاههای جدید، ارزشمند و نظریات چند دوست جدید را به همراه

[1] Scottish Office Agriculture Fisheries and Environment Department (SOAFED)
[2] Marine laboratory in Aberdeen

داشته باشد که در مراحل مختلف این پروژه به من کمک کردند. در رابطه با مورد دوم باید توجه خاصی به یان پوینر، کایت سینزبری و پل مک شین ابراز داشت.همکاریهای استیو ایرس،دیوید مک دونالد و کریس گلاس در کارگاه آموزشی کاهش صید ضمنی نیز کمک فراوانی نمود. من همچنین تشکری به سوزان گری مدیونم که وقتی من برای نگارش کتاب حضور فیزیکی کمتری داشتم آزمایشگاه را اداره می نمود.

بیشتر مباحث مطروحه در این کتاب برپایه نظریاتی است که توسط دیگران ارائه شده اند. به شخصه سعی نمودم تا از این تلاش ها تقدیر شود. پیشاپیش از قلم افتادگی ها و اشتباهات رخ داده و از هرگونه کاستی در این موارد پوزش می طلبم.از مایک کایزر وسیمون جنینگز به جهت در اختیار گذاشتن آخرین نگارش کتاب در دست چاپ انتشارشان (Jennings&Kaiser, 1998) تشکر می کنم (با وجود آن که این دو کتاب تقریباً به طور کامل از هم مستقل هستند، تشابه میان بسیاری از نتایج،خیره کننده است).

افراد مختلفی پیرامون پیش نویس فصل ها اظهار نظر کرده اند، اطلاعاتی ارائه دادند یا فقط نظر خود را اعلام نمودند. گمان می کنم که از همه آنها نام برده ام،اما همیشه امکان از قلم افتادگی وجود دارد.اگر از کسی نام برده نشده بسیار عذر می خواهم. از همه کسانی که در این کار دشوار،مرا یاری کردند صمیمانه سپاسگزارم.همچنین از هیأت مدیره انتشارات Blackwells (یان شرمن،ریچارد مایلز و شهزیا چادری) به جهت حمایت کامل و چشم پوشی به علت تأخیر در تحویل مطالب در موعد مقرر تشکر می کنم.

«بخش اول»

اثر مستقیم ماهیگیری بر جمعیت ها

مقدمه

در سال ۱۹۹۲، میزان صید ماهیان، بالغ بر ۸۵میلیون تن بود که برداشت این مقدار تولید دریایی،تأمین کننده حدود ۱۳درصد از کل مصرف پروتئین حیوانی انسان ها بود (Idyll,1978). با این وجود، اهمیت غذای دریایی در مجموعه عرضه مواد غذایی بسیار بیشتر از مقداری است که در این آمار نشان داده شده است چون بیش از نیمی از جمعیت جهان برای تأمین اکثر پروتئین حیوانی مورد نیاز خود به ماهیها وابسته‌اند.برای بسیاری از کشورهای فقیر، ماهیان اغلب تنها منبع در دسترس هستند.بنابراین، غذای برداشت شده از دریاها برای زندگی مطلوب بخش عظیمی از جمعیت انسانها، عنصری اساسی است.جمعیت کره زمین تا سال ۲۰۱۰ به ۷۲۰۰میلیون نفر خواهد رسید که در آن زمان، در صورت تغییر نیافتن نسبی قیمتها، کل تقاضا برای ماهیان به ۱۴۰ میلیون تن خواهد رسید که ۱۱۰ میلیون تن برای مصرف انسان و ۳۰ میلیون تن برای پودر ماهی خواهد بود (Garcia & Newton,1994). با توجه به این میزان تقاضا، بنظر می رسد که حسن تدبیر در مدیریت ماهیگیری و توجه به تأثیر ماهیگیری بر محیط زیست، به طور یقین در کانون توجه باقی خواهد ماند.

فصل اول، نگاهی کلی به وضعیت ماهیگیری در جهان دارد و پیش زمینه هایی در مورد توسعه ماهیگیری را بعد از جنگ ارائه خواهد داد. با توجه به اینکه ماهیگیری بیشترین تأثیر را در ذخیره ماهیان صید شده می گذارد، این موضوع را باید مورد توجه قرار داد. با این حال، از آنجاییکه کتابهای دیگری به این موضوع اختصاص دارند، این مسئله بیشتر به عنوان پیش زمینه مطرح می شود، در این فصل نگاهی اجمالی به برخی روشهای مدیریتی ابداع شده خواهد شد و دشواریهای بوجود آمده در هر روش بررسی خواهند شد.مطالب فصل اول به عنوان مقدمه و مدخلی برای بقیه کتاب در نظر گرفته شده، ولی کسانی که با تاریخچه و مدیریت ماهیگیری آشنا هستند می توانند براحتی از این فصل بگذرند.

فصل دوم،اطلاعات موجود ما را در مورد صید ضمنی و دورریز در ماهیگیری جهانی مرور می کند و مشکلات این فعالیت را مورد بررسی قرار می دهد. در بسیاری از مناطق جهان، تنوع بسیار زیادی در ادوات مورد استفاده در ماهیگیری وجود دارد که هرکدام به یک یا چندگونه اختصاص دارد. متأسفانه، این اختصاص به این معنی نیست که گونه های غیر هدف از نوع جنس یا اندازه مورد شکار قرار نمی‌گیرند برعکس،صید ضمنی می تواند سبب بحث‌های تلخی در بین ماهیگیران، مشکلات ماندگار برای مدیران شیلات و عاملی غیرضروری در مرگ و میر باشد. به توافق نرسیدن در مورد سطح صید ضمنی سبب تدوین بسیاری از آیین نامه هایی شده است که به دنبال محافظت از منابع شیلاتی و منافع بخشهای خاصی از شیلات هستند.تاریخچه این تلاشها نشان می دهد مشکلات مدیریتی موجود در این زمینه‌ها واقعاً دشوار است.با این وجود در دهه اخیر،بحث صید ضمنی و دورریز به دلایل دیگری مورد توجه قرار گرفته است.به طور مشخص، این افزایش توجه می تواند در نتیجه بالا رفتن دقت نسبت به مسئله ذخایر دریایی و تأثیر فعالیتهای ماهیگیری بر پستانداران، پرندگان و لاک پشتهای دریایی باشد.این توجه شاید همچنین انعکاس دهنده اعتراف ما به ناتوانی در اداره بسیاری از فعالیتهای ماهیگیری و زیان بار بودن صید دورریز باشد.هدف من در اینجا این نیست که به طور مشخص به مسائل مدیریتی در مورد صید ضمنی و صید دورریز ماهیان هدف و گونه های نرم تن یک ناحیه بپردازم، بلکه به تأثیر آن در رده هایی می پردازم که هیچیک از فعالیتهای ماهیگیری تمایل به صید آنها ندارند.همانطور که خواهیم دید،وقتی تأثیر آنقدر شدید باشد که بتوان آنها را ردیابی کرد،معمولاً سبب کاهش اندازه جمعیت می شوند.اما در برخی ، تأثیر مثبتی هم در جمعیت ها مشاهده می شود.

فصل سوم بر زیستگاههای بنتیک زیر جزرو مدی متمرکز می شود و فعالیتهای ماهیگیری ترال را بر رده‌های جانوران داخل و سطح رسوبات مورد بررسی قرار می دهد.این مسئله، موضوعی است که با وجود کمبودهای اساسی در اطلاعات قابل دسترسی،توجه زیادی را بخود جلب کرده است.به طور خاص،نبود

اطمینان در توزیع فعالیت های ترال کشی ها با مقیاس دقیق پراکنش جوامع بنتیک سطح رسوبات که بنظر می رسد بیشترین تأثیر را از ماهیگیری متحمل می شوند، در ارزیابی مسئله و در اجرای استراتژیهای تخفیف دهنده مورد توجه مشکلی عمده است.

فصل چهارم زیستگاههای بین جزر و مدی و مناطق کم عمق زیر جزر و مدی را بررسی می کند.این زیستگاه ها از زیستگاه های فصل ۳ جدا شده اند، چون مبحث تأثیر ماهیگیری آنقدر وسیع است که احتیاج به فصلی جداگانه دارد. با این حال، بسیاری از مباحث مربوط به سیستمهای بین جزر و مدی که در فصل ۴ بحث شده اند، مشابه مباحث فصل قبل است. بعلاوه، تأثیر در طبقه‌های خاک سخت از جمله صخره های مرجانی و سواحل سنگی مدنظر قرار گرفته اند جاییکه فشار افزایش جمعیت انسانی در امتداد نواحی ساحلی عوارض خود را برجای می گذارد.

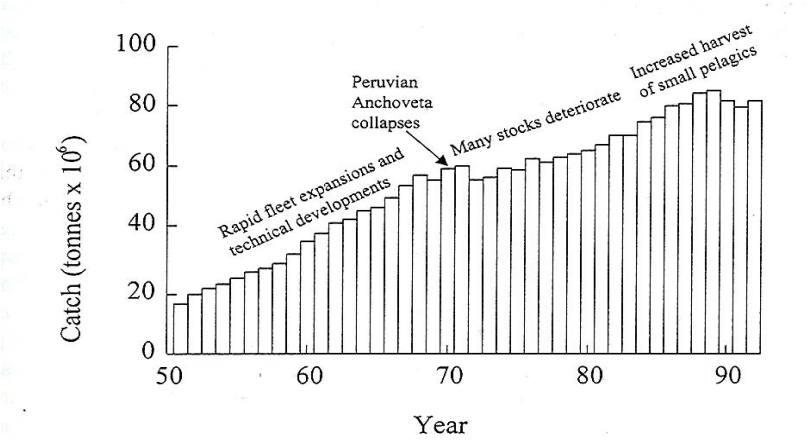
«فصل۱»

روند تغییرات در ماهیگیری جهانی و ماهیت مشکلات

۱-۱- تاریخچه

سازمان خواروبارو کشاورزی جهانی[1] به روزترین ارزیابی‌ها از وسعت و وضعیت ماهیگیری جهان را فراهم می کند که این اطلاعات را به صورت گزارشهای دوسالانه منتشر می نماید. خوب است که ابتدا از روند تغییرات در صید تخلیه شده جهانی آغاز کنیم (شکل۱-۱) که صعود نسبتاً یکنواختی را طی دهه ۱۹۹۰ نشان می دهد. این روند علاوه بر جالب توجه بودن سبب ایجاد ابهام در جنبه های مهمی از ماهیگیری جهانی می گردد که باید مورد توجه قرار گیرند با استناد به ارزیابی‌های FAO و گارسیا و نیوتن(۱۹۹۴) تاریخچه مختصری از ماهیگیری دنیا ارائه شده است.

[1] FAO



شکل ۱-۱- رشد صید دریایی در جهان از سال ۱۹۹۲-۱۹٤۸ (برگرفته از شکل، فائو ۱۹۹٤)

دردوره پس از جنگ دوم جهانی، ماهیگیری پیشرفت چشمگیری یافت که تا سال ۱۹۵۸ ادامه یافت. در طول این دوره، تولید ماهی از ۱۷/۷ میلیون تن به ۲۸/۴ میلیون تن افزایش یافت و هدف سیاستگزاری اصلی FAO، بازسازی اقتصادی اروپا از جمله صنعت ماهیگیری بود . در سال ۱۹۴۵، اولین کمیته فنی فائو مشکلات اصلی مؤثر بر ماهیگیری را در نیمکره شمالی شناسایی کرد. این مشکلات شامل کاهش ذخایر (از جمله وال ها)، صید دورریز و کمبود اطلاعات برای مدیریت دریاهای آزاد بود. در این مرحله، اصطلاح دریاهای آزاد، به معنای آبهایی بود که ۳ مایل از ساحل فاصله داشتند). این مشکلات امروزه نیز موجودند .از سوی دیگر، کمیته همچنین اشاره کرد که منابع موجود در نیمکره جنوبی به طور کامل استحصال نشده و بدین ترتیب فرصت‌هایی برای گسترش ماهیگیری به آبهای دور فراهم شد. در اوایل دهه ۱۹۵۰، منابع مهم صید ماهی مانند ساردین هوکایدو، هرینگ(شگ ماهی) دریای شمال و اقیانوس اطلس و ماهی پیلچارد کالیفرنیا همگی کاهش یافته یا از بین رفته بودند. با اینکه به طور قطع نوسانات

طبیعی زیست محیطی در این وقایع نقش داشتند، به نظر می رسد بهره برداری در سطح وسیع،عاملی کمک کننده بوده است.

طی سالهای ۱۹۷۲-۱۹۵۹،گسترش سریع جغرافیایی در فعالیت های ماهیگیری پدید آمد و برداشت جهانی از ۳۰ میلیون تن به ۶۰ میلیون تن رسید.برای کشورهای در حال توسعه و سازمانهای اقتصادی توجه اصلی پیرامون ارزیابی منابع جهانی برای حمایت از این گسترش بود. فائو مطالعاتی را در شرق آفریقا، خلیج بنگال و ساحل اقیانوس اطلس در امریکای جنوبی انجام داد و ناوگان های فعال در آب های دور از ساحل بسیاری از کشورها، عملیات خود را با حمایت های دولتی گسترش دادند.این افزایش فعالیت با پیشرفتهای تکنولوژیک در زمینه ماهیگیری در کشورهای در حال توسعه همراه شد(مانند استفاده از فایبر گلاس و موتورهای بهتر) و فشار فزاینده ای را بر مناطق ماهیگیری سنتی وارد کرد. بخش ماهیگیری صنعتی نیز طی این دوره در بعضی کشورهای در حال توسعه پدید آمد و توسعه سود آور ماهیگیری میگو در آسیا،هند، کویت و پاکستان تکامل یافت. این فعالیت های ماهیگیری عامل اصلی تجارت خارجی برای بعضی از کشورهای در حال پیشرفت بودند. در طول این دوره، فعالیت های ماهیگیری بی رویه در مناطق ساحلی بسیاری از کشورهای در حال توسعه رخ داد و این دوره شاهد یک سری کاهش تأسف بار صید ماهی بود (برای مثال، صید ماهی آنچووی در پرو که در اوایل دهه ۱۹۷۰ از ۱۲میلیون تن به ۲ میلیون تن سقوط کرد). رشد فعالیت های ماهیگیری در ۱۹۷۲-۱۹۵۹ به طور عمده با افزایش توجه عمومی نسبت به سوء مدیریت در صید پستانداران دریایی همراه بود. این توجه منادی آغاز دوره‌ای بود که در آن کسانی که به طور مستقیم درگیر بهره برداری و فعالیتهای صیادی نبودند، نقش مهمی را در سیاستگذاری ماهیگیری بعهده گرفتند.

بین سالهای ۱۹۸۲-۱۹۷۲ تولیدات ماهیگیری از ۶۰ میلیون به ۶۸ میلیون تن افزایش یافت و وضعیت ذخایر بجز در برخی موارد بدتر شد .طی این دوره، به علت افزایش بهای سوخت و افزایش نیاز به انجام

مذاکراتی که از سال ۱۹۷۳ آغاز شد و برطبق قوانین بین المللی، قلمرو تعداد بی شماری از کشورهای ساحلی به ۲۰۰ مایل افزایش یافت. با وجود تخریب بسیاری از ذخایر،در اوایل دهه ۱۹۸۰، شاهد افزایش برداشت بودیم.یکی از علل وقوع این افزایش، وضعیت خوب گونه های کم ارزش سطحزی ریز طی نوسان های طبیعی ذخیره بود و علت دیگر آن،توسعه صید ماهی پولاک آلاسکایی بود. این دوره همچنین شاهد گسترش ناوگان های دوربرد به اقیانوس هند، اقیانوس کبیر جنوبی و جنوب غربی اقیانوس اطلس به منظور جستجو برای گونه های باارزشی همچون ماهی تون، میگو و سرپایان بود. ولی افزایش کلی تولید طی این دوره، برداشت بی رویه ماهیگیری سنتی ماهیان کفزی را آشکار نساخت. علاوه بر این، برای نخستین بار، بحث هایی در مورد تغییرات اساسی تر اکوسیستم های خلیج تایلند، دریای شمال و غرب آفریقا پدید آمد.در این مناطق، گونه های کوچکتر با عمر کوتاه، جایگزین گونه های بزرگ با عمر طولانی شده بودند.مناطق فلات قاره که هنوز هم براحتی قابل دستیابی بود(مانند صحرای غربی، نامیبیا و جنوب غرب اقیانوس اطلس)، هدف افزایش فشار از سوی ناوگان های دریاهای آزاد قرار گرفت که تلاش خود را برای برداشت گونه های اقیانوسی شدت بخشیدند.درکشورهای در حال توسعه، رشد صنایع جدید ماهیگیری اغلب با افزایش سطح فعالیت های ماهیگیری همراه بود بطوریکه تعداد ماهیگیران سنتی که منابع نزدیک ساحل را برداشت می کردند، افزایش یافت . این افزایش خود سبب تقابل‌هایی میان بخش صنعتی و سنتی شد.

کمبودهای موجود در مدیریت ماهیگیری تا این زمان بخوبی شناخته شده بودند و مفهوم حداکثر محصول مجاز برداشت (MSY)[1] مورد انتقاد واقع شد که تاکنون برای زیست شناسان ماهیگیری به عنوان معیار مطرح بوده است (برای مثال Larkin,1977). بسیاری از کشورها تصمیم گرفتند که روشهایی را برای ماهیگیری اتخاذ کنند که مرگ و میر کمتری نسبت به روش های موجود در MSY داشته باشد چون به

[1] Maximum Sustainable Yield

این باور رسیده بودند که این روش ها میزان محصول و منافع اقتصادی فعالیت های ماهیگیری آنها را ارتقاء خواهد بخشید.

بین سالهای ۱۹۹۲-۱۹۸۳، برداشت از ۶۸ میلیون به حدود ۸۵ میلیون تن افزایش یافت و توجه جهانی به توسعه پایدار و الزامات زیست محیطی ناشی از ماهیگیری بیشتر شد.کشورها نیاز موجود برای محافظت بیشتری از گونه های غیرهدف در معرض تهدید را مورد توجه قرار دادند و بخصوص مسئله تأثیر صید ماهی تون در دریاهای آزاد در جمعیت دلفین ها موضوعی بود که بحث های زیادی را برانگیخت.براثر بالا گرفتن این مسئله و ادامه مشکلات ناشی از بهره برداری بیش از حد از ذخایر شیلاتی،در ۱۹۹۲«کنفرانس بین المللی ماهیگیری مسئولانه»[1] در «کانکون» مکزیک برگزار شد و بیانیه ای شامل مجموعه ای از قوانین را صادر کرد. این قوانین بر مشکلات محیط زیست و نیاز موجود برای حفاظت از زیستگاه های بحران زده، کاهش صید ضمنی و دورریز و سایر آثار زیست محیطی ماهیگیری و آبزی‌پروری تأکید می نمود. سپس تفصیل بیشتر این قوانین توسط مجمع مدیریت ماهیگیری مسئولانه سازمان خواربار و کشاورزی جهانی تهیه شد (FAO,1996).

۲-۱- وضعیت فعلی ماهیگیری در جهان

حال وضعیت فعلی ماهیگیری جهان را چگونه می توان ترسیم کرد؟ از یک منظر، می توان ارزیابی های فائو از ذخایر جهانی را مد نظر قرار داد. این ارزیابیها، ذخایر را به صورت و ضعیت «کم بهره برداری شده» تا « بهره‌برداری بی‌رویه» طبقه بندی کرده است. با وجود روشن بودن موضوع خوب است به دشواری های سیستم طبقه بندی اشاره شود که اصطلاح اخیر فقط برای بیان یک قالب خاص کاربرد دارد(تنها در

[1] Conference on Responsible Fishing

صورتی می توانید بگویید که بهره برداری بی رویه صورت گرفته است که بتوانید اهداف خود را در این قالب بگنجانید).

صید بی رویه(در مفهوم زیست شناسی) را می توان به دو گروه تقسیم بندی کرد:

«بهره برداری بی رویه ریکرویت منت« و «بهره برداری بی رویه ر شد» ، بهره برداری ریکرویت منت زمانی رخ می دهد که تهی شدن ذخایر بحدی باشد که این خطر برای جانوارن بالغ باقیمانده وجود داشته باشد که نتوانند برا ی حفظ ذخیره، به تعداد کافی لارو تولید کنند.بنظر می رسد که این وضعیت در موردگونه های سطحزی بیش از سایرین است، چون حتی وقتی ذخایر به طور شدیدی تهی شده باشند،تجمع متراکم این ماهی ها به گونه ای است که براحتی قابل ردیابی است و میزان و نرخ صید بالا باقی می ماند.علاوه بر این، بسیاری از گونه های سطحزی، بدون دخالت ماهیگیران، در معرض نوسانات طبیعی تأسف باری در بازیافت موفق ذخایرند(Soutar& Isaacs,1974) که اغلب بر اثر تغییرات در وضعیت هیدروگرافیک رخ می دهد(برای مثال،قدرت فراچاهندگی).آنچه اهمیت دارد این است که ماهیگیری می تواند بدون هیچ اخطار قبلی یا باکوچکترین پیش آگهی اتفاق بیفتد،آنچنان که در مورد صید ماهی آنچووی پرو و صید هرینگ در اقیانوس اطلس شمالی رخ داد و کاملاً غافلگیر کننده بود.اگرچه میزان سقوط به علت شکست دربازیافت منابع در مورد ماهی های کف زی نسبتاً پایین بوده است، ولی استثناهای شایان ذکری هم مانند ماهی کاد اقیانوس آرام [1] و هداک [2] مخزن آبی جورج (Beddington &Retting,1984) و ماهی کاد شمالی [3] (Myers *et al.*,1997) وجود دارد.

گروه دیگری که در معرض بهره برداری بی رویه ریکرویت منت قرار دارند شامل گونه های دریایی است که از نظر اقتصادی ارزش بالایی دارند اما قابلیت های تولید مثلی آن ها پایین است. لاک‌پشت‌ها،پستانداران دریایی و گونه های ماهیان غضروفی دقیقاً جزو این گروه قرار می گیرند و

[1] . Arctic Cod & Pacific Cod
[2] . George's Bank Haddock
[3] . Northern Cod

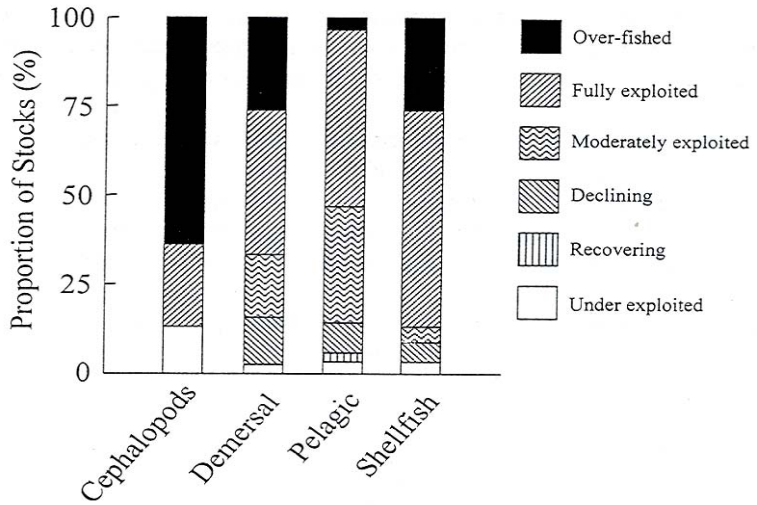
برخلاف گونه‌های ماهیان سطحزی و کف زی، باید در ورای سقوط میزان محصول،به احتمال انقراض این گونه ها توجهی خاص داشت. نباید از نظر دور داشت که بخصوص در مورد جانوارن ارزشمندی چون پستانداران دریایی، صید ممکن است به انقراض منجر شود.یکی از مثال های بارز در مورد آثار حادث بر ذخایر گونه هدف،بهره برداری از ذخایر وال ها در اقیانوس جنوبی می باشد.هفت گونه یا زیر گونه از وال‌ها[1] در این منطقه حضور دارند و همگی در معرض بهره برداری های وسیع قرار داشتند. از میان ۸ گونه وال دندان‌دار فقط وال اسپرم (Sperm whale) به تعداد زیاد صید می شد. کل برداشت گزارش شده از سال ۱۹۰۴ تا زمان ممنوعیت صید در اوایل فصل ۷-۱۹۸۶، $۱/۴۸۳\times۱۰^{۶}$ عدد بوده است (Kock & Shimadzu, 1994). بررسی اطلاعات صید نشان داد که گونه های هدف به ترتیب یکی پس از دیگری از بین رفته اند(وقتی ذخایر یک گونه تا سطح غیراقتصادی سقوط می کرد، روند صید متوجه گونه دیگری می شد) تنها سهم ناچیزی از اکثر جمعیت اولیه وال‌ها باقی مانده است.

نوع دیگری از بهره برداری بی رویه با عنوان بهره برداری بی رویه رشد نامیده می شود که نشاندهنده وضعیتی است که در آن ماهی ها در سنین خیلی پایین مورد صید قرار می گیرند.یک ماهیگیر می تواند از سویی، تعداد کمی ماهی بزرگ و پیر و از سوی دیگر، تعداد زیادی ماهی کوچک و جوان را صید کند(بین این دو حد،یک سن مطلوب وجود دارد که از نظر تعداد اندازه بدن، ایده آل است).بهره برداری بی رویه رشد معمولاً در مورد ماهی های کف زی رخ می دهد.درحال حاضر،اکثر ذخایر ماهی گادوئید[2] دریای شمال در این وضعیت قرار دارند.

اگرچه صحبت از صید بی رویه باید با توجه به یک دیدگاه خاص (بیولوژیک یا...) بیان شود،در اکثر مطالب منتشره و از جمله در مقالات فائو، این اصطلاح برای مقاصد بسیار غیراختصاصی‌تری بکار رفته است. در این موارد، بهترین کاری که شخص می تواند انجام دهد این است که تصور کند این ذخایر در

[1] Baleen whale
[2] Gadoid

وضعیت بسیار ضعیفی قرار دارند. بدون در نظر گرفتن مشکلات تعریفی،مشکلات مربوط به جمع آوری اطلاعات در مقیاس جهانی و خطاهای محتمل آماری و بی ثباتی ها، می توان گفت که اکثر منابع شیلاتی جهان،به طور کامل یا بیش از حد بهره برداری شده است (شکل ۲-۱). با قاطعیت می توان گفت که در حال حاضر در حال رسیدن به حد نهایی تولید منابع وحشی دریایی هستیم.این حد نهایی در دهه ۱۹۷۰ حدود ۱۰۰ میلیون تن پیش بینی شده بود که تولید سالانه ماهی به نزدیک ۱۲۰-۱۱۵ میلیون تن خواهد رسید که ۱۰۰ میلیون تن آن از طریق صید و صیادی و ۲۰-۱۵ میلیون تن آن از آبزی پروری خواهد بود.این ارقام نشاندهنده کمبود تولید در سال ۲۰۱۰ به میزان ۲۵-۲۰ میلیون تن می باشد. همانطور که گارسیا و نیوتن(۱۹۹۴) اشاره کرده اند،پیش بینی عکس العمل سیستم ماهیگیری دنیا دشوار است، ولی آنچه قطعی بنظر می رسد این است که در صورت تغییر نیافتن کلی سیاست های کنونی، وضعیت با شتاب به سوی کاهش پایه ذخایر پیش خواهد رفت.تصور کنیم این مسئله تأثیری وسیعتر در ساختار و عملکرد اکوسیستم ها و جمعیت ها نمی گذارد.



شکل۲-۱- تقسیم بندی ذخایر در کشورها در محدوده صید بین کم بهره برداری شده تا بهره برداری بی رویه در چهار نوع از فعالیت های ماهیگیری (اقتباس از FAO,1994)

۳-۱- ماهیت مشکلات مدیریت ماهیگیری

به رغم اهمیت و توجه جهانی به نیاز برای مدیریت ذخایر و منابع ماهیگیری به منظور نگهداری و ترجیحاً دفاع از این مطلب دشوار است که وضعیت فعلی مدیریتی از دیدگاه جهانی رضایت بخش باشد. بهینه نمودن سطح فعالیت ماهیگیری شاید اساسی ترین دلیل برای این مسئله است که بهره برداری ذخایر ماهیان به عنوان منبعی مشترک برای استفاده همگانی، بندرت به طور مطلوب برداشت می شوند.بدینگتون و ریتینگ (۱۹۸۴) تصویری کلاسیک را از نحوه گسترش ماهیگیری ارائه داده اند که این اصل را توضیح میدهد.

۱- ماهیگیران ابتدا وارد عرصه ماهیگیری می شوند،صیدهای زیاد انجام می دهند و سود عظیمی بدست می آورند.

۲- سایر ماهیگیران با مشاهده موفقیت تازه واردان، جذب می شوند که این مسئله سبب تهییج ماهیگیران قبلی به افزایش سرمایه گذاری در زمینه شناور،ادوات صید و غیره می گردد تا سود خود را حفظ کنند.

۳- با افزایش فعالیت های ماهیگیری، اندازه ذخایر کاهش می یابد و منجر به کاهش میزان صید در واحد تلاش (CPUE) می شود و برسر یک منبع محدود رقابتی سخت در می گیرد.

۴- نرخ صید و سود حاصل از آن تا جایی کاهش می یابد که در بهترین حالت، ماهیگیران فقط می‌توانند هزینه های خود را جبران کنند.در این مرحله،افزایش بیشتر تلاش صیادی منجر به خسارت های مالی می گردد.

وضعیت اخیر به نام تعادل اقتصاد زیستی خوانده می شود که اغلب به عنوان نقطه اجتناب ناپذیر پایانی در یک فعالیت باز ماهیگیری در نظر گرفته می شود. در مورد منابع باارزش ماهی،این اصطلاح بنظر

خوش‌بینانه، اغلب نشاندهنده وضعیتی بحرانی است. دراین شرایط، ماهیگیری معمولاً از نظر اقتصادی و زیست محیطی، در شرایطی نامطلوب است.

این مسئله که روند گسترش مذکور در مورد بهره برداری های کنترل نشده از منابع مشترک اجتناب ناپذیر است بحث های زیادی را برانگیخته است. این دیدگاه اغلب با رجوع به عبارت مأیوس کننده هاردین یعنی «تراژدی منابع عمومی»[1] بیان می شود (Hardin,1968). برخی این تراژدی را دلیلی برای تدوین یک آیین‌نامه سخت‌گیرانه برای ماهیگیری ارزیابی می کنند، درحالی که گروه دیگر عقیده دارند که می توان با خصوصی نمودن ساختار تعاونی های صیادی از مواجهه با این مشکل دوری نمود.بنظر نمی رسد که هیچیک از این دو راه دارای محتوای منطقی باشند و کلارک(۱۹۷۳) اضافه می کند که صید بی رویه می تواند در نتیجه بهره برداری رقابتی تعاونی های صیادی و سودجویی سازمان های خصوصی انجام شود خطر اصلی متوجه جمعیت هایی است که ارزش اقتصادی بالا ولی قابلیت تولید مثلی پایینی دارند، بخصوص وقتی که نرخ تخفیف بالایی در نظر گرفته شود. تنظیم نرخ تخفیف بالا به این معناست که بتوان با دستیابی به درآمد از منابع موجود در مقایسه با زمانهای آینده، به ثروت زیادی دست یافت.انتخاب نرخ تخفیف برای تعیین چگونگی رفتار ماهیگیران بسیار حیاتی است. درواقع، برخلاف تصور بسیاری از مردم، نرخ تخفیف بالا، ممکن است از نظر اقتصادی به صرفه باشد.تاجاییکه سرمایه گذاری زیادی در یک ماهیگیری جدید صورت گیرد و تلاش صیادی[2] تا حد رسیدن به نقطه سقوط ذخایر افزایش یابد. در صورتی که بازگشت سرمایه بسیار بالا باشد و پول دریافتی را بتوان دوباره با درآمدهای مالی مشابه یا بالاتر بکار بست، این روش برخورد پابرجا خواهد ماند (Clark,1976) برای مثال، می توان از این روش برای برخی از ذخایر ماهیان در مناطق عمیق دریاهای باز استفاده کرد که فعالیت در آن ها به جای عملیات پایدار ماهیگیری بیشتر به معدن کاری شبیه است.

[1] The Tragedy of the Commons
[2] Fishing Effort

مسائل مذکور می توانند تا حدود زیادی این علت را توضیح دهد که چرا منابع شیلاتی جهان بیش از حد مورد بهره برداری قرار گرفته اند؟ بهره برداری بی رویه نتیجه طبیعی دسترسی نامحدود به منابع عمومی است. اگر بخواهیم ذخایر ماهیان رابه طور منطقی بهره برداری کنیم،باید از تمهیدات قانونی و اجتماعی برای مدیریت استفاده شود که دسترسی به این منابع را تا حدی محدود می کنند. متأسفانه، هنوز بسیاری از صنایع صید چنین محدودیت هایی را اعمال نمی کنند (این تشکیلات محکوم به شکست هستند).اما باید پرسید وقتی که تلاش هایی در مدیریت شیلاتی به منظور محدود نمودن دسترسی به منابع در حال اجراست، چرا موفقیت بیشتری حاصل نمی شود؟ دو عامل ممکن است در ایجاد این شکست نقش داشته باشند: ۱) اهداف ناقص یا ۲) اتخاذ روشهای نامناسب یا غیرمؤثر برای دستیابی به تغییرات مورد نظر.

ابتدا به بررسی اهداف می پردازیم:

٤-١- اهداف بیولوژیک برای فعالیت های ماهیگیری

اساسی ترین هدف برای مدیریت صید براساس یک پایه منطقی، بسیار ساده است(به طور متوسط،برداشت باید با ریکرویت منت متعادل باشد).مشکل اینجاست که در مورد بیشتر ذخایر، نمی توان میزان ریکرویت منت را پیش بینی کرد. در دنیای ایده آل، همیشه بین اندازه ذخایر در یک سال و میزان ماهیان جدید در سال بعد (ریکرویت منت) رابطه وجود دارد.اما بنظر می رسد که در اکثر موارد، این رابطه بسیار ضعیف است.مشکل پیش بینی ریکرویت منت، اساسی ترین مشکل در پیش روی زیست شناسان شیلاتی است و بیشترین تردیدها را در پیش بینی ها ایجاد می کند. ماهیگیری نیز خود به این تردیدها می افزاید چون معمولاً طی ماهیگیری، کلاسهای سنی بالاتر ذخایر حذف می شوند و به این ترتیب مدت زمان پیش بینی آینده را کاهش می دهند.اگر و تنها یک یا دو گروه سنی داشته باشید، انجام پیش بینی برای یک یا دو

سال بعد،به میزان ریکرویت منت نامشخص در آینده وابسته خواهد بود. به عبارت دیگر، وقتی تغییرات در توده زنده ذخایر به تغییرات در ریکرویت منت نزدیک می شود، بهره برداری از منابع دشوارتر خواهدبود. به دلیل دشواری پیش بینی یا سنجش ریکرویت منت،اکثر کارهای اولیه در مورد مدل های ماهیگیری، از پیش بینی دقیق میزان برداشت مطلق، اجتناب و اغلب به میزان محصول در ازای ریکرویت منت توجه کردند. این مدل ها برای آزمودن تأثیر الگوهای مختلف برداشت ذخایر (عواملی همچون اندازه و سن ماهیان هنگام صید) و سطح مرگ و میر ناشی از صید بر میزان محصول بکار می روند.تجزیه و تحلیل مدلهای محصول به ازای ریکرویت منت نشان می دهد که برای یک ساختار ذخیره ای مورد نظر (ترکیب سنی، نرخ رشد)، ترکیبی مطلوب از الگوی برداشت و تلاش صیادی وجود دارد که میزان محصول را به حداکثر می رساند.براساس این تجزیه و تحلیل و با فرض ریکرویت منت متوسط،مفهوم حداکثر برداشت مجاز بدست می آید. در واقع، ماهیگیری برای دستیابی به MSY ، تلاشی است برای دستیابی به بالاترین وزن متوسط صید طی زمان طولانی.این اصطلاح یک مفهوم گول زننده است چون واژه میزان برداشت مجاز (پایدار) اشاره ای ضمنی به قابل پیش بینی بودن و ثبات ریکروت منت بر میزان محصول اثر خواهد گذشت. اگر کسی بخواهد MSY را به عنوان هدف در نظر بگیرد (که اغلب حداقل به صورت تلویحی صورت گرفته است)،در این صورت باید به منظور دستیابی به هر الگوی برداشت ماهیگیری منابع،مرگ و میر ناشی از ماهیگیری را مشخص کرد. ابزار لازم برای این کار به خوبی تأمین شده است و در گذشته، بیشتر توصیه های زیست شناسان در زمینه نرخ مرگ و میر ناشی از ماهیگیری بود که طی زمان طولانی به MSY منجر شود. این سطح مرجع مرگ و میر ناشی از ماهیگیری معمولاً با F_{max} نشان داده می شود. در گذشته این تردید وجود داشت که آیا می توان وجود چیزی به نام MSY را تأیید کرد یا خیر، چون ایجاد تعادل در جمعیت های ماهیان هرگز بدست نمی آید یا بندرت می توان به آن دست یافت (Larkin,1977). همچنین در این مورد که F_{max} مناسبترین هدف باشد،بحث هایی وجود داشت.

نتیجه این تردیدها این بود که امروزه اغلب،نقاط مرجع دیگری را برای سطوح پایینتری از برداشت ذخایر توصیه می کنند.یک مرجع بسیار پراستفاده، استراتژی $F_{0.1}$ است که در آن شیب میزان محصول به ازای ریکرویت منت در برابر مرگ و میر ناشی از ماهیگیری ۰/۱ (۱۰درصد) شیب اولیه است.اساس انتخاب این سطح از مرگ و میر ماهیگیری این است که چنین سطحی باید کمترین تأثیر را در میزان محصول داشته باشد و همزمان احتمال آسیب به جمعیت را نیز کاهش دهد.همانطور که هیلبورن و والترز (۱۹۹۲) اشاره کرده اند، این ۱۰درصد کاملاً اختیاری است، اما احتمالاً بدرستی انتخاب شده است.اگر تعداد مورد انتظار ریکرویت منت (بازگشت شیلاتی) را بدانیم (برای مثال،از طریق انجام گشت های قبل از ریکرویت منت)، میزان برداشت ماهی را می توان با استفاده از $F_{0.1}$ یا مشابه آن در کوتاه مدت تنظیم کرد.این استراتژی یک نرخ ثابت منطقی را برای برداشت از ذخایر ارائه می دهد که شاید این روش خیلی محتاطانه نباشد. برای مثال، والترز و پیرس (۱۹۹۶) عقیده داشتند که نرخ مرگ و میر محاسبه شده براساس $F_{0.1}$ برای صید ماهی کاد شمالی باید ۵۰ درصد کاهش یابد یا شاید بتواند سطح حفاظتی متوسطی را در برابر خطر تهی شدن ذخایر ایجاد نماید.این کاهش ۵۰درصدی به این معنی است که هر ساله فقط ۱۰درصد از کل ذخایر را می توان استحصال کرد.

من نمی خواهم در مورد مزایای نسبی نرخهای ثابت برداشت یا سایر استراتژیها بحث کنم، اما باید ذکر نمود که طریقه رسیدن به این هدف در بسیاری از موارد مورد انتقاد قرار گرفته است.اما می توان گفت که ارزیابی موفقیت $F_{0.1}$ یا یکی از متغیرهای آن به عنوان یک استراتژی مدیریتی دشوار است چون سطح ماهیگیری مورد نیاز برای دستیابی به این ارزیابی بندرت حاصل شده یا هرگز حاصل نشده است.در واقع،با وجود انتقادات لارکین (۱۹۹۷) در مورد MSY، او تأکید دارد که این مقیاس میتواند معیاری ارزشمند و محکم را برای پتانسیل تولیدی گونه های عمده تجاری فراهم کند همچنین به عنوان اولین سیاست مدیریتی، چیز معقولی است. اما باید دانست که وقتی به این مقیاس دست یابیم،نباید انتظار ثبات آن را

داشته باشیم.درحالیکه فردی می تواند در این مورد که $F_{0.1}$ یا سایر نظام های سختگیرتر در بسیاری از موارد به اندازه کافی محافظه‌کارند یا خیر. در مورد ذخایر منفرد در واقع هیچ دلیل خاصی برای رسیدن به سطوحی از مرگ و میر ناشی از ماهیگیری که سبب میزان بالای محصول در دراز مدت شود،وجود ندارد. دشواری مهمتر، ثابت نگهداشتن تلاش صیادی برای دستیابی به سطح مورد نیاز مرگ و میر است.

ممکن است گروهی از زیست شناسان با این نظر مخالف باشند، از جمله ویلسون و همکاران (۱۹۹۴) ابراز داشتند که پایه تمامی مدیریت های ماهیگیری اشتباه است و باید به روش اجرای طرح، توجه کامل مبذول داشت.مبنای اصلی بحث ویلسون این است که پویایی جمعیت ماهیان بی نظم[1] است و به همین دلیل نمی‌توان آن را در دراز مدت پیش بینی کرد. بنابراین، تلاش برای تنظیم فعالیت های ماهیگیری از طریق کنترل میزان صید یا مرگ و میر ناشی از ماهیگیری (که برای مثال، بوسیله تعیین سهمیه صید انجام می‌شود)، بی نتیجه است چون در جمع آوری اطلاعات جامع و از نظر اقتصادی با ارزش،دچار مشکلات فراوانی هستیم. بدون در نظر گرفتن درستی یا نادرستی نظریه آشفتگی همین بس که تاکنون تنها روی چند فیتوپلانکتون آزمون هایی صورت گرفته و هیچ مدرکی برای پویایی آشفتگی یافت نشده است(Ascioti *et al.*, 1993 ; Godfray & Blythe,1990)، سایرین عقیده دارند که در مباحث ویلسون، اشتباه وجود دارد. Fogarty (1995) برای مثال، پیشنهاد می‌کند که تغییرات نامنظم اهمیتی ندارد، زیرا پیش‌بینی‌های درازمدت برای مدیریت ماهیگیری موردنیار نمی‌باشد. کنترل تلاش صیادی یا صید معمولاً براساس بررسیهای پیش از شروع فصل با سایر پیش بینی های کوتاه مدت در مورد اندازه جمعیت، انجام میشود، بنابراین با در نظر گرفتن این مطلب بنظر می رسد که این استراتژی بایستی مؤثر باشد.این مسئله تا اندازه ای درست است، ولی تغییرپذیری و بی ثباتی در جمعیت ماهیان، مشکلاتی اساسی را برای روشهای مدیریتی فعلی ایجاد می کند و دستیابی به اطلاعات درست،کاری پرهزینه و بس دشوار است.

[1] Chaotic

۱-٤-۱- چرا دستیابی به اهداف زیستی تا این حد دشوار است؟

زیست شناسان شیلاتی نمی توانند به تنهایی مسؤول شکست روش های مدیریت ماهیگیری باشند.متأسفانه، اغلب توصیه های علمی و منطقی بکار گرفته نمی شوند چون منافع سیاسی و اقتصادی برآن ها چیره می‌شوند. محرومیت دانشمندان از میزگردهای برگزار شده برای ارزیابی ماهیگیری، دلیل این مدعاست برای مثال، در جامعه ICES، مسؤلان مدیریت در اجرای دیدگاه های کارشناسان در مورد سهمیه های پایین صید با شکست مواجه شدند و این مسئله آن ها را به تغییر شکل دیدگاهشان راهنمایی نمود و بجای میزان مجاز برداشت، پیشنهادهایی درباره کاهش تلاش صیادی ارائه دهند.ممکن است این تغییر نامحسوس بنظر آید،ولی احساس می شود که ارائه توصیه در مورد کاهش تلاش صیادی، بدون مشخص کردن مکانیسم مورد نظر برای دستیابی به این هدف می تواند بار مسئولیت بیشتری را بر دوش کارگزاران سیاسی قرار دهد و احتمال بکارگیری نظام های کارآمد ماهیگیری را بهبود بخشد. در ایالات متحده امریکا، تلاش های مشابهی انجام شد تا تفاوت بین تصمیمات «حفاظت»[1] و «اختصاص سهمیه»[2] مشخص شود . سازمان ملی شیلاتی دریایی[3] امیدوار است با جداسازی مسائل علمی و اجتماعی از اشتباهات گذشته اجتناب نماید.

۱-۵- اهداف اقتصادی و اجتماعی

در حالیکه اهداف بیولوژیک مورد توجه زیست شناسان شیلاتی بوده و پایدار ماندن ذخایر آشکارا در اولویت اول قرار دارد، جنبه های اقتصادی و اجتماعی مدیریت ماهیگیری نیز می تواند تأثیر عمیقی در انتخاب نظام مدیریتی و میزان دقت آن داشته باشد.

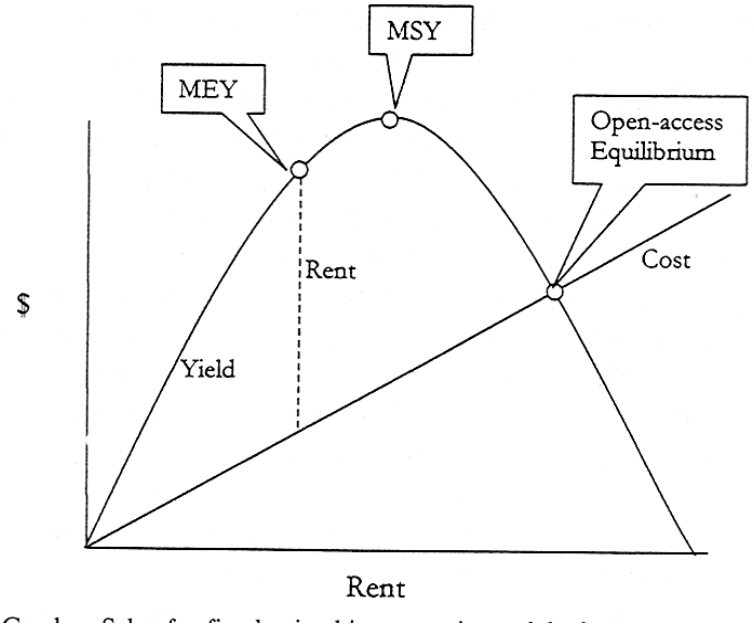
[1] Conservation
[2] Allocation
[3] National Marine Fisheries Service

یکی از مدلهایی که بیشتر برای تعیین وضعیت اقتصادی یک ماهیگیری استفاده می شود؛ مدل «گوردن شفر»[1] (FAO,1993) است. اساس این مدل،ارائه یک منحنی اقتصادی از محصول (درآمدها) و هزینه ها در طول فعالیت ماهگیری است(شکل ۳-۱). در اینجا می توان ارزش صید را به عنوان درآمد در نظر گرفت و منحنی آن به طور کلی گنبدی شکل می شود که قله آن در نقطه حداکثر برداشت مجاز (MSY) قرار دارد.همانطور که پیشتر اشاره شد، اکثر کارشناسان شیلات فکر می کنند که تغییرپذیری طبیعی و سایرعوامل،MSY را به صورت هدفی خطرناک درآورده که دستیابی به آن ممکن است منجر به سقوط فعالیتهای صیادی شود.برخلاف منحنی درآمد،منحنی هزینه به صورت یکنواخت با افزایش تلاش صیادی، بالا می‌رود چون افزایش فعالیت در حقیقت به معنی افزایش هزینه است (اغلب تصور می شود که منحنی هزینه به صورت خطی بالا می رود، ولی وجود این شکل الزامی نیست). این مدل با داشتن منحنی های درآمد و هزینه نقطه حداکثر برداشت اقتصادی(MEY)[2] را مشخص می‌کند که در این نقطه فاصله دو منحنی،بیشترین مقدار است.در (MEY)، بازگشت خالص سرمایه به جامعه سود اقتصادی حداکثر است.

وقتی فعالیت های ماهیگیری نامنظم باشد یا برای ماهیگیران مقدور نباشد که فعالیت اقتصادی دیگری بجز ماهگیری داشته باشند، نقاط MSY و MEY پایدار نیستند. به بیان دیگر، هیچ نیروی قوی‌ای برای نگهداشتن ماهیگیری در یکی از این دو نقطه وجود ندارد و به وضعیت دیگری تبدیل خواهند شد. در واقع مناسب ترین نقطه ای که ماهیگیری به آن می رسد،نقطه ای است که خط هزینه،خط درآمد را قطع می کند (نقطه تعادل زیستی اقتصادی یا تعادل دسترسی آزاد).این نقطه از جایی که از نظر اقتصادی و بوم‌شناسی یک مطلوب باشد،فاصله زیادی دارد.متأسفانه،بیشتر ماهیگیرها در حال فعالیت در این نقطه یا در نزدیکی آن هستند، بخصوص اگر ناوگان ماهیگیری کمک های سنگین اقتصادی (ارائه یارانه ها) از سوی دولت دریافت نماید.

---

[1] Gordon-Schaefer model
[2] Maximum Economic Yield



شکل۳-۱- مدل زیستی «گوردون شفر» برای قیمت تثبیت شده براساس محموع درآمد در برابر تلاش صیادی شامل منحنی درآمد و خط هزینه.در صورت وجود دسترسی آزاد،کاهش هزینه های ماهیگیری به بهره برداری شدیدتر منابع منجر می شود.

اگر حرفه‌ای بجز ماهیگیری در دسترس صیاد باشد، درآمدی که بر اثر انجام نشدن فعالیت غیر ماهیگیری از بین می رود،به کل هزینه های ماهیگیری اضافه می شود. این هزینه اضافی،«هزینه فرصت» نامیده می‌شود.در عمل، هزینه فرصت، هزینه را بالا می برد و نقطه تعادل به سمتی حرکت می کند که برای افراد باقیمانده در حرفه ماهیگیری زحمت کمتری خواهد داشت.بسادگی می توان فهمید که اگر یک ماهیگیر ببیند که از طریق فعالیت هایی بجز ماهیگیری به پول بیشتری دست می یابد، به آنها خواهد پرداخت و به این ترتیب فعالیت های ماهیگیری کاهش می یابد.برعکس، وقتی هیچ هزینه فرصتی وجودنداشته باشد (یعنی تنها جایگزین ماهیگیری،بیکاری باشد) تعادل زیستی اقتصادی به سمت نقطه ای می رود که هزینه‌ها

با درآمد برابر می شود و در نتیجه ماهیگیران متوسط،سودی نمی برند. اگرچه در نظر اول منطقی بنظر نمی رسد که ماهیگیران به کار بدون درآمد ادامه دهند، مکانیسم آن براحتی قابل فهم است (وقتی هیچ محدودیتی برای ورود افراد به ماهیگیری وجود نداشته باشد، مردم بیکار به جرگه ماهیگیران وارد می‌شوند تا تعادل زیستی اقتصادی محقق گردد).

مک مانوس[1](۱۹۹۶) در بحث پیرامون ماهیگیری صخره های مرجانی اظهار می دارد که مثال های فراوانی وجود دارد که در آن ها MEY تخمین زده شده و به طور کلی این مقیاس در حدود ۴۰ درصد سطح تلاشی است که در آن تعادل زیستی اقتصادی حاصل می شود. تصور می کنم که این مثال برای سایر ماهیگیرها هم قابل توجیه باشد و نشان می دهد که برای رسیدن به MEY،باید تلاش صیادی را تا حدود ۶۰ درصد کاهش داد. اما حتی اگر بتوان به MEY دست یافت (و ما می دانیم که این دستیابی دشوار است،بخصوص در ماهیگیری دسترسی آزاد[2] مهم آن است که بدانیم چنین هدفی، لزوماً آن چیزی نیست که باید به سوی آن حرکت کنیم.برای مثال اطلاعات ما در این مورد که ارتقای استاندارد زندگی مهمتر از تولید سرانه اقتصادی است، درحال افزایش است.همانطور که «مک مانوس» (۱۹۹۶) عنوان نمود، تقریباً همیشه با افزایش تعداد ماهگیران، میزان درآمد هر ماهیگیر کاهش می یابد.ممکن است یک جامعه در شرایط خاص، با تعداد بیشتر ماهیگیر به سود بیشتری دست یابد، اما روش زندگی افراد و ثروت عمومی در جوامع کوچکتر قبل از رسیدن به MEY کاهش خواهد یافت. به عقیده من، مشکل اصلی همین جاست (دشواری تصمیم گیری در مورد اینکه سود چگونه باید تقسیم شود) محدود کردن دسترسی به منابع (تصمیمی که اغلب عقیده دارند برای باقی نگهداشتن ماهیگیری و شاید حفظ سلامت بوم شناسی یک سیستم ضروری است) سبب می شود که تعداد کمی از مردم ثروت نسبتاً زیادی بدست آورند ولی فرصت گذران زندگی از طریق ماهیگیری، از دیگران سلب شود.

---

[1] Mac Manus
[2] Open access fisheries

هولدن[1](۱۹۹۴) تحلیل کاملی از این موضوع را با استفاده از مطالب سیاست عمومی ماهگیری اتحادیه اروپا ارائه می دهد. هولدن می گوید که یکی ازدلایل دشوار بودن ممانعت از صید بی رویه، پذیرش یک ضرر کوتاه مدت اقتصادی از سوی ماهیگیران، این است که وقتی ذخایر بیش از حد بهره برداری می‌شوند، بهبود این وضعیت نیازمند دستیابی به یک سود بلندمدت تر است. ماهیگیران معمولاً نمی توانند چنین ضررهایی را قبول کنند که این مسئله سبب می‌شود سیاستمداران مجبور شوند با اجرای سیاست های سخت ماهیگیری، موجب ایجاد تغییراتی در وضعیت فعلی[2] شوند. هولدن(۱۹۹۴) برای رفع این مشکل پیشنهاد می دهد که تدابیری جایگزین شکل گرفته براساس مصالح اقتصادی و اجتماعی ارائه شوند.هر زمان که عوامل اقتصادی و اجتماعی در تعیین تدابیر مدیریتی در نظر گرفته می شوند،سیاستگذاریها بایستی به اندازه کافی قدرتمند باشند که بتوانند مطرح کننده معیارهایی باشند که با وجود ضررهای کوتاه مدت، ضامن منافع بلند مدت باشند.اما مشکل باقیمانده مشخص کردن این تدابیر مدیریتی است. بیشتر ما با اعلامیه های رسمی مؤدبانه ای آشنا هستیم که با استفاده از عباراتی کلی، هدف خود را «خوب کار کردن» عنوان می کنند. ممکن است کسی فکر کند که چقدر دشوار است که این اهداف کلی (که هیچکس با آن ها مخالف نیست) به صورت عملی در مدیریت اجرا شوند. از آنجاییکه بیشتر بخش ها به صورت شراکتی اداره می شوند، بنظر می رسد که وضعیت اقتصادی و زیست شناختی دلخواه متفاوت باشد و شاید بیشترین انتظار ما از قوانین، تشریح قواعدی عمومی باشد که اگر براساس آنها عمل شود، ما را به جهت صحیح هدایت نماید.

در همین رابطه، نکته ای که باید مورد تأکید قرار گیرد این است که تدابیر مدیریتی باید توسط مقاماتی اعلام شود که از توصیه های کارشناسان بهره مند می شوند. هولدن (۱۹۹۴) با تحلیلی جامع از «سیاست‌های عمومی ماهیگیری اتحادیه اروپا» می‌گوید که حتی در چهارچوب یک ساختار نسبتاً مناسب

[1] Holden
[2] Status quo

سیاسی، سیاستگذاران هیچگاه دقیقاً اعلام نمی کنند که چه اهدافی را دنبال می کنند و تنها عبارتهایی کلی بکار می‌برند که هرکس می تواند برداشت خاص خود را از آن داشته باشد. درنتیجه، معمولاً مسئولیت تعیین اهداف به عهده کارشناسانی است که اکثر آنها زیست شناس هستند. این اهداف، اغلب به طور کامل زیست‌شناختی هستند و کوچکترین توجهی به عوامل اقتصادی و اجتماعی نمی شود. این مسئله طبیعی است چون زیست شناسان نمی توانند در این عرصه ها وارد شوند. هولدن عقیده دارد که این مسئله، بزرگترین کمبود در روند مدیریتی است.

در نظر گرفتن مسائل اقتصادی و اجتماعی بدون شک اهمیت دارد و مباحث سیاسی که منجر به نادیده گرفتن توصیه های خردمندانه زیست شناختی می شوند، باید مورد بررسی قرار گیرند. تنهامقصر دانستن سیاستمداران و ترویج این نظریه که یک زیست شناس شیلاتی همیشه درست می گوید، خود خطراتی را بدنبال دارد. اول اینکه به عقیده من، جدایی علم به عنوان یک فعالیت کاملاً هدفمند، از محیط اجتماعی غیرقابل قبول است. نحوه جمع آوری داده ها، اهمیتی که به انواع مختلف اطلاعات داده می شود و روش بررسی داده ها، همگی تحت تأثیر شرایط اجتماعی و سیاسی است که دانشمند در آن کار می‌کند.«فینلایسون»[1] (۱۹۹۴) نظریه جالبی در مورد جوانب جامعه شناختی مستتر در قضیه ورشکستگی و سقوط صید ماهی کاد شمالی ارائه می دهد که شامل مجموعه ای از پرسش و پاسخ هایی است که با حضور زیست شناسانی صورت گرفت که در آن زمان درگیر مسئله بودند. این مسائل اجتماعی یقیناً می‌توانند نتایج حاصل از بحث های کارشناسی را تغییر دهند.دوم اینکه، وقتی برنامه های تدوین شده توسط زیست شناسان شیلاتی برای مدیریت ذخایر تک گونه ای منطقی به نظر برسد، باید توجه بیشتر به محیطی نمود که این ذخایر در آن قرار دارند شاید به این ترتیب توجه بیشتری را به مدیریت ماهیگیری جلب کرد.

---

[1] Finlayson

٦-١- اهمیت تغییرات

شاید مهمترین محرک در ایجاد موج کنونی نسبت به مدیریت ماهیگیری دو سند فائو باشد که یکی از آنها در مورد بازنگری در منابع دریایی جهان (FAO,1996) است که مندرجات آن به طور خلاصه مطرح شد. دومین سند، تحلیلی در مورد ساختار کل ناوگان های ماهیگیری است که نشان می دهد صنعت ماهیگیری چقدر بیش از حد بزرگ شده است(FAO,1993). تخمین زده می شود که صنعت ماهیگیری برای بدست آوردن سالانه ۷۰ میلیارد دلار درآمد از ماهیگیری، متحمل هزینه ای ۱۲۴ میلیارد دلاری شده است.این کسر بودجه ۵۴ میلیارد دلاری بوسیله یارانه های دولتی از قبیل معافیت مالیات برسوخت، کنترل قیمت ها، وام های با بهره کم و اعطای کمک های بلاعوض برای تأمین ادوات ماهیگیری جبران شده است(Safina,1995). این یارانه ها با وجود تأثیری که در ماهیگیری دارد، به دلیل تلاش دولت ها در ایجاد شغل پرداخت می شود. اینکه در بین سال های ۱۹۷۰ و ۱۹۹۰ نرخ رشد ناوگان ماهیگیری صنعتی جهان، از نظر تناژ کلی و از نظر تعداد کشتی ها، دو برابر رشد میزان صید در جهان بوده، یک زنگ خطر است(Safina,1995).

با دانستن چنین آمارها و وضعیت ذخایر، تعجب آور نیست که این درک کلی ایجاد شده که اکنون زمان ایجاد تغییرات در مدیریت ماهیگیری است و بسیاری از نویسندگان به تازگی در رابطه با شکست زیست شناسان شیلاتی ومدیریت ماهیگیری قلم فرسایی کرده اند.شاید زمان آن رسیده باشد که یک دیدگاه جامع تر، با تأکید بیشتر بر رابطه میان ماهیگیری و اکوسیستم ها و جوامعی تدوین شود که برداشت از آن ها صورت می گیرد.در واقع، تدابیر مدیریتی مورد توافق برای سیستم های دریایی، کم کم چنین دیدگاهی را در نظر می گیرند. برای مثال، کنوانسیون نظارت برمنابع زنده قطب جنوب که مهمترین ابزار مدیریتی در اقیانوس جنوبی است، عباراتی با این مضامین در خود دارد:

« حفظ و نگهداری رابطه بوم شناختی میان جمعیت های برداشت شده، وابسته و مرتبط با منابع دریایی قطب جنوب و بازسازی جمعیت های تهی شده».

« پیشگیری از تغییرات یا به حداقل رساندن خطر تغییرات در اکوسیستم های دریایی از طریق ملاحظه اطلاعات موجود در زمینه تأثیر مستقیم و غیرمستقیم برداشت منابع که به طور بالقوه در طول دو یا سه دهه بازگشت‌پذیر نیستند.»

«بیانیه مدیریت ماهیگیری مسؤولانه » هم به صورت مشابهی حاوی دستورالعمل هایی برای حفاظت از تنوع زیستی و اکوسیستم هاست (FAO,1996). دستیابی به این اهداف نیازمند این است که : (۱) بدانیم کدام روابط بوم شناختی در محیط تحت تأثیر صید ماهی قرار می گیرند و (۲) استراتژیهای مدیریتی راطوری تدوین نماییم تا عوارض نامطلوب کاهش پیدا کنند. امیدوارم که فصل های آینده در این خصوص یاری کننده باشند.

«فصل ۲»

صید ضمنی و دورریز

۱-۲- سطوح کلی صید ضمنی و دورریز

۱-۱-۲- تعریف اصطلاحات

یکی از مشکلات علم بوم‌شناسی این است که در برخی زمینه‌ها از جمله صید ضمنی و دورریز، تعداد زیادی اصطلاح وجود دارد و این اصطلاحات گاهی آنقدر بیجا مصرف می‌شوند که ارزش آنها زیر سؤال می رود. با این حال، خوشبختانه در سال ۱۹۹۲، کارگاهی برگزار شد که این مسائل را دسته بندی کرد (McCaughran,1992) و آلورسون وهمکاران (۱۹۹۲) بر طبق جدول ۱-۲ چند اصلاح نیز در خصوص تعاریف ارایه دادند.(در کل ترجیح می دهم که از دست زدن به این کار مشکل ساز خودداری کنم. اما در بعضی موارد ضروری است).

۲-۱-۲- آبزیان باله‌دار و آبزیان پوسته‌دار

سایلا[1] (۱۹۸۳) از نخستین کسانی بود که در مورد آمارهای صید ضمنی و دورریز جهانی تخمینهایی را مطرح کرد. اگرچه در مورد بسیاری از گونه های دریایی هیچ داده قابل دسترسی وجود نداشت و هیچ اطلاعاتی درباره صید ضمنی بسیاری از رده های با اهمیت همچون پرندگان، پستانداران دریایی یا لاک‌پشت‌ها ارائه نشده بود، تخمین سایلا از میزان کل صید دورریز به اندازه ۶/۷۲ میلیون تن (تقریباً ۱۲درصد کل میزان صید تخلیه شده)، گیج کننده بود. این آمار بالا و شگفت انگیز در کنار مسائل دیگر، سبب تحریک انجام فعالیت هایی برای جمع آوری داده های بهترشد. با داده های بهتر، تخمین مرگ و میر ناشی از صید دورریز بالاتر رفت. برای مثال، اندرو و پپرل[2] (۱۹۹۲)، میزان صید دورریز جهانی را تنها برای میگو ۱۶/۷ میلیون تن تخمین زدند که ۲/۵ برابر تخمین سایلا بود.

آخرین ارزیابی جامع انجام شده گزارش آلورسون و همکاران (۱۹۹۴) بود که مورد تأیید فائو هم قرار گرفت. این نویسندگان همه مطالب منتشره راجع به آمار صید ضمنی و دورریز را جمع آوری کردند(حدود ۸۲۰ گزارش). آنها با استفاده از این مقالات، یک بانک اطلاعاتی شامل ۵۵ گونه/گروه‌های گونه ای هدف و ۶۳ گونه/گروه های گونه ای صید ضمنی تهیه کردند که .نزدیک به ۲۹درصد این اطلاعات یا مطالب مربوط به ماهیگیری میگو یا ماهیان کفزی بود. در نتیجه این تجزیه و تحلیل،میزان دورریز بر پایه ۷۷میلیون تن صید در حدود ۲۷میلیون تن تخمین زده شد. نویسندگان با استفاده از مقادیر حداقل و حداکثر،میزان کل دورریز جهانی را در محدوده ۳۹/۵-۱۷/۹ میلیون تن تخمین زدند. این آمار دربرگیرنده صید ضمنی ماهیگیری تفریحی نبود که می توانست به طور مؤثرتری میزان کل برداشت را اضافه کند.میانگین صید ضمنی میگو ۱۱/۲ میلیون تن تخمین زده شد، اما حداکثر تخمین صید ضمنی

[1] Saila,1983
[2] Andrew & Pepperell

میگو بسیار نزدیک به میزانی بود که اندرو و پیرل بدست آورده بودند. وقتی این آمار را با درنظر گرفتن صید ضمنی اصلاح کردند، تخمین کلی از ۱۱/۲ به ۹/۵ میلیون تن کاهش یافت.

یک جنبه مهم از داده هایی که آلورسون و همکاران (۱۹۹۴) استفاده کردند، خطای آماری ناشی از نوع دید گروهی از محققان بود.برای مثال، تعداد قابل توجهی از مطالب منتشره در موردگونه های درمعرض صید ضمنی نظیر ماهی آزاد[1] و کفشک[2] بوده است که ارزش اقتصادی بالایی دارند.پستانداران دریایی هم توجه زیادی را بخود جلب کرده اند که در نتیجه توجه عمومی به این رده میباشد.آلورسون و همکاران (۱۹۹۴) بیان داشتند که در بانک اطلاعاتی شان در مورد این سه گروه، در مجموع تقریباً دو برابر تمامی ۱۰گونه ای که در معرض بیشترین صید ضمنی بوده اند،مطلب وجود دارد و این مقدار تقریباً برابر ۳۰درصد کل مطالب موجود در بانک اطلاعاتی است.همچنین نویسندگان به سرعت به سایر کمبودهای داده هایشان اشاره کرده اند(در مورد بسیاری از مناطق جهان،گزارش ناچیزی وجود دارد)و این واقعیت را گوشزد نمودند که نرخ های صید دورریز برای یک ماهیگیری خاص می تواند سال به سال تغییرات عمده‌ای داشته باشد. این تغییرات اغلب به الگوی بازسازی، تغییر در قوانین و روش های ماهیگیری مربوط است. ناکافی بودن این داده ها نشان داد که تنها براساس نسبتها می توان یک ارزیابی انجام داد. برای مثال، درجایی که دورریز به عنوان قسمتی از صید نگهداری شده در نظر گرفته شود)، هیچ محدوده اطمینانی را نمی توان محاسبه کرد. براساس این نسبت ها،برآوردهایی از میزان مطلق صید دورریز بدست می آید که با استفاده از داده های موجود در مورد مقادیر صید تخلیه شده در هر منطقه می باشد.

[1] Salmon
[2] Halibut

جدول ۱-۲- تعریف اصطلاحات صید ضمنی و دورریز (McCaughran,1992)

اصطلاح	تعریف
صید هدف	صید گونه یا مجموعه گونه هایی که در اصل،هدف ماهیگیری هستند.
صید تصادفی	صید گونه های غیرهدف
صید دورریز	قسمتی از صید که به دلایل اقتصادی یا شخصی به دریا بازگردانده می‌شود. دورریز ممکن است از گونه های هدف (دورریز تجارتی) یا از گونه‌های غیرهدف (دورریز غیرهدف) باشد.
صید ضمنی	مجموع صید تصادفی و صید دورریز
نرخ صید تصادفی	نسبت صید تصادفی به کل صید
نرخ صید دورریز[1]	نسبت صید دورریز به کل صید.نرخ صید دورریز را می توان برای یک گونه منفرد یا مجموعه ای از گروه های گونه ای محاسبه کرد.
نرخ مرگ و میر دورریز	نسبتی از صید دورریز که براثر فرایندهای صید یا نگهداری و حمل و نقل می‌میرند.
مرگ و میر دورریز	نرخ مرگ و میر دورریز ضرب در صید دورریز
گونه های ممنوع صید	هرگونه ای که طبق قانون باید زنده به دریا بازگردانده شود.
مرگ و میر صیادی لحاظ نشده	مرگ و میر ناشی از برخورد گونه آبزی با وسایل ماهیگیری که منجر به صید نمی شود.
درجه بندی بالا	دورریز یک گونه با ارزش به منظور نگهداری همان گونه با اندازه بزرگتر یا قیمت بالاتر.دورریز یک گونه با ارزش به منظور نگهداری یک گونه دیگر با ارزش تجاری بالاتر.نگهداری گونه ها یا نمونه‌هایی از یک گونه که دارای بیشترین ارزش تجاری هستند.گونه های کم ارزش‌تر دور ریخته می‌شوند
سهمیه صید دورریز انفرادی (IDQ)	مقداری از گونه های ممنوع صید که ابتدا به عنوان سهمیه یک ماهیگیر یا گروهی ا ز ماهیگیران تعیین می شود تا سبب برداشت مؤثر گونه های غیرممنوع شود.IDQ را می توان در بین همین گروه یا بین این گروه و گروه دیگر خرید و فروش کرد
سهمیه دورریز	مقداری از گونه های ممنوع که قبل از تحمیل فشار بر ماهیگیری می‌توان با استفاده از وسایل مخصوص صید کرد.اگر چنین سیستمی اجرا شود، این مقدار برابر مجموع IDQها خواهد بود.
سهمیه مرگ و میر دورریز	سهمیه صید دورریز ضرب در نرخ مرگ و میر صید دورریز
نسبت صید دورریز	نسبت صید دورریز به میزان واقعی صید بدست آمده (برای مثال،صید دورریز تقسیم بر فراوانی صید نگهداری شده که به صورت درصد بیان می‌شود).
مرگ و میر صیادی لحاظ نشده	مرگ ایجاد شده بر اثر ماهیگیری که نتوان آن را براساس مشاهده صید در عرشه ثبت کرد (یعنی مرگ های ناشی از فرار ماهی از تور،آزاد شدن ماهی ها از قلاب و غیره)
ماهی سیاه	صید گزارش نشده
ماهی خاکستری	صیدی که منطقه و گونه مورد شکار اشتباه گزارش شده باشد.

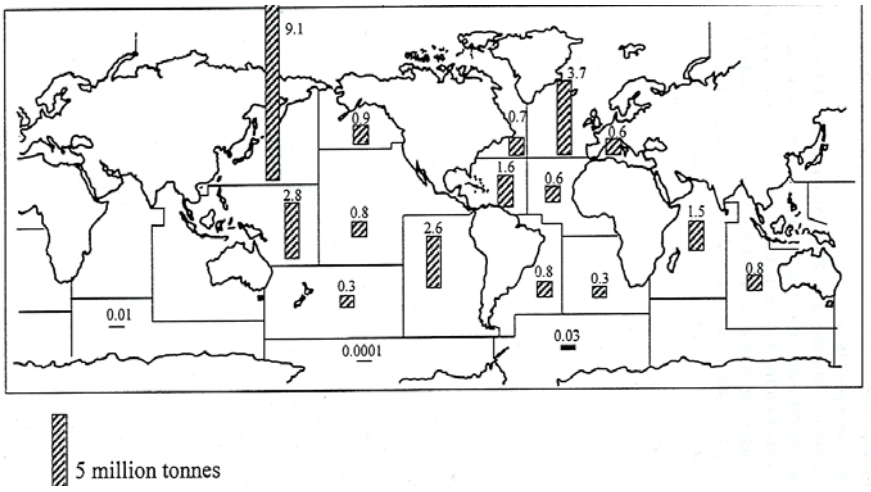
[1] Discard rate

شکل ۱-۲- نشان می دهد که چگونه آمار صید دورریز براساس مناطق توزیع می شوند.تنها در شمال غرب اقیانوس آرام، در نتیجه صید خرچنگ[۱] ماکرل[۲]، پولاک آلاسکایی[۳]،ماهی کاد[۴] و میگو[۵] بیش از یک سوم کل صید دورریز جهانی رخ می دهد که ۴۵درصد آن مربوط به میگوست.دومین منطقه شمال شرقی اقیانوس اطلس است که علت اصلی آن فعالیت های ماهیگیری برای صید هداک[۶]، وایتینگ[۷]، ماهی کاد، ماهی پوت[۸]،ماهی کفشک[۹] و سایر ماهیان پهن[۱۰] است. با کمال تعجب،کاپلین[۱۱] هم یکی از مهمترین اجزای میزان کل صید دورریز بود، زیرا این ماهی براساس اندازه، شرایط و سایر عوامل مربوط به بازار دورریخته می شود.سومین منطقه در رده بندی جهانی، ناحیه غربی مرکز اقیانوس آرام است که بیشتربه دلیل صید میگو می باشد.اگرچه صید ماهی اسکاد[۱۲]، خرچنگ و ماهی تون[۱۳] هم از عوامل زمینه ساز مهم هستند، صید میگو که به طور عمده در سواحل تایلند،اندونزی و فیلیپین صورت می گیرد، ۵۰درصد از کل صید ضمنی در این ناحیه است.جالب است که جنوب شرقی اقیانوس آرام در مرتبه چهارم قرار دارد.این مسأله نه به علت نرخ بالای صید دورریز در این ناحیه (برعکس، این نسبت ها برای ماهی آنچووی[۱۴] و پیلچارد[۱۵] بین ۱ و ۳ درصد می باشد)، بلکه تنها به علت مقدار بسیار بالای صید است. در

[1] Crab
[2] Mackerel
[3] Alaskan pollock
[4] Cod
[5] shrimp
[6] Haddock
[7] Whiting
[8] Pout
[9] Plaice
[10] Flatfish
[11] Capelin
[12] Scad
[13] Tuna
[14] Anchoveta
[15] Pilchard

مورد سایر مناطق گرمسیری نیز عامل اصلی صید ضمنی، فعالیت‌های صید میگو و تا حدودی صید خرچنگ می‌باشد.

ذکر یک تفاوت اساسی بین صید و دورریز در نواحی گرمسیری و نواحی معتدل، ارزشمند است. درنواحی گرمسیری که صید میگو جزء اصلی آمارها را تشکیل می دهد،عمده صید دورریز شامل گونه‌های کوچک جثه ای است که در زمان بلوغ،زیر ۲۰سانتیمتر طول و وزنی کمتر از ۱۰۰گرم دارند.ولی در مناطق معتدل و نیمه قطبی، دورریزها به طور عمده مربوط به گونه های مهم تجاری بزرگ جثه تر است که اندازه های قانونی یا کمتر دارند.بنابراین،در مناطق معتدل دورریختن تنها یک مسأله بوم شناختی نیست،بلکه به طور حتم به مسائل مدیریت ماهیگیری نیز مربوط می شود.ماهیانی دور ریخته می شوند که اگر به حال خود رها می شدند، در آینده قسمتی از صید را تشکیل می دادند که از نظر تجاری با ارزش بودند.

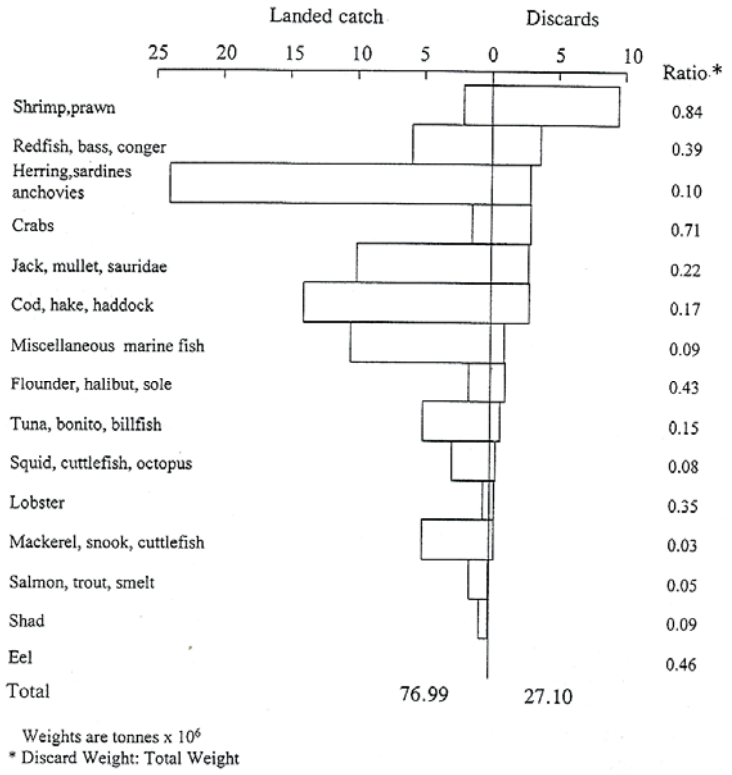


شکل۱-۲- نقشه نمایش توزیع منطقه ای صید دور ریز (برگرفته از شکل ۲ و جدول ۵ از آلورسون و همکاران، ۱۹۹٤).

البته می توان آمار صید دورریز را براساس گروههای گونه ای یا براساس نوع ادوات ماهیگیری نیز تقسیم‌بندی نمود.صید میگو براساس گروه گونه ای یا براساس نوع ادوات،باز هم در رده اول قرار میگیرد(شکل ۲-۲). دومین نرخ بالای صید دورریز مربوط به صید خرچنگ است ولی چون میزان کل تخلیه نسبتاً پایین است،میزان صید دورریز در رده چهارم قرار میگیرد. درشمال اقیانوس آرام،اکثر صید دورریز مربوط به جانورانی است که نابالغ هستند یا اندازه ای پایین تر از حد قانونی برای تخلیه دارند.بالاترین نسبت صید دورریز برای گونه های ماهیان باله دار با صید ماهیان پهن همراه است،ولی باز هم به دلیل پایین بودن میزان کل برداشت، این مورد رتبه پایین تری را بخود اختصاص داده است.صید دورریز مربوط به ماهی کاد، هیک[1] و هداک نشان دهنده حدود ۹/۵ درصد از میزان کل صید دورریز جهان است که ۵۲درصد از این مقدار براثر صید سفید ماهی اروپا[2] در شمال شرق اقیانوس اطلس بوجود می آید.صید ماهی وایتینگ[3]، ماهی کاد (اقیانوس اطلس و آرام)، ماهی پوت و پولاک آلاسکایی بخش عمده ای از صید دورریز سفید ماهی اروپا را تشکیل می دهند.گونه های اصلی سطحزی (ماهی قرمز[4]،هرینگ[5]،ساردین[6] و آنچووی[7]) گروه دیگری هستند که صید دورریز آنها متجاوز از یک میلیون تن است، اما این مسأله در نتیجه مقادیر بالای تخلیه صید است، بطوریکه نرخ صید ضمنی گونه های شایان ذکر عبارتند از ماهی تون و منقار ماهیان[8] که کل صید ضمنی آنها تقریباً ۷۵۰۰۰۰ تن میباشد. اما روش های جدید به بکار گرفته شده در این مورد،مانند قرار دادن تور در اطراف چوب های شناور،یا سایر وسایلی

[1] Hake
[2] Whitefish
[3] Whiting
[4] Redfish
[5] Herring
[6] Sardine
[7] Anchovy
[8] Billfishes

که به منظور تجمع و جلب کردن ماهی ها به کار می روند،به معنی آن است که میـزان صـید دورریـز ایـن فعالیت های ماهیگیری ممکن است در آینده افزایش یابد (به صفحه بعد رجوع کنید).



شکل ۲-۲- مقادیر آمار صید دورریز دریایی در جهان براساس گونه ها(برگرفته از جدول ٦ آلورسون و همکاران،١٩٩٤)وزنها بر حسب میلیون تن هستند.

$$\text{نسبت} * = \frac{\text{وزن صید دورریز}}{\text{وزن کل}}$$

ارزیابی‌های فوق از سطح صید ضمنی و دورریز براساس وزن یا تعـداد ماهیـان دور ریختـه شـده در مـورد ماهیان باله دار و چند گونه بی مهره بود.اما یکی از جدی ترین مـسائل اخلاقـی کـه بایـد بـیش از پـیش در

مدیریت ماهیگیری دریایی مورد توجه قرار گیرد،مسأله صید ضمنی آبزیانی ماهی نظیر کوسه ها، پستانداران دریایی، لاک پشت ها و پرندگان است.

۳-۱-۲- کوسه

کوسه های اقیانوسی مهاجر بندرت از گونه های هدف صیدهای تجاری می باشند، ولی صید ضمنی رشته قلاب[1] در نواحی ساحلی و دریاهای آزاد، دامهای معلق[2] و تور پیاله‌ای[3] متعلق به تون و منقار ماهیان می‌باشد. در واقع، به دلیل قیمت بالایی که برای باله کوسه ماهیان پرداخت می شود و همچنین به علت دسترسی کمتر به بعضی از گونه های بزرگتر ماهیان استخوانی، این گونه ها می توانند قسمت باارزشی از صید ضمنی را تشکیل دهند. ویژگیهای زیستی کوسه ها همچون سایر رده های غیراستخوانی که تأثیر صید ضمنی آن ها مورد توجه قرار گرفته، موجب می شود که این کوسه‌ها بشدت تحت تأثیر فشار ماهیگیری قرار داشته باشند. رشد کند، بلوغ در سنین بالا، باروری کم و مرگ و میرطبیعی و رابطه نزدیک بازسازی با ذخایر، همگی برضد این رده عمل می کنند. «استیونز» (Stevens) گزارش می دهد که اکثر صید ضمنی کوسه ها به وسیله ناوگانهای فعال در آب های آزاد از کوسه آبی[4]، کوسه نوک‌سفید اقیانوسی[5] و کوسه‌های ابریشمی[6] تشکیل شده است. به علاوه ماکو کوتاه باله[7]، کوسه‌ماهی درنده[8] و کوسه ماهی لامنا[9] نیز صید می شوند.

---

[1] Long Line
[2] Drift-net
[3] Purse seine
[4] Blue shark
[5] Oceanic whitetip
[6] Silky shark
[7] Shortfin Mako (*Isurus oxyrinchus*)
[8] Thresher (*Alopias spp*.)
[9] Porbeagles (*Lamna spp.)*

داده های موجود در مورد صید گونه های کوسه ماهیان نشان می دهد که تعداد زیادی از این جانوران در جهان صید می شوند. اما بنظر می رسد تفاوت میزان برداشت و میزان کل تخلیه شده زیاد باشد و شاید ۵۰درصد به گزارش میزان صید تخلیه شده کل جهان اضافه شود (Bonfil,1994).در مورد صید کل کوسه ها «بانفیل» (۱۹۹۴) در سال ۱۹۸۹ به عددی در حدود ۸۴۰۰۰تن برای نواحی مرکزی و جنوبی اقیانوس آرام رسید. در زمینه ترکیب گونه های صید شده، کوسه آبی با برداشت کل سالانه به میزان ۶/۵-۶/۲ میلیون عدد توسط ناوگان های آبهای آزاد، عمده ترین سهم را بخود اختصاص داد (Bonfil,1994). با ایجاد ممنوعیت برای دام گذاری در آبهای آزاد (به پایین رجوع کنید)، صید ضمنی کوسه ها بایستی کاهش یافته باشد و بتازگی «استیونز» در زمینه برداشت سالانه کوسه های اقیانوسی از اقیانوس آرام، تخمین‌هایی را ارائه داده است (جدول ۲-۲). «استیونز» تأکید می کند که تخمین های او باید به عنوان راهنماییهایی غیرقطعی در نظر گرفته شوند، فقط به این علت که او در مورد نرخ صید،پراکنش و میزان تلاش صیادی،اندازه‌های متوسط و میزان مرگ و میر کوسه ماهیان فرضیات مختلفی در نظر گرفته است. اما این آمار در مقایسه باسایر برآوردهای ارائه شده مقالات مختلف نسبتاً غیرقابل خدشه اند.با توجه به صید کوسه از طریق روش تور پیاله‌ای، مسلم است که صیدها افزایش یافته و نحوه تورگذاری،در اطراف دلفین ها(به دلیل فشارهای حفاظتی) به تورگذاری در اطراف چوب ها تغییر یافته که بنظر میرسد کوسه ها در آنجا فراوانترند.

جدول۲-۲- صید تخمینی کوسه های اقیانوسی به وسیله ناوگان های آبهای آزاد اقیانوس آرام در سال ۱۹۹٤ (اقتباس از «استیونز» در حال چاپ)

واحد:هزار تن

روش صید	کوسه آبی	کوسه نوک سفید اقیانوسی	کوسه ابریشمی	کوسه ماکو کوتاه باله	کوسه ماهی درنده
رشته قلاب طویل	۱۳۷/۸	٤۵/۱-۲۳۲/٤	۷۲/٤	٤/۱	۲/۷
تور پیاله ای	۲/۳	۷/۰	۱۱/۷	؟	؟
تور شناور(۱)	۲۱/۱۵۲	-	-	۰/۵۲	۰/۳۵
مجموع(۲)	۱٤۰/۱	۵۲/۱-۲۳۹/٤	۸٤/۱	٤/۱	۲/۷

(۱) تخمین ۱۹۹۰-۱۹۸۹

(۲) بدون احتساب تور شناور

٤-١-٢- پستانداران دریایی

متأسفانه اگرچه ما از تنوع تأثیر متقابل گسترده بین فعالیت های ماهیگیری و پستانداران دریایی آگاهیم (Northridge,1991)، ولی داده‌های صید پستانداران دریایی نسبت به گونه های برداشت شده ماهیها یا صدفهای تجاری کمتر در دسترس قرار دارد. در واقع، با آنکه داده های کیفی قابل توجهی در اختیار داریم،گزارش های اندکی در مورد نسبت های صید ضمنی وجود دارد و در بسیاری از موارد، تنها بخش ناچیزی از کل صید ضمنی پستانداران به ثبت رسیده است (Northridge,1991). اما برای بیان عظمت این مشکل، اطلاعات کافی در دسترس می باشد.بنظر میرسد که تعداد اندکی از پستانداران از صید ضمنی جان سالم به در می برند.درسال ۱۹۹۰، کارشناسان کمیسیون بین المللی نهنگ (IWC)[1] ۵۴گونه/جمعیت/منطقه (SPRs)[2] را شناسایی کردند که داده ها و آمار فراوانی مرگ و میر تصادفی آنها در ادوات صید انتظاری موجود بود. به یاد داشته باشید که این فهرست شامل گونه هایی نمی شود که در ادوات صید کششی شکار می شوند یا سایر گروههای رده‌بندی شده از جمله فک‌ها[3]، شیرهای دریایی[4]، گاوهای دریایی[5] نمی شود. داده های کارگاه آموزشی IWC از سال ۱۹۹۱نشان داده که مرگ و میر بالقوه ناشی از صید دورریز پستانداران دریایی بین ۶۵۰۰۰ و ۸۶۰۰۰ جانور در سال متغیر است.

اما احتمالاً این آمار بااحتیاط بیان شده اند زیرا: (۱) هیچ اطلاعاتی در مورد هفت گونه در دست نبود، (۲) برای ۸۶ گونه دیگر، IWC تنها توانست میزان صید ضمنی انجام گرفته را ذکر کند و (۳) از بسیاری از مناطق دیگر تنها آمارهای غیردقیق در دسترس می‌باشد.

بالاترین نرخ صید پستانداران دریایی مربوط به صید گوشگیر است و تلاش صیادی تورهای گوشگیر (و در نتیجه صید ضمنی پستانداران) در دهه های ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰ به طرز تأسف باری افزایش یافت.افزایش

[1] Internatinol whaling commission=(IWC)
[2] Species/ Population/ Regions = (SPRs)
[3] Seals
[4] Sea lions
[5] Manatees and dugongs

صید با گوشگیر برای صید ماهی آزاد، اسکوئید و ماهی تون در شمال اقیانوس آرام در دهه های ۱۹۷۰و ۱۹۸۰ شایان ذکر است که به سه دلیل عمده بوجود آمد. اول به علت معرفی مواد مصنوعی ارزان قیمت و بادوام که امکان ساخت و استفاده از تورهای سبک وزن و ارزان را فراهم کرد. دوم، از طریق ایجاد منطقه های انحصاری اقتصادی توسط دولت ها که ناوگان های بیگانه را از محدوده های ماهیگیری سنتی خارج نمود. سوم، براثر بهره برداری بیش از حد منابع صید سنتی در آبهایی که براحتی قابل دسترسی بودند. توجه فوق العاده به صید ضمنی ماهیان باله دار، پستانداران،لاک پشتان، کوسه ها و پرندگان دریایی که به صورت مکتوب درآمد،سازمان ملل در دسامبر۱۹۹۱ قطعنامه ای را به تصویب رساند که از طریق آن مهلتی برای توقف ماهیگیری با تور شناور در حجم های زیاد در آبهای آزاد تعیین شد. این قطع نامه از دسامبر ۱۹۹۲ به مرحله اجرا درآمد.

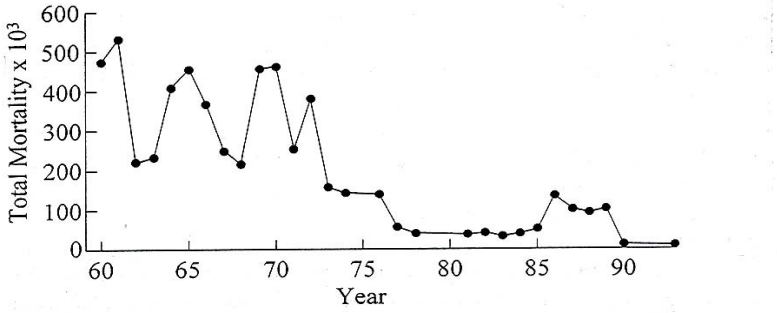
بدون اینکه قصد کوچک شمردن تغییرات قانونی ایجاد شده را داشته باشیم، باید گفت که مشکلات همچنان پابرجاست. برای مثال، در منطقه مدیترانه تعداد زیادی از پستانداران دریایی[1] همچنان در تورهای شناوری که به منظور صید شمشیر ماهی[2] و تون آلباکور[3] بکار می روند،شکار می شوند.بنظر می رسد که باوجود قوانینی که اعلام می کنند کشورهای اتحادیه اروپا حق استفاده از تورهایی با طول بیش از ۲/۵کیلومتر را ندارند، با این حال تورهایی به طول ۱۲-۱۰ کیلومتر همچنان مورد استفاده قرار می گیرند. در واقع، با وجود ممنوعیت ماهگیری توسط دولت ایتالیا در سال ۱۹۹۰، قوانین و فعالیتهای سایر کشورها منجر به وضعیتی شده است که از وضعیت سابق وخیمتر است. در سال ۱۹۹۴، بیش از ۸۰۰ کشتی ایتالیایی و ۲۰۰ کشتی مراکشی همچنان مشغول بکار بودند.متأسفانه با اینکه گمان می رفت قبل از سال ۱۹۹۰ میزان صید ضمنی در ماهیگیری ایتالیا به تنهایی به چندین هزار برسد، هیچ برآورد منطقی از میزان صید ضمنی

[1] Cetacean
[2] Swordfish
[3] Albacore

در این منطقه وجود ندارد.تصور می شود که دلفین خط دار[1] به طور خاص، براثر این فعالیت ها در معرض خطر قرار دارد(Donovan,1994).

علاوه بر ادوات صید غیرفعال، صید ضمنی تصادفی قابل توجهی هم براثر استفاده از ادوات صید فعال، بخصوص در مورد تورهای پیاله ای، گزارش شده است (شکل ۳-۲). البته وضعیت تا حد زیادی بهبود یافته است. برای مثال، در صید ماهی تون گرمسیری اقیانوس آرام شرقی، معمولاً روش کار چنین بود که تورهای پیاله ای را در اطراف محل های تجمع دلفین ها قرار می دادند، زیرا چندین گونه شناخته شده در کنار تجمع ماهی تون زردباله یافت می شدند. این روش در اوایل دهه ۱۹۵۰ پیشرفت کرد وافراد که از تور پیاله ای استفاده می کردند به ماهیگیری با قلاب و دسته روی آوردند. و تخمین زده می شود که در همان سال های اول صید،نزدیک به نیم میلیون دلفین در هر سال کشته میشدند. با این حال، در دهه های ۱۹۷۰و ۱۹۸۰،با به کارگیری روشهایی که به دلفین ها اجازه فرار میداد، تعداد تلفات به طرز مؤثری کاهش یافت و در چند سال آخر این دوره، مرگ و میر سالانه به زیر ۵۰۰۰عدد رسیده بود. با وجود داشتن این داده ها، باید بدانیم که همچون سایر موارد، درباره اغلب تأثیر متقابل صید پستانداران بزرگ دریایی،تنها برآوردهایی غیردقیق (و معمولاً حداقل) در مورد سطح صید ضمنی داریم.بدون توجه به موفقیت های بدست آمده در کاستن از مرگ و میر دلفین ها در تور پیاله ای، نکته مهم این است که تغییرات لازم در روش های صید منجر به افزایش دورریز ماهیان تون جوان و سایر گونه های ماهیان سطح زی(گونه ای از گروه تون ماهیان) می شود(جدول ۳-۲).

[1] Stripped dolphin



شکل ۳-۲- مرگ میر تخمین زده شده صید دورریز براثر تور پیاله ای ماهی تون گرمسیری اقیانوس آرام شرقی از ۱۹۹۳-۱۹۵۹

جدول ۳-۲- آمار صید دورریز مربوط به ماهی تون گرمسیری اقیانوس آرام شرقی که به واسطه دو روش تورگذاری مختلف ایجاد می شود: تورگذاری براساس گله ماهی تون و تورگذاری تون ماهیان همراه با دلفین.(از جدول ۱۱ آلورسون و همکاران،۱۹۹٤،استفاده با مجوز سازمان کشاورزی و خواروبار جهانی سازمان ملل متحد)

گونه	تورهای گله تون ماهیان (n=۱۰٦۰)	تورهای تون همراه دلفین (n=۷٦٤)
دلفین	۸	۴۵۰۰۰
ماهی تون کوچک	۵۲۳۰۰۰۰	۸۳۳۰۰۰
گالیت	۱۸۱۱	۶۲۸
کوسه ها	۱۷۶۳۲	۵۱۰۴
ماهی واهو[1]	۲۰۸	۱۳
قزل آلا	۲۵۵	-
سایر ماهیهای ریز	۱۷۰۸	۵۲۳
منقار ماهیان	۲۳۴۹	۷۵۹
ماهی گیش دم زرد[2]	۴۷	۳۹
لاک پشت های دریایی	۴۷۱	۱۴۳
سایر ماهی های بزرگ	۱۱۵۱	-
پروانه ماهی[3]	۲۸۳	-

[1] Wahoo
[2] Yellowtail
[3] Trigger fish

اطلاعات ما در مورد سایر پستانداران دریایی مانند فک ها و شیرهای دریایی از نظر کمی از اطلاعات مربوط به پستانداران بزرگ دریایی هم کمتر است. «نورتریج» (۱۹۹۱)اشاره می کند که اکثر پستانداران دریایی جزو قربانیان تصادفی یکی از ادوات صید هستند، ولی اطلاعات مربوط به اکثر این گونه ها بسیار ناقص است (به قسمت ۳-۲ رجوع کنید). «آلورسون» و همکاران (۱۹۹۴)با اینکه در ذکر یک عدد اکراه داشتند، عنوان نمودند که طبق یک تخمین محتاطانه، تعداد حیوانات درگیر با موضوع، چند صد هزار در سال می باشد. اما آنها همچنین اشاره کردند که پیشرفتهای فن آوری در مناطق گرمسیری شرق اقیانوس آرام، ازبین رفتن بسیاری از فعالیت های بزرگ صیادی با تورهای شناور در آبهای آزاد، مقررات کشوری برای محدود کردن صید ضمنی پستانداران دریایی و برنامه های آموزش ماهیگیران ممکن است به کاهش سطح کلی مرگ و میر در ساله های اخیر کمک کرده باشد. اما با وجود این پیشرفت ها، گفته می شود که چندین گونه از پستانداران دریایی، حداقل بر اثر مرگ و میر ناشی از صید ضمنی در خطر انقراض هستند. سایر گونه ها به طور مشخصی کاهش یافته اند و اگر از میزان صید ضمنی آنها کاسته نشود، ممکن است مورد تهدید قرار بگیرند(به قسمت ۲-۲ رجوع کنید).

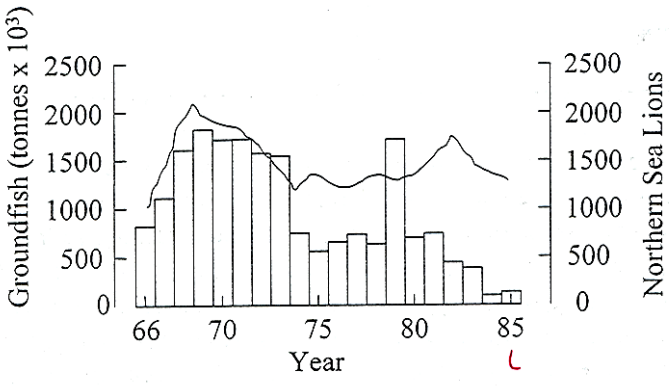
دریای برینگ[1] یکی از مناطقی است که پیرامون صید ضمنی پستانداران دریایی فعالیت های وسیعی در آن انجام شده است.ماهیگیری باتورهای ترال در دریای برینگ و خلیج آلاسکا سابقه ای طولانی دارد و از زمان شروع این روش، پستانداران دریایی هم گرفتار می شدند. اولین ماهیگیری اکتشافی در اواخر دهه ۱۹۲۰ آغاز شد و کشتی های ژاپنی و روسی این فعالیت را تا اواخر دهه ۱۹۵۰ ادامه دادند یعنی زمانی که عملیات تجاری آغاز شد.فعالیت های اولیه بیشتر پیرامون ماهی سوف[2] اقیانوس آرام و کفشک زرد باله متمرکز بود، اما هنگامیکه میزان صید در دهه ۱۹۶۰ رو به کاهش رفت، توجه به پولاک[3] جلب شد. متأسفانه، اطلاعات مربوط به شکار پستانداران در سالهای اولیه صید ناقص است. چند مورد ثبت شده از

[1] Bering Sea
[2] Perch
[3] Walleye pollock

سال ۱۹۷۳ به دست آمده اما این مسأله بعد از تصویب آیین نامه مدیریتی[1] در سال ۱۹۷۶ بود که کشتی‌های بیگانه را وادار میکرد یک ناظر به همراه داشته باشند.بازرس ها اغلب برای نظات بر صید ماهی ها حضور داشتند اما از سال ۱۹۷۸، یک برنامه کاری استاندارد برای گزارش شکار پستانداران دریایی به کار گرفته شد. متأسفانه،اگرچه کشتی های آمریکایی هم در این منطقه ماهیگیری می کردند،هیچ ناظری در این کشتی ها حضور نداشت، به همین علت ثبت میزان برداشت پستانداران دراین منطقه ناقص است. بنابراین، ما باید به اطلاعات کشتی های خارجی اکتفا کنیم که تنها به گوشه‌ای از مشکلات اشاره می کنند.

از میان ۱۷گونه پستاندار صید شده در این منطقه، شیرهای دریایی شمالی[2] بیشترین سهم را دارا هستند.این گونه ۸۷ درصد کل صید ضمنی پستانداران دریایی گزارش شده توسط ناظران آمریکایی در بین سال های ۱۹۷۳و۱۹۸۸ را به خود اختصاص می دهد. شکل ۴-۲ نشانگر میزان تخمینی صید ضمنی شیرهای دریایی شمالی در عملیات ماهیگیری ناوگان های صیادی مشترک خارجی در EEZ دریای برینگ در آمریکا،جزایر Aleutian و خلیج آلاسکا طی سالهای ۱۹۷۸ و ۱۹۸۸ می باشد. اگرچه اطلاعات ما از پیش از این زمان تا حدودی ناقص است، «پرز» و «لالین»[3] (۱۹۹۱) هم تلاش کرده اند که سریهای زمانی را تا سال ۱۹۶۶ گسترش دهند(شکل ۴-۲).

[1] Magnusson Fishery Conservation & Management Act
[2] *Eumetopias jubatus*
[3] Perez & Loughlin



شکل ٤-۲- کل صید ماهیان کفزی(ستون ها) و برآورد تعداد شیرهای دریایی شمالی(خط) که توسط عملیات ماهیگیری ناوگان های صیادی مشترک در آلاسکا بین سال های ۱۹٦٦و۱۹۸۵ به طور تصادفی کشته شده اند (Perez & Loughlin,1991).

۵-۱-۲- لاک پشت ها

گروه دیگری که توجه فزاینده ای را به خود جلب کرده است و از طریق صید با تور ترال و قلاب شکار می شود،لاک پشت ها هستند.جمعیت بسیاری از گونه های لاک پشت در حال کاهش است (Anon,1990) که براثر عواملی همچون از دست رفتن زیستگاههای لانه‌سازی، برداشت های طبیعی و مرگ و میرهای ناشی از ماهیگیری بوده است.بنظر می رسد که جمعیت لاک پشت ها، همچون جمعیت پستانداران دریایی به دلیل ویژگی زیستی آن ها،در معرض تهدید این عوامل قرار گرفته اند. سن بالای بلوغ و قابلیت باروری پایین هر دو موجب می شوند که ثبات جمعیت این گونه ها وابسته به زنده ماندن حیوانات بالغ و بزرگسال باشد.در ایالات متحده آمریکا، دوگونه ای که بیشتر تحت تأثیر فعالیت های ماهیگیری قرار گرفته‌اند، لاک پشت های دریایی کمپزریدلی[1] و لاگرهد[2] هستند.

[1] Kemp´s ridley
[2] Loggerhead

متأسفانه، لاک پشت ها اغلب در نزدیکی گونه های هدف ماهیگیری ها بخصوص صید میگو قرار دارند بطوریکه صید ضمنی لاک پشت در آن ها واقعاً مشکل آفرین است.(Anon,1991) در یک بازنگری جامع، وضعیت جمعیت لاک پشت‌ها بر اثر فعالیتهای صیادی (بخصوص میگو) و سایر فعالیت ها مورد بررسی قرار گرفت. صید میگو در ایالات متحده مجموعه‌ای از فعالیتهای صیادی است که دماغه هاتراس[1] در کارولینای شمالی تا خلیج مکزیک در مرز امریکا ادامه دارد.حدود یک سوم از فعالیت های ماهیگیری در بنادر، رودخانه ها و خورها صورت می گیرد و ۹۲درصد از کل فعالیت ها در خلیج مکزیک انجام می‌گیرد.اما اگرچه تأثیرات متقابل لاک پشت ها و صید آنها پیچیده است،شواهد بسیاری وجوددارد که ماهیگیری را یکی از عوامل اصلی مرگ و میر معرفی می کند،اول آنکه نسبت لاک پشت‌های مرده یا بیهوشی که در تورهای میگو یافت می شدند، براساس زمان کشش تور افزایش می یابد. در تورکشی های کمتر از ۴۰ دقیقه،تعداد بسیار اندکی در وضعیت های وخیم گرفتار می شوند، در حالی که در تورکشی‌های ۹۰دقیقه ای، ۷۰ درصد آنها مرده، صید می شوند. دوم، نشان داده شده است که در برخی مناطق،تعداد لاشه های به گل نشسته در سواحل با شروع و خاتمه صید میگو، افزایش و کاهش می یابد. اطلاعات موجود نشان میدهد که ۸۰-۷۰ درصد لاک پشت های به گل نشسته در این موقعیت های زمانی و مکانی در تورهای صید میگو کشته شده اند. سوم، روند نزولی جمعیت ها در بعضی مناطق با فعالیت‌های ماهیگیری مرتبط است.با در نظر گرفتن همه شواهد موجود، Anon(۱۹۹۰) برآورد نمود که مرگ و میرناشی از صید میگو در هر سال ۵۰۰۰۰-۵۰۰۰ لاک پشت لاگرهد و ۵۰۰۰-۵۰۰ لاک پشت دریایی کمپز می باشند. سایر ادوات صید فعال و غیرفعال، درمجموع ۵۰۰۰-۵۰۰ لاگرهد و ۵۰۰-۵۰ کمپزریدلی کشته شده را به این ارقام اضافه می کنند. با وجود تلاش های انجام گرفته برای ارزیابی جامع داده های قابل اطمینان جمع آوری شده به منظور برآورد نرخ مرگ و میر، معذالک Anon(۱۹۹۰) نتیجه گرفت که

[1] Cape Hatteras

صید میگو بیش از هر عامل انسانی دیگری،موجب مرگ و میر لاک پشت های جوان،زیر سن بلوغ و بالغین تخمگذار در آبهای ساحلی می شود.

به طور مشابه،مرگ و میرهای زیادی به علت صید آبزیان پوسته‌دار با تورهای ترال در مناطق دیگر اتفاق می افتد. برای مثال «پوینر»[1] و همکاران(۱۹۹۰) نشان دادند که در صید میگو در شمال استرالیا چندین هزار لاک پشت در هر سال صید می شوند.اما اگرچه در مورد صید با تورهای ترال(به طور خاص در مورد میگو) مطالعات بیشتری صورت گرفته است،صید با تور و قلاب هم در این مسأله نقش دارند.رشته قلاب‌ها به شکل خاصی جذب کننده لاک پشت های سطحزی هستند و با وجود اینکه اطلاعات موجود در مورد تعداد گرفتارشدگان براثر این نوع روش ماهیگیری،بسیار ناچیز است، اعتقاد بر این است که ممکن است بر اثر صید با رشته قلاب های طویل در هاوایی، چند ده هزار لاک پشت دریایی درهر سال صید شوند (Dayton *et al.*,1996).

۶-۱-۲- پرندگان دریایی

پرندگان دریایی از اجزای فراوان بسیاری از بوم سازه گان هستند که براحتی قابل رؤیت بوده و اغلب بسیار مورد توجه عمومی قرار دارند،به همین علت، استفاده از این حیوانات به عنوان گونه های شاخص وضعیت زیست بوم ساحلی بسیار مناسب است. بجاست که گفته شود برای اکثر پرندگانی که در سواحل زاد و ولد می کنند، از دست رفتن زیستگاه یا تغییرات در آن و اغتشاش و حمله به اجتماعات آن ها، استرس اصلی است. اما در مناطقی از جهان که از نظر صنعتی توسعه یافته ترند، مسأله تجمع سموم محلول در چربی هم باید مورد توجه قرار گیرد. معذالک فعالیت های جمعیت بعضی از پرندگان و اجتماعات تولید مثلی آن ها، تأثیرات بسیار زیانباری دارد.اما این را هم باید دانست که در فعالیت های ماهیگیری

[1] Poiner *et al.*,1990

برای این گروه از جانداران بیش از هرگروه دیگری آثار مثبتی هم به همراه دارد چون از طریق صید دورریز ماهی ها، مقدار غذای اضافی برای آنها فراهم می شود.

۱-٦-۱-۲- مرگ و میر پرندگان دریایی

پرندگان دریایی می توانند براثر بسیاری از ادوات ماهیگیری از قبیل تور گوشگیر و رشته قلاب دچار مرگ شوند، اما به طور کلی، انواع مختلف ادوات ثابت بیشترین مشکل را ایجاد می کنند. در واقع، وضعیت این حیوانات در آبهای آزاد براثر قوانین وضع شده در سال ۱۹۹۲ همچون سایر گروهها بهبود یافته است (به بخش ۲-۲ رجوع کنید).اما تا پیش از این زمان، تورهای شناور در آبهای آزاد عامل ایجاد مرگ و میرهای بالا در پرندگان دریایی بودند.برای مثال، در اقیانوس آرام شمالی، تعداد زیادی از پرندگان دریایی در گوشگیرهایی بدام می‌افتادند که برای شکار ماهیها و اسکویید کار گذاشته می شد. همین مسائل در ساحل شمال غربی اقیانوس اطلس بین نیوفاندلند[1] و گرینلند[2] اتفاق افتاد. برای مثال، «ایوانز»[3] (۱۹۸۴) در تحلیلی از وضعیت پرندگان دریایی در گرینلند در سال ۱۹۸۴ اشاره می کند که بعد از شکار مستقیم، احتمالاً مرگ تصادفی در تورهای ماهیگیری مهمترین تهدید موجود برای اجتماعات پرندگان دریایی بوده است. میزان مرگ و میر در جنوب غربی گرینلند بین سال های ۱۹۶۹، ۹۷۱ ، ۵۰۰-۲۱۵ هزار گیلمات[4] در سال تخمین زده می شد، اگرچه با برقراری سهمیه بندی صید ماهی آزاد، نرخ مرگ و میر در سال های ۱۹۸۰-۱۹۷۶ به حدود ۲۰-۱۰درصد مقادیر اولیه کاهش یافت. این مثال، نمونه خوبی برای نشان دادن این مطلب است که ارتقای مدیریت منابع هدف چگونه می تواند به کاهش قابل توجه در میزان تأثیر در سایر رده ها منجر شود. تأسف آور است که در این نمونه خاص، با وجود

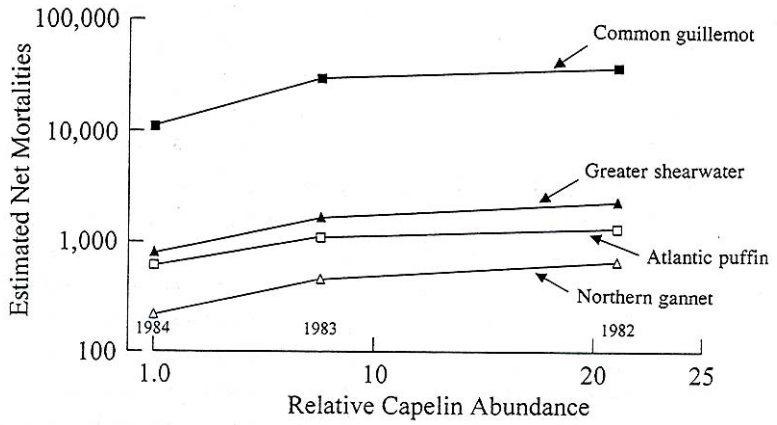
[1] Newfoundland
[2] Greenland
[3] Evans
[4] Guillemots

تغییر روند تحولات بر اثر بکارگیری سهمیه ها، تغییر در روشهای ماهیگیری موجب افزایش مجدد مرگ و میر ناشی از صید ضمنی شده است (مانند ماهیگیری بیشتر در مناطق دور از ساحل، تغییر ساعات ماهیگیری در شب و روز به علت استفاده از کشتی های بزرگ،تغییر زمان فعالیت در پایان سال که پرندگان بیشتری بعلت مهاجرت های تولید مثلی به منطقه وارد می شوند).

تاکنون بیشترین میزان مرگ و میر پرندگان دریایی بر اثر صید ضمنی مربوط به زمانی بوده است که تاکنون فعالیت های ماهیگیری با تجمع حیواناتی مصادف می شود که به دنبال غذا می گردند.برای مثال «پیات» و «نتلشیپ»[1] (۱۹۸۷) وضعیت نیوفاندلند را تشریح کرده اند که در آن صید ماهی کاد بوسیله تورهای گوشگیر بین اوایل ژوئن و اواسط آگوست انجام میشود. بیشترین تلاش صیادی در یک محدوده زمانی ۶-۴ هفته‌ای در اواسط ژوئن تا اواخر ژوئیه صورت می گیرد که مصادف است با دوره ای که ماهی کاپلین به منظور تخمگذاری در ساحل ظاهر می شود. وقتی ماهیهای کاد برای تغذیه از ماهی کاپلین حرکت می کنند، ماهیگیران به صید تجمعی ماهیهای کاد می پردازند همزمان پرندگان دریایی گرفتار می‌شوند که آن ها هم برای تغذیه از ماهی کاپلین به منطقه آمده اند. به این ترتیب، اکثر مرغ آب[2] شکاف،گانت[3]، گیلمات های معمولی[4] و مرغان دریایی[5] (به همراه پستانداران مختلف دریایی) در هر سال در طول این دوره ۶-۴هفته ای گرفته می شوند که زمان قطعی آن بستگی به زمان تخمگذاری ماهی کاپلین دارد.«پیات» و «نتلشیپ» (۱۹۸۷) همچنین اظهار داشته اند که تغییرات میزان مرگ و میر بواسطه صید ضمنی بین سال های مختلف را می توان براساس تغییرات موجود در فراوانی سالانه ماهی کاپلین توجیه کرد.وقتی تعداد بیشتری از این ماهیها حضور داشته باشند، پرندگان بیشتری هم به منطقه می آیند و

[1] Piatt & Nettleship
[2] Sharwaters(پرندگان دریایی که نزدیک امواج پرواز می کنند)
[3] Gannet
[4] Common guillemats
[5] Ruffins (از خانواده پنگوئن)

در نتیجه تعداد پرندگان گرفتار شده در تورها بالا میروند (شکل ۵-۲). با اینکه این داده ها نمی توانند ثابت کنند که مرگ و میر ناشی از صید ضمنی به طور حتم به فراوانی ماهی کاپلین وابسته است، این واقعیت که صید گونه هایی که به ماهی کاپلین هیچ وابستگی ندارند و یا وابستگی کمی دارند، هیچ رابطه‌ای با فراوانی ماهی کاپلین نداشته و فعالیت های ماهیگیری در بین سال ها مشابه بوده است، نشان می دهند که این ارتباط متقابل قابل توجیه است. همچنین«پیات» و «نتلشیپ» (۱۹۸۷) گزارش دادند که میزان صیدهای مشابهی هم در مناطق دیگر بوقوع پیوسته است.



شکل۵-۲- رابطه میان مرگ و میر ناشی از صید ضمنی گونه های پرندگان دریایی و فراوانی نسبی ماهی کاپلین در شرق نیوفاندلند در سال های۱۹۸٤-۱۹۸۲ (اقتباس از جدول۳«پیات» و«نتلشیپ»،۱۹۸۷)

یکی از مناطقی که بنظر می رسد فعالیتهای ماهیگیری تأثیر شگرفی در آن بجای گذاشته، اقیانوس آرام شمالی است که صید ماهی آزاد و اسکویید با تور گوشگیر رواج دارد. ناوگان های ژاپنی، تایوانی و کره‌ای تا اوایل دهه ۱۹۹۰ این فعالیت را در آبهای آزاد دنبال می‌کردند. در سال ۱۹۹۱، ژاپنی ها قبول کردند که این صید را متوقف کنند و به دنبال آن ها در سال ۱۹۹۲، تایوان و کره نیز همین کار را انجام دادند، ولی میزان مرگ و میر برآورد شده تا پیش از این زمان قابل توجه بود. جدول ۴-۲، آخرین

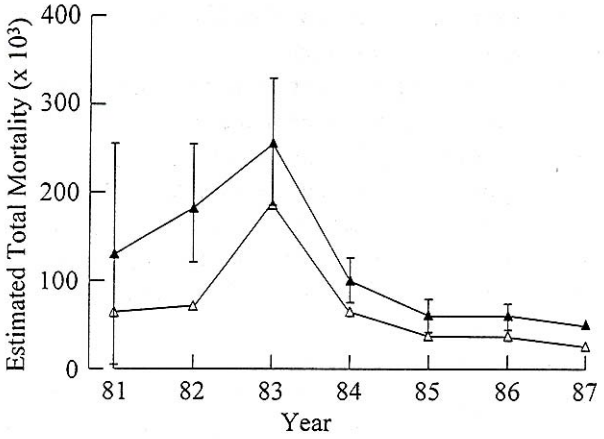
اطلاعات موجود از آمـار صـید دام هـای گوشـگیر شـناور را در آبهـای آزاد در اقیـانوس آرام شـمالی در سال‌های پیش از این توافق نشان می دهد. شکل ۶-۲ نشان می دهد که چگونگی نرخ مرگ و میر در یکی از ماهیگیری ها در سال های پس از توقف ماهیگیری کاهش یافته است.

با توجه به اطلاعات مذکور، نکته کلیدی این است که بنظر می رسد نرخ مرگ و میر در سـال هـای اولیـه بسیار بالاتر بوده است. برای مثال، اندازه ناوگان و تلاش صیادی کـشتی هـای بـزرگ بـه عنـوان جزیـی از فعالیت های صیادی، در اواسط دهه ۱۹۶۰ به اوج خود یعنی بیش از ۲۹۵۰۰۰ کیلومتر دام گوشگیر رسـید. ایـن مقدار تقریباً ۶برابر سال ۱۹۸۷ می باشد.«دگانژ» و «دی» (۱۹۹۱) تخمین زدند که در اواسط دهـه ۱۹۶۰، سـالانه بیش از ۲۶۰۰۰۰ پرنده دریایی کشته می شدند که در سال ۱۹۸۹ این تعداد به ۲۱۲۵۰ رسید.

جدول ٤-۲- نرخ مرگ و میر پرندگان دریایی طی آخرین مرحله از فعالیت ماهیگیری با دام گوشگیر شناور در اقیانوس آرام شمالی (اقتباس از «دگانژ» و همکاران (۱۹۹۳)،جدول ۱)

ماهیگیری	تلاش صیادی (کیلومتر× هزار در سال)	نرخ صید (تعداد پرنده در یک کیلومتر)	نرخ مرگ و میر (تعداد کشته شده× هزاردر سال	گونه های تأثیر پذیر
کشتی مادر ژاپنی				
1981-1987	58.30-137.00	0.60-2.30	32.00-250.00	STSH[1], TUPU[2], HOPU[3]
1989	15.82	0.60-1.10	9.50-17.40	CRAU[4] ,TMBU[5]
ناوگان ژاپن				
Large vessel 1987	52.25	0.80	56.00	STSH,TUPU,TMBU
Small vessel	Unknown	Unknown	18.00-60.00	
دام گوشگیر شناور اسکوئید	2850.00	0.01-0.20	875.00	SOSH[6], STSH, TUPU, HOPU, LAAL[7]

[1] Short-tailed Shearwater
[2] Tufted Puffin
[3] Horned Puffin
[4] Crested Auklet
[5] Thick-billed Murre
[6] Sooty Shearwater
[7] Laysan Albatross



شکل٦-۲- مرگ و میر پرندگان دریایی در کشتی مادر ژاپنی برای صید ماهی آزاد،۱۹۸۷-۱۹۸۱.صید ضمنی در سال های آخر کاهش یافت و فعالیت صیادی در ۱۹۹۱ متوقف شد (اقتباس ازDe Gange و همکاران،۱۹۹۳) داده های ۱۹۸۳ فقط مربوط به EEZ ژاپن است، از آن به بعد مربوط به EEZ و منطقه شمالی، ▲=همه گونه ها، Δ = یک نوع پرنده دریایی[1]

شاید صید آلباتروس[2] بیش از همه بتواند تأثیر ماهیگیری در پرندگان دریایی را نشان دهد. این مسأله بیشتر در اقیانوس جنوبی نمود می یابد، زیرا ۱۰ گونه از ۱۴ گونه آلباتروس تنها در این منطقه وجود دارند(۳گونه در اقیانوس آرام شمالی و یک گونه در مناطق گرمسیری). آلباتروس‌ها در پهنه اقیانوسهای جهان حرکت می کنند و به طور عمده از اسکویید و ماهیها تغذیه می کنند. این رفتار به همراه روش پرتحرک زندگی آن ها که منجر به علاقه زیاد آنها به برقراری تماس با کشتی‌های ماهیگیری می شود، موجب می شود تا این پرندگان در معرض خطرهای زیادی باشند.بیشترین میزان صید آلباتروس مربوط به اقیانوس جنوبی است که تخمین زده می شود سالانه ۴۴۰۰۰ آلباتروس به وسیله شناورهای رشته قلاب ژاپنی ها کشته می شوند(Brothers,1991).این تخمین براساس مشاهدات صورت گرفته از ۷ ناوگان در

[1] Shearwaters
[2] Albatross

جنوب و شرق تاسمانیا[1]در زمستان ۱۹۸۸ می باشد و نویسنده عقیده دارد که اعداد واقعی ممکن است دو برابر این مقدار باشد.به تازگی «کلر» و «پولاچک»[2] (۱۹۹۶) به آمار بسیار پایینتری از تأثیر صیادی رشته قلاب ژاپنی ها در آبهای استرالیا رسیدند (۰/۴۱ پرنده در هر ۱۰۰قلاب که براساس منطقه یا سال متغیر است). نویسندگان اشاره کرده اند که توجیه منطقی این کاهش چشمگیر در نرخ صید(۱۹۹۲-۱۹۸۸)، افزایش برنامه های اجرایی برای محدود کردن صید ضمنی پرندگان است. «موری»[3] و همکاران(۱۹۹۳) که کاهش صید ضمنی را در آب های زلاندنو در ۱۹۹۲-۱۹۸۸ مورد بررسی قرار دادند، به نتایج مشابهی دست یافتند. در واقع، می توان گفت که در هر دو این بررسیها علت کاهش نرخ صید، کاهش تعداد جمعیت بوده است. اما در حال حاضر هیچ اطلاعات مستقیمی از روند تغییرات فراوانی و ارزیابی های کمی از فراوانی پرندگان دریایی در این دو منطقه در دسترس نیست.

در اکثر موارد، مطالعات پیرامون صید ضمنی پرندگان براساس مقیاس های نسبتاً محلی انجام شده و اغلب مربوط به اجتماعات منفرد بوده است.از آنجاییکه بعضی از مطالعات نشان داده اند که بیشترین تعداد پرندگان در اطراف اجتماعات تولید مثلی و مناطق تغذیه ای گرفتار شده اند که نزدیک این اجتماعات بوده این مسئله معقول بنظر میرسد در بسیاری از موارد، میزان صید به ازای واحد تلاش با دور شدن از این اجتماعات به طور قابل توجهی کاهش می یابد (Piatte & Nettleship,1987). ولی در کوچکترین مقیاس های مکانی، باز هم میزان صید می تواند بسیار بالا باشد. برای مثال، ثابت شده که در کانال انگلیس[4]،تورهای گوشگیرهای واقع در ساحل در بعضی از شرایط مکانی و زمانی،صید بسیار بالایی داشته‌اند. از خلیج سنت ایوز[5] گزارش رسیده که تورهای کار گذاشته شده تقریباً تمام پرندگانی را گرفتار کرده است که به داخل آب شیرجه می روند و در این منطقه به دنبال غذا می گردند. (بیشتر پنگوئن

[1] Tasmania
[2] Klaer & Polacheck
[3] Murray *et al.*,1993
[4] English Channel
[5] St. Ives Bay

نوک‌تیغی[1] *Alca torda* و *پرنده*جنس *Gavia*[2]).طی هشت روز ماهیگیری در ژانویه ۱۹۸۸، حدود ۹۰۰ آوک[3] در این تورها کشته شدند. درحالیکه این تعداد در مقیاس دریای شمال[4] چندان مهم نیست، در مقیاس محلی قابل توجه می باشد.(Anon,1994).

ممکن است این طور بنظر آید که در سراسر انگلستان،اکثر وقایع مذکور به صورت پراکنده و محلی اتفاق می افتند (Anon,1994). این مسأله شاید به این علت باشد که صید با گوشگیر توسط کشتی‌های کوچک انجام می گیرد.متأسفانه کشتی هایی با طول کمتر از ۱۰متر الزامی ندارند که صورت وضعیت صید را ثبت نمایند، به همین دلیل جمع آوری داده های قابل قبول، دشوار است.برآوردهایی که از نرخ مرگ و میر در سایر ماهیگیری‌ها در اروپا موجود است، نشان می‌دهد که در سال های ۸۸-۱۹۸۲،۲۵۰۰۰ پرنده شیرجه رونده در گوشگیرهایی که برای هرینگ و ماهی کاد کار گذاشته شده بودند،در کیت گات[5] صید شده‌اند. قسمت عمده این مرگ و میر (۹۵-۹۰درصد) مربوط به جمعیت گیلمات مهاجر (*Uria aalge*) است که در ساحل اسکاتلندی دریای شمال زاد و ولد می کند.

کالیفرنیای مرکزی،بخصوص منطقه خلیج مونتری، نمونه دیگری از تأثیر محلی ماهیگیری پرندگان آبزی است که در این منطقه،روش صید تورهای گوشگیر برای صید کفشک ماهی از دهه ۱۹۳۰ به کار می رفته است. اما در اواخر دهه ۱۹۷۰، با استفاده بیشتر از تورهای مونوفیلامنت در بعضی از مناطق و افزایش ۴۰۰-۵۰۰ درصدی تلاش صیادی، موجب افزایش شمار پرندگانی شدند که به طور ضمنی صید شده بودند. عمده این افزایش تلاش در خلیج «مونتری»[6] متمرکز بود که در این منطقه یک فعالیت صیادی جدیدی برای شکار شوریده سفید[7] پدید آمد. بزودی روشن شد که این کار تعداد زیادی از پرندگان را گرفتار

[1] Razorbills
[2] Divers
[3] Auks
[4] North Sea
[5] Kattegat
[6] Monterey Bay
[7] White Croaker

می‌کند و برآوردهای کلی نشان داد که تعداد ۷۵-۷۰ هزار پرنده در سالهای ۸۷-۱۹۷۹ در کالیفرنیای مرکزی صید شدند.در یک سال ۹۰درصد از ۲۲۰۰۰پرنده ای که به ساحل آمده بودند، در این تورها غرق شدند. اکثر این مرگ و میرها در پرنده‌های دریایی *Puffinus griseus*[1] و*Uria aalge*[2] دیده شد(Jehl,1984). یک رابطه قوی هم میان مناطق و زمان ماهیگیری تورهای گوشگیر و مرگ و میر صیادی با کاهش اجتماعات پرندگان بدست آمد.در مجموع،میزان کاهش در یک اجتماع مشخص با میزان نزدیکی آن به خلیج مونتری رابطه داشت(Takekawa *et al.,1990*). در سال ۱۹۸۲، با توجه به میزان بالای صید ضمنی پرندگان(و همچنین پستانداران)،قوانینی وضع شد که ماهیگیری با گوشگیر را در آب های خلیج مونتری در عمق کمتر از ۱۸متر ممنوع می کرد. این قانون در سال ۱۹۸۴ تا عمق ۲۷متری گسترش یافت، ولی طی دو سال بعد از تصویب این قانون، میزان صید ضمنی پرندگان همچنان بالا باقی ماند. در همین دوره زمانی،King (۱۹۸۴) در مقاله خود اضافه کرد که در صورت باقی ماندن نرخ مرگ و میر موجود، پرنده مورس و شاید سایر گونه ها در کالیفرنیای مرکزی، نمی توانند جمعیت خود را حفظ کنند. این ارزیابی به همراه بررسی های دیگر منجر به وضع قوانین شدیدتری در سال ۱۹۸۷ شد که استفاده از تورهای گوشگیر را تا عمق ۷۳متری ممنوع می کرد. این قوانین موجب شد که صید کفشک ماهی، کوسه و شوریده در شمال خلیج مونتری به طور محسوسی کاهش یابد و بدون شک به حفظ اجتماعات پرندگان دریایی محلی کمک کرد.

[1] Sooty Sheawaters
[2] Common Murres

۲-۶-۱-۲- استفاده از صید دورریز

ماهیگیری موجب شده که برای بعضی از پرندگان، فرصتهایی برای تهیه غذا پیش بیاید که در صورت فقدان فعالیت ماهیگیری، این امکان برایشان وجود نداشت.برای مثال، «فرنس» و همکاران[1](۱۹۸۸) اشاره می کنند که در نواحی خاصی از مناطق اطراف جزایر بریتانیا و در مواقع خاصی از سال، ماهیان کفزی بالغ مانند ماهی کاد، هداک و سفید ماهی اروپایی ذخیره غذایی فراوانی از نظر انرژی و از نظر مقدار) را برای برخی گونه های پرندگان دریایی بوجود می آورند. اما پرندگان قادر نیستند به عمق هایی که این ماهی ها معمولاً یافت می شوند شیرجه روند و این ماهیها معمولاً جزو غذاهای مورد استفاده پرندگان نیستند. کشتی های ماهیگیری تنها راهی هستند که پرندگان می توانند از طریق آن به ماهیان کف زی دسترسی یابند،یعنی به صورت لاشخوری از ماهیهایی که دور ریخته می شوند یا در برخی موارد، دزدیدن ماهیهایی که صید شده اند. پس مانده های ماهی ها (کبد و روده های ماهی) هم برای بعضی از گونه‌های پرندگان (بخصوص فولمار شمالی[2])قابل استفاده است.

الگوهای مشابهی از بهره برداری از ضایعات در نواحی دیگری از جهان نیز مشاهده می شود. برای مثال، در اقیانوس آرام شمالی، گونه هایی مشاهده شده اند که از ضایعات ماهی هایی استفاده می کنند که در اطراف کشتی های فرآوری و کشتی های ماهیگیری با رشته قلاب و تورهای ترال وجود دارند. این دسته‌جات پرندگان می توانند بسیار بزرگ باشند.«جونز» و دوگانژ[3] (۱۹۸۸) در گزارش خود تخمین زدند که بیش از ۳۰۰۰۰فولمار شمالی در اطراف یک کشتی فرآوری ماهیان بسترزی در دریای برینگ مشغول تغذیه بوده اند.

احتمالاً موضوع استفاده پرندگان دریایی از ماهیان دورریخته شده، بیش از همه در دریای شمال مورد بررسی قرار گرفته است. دراین منطقه، تلاش هایی برای ارزیابی کمی این پدیده به عمل آمده است.

[1] Furness *et al*.,1988
[2] Northern fulmars
[3] Jones & De Gange

مشاهدات مستقیم در کشتی های ماهیگیری در دریای شمال نشان داد که گونه ها تمایل دارندکه بطور اختصاصی از نوع و اندازه خاصی از صید دورریز استفاده کنند و بین گروه های مختلف پرندگان از نظر گونه و سن، تمایلات غذایی بخصوص وجود دارد. این مسأله می تواند موجب شود که پرندگان دریایی بخش عمده ای از دورریز برخی گونه‌های ماهی را مصرف کنند و نسبتاً بخش کوچکی از دورریز سایر گونه ها را مورد استفاده قرار دهند. برای مثال، «هادسون» و «فرنس»[1](۱۹۸۸) نشان دادند که طی مشاهداتشان در Shetland، ۷۰-۶۰درصد ماهیان چرب [2] دور ریخته شده مورد استفاده قرار گرفته اند، در حالی که پرندگان از گونه های ماهی کفشک و گورنارد[3] صرف نظر نموده اند. اما در مجموع قسمت عمده ای از کل صید دورریز مذکور در مورد یک ماهیگیری ماهیان گادوییدبود که به اجتماع پرندگان دریایی کاملاً نزدیک بود، اما سایر مشاهدات تجربی از میزان بهره برداری از دورریزها در قسمت جنوبی دریای شمال هم ضریب ۸۸درصد را برای ماهی کرانه ای و ۳۸ درصد را برای ماهی کفشک نشان داد(Anon,1994).این شواهد نشان می دهند که این نرخ های بالا را می توان تعمیم داد(حداقل در مورد دریاهای منطقه ای).

می توان محاسبات مشابهی را در مورد آمار صید دورریز آن دسته از کشتی‌های ماهیگیری انجام داد که ماهیها را به جای خشکی در دریا فرآوری می کنند. در بعضی از نقاط دنیا، ارقام بسیار قابل توجه‌اند. برای مثال، Anon(۱۹۹۴)گزارش داد که در دریای شمال نزدیک به ۱۲/۵درصد از میزان صید ماهی راندفیش[4] و حدود ۶/۵درصد از صید ماهی کفشک که برای عرضه به بازار فرآوری می شوند، به عنوان امعاء و احشا در دریا ریخته می‌شوند. در سال ۱۹۸۹، این میزان نزدیک به ۶۹۰۰۰ تن رسید. به تازگی مطالعه‌ای جامع پیرامون استفاده پرندگان از امعاء و احشاء دور ریخته شده به وسیله گارت و همکاران[5] (۱۹۹۶) در دریای شمال انجام شد (بدون احتساب کانال).این فعالیت شامل مطالعاتی بود که سرنوشت یک ماهی

[1] Hodson & Furness
[2] Gadoid
[3] Gurnard
4 Roundfish
[5] Garthe *et al.*,1996

دورریخته شده از کشتی تحقیقاتی را طی روز دنبال می کرد. گارت و همکاران (۱۹۹۶) تخمین می زنند که حداکثر ۸۰۰۰۰۰ تن(KJ $۱۰^{۱۲}$×۳/۴) از موارد دور ریخته شده برای پرندگان قابل استفاده بود. اما صید دورریز معمولاً به صورت توده ای انجام می شود، بنابراین پرندگان دریایی نمی توانند آن ها را بخورند تا اینکه در آب فرو روند یا در شب که بعضی گونه های پرندگان در این زمان هیچ تغذیه ای انجام نمی‌دهند.

گارت و همکاران (۱۹۹۶) در تلاش برای غلبه بر این خطاها، با مشاهده نرخ مصرف ضایعات متفاوت در مکان‌ها و زمانهای مختلف، مقادیر تخمینی کل احشاء قابل استفاده را محاسبه کردند.آنها با استفاده از این داده ها تخمین زدند که حدود ۵۵۰۰۰تن از احشاء،۲۰۶۰۰۰ تن از ماهیان کرانه ای،۳۸۰۰۰تن از کفشک ماهیان، ۲۰۰۰تن از ماهیان غضروفی و ۹۰۰۰تن از بی مهرگان بسترزی در دریای شمال توسط پرندگان دریایی مصرف شده است. اما هنوز هم بنظر می رسد که این تخمینها بیش از حد واقعی باشد. چون تأثیر برخی جنبه های مسأله دورریز را نمی توان در محاسبات وارد نمود.جالب است که رفتارهای ماهیگیران در مناطق مختلف هم می تواند موجب اختلاف های اساسی در میزان مصرف ماهی های دورریخته شده شود. برای مثال، در شرق کانادا، ماهیگیران سفید ماهی را از طریق کندن سر و دور انداختن آن به همراه امعاء و احشای داخلی پاک می کنند. چون این قسمتها به سرعت در آب فرو می روند، مقدار بسیار کمتری از کل صید دورریز در دسترس جمعیت پرندگان خواهد بود.

۷-۱-۲- لاشه خواران بسترزی[1]

در آبهای نسبتاً کم عمق فلات قاره که قسمت اعظم ماهیگیری انجام می‌شود، بعضی از مواد دور ریخته شده به اعماق آب فرو رفته و از دسترس پرندگان دریایی خارج می شوند و بدون اینکه به دست

[1] Benthic scavengers

لاشخوران سطح زی مثل ماهی ها، کوسه ها و پستانداران دریایی بیفتند، از ستون آب عبور نموده و بر بستر دریا فرود می آیند. مقدار این مواد می تواند قابل توجه باشد. برای مثال،مطالعه پیرامون پرندگان دریایی لاشخور نشان می دهد که بیش از ۷۸۰۰تن از احشا، ۵۶۲۰۰ تن از ماهیان کرانه ای، ۲۶۱۲۰۰تن از کفشک ماهیان، ۱۳۰۰۰تن از ماهیان غضروفی و ۱۴۰۸۰۰تن از بی مهرگان بسترزی دور از دسترس پرندگان دریایی به اعماق آب فرو می روند (Garthe *et al.*,1996).

تخمین مقداری از این مواد که در میانه آب مورد استفاده قرار می گیرند، بسیار متغیر است،به همین علت کسی نمی تواند قسمتی را تخمین بزند که به بستر آب می رسد. اما بنظر می رسد که این کار در بسیاری از شرایط ضروری باشد.بعضی از موجودات دور ریخته شده می توانند از فرآیندهای شکار و دورریز، جان سالم بدر ببرند، اما نرخ مرگ و میر بسیاری از گونه ها بسیار بالاست. بنظر می رسد که حیوانات مرده یا بیهوش، منبع غذایی خوبی برای ماهی ها وبی مهرگانی باشد که در بستر زندگی می کنند.

استرالیا یکی از معدود مثالهایی است که در آن تلاش هایی برای ارزیابی کمی بخشی از صیدهای دورریز انجام شده که بوسیله موجوداتی بجز پرندگان مورد استفاده قرار گرفته است. برای مثال، «واسنبرگ» و «هیل»[1](۱۹۹۰) در خلیج مورتون[2] در کویینزلند[3] میزان صید دورریز ماهیگیری توسط تور ترال میگو را مورد بررسی قرار دادند. همانطور که پیشتر گفته شد،صید میگو از صیدهایی است که بیشترین میزان دورریز را در ازای هر کیلوگرم صید نگهداری شده دارا می باشد. به همین علت میتوان انتظار داشت که در مناطقی که صید میگو صورت می گیرد، مقدار فون جانوری لاشخوران براساس میزان فعالیت صیادی بالا رود. به طور متوسط نزدیک به ۸۵۰۰ کیلوگرم مواد در هر شب دور ریخته می شود که از این مقدار تنها ماهی ها و سرپایان روی سطح آب صید می شوند.۶۵درصد از این مواد، یا چیزی در همین حدود (از نظر وزن) که شامل سخت پوستان و خارتنان میشوند به بستر دریا فرو می روند.به طور کلی، این ارزیابی

[1] Wassenberg & Hill
[2] Moreton
[3] Queensland

نشان می دهد که اگرچه سخت پوستان هنوز زنده هستند و ممکن است از تورکشی جان سالم به در ببرند، ۵۵۰۰کیلوگرم از مواد به بستر مـی رسـند.«واسـنبرگ» و «هیـل»(۱۹۸۷) بـا اسـتفاده از تلفیقـی از مطالعـات تغذیه‌ای، تلویزیون زیرآبی و مطالعات آزمایشگاهی نـشان دادنـد کـه خرچنـگ شـناگر آبـی[1] فراوانتـرین لاشخور موجود در منطقه بود. آن ها همچنین با مقایسه محتویات روده هنگام تورکشی بـا آخـر هفتـه کـه هیچ ماهیگیری صورت نمی گرفت، نشان دادند که ماهی هـا و سـخت پوسـتان تـازه، فقـط در زمـان هـای تورکشی وجود دارند. این نویسندگان نتیجه گرفتند که حدود ۳۰درصد از رژیم غذایی این گونه می‌تواند توسط دورریزها تأمین شود و این موادغذایی مکمل می توانند تـراکم جمعیتـی بیـشتری را سـیر کننـد کـه درغیر این صورت امکان آن وجود نداشت.نگارندگان همچنین نشان دادند که در بعضی از مواقع، دلفینهـا می توانند ۳/۴کیلوگرم ماهی را از یک تور ترال بدست آورندکه حدود ۵۰-۳۰ درصد از نیاز روزانه یک دلفین به غذا را تشکیل می دهد.بنابراین،حدود ۱۰ساعت تورکشی ترال می تواند غذای مورد نیاز ۵جـانور را در روز تأمین کند. اما چون فعالیت های صیادی در خلیج مورتون بیشتر ماهیان کـوچکی را دور میریـزد که توسط دلفین ها گرفته نمی شوند، درعمل نسبتی از این مواد که توسط جمعیت دلفین ها گرفته میشود، ناچیز است. اما در تنگه تورس[2] برخلاف خلـیج مورتـون نزدیـک بـه ۳۰درصـد از مـواد دورریـز در میانـه آب‌توسط شکارچیان‌مختلف‌سطحزی‌مختلف‌مورداستفاده‌قرارمیگیرد(Hill & Wassenberg.1990).

۲-۲- اثر بر جمعیت ها

اگر بخواهیم تأثیر ماهیگیری بر جمعیت ها را مورد بررسی قرار دهیم، مطمئناً دانستن سطح مرگ و میر بـه تنهایی کافی نیست.هرکس می تواند از دیدگاه یک دوستدار حیوانات به مسأله نگاه کند و بگوید که هیچ مرگ و میری بخصوص در مورد جانوران بزرگ جثه ای مثل لاک پشتان و پستانداران دریایی، نبایـد رخ

[1] *Portunus pelagicus*
[2] Torres Straits

دهد ولی برای اکثر مردم، دغدغه اصلی حفظ جمعیت هاست که حتی در مورد این رده ها،در درجه اول اهمیت قرار می گیرد. اما متأسفانه مداخله در نتایج حادث برجمعیتها با دشواری همراه است بخصوص چون برآورد خوبی از اندازه جمعیت بسیاری از گونه ها در اختیار نیست.

اگر بخواهیم یک ارزیابی کمی از تأثیر صید ضمنی بر جمعیت‌ها انجام دهیم، حداقل نیاز به اطلاعاتی در چند مورد ذیل داریم:

۱- تخمین های قابل اطمینان از تعداد صید ضمنی

۲- اطلاع از وضعیت و مهاجرت ذخایر

۳- تخمین قابل اطمینان از اندازه جمعیت

دانستن این سه مورد برای هرگونه به ما امکان می دهد که میزان فعلی سطح صید ضمنی را به صورت قسمتی از اندازه فعلی جمعیت تخمین بزنیم. متأسفانه گردآوری چنین اطلاعاتی اغلب دشوار و هزینه بر است و بندرت دیده می شود که هر سه نیاز برآورده شده باشند. برای مثال، در مورد پستانداران بزرگ دریایی[1] روش های مناسبی برای تخمین اندازه جمعیت و دستورالعمل‌های انجام بررسیها توسعه یافته است(برای مثال،Hammond,1986). ولی هزینه بررسی جامع بسیار سنگین خواهد بود. تخمین زده می‌شود که بررسی انجام شده در سال ۱۹۹۴ در دریای شمال و آبهای اطراف بیش از یک میلیون پوند هزینه داشته است. اندازه گیری جمعیت سایر رده ها مثل پرندگان دریایی و لاک پشتان که در خشکی لانه سازی میکنند، آسانتر است، ولی باز هم مشکلات خاص خود را دارد.

با این وجود دراختیار داشتن چنین اطلاعاتی آغاز خوبی است، اما واقعاً برای تعیین اثرات میزان صید ضمنی تحمیلی بر جمعیت،کافی نخواهد بود، برای بدست آوردن یک تصویر کاملتر باید از پویایی جمعیت گونه اطلاع داشته باشیم.تنها در این صورت است که می توانیم تعیین کنیم این جمعیت چه میزان

[1] Cetaceans

صید ضمنی را میتواند تحمل کند. همچنین اگر بخواهیم سطح فعلی فراوانی را به سطح فراوانی پیش از فعالیت ماهیگیری ارتباط دهیم، به چنین اطلاعاتی نیاز داریم،سؤال در مورد تشخیص وضعیت ذخیره هم سؤالی است که تلاش برای ارزیابی تأثیر در بعضی از رده ها را با مشکل روبرو می کند. برای مثال، اطلاعات ما از ساختار ذخایر بسیاری از پستانداران بزرگ دریایی ناچیز است و با توجه به دشوار بودن نمونه گیری به تعداد کافی،هیچ راه ساده ای برای حل این مشکل وجود ندارد. اما، با وجود موانع، مواردی وجود دارد که حداقل برای یک حدس علمی از نتایج این فعالیت ها بر جمعیت، داده های کافی وجود دارد.

۱-۲-۲- ماهیان غضروفی

بنظر می رسد که گونه کوسه آبی[1] از بین گونه های ماهیان غضروفی که در آبهای آزاد به طور ضمنی صید می شوند، بیشترین سهم را به خود اختصاص داده است این گونه در قیاس با سایر کوسه ها باروری زیاد و سرعت رشد بالایی دارد که آن را در برابر فشار ماهیگیری،نسبت به سایر گونه ها مقاومتر می سازد. اما، با وجودی که متأسفانه در مورد اندازه های جمعیت کوسه آبی و ساختار ذخایر آن اطلاعات اندکی داریم، به دشواری می توان پذیرفت که برداشت سالانه ۶میلیون جانور به این جمعیت آسیبی نرساند (Stevens،در حال چاپ) ارزیابی ناکانو و واتانابه[2](۱۹۹۲) تنها ارزیابی موجود از تأثیر فعالیتهای ماهیگیری بر جمعیتهای این کوسه می باشد. آنها برای آزمایش تأثیر ماهیگیری بر جمعیت های کوسه آبی در اقیانوس آرام شمالی از روش تحلیل کوهورت[3] استفاده نمودند. نویسندگان گفته اند که نرخ های صید در اواخر دهه ۱۹۸۰ تأثیر مهمی در جمعیت نداشت. بااین وجود، ودرال و سکی[4](۱۹۹۲) ابراز داشته اند که برای این نوع آنالیز، داده های کافی جمع آوری نشده بود.

---

[1] Blue shark
[2] Nakano & Watanabe
[3] Cohort همزادگان
[4] Wetherall & Seki

در واقع، با وجودی که استفاده از دام های شناور در آبهای آزاد مسنوخ شده و میزان کل صید باید تاکنون پایین آمده باشد. شاید هنوز هم بتوان تأثیر در برخی جمعیت کوسه‌ها را احساس نمود (Bonfil,1994). معذالک، باید توجه کرد که سایر تحلیل ها از داده های میزان صید بر واحد تلاش[1] نیز نتوانستند نشان دهند که نرخ های صید کاهش یافته است.

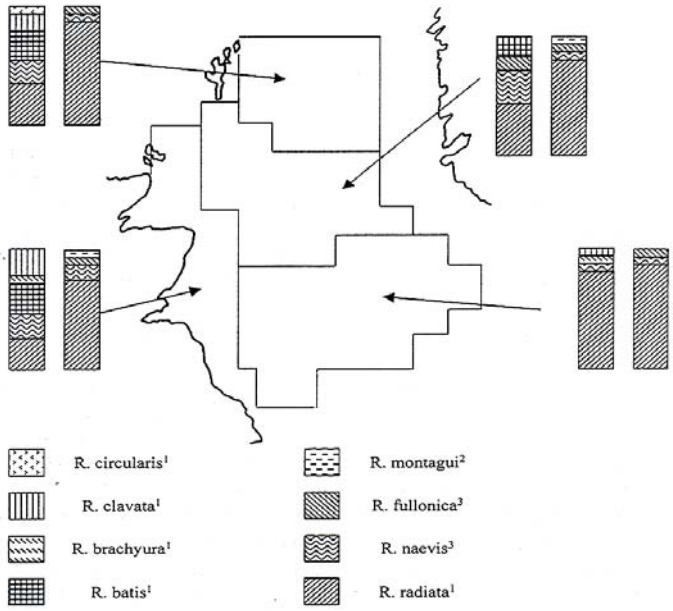
سفره ماهی ها نیز در معرض مرگ و میر ناشی از صید ضمنی ترال در فلات قاره هستند. براساس اصول اولیه می توان انتظار داشت که به علت اندازه بزرگ هنگام بچه زایی در بسیاری از گونه ها،تأثیر چشمگیری در جمعیت این جانوارن ایجاد شود. برای مثال، سفره ماهی خفاشی در دریای شمال وقتی در طولی بین۲۴-۹ سانتی متر تخم‌گشایی می کند و به این ترتیب همه گروههای سنی نابالغ در معرض صید قرار می گیرند. واکر[2](۱۹۹۶) از طریق آزمون نرخ صید سفره ماهیان براساس داده های گشت تحقیقاتی سالهای ۳۹-۱۹۲۹ و ۹۵-۱۹۹۱، تأثیر فعالیتهای شیلاتی دریای شمال را در جمعیتهای این ماهیان مورد بررسی قرار داد. هدف تجزیه تحلیل این بود که مشخص شود آیا می توان تغییرات مشاهده شده در ترکیب گونه ای را براساس خصوصیات چرخه زندگی گونه‌های مورد نظر توجیه نمود یا نه. او به طور خاص بررسی کرد که آیا گونه هایی که در زمان بلوغ کمترین سن و طول را دارند، برجامعه مسلط بوده‌اند یا خیر. یافته های به دست آمده از باروری و سن زمان بلوغ برای محاسبه مجموع مرگ و میر که منجر به اندازه گیری جمعیت ثابت هرگونه خواهد شد، کاربرد دارد.(این محاسبات برای دو گونه دیگر موجود در نمونه‌ها، قابل انجام نبود). واکر براساس این محاسبات و با توجه به میزان مرگ و میر کل که یک گونه می تواند تحمل کند بدون آنکه جمعیت آن رو به کاهش رود به درجه بندی ذیل رسید:

R.batis < R.clavata < R.montagui< R.naevus <R.radiata

[1] CPUE
[2] Walker

شکل ۷-۲،داده های فراوانی نسبی را در چهار منطقه از دریای شمال در دو دوره زمانی نشان میدهد. بعضی از مقادیر این شکل قابل توجه اند. اول، غنای گونه ای در دوره زمانی ۳۹-۱۹۲۹ با ۷ گونه از سفره ماهی ها در مقایسه با دوره ۹۶-۱۹۹۱ با ۴گونه بیشتر بود. دوم، فراوانی نسبی و مطلق سفره ماهی رادیاتا[1] در اکثر مناطق افزایش یافت که با پیش بینی های انجام شده براساس تجزیه و تحلیل جدول چرخه زندگی مطابقت دارد. این گونه برخلاف برخی از سپر ماهیان دیگر، بندرت به صورت صید ضمنی گرفته میشود و احتمال زنده ماندن آن پس از دورریز هم کاملاً بالاست. تحلیل داده های فراوانی های طولی نیز نشان داد که اکنون جانوران بزرگتر کمتر در نمونه ها یافت می شوند. سفره ماهی منقوط[2] هم که در سال های ۱۹۳۹-۱۹۲۹ صید نمی شد، از زمانی که به طور منظم در سواحل اسکاتلند صید می شود، افزایش فراوانی را نشان می دهد. شاید از بین گونه هایی که از نظر فراوانی کاهش نشان می دهند، سپر ماهی معمولی[3] بیشتر شایان ذکر باشد. «واکر» نتیجه گرفت که احتمالاً کاهش صید این گونه ناشی از کاهش میزان ذخایر کل باشد، اگرچه تصور براین است که دریای شمال و حد مرزی جنوب- شرقی- پراکنش گونه ها قرار گرفته است.

[1] Starrry ray (*R.radiata*)
[2] Spotted ray (*R.montagui*)
[3] Common Skate (*R.batis*)



شکل۷-۲- فراوانی نسبی گونه های سفره ماهی در چهار ناحیه از دریای شمال در فواصل زمانی ۱۹۳۹-۱۹۲۹ و ۱۹۹٦-۱۹۹۱(برگرفته از شکل های ۱و٤ از واکر،۱۹۹٦). گونه های[1] دوره زمانی ۳۹-۱۹۲۹، گونه‌های[2] دوره زمانی ۹۵-۱۹۹۱، گونه های[3] یافت شده در دوره زمانی ۳۹-۱۹۲۹ و ۹۵- ۱۹۹۱

۲-۲-۲ پستانداران دریایی (Cetaceans)

شکی نیست که صید ضمنی به طور مؤثری تعداد جمعیت های پستانداران دریایی را کم کرده است. شاید از بین این جانداران گونه های کوچک و ساحل نشین گراز دریایی[1] که کاملاً در معرض صید گوشگیر هستند، بیشترین تهدید را احساس کنند. در واقع بنظر می رسد برخی از این گونه ها مثل واکیتا[2]، گونه ای از گراز دریایی ساحلی که در خلیج کالیفرنیا سکونت دارد، نزدیک به انقراض هستند. با وجودی که صید

1 porpoise
2 Vaquita *(Phocoena sinus)*

با گوشگیر در این ناحیه ممنوع شده است، هنوز هم ماهیگیری های قانونی و غیرقانونی و فعالیت های شیلاتی به منظور ارزیابی ذخایر، موجب می شوند، نمونه های موجود از چرخه حیات خارج شوند، فشاری که جمعیت به سختی می تواند تحمل کند (Brownell *et al.*,1989).

در حالی که احتمالاً از بین پستانداران دریایی گونه واکتیا به دلیل صید ضمنی در فعالیت های ماهیگیری در معرض بیشترین تهدید قرار دارد، سایر گونه های گراز دریایی ساحلی نیز تحت فشار هستند. برای مثال دلفین هکتورز[1] در زلاندنو نرخ های مرگ و میری را تجربه می کند که خارج از حد تحمل جمعیت آن می باشد(Dawson&Slooten,1993). تصور می شود که در وضعیتی مشابه، تعداد تلفات گراز دریایی ساحلی در خلیج مین[2] نیز براثر صید ماهیان کفزی از طریق ماهیگیری گوشگیرهای غوطه ور حداقل مساوی و شاید بیشتر از ضریب رشد جمعیت باشد(Murawski,1994). قوانین اخیر اعلام می دارند که در آینده نزدیک میزان صید تصادفی گراز دریایی ساحلی باید به طور سالانه به حدود ۱درصد از اندازه تخمین زده شده جمعیت یا کمتر، کاهش یابد(Donovan,1994).

تأثیرات ادوات صید غیرفعال از قبیل دام های شناور، در پستانداران دریایی در سال ۱۹۹۱ توسط IWC مورد بررسی قرار گرفت که طی آن، نرخ های مرگ و میر ۷گونه از ۵۴گونه منطقه غیرقابل تحمل بود. این جمعیت ها شامل واکیتا، دلفین های گوژپشت هند و آرام[3] دو جمعیت از دلفین های پوزه بطری ساحل آفریقای جنوبی[4]، دلفین بندری در شمال غرب اقیانوس اطلس و دلفین خط دار در مدیترانه بود. وضعیت دلفین های مختلف رودخانه ای،با آنکه دریایی نیستند، مخاطره آمیز و قابل توجه است. گمان می رود که تعداد دلفین بایجی[5] به ۳۰۰عددکاهش یافته و از جمعیت دلفین رودخانه ایندوس[6] در کل جهان

[1] Hectors dolphin *(Cephalorhyncus hectori)*
[2] Maine
[3] Indo-Pacific humphacked dolphin (*Sousa chinensis)*
[4] Bottlenosed dolphins
[5] Baiji (Chinese River dolphin)
[6] Indus river dolphin *(Platanista minor)*

تنها ۵۰۰عدد باقی مانده است.(۴۰۰عدد آن در یک محدوده حفاظت شده نگهداری می شوند).سایر گونه‌های دلفین رودخانه ها هم تحت فشار قابل توجهی هستند (Brownell *et al.*,1989).

در اروپا هم توجه زیادی به میزان صید ضمنی پستانداران بزرگ در آمار صید ماهیگیری ها شده است. گروه تحقیق ICES فک‌ها[1] و پستانداران دریایی کوچک در دریاهای قاره اروپا، اطلاعات موجود درباره صید ضمنی گرازهای دریایی بندری[2] دردام های گوشگیر کار گذاشته شده در عمق آب را در دریاهای شمال و سلتیک[3]، و رابطه بین صید ضمنی و اندازه تخمینی ذخایر را بازنگری نمود(جدول۵-۲).بنا به دلایل متعدد، احتمالاً این صیدهای ضمنی کمتر از تعداد کل واقعی ضایعات فعالیت های ماهیگیری تخمین زده شده اند. مطالعات دیگری در مورد صید ضمنی گراز دریایی بندری در دریاهای شمال، بالتیک و سلتیک در حال انجام است.

جدول۵-۲- برآورد اندازه جمعیت گراز دریایی بندری و صید ضمنی در دام های گوشگیر در شمال غربی آبهای اروپایی (از Anon,1996)

نوع ماهیگیری	تخمین جمعیت	صید ضمنی
دام گوشگیر ماهی کاد دانمارکی دریای شمال و توربوت	۲۶۸۵۰۰	۴۴۴۹
دام گوشگیر در فلات قاره سلتیک	۳۶۲۸۰	۱۹۳۷

بعد از اعلام ممنوعیت دام های شناوری که گسترش بسیاری یافته بودند، وضعیت در آبهای آزاد واقعاً بهبود یافته است. اما نتایج این فعالیت ها باید در اذهان باقی بماند. برای مثال، در اواسط دهه ۱۹۸۰،بیش از ۸۰۰کشتی از ژاپن، تایوان و جمهوری چین در اقیانوس آرام شمالی فعالیت می کردند. این ناوگان ها می‌توانستند در مجموع هرشب حدود ۴۰۰۰۰کیلومتر دام شناور پهن کنند. مشخصه قابل تأمل این فعالیت ها این است که بجز نیاز بازار هیچ کنترلی روی آن وجود نداشت. به همین علت هیچ تلاشی برای

[1] Seals
[2] *Phocoena phocoena*
[3] Celtic

مشخص کردن سطحی از تلاش صیادی انجام نشدکه بتواند سبب بهره برداری پایدار از ذخایر شود. بعلاوه، هیچ تلاشی نیز برای برآورد یا کاهش میزان صید ضمنی گونه های غیرهدف هم به عمل نیامد. ما در مورد روند تغییرات فراوانی اکثر گونه ها که بنظر می رسد تحت تأثیر این فعالیت ها قرار گرفته اند، هیچ داده‌ای در اختیار نداریم، به همین دلیل غیرممکن است بتوانیم وضعیت سیستم را پیش از آغاز فعالیت‌های ماهیگیری، پس از پایان آن و در حال حاضر مشخص نماییم. تعداد جانورانی که کشته شدند قطعاً بسیار بالا بوده و سخت است که بپذیریم تأثیر محسوسی بر پستانداران دریایی، لاک پشتان، کوسه ها و پرندگان که همگی نرخ تولید مثلی پائینی دارند، اتفاق نیفتاده است.

۱-۲-۲-۲- شیرهای دریای شمال[1]

یکی از گروه هایی که آنالیز بیشتری در مورد وضعیت جمعیتی آن ها صورت گرفته است، شیرهای دریای شمال هستند. پرز و لاقلین[2] (۱۹۹۱)با استفاده از یک جدول، وضعیت جمعیت شیرهای ماده بالغ در دریای شمال را پایدار و با برآورد اندازه جمعیت ماده های بالغ تلاش کردندکه تأثیر مرگ و میر ناشی از صید ضمنی را در جمعیت شیرهای دریایی را از سال ۱۹۶۶محاسبه کنند.

با شمارش تعداد جانوران گرفتار شده در سرزمین آلاسکای غربی، بنظر می رسد که فراوانی بالغین و جوانان این گونه از سال ۱۹۸۶-۱۹۵۶ به اندازه ۴/۵درصد در هر سال کاهش یافته است. این میزان کاهش در سایر نقاط مشهودتر بوده است. برای مثال، جزایر آلوتیان شرقی[3]،تعداد جانوران از ۴۱۰۰۰ در سال ۱۹۶۰ به کمتر از ۳۰۰۰ در سال ۱۹۸۹ به میزان ۹۳درصد کاهش یافته است(Perez & Loughlin,1991). دلایل اصلی، این کاهش به طور عمده ناشناخته است ولی به روشنی مشخص شده که تأثیر متقابل فعالیت‌های ماهیگیری یکی از عوامل دخیل است. کمترین کاهش برآورد شده از مرگ و میرهای ناشی از

[1] Northern Sea lions
[2] Perez & Loughlin
[3] Eastern Aleutian

صید ضمنی ۶/۷درصد مربوط به سالهای ۱۹۸۹-۱۹۶۶ در دریای برینگ و جزایر آلوتیان با میانگین برآورد ۱۶/۳درصد بوده است. برآورد مشابهی در خلیج آلاسکا نشان داد که حداقل کاهش از سال ۱۹۶۶، ۳/۶درصد و متوسط آن ۶/۴درصد می باشد.

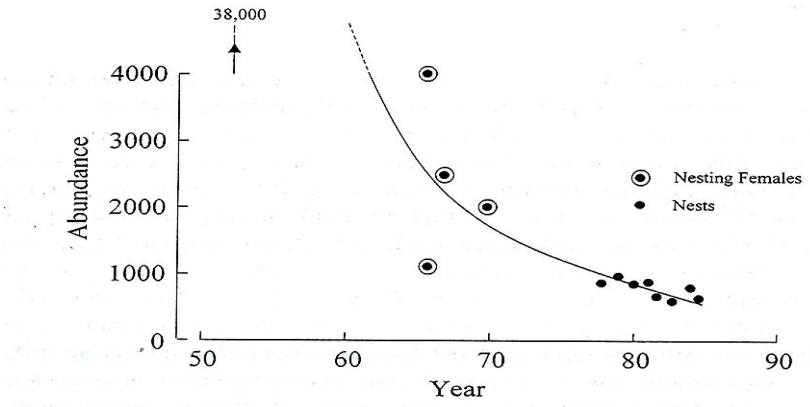
با این حال، سطوح تخمین زده شده صید در آلاسکا بسیار مشکوک است و بنظر می رسد که سطوحی که برای تخمین کاهش جمعیت بکار رفته، بسیار محتاطانه بوده است. پرز و لاقلین (۱۹۹۱) نتیجه گرفتند که اگر در این تخمین ها تجدیدنظر شود، نقش صید ضمنی اهمیت می یابد که منجر به کاهش تعداد شیرهای دریایی از دهه ۱۹۶۰ شده است اما نمی توان آن را تنها عامل مؤثر دانست. مانند بسیاری از اینگونه وقایع، باید این واقعیت تلخ را پذیرفت که برنامه های لازم برای پایش و تخمین مرگ و میر تنها زمانی اجرا شدند که سیل عظیم کاهش جمعیت رخ داده بود. نویسندگان همچنین نتیجه گرفتند که صید شیرهای دریای شمال به وسیله کشتی های بیگانه طی دهه ۱۹۷۰، که به طور تخمینی بالا بوده، میتواند تا اندازه ای موجب کاهش جمعیت در منطقه جزایر آلوتیان شده باشد. اما در سالهای اخیر میزان صید تصادفی در فعالیتهای ماهیگیری مشترک به طور کلی کاهش یافته ولی جمعیتها همچنان رو به کاهش است.

۳-۲-۲- لاک پشت های دریایی

شاید وضعیت گونه های لاک پشت دریایی به بهترین شکلی توسط روند تغییرات دراز مدت جمعیت مشخص شود.این روندها را می توان به شمارش ماده های لانه ساز بدست آورد، زیرا هر جانور برای تخمریزی چندین بار به یک محل مشخص باز می گردد. اگرچه روش های دیگری برای برآورد اندازه جمعیت ها بکاررفته (برای مثال، شمارش درنواحی اقیانوسی، داده های ساحلی، سطح صید ضمنی در ازای هرواحد فعالیت ماهیگیری یا عرضه صدف لاک پشت به بازارهای خارجی)،شمارش لانه ها نیازمند کمترین اطلاعات درباره مسائل زیست شناختی گونه است. اما برای بررسی هرگونه روند کوتاه مدت تغییرات در تعداد ماده های لانه ساز، باید احتیاط زیادی به خرج داد چون تواتر لانه گزینی در گونه های مختلف، متفاوت است. بعضی گونه ها مثل لاک پشت های کمپ ریدلی هر سال یک بار لانه سازی

می‌کنند در حالی که گونه های دیگر مثل لاک پشت های سبز هر دو یا سه سال یک بار به این کار می‌پردازند. به همین دلیل، بازه‌های زمانی بین لانه سازی ها می تواند بین گونه ها بسیار متفاوت باشد و نوسان های زیاد در تعداد لاک‌پشت های لانه ساز از سالی به سال دیگر می تواند بررسی های کوتاه مدت را با مشکلات زیادی مواجه کند. درواقع، Anon (۱۹۹۰) پیشنهاد می کند که سری های زمانی کمتر از یک دهه برای تخمین روند تغییرات جمعیت کارایی محدودی دارد، چون تنها با استفاده از مجموعه داده های بلند مدت تر است که می‌توان نوسان های بین سال ها را نادیده گرفت و روند نهفته تغییرات جمعیت را مشخص کرد.

با توجه به دشواری های ذکر شده شکی نیست که قبلاً تعداد بعضی از گونه ها از آنچه که امروز مشاهده می شود، بسیار بیشتر بوده است. برای مثال، در منطقه ای در مکزیک، روند تغییرات را با استفاده از یک فرضیه از طریق تصاویر ضبط شده در سال ۱۹۴۷ و چند سال آخر دهه ۱۹۶۰ و نیز برآوردهای سالانه مربوط به سال های ۱۹۸۸-۱۹۷۸ برآورد نمودند. این داده ها نشان داد که تعداد لانه ها به یک درصد سطح سال ۱۹۴۷ رسیده است (از ۹۲۰۰۰ به ۸۰۰لانه). این برآورد، وحشتناکترین کاهش جمعیتی است که تاکنون در مورد هرگونه لاک پشت ثبت شده است و اعداد همچنان رو به کاهش است(شکل ۸-۲).



شکل۸-۲- تخمین روند نزولی جمعیت لاک پشت کمپز ریدلی در Rancho Nuevo مکزیک، براساس تعداد لانه ها در سال یا تعداد ماده های لانه ساز در سال (برگرفته از شکل ۱-۳ از Anon,1990)

از مجموعه داده های بدست آمده از سایر گونه ها بنظر می رسد کـه جمعیـت لاک پـشت هـای لاگرهـد لانه ساز نیز در سواحل جورجیا و کارولینای جنوبی در ایالات متحده، طی ۳۰-۲۰سال اخیر کـاهش یافتـه است. برعکس، داده های موجود نشان می دهند که در سواحل جنوبی فلوریـدا، میـزان ذخیـره ایـن گونـه هرچند به میزان ناچیز، افزایش یافته است. فرض کنیم که ماهیگیری تنها عامـل عمـده مـرگ و میـر اسـت قطعاً حداقل در سال های اخیر، عامل مهمی در این کاهش ها بوده است. کاهش های اولیه ممکن است بـه علت پیشرفت های ساحلی و غیره ایجاد شده باشد، ولی در حال حاضـر در بـسیاری از مـوارد، مـاهیگیری بزرگترین تهدید موجود برای بقای جمعیت است. به طور خاص بنظر میرسد کـه تهدیـد موجـود در برابـر لاک پشت کمپز ریدلی قابل توجه باشد. برای مثال، «دیتون» و همکاران[1](۱۹۹۶) عنوان کردند که با توجه به جمعیت تخمینی این لاک پشت ها در جهان که تنها ۱۰۰۰جانور بالغ بارور را شامل می شود، این گونـه در معرض تهدید انقراض قرار گرفته است-عددی که شاید به حداقل انـدازه جمعیـت کـه بـرای بقـای آن لازم است بسیار نزدیک باشد. در مورد خطر موجود در برابر این گونه، جای هیچ تأملی باقی نمانده است. این دیدگاه به روشنی توسط مقامات مسئول مدیریت ماهیگیری در امریکا دنبـال مـی شـود و امـروزه ایـن مسؤولان اصرار دارنـد کـه ابـزار مخـصوصی بـرای خـارج کـردن لاک پـشت هـا از همـه تورهـای تـرال مخصوص میگو، مورد استفاده قرار گیرد.

برخلاف نتایج فوق، تحقیقات انجام شده پیرامون جمعیت سایر لاک‌پشت هـا نـشان داده کـه صـید میگـو اهمیـت چنـدانی نـدارد. یکـی از ایـن نمونـه هـا فعالیـت صـید میگـو در شـمال استرالیاسـت، «پـوینر» و همکاران[2](۱۹۹۰) مشخص کرده اند که با وجود چندین هزار لاک پشتی که هر سال گرفته می شود، تنهـا ۶درصد از جانوران واقعاً می میرند. اگرچه نویسندگان خاطر نشان کرده اند که در مـورد پویـایی جمعیـت گونه مورد نظر، اطلاعات نسبتاً اندکی وجود دارد و ارزیابی تأثیر صید ضمنی تور ترال مشکل ساز بود، اما

[1] Dayton *et al*.,1996
[2] Poiner *et al*., 1990

نتیجه گرفته اند که این مسأله احتمالاً در مورد این ماهیگیری قابل توجه نبوده است. مطمئناً این گفته می‌تواند در مورد تهدیدات موجود در برابر جمعیت صادق باشد، اما از دیدگاه یک دوستدار حیوانات، درک جامعه می تواند کاملاً متفاوت باشد. این یافته های متناقض در وضعیت های مختلف، مشکل در عمومیت بخشیدن به این مسائل و نیاز به مطالعات اختصاصی در مورد ماهیگیری را بیش از پیش نمایان می‌سازد.

٤-۲-۲- پرندگان دریایی

پرندگان دریایی نیز در مقایسه با ماهی ها آسانتر قابل شمارش هستند. این مسأله به همراه توجه زیادی که کل اجتماع و جامعه علمی به پرندگان ابراز می دارند، سبب شده که بعضی از جمعیت ها در مدتی بیش از یک قرن تحت نظر قرار بگیرند. روند تغییرات بلندمدت در جمعیت پرندگان دریایی معمولاً در اجتماعات تولیدمثلی پایش می شود. مزیت این روش آن است که اکثر پرندگان دریایی با تعداد نسبتاً کم در اجتماعات جداگانه لانه سازی می کنند. بنابراین، بخشی از جمعیت که از نظر تولید مثلی فعال است در یک منطقه محدود جمع می شود و نسبتاً به آسانی می توان آن ها را سرشماری نمود. برنامه های حلقه‌گذاری هم امکان می دهند که بازسازی تولیدمثلی را اندازه گیری نمود. این بدان معنی نیست که پایش پرندگان دریایی هیچ مشکلی ندارد – گونه های شبگرد که در سوراخ های زیرزمینی و حفرات میان سنگ ها لانه می سازند، بسیار دست نیافتنی اند و در نتیجه دقت شمارش آنها پایین است. علاوه بر این، همه پرندگان در نواحی ساحلی لانه سازی نمی کنند و آنهایی که در مناطق داخلی تر سکونت می‌کنند(مثل کاکایی‌های هرینگ)[1] کمتر توسط برنامه های مطالعاتی تحت پوشش قرار می گیرند. اگرچه همچون بسیاری از سایر رده ها، تشخیص واضح دلایل ایجاد تغییرات در جمعیت پرندگان دشوار است،

[1] Herring Gulls

نقش ماهیگیری در مورد بعضی از گونه های پرندگان کاملاً روشن است. نمونه هایی از افزایش و کاهش جمعیت را در ذیل شرح داده ام که تأثیر ماهیگیری در آن ها کاملاً هویداست.

۱-٤-۲-۲- کاهش جمیعت

یکی از گروههای پرندگان که به شدت مورد توجه می باشند، آلباتروس ها[1] هستند. بعضی از مسایل مربوط به نحوه زندگی این گونه ها (همچون بسیاری از رده های دیگر پرندگان)، ایجاد مشکل می کنند: همه این گونه ها تنها یک تخم می گذارند و در سنین بالا به بلوغ می رسند (۱۲-۹سالگی). به علاوه، چندین گونه از آلباتروس ها هستند که تنها هر دو سال یک بار زاد و ولد می کنند. متأسفانه پیشرفت در سن اولین بلوغ و افزایش باروری (برای مثال، از طریق افزایش نسبت جمعیت بارور در هر سال) نمی تواند پاسخگوی کاهش شدید نرخ بقا باشد که به واسطه ماهیگیری ایجاد شده است. برای مثال، در مورد آلباتروس سرگردان، کاهش یک درصدی نرخ بقا نیازمند پیشرفت جبرانی سن اولین باروری به میزان ۶/۵سال است (Weimerskirch *et al.*,1987). یک مشاهده غافلگیر کننده، جدی بودن این مشکل را نشان داده است: اگر کسی به وضعیت آلباتروس سرگردان حلقه دار در جورجیای جنوبی دقت کند، متوجه می شود که از سال ۱۹۷۵ صید ماهی تون با رشته قلاب، ۷۵درصد این پرندگان را کشته است. در پانزده سال اخیر، هیچ پرنده حلقه‌داری از گونه مذکور (آلباتروس سرگردان) نتوانسته از این مسأله نجات یابد. در واقع، این مرگ ومیر، عامل اصلی در کاهش چشمگیر جمعیت بارور آلباتروس سرگردان است که در حوالی اقیانوس منجمد شمالی مشاهده می شود.

به رغم این نتایج تیره وتار، تلاش ژاپنی‌ها برای ارتقای ماهیگیری از صید با رشته قلاب به روش های ماهیگیری موجب دلگرمی است که بنظر می رسد مرگ و میر آلباتروس ها را کاهش و از هدر رفتن

[1] Albatross

ماهیان جلوگیری می کند. تلاش برای افزایش نرخ غوطه وری قلاب ها در آب باعث می شود سریعتر از دسترس خارج شوند و دور کردن سریع پرندگان از منطقه به هنگام عبور کشتی و با استفاده از دود خارج شده از دودکش های کشتی، هر دو روش های موفقی در کاهش صید ضمنی آلباتروس بوده اند. یکی از استراتژی های ساده و مؤثر، پهن کردن دام ها در شب است (Brothers,1991)،البته این کار می تواند موجب کاهش غیرقابل قبول صید ماهی تون یا افزایش صید ضمنی کوسه شود. ولی بنظر می رسد که فعالیت های ماهیگیری دیگری با رشته قلاب در حال شکل گیری است که نمی توانند با این معیارها منطبق شوند. بدین ترتیب ممکن است جمعیت آلباتروس ها همچنان تحت فشار قابل توجهی باقی بماند. کاک و شیمادزو[1](۱۹۹۴) از اقیانوس جنوبی گزارش داده اند که آلباتروس، مرغ طوفان بزرگ جنوبی[2] و پرستوی دریایی قطب جنوب[3]، روند نزولی مستمری را در رابطه با باروری کل نشان داده اند(اما در مقادیر متغیر).

نیوفاندلند[4] یکی از مناطقی است که تلاش های زیادی برای اندازه گیری کمی مرگ و میرناشی از صید ضمنی در آن انجام شده است برای مثال،«پیات» و «نتل شیپ»[5](۱۹۸۷) دریافتند که با وجود نرخهای تقریباً بالای مرگ و میر، نتیجه گیری در مورد روندتغییرات جمعیت دشوار است، بخصوص در مورد گونه هایی که درمنطقه خارج از محدوده مطالعه زندگی می کردند.

اما مشخص شد که مرگ و میر موجود در مقایسه با اندازه جمعیت گونه هایی مثل مرغان دریایی، مرغ طوفان[6]، باکلان[7]، قوی شمالی[8]، اردک سیاه[9]، کاکایی[10] احتمالاً اهمیت چندانی نداشته است. در مورد

[1] Kock & shimadzu
[2] Southern giant petrel
[3] Antarctic tern
[4] Newfounland
[5] Piatte & Nettleship
[6] Petrel
[7] Cormorant
[8] Eider
[9] Scoter
[10] Gull

وضعیت گانت، تخمین زده شد که در طول مطالعه ۴ساله، نزدیک به ۲/۱درصد از جمعیت ۲۰۰۰۰پرنده‌ای آن (که سه اجتماع بارور را تشکیل می دادند)، سالانه در دام ها کشته می شدند. به طور مشابه، تخمین زده می شود که هر سال حدود ۲۲۰۰۰گیلمات در دام ها کشته می شوند که حدود ۲درصد از جمعیت بالغین را تشکیل می دهد. اما بنظر می رسد که همچون گانت، تأثیر محلی شدیدتر بوده است. برای مثال، تخمین زده شده که ۱۶/۳درصد از پرندگان بارور در یک اجتماع کشته شده اند. از آنجاییکه گمان می رود نرخ مرگ و میر در جمعیت های پایدار حدود ۱۲درصد باشد، این ارقام بار دیگر جلب توجه می کنند. آمار نگران کننده ای هم در مورد پنگوئن نوک تیغی[1] ارائه شده است. حدود ۱۶۰۰پرنده در آن زمان درنیوفاندلند زاد و ولد کردند و (با فرض اینکه همه پرنده های کشته شده، بالغ باشند) هر سال حدود ۱۲/۴درصد از جمعیت کشته می شدند. این آمار و ارقام نشان دهنده مرگ و میر بالقوه ناشی از دام‌گذاری است که خط سیر جمعیت را تحت تأثیر قرار می دهد.

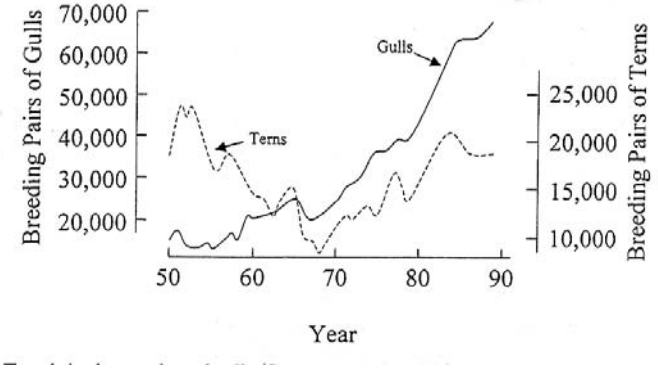
۲-٤-۲-۲- افزایش جمعیت

احتمال اینکه فعالیت های ماهیگیری عامل افزایش اندازه جمعیت بعضی از گونه های پرندگان دریایی شود، موضوعی است که سال ها مورد تردید بود. برای مثال «فیشر»[2] (۱۹۵۲) اظهار می‌دارد که منبع غذایی اضافی که از طریق شکار نهنگ و تورهای ترال تأمین می شود، موجب افزایش جمعیت و گسترش مرغ طوفان[3] شمالی به سمت جنوب اقیانوس اطلس شده است. اما این فرضیه مخالفان خود را هم داشت. سایرین عقیده داشتند که این گسترش نتیجه طبیعی تکامل ژنتیکی یا رفتاری یا نتیجه گرم شدن تدریجی شمال شرق اقیانوس اطلس یا یک عامل هیدروگرافیک دیگر بوده است (Furness *et al.,1988*). فرضیه‌های مشابهی را درباره ی تأثیر غذای اضافی می توان در مورد سایر جمعیت ها ارائه داد. برای مثال،

[1] Razorbills
[2] Fisher
[3] Fumar

افزایش شدید تعداد اسکواهای[1] بزرگ در اطراف جزایر[2] در طول قرن حاضر را می توان با افزایش دسترسی به هداک و وایتینگ دور ریخته شده از ماهیگیری محلی،توجیه نمود.

یکی از جنبه های بسیار حیرت انگیز روند تغییرات جمعیتی پرندگان دریایی در دریای شمال، مربوط به رشد بسیار زیاد تعداد پرندگان لاشه‌خوار است که مطالعات پیرامون پرندگان دریایی در آن بسیار جامع بود (شکل۹-۲). جالب است که با وجود نظریه های متعدد، تا دهه ۱۹۸۰هیچ مطالعه ای در مورد بهره‌برداری پرندگان ازضایعات قایق های ماهیگیری انجام نشد.



شکل۹-۲- روند تغییرات تعداد کاکایی[3](*Larus argentatus, L.fuscus,L.canus,L.ridibundus*) در ۲۸ منطقه مهم زاد و ولد در ساحل آلمانی دریای Wadden (اقتباس از شکل٤ منبع Dunnet *et al.*,1990).

برای تعیین ظرفیت ضایعات شیلاتی در تأمین نیاز جمعیت های پرندگان دریایی، علاوه بر برآورد میزان صید دورریز به برآوردی از درخواست انرژی پرندگان دریایی هم نیاز است. بهترین اندازه گیری ها از طریق مطالعه پیرامون آب های نشاندار ایزوتوپیک بدست می آید که نشان می دهد میزان مصرف، ۵-۲/۵

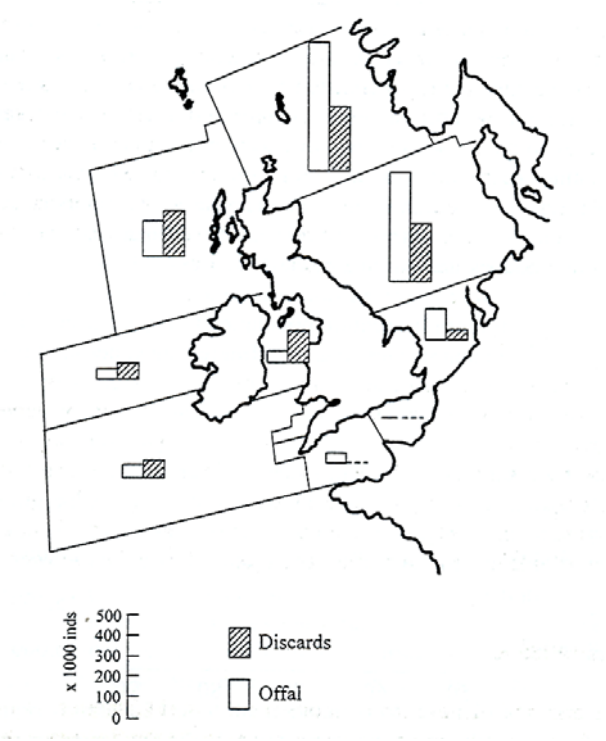
[1] Great Skuas
[2] Shetllands
[3] Gulls

برابر «نرخ سوخت و ساز پایه»[1]است. فرنس[2] و همکاران (۱۹۸۸) عدد ۳ را درنظر گرفتند و با استفاده از معادلات آلومتریک، برآوردهایی از نرخ سوخت و ساز پایه بدست آوردند که برپایه داده های بدست آمده از همه پرندگان دریایی استوار بود. البته با توجه به این واقعیت که پرندگانی که در عرضهای جغرافیایی بالاتر زندگی می کنند، نرخ سوخت و ساز بیشتری نسبت به پرندگان گرمسیری دارند، در این برآوردها کمی تجدید نظر شد. فرنس و همکاران (۱۹۸۸) با استفاده از این تخمین ها و همچنین برآوردهایی از مقدار و محتوای انرژی مواد دورریخته شده، حداکثر تعداد پرندگان دریایی یک کیلویی را محاسبه نمودند که می توانند به وسیله دورریزها و امعاء و احشا در دریای شمال تأمین شوند،(شکل ۱۰-۲)

اگر فرض شود که همه مواد امعاء و ا حشا و دورریز به وسیله پرندگان گرفته می شوند، حدود ۲/۸میلیون پرنده یک کیلویی در سال ۱۹۸۲در اطراف انگلستان از نظر غذایی تأمین شده‌اند. البته پرندگان نمیتوانند همه غذای موجود را مصرف کنند.بخشی از آن در آب فرو می رود و به وسیله لاشخوران بسترزی خورده می شود و قسمتی نیز توسط گونه های دیگر مثل پستاندارن دریایی گرفته می شود. با این وجود، فرنس و همکاران(۱۹۸۸) تخمین زدند که حدود ۹۰درصد از امعاء و احشا و ۷۵درصد از صید دورریز به وسیله پرندگان دراطراف آبگیرها[3] گرفته شده است (منطقه ای که اجتماعات پرندگان دریایی زیاد است).گارت و همکاران(۱۹۹۶) در مقیاسی وسیعتر، در دریای شمال تخمین زدند که حدود ۸۰۰۰۰۰تن از صید دورریز به طور بالقوه در اختیار پرندگان دریایی قرار می گیرد.این مقدار برای تأمین نیاز انرژی تمام جمعیت پرندگان دریایی لاشه‌خوار کفایت می‌کند. اما این مصرف بالقوه هیچگاه به واقعیت نمی پیوندد چون بسیاری از میزان صید دورریز در دسترس،در بخش جنوبی دریای شمال ریخته می شود درحالی که اکثر پرندگان دریایی موجود، در بخش شمال غربی دریای شمال زندگی می کنند. علاوه براین، حتی اگر

[1] Basal Metabolic Rate (BMR)
[2] Furness *et al.,1988*
[3] Shetlands

این دو منطقه باهم همخوان بودند، باید مسائل دیگری هم در نظر گرفته می شد تا اینکه ضایعات شیلاتی، همه نیازهای غذایی پرندگان دریایی لاشه‌خوار را تأمین کند.



شکل۱۰-۲- تعداد پرندگان دریایی ۱۰۰۰گرمی که می توانند از امعاء و احشاء و صید دورریز در اطراف جزیره بریتانیا[1] تغذیه کنند. مقادیر مربوط به میزان صید دورریز براساس آمار ۱۹۸۲ میباشد (برگرفته از Furness و همکاران،۱۹۸۸).

با اینکه برآوردهای ما از اندازه های جمعیت کل پرندگان دریایی(از جمله پرندگان غیربارور) و الگوی جابجایی آنها دقیق نیست، داده های موجود نشان می دهند که تعداد پرندگان دریایی از مرز ۲/۵میلیون عدد بسیار بالاتر رفته است که ضایعات ماهیگیری می توانست نیاز آن ها را برآورد نماید، اما، سؤال این

[1] British Isles

است که آیا جمعیت موجود از جمعیتی که در صورت فقدان چنین غذای اضافی موجود می بود، بیشتر است؟ فرنس و همکاران(۱۹۸۸) شواهد دیگری را برای اثبات این فرضیه ارائه داده اند و گفته اند که گونه‌هایی مثل مرغ طوفان شمالی و گانت که برای دستیابی به ضایعات ماهیگیری رقابت می کنند، به روند افزایشی خود در اطراف جزایر ادامه داده اند، درحالی که بقیه گونه ها یا ثابت مانده یا کاهش یافته اند. نتیجه گیری قطعی در این زمینه مستلزم داشتن اطلاعات بسیار بیشتری در مورد اهمیت صید دورریز و امعاء و احشا در نرخ بقاء و موفقیت زاد و ولد در کاکایی‌های لاشه خوار است. اما با توجه به جمیع جهات بنظر می رسد که مخالف با این نظریه دشوار می باشد که امعاء و احشاء و صید دورریز تأثیر مثبت و مهمی در جمعیت برخی از پرندگان دریایی دارد.

۵-۲-۲- لاشه خواران بسترزی

با وجود انتظارات معقول در مورد افزایش تعداد لاشخوران بسترزی در نتیجه تخلیه دورریزها، تقریباً هیچ داده ای وجود ندارد که به طورقطعی این فرضیه را تأیید کند. اما یکی از معدود مثال های موجود در زمینه افزایش چشمگیر جمعیت که تاحدودی به ماهیگیری ارتباط یافته به جوامع موجود در مناطق خارج از محدوده جزر و مدی در هنگ کنگ مربوط است که شکم پایان ناسارید[1] به طور چشمگیری در بعضی نواحی آن افزایش یافته اند (Britton&Moreton,1994).زیرا دورریزها و فون جانوری آسیب دیده از تورهای ترال در اختیار لاشه خوران بسترزی قرار می گیرند. این موضوع به طور کاملتری در فصل۳ مورد بحث قرار می‌گیرد.

۳-۲- نتایج

صید دورریز و ضمنی از مشکلات عمده صنعت ماهیگیری در دنیا هستند.حتی می توان از بعضی جنبه ها، آن ها را مهمترین مشکلات موجود دانست. در درجه اول، نشانه های کاملاً واضحی وجود دارند که نشان

[1] Nassarid

می دهند بسیاری از صیدها به صورت ناخواسته انجام می شوند. ماهیانی که به طـور غیرقـانونی و زیـر وزن مجاز صید می شوند یا ماهیان کم ارزشی که در انبارهای کشتی ها جـا اشـغال مـی کننـد، بجـای آنکـه در دریا بمانند تا به اندازه های بزرگ تبدیل شوند که قابل برداشت باشند، صید و سپس دور ریخته می شـوند و گونه های غیرهدف نیز صید شده و به دلیل اینکه ارزش تجاری ندارند، دور ریخته می شوند. این مـسأله به این دلیل که ما نتوانسته ایم پروتئینی را از دریا استخراج کنیم که بالقوه قابل اسـتفاده باشـد، تاسـف آور است،ولی دلیل دیگر این ضایعه، سطحی از مرگ و میر است که برده های جانوری تحمیل می شود کـه ما هرگز نمی خواستیم برای دستیابی به سود تجاری، آن را شکار کنیم.

اشتباه است اگر فکر کنیم که ماهیگیران و مدیران شیلاتی از این مـشکل اطلاعـی ندارنـد و نمـی خواهنـد بدنبال راه حلی باشند. بسیاری از تقابل های موجود بین بخش های مختلف ماهیگیری از آنجا ناشی میشود که صید تصادفی یک ماهیگیری، درحقیقت صید هدف برای یک ماهیگیری دیگر است و اگر ماهیگیران می توانستند از صید گونه های ناخواسته جلوگیری کنند، به طور حتم چنین کـاری مـی کردنـد. در واقـع، بسیاری از بخش های ماهیگیری از تلاش برای ساخت ادواتی انتخابگر استقبال میکنند که تنها گونـه هـای دلخواه را شکار کنند و به بقیه گونه ها اجازه فـرار بدهنـد. هرچنـد توجـه بـه عملـی بـودن راه حلهـا بـرای شناورهای در حال کار همیشه مشکل ساز بوده است، چند تحقیق و برنامه ی ترویجـی بـسیار موفـق انجـام شده که منجر به تولید تجهیزات کاهش صـید ضـمنی گردیـده و میـزان برداشـت اقتـصادی ناوگـان هـا را افزایش داده است.

از دیدگاه مدیریت شیلاتی نیز مشکل صید دورریز یک مانع بزرگ برسر راه فعالیت های عادی است کـه علت اولیه آن ثبت نشدن مقادیر دورریخته شده است. از آنجایی که اکثر روش های ارزیابی فعالیت هـای ماهیگیری بر پایه داده های حاصل از صید انجام می شوند، نبود قطعیت موجود در مـورد مقـادیر ناشـناخته دورریز می تواند دردسر ساز باشد. در واقع، مشکلات آنچنان بزرگ هستند که بعـضی از زیـست شناسـان

احساس می کنند بدون برنامه های نظارتی برای تعیین کمی سطح دورریز، کاربرد داده های مورد استفاده برای انجام ارزیابی ها زیر سؤال می رود. در حال حاضر، هیچ قانونی برای گزارش صید ضمنی در منطقه اقیانوسی یا در EEZ اکثر کشورها وجود ندارد، بنابراین می‌توان ادعا کرد که پایش ماهیگیری و مدیریت در سطح پایینی اجرا میشود.

افراد دیگری هم به درستی به سطح بالا و ناخواسته مرگ و میر در گونه هایی اشاره می کنند که به شدت مورد توجه هستند. در مورد برخی گونه ها این سطوح واقعاً آنقدر بالا هستند که جمعیت ها را تهدید می‌کنند(برای مثال، بعضی از گونه های آلباتروس و گونه های لاک پشت). ولی حتی اگر این نرخ های مرگ ومیر این قدر بالا نباشند(یا داده های ما ناکافی باشند)،یک دیدگاه قانونی دوستدار حیات وحشی وجود دارد که صرفنظر از تأثیر جمعیت، خواستار انجام فعالیت های شدید برای محدود کردن مرگ و میرهاست. عده اندکی از مردم می توانند بپذیرند که لاک پشت ها یا دلفین ها بدون هیچ دلیلی در تورهای ماهیگیری غرق می شوند، صرفنظر از اینکه در صورت ادامه فعالیت ما، این موجودات به صورت محلی یا جهانی منقرض میشوند یا نه.

بنابراین در بسیاری از زمینه ها، یافتن راه حل برای مسأله صید ضمنی و دورریز، خواسته بسیاری از بخشهاست که به محیط زیست دریایی علاقه دارند. با این وجود، حداقل در یک مورد وقتی روش های ماهیگیری ارتقا یافت، یک نوع بلاتکلیفی دامنگیر مسأله شد. کاکایی[1] یکی از معدود پرندگان دریایی مخصوص منطقه مدیترانه است و در اوایل دهه ۱۹۷۰ تخمین زده شد که جمعیت آن بسیار کم و در معرض خطر است (Crump & Simmons,1985). اما در سال ۱۹۸۱، یک اجتماع جدید در Ebno Delta شکل گرفت که تا سال ۱۹۹۴ تبدیل به بزرگترین اجتماع موجود در جهان شد که ۷۰درصد جمعیت جهانی این پرنده را در خود جای داده بود (۱۰۰۰۰جفت بارور). گفته شد که علت این افزایش، مقدار زیاد سطوح غذایی بود که نتیجه صید دورریز ناوگان های ترال محلی در اختیار این پرندگان قرار گرفته

[1] Audoin´s gull (*Larus audouinii)*

بود (برای مثال،Ruiz *et al.,1996*). اگرچه از سال ۱۹۹۱، ممنوعیت دو ماهه ماهیگیری برای ناوگان‌های ترال وضع شد که چون با فصل تولیدمثل کاکایی‌ها همزمان بود، در میزان غذای پرندگان و در نتیجه در باروری آن ها تأثیر گذاشت (Oro *et al.,1996*). این تأثیر در سالهای مختلف متغیر بود که میزان آن به زمان دقیق ممنوعیت در تناسب با چرخه زاد و ولد پرندگان وابسته بود. اورو و همکاران(۱۹۹۶) اظهار داشتند نرخ بقاء بازسازی بالغین، تحت تأثیر قرار گرفته اند و اگر ممنوعیت آن چنان که گفته شده برای سال های متمادی ادامه یابد، می تواند اجتماع کاکایی را مورد تهدید قرار دهد!

در حال حاضر غیرممکن بنظر می رسد که در مورد پستانداران دریایی بتوان تأثیر صید ضمنی را برجمعیتها به طور قابل اعتمادی مشخص نمود(Donovan,1994). با اینکه تلاش هایی صورت گرفته تا رفتار و قابلیتهای ادراکی گونه هایی از پستانداران دریایی مورد بررسی قرار گیرد تا به وسیله آن روشهایی برای کاهش صید ضمنی ابداع شود(برای مثال،Nachtigal *et al.*,1995). ترمیم های فنی از این نوع به زمان نیاز دارد و حتی پس از آن نیز کاربرد محدودی خواهند داشت.

در حال حاضر، مؤثرترین کار در مورد حفظ گونه هایی از پستانداران دریایی، کاهش هرچه بیشتر استفاده از دام گوشگیر است. استفاده از یک روش ماهیگیری جایگزین مثل رشته قلاب طویل مطمئناً میتواند تأثیر مطلوبی در گونه هایی از پستانداران دریایی داشته باشد، ولی عارضه جانبی چنین تصمیمی، بالا رفتن مرگ و میری است که ممکن است بر رده های دیگر نظیر پرندگان و لاک پشتان تحمیل شود، علاوه بر این، از بعضی مناطق گزارش میرسد که ماهیگیرانی که از رشته قلاب طویل استفاده می کنند، گوشت دلفین را به عنوان طعمه بکار می‌برند(Donovan,1994).

استفاده از اهرم های قانونی برای کاهش مشکلات صید ضمنی همانا یکی از راههای حل مشکل است، ولی این قوانین آشکارا تنها وقتی ارزش دارند که ضمانت اجرایی داشته باشند. برای مثال، در آبهای آزاد موفقیت قابل توجهی در کاهش صید ضمنی دلفین ها در صید ماهی تون بدست آمد. اما اگر ضمانت اجرایی کافی نباشد، این خطر وجود دارد که نه تنها سطح صید ضمنی نامطلوب ثابت باقی بماند بلکه جمع‌آوری اطلاعات در مورد سطح صید نیز دشوارتر خواهد شد. بنظر می رسد که در کشور پرو از سال

۱۹۹۰ که قانونی در مورد ممنوعیت شکار و معامله گونه‌هایی از پستاندارن دریایی کوچک وضع شد، چنین وضعیتی پیش آمده است. به تازگی قانون دیگری در سال ۱۹۹۴ تصویب شد که بنظر می رسد ضمانت های اجرایی صحیح، تأثیر بیشتری گذاشته است (Donovan,1994). با این حال، نباید مشکلات موجود در برابر این ضمانت ها را بخصوص در کشورهای در حال توسعه با تعداد زیادکشتی های صنعتی، دست کم گرفت. آنچه قطعی بنظر میرسد این است که پذیرش قانون هنگامی افزایش می یابد که ماهیگیران علت وضع آن قوانین را به روشنی فهمیده و بپذیرند. بحث بیشتر در مورد روشهای محدود کردن صید ضمنی و دورریز در فصل ۹ ارائه شده است.

«فصل ۳»

آثار تورهای کفروب و درج ها[1] بر بستر دریا

نمی توان براحتی از این واقعیت چشم پوشی نمود که تورهای ترال کفروب برای صید ماهیان کفزی و صدف‌هایی طراحی شده اند که در بستر دریا قرار دارند. در واقع، امروزه در بازنگری تأثیر تورهای کفروب نوعی همدلی نسبت به درخواست عوام از پادشاهی بریتانیا از سال ۱۳۷۶میلادی وجود دارد که در آن نسبت به یک وسیله ماهیگیری جدید به نام "Wondyrchoun" ابراز نگرانی شده بود که بستر دریا را شخم می زد و گلهای دریا[2] را از بین می برد (Auster *et al.*,1996, De Groot, 1984). در زمان های گذشته این نگرانی بیشتر از سوی ماهیگیرانی ابراز می شد که این وسیله جدید(و اغلب اوقات کارآمدتر)را در اختیار نداشتند. اما به تازگی گروه های بسیار دیگری این نوع اختلال در بستر را به عنوان یک عامل مؤثر تشخیص داده اند که در ارتباط با گونه های غیرهدف بسترزی و همچنین پایداری بلندمدت صنعت ماهیگیری باید به آن توجه نمود. یکی از دلایلی که موجب افزایش توجه شده است را می توان افزایش توان کشتی های ماهیگیری دانست که در نتیجه آن اندازه و وزن ادوات ماهیگیری مورد استفاده نیز افزایش یافته است. این عامل به طور مشخص در مورد تورهای کفروب صادق است که در

[1] dredge
[2] Flowers of the Sea

اواخر دهه ۱۹۷۰، تا ۳/۵تن وزن داشتند و تا اوایل دهه ۱۹۸۰ به ۱۰تن افزایش یافتند(Van Beek *et al.,1990*).به علاوه، مناطقی که تاکنون دست نخورده باقی مانده بود، امروزه با ورود تکنولوژی های جدید مانند Chain mat که از قسمت میانی تور حفاظت میکند، دردسترس ماهیگیران قرار گرفته اند. برای مثال، فعالیت های صیادی جدیدی در آب های تا عمق ۱۲۰۰متر در حال شکل گیری است (Judd, 1989).

نگرانیهای موجود در مورد تورهای کفروب را می توان همچون سایر عوارض ماهیگیری، به دو بخش تقسیم نمود یکی آنهایی که دارای تأثیر متقابل با سایر فعالیت های ماهیگیری هستند و دیگری نگرانیهایی است که به تأثیر این فعالیت به گونه های غیرهدف می پردازد. شاید تاکنون مطالعات بیشتری در مورد دسته اول صورت گرفته باشد (Auster *et al.,1990*)، اما بنظر می رسد که تحقیقات در زمینه تأثیر متقابل فعالیت های مختلف ماهیگیری بیشتر معطوف به فعالیت های با ارزشتری همچون صید لابستر یا صدف اسکالوپ شده و مطالعات گوناگون نشان داده اند که زمینه برای تقابل برای مثال بین صید کوزه‌ای[1] و تورهای کفروب وجود دارد (Jamieson & Campbell,1985). این موضوعات در بین مسائل مطروحه در این کتاب تا حدودی جنبی است. آنچه بیشتر به این کتاب مربوط است، تأثیر وسیعتر تورهای کفروب بر گونه ها و جوامع غیرهدف می باشد، موضوعی که سازمان های نظارتی و جوامع علمی در نقاط مختلف جهان توجه فزاینده ای به آن مبذول داشته اند. این توجه کاملاً ضروری است و این تصور که جوامع کفزی تحت تأثیر ابزار ماهیگیری آسیبی نمی‌بینند، کاملاً ابلهانه است. با این وجود مسأله اینجاست که این موضوع را از نظر عمق تأثیر ساختارهای مختلف زیستگاهی و ادوات ماهیگیری و همچنین از نظر گسترش مکانی این اختلال مورد توجه قرار دهیم. تنها زمانی که به این دیدگاه دست یابیم، می توان عمق مشکل را به طور منطقی ارزیابی نموده و تصورات خود درباره محیط های زیست در بستر دریاها را تصحیح نماییم.

---

[1] Pot

۱-۳- کدام ادوات ماهیگیری مشکل زاست؟

هر ابزار ماهیگیری که روی بستر آب کشیده شود، موجب برهم زدن جوامع ساکن و بستر آن منطقه خواهد شد. اما شدت این اختلال بستگی زیادی به جزئیات ابزار و نوع بستر دارد. تلاش های زیادی انجام گرفته‌اند تا این رابطه در مورد بعضی از ابزار صید به صورت کمی بیان شود(برای مثال BEON,1990,1991) و با اینکه جزئیات بسیار دیگری از ابزار صید همچنان در پرده ابهام است، درجه‌بندی کیفی تا حدود زیادی امکان پذیر است. برای مثال جدول۱-۳ خلاصه ای از تأثیر فیزیکی ادوات صید استفاده شده در دریای شمال را ارائه می دهد. این جدول نشان می دهد که انواع گوناگون درج[1] برای صید صدف و ترال شاهین دار برای صید ماهیان پهن مؤثرترین عوامل تأثیرگذار بر بستر دریا هستند. درمورد وسایل سبکتر مثل تور ترال کفروب درب دار[2]، اختلال تا حدود زیادی محدود به اطراف تور است. اما این اطلاعات به تنهایی کارایی زیادی ندارند زیرا نوع بستر نیز اهمیت دارد. در واقع، نفوذ در گل نرم بسیار بیشتر از شن های متراکم است و به این ترتیب تأثیر واقع در بنتوز داخل رسوبات کف دریا تغییر می کند. برای مثال،Churchill (1989) تخمین زد که ترال های درب دار تا عمق یک سانتیمتر در رسوب سفت نفوذ می کنند و حدود kg/sec ۳۹ از رسوبات را مجدداً معلق می نماید، در حالی که این اعداد برای شن نرم و شن گلی به ترتیب ۲ سانتیمتر (۷۸kg/sec) و ۴ سانتیمتر(۱۱۲kg/sec) می باشد. محققان دیگر ابراز داشته اند که عمق نفوذ در صورت وجود برخی شرایط از این میزان بسیار بیشتر خواهد بود. یکی از مزایای استفاده از یک پارامتر، مانند نرخ بار رسوبی معلق(یا مقیاسی همچون کدورت آب) این است که داده های مربوط به اختلال را می توان دردراز مدت با فعالیت های ماهیگیری مرتبط نمود. علاوه براین، از آنجاییکه سایر پدیده های طبیعی نیز که ایجاد اختلال می کنند.، رسوبات را معلق

[1] Shellfish dredge (در برخی متون لاپروب کش یا شن کش نیز ترجمه شده است)

[2] Otter trawl

می‌کنند، یک محقق می تواند بـا اسـتفاده از ایـن ضـریب، اخـتلالات ناشـی از مـاهیگیری را از اخـتلالات طبیعی که جوامع آن ها را تجربه می کنند، تفکیک دهد(بخش۶-۳).

۲-۳- اندازه گیری نرخ های مرگ ومیر

بررسی تأثیرات فیزیکی ادوات صید بر روی رسوبات یکی از راههای ارزیابی است اما آنچه ما معمـولاً بـه دنبال آن هستیم، ارزیابی تأثیر در جمعیت های جانوری است. می توان پیش بینی نمودکه برخی از رده هـا در مواجه با برخی انواع تورهای ترال به طور قطع نرخ مرگ ومیر بالایی خواهند داشـت. بـه طـور خـاص، فون آبسنگ های مرجانی ، براثر تورهای کششی در حال نابودی و انقـراض هـستند. در آب هـای معتـدل گونه‌هایی مانند کرم های لوله ای *Sabellaria* یا جلبک های مرجانی (Maerl) جزو همین گـروه هـستند، در حالی که در مناطق دیگر مرجان هایی نظیرBryozoa آسیب پذیرنـد.(Bradstock &Gordon,1983). لزومی ندارد که یک محقق تلاش زیادی کند تا بفهمد کـه تـرال بـرای ایـن گونـه هـا چـه خطـری ایجـاد می‌کند. اگر برای این رده ها تورکشی شود، این جانوارن هم از بین می روند.تشخیص اینکه آیا مرجان هـا یا ساختارهای تپه ای در مناطق مورد ماهیگیری باقی خواهند ماند یا نه، دشوار است و بـه همـین دلیـل اگـر کسی قصد محافظت داشته باشد، این گونه ها می توانند محافظت شوند. نقشه های مناسبی که توزیع چنین مواردی را نشان دهند،برای مناطق غیرصیادی نیز مورد نیاز هستند. با داشتن این نقشه ها مـی تـوان آنچـه را که در صیدگاه ها از دست داده ایم، اندازه گیری کنیم و مناطق نیازمند برای محافظت را شناسایی کنیم.

جدول ۱-۳- خلاصه تأثیر انواع مختلف ادوات صید ماهیگیری دریای شمال(اقتباس از Anon,1995)

ادوات صید	بخش هایی از ادوات صید درگیر با بستر دریا	عرض معمول اجزای اصلی(متر)	سرعت کشش (گره دریایی)	عمق نفوذ (سانتی متر)	مساحت تورکشی شده در ساعت (کیلومتر مربع)
۱- ترال شاهین‌دار الف)آبهای دور از ساحل بیش از ۱۲مایل ب)آبهای نزدیک ساحل کمتر از ۱۲ مایل	زنجیر طناب پائینی	۱۲×۲ ۴×۲	۶ ۵	>۶(۶) ؟	۳۱/۱ ۸/۹
۲- ترال شاهین دار میگو	طناب پائینی و غلطک ها	۰/۲×۴	۴-۵	؟	۰/۷
۳- تور ترال دربدار	تخته های صید	۱/۵×۲	۳-۴	۸	۲
	طناب پائینی	۳۰	۳-۴	۸-۱۰	۲۲/۲
۴- ترال صنعتی الف)تکی ب) جفتی	تخته های صید و طناب پائینی	۱/۵×۲ ۲۵	۳/۵ ۳/۵	۸-۱۰ ؟	۱/۹ ۱۶/۲
۵- تور ترال جفت کفروب	طناب پائینی	۴۰	۳	؟	۲۶
۶-درج صدف خوراکی	بخش شکمی تور	۱/۷۵×۴	۲	۵-۲۵	۲/۶
۷- درج صدف خوراکی، صدف Cockle	Suction head	۱×۲	۲	≥۵(۵)	۰/۷
۸- درج اسکالوپ الف)انگلیسی ب)فرانسوی	ناحیه شکم تور و میله دندانه دار	۰/۷۵×۱۶ ۲×۵	۳ ۳-۴	۳-۴(۲-۳) >۱۰(NA)	۶/۶ ۷/۲

تلاش برای اندازه گیری مستقیم تأثیر بر بنتوزها به طور گسترده انجام شده است ولی تا همین اواخر، تعداد نسبتاً کمی از این اطلاعات در مجلات معتبر چاپ شده‌اند،Redant(۱۹۹۱) فهرست تقریباً جامعی از مقالات قدیمی تر را ارائه داده است که برای خوانندگانی که مایلند از کارهای اولیه در این زمینه آگاه

شوند، شروع خوبی خواهد بود. اندازه‌گیری نرخ های مرگ و میر معمولاً براساس مطالعات کوتاه مدت انجام می شود. این مطالعات می توانند انواع گوناگونی داشته باشند، ولی اکثر آن ها به گونه های بنتوزی توجه نموده اند که در تورها گرفتار شده اند یا بقایای گونه هایی هستند که دوباره به آب انداخته می‌شوند(برای مثال،

DeGroot & Apeldoorn, 1971; De Groot, 1984; Creutzberg et al., 1987; Kaiser & Spencer, 1995).

داده هایی از این قبیل، موجب برآورد حد پایین مرگ و میر گونه هایی می شود که واقعاً صید می گردند. اگرچه بهترین نوع برآورد مرگ و میر زمانی بدست می آید که تراکم گونه ها ابتدا در محل (به صورت in situ) اندازه گیری شود و سپس وسیله ماهیگیری از روی آن محل گذرانده شده و برآورد ثانوی پس از مدت کوتاهی انجام گیرد.

یکی از فعالیت های جامعتر برای اندازه گیری نرخ های مرگ و میر به وسیله گروهBEON در هلند انجام شده است (BEON,1990,1991). این مطالعه چند روش برای آزمون اثر تورهای ترال کفروب کفزیان ماهی های پهن را تبیین کرد و نشان داد که نرخ بقا برای بنتوزهای روی بستر و داخل بستر گرفتار شده در تور بسیار متغیر است. صدف حلزونی[1] و خرچنگ های منزوی[2] تا اندازه زیادی دست نخورده باقی می‌مانند، ستاره دریایی ۳۰-۱۰ درصد مرگ و میر داشت در حالی که حدود ۹۰درصد دوکفه ای *Arctica islandica* مرده بود. در مورد فون های جانوری که در تور گرفتار نشده بودند، نمونه های گرفته شده از داخل و خارج تورکشی نشاندهنده کاهش معنی دار در فراوانی رده هایی بوده که شکننده تر بودند مثل توتیای دریایی قلبی(*Echinocardium sp.*)و پرتاران لوله ساز. در مجموع، نتایج این بررسی نشان داد که بخش نسبتاً بزرگی از فون جانوری در مسیر تورکشی ترال کشته شده اند.

Robertson و Eleftheriou (۱۹۹۲) تحقیق دیگری انجام دادند و تأثیر ابزار صید شکن برای صید صدف اسکالوپ را در یک محیط غنی شنی زیر جزر و مدی مورد بررسی قرار دادند. محققین با انجام نمونه‌برداری در زمان های مختلف یک دوره تورکشی های کنترل شده، توانستند ارزیابی معقولی از تأثیر

[1] Whelks
[2] Hermit crabs

درج کش صدف اسکالوپ را در این نوع زیستگاه بدست آورند. نتایج بدست آمده از این تحقیق توانست این نظریه را تقویت کند که اثرات به طور چشمگیری به نوع رسوب و محیط هیدرودینامیک که تورکشی در آن انجام می شود، وابسته اند. برای مثال، برخلاف سایر مطالعات انجام شده پیرامون تأثیر فیزیکی درج کش صدف اسکالوپ در آبهای عمیقتر (برای مثال Caddy,1973)، هیچ تأثیری در توزیع عمودی دانه بندی رسوبات مشاهده نشد. نتایج نشان دادند که اکثر گروه های جانوری درون بستر نیز آسیبی ندیدندکه این مسأله درنتیجه تطابق های رفتاری و مورفولوژیک بود که آن ها را با اختلالات فیزیکی طبیعی که در چنین محیط پرانرژی ای پیش می آید، کاملاً سازگار کرده بود. برعکس، همانطور که انتظار می رفت فراوانی رده های بزرگتر ساکن روی بستر و درون بستر ،پس از تورکشی کاهش یافتند. برآوردهای انجام شده براساس مطالعات بجز در چند استثنا(برای مثال Bergman & Hup,1992 و Eleftheriou & Robertson,1992) در متون مختلف پراکنده اند. با این حال، به تازگی تلاش هایی برای دست یابی به اطلاعات در مناطقی همچون دریای شمال انجام گرفته است(جدول۲-۳). همانطور که انتظار می‌رفت، این مطالعات نشان دادند گونه هایی که در عمق کم شنا می کنند و گونه های بنتوز سطح رسوبات بیشترین آسیب را متحمل می‌شوند. اما همانطور که خواهیم دید تعمیم نتایج بنا به دلایل بسیار متنوع انواع مرگ و میر ارگانیسم‌ها بر اثر استفاده از یک وسیله صید، دشوار خواهد بود. برای مثال، به نظر می رسد دو کفه ای های کوچک که در آب های کم عمق زندگی می کنند، در برابر تورهای ترال کفروب نسبتاً مصون هستند. شاید علت این مسأله، فشار موجی باشد که در مقابل ابزار صید ایجاد می شود و آنها را از منطقه دور می کند (Gilkinson *et al.,1998*). آسیب پذیری گونه ها ممکن است براثر وضعیت فیزیولوژیک(یا سن) نیز تغییر کند که بر توزیع عمقی در بین رسوبات تأثیر می‌گذارند. نوع رسوبات نیز اهمیت دارد، چون توزیع عمودی جانوران را مشخص می کند و همچنین به این علت که ادوات ماهیگیری در رسوبات نرمتر بیشتر نفوذ می کنند. با توجه به اثر نوع رسوب، برای مثال، مطالعه پیرامون مرگ و میر گونه های هدف بدون صید شدن که بواسطه ادوات صید درج برای صید صدف

اسکالوپ رخ می دهد، نشان داد که ضریب مرگ و میر بین ۸درصد در بستر شنی تا ۲۵درصد بستر سنگریزه تغییر میکند(Shepard & Auster,1991).

کارهای بسیار بیشتری در مورد نرخ های مرگ و میر باید انجام گیرند تا داده های لازم برای بوجود آمدن درکی صحیح از تأثیر گسترده تورهای ترال کفروب فراهم شوند. اما باید اشاره نمود که با وجود تلاشهای متوالی جهت اندازه گیری نرخ مرگ و میر، اکثر این تحقیقات در مناطقی صورت گرفته اند که در دهه‌های اخیر به طور وسیعی تورکشی شده اند، بنابراین، نرخ ها تنها برای گونه هایی بدست می آیند که به صورت قابل قبولی، فراوان باقی مانده باشند.

جدول۲-۳ – تخمین مرگ و میر گونه‌های کفزی در روش تورهای کفروب

گروه	گونه	نوع/ زیستگاه	مرگ و میر(درصد)
کرم های پرتار	*Aphrodita aculeate* Polychaetes *Pectinaria sp.*	- موجودات حفار در آبهای کم عمق ساحلی - موجودات حفار در اعماق مختلف - موجودات حفار آبهای کم عمق	<۹ ۱۵-۲۵ ۶۰
سخت پوستان	Callianasids *Corystes* *Eupagarus*	- میگوهای حفاری آبهای عمیق - کفزی اپی نول با سایز کوچک - خرچنگ های منزوی	۴ ۳۰ ۵۰-۷۵
نرم تنان	*Abra alba* *Doax vittatus* *Spisula sp.* *Placopecten* *Arctica islandica*	- دو کفه ایهای زنده آبهای کم عمق - دو کفه ای های زنده آبهای کم عمق - دو کفه ایهای زنده آبهای کم عمق - اسکالوپ - دو کفه ایهای زنده بزرگ آبهای عمیق	۸۵ ۴۰ ۳۵-۵۰ ۸-۲۵ ۳۵
خارتنان	*Asterias sp.* *Ophiura sp.* *Echinocardium* *Psmmechinus miliaris*	- ستاره ماهی - ستاره های شکننده - توتیای قلبی - توتیا	۴-۵ ۷-۳۰ ۰-۵۰ ۵۰

۳-۳- اثر بر جمعیت ها

مطالعات مورد اشاره در قسمت قبل نشان دادند که با وجود نیازهای فنی این امکان کاملاً وجود دارد که برآوردهای مستقیمی از نرخ های مرگ و میر رده های بنتیک به عمل آید. با این حال، همانطور که در فصل دوم در مورد موضوع صید ضمنی اشاره شد، این تخمین ها به خودی خود کاربرد چندانی ندارند و باید به تأثیر آنها بر جمعیت توجه نمود. این پرسش در هیچ موردی به اندازه بنتوزها مشکل ساز نیست، بطوری که حتی شناخت پایه ای ما از فرآیندهای ریکرویت منت پویایی جمعیت بسیاری از این گونه ها نیز ضعیف است. همانطور که پیشتر اشاره شد، مسلماً تأثیر تورهای کفروب در برخی از جمعیتها بخصوص آنهایی که ساختارهای شکننده تپه مرجانی مانند ایجاد می کنند، نیازی به مدارک و شواهد ندارند که در مورد سایر گونه ها، اطلاعات ما بسیار مبهم است. تصور معقول این است که گونه های بزرگتر با رشد کمتر در مقایسه با گونه های کوچکتر با رشد سریعتر آسیب بیشتری می بینند. اینکه آیا چنین مدلسازی کلی از تأثیر اختلالات ماهیگیری قابل استناد است یا خیر، همچنان باید مورد بررسی قرار گیرد، ولی آنچه مطمئناً به درد ما خواهد خورد روشی است که آسیب پذیری یک رده خاص را به صورت کمی بیان کند. اگر چنین روشی در دسترس بود، مبنای بهتری برای تصمیم گیری جهت توجه به یک گونه خاص در یک زیستگاه بدست می آمد.

۱-۳-۳- برآورد آسیب پذیری

به تازگی کارشناسان شیلاتی این مسئله را مورد توجه قرار داده اند که روش های ارزیابی آن ها می تواند برای ارزیابی آسیب پذیری گونه های غیرهدفی که بطور ضمنی صید می شوند و همچنین گونه های بنتیک غیرهدف، بکار روند. مشکلی که باید برای انجام این کار برطرف شود این است که ابزارهای سنتی ارزیابی در ماهیگیری که بر داده های صید تکیه می کنند، برای جانوران کوچکتر ساکن در بستر یا داخل

رسوبات که در تور گرفتار نمی شوند، تأثیر چندانی ندارند. به همین دلیل، مفهوم مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری باید طوری تکامل یابد که مرگ و میر تحمیل شده ناشی از ماهیگیری جمعیتهایی را نیز شامل شود که از طریق ادوات صید آسیب می بینند و مرده یا در حال مرگ بر بستر دریا می افتند. این مسأله یکی از دلایل اهمیت برآوردهایی است که در مورد مرگ ومیر در قسمت۲-۳ بحث شده است.

اولین قدم درروند تشخیص آسیب پذیری جمعیت این است که با وجود همه مشکلات، یک مقیاس کمی مشترکی انتخاب کنیم که بتوان همه گونه ها را با آن سنجید. «مکدونالد» و همکاران[1](۱۹۹۴) پیشنهاد نمودند که چنین مقیاسی از آسیب پذیری نسبی را می توان از طریق مقایسه سطح فعلی مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری با سطحی بدست آورد که در آن نسبت جمعیت مولد به ازای بازسازی[2] به پایینتر از یک سطح مشخص برسد. برای مثال، می توان یک مقدار بحرانی برای مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری(F_{crit}) تعیین کرد بطوریکه این مقدار، جمعیت را به ۵درصد میزان ماهیان صید نشده کاهش دهد. اگرچه استفاده از داده های صید جهت برآورد جمعیت گونه هایی که واقعاً در معرض صید نیستند، غیر ممکن است، اصول مورد استفاده در این روش را می توان برای تعیین یک شاخص برای آسیب پذیری نسبی بکار برد(Anon,1994). دغدغه اصلی، برآورد مقدار بحرانی F (F_{crit}) خواهد بود که اگر میزان مرگ ومیر از این مقدار تجاوز کند، می‌تواند در شرایط نامطلوب بازسازی، جمعیت را در معرض خطر اضمحلال قرار دهد(خطربالقوه).(F_{crit}) را می توان برمبنای اطلاعات موجود از نحوه زندگی گونه ها تخمین نمود و برخی از برآوردهای اولیه و تقریبی در جدول ۳-۳ نشان داده شده که گروه اجرایی ICES در مبحث تأثیر اکوسیستمی فعالیت های ماهیگیری، برای رده نرم تنان بدست آورده اند(Anon,1994). اگرچه این نتایج بسیار خام هستند،همین ارقام نشان میدهند که فشار ماهیگیری برگونه هایی به کندی رشد می کنند مثل نوعی صدف خوراکی *Arctica islandica*[3]، با سیری منطقی افزایش می یابد و آنها را با وجود سطح

[1] Mac Donald *et al.*, 1994
[2] Recruit
[3] Quahog

پایین و پایدار مرگ ومیر در معرض خطر بالقوه قرار میدهد، درحالی که گونه های کوچکتر که رشد سریعتری دارند مثل *Donax trunculus* بسیار مقاومترند.

متأسفانه، هیچ داده ای در مورد نحوه زندگی بسیاری از گونه ها وجود ندارد که به ما امکان دهد در مورد آسیب پذیری نسبی آنها اظهار نظری نماییم. اگر بخواهیم در آینده چنین کارهایی را در پیش بگیریم، باید برآوردهای قابل اطمینان تری در مورد پارامترهای دخیل در نحوه زندگی گونه های بنتیک بدست آوریم. بخصوص داده هایی در مورد مرگ ومیر طبیعی، طول بدن در زمان بلوغ اولیه، طول بدن در زمان اولین صید و پارامترهای رشد مورد نیاز هستند،همانا در حال حاضر نیز بعضی از این اطلاعات وجود دارند اما در مقالات مختلف پراکنده اند و به ندرت به تفکیک گونه ارائه می شوند که برای هدف مورد نظر ما به کار بیاید. ما باید راهی پیدا کنیم تا از این اطلاعات استفاده کنیم. یکی از این راه ها استفاده از نسبت «تولید/توده زنده» برای جمعیت های موجود در مناطق صید نشده است تا سطح مرگ ومیر طبیعی برای گونه های مختلف تخمین زده شود.

جدول ۳-۳- برآوردهای تجربی F_{crit} رده نرم تنان، F_{crit} نرخ مرگ ومیر صیادی است که جمعیت را به ۵ درصد سطح غیر صید شده کاهش می دهد(اقتباس از جدول ۱-۳-۳ از Anon,1994)

گونه	F_{crit}	مرگ ومیر(درصد)
Arctica islandica	۰/۰۵	۵
Modiolus modiolus	۰/۱۶	۱۵
Mytilus edulis	۰/۴۵	۳۶
Venus striatula	۰/۴۷	۳۷
Mya arenaria	۰/۶۲	۴۶
Macoma balthica	۰/۷۴	۵۲
Pecten maximus	۱/۰۵	۶۵
Nucula minuta	۱/۰۸	۶۶
Ceratoderma glaucum	۱/۲۷	۷۲
Chlamys varia	۱/۲۷	۷۲
Chlamys opercularis	۱/۴۳	۷۶
Donax trunculus	۲/۳۴	۹۰

اگر به فرض بتوانیم برآوردی از F_{crit} بدست آوریم و میزان F فعلی را هم تخمین بزنیم، در این صورت می توان این دو مقدار را باهم مقایسه نمود و یک ارزیابی آزمایشی از آسیب پذیری بدست آورد. در مورد فعالیت های معمولی ماهیگیری می توانیم مستقیماً با استفاده از اطلاعات صید، سطح مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری را مشخص نماییم. اما از آنجاییکه بنتوزها در تور گرفتار نمی شوند F فعلی را به این ترتیب می توان تشخیص داد که مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری را متناسب با دو متغیر دیگر درنظر بگیریم که اندازه گیری آن ها آسانتر است: احتمال اینکه ماهی براثر برخورد کشته شود و احتمال اینکه یک جانور از یک گونه با ادوات صید برخورد نماید.احتمال کشته شدن را می توان با استفاده از روشهایی مشخص کرد که قبلاً در مورد آزمون های مرگ ومیر توضیح داده شد، بدین ترتیب که فراوانی گونه را قبل و بعد از بکارگیری ادوات صید اندازه گیری کنیم. احتمال برخورد را در صورتی می توان برآورد نمود که طول مدت ماهیگیری، توزیع مکانی فعالیت ماهیگیری و منطقه پوشش داده شده در دسترس باشند، اگرچه در حال حاضر دقت اطلاعات موجود از شرایط مکانی و زمانی تلاش صیادی در دسترس برای تأمین این هدف کافی نیست(قسمت۶-۳).

نظریه های موجود در مورد چگونگی تعیین آسیب پذیری گونه های بنتیک هنوز خام هستند. با این وجود، شاید روش ارائه شده در ICES یکی از تنها روشهایی باشد که در مورد اینکه گونه های پیرتر با رشد کندتر بیشتر از گونه های کوچک فرصت طلب در معرض خطرند، بحث کرده اند. درواقع، در مورد برخی رده ها انجام برآوردهای کمی ضروری نیست- برای مثال، ما می توانیم براساس این قاعده کلی که ماهیگیری برجمعیت کرمهای لوله‌ای صخره‌ساز[1] تأثیری عمیق میگذارد (و در کنار آن با دانستن نحوه پراکندگی جمعیت)،نتیجه گیری مناسب را انجام دهیم. همچنین باید بدانیم که ممکن است گونه هایی از این نوع، در بسیاری از مناطق فلات قاره به طور گسترده ای از بین رفته باشند.با این وجود، تا زمانی که

[1] Reef- building tube worm

بتوانیم میزان آسیب پذیری جمعیت کنونی را درمورد بسیاری از رده های بنتیک موجود تعیین کنیم، فاصله زیادی داریم، هرچند روند نزولی در فراوانی جمعیت ها می تواند بسیار تأثیرگزار باشد که در مناطق تحت ماهیگیری ساکن هستند. به این ترتیب مشخص کردن تغییرات دراز مدت در جوامع بنتیک و ارتباط دادن آن با روند تلاش صیادی، یکی از راه های بالقوه مناسبی است که برای تشخیص تأثیر ماهیگیری اطلاعات خوبی را در اختیار می گذارد.

۲-۳-۳- روندهای دراز مدت

تمرکز اصلی مطالب در این قسمت به طور خاص براروپا متمرکز است. دلیل مطلب این است که از داده‌های دراز مدت بنتیک در سایر مناطق، تحلیل های مناسب در دست نیست و در آن دسته از تحلیل هایی هم که وجود دارند تفکیک بین تأثیرات ماهیگیری از سایر تأثیرات بسیار دشوار است. در واقع، من هیچ منبع غیراروپایی نمی شناسم که به تنویر این مسأله پرداخته باشد.

یکی از تحلیل های موجود در مورد تغییرات ناشی از ماهیگیری در دریای وادن[1] انجام گرفته (Reisen & Reise,1982; Reise ,1982) که داده های بررسی فون ها در دهه ۱۹۲۰ با نمونه های گرفته شده در سال ۱۹۸۰ مقایسه شده است. بنظر می رسد برخی از تغییرات ایجاد شده را از طریق تأثیر اختلالات فیزیکی نمی توان براحتی به فعالیت های ماهیگیری مرتبط دانست. برای مثال، اگرچه احتمالاً همه گونه هایی که کاهش قابل توجهی را نشان دادند، عموماً در بستر صدفها ساکن بودند و بر اثر صید بی رویه در اوایل قرن، ناپدید شدند. از آنجایی که بستر صدفها زیستگاه ثانویه مهمی برای سایر رده های بنتیک است، از بین رفتن آنها می تواند تأثیر بسیار شگرفی برجای بگذارد. از بین ۱۰۱گونه معمول که عموماً در منطقه

[1] Wadden Sea

یافت می شدند، فراوانی ۳۰گونه افزایش داشته و این افزایش مربوط به پرتاران بوده که اکثریت آن ها با زندگی در زیستگاه های مختل شده سازگار شده بودند.

اغلب گفته می شود که این تحقیقات نشان می دهند که چگونه اختلال در رسوبات براثر ادوات صید منجر به این می شود که گونه هایی چون کرمهای پرتار که عمر کوتاهتری دارند، جایگزین گونه های دارای رشد کندتر و عمر بیشتر(بخصوص نرم تنان) شوند، مسأله ای که با مدل عمومی نوع اختلالات مورد انتظار در سطح جامعه سازگار است. اما درحالیکه چنین استنباط هایی عقلانی است. مطالعه دقیق مقالات نشان می دهد که اگرچه این تغییرات بنظر واقعی میرسند، شواهدی که ثابت می کنند اختلالات فیزیکی موجود در رسوبات بیش از هر عامل دیگری به ادوات صید مربوطند تا حد زیادی ضعیف می‌باشد. شاید مهمترین توجیهی که غیر از ماهیگیری بتوان برای تغییرات مشاهده شده ارائه داد، ایجاد تغییر در ساختار زیستگاه در رابطه با از بین رفتن بسترهای علف دریایی طی دهه ۱۹۳۰باشد. در واقع، بسیاری از بسترهای علف دریایی در اقیانوس اطلس شمالی براثر یک بیماری از بین رفتند که «بیماری تلف کننده پوشش گیاهی» نام گرفت. با وجودی که چند نظریه در مورد عوامل شروع و علت اصلی کاهش پوشش گیاهی وجود دارد، هیچکدام ماهیگیری را جزو این عوامل به حساب نیاورده اند(Rasmussen,1977). تنها مورد اثرات ماهیگیری در اختلالات فیزیکی در دریای «وادن» بجز نمونه ای که مستقیماً براثر از بین رفتن زیستگاه صدف اویستر بود، کاهش صخره های ساخته شده به وسیله کرم پرتار *Sabellaria* است که براثر تورهای ترال کف ماهیگیران از بین رفته بود. با این حال، ممکن است سایر تغییرات وابسته به ماهیگیری نیز مطرح گردد که براثر تخمریزی در مقیاس بزرگ صدفهای خوراکی در زیستگاه های زیر جزر و مدی پدید آمده است.

Kroncke(۱۹۹۰) شواهدی مشابه آنچه توسط Reise(۱۹۸۲)،در مورد گونه های کوچک جثه کرمهای پرتار گزارش شد، برای مخزن آب داجر[1] در دریای شمال ارائه نموده و نتایج مطالعات انجام شده در دهه ۱۹۸۰ مقایسه نموده است. فعالیت ماهیگیری در دهه ۱۹۵۰ در این منطقه معمول بود ولی این فعالیت ها تا اواخر دهه ۱۹۸۰ به طور چشمگیری در منطقه کاهش یافت. اما تغییرات ایجاد شده در ماکروفون ها در این مدت به طور متناقضی نشان دهنده افزایش در فراوانی پرتاران کوچک و فرصت طلب بود، در حالی که به نظر می رسد براثر کاهش تلاش صیادی، خلاف این مسأله باید پیش می آمد. نه اطلاعات بدست آمده از دریای وادن و نه مخزن آب داجر، مدارکی قوی برای اثبات آثار بلند مدت ماهیگیری ها برجوامع رسوبی ارائه نمی نمایند(بجز *Sabellaria* واویستر). روند تغییرات مخزن آب داجر عکس این مطلب را ثابت می کند و داده های به دست آمده از دریای وادن را می توان از راه های دیگری نیز تفسیر نمود.

یکی از منابعی که اغلب به عنوان مدرک جهت اثبات آثار تورهای ترال کفروب بیان می شود، بررسی Holm,1983 است که بطور کاملاً مختصر، تغییرات جوامع بنتیک، در غرب کانال انگلیس براساس داده‌های جمع‌آوری شده را در زمان های گوناگون بین سالهای ۱۹۸۲-۱۸۹۹ توصیف نموده است. تعداد موارد استناد به این مقاله بسیار تعجب انگیز است و اصرار می‌کنم که هرکس به این موضوع علاقه مند است، آن را بدقت بخواند. در تمام متن سه صفحه‌ای، تنها پاراگراف آخر است که به ماهیگیری به عنوان یک عامل بالقوه مهم اشاره می کند: شاید تأثیر افزاینده در بنتوز داشته باشد. در واقع، اکثر مقاله در مورد اهمیت خصوصیات هیدروگرافیک و تغییرات سایر عوامل بحث می کند. در مورد مسأله مورد بحث، این مقاله تقریباً هیچ اطلاعاتی ارائه نمی نماید و بنظر میرسد که نویسندگان تنها آنچه را تکرار کرده اند که درجاهای دیگر دیده بودند.

[1] Dogger Bank

براساس یکی از جامعترین تحقیقات دراز مدت انجام شده در دریای شمال،تحلیل های قانع کننده‌تری از روند تغییرات دراز مدت ارائه شده است یعنی در محلی در نزدیک Northumberland انگلستان (Buchanan & Moore,1986). برنامه پایش این منطقه شامل دو بار در سال و نمونه گیری ها در دو ایستگاه نزدیک ساحل بود که یکی از آن ها در صیدگاه های تور ترال کفروب Northumberland Nephrops قرار داشت. این ماهیگیری از دهه ۱۹۷۰ شاهد پیشرفت قابل توجهی بود، بطوری که صید هرینگ رو به کاهش گذاشت و تلاش صیادی به سوی ترال کفروب نزدیک ساحل تغییر جهت داد. به همین علت سری زمانی داده های بنتیک در طول این دوره وجود دارد که طی آن تلاش صیادی از سطح متوسط به سطوح بالا افزایش یافته است، این مجموعه داده ها تقریباً منحصر بفرد است و جنبه هایی از ارتباط بین روند تغییرات بنتیک و روند تلاش صیادی را ارائه می دهد. اما چند عامل دیگر هم وجود دارند که بنظر می رسد قویتر از ماهیگیری بوده اند.

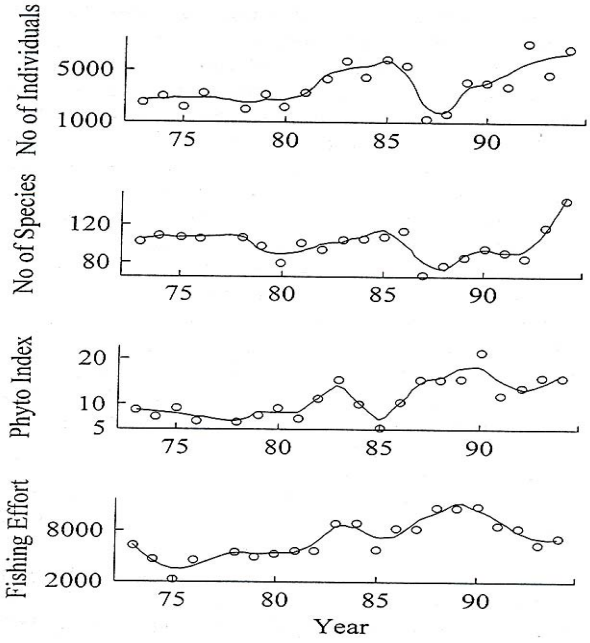
شکل ۱-۳، برخی از این داده های در دسترس را خلاصه کرده است. طی ده سال اول مشاهده، یک چرخه دو سالانه در فراوانی گونه ها قابل مشاهده بود (توجه داشته باشید که داده های مربوط به برخی از جانوارن به طور متناوب بیشتر و کمتر از روند تغییرات می شد). «بوکانان» و «مور»(۱۹۸۶) دریافتند که این نتایج براثر تنظیم وابسته به تراکم مربوط به بقاء زمستان بدست آمده است. اگرچه در سال ۱۹۸۱، این چرخه دو سالانه شکسته شد و فراوانی های ماکروفون ها به شکل بسیار متغیری درآمد. جالب است که این تغییر در پویایی با تغییر در پویایی فیتوپلانکتون ها همراه بود (Buchanan,1993) و قویترین همبستگی بین روند جوامع بنتیک و فیتوپلانکتون زمانی بوجود آمد که یک تأخیر ۲ساله در داده های فیتوپلانکتون مورد استفاده قرار گرفت (Frid *et al.*,1996). در مجموع، همبستگی مزبور ۵۵درصد از دلایل تغییرات بین سالهای مختلف را توجیه می کرد در حالیکه رابطه فراوانی گونه های انفرادی بنتیک با فیتوپلانکتون‌ها، اغلب بیش از ۸۰ درصد این تغییرات را توضیح می داد. با این وجود، تلاش صیادی با

شاخص فیتوپلانکتون رابطه مثبت هم داشت، به همین دلیل تمایز بین تأثیر این دو دشوار است. این واقعیت که فعالیت ماهیگیری و تغییرات فیتوپلانکتونی با تغییرات دوسال بعد بنتوزها رابطه داشته اند، نشاندهنده دشواری آزمون سری های زمانی برای شناخت تأثیر ماهیگیری است. توضیح این نکته دشوارتر است که اگر اختلالات ماهیگیری موجب ایجاد تغییرات است،چرا باید در پاسخ بنتیک دو سال وقفه وجود داشته باشد. در این صورت مشخص نمودن ارتباط نسبی این دو تغییر مشاهده شده ، احتمالاً غیرممکن خواهد بود.علاوه بر این، چون میزان دقت مکانی داده های بدست آمده از تلاش صیادی کم است، بنتوز نمونه‌گیری شده توسط گراب ۰/۱ مترمربعی در یک ایستگاه به تغییرات تلاش صیادی در سطح ۳۰مایل×۳۰مایل مربوط به مربع های آماری ICES ارتباط داده شده اند که این مسأله نیز موضوع ارتباط دادن بین دو متغیر سری های زمانی را بیش از پیش مشکل‌ساز می‌کند.

بررسی سری های زمانی دیگر در هلند، دیدگاه ما را در مورد تغییرات جمعیتهای بنتیک ارتقا می بخشد. در سال ۱۹۳۰، ایستگاه جانورشناسی «دن هلدر»[1] (اکنون مؤسسه تحقیقات دریایی هلند در تکسل[2]) برنامه‌ای را برای جمع آوری اطلاعات از گونه های دریای شمال آغازنمود که بوسیله ناوگانهای ترال کفروب به طور ضمنی صید می‌شدند. ماهیگیران براساس درخواست مؤسسه، گونه های نادر یافت شده یا گونه های صید ضمنی را به آزمایشگاه تحویل داده و در ازای آن پول دریافت می کردند، «فیلیپارت»[3] (۱۹۹۷) با استفاده از گزارشهای این برنامه (که تا سال ۱۹۹۰ادامه داشت) و داده های مربوط به تلاش صیادی ناوگان هلند، توانست روند تغییرات برخی از گونه های بنتیک را در دوره ۱۹۸۳-۱۹۴۵ کنار هم قرار دهد. «فیلیپارت» ابتدا تصور کرد که مهاجرت به داخل و خارج در مورد این منطقه قابل صرفنظر بوده و جمعیت ها در تعادل بوده‌اند.جزئیات دقیق این روش به کار ما مربوط نمی شود اما این مدل تنها سه پارامتر نیاز داشت: کارآیی دو ادوات صید بکار رفته در ماهیگیری (ترال درب دار و شاهین دار) و

[1] Den holder
[2] Texel
[3] Philippart, 1997

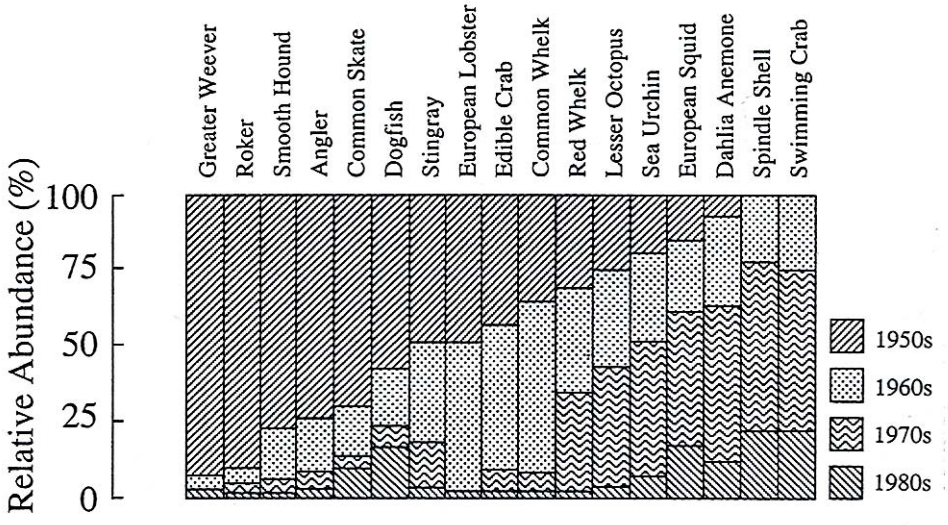
جمعیت اولیه در آغاز سریهای زمانی(۱۹۴۵).با داشتن این سه پارامتر و داده های مربوط به تلاش صیادی، جمعیت هر سال و میزان مورد انتظار صید ضمنی را میتوان محاسبه نمود.سپس با تطبیق مقدار پارامترها در مدل مفروض برای دستیابی به بهترین تناسب بین صید ضمنی پیش بینی شده در هر دوره زمانی و میزان واقعی صید ضمنی مشاهده شده، برآورد خوبی از مسیر تغییرات جمعیت بدست آمد.



شکل۱-۳- روند تغییرات تعداد گونه ها و تعداد جانوران در هرکدام از نمونه های گرفته شده از یک ناحیه واحد درNorthumberland ، انگلستان در ماه مارس هر سال. این داده ها به همراه روند تغییرات ذخایر فیتوپلانکتون ها (شاخص سبزی[1]) و روند تلاش صیادی در مربعات آماری ۳۰مایل×۳۰مایل نشان داده شده اند که ایستگاه نمونه برداری بنتیک در آن واقع شده بود.

[1] . Greenness Index

شکل ۲-۳ نشانگر روند پیش بینی شده تغییرات جمعیت برای رده های اپی بنتیک بزرگتر را نشان می‌دهد. این نمودارها بوضوح کاهش قابل توجه برخی رده‌ها در صیدگاهها را به اثبات می‌رساند.بنظر می رسد که طی ۱۵سال بعد از جنگ دوم جهانی، صید ترال کفی درب دار موجب کاهش چشمگیری در ماهیان غضروفی،برخی ماهیان و گونه های بی مهره بزرگ جثه‌تر شده است. بنظر میرسد که ورود ترال های شاهین دار در دهه ۱۹۶۰نیز مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری را تا آنجا افزایش داد که بیشتر گونه هایی که در صید ضمنی دیده می شدند، در ۲۰سال بعد به سطوح بسیار پایین تری تنزل پیدا کردند.



شکل ۲-۳- برآورد روند درازمدت تغییرات در فراوانی نسبی ماهیان کفزی و بی مهرگان بنتیک در جنوبی شرقی دریای شمال در سال های ۱۹۸۱-۱۹٤۷(برگرفته از Philippart,1997)

تحقیق دیگری در مورد ترال‌های شاهین‌دار مربوط به «لیندلی»[1] و همکاران (۱۹۹۵) بود که اظهار داشتند از اوایل دهه ۱۹۸۰ لارو خارپوستان نسبت به سایر پلانکتون های دریای شمال غالب بوده‌اند. این دوره با زمان افزایش فعالیت ترال های شاهین دار همزمان می باشد که در اوایل دهه ۱۹۷۰آغاز شده و تا به امروز نیز ادامه دارد. نویسندگان ابراز داشتند که این تغییر را می توان به دلایل ذیل به تأثیر ماهیگیری مرتبط نمود. اول خارپوستان Ophiuroid و Asteroid به علت تواناییهای ترمیمی شان مشهورند و بنابراین طی تورکشی ترال نسبت به سایر گروه های آبزی بنتیک مرگ ومیر کمتری را متحمل می شوند. دوم، ممکن است ماهیگیری از طریق کاستن از فراوانی ماهیان شکارچی، موجب کاهش فشار ناشی از شکار بر برخی گونه ها شده باشد و سوم اینکه این کار غذای بیشتری را برای گونه های لاشه خوار فراهم کرده است(قسمت۴-۳).همانا این روندها با آنچه از ماهیگیری انتظار میرود، سازگارند اما به سختی می توان در مورد اثبات این توجیه در برابر سایر مکانیسم های موجود که جزو ماهیگیری هم نیستند، قضاوت نمود. برای مثال از آنجاییکه تغییرات مشابهی در حدود زمانی مشابه در جوامع فیتوپلانکتون ها مشاهده شده است، میتوان تغییرات هیدورگرافیک را به عنوان عامل افزایش بقاء لاروهای خارپوستان دانست.

در مجموع، شواهدی در مورد روند تغییرات درازمدت در جوامع بنتیک در دریای شمال وجود دارد. اگرچه، با وجودی که همبستگی بین اثرات و عوامل بالقوه ایجاد آنها همیشه می تواند مورد شک و تردید باشد،شواهد موجود برای مسؤول دانستن ماهیگیری به عنوان عامل اولیه در تغییرات ثبت شده آنچنان قوی نیست. بسادگی می توان گفت که تغییرات مشابه بسیاری در زمان یکسان در سایر قسمتهای سیستم بوقوع پیوسته که تأثیرگذاری ماهیگیری در آنها بعید بنظر میرسد (Aebischer *et al.,1990*). مطمئناً این حرف به این معنی نیست که فعالیت های ماهیگیری هیچ تأثیری ندارند، تنها می توان گفت که اثرات ماهیگیری

[1] Lindley *et al.*, 1995

با سایر عوامل تأثیرگذار تلفیق شده است. در اولین گام، داده های موجود هیچ مدرکی دال بر تأثیر بیشتر ماهیگیری نسبت به سایر عوامل ارائه ندادند.

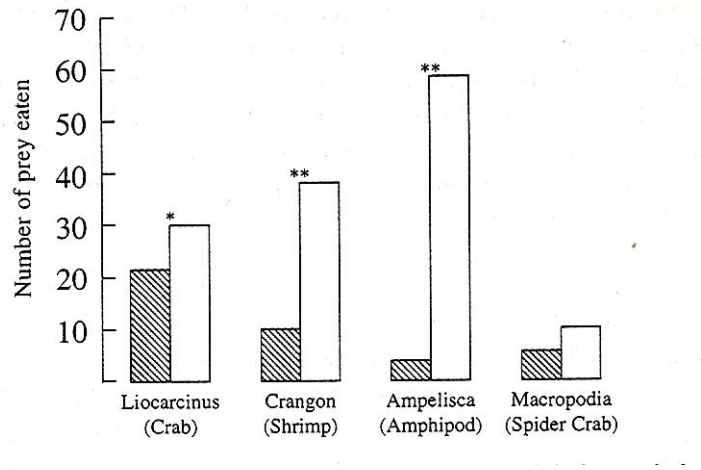
٤-۳- آیا فرصتی طلایی برای لاشه خوران وجود دارد؟

دو منبع غذایی برای گونه های لاشه خوران بنتیک از طریق ادوات صید کششی تأمین می شود: لاشه های دورریز شده و فون های مصدوم و آسیب دیده. مطالعات پیرامون گروه اول در فصل ۲مورد بحث قرار گرفت، ولی در مورد بهره برداری از فون های آسیب دیده با کمال تعجب اطلاعات ناچیزی منتشر شده است. با این وجود، روش همیشگی ماهیگیران در تورکشی مجدد یک منطقه به سرعت بعد از اولین تورکشی ترال داستان دیگری دارد و حداقل در مورد ماهیان می توان گفت لاشه خواری در مسیر تورکشی ترال یک کار پرمنفعت است(بدون درنظر گرفتن خطر گرفتار شدن مجدد). یکی از معدود مطالعات برای تعیین اهمیت این پاسخ توسط «کیسر» و «اسپنسر»[1] صورت گرفته است (۱۹۹۴). این نویسندگان رفتار گونه های لاشه خوار را تشریح نموده اند که به دنبال صید ترال شاهین دار به منطقه می‌آیند. روش کار ساده بود: تورکشی ترال در یک منطقه و سپس گرفتن گونه های ماهی برای آزمایش محتویات معده آنها (فرض شد که این ماهیان در سایر مسیرهای تورکشی تغذیه نکرده اند). سپس بعد از چند ساعت، در همان منطقه ماهیگیری کردند و محتویات معده ماهیان صید شده در این نوبت را با آنهایی مقایسه کردند که بار اول صید شده بودند. این مطالعات نشان داد که در مورد برخی گونه ها مانند گورنارد[2] و ماهی وایتینگ[3]،تعداد کل موارد موجود در معده ها پس از تورکشی ترال به طور معنی داری بیشتر بود(شکل۳-۳). در مورد سایر گونه ها از جمله سگ ماهی، در حالی که هیچ افزایشی در محتویات معده وجود نداشت، برخی از گونه های شکار شده تنها پس از تورکشی در معده ها دیده شدند که نشان

[1] Kaiser & Spencer,1994
[2] Gurnard (*Aspitriga cuclus & Eutrigla gurnardus)*
[3] Whiting (*Merlangius merlangus)*

می داد که شاید این شکارها تا پیش از آن در دسترس نبودند. به طور مشابه، قسمت های بدن مثل پاهای دو کفه ای که به ندرت در معده ماهی یافت می شوند، در نمونه‌های صید شده پس از تورکشی ترال وجود داشتند که شاید علت آن این بود که ماهی می‌تواند از شکار آسیب دیده تغذیه کنند.

یکی از شکارهایی که به طور غالب در محتویات معده آبزیان پس از تورکشی ترال وجود داشت کرم حفار[1] بود، فرضیه «کیسر» و «اسپنسر» (۱۹۹۴) این بود که کرم های حفار در معرض تور ترال آسیب دیدند. کرم حفار با یک تراکم یکنواخت متوسط ۱۴۰عدد در هرمترمربع، آسیب دیدند. با این فرض براثر یک ساعت ماهیگیری ترال شاهین دار $۴/۲\times۱۰^{۶}$ جانور در معرض شکار قرار می گیرند، عددی که قرار دادن آن در هرچارچوبی مشکل است، اما با این حال جالب توجه است.



شکل۳-۳- تعداد شکار در معده گورناردها مناطق ماهیگیری قبل و بعد از تورکشی ترال کف برگرفته از شکل۲ از «کیسر» و «اسپنسر»(۱۹۹٤). تفاوت های میان نمونه های قبل و بعد از فعالیت که از نظر آماری معنی دار بوده اند با ۰/۰۵ >P* و ۰/۰۱>P نشان داده شده اند.**

▒ =قبل، □ = بعد

[1] Tube-building ampliscid

در این مقطع غیرممکن است که تأثیر غذایی را که بر اثر آسیب ناشی از تورکشی ترال بر جمعیت بنتوزها وارد می شود را برجمعیت ماهیان تغذیه کننده موجودات بنتیک یا بی مهرگان، ارزیابی کنیم و چند تحقیق هم نشان می دهند همیشه نمی توان در پی اختلالات ترال کشی یک پاسخ آشکار را از لاشه‌خواران مشاهده نمود(برای مثال،Ramsay *et al.*,1996) اما شاید ذکر این نکته با ارزش باشد که گورناردها گروهی از گونه ها هستند که بنظر می رسد در دریای شمال افزایش یافته اند (Greenstreet & Hall,1996)، به قسمت ۳-۲-۷ رجوع کنید، بطوری که بررسی «کیسر» و «اسپنسر» نشان داد این گروه، بیشترین منفعت را از غذای در دسترس کسب کرده اند. گروه دیگری که برای تأمین غذا تا حدود زیادی به بی مهرگان بنتیک وابسته اند، کفشک ماهیان هستند و گفته می شود که در خلیج تایلند و در دریای شمال، فراوانی نسبی این ماهیان نیز در مناطق تورکشی ترال افزایش یافته است(به فصل۶ مراجعه کنید).

۵-۳- مطالعات مقایسه ای و تجربی

شاید روش ایده آل برای مشخص کردن اثر تورهای ترال کفروب برجوامع بستر دریا این باشد که مقایسه مطالعات مشاهده ای زیستگاه های مشابه در مناطق ماهیگیری شده و ماهیگیری نشده را با تجربیاتی تلفیق کنیم که به منظور ثبت پاسخ های جوامع با عوارض تورکشی های مکرر انجام می شود. در برابر این روش دو مانع وجود دارد: اول، ثابت شده که برای انجام مقایسه، شناسایی دقیق محلهای ماهیگیری نشده بسیار دشوار است، دوم، مقیاس های مکانی و زمانی که مطالعات تجربی در آن انجام می گیرند معمولاً در مقایسه با مقیاس ماهیگیری، کوچک است. با وجود این دو مسأله و دشواریهای فنی در انجام مطالعات تجربی پیرامون عوارض تورهای ترال کفروب، تحقیقات فزاینده ای برای سازگار نمودن روش های مقایسه ای و تجربی انجام شده که بعضی از آنها به طور مؤثری موجب روشن شدن پاسخ سؤالات موجود در مورد اثر تورکشی ترال بر جوامع بنتیک شده اند.

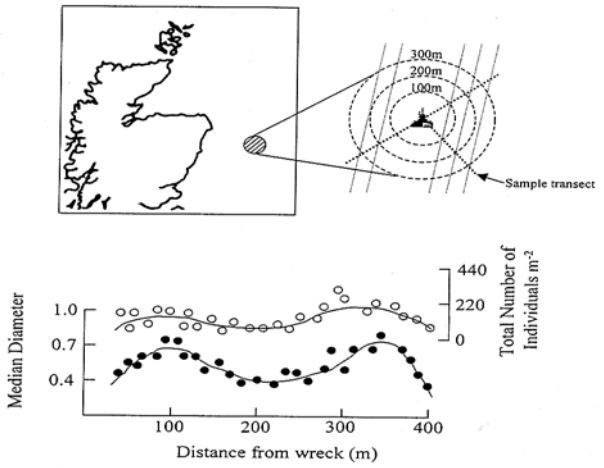
۱-۵-۳- معیارهای مقایسه ای

فکر مقایسه مناطق ماهیگیری شده و ماهیگیری نشده برای شناخت آثار ماهیگیری، ایده ای قدیمی است. متأسفانه سادگی این ایده، سبب پوشیده ماندن دشواری انجام آن شده است. بطور خلاصه، هیچکس نمی‌تواند با قاطعیت بگوید که یک منطقه واقعاً ماهیگیری نشده است. علاوه براین، اگر کسی هم به این اطمینان برسد، همیشه این شک وجود دارد که علت بهره برداری نشدن یک منطقه، تفاوت آن با مناطق ماهیگیری پرتولید است. در هر دو حالت، مقایسه قابل قبول نیست. یک روش جایگزین که در نگاه اول قانع کننده بنظر می رسد این است که در داخل مناطق ماهیگیری، نواحی را مقایسه نماییم که به هرترتیبی محافظت شده است. ممکن است براثر برخی مقررات (مثل ممنوع نمودن صید) چنین مناطقی وجود داشته باشند، اما معمولاً سازه هایی همچون کشتی های غرق شده واقع در بستر دریا که برای ماهیگیری مانند کابوس هستند، موجب پرهیز ماهیگیران از این مناطق میشوند. «گراهام»[1](۱۹۵۵) یکی از اولین کسانی بود که سعی کرد این روش را پیاده کند و فرض کرد که مناطق مدور (با شعاع۰/۷۵مایل) در اطراف کشتی های سبک بندرت تورکشی می شوند و می توان از آنها به عنوان اماکن قابل مقایسه با صیدگاه‌های مجاور استفاده نمود. گراهام نتوانست بین محل‌های محافظت شده و مناطق مورد ماهیگیری مجاور را ردیابی کند، اما این شکست میتوانست به دلیل تکنولوژی پایین نمونه برداری و طرح هایی باشد که در آن زمان می توانست هماهنگ گردد. در ۱۹۸۷، من و همکارانم ایده «گراهام» را دوباره بکار گرفتیم ولی این بار تکنولوژی بسیار پیشرفته تری مورد استفاده قرار گرفت (Hall *et al.*,1993). توانایی هایی موقعیت‌یابی دینامیک کشتی های تحقیقاتی و سیستم های موقعیت یاب آکوستیک برای نمونه بردار گراب، به ما امکان داد که الگوهای ساختار جوامع بنتیک[2] را در اطراف یک کشتی غرق شده با دقت و اطمینان بسیار بیشتری نسبت به امکانات گذشته (±۱ متر)بررسی نماییم. کشتی غرق شده ای که ما انتخاب کردیم در عمق ۸۳متری و با فاصله ۸۰کیلومتر از ساحل شرقی اسکاتلند، در قلب یک منطقه صید با ترال کف قرار

[1] Graham
[2] Benthic موجود زنده آبزی که عمدتاً در بستر محیط آبی زندگی می کند.

داشت و از سمت کشتی غرق شده به طرف خارج، در سه ترانسکت نمونه برداری شد(شکل ۴-۳الف). ما درواقع به دنبال الگوهای مکانی در جوامع بنتیک بودیم طوری کـه براسـاس فرضـیه مـا، رونـد اخـتلالات ناشی از ماهیگیری با فاصله گرفتن از کشتی غرق شده، افزایش می یافت.ولـی هماننـد آزمـایش «گراهـام» چنین روندی مشاهده نشد. هرکس که کمی به طرح تحقیقاتی توجه نماید، متوجه میشود که چندین مورد خطا در این مطالعه وجود دارد، کوچکترین آن اینکه با توجه به آب و هوای بـد، تنهـا یـک کـشتی غـرق شـده مـورد مطالعـه قـرار گرفـت و روش نمونـه بـرداری نتوانـست الگوهـای مکـانی داده هـا را مـشخص کند(شکل ۴-۳ ب). اگرچه، این واقعیت از همه مهمتر است که هرکس فقـط مـی توانـد فـرض کنـد کـه رسوبات نزدیک کشتی غرق شده نسبت بـه منـاطق دورتـر، پراکنـدگی کمتـری دارنـد، در حقیقـت،من هـیچ مطالعهای را نمی شناسم که از معیار کشتی غرق شده استفاده کرده باشد (این تحقیقات هنوز انجام مـی شـوند) جاییکه پراکنش تلاش صیادی را هم اندازه گرفته باشد. علاوه براین، اگر هم مـا در جوامـع بنتیـک تغییـری را متناسب با فرضیه پراکندگی تلاش صیادی به دست آوریم، فعالیت ماهیگیری تنها یکی از عواملی است که می تواند توجیه کننده مسأله باشد.برای مثال، می توان تصور کرد که وجود کشتی غرق شده خود مؤثر است.

اگرچه آزمایش ما از نظر همه استانداردها ضعیف بود، اما توانـست الگوهـای مکـانی جـالبی را در جوامـع بنتیک مشخص نماید که هیچ کدام از آنها با الگوی پراکنش تـلاش صـیادی رابطـه ای نداشـت(شـکل۴-۳ج). در واقع، شاید همه انتظار داشتند که چنین الگوهایی در صورتی مختل می شوند که ماهیگیری یـک فرآیند اختلال زای عمده در منطقه نمونه برداری شده باشد. اگرچـه، ایـن نتـایج بـه عنـوان نتـایج تجربـی، بهترین هستند و با وجود تردیدهای موجود در زمینه چگونگی پردازش این داده ها، بنظر می رسد که دفاع از این نوع معیارها کمرنگ باشد.



شکل٤-۳- شکل نشاندهنده محل قرارگیری ناحیه مطالعه، توزیع نمونه ها در اطراف کشتی غرق شده و روند کلی تغییرات قطر متوسط رسوبات و تعداد جانوران در مقاطع نمونه برداری است.چون ترانسکتهای نمونه برداری به صورت شعاعی از کشتی غرق شده دور می شدند،این مطالعه قادر نبود که مشخص کند آیا الگوی Bimodal[1] با افزایش فاصله از کشتی غرق شده مشاهده شده یا خیر؟، درنتیجه الگوی حلقه‌های تجمعی متمرکز به کشتی غرق شده بود یا براثر موج های خطی که از محل مطالعه گذر میکردند(اقتباس از Hall *et al.*,1993).

برخلاف اکثر صیدگاه ها در اروپا، بسیاری از مناطقی که در فلات قاره سواحل شرقی امریکای شمالی با درج صید شده اند شامل محدوده های بزرگ سنگریزه ای هستند و انتظار می رود که فون این زیستگاه ها در برابر عوارض تورکشی ترال آسیب پذیرتر باشند. زیستگاه ها با داشتن ارگانیسم های اپی بنتیک[2] بزرگتر به همراه پوشش بیوژنیک از جانوران سطح رسوبات[3] چسبیده به آن، از آن جمله کلنی کرم های

۱. دارای ۲رقمی که به دفعات مکرر در اطلاعات آماری ذکر شده باشد

[2] Epibenthic= موجودی که در مرز بین آب و رسوبات زیست میکند

[3] Epifauna= موجودات کفزی که درسطح یا روی رسوبات بستر زندگی میکنند

لوله ای، بوته ای، خزه زیان و غیره، سعی می کنند جوامع بنتیک غنی تر را تقویت کنند (Thouzeau *et al.*,1991 رجوع کنید). بنابراین، معیار اینکه تأثیر کدامیک مهمتر است قابل سنجش خواهد بود. بطور خاص، جوامع جانوری سطح رسوبات که مثل سنگها که براثر عبور ادوات صید به هم ساییده میشوند، یا زمانی که قسمت های سخت ادوات صید با آنها برخورد میکنند، آسیب می بینند. این جانوران سطح رسوبات تولیدکننده غذا و سرپناه برای بسیاری از جانوران شامل شکار گونه‌های مهم ماهی شکاری می‌باشند. بنابراین، پتانسیل تأثیرات غیرمستقیم بر سایر گروهها نیز باید مدنظر قرار گیرد. به تازگی زیستگاههای سنگی توسط «کولی» و همکاران(۱۹۹۷) در مخزن آبی جورجز مورد آزمایش قرار گرفته‌اند. این محققین، ۵ منطقه (۱۰×۵ کیلومتر) را با سونار[1] کاوش کردند تا تراکم مسیرهای ترال کشی رادر هر محل مشخص نمایند. خوشبختانه (یا متأسفانه، بستگی به نظر شما دارد) بنظر میرسد که مسیرهای تورکشی ترال در این زیستگاهها، برای مدت قابل توجهی پایدار مانده اند. بنابراین، تحلیل تصاویر حاصل از سونار می تواند شاخص خوبی از شدت تورکشی تورترال باشد. این مناطق به عمق های ۴۰ و ۸۰ متری تقسیم شده و در هر سطح با درنظر گرفتن میزان تورکشی، مکان هایی انتخاب شد. نوارهای ویدیویی و عکس های ثابت از هر منطقه تهیه شد. براساس یافته های سونار، سه منطقه، یا هیچ اثری از تورکشی نداشتند یا تعداد کمی از این مسیرها یافت شد که به عنوان منطقه ماهیگیری شده، طبقه بندی شدند. با درنظر گرفتن عمق، دو منطقه ماهیگیری نشده و یک منطقه ماهیگیری شده در آبهای عمیق قرار داشت (حداکثر ۸۰ متر) و یک منطقه از هرکدام از این دو نوع نیز در آب های کم عمق (حداکثر ۴۰متر) قرار داشتند. در هر منطقه ۲ تا ۶ ایستگاه نمونه برداری شد و عکس های ثابت به طور تصادفی از هرایستگاه برداشته شد. هیچ کس نمی تواند بگوید که طراحی این تحقیق، ایده آل است ولی با درنظر گرفتن

۱. موج تاب: سیستم الکتریکی که امواج صوتی افقی یا ظاهراً افقی را با فرکانس معین در آب انتشار داده، انعکاس این امواج را ثبت می کند.

اختلاف موجود بین مناطقی که شدت تورکشی در آن ها متفاوت است، قطعاً این تحقیق یکی از بهترین مطالعاتی است که تاکنون انجام شده است.

تفاوت بین مناطق در عکسها مشهود بود بطوری که منطقه عمیق ماهیگیری نشده با داشتن درصد بالایی از پوشش کلنی کرم‌های بادبزنی مشخص شده بود. این نتیجه ظاهری با تحلیلهای آماری نیز تأیید شد بطوریکه پوشش کرم های بادبزنی و جانوران گیاه مانند (مثل جوامع مرجانی هیدرها[1]) در مناطق ماهیگیری نشده به طور معنی داری بیشتر بود و همچنین تأثیر عمق هم در مورد کرم های بادبزنی روشن شد، بطوریکه در عمق بیشتر، کرمهای بیشتری حضور داشتند (شکل۵-۳). نتیجه مهم دیگر این بود که رابطه ای بین ماهیگیری و عمق آب وجود داشت که نشان می داد، ماهیگیری در مورد جانوران گیاه مانند در آبهای کم عمق معکوس بود، یعنی در مناطق ماهیگیری شده، تراکم بیشتری داشتند. گروه های بدون کلنی نیز تحت تأثیر ماهیگیری قرار گرفته بودند و اکثر پاسخها منفی بود. شقایق های دریایی غیرنقب زن، میگوها، اسفنج ها،برهنه آبشش ها[2]و کرم های لوله ای همگی در آب های ماهیگیری شده، کمتر وجود داشتند. همه این ارگانیسم ها نسبتاً شکننده اند و براثر تورکشی ترال کشته می شوند،برعکس، گونه های لاشه‌خوار مانند خرچنگ های منزوی در محل های ماهیگیری شده، فراوانی بیشتری داشتند.

در مجموع، نتایج «کولی» و همکاران به گفته خودشان چنین است: در تأیید این نظریه که زیستگاههای سنگی به اختلالات فیزیکی ناشی از ماهیگیری دربستر بسیار حساس هستند که اولین عارضه این کار، از بین رفتن سریع گروه های جانوری سطح رسوبات می باشد که تنها می توان با آن موافق بود. اگرچه به طور حتم عوامل دیگری از جمله عمق آب و جریان های جزر ومدی مهم هستند و فعالیت ماهیگیری می تواند تغییرات اساسی در طبیعت جوامع حاضر در زمینهای ماهیگیری سنگریزه ای داشته باشد و به طور قطع نیز چنین است.

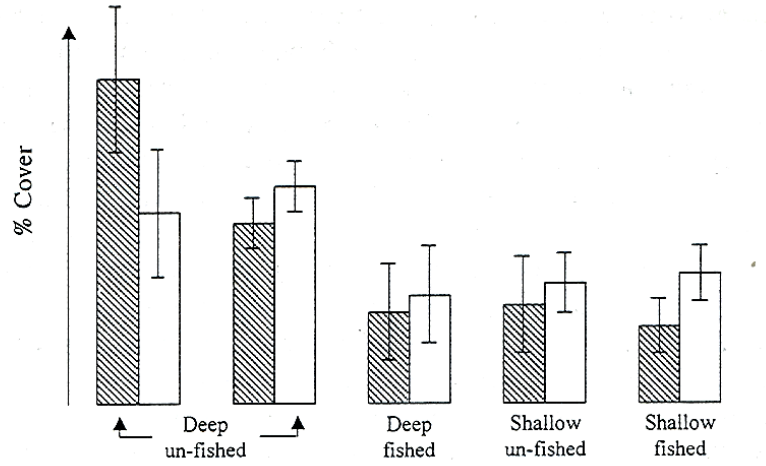
---

[1] Erect hydroids

[2] Nudibranch نرم تنی که دارای آبشش برهنه و بدون صدف است

۲-۵-۳- روش های آزمایشی تورهای ترال ماهیگیری

مطالعاتی که به بررسی شدت اختلالات ناشی از ماهیگیری می پردازند و تغییرات جوامع بنتیک را در طول زمان دنبال می نمایند، معمولاً روش هایی هستند که کمترین ابهام را در تشخیص تأثیرات دارند. البته دشواریهای موجود در راه انجام این طرحها و خطاهای مسلم در مورد مقیاسهای انجام مطالعات را نباید نادیده گرفت. هم اکنون فهرست قابل قبولی از چنین مطالعاتی در مورد ماهیگیریهای ترال کفروب وجود دارد و در این قسمت به بازنگری تعدادی از مطالعات پرداخته و درباره یافته ها و محدودیتهای آنها بحث خواهد کرد. همانا این کار بازنگری کاملی از آنچه انجام شده و در حال انجام است نخواهد بود اما شاخص وضعیت موجود می باشد.



شکل۵-۳- درصد پوشش فون جانوری در مناطق آبهای عمیق و کم عمق براساس شدت ماهیگیری (برگرفته از Collie *et al.*,1997)

▓ = کلنی کرمهای بادبزنی ،□= جانوران گیاه مانند

۱-۲-۵-۳- اروپای شمالی

براستی فرصت انجام تحقیق در محلی که از نظر ماهیگیری برای مدتی طولانی حفاظت شده، نادر است. اما خوشبختانه چنین فرصت هایی برای من و همکارانم فراهم شد تا در گارلخ[1] (یک دریاچه[2] باریک دریایی) در سواحل غربی اسکاتلند، به علت وجود یک پایگاه زیردریایی، ماهیگیری در آن ممنوع بود، به مطالعه بپردازیم. شواهد موجود نشان می داد که اگرچه سابقاً صیدهای خوبی از این دریاچه بدست می‌آمد، پس از محدودیتهای ماهیگیری از سال ۱۹۶۷، کفروبیهای بسیار اندکی در این منطقه انجام شده است. به این ترتیب، تقریباً مسلم است که این منطقه به مدت ۳۰سال ماهیگیری نشده است. فقدان ماهیگیری در دریاچه به مدت طولانی فرصتی منحصر بفرد را پدید آورد تا به طور تجربی به آزمون تأثیر درازمدت اختلالات ناشی از ماهیگیری مکرر و بازیافت جوامع بنتیک پس از آن بپردازیم. خاصیت مهم و منحصر بفرد دیگر این مطالعه، آن بود که رسوبات منطقه از نوع رسی نرم بود که نظم خاصی نداشت. این حالت برخلاف اغلب مطالعات پیرامون عوارض ماهیگیری بود که در زمین های ماسه ای یا شنی انجام شده بودند.

در مطالعات انجام گرفته پیرامون اثرات شدید زیست محیطی، نوع طرح اغلب به صورت قبل/بعد شاهد/ اثرات یا طرح BACI می باشد (Stewart-Oaten *et al.*,1986- Bernstein&Zalinski,1983)، که معمولاً در آن از منطقه ای که می دانیم تحت تأثیر بوده و یک یا چند منطقه دیگر به عنوان مرجع، به طور متناوب در طول زمان نمونه برداری انجام می شود. داشتن چند محل به عنوان مرجع ارجحیت دارد زیرا محقق می تواند این احتمال را کاهش دهد که تفاوتهای مشاهده شده در مناطق عارضه دار (شاهد) و مرجع براثر تفاوت های تصادفی بین محل ها باشد (Underwood,1992). اگرچه، همچون بسیاری از مطالعات بزرگ مقیاس، توافقات ضمنی براساس طرح های تجربی ضروری هستند ولی در این مورد،

[1] Gareloch
[2] Loch

مناطق متعدد مرجع قابل دستیابی بود. این مسأله موجب نمی شود که نتایج مطالعه از اعتبار ساقط شود اما به این معنی است که وقتی کسی بخواهد نتایج کلی در مورد پاسخ های محتمل در سایر مناطق را استنتاج کند، باید دقت بیشتری به خرج دهد.

اولین بخش مطالعه، انجام یک بررسی مقدماتی برای انتخاب منطقه مرجع و منطقه مورد بررسی (شاهد) برای تحقیق بود. فیلم های زیرآبی، تصاویر سونار، نقشه برداری آکوستیک رسوبات، آنالیز اندازه ذرات رسوبی گرفته شده از نمونه های جانوران داخل رسوبات براساس نمونه های گرفته شده گراب، همگی در این مرحله مطالعه شدند.سپس در منطقه ای که به عنوان منطقه بررسی انتخاب شده بود، به وسیله یک کشتی ماهیگیری محلی، یک تورکشی ترال آزمایشی انجام شد. در یک روز از هرماه، ۱۰بار تورکشی ترال که هرکدام حداکثر ۴۵دقیقه به طول می انجامید، با استفاده از وسایل استاندارد تورکشی برنامه ریزی شد اما هیچ توری به وسیله تورکشی متصل نبود. در نگاه اول عجیب به نظر می رسد که برای انجام چنین آزمایشی، تور را از وسیله ماهیگیری باز کنیم، اما جداکردن تور به ما این امکان را داد که در مدت زمانی که در اختیار داشتیم، حداکثر اختلال مورد نیاز را ایجاد کنیم. همچنین محل مطالعه به گونه ای بود که تورکشی مداوم می توانست به طور قابل توجهی از تراکم لاشه خواران و شکارچیان بزرگ بکاهد. استفاده نکردن از تور این اطمینان را به ما داد که تنها تأثیر اختلالات فیزیکی مورد مطالعه قرارگیرد و از تراکم گونه هایی کاسته نشود که از شکارهای آسیب دیده و رها شده تغذیه می کنند. بررسی فون ها در هر دو منطقه مرجع و شاهد انجام گرفت. سپس هر دو منطقه به منظور بررسی فرآیند بازیافت به مدت ۱۸ماه تحت نظر قرار گرفتند.

تأثیر فیزیکی اصلی ترال درب دار، گودال هایی بود که براثر درب های تور ترال در رسوبات ایجاد شد. این وضعیت با ترال شاهین دار و درج صدف اسکالوپ که بستر دریا را صاف می کنند، متفاوت است.حدود ۱۸ماه پس از اتمام ماهیگیری، زمان لازم بود تا مشخه های فیزیکی منطقه به وضعیت قبل از

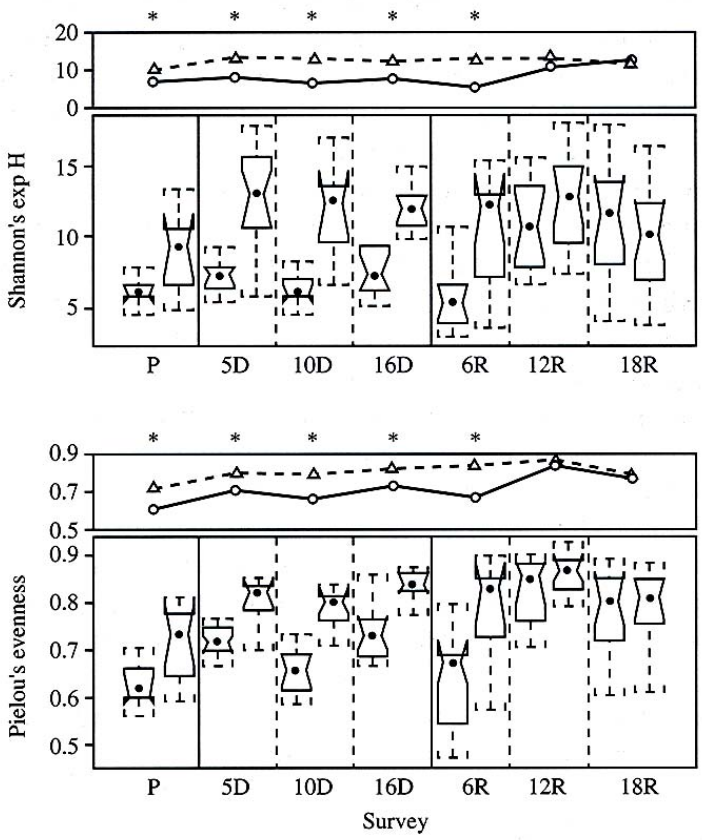
کفروبی باز گردند، ولی بنظر نمی رسد این عوارض در مناطقی که بی حفاظ بوده و رسوبات بیشتری دارند، تا این اندازه بزرگ و بلندمدت باشد (رجوع کنید به Currie & Parry,1996).اختلال تجربی هیچ تأثیری در اندازه ذرات رسوبی وسطح کربن آلی نداشت.

اختلال ناشی از تورکشی ترال به افزایش تعداد جانوران و گونه های موجود در منطقه مرجع منجر شد در حالی که از تنوع[1] و یکنواختی[2] آن کاست (شکل۶-۳). کاهش میزان تنوع به همراه افزایش تعداد جانوران و گونه ها نشان داد که یک افزایش نامتناسب در فراوانی برخی از گونه های غالب در منطقه مرجع پیش آمده است، نتیجه ای که پیش بینی می شد در یک منطقه آسیب دیده ایجاد شود. مقیاس های زمانی آشکارشدن آثار مختلف، متفاوت بود که نشاندهنده تفاوت در میزان حساسیت به اختلالات ناشی از تورکشی ترال بود. اندازه گیری میزان تنوعی که در آن از فراوانی نسبی گونه ها درنمونه برداری استفاده شد تا یک شاخص بدست آید، حساسترین روش نسبت به تغییرات اولیه در جامعه بود. هرشاخص، تفاوتهای معنی داری را تنها ۵ماه بعد از اختلال، بین مناطق نشان داد ولی مشخص کرد که این مناطق بعد از ۱۲ماه، دیگر هیچ تفاوتی باهم ندارند. برعکس، غنای گونه ها(یعنی تعداد کل یک گونه در نمونه) تنها نشان داد که بعد از ۱۶ماه از دوره اختلال، تفاوت معنی داری بین مناطق وجود دارد که در طول دوره بازیافت این تفاوت باقی مانده بود.

در شکل ، فرورفتگی در جعبه ها نشاندهنده محدوده اطمینان ۹۵ درصد در مقدار میانه است(برگرفته از شکل ۴ از Tuck *et al.*,1998) (تذکر: هرچند در تنوع و یکنواختی تفاوت معنی داری بین دو محیط در بررسی اولیه وجود داشت، آنچه باید مبنای محاسبات قرار گیرد، تأثیر متقابل آماری بین نواحی تورکشی شده شاهد در طول زمان است).

[1] Diversity
[2] Evenness

از تحلیل فراوانی های هرگونه، اطلاعاتی حاصل شد مبنی بر اینکه کدام گونه را میتوان به عنوان شاخص اختلال در نظر گرفت(آنهایی که فراوانیشان افزایش یافت) و کدام گونه ها در برابر اختلال حساسند (آنهایی که فراوانیشان کاهش یافت). اصلی‌ترین گونه هایی که به همراه اختلالات، افزایش مداومی را در



شکل٦-۳- طرحهای جعبه ای از تنوع و یکنواختی (قسمت پائینی) به همراه سریهای زمانی برای مقادیر میانه هر بررسی(قسمتهای بالایی). طرحهای جعبه ای به ترتیب زمان(بررسی) به صورت جفت ارائه شده‌اند و منحنی مرجع در قسمت راست هرجفت نشان داده شده است.بررسیهایی که در آنها مقدار دوناحیه با یکدیگر از لحاظ آماری تفاوت معنی داری داشته اند،با ستاره نشاندار شده اند. بررسیها به صورت ذیل کدگذاری شده اند:P- بررسی اولی،5D- اختلال ٥ماهه، 10D- اختلال ۱۰ماهه، 16R- بازیافت ١٦ماهه،6R- بازیافت ٦ماهه، 12R- بازیافت ۱۲ماهه، 18R- بازیافت ۱۸ماهه

فراوانی خود نشان دادند متعلق به خانواده کرم های Cirratulid و Capitellid بودند که در طبیعت بیشتر به عنوان فرصت طلب شناخته میشوند. این کرمها گونه های کوچک جثه ای هستند که وقتی منابع در دسترس باشند، می توانند به سرعت تولید مثل کنند و جمعیت خود را افزایش دهند (برای مثال، وقتی که شرایط زیست محیطی تغییر کند، گونه هایی کشته می شوند که قدرت تحمل کمتری دارند). مقیاسهای زمانی که طی آنها گونه ها تفاوتهای معنی داری نشان دادند متفاوت بود بطوری که بعضی از آنها درمنطقه بررسی (شاهد) پس از پایان تحقیق فراوانتر شدند، درحالی که گونه های دیگر در مدت ۱۸ماه بازیافت، هیچ تغییری را در تراکمشان نشان ندادند. جالب است که تراکم پرتاران Spionid به سرعت پس از پایان اختلال افزایش یافت و در منطقه بررسی، تا ۱۸ ماه پس از خاتمه تورکشی همچنان این افزایش فراوانی را حفظ کرد. این نتیجه نشان می دهدکه با وجودی که برخی گونه ها نمیتوانند در مدت تورکشی سود ببرند (احتمالاً به دلیل حساسیت در برابر اختلال فیزیکی)، ولی این گونه ها فرصت طلب بوده و پس از خاتمه تورکشی می توانند تعدادشان را به سرعت افزایش دهند.

گونه هایی که فراوانی‌شان کاهش یافته بود، بارزتر از آنهایی بودند که افزایش داشتند، ولی داده‌ها نشان می دهند که تعدادی از گونه ها را می‌توان یافت که در زیستگاه خود به اختلال فیزیکی حساس بوده اند، به دنبال اختلال در منطقه مورد مطالعه، فراوانی دو کفه ای *Nucula nitidosa* و *Corbula gibba* همچون چند گونه از پرتاران کاهش یافت. یک نمود مشترک در بسیاری از گونه های کاهش یافته این است که این گونه ها نسبت به ضریب بالای رسوبگذاری حساسند، مسأله ای که به خوبی در رسوبات نرم زیستگاه دریاچه Gareloch مصداق دارد. از یک دیدگاه وسیعتر، تحلیل چند متغیری داده های مربوط به جوامع داخلی رسوبات نشان داد که این دو منطقه پس از تنها ۵ ماه از اختلال، تفاوتهای معنی داری را بروز دادند و این وضعیت در طول مطالعه همچنان باقی ماند.

در مورد گونه های سطحی رسوبات هیچ تأثیر درازمدتی در تعداد کل گونه ها یا جانواران ردیابی نشد ولی بعضی از گونه های منفرد پاسخهایی را نشان دادند. بویژه، تراکم ستاره شکننده[1] Plumose و صدفهای حلزونی سگی[2] افزایش یافت. همانطور که پیشتر اشاره شد، به تازگی با توجه به تراکم ستاره‌های دریایی شکننده گفته شده که فعالیتهای ماهیگیری ممکن است در افزایش جمعیت خارپوستان در دریای شمال نقش داشته باشند (Lindley *et al.,1995*). اگرچه، درحالی که افزایش مشاهده شده در تراکم *Ophiura* sp. در منطقه بررسی(شاهد)، با این فرضیه سازگار است، باید پیش از آنکه نتایج قطعی را استخراج کنیم، در مورد زیست شناسی جمعیت *Ophiura sp.* و مهاجرت آن به خارج و داخل مطالب بیشتری بدانیم. احتمالاً شقایقهای دریایی براثر عوارض فیزیکی ادوات ماهیگیری، آسیب دیده یا کشته شدند ولی انتظار می رود که یک گونه لاشه خوارمانند *Buccinum undatum* از اختلال ناشی از ماهیگیری به دلیل افزایش غذای در دسترس، سوده برده باشد. اما تحقیقات اخیر در دریای شمال نشان می دهند که تورهای ترال کفروب این گونه را هم از بین می برند و براساس نتایج ما بنظر می رسد که عوارض ناشی از نرخهای بالای مرگ ومیر برافزایش در دسترس بودن غذا می چربند. همچنین ممکن است که تأثیر چشمگیری در یک گونه دیگر یعنی قلم دریایی[3] مورد انتظار باشد. اگرچه *Virgularia* بالای سطح رسوبات کاملاً صاف می‌ایستد، اما براثر اختلالات آسیبی نمی بیند، شاید به این دلیل که می تواند خیلی سریع به داخل گل ها عقب نشینی کند و بنابراین در موقع عبور تور ترال از آسیب جلوگیری کند.

بطور خلاصه ما دریافتیم که تأثیر برسطح رسوبات طی مدت ماهیگیری مشهود بود ولی بازسازی آنها نسبتاً سریع بوقوع پیوست. در بسیاری از قسمتها، تراکمهای موجود در منطقه مرجع، ۶ماه پس از پایان ماهیگیری قابل تمایز نبود. اما باید بخاطر داشت که اجتماع گونه های سطح رسوبات گارلخ (خلیج باریک «Gareloch») از همان ابتدا نسبتاً ضعیف بود، بطوریکه معدود گونه های عمود چسبان مثل اسفنجها و

[1] *Ophiura* sp.
[2] *Buccinum undatum*
[3] *Virgularia mirabilis* (sea pen)

مرجانها موجود بودند که بنظر میرسد بسیار آسیب پذیر باشند. می توان تصور نمود که چنین رده های ظریفی هرگز در محل حضور نداشته اند. همانطور که پیش تر اشاره شد، طرح تجربی (یعنی یک منطقه مرجع و یک منطقه بررسی) از این نظر قابل انتقاد است که تنها می تواند تفاوت های بین محلها را مشخص کند (Hurlbert,1984). بنابراین، درمورد تأثیرات ماهیگیری در محیطی غیراز گارلخ هیچ نظر قطعی نمی‌توان اظهار داشت. اما با نمونه گیریهای مکرر در طول زمان، طی یک دوره آسیب و بازسازی می توان گفت که نتایج حاصله از این محل را می توان به طور گسترده تری تعمیم داد.اختلال ناشی از تورکشی ترال آزمایشی تأثیر درازمدت آشکاری در توپوگرافی بستر دریا و اجتماع داخل رسوبات در این منطقه داشت. درحالی که پس از گذشت ۱۸ماه از بازسازی، تأثیر فیزیکی تقریباً قابل تشخیص نبود، تأثیر در اجتماع (که با استفاده از روشهای یک متغیری و چند متغیری اندازه گیری شد) از طول زمان این مطالعه ماندگارتر بودند. این خواننده است که باید تصمیم بگیرد این نتایج چقدر عمومیت دارند، ولی من فکر میکنم که احتمالاً در سایر مناطقی که رسوبات نرمی رسی دارند، تأثیر مشابهی خواهد شد. همچنین، دوره‌های طولانی بازسازی نشان می دهند که حتی ماهیگیری در یک دوره محدود از سال احتمالاً برای نگهداشتن اجتماع در یک وضعیت بحرانی کفایت می کند، بطوریکه شدت اختلال در این مدت با اختلال ناشی از ماهیگیری ماهانه در خلیج گارلخ قابل مقایسه می باشد.

۲-۲-۵-۳- استرالیا

رشته های سدی مرجانی بزرگ (The Great Barrier Reef):

شاید یکی از مناطقی که بیشترین توجه حفاظت زیست محیطی به آن معطوف شده است،The Australian Great Barrier Reef (GBR) باشد. در این منطقه با توجه به زیستگاه های بستر دریا، شاید مهمترین موضوع مدیریتی، مسأله تأثیر صید ترال میگو باشد. ساحل GBR، زمینه مساعدی

برای فعالیتهای ترال کف پدید می آورند بطوریکه حدود ۹۰۰قایق در هرسال نزدیک به ۷۰۰۰تن میگو و ۱۰۰۰تن صدف اسکالوپ را صید می نمایند. به تازگی یک تحقیق پنج ساله به ثبت تأثیر این فعالیتها در داخل یک منطقه ممنوعه ماهیگیری و نواحی مجاور آن پرداخته که در قسمت شمالی صخره ها تا آن سوی فلات قاره گسترش یافته است (Pitcher *et al*,.1996). بخش اول این تحقیق، یک روش مقایسه ای بود که به توصیف بستر دریا و جوامع موجود در این منطقه پرداخت و به منظور مقایسه مناطقی که برای ماهیگیری ممنوع یا آزاد هستند، نمونه گیری انجام شد. متأسفانه همچون بسیاری از مطالعات مقایسه ای، از آغاز کار تردیدهای قابل توجهی در مورد معتبر بودن این روش وجود داشت. اول آنکه قسمت نزدیک به ساحل در منطقه ممنوعه تا پیش از تعطیل شدن ماهیگیری، مورد تورکشی قرار می گرفت. دوم، چون فعالیتهای تورکشی دراین منطقه بسیار متراکم بود، ممکن بود بسیاری از مناطق آزاد، تورکشی نشده باشند. وقتی تفاوتهای اندکی بین مناطق ممنوع و آزاد یافت شد، این مشاهدات کیفی کاملاً مهم بنظر رسیدند. براساس این نتایج غیر قطعی، مطالعه ای آغاز شد. در این تحقیق از طرح قبل/بعد،شاهد/ اثرات (BACI)[1] که پیشتر توضیح داده شده بود، استفاده شد و ۲۴نقطه از بستر دریا مورد بررسی قرار گرفت. این نقاط پیش از مطالعه شناسایی و بررسی شده بودند، نیمی از آنها پس از این بررسی مورد تورکشی قرار گرفتند و همه نقاط به سرعت پس از تورکشی و همچنین ۶ماه بعد ارزیابی شدند. ۱۲نقطه تیمار به مساحت (۲/۷×۱/۲) کیلومتر مربع به طور کامل در یک زمان تورکشی شدند. این نقاط طوری انتخاب شدند که شامل فونهای سطح رسوبات چسبان به عنوان اجزای ساختاری بودند، به طوری که این مطالعه به انجام تورکشی جهت ایجاد صیدگاههای جدید میگو شباهت زیادی داشته باشد. اسفنج ها اجزای اصلی ساختاری فون سطح رسوبات هستند و همچنین به دلیل نقش احتمالی شان در تأمین یک زیستگاه ثانویه برای سایر موجودات، مورد توجه خاص قرار دارند. جالب است که باوجود مقیاس این مطالعه و با وجود

[1] . BACI (Before/ After; Control/ Impact)

اینکه تورکشی در هرکدام از نقاط بررسی ۱تا۷ تن از جانداران بنتیک را از بین برد،تأثیر معنی دار آماری بسیار کمی مشاهده شد! این نتیجه تا حدودی تعجب برانگیز بود ولی نشان داد که احتمالاً یک بار عبور ترال میگو به تنهایی نمی تواند چندان تأثیرگذار باشد. درواقع، سؤالی که پیش می آید این است که یک بار تورکشی ترال چقدر در واقعیت تأثیر دارد.

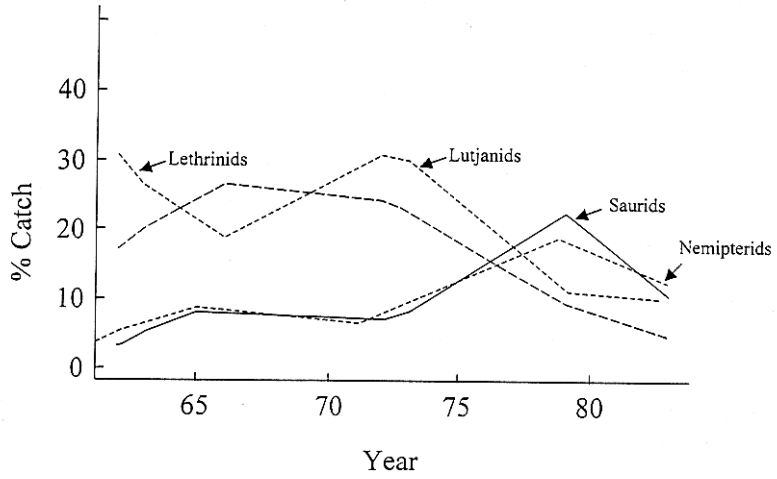
قدم منطقی بعدی، آزمون وقایع ناشی از تورکشی ترال مکرر در همان منطقه بود و این کار از طریق آزمایش تهی سازی[1] تور ترال انجام شد. این مطالعه نشان داد که هربار تورکشی ۲۰-۵درصد از توده زنده اولیه بنتوزهای چسبان را جابجا می کند و ۱۳بار تورکشی ۹۰-۷۰درصد از این جمعیتها را در هر منطقه جابجا می کند. نتیجه این مطالعه روشن است: عوارض ناشی از صید میگو در Great Barrier Reef ممکن است درمناطقی که بندرت تورکشی می شوند قابل ردیابی نباشند، اما مجموع آثار تورکشی ترال در همان منطقه می تواند اساسی باشد.

۳-۲-۵-۳- فلات قاره شمال غربی[2]

یکی از تحلیل هایی که اهمیت موجودات بنتیک را در ساختار زیستگاه ها به نمایش میگذارد، مربوط به Siansbury(۱۹۸۸) است که به مطالعه ماهیگیری در فلات قاره شمال غربی استرالیا پرداخت. ماهیگیری در این منطقه به طور عمده توسط ناوگان های خارجی انجام می‌گیرد و اولین بار ترالرهای ژاپنی (۱۹۶۳-۱۹۵۹) به بهره برداری از این منطقه پرداختند که بیشتر به دنبال صید ماهی شعری[3] از خانواده Cethrinidae بودند. از سال ۱۹۷۲ ترالرهای تایوانی آغاز بکار کردند و گونه های مختلفی را صید می‌کردند که مهمترین آنها ماهی سلطان ابراهیم[4] (*Nemipterids*، ۲۱درصد) ماهی حسون[5] (*Saurida*،

[1] Depletion
[2] The Northwest shelf
[3] Emperor
[4] Bream
[5] Lizardfish

۱۲درصد)، سرخو ماهیان (*Lutjanidae*، ۹درصد) و خانواده شعری ماهیان *Lethrinidae* ۸درصد) بودند. در سال ۱۹۸۴، فعالیتهای گرگورگذاری استرالیا با هدف صید شعری ماهیان، سرخو ماهیان و هامور ماهیان آغاز شد. از سال ۱۹۶۰ به بعد، داده های گشت های تحقیقاتی در دسترس نشان دادند که در طول تکامل این فعالیتهای ماهیگیری، میزان کل توده زنده تغییری نکرده است و ترکیب اجتماع ماهیان تحت تأثیر قرار گرفته، کاهش شعری و سرخو و افزایش حسون و سلطان ابراهیم را به دنبال داشته است (شکل۷-۳)



شکل ۷-۳- روند تغییرات فراوانی چهار رده عمده از ماهیانی که در قسمت شمال غربی فلات قاره استرالیا بهره برداری شده اند (برگرفته از شکل ۲-۱٤ در1988 , Siansbury).

داده های موجود همچنین نشان می دهند که محیط زیست بنتیک طی همین مدت تغییر کرده است. بویژه کمیت فون جانوری سطح رسوبات که امروزه به وسیله تورکشی ترال صید میشوند(به طور عمده اسفنج‌های *gorgonian* و *alcyonarian*) به طور قابل توجهی کمتر از میزانی است که پیش از شروع این فعالیتها بدست آمد (*Sainsbury*,1987).*Sainsbury* (۱۹۸۸)، با استفاده از نوارهای ویدیویی حاصله از دوربین های متصل به تورهای آزمایشی ترال، چهار نوع زیستگاه را براساس فونهای بنتیک غالب در آنها

شناسایی نمود. سپس داده های صید ماهی در ارتباط با هر زیستگاه مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان داد که ماهیان شعری و سرخو تقریباً به طور کامل در زیستگاه هایی حضور داشتند که در آنها بنتوزهای بزرگ سطح رسوبات به سر می بردند. برعکس حسون ماهیان و گوازیم ماهیان تنها در بسترهای شنی-ماسه ای یافت شدند.

این وضعیت موجب شد که مسأله مهمی در مدیریت این منطقه بوجود آید. اول آنکه این سؤال مطرح شد که آیا میشود تغییر ساختار جمعیتی این منطقه را بازگرداند یا خیر. اگر این تغییرات قابل برگشت بودند، آیا با توجه به عدم قطعیت در نتایج و مدت زمانی که طول می کشد تا مسأله بازگشت سرمایه براثر افزایش میزان صید نیز در نظر گرفته شود. در نهایت، اگر چنین کاری قرار بود انجام شود، چه اقدامات مدیریتی برای رسیدن به این هدف مناسب بودند؟

کلید حل مسایل در وهله اول در گرو دانستن مکانیسم های ایجاد کننده تغییرات بود. چهار فرضیه برای این مسائل عنوان شد:

۱) دینامیک بین گونه ای: تغییرات مشاهده شده در نتیجه پاسخ های مستقل هرگونه می باشند.

۲) ایجاد رقابت براثر ماهیگیری: شعری و سرخو ماهیان یک تأثیر منفی در ضریب رشد جمعیت سلطان ابراهیم و حسون دارند. به همین دلیل وقتی سرخو و شعری از طریق ماهیگیری از بین بروند، فراوانی گروه دوم به علت از بین رفتن رقابت افزایش می یابد.

۳) فشار رقابتی: ماهی حسون و ماهی سلطان ابراهیم آثار منفی برضریب رشد جمعیت شعری و سرخو دارند و فراوانی گروه دوم به دلیل افزایش فراوانی گروه اول که مستقل از فعالیت های ماهیگیری بوده است، کاهش یافته است.

۴) اصلاح زیستگاه : مشخصات زیستگاه تعیین کننده توان بالقوه هرجنس به طور جداگانه می باشد، به همین دلیل تغییرات حاصل از تورکشی ترال در فراوانی نوع زیستگاه برظرفیت بالقوه جنسهای مختلف تأثیر می گذارد.

هرچهار فرضیه از نظر بوم شناختی منطقی بوده و یا داده های موجود سازگار بودند. اگرچه مهم است که بدانیم هریک از این فرضیه ها نیازهای مدیریتی بسیار متفاوتی باهم دارند. فرضیه های ۱ و۲ به کمبود نسبی قابلیت تولید در شعری و سرخو ماهیان دلالت دارند که به همراه کاهش توده زنده این آبزیان به عنوان نتیجه ماهیگیری مطرح می شود. در این مورد حتی اگر بتوان ذخایر را بازسازی کرد، بهره برداری پایدار ماهیگیری باید به حدی کم باشد تا از وقوع دوباره چنین کاهشی پیشگیری شود. فرضیه های ۳و۴ به قابلیت تولید نسبتاً بالاتری شعری و سرخوماهیان تحت شرایط خاص اشاره دارند. در فرضیه ۳ برداشت انتخابی این گروه از آبزیان و در فرضیه ۴برداشت بدون آسیب به ساختار زیستگاه بنتیک موجب صید پایدار می شوند. این مفاهیم و فرضیه های گوناگون تعیین می کنند که کدام مکانیسم نسبت به یک مسئله آکادمیک کارآیی بیشتری دارد.

با اینکه مطرح کردن فرضیه ها کار نسبتاً آسانی است، همانا انتخاب بین آنها با استفاده از داده های موجود اصلاً ساده نیست ولی آنچه که در این مطالعه کاملاً قابل ستایش است این است که محققین با در نظر گرفتن فرضیه های فوق به عنوان مدلهای ریاضی، یک فرآیندارزشیابی فرمول بندی شده را ابداع نمودند. تنظیم چنین مدلهایی واقعاً ارزشمند می باشد، زیرا اجازه می دهد که به طور قطعی مشخص کنیم براساس داده های موجود، کدام فرضیه بیشتر می تواند صحیح باشد. با استفاده از شاخه ای از علم آمار به نام آمار Bayesian می توان با استفاده از داده های موجود، تا حدودی به چنین ارزشیابی دست یافت. بنظر می‌رسد که روشهای Bayesian با نوع مشکلاتی که در اینجا با آنها درگیر هستیم بیشتر مطابقت داشته باشند و جزئیات بیشتر آن در فصل ۹شرح داده خواهد شد. در اینجا کافی است که بگوییم احتمال درستی هرچهار

فرضیه یکسان درنظر گرفته شد و سپس این احتمالات براساس داده های تحقیق، روزآمد گردید. این تحلیل نشان داد که ارزش بدست آمده فعلی از ادامه فعالیتهای قانونی ماهیگیری ترال موجود نسبتاً پایین است و اطلاعات دیگری که می شد از طریق پایش نتایج تورکشی ممتد ترال به دست آورد، کمکی نمی کند تا بتوان در مورد اینکه در آینده انجام چه کاری بهتر است، تصمیمی اتخاذ نمود. در واقع، حتی با وجود اینکه احتمالاتی که می شد به مدلهای مختلف نسبت داد در آن زمان نسبتاً پایین بود، مشخص شد که درصورت تغییر سریع وضعیت به سمت فعالیتهای محلی صید با قفس فواید روشنی بدست می آید. اما همچنین نشان داده شد که برخی رژیم های مدیریتی تجربی می توانست میزان بازگشت مورد انتظار منابع را بالا ببرد که شامل توقف تورکشی ترال در برخی مناطق و ایجاد ماهیگیری باقفس در بعضی از مناطق ممنوعه بود.

موجب خوشحالی است که آژانسهای مدیریتی فلات قاره شمال غرب استرالیا، تا حدودی براساس این مطالعه موافقت کردند که چنین تجربیاتی را از طریق تقسیم منطقه به سه ناحیه انجام دهند. یک قسمت از این منطقه به روی ترالرها باز بود، قسمت دوم در سال ۱۹۸۵ و قسمت سوم در سال۱۹۸۷ به روی ترالرها بسته شد. به طور کلی قفس گذاری در این مدت در سه منطقه مجاز بود. این امیدواری وجود داشت که بستن قسمتی از منطقه بر ترالرها بتواند باعث شود که این ماهیگیری برای بهره برداری گونه هایی توسعه یابد که در زیستگاههای کمتری آسیب دیده می شوند.

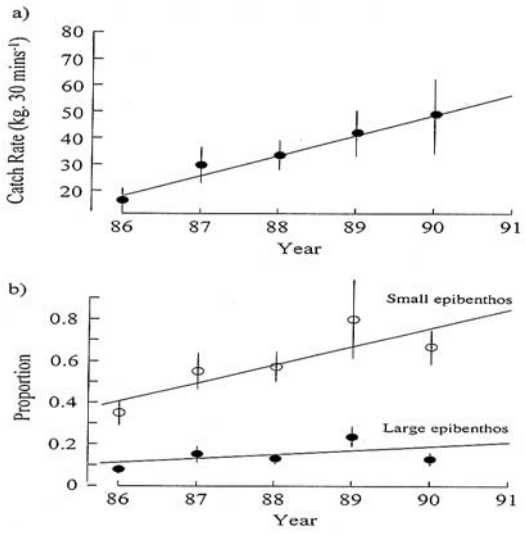
متأسفانه، مغایرت نتایج بدست آمده تلاش صیادی ترال کف دقیقاً چنان نبود که انتظار می رفت. دلیل این مسأله تا حدودی مربوط به توسعه غیرمنتظره فعالیتهای ترالرهای محلی بود که هیچ وسیله قانونی برای پیشگیری از دسترسی آنها به یکی از مناطق بسته شده وجود نداشت. تغییرات در آژانس مدیریتی مسؤول این منطقه و عوامل دیگر نیز در ایجاد اختلال در طراحی اولیه نقش داشتند. با این حال با وجود این مشکلات، یک مطالعه پایشی همچنان در حال اجراست و از دو منطقه، داده های کافی برای ارزشیابی

چهار فرضیه بدست آمده است. داده های حاصل از این دو منطقه نشان دهنده تفاوت در بین منطقه بسته و منطقه ای بود که از سال ۱۹۹۰-۱۹۸۵ به روی ترال ها باز بود. شکل ۸-۳ نشان می دهد که منطقه بسته چگونه شاهد افزایش تراکم شعری و سرخوماهیان و فراوانی بنتوزهای کوچک بود. فراوانی بنتوزهای سطحی رسوبات کوچکتر ثابت باقی ماند یا افزایش مختصری یافت. در منطقه باز فعالیت ترال، فراوانی ماهیان به همراه بنتوزهای سطحی رسوبات بزرگ و کوچک کاهش یافت.

این نتایج به خودی خود جایگاه ارزشمندی نسبت به اثرات ماهیگیری دارند، ولی اهمیت واقعی این مطالعه در این است که می تواند در مورد چهار فرضیه فوق به طورقطعی به ارزشیابی بپردازد.این وضعیت به این دلیل ایجاد شد که داده های بدست آمده ازدوره مطالعه اجازه داد که احتمالات در نظر گرفته شده برای هرکدام از این چهار فرضیه به صورت روزآمد درآیند. هنگامی که این روزآمد کردن انجام شد، مکانیسم احتمال تغییر زیستگاه به طور قابل توجهی افزایش یافت. ارزش این فرضیه به حدود دوبرابر فرضیه ای ارتقاء یافت که پیش از آن قرار داشت. این نتیجه نشان می دهدکه اگر بتوان از زیستگاه حفاظت نمود، می توان یک ماهیگیری با ارزش از شعری و سرخوماهیان ایجاد کرد و تغییرات در ساختار اجتماع ماهیان احتمالاً تا حدود زیادی به تغییرات ناشی از تورکشی ترال در زیستگاه وابسته است.

فلات قاره شمالی غربی مثال خوب از جایی است که تقابل بین ماهیگیری و ساختار جوامع بنتیک در آن می تواند موجب ارتقای ماهیگیری و کمتر آسیب دیدن موجودات بنتیک شود. چنین مکانیسمی ممکن است در هر محلی اتفاق نیفتد.درواقع، ممکن است زیستگاه هایی که این مکانیسمها در آن جریان دارند، بسیار محدود باشند اما ما باید مواظب چنین احتمالی باشیم.اما هرکس میتواند امید داشته باشد که تحلیلهای منطقی از سایر سیستمها بتواند به نتایج مشابهی منجر شوند. اگرچه، متأسفانه در مورد فلات قاره شمال غربی، واضح است که مقیاس زمانی لازم برای بازسازی بنتوز سطحی رسوبات آهسته تر از آنچه باشد که پیشتر تصور می شد. اکنون بنظر می رسد که برای اینکه اسفنجها تا ۲۵سانتیمتر رشد کنند، به جای ۱۰-

۶سال حداقل به ۱۵سال زمان نیاز است. علاوه براین، تحلیلهای ویدیویی از تـأثیر طنـاب پـایینی تـور نـشان می دهد که حدود ۸۹درصد از برخوردها منجر به کنده شدن اسفنجها و تقریباً به طور قطع منجر به مـرگ آنها می شود. این روند آهسته بازسازی و احتمـال آشـکار بـالای ایـن مـسأله کـه بنتوزهـای بـزرگ براثـر تورکشی ترال جابجا خواهند شد، به این معنی است که اقـدامات لازم بـرای حفاظـت از زیـستگاه بایـد در نگهداری ساختار لازم برای این حجم وسیع ماهیگیری، بسیار مؤثر باشد. فرآیند ارزشیابی قطعی ابداع شده توسط Sainsbury و همکاران، از بسیاری جنبه ها برای انجام تحقیقات در مورد جنبـه هـای مختلـف آثـار ماهیگیری هایک الگوست.



شکل۸-۳-(الف)تغییرات فراوانی ماهیان(شعری و سرخو).(ب) تغییرات نسبت بنتوزهای سطحی رسوبات بزرگ و کوچک در مناطق ممنوع و آزاد ماهیگیری (برگرفته از شکل۲ از Sainsbury *et al.*,1997)

۳-۵-۳- صید آزمایشی آبزیان پوسته‌دار[1]

فعالیتهای ماهیگیری برای صید آبزیان پوسته‌دار معمولاً با استفاده از ادوات صید کشش سنتی دارای تمرکز بیشتری هستند و اغلب به محیطهای زیست ساحلی با آبهای کم عمق محدود می شوند. درج‌کش‌هایی که برای صید صدف به کار می روند به دو گروه عمده تقسیم میشوند: درج‌کش‌های هیدرولیک که به وسیله یک شلنگ آب فشان[2] نصب شده در نوک درج‌کش، ضمن بلند کردن خاک،محتویات آنرا شستشو می دهند و درج‌کش‌های معمولی که به طور عادی کشیده می شوند. در مورد سیستم های هیدرولیک، بلند کردن خاک هم به این ابزار صید کمک میکند تا راحت تر در عمق نفوذ کرده و صدفها را صید کند و هم اینکه قدرت مایع برای مکش رسوبات و شکار به روی کشتی مورد استفاده قرار می گیرد. درج‌کش‌ها معمولاً یک میله دندانه دار دارند که رسوبات را حفر و یک شبکه فولادی یا کیسه مدور دارند که صید را در خود نگه دارند.

از بین ادوات صید صدف که مورد مطالعه قرار گرفته اند، درج‌کش‌های صدف اسکالوپ بیشترین توجه را به خود جلب نموده و درسالهای اخیر، کیفیت و وسعت مطالعات صورت گرفته به طور قابل توجهی افزایش یافته است. بخصوص مطالعه «کوری» و «پاری»[3](۱۹۹۶) در محلی در نزدیکی خلیج پورت فیلیپ[4] در جنوب شرقی استرالیا که به بررسی تغییرات فون بنتیک داخل رسوبات براثر درج‌کش‌های صدف اسکالوپ پرداختند و ارزش آن را دارد که با جزئیات به توصیف آن پرداخته شود. فعالیت صید صدف اسکالوپ در خلیج پورت فیلیپ از سال ۱۹۶۳ آغاز و پس از یک توسعه سریع در فعالیت های ماهیگیری، در سال ۱۹۶۸ سقوط کرد. امروزه تلاش صیادی بسیار کمتر از اواسط دهه ۱۹۶۰ است، ولی هنوز ۸۴ شناور اجازه استفاده از درج‌کش‌ها را دارند. از سال ۱۹۸۵، مقررات محدودیت منطقه ای وضع شد و از

---

[1] Shellfish
[2] Water Jet
[3] Currie & Parry
[4] Port Phillip Bay

ماهیگیری در آبهای با عمق کمتر از ۱۰ متر جلوگیری شد، بنابراین، تلاشها به مناطقی با عمق ۲۰-۱۰متر معطوف شد. درج کش های تجارتی به صورت گروههایی متشکل از ۵۰-۵ شناور در این منطقه کار می کنند و در هر گروه شناورها در طول ۲۰۰۰- ۵۰۰ متر در یک جهت یکسان کشیده می شوند، سپس تخلیه شده و در جهت عکس کشیده می شوند. کوری و پاری(۱۹۹۶) با استفاده از داده های مربوط به تلاش صیادی در قسمت های مختلف خلیج، توانستند برآوردی از نسبت مناطقی را بدست آورند که در هربخش به میزان چندین بار در سال (۱۹۹۰-۱۹۸۰) مورد صید قرار گرفته اند. با استفاده از تحلیل این داده ها فعالیتهای کفروبی ترال، مطالعه ای طراحی شد تا بتوان فعالیت ماهیگیری معمول را تقریباً دوبرابر کرد. طرح اصلی این مطالعه چنین بود: دو منطقه آزمایشی مجاور به مساحت ۶۰۰×۶۰۰متر در آبهای با عمق ۱۵-۱۲متر مکان یابی شدند. سپس ۳ماه، ۲ماه و ۲هفته قبل از هرگونه مداخله تجربی، با استفاده از گراب‌های متعدد، ازهر منطقه نمونه برداری شد تا ترکیب اجتماع جانوران داخل رسوبات مشخص شود. سپس ناوگانی از۶شناور تجاری به طورتجربی به مدت سه روز به صید با لایروب در یکی از مناطق پرداختند، درحالی که منطقه دیگر بدون صید باقی ماند. این طریقه درج کشی اطمینان داد که اکثر منطقه دوبار تحت پوشش قرار گرفته است.این شدت درج کشی با یک فعالیت در مساحتی حدود ۱۲۷کیلومترمربع(۳درصد) از ۱۹۲۰ کیلومترمربع موجود در خلیج پورت فیلیپ انجام شد. قبل از آغاز صید، تعدادی حلقه رنگی کددار در منطقه بررسی در عمقهای مختلف کارگذاری شد. این داده ها نشان داد که باوجودی که عمقهای ۶۰میلیمتری هم ثبت شده بودند،درج کش ها حدود ۲۰میلیمتر نفوذ کردند. به دنبال عملیات، از هرمنطقه ۶بار دیگر نمونه برداری انجام شد (بلافاصله پس از درج کشی ، ۳هفته، ۳/۵، ۵، ۸ و ۱۴ماه پس از آن). علاوه برتعیین ترکیب گونه ای جانوران داخل رسوبات، برآوردهایی از فراوانی و اندازه حفراتی که توسط میگوهای نقب زن زده شد و ماهیت ساختار رسوبی بستر به انجام رسید. طی

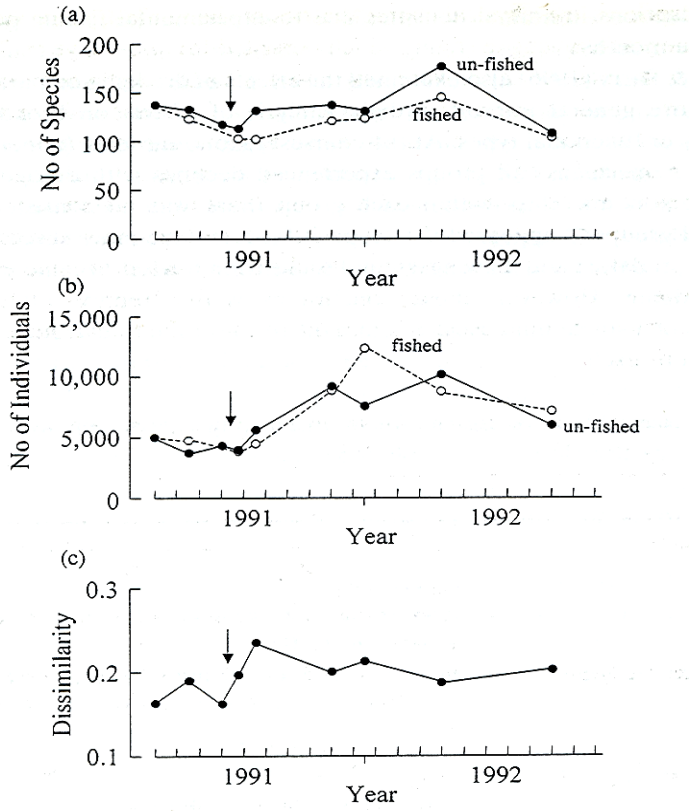
عملیات درج با متصل کردن یک تور شبکه ای یک میلیمتری در قسمت فوقانی پشت درج، فونهایی که از جاکنده شده بودند نیز مورد ارزیابی قرار گرفتند.

تغییرات آشکار و قابل رویتی در خصوصیات فیزیکی بستر دریا درطی حدود یکسال عملیات درج مداوم مشاهده شد (جدول۴-۳). این تغییرات در اکثر موارد با تخریب نقب ها وحفراتی همراه بود که به دلیل فعالیت میگوهای Callianasid بوجود آمده بودند. این فعالیتها موجب از بین رفتن علفها و گیاهان دریایی غیرمتصلی شد که در اطراف این ساختارها جمع می‌شوند. اغلب این طور تصور می شود که ناهمگونی مکانی ناشی از پشته‌های خاکی و موادآلی، عامل مهمی در کنترل تنوع و ترکیب گونه ای در جوامع جانوران بنتیک داخل رسوبات باشند(Hall *et al.*,1994)، بنابراین انتظار می رود که تخریب آنها آثاری بدنبال داشته باشد. اما آنچه اهمیت دارد این است که صید توسط درج موجب کاهش تراکم Callianasids نشد بنابراین بازسازی این ساختارها می توانست بدون نیاز به بازسازی و رشد میگوهای جوان صورت گیرد.

جدول ٤-۳- تغییرات در توپوگرافی یک منطقه به دنبال استفاده از درج برای صید صدف اسکالوپ و دوره زمانی بازسازی(اقتباس شده از کوری و پاری،۱۹۹٦).

زمان	علائم و آثار به جا مانده
پیش از استفاده از عملیات درج	شکل بستر با خاکریزهای کوچک و فرورفتگیهایی مشخص میشود که به وسیله میگوهای Callianasids حفار ایجاد شده است. تراکم متوسط ساختارها ۱/۲ در مترمربع برجستگیها و فرورفتگیهای مجاور، اغلب علفهای دریایی و جلبکها را گیر انداخته اند.
۸ روز پس از عملیات درج کشی	اکثر بستر دریا در ناحیه درج شده صاف است، خاکریزها و فرورفتگیها با عمل بولدوزر مانند درج، مسطح شده اند. مسیرهای درج کشی مشخص است.
۱ ماه پس از عملیات درج کشی	بستر دریا هنوز مسطح است. مسیرهای درج کشی هنوز قابل تشخیص است.
۶ ماه پس از عملیات درج کشی	حالا خاکریزها وفرورفتگی ها در اکثر بخشهای منطقه وجود دارند و وضعیت آنها مشابه وضعیت پیش از درج است. مسیرهای درج کشی، دیگر قابل دیدن نیست. علفها و گیاهان دریایی نامتصل وجود دارند. بعضی قسمتهای مسطح هنوز باقی است.
۱۱ماه پس از عملیات درج کشی	هیچ تفاوت قابل تشخیصی بین منطقه درج کشی و منطقه شاهد وجود ندارند.

شکل۹-۳ خلاصه ای از یافته های اصلی در مورد آثار واقع براجتماع جانوران داخل رسوبات را ارائه می کند. تعداد گونه های یافت شده در دو منطقه عملیات درج و شاهد، پیش از درج کشی بسیار شبیه بود. اما به دنبال درج، کاهشی در تعداد گونه های منطقه درج شده بوجود آمد که از لحاظ آماری معنی‌دار بود و تا ۱۴ماه پایدار ماند. اگرچه نشانه های فصلی قوی در روند تغییرات کل جانوران در مناطق وجود داشت، به طور عمده به دلیل بازسازی افراد جوان تعداد کمی از گونه ها، هیچ تأثیر قابل توجهی از کاربرد درج تشخیص داده نشد. سومین نمودار نشان دهنده فقدان تشابه در اجتماعات دو منطقه می باشد. در اندازه گیری فقدان تشابه، فراوانی همه گونه های یافت شده در نظر گرفته شد تا یک مقیاس یک متغیری بدست آید که از طریق آن مشخص شود که اجتماعات دو منطقه تا چه حد با یکدیگر مشابهت دارند. افزایش این شاخص آماری به این معنی است که اجتماعات کمتر به هم شبیه بودند و روشن است که خصوصیات دو منطقه پس از انجام درج کشی از هم فاصله گرفتند. همچنین در ادامه مطالعه، این شاخص بالاتر از وضعیت قبل از درج کشی باقی ماند. بنظر رسید که این روش نگاه به داده ها حساسترین طریقه اندازه گیری تأثیردرج کشی بود که نشان داد، این آثار تا۱۴ماه پس از انجام درج کشی می توانند باقی بمانند. شاید قابل توجه باشد که این مدت پایداری مشابه آن چیزی است که در گارلخ یافته بودیم(به صفحه ۵۹رجوع کنید).آنالیزهای بیشتر نشان داد که آثار مشاهده شده به طور عمده ناشی از کاهش در تعداد گونه های کمیاب تر بود که در هر دو منطقه کنترل و درج کشی شده به دنبال انجام درج کشی مشترک بود. سایر مطالعات پیرامون درج صدف اسکالوپ نیز وجود آثار پایدار را نشان دادند. برای مثال، Thrush و همکاران(۱۹۹۶) نشان دادند که حتی در مناطقی که مشخصه آنها حضور گونه های کوچک جثه با عمرکوتاه میباشد، همچون مناطقی که به طوروسیعی دچار ماهیگیری شده اند، کاهش تراکم جانوران براثر صید آزمایشی تجربی، حداقل به مدت سه ماه پایدار می ماند.



شکل۹-۳-(الف) تعداد گونه ها در مناطق صید شده و صید نشده قبل و بعد از صید آزمایشی (ب) تعداد افراد در مناطق صید شده و صید نشده قبل و بعد از صید آزمایشی (ج) فقدان تشابه بین منحنی صید شده و صید نشده(برگرفته از شکل٤ از Currie وParry)

کوری و پاری (۱۹۹۶) همچنین به آزمون تأثیر درج کشی در گونه های خاص پرداختند اما آنچه بیشتر قابل توجه است تحلیل آنها از تأثیر پهنه و گسترش رده‌بندی است. در بالاترین سطح رده بندی (کرمهای حلقوی[1]، سخت پوستان، نرم تنان، کرم های دریایی[2])، همه گروهها پس از درج کشی کاهش داشتند ولی در سطح رده ها در هرگروه، اثر معنی داری وجود نداشت. در مورد گروه ها بنظر رسید که آن ها که

[1] . Annelid
[2] Nemer tean

از رسوبات تغذیه می کنند، بیش از شکارچیان و لاشه خوران به درج حساس بودند و تعداد آنها که از ذرات معلق تغذیه می کردند پس از درج کشی افزایش یافتند. اما این نتایج به شدت تحت تأثیر پاسخهای یک گونه خاص بود که در هر دو گروه از نظر تعداد برتری داشت. اگر این دو گونه از تحلیل ها کنار گذاشته شوند، هیچ الگوی خاصی در نوع تغذیه مشهود نبود. انتظار می رود گونه هایی که نزدیک سطح رسوبات زندگی می کنند، بیشتر به اثرات درج کشی حساس باشند. اما جالب است که بجز یک گونه آمفی پود که از نظر تعداد غالب بوده و در سطح وجود داشت و کاهش چشمگیری هم یافته بود، روند تغییرات معکوس بود: فراوانی جانورانی که در سطح زندگی می کردند در مقایسه با آنهایی که بیشتر در عمق بودند، پس از درج کشی افزایش یافت.

از مطالعه کوری و پاری چه نتیجه ای می توانیم بگیریم؟ اول آنکه، تأثیر فیزیکی درج کاملاً واضح و قابل ردیابی است و موجب تغییر شکل محیطی می شود که مشخصه آن خاکریزهای رسوبی ساخته شده توسط فعالیت نقب زنی میگوهاست و آن را به یک سطح مسطح تبدیل می کند. از آنجایی که این نقبها خود تأثیر چشمگیری در اجتماع جانوران داخل رسوبی دارند، از بین رفتن آنها به نوبه خود عواقبی در پی دارد. اما آنچه اهمیت دارد این است که درج سبب مرگ میگوها نشد به همین دلیل پشته‌های خاکی دوباره ساخته شدند (بعد از یک دوره طولانی ۱۱-۶ماهه). فرآیندهای دیگر همچون جریانات سیکلونها[1] نیز می توانند در عین سالم ماندن میگوها، پشته‌های خاکی را صاف کنند (Riddle,1988). دوم، این آثار پایدار می مانند: در تحقیق کوری و پاری این مدت ۱۴ماه به طول انجامید که با سایر مطالعاتی که طراحی مشابهی دارند، قابل مقایسه است. سوم، در مورد حساسیت فونها، هیچ الگوی جامعی به عنوان عملکرد عمق زندگی یا ساختار بدنی بدست نیامد. محققین اظهار داشتند که این مسأله به علت وجود مکانیسم های مختلفی است که می توانند به مرگ یک جانور منجر شوند(برای مثال، آسیب مستقیم ناشی از درج کشی،

[1] Cyclone

دفن شدن در زیر رسوبات، قرار گرفتن در معرض شکارچیان) و ما هنوز به درستی نمی توانیم آنها را درک کنیم.

با آنکه اکثر فعالیت های صید صدف در آبهای نسبتاً کم عمق انجام می گیرد، یک نمونه در آبهای عمیق مربوط به درج کش *Arctica islandica*[1] در فلات قاره شمال شرقی ایالات متحده است. این ماهیگیری از سال ۱۹۷۴ آغاز شده و تنها بخش کوچکی از منطقه ای که این گونه در آن حضور دارد، مورد صید قرار گرفته است (*Arctica* در اکثر قسمتهای فلات قاره پراکنده است اما در محدوده ۶۰-۳۷ متر فراوانترند). برعکس، فعالیت اصلی دیگر در این منطقه مربوط به صید صدف Surf (*Spisula solidissima*) است که از نزدیک ساحل تا عمق حداکثر ۳۷ متری صید می شوند (Mackenzie,1982). «مک کنزی»(۱۹۸۲) تلاش کرد تا با نمونه گیری از سه منطقه در فلات قاره شمال شرقی ایالات متحده آمریکا، تأثیر ماهیگیری را بر *Arctica islandica* مشخص کند. یکی از این مناطق، نزدیک به یک سال مورد ماهیگیری قرار گرفته بود، اما نزدیک به سه ماه قبل از نمونه گیری، تخلیه شده بود. در منطقه دوم، دو سال صید انجام شده بود و همزمان با نمونه گیری، ماهیگیری فعالانه نیز جریان داشت. منطقه سوم ماهیگیری نشده بود. آنالیز جمعیت بی مهرگان در نمونه های گرفته شده از این مناطق نتوانست هیچ تفاوتی را بین آنها نشان دهد و محققین نتیجه گرفتند که این یافته تا حدودی براثر ناکارآیی درج در آبهای عمیق باشد. اما ممکن است میزان مطالعه آنها برای ردیابی اثرات نیز ناکافی بوده باشد. «مک کینزی» (۱۹۸۲) نتیجه گرفت که این قسمتهای بکر هنوز هم می توانند هنگامیکه بازگشت اقتصادی در یک منطقه به حد آستانه می رسد، نمایانگر وضعیت بخش وسیعی از صیدگاهها باشند. میزان اعتبار این مسئله و عمومیت داشتن آن در مورد سایر درج کشی ها بایستی روشن شود.

[1] Ocean quahog

٦-۳- چارچوب آثار ناشی از اختلال[1]

ادوات صید یکی از چندین عاملی است که موجب اختلال فیزیکی در محیطهای زیست دریایی می شود و باید سعی نمود تا تأثیر آن را در یک چارچوب قرار داد و تعیین نمود که چه فرآیندهای اختلال زایی بریکدیگر مؤثرند. سایر اشکال طبیعی اختلال از مقیاسهای چند سانتیمتری (درمورد گردابهای کوچک ناشی از جانوران داخل رسوبات) تا مقیاسهای چند متری (برای مثال هنگامی که جانوران مثل نهنگها از بستر دریا تغذیه می کنند) و همچنین چندهکتاری (در مورد طوفانها و کوههای یخ که بستر دریا را به آشوب می کشند) متغیر است.(برای مرور به Hall *et al.*,1994 رجوع کنید). همه این مقیاسهای اختلال ممکن است برترکیب منطقه ای اجتماعات تأثیر بگذارند.برای مثال، گفته شده که تعداد زیادی از اختلالات در مقیاس کوچک (برای مثال، به واسطه تغذیه شکارچیان) در مراحل مختلف دوباره سازی کلنی ها، می تواند بستر دریا را به قطعات موزاییکی تبدیل کنند. زیستگاه هایی که چنین بستر قطعه قطعه شده ای دارند ممکن است زمینه را برای اجتماعاتی فراهم کنند که با مناطقی که چنین اختلالات کوچکی در آنها رخ نداده است، کاملاً متفاوت باشند. اما اگر اختلالاتی با مقیاسهای بزرگ به تعداد کافی در یک محل ایجاد شوند، میتوانند به «نوسازی» مناطق وسیع همه آثار موزاییکی را از بین ببرند و وضعیتی را پدید آورند که به طور یکنواخت اختلال داشته باشند. آنچه ساختار قابل مشاهده یک اجتماع بنتیکی را مشخص می کند، تواتر و شدت نسبی اختلالات است. واضح است که اگر بخواهیم اهمیت ماهیگیری را کاملاً درک کنیم، باید نقش ماهیگیری و اثرات مرتبط با آن را در نظر بگیریم.

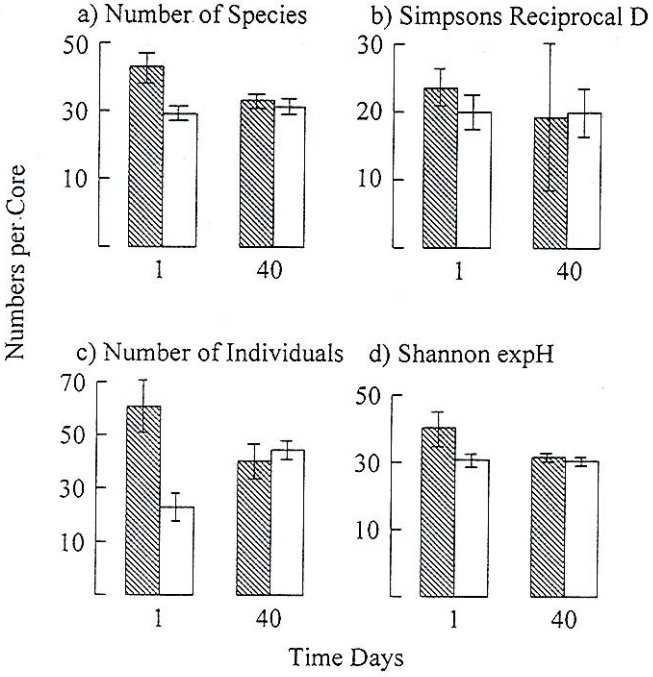
تأثیر متقابل اختلالات ناشی از ماهیگیری و اختلالات طبیعی براساس نتایج حاصله از یک مطالعه که به بررسی تأثیر درج مکشی در صید صدف تیغی[2] *Ensis* sp. پرداخته است، نشان داده شده است. این مطالعه در یک اجتماع از جانوران بزرگ در یک منطقه شنی در عمق ۷ متری یک لاخ در اسکاتلند انجام شده

[1] Disturbance
[2] Razor clam

است (Hall *et al.,1990*).نمونه گیری در دو منطقه مشابه ماهیگیری شده و ماهیگیری نشده به وسعت ۱۰۰×۵۰ متر در روز اول و چهلم پس از ماهیگیری انجام شد. در واقع، اختلال ایجاد شده توسط درج در بعضی مناطق تأسف بار بوده است که به ایجاد حفره هایی به ابعاد ۰/۶m ×۳/۵ در رسوبات منجر شد. به سرعت پس از ماهیگیری، تأثیر عمیقی در اجتماع جانوران داخل رسوبات مشاهده شد، بطوری که فراوانی بخش عظیمی از گونه ها در منطقه به شدت کاهش یافت (شکل ۱۰-۳).اما پس از ۴۰روز هیچ تفاوتی بین مناطق مطالعه(تیمار) و منطقه (شاهد) قابل ردیابی نبود (نتیجه ای که بسیار شگفت آور بود). این بهبود سریع به احتمال زیاد ناشی از موجهای شدید و فعالیتهای طوفانی در فاصله بین دو ماهیگیری بود که موجب حرکت رسوبات و جانوران به صورت معلق گردید. این حرکتها همانطور که رسوبات منطقه با تأثیر طوفان آمیخته شدند، منجر به «تخفیف تأثیر» درمناطق ماهیگیری شده گردیدند. در مورد تمام عوارض این چنین، کاهش محلی جمعیت داخل رسوبات تنها در صورتی پایدار می ماند که: (الف) رسوبات و فون در معرض شرایط هیدرودینامیک قرار نگیرند که موجب حرکت آنها شود. یا (ب) منطقه تأثیر نسبت به باقیمانده زیستگاه بسیار بزرگ باشد بطوری که تخفیف تأثیری که مشاهده کردیم، امکان وقوع نداشته باشد.

داده هایی که «چرچیل»[1](۱۹۸۹) ارائه داد یکی از معدود نمونه های مطالعاتی بود که به بررسی شدت نسبی دو فرآیند مختلف اختلال زا یعنی ماهیگیری و طوفانهای طبیعی پرداخت.در این مطالعه، وسایل آزمایشگاهی طوری تعریف شدند که از راه دور به پایش شوری و بار رسوبی معلق دریک دوره زمانی ۳ماهه در محلی با عمق ۱۲۵متر واقع در لانگ آیلند[2] بپردازند. «چرچیل» نتیجه گرفت که اکثر بار رسوبی معلق از تعلیق محلی منتج نشده بلکه نشان دهنده رسوباتی بود که از ساحل سرازیر شده بودند.

[1] Churchill
[2] Middle Atlantic Bight off Long Island



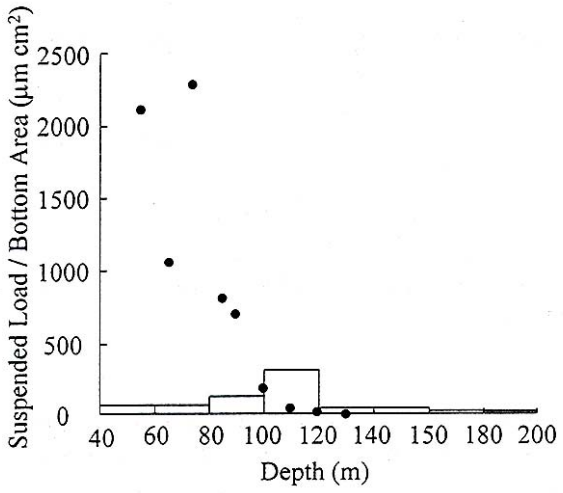
شکل ۱۰-۳- تفاوت در تعداد گونه ها، تعداد جانوران و دواندازه گیری از تنوع گونه ای در مناطق ماهیگیری شده و ماهیگیری نشده، او ۴۰ روز بعد از ماهیگیری.(برگرفته از *Hall et al.,1990*).

▒ ماهیگیری نشده □ماهیگیری شده

تأثیر طوفانهای مربوط به آبهای کم عمقتر عامل مهمی در وقوع پالسهای بار رسوبی مشاهده شده بود اما مهیج ترین واقعه ای که در اواسط اکتبر اتفاق افتادو نمی توان آن را به طوفان ربط داد، همزمان با فعالیت‌های شدید ماهیگیری بود. بنظر می رسد که تورکشی ترال می تواند رسوبات را دوباره تا ارتفاع زیادی معلق کند و بر اساس معیارهای در دسترس، اثرات ترال کشی را با طوفان ها مقایسه نماید.

«چرچیل» به مقایسه پراکندگی نسبی بار معلق شده براثر تورکشی ترال و موج و جریانهای آبی پرداخت. این مقایسه با استفاد از مدلهایی انجام شد که به اطلاعاتی در رابطه با آب و هواشناسی، جریانهای آبی و

توزیع فعالیتهای ماهیگیری نیاز داشت. نتایج این تحلیل نشان داد که جریانهای آبی نقش اصلی را در تعلیق دوباره رسوبات در عمق ۸۰-۴۰متری یک منطقه گلی در فلات قاره میانی داشتند اما، از عمق ۱۳۰-۱۰۰ متری، برآورد بارهای معلق شده توسط تورکشی ترال نسبت به موج و جریانهای آبی به میزان قابل توجهی افزایش یافت. در مناطق Nantucket Shoals که به شدت مورد تورکشی ترال قرار گرفت، حدود ۹۹-۲۰ درصد بار معلق بین ماههای مه تا دسامبر درنتیجه تورکشی ایجاد شد ولی بین ژانویه تا آوریل که زمان فعالیتهای طوفانی بسیار شدید میباشد، تأثیر تورکشی تا حدود زیادی در سایه قرار گرفت(شکل ۱۱-۳). بیشترین میزان بار معلق متوسط سالانه در دوره زمانی اخیر ایجاد شده است.



شکل۱۱-۳- برآوردبار رسوبی که از ژانویه تا مارس ۱۹۸٤ توسط جریان آب دوباره معلق شده است(دایره ها) و برآورد متوسط زمان معلق شدن دوباره بار رسوبی براثر تورکشی ترال(ستونها).(برگرفته از Churchill,1989).

مطالعه دیگری که توسط کیزر و اسپنسر[1] (۱۹۹۶) انجام شد، نشان داد که فرآیندهای اختلال زای طبیعی که در یک منطقه بوقوع می پیوندد چگونه می تواند سطح اثر قابل ردیابی ماهیگیری را تحت تأثیر قرار دهند. این محققین به طورتجربی دو منطقه تورکشی شده ترال را در دریای ایرلند مقایسه کردند که دارای نقاط ماهیگیری نشده بودند.یکی از این مناطق دارای رسوبات متحرک و از نظر مکانی، فون ناهمگون و فقیری بود و منطقه دوم رسوبات با ثبات تر و اجتماع فونی غنی تر داشت. محققین دریافتند که تورکشی در منطقه با ثبات تر منجر به ۵۸درصد کاهش در فراوانی متوسط بعضی از رده ها و همچنین کاهش ۵۰درصدی در تعداد متوسط گونه ها در هر نمونه گردید. اکثر این آثار ناشی از کاهش یا از بین رفتن گونه های متداولتر درمحل بود. اما در منطقه ای که اختلال بیشتری داشت، آثار کمتری مشهود بود (شکل ۱۲-۳).

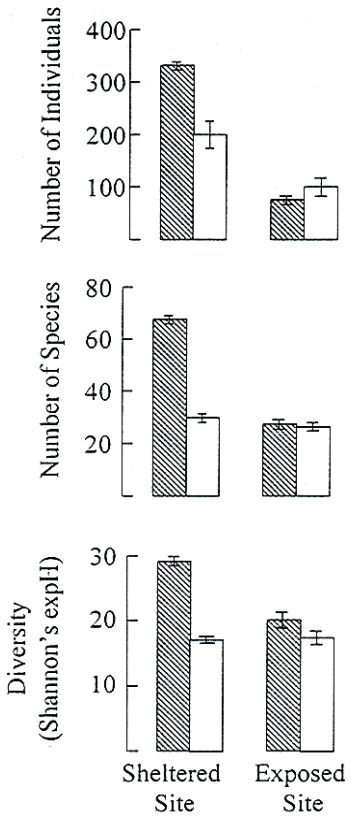
۱-٦-۳- اختلالات طبیعی

یکی از بحثهایی که اغلب در مطالعات پیرامون عوارض زیست محیطی مطرح می گردد، این است که اگر فعالیتهای انسان (در مسأله مورد بحث ما، اختلالات فیزیکی ناشی از ادوات ماهیگیری) در مقایسه با انواع گوناگون فرآیندهای اختلالزای طبیعی، تأثیر کمتری برجای می گذارد، پس این تأثیرات نباید هیچ نتایج بوم شناختی یا زیست محیطی بدنبال داشته باشند.

نحوه زندگی موجودات با رژیم اختلالات طبیعی که در یک منطقه اتفاق می افتد، پیوند خورده است بنابراین، انتظار می رود که مناطقی که به طورطبیعی اختلالات زیادی در آن بوقوع می‌پیوندد، زمینه مساعدی برای فونهایی فراهم کنند که کمتر به تأثیر ماهیگیری حساس هستند. برای مثال، بنظر میرسد که نتایج مطالعه «کیزر» و «اسپنسر»(۱۹۹۶)، برچنین فرضیه ای تأکید کند. عقلانی بنظر می رسد که مناطقی که به طور طبیعی بیشتر مختل می شوند باید کمتر مورد توجه قرار گیرند اما کسانی هستند که این گفته را

[1] Kaiser & Spencer

از نظر منطقی ناقص میدانند. «پیترسون»[1] (۱۹۹۳) دو مثال عالی ارائه میدهد که مسئله را روشن می کند مثال اول آنکه، میزان صید ماهی را در نظر بگیرید که به طور طبیعی مقدار آن براساس دو عامل طی سالهای مختلف، متفاوت است. این میزان تغییرپذیری، ثابت نمی کند که ۱۰درصد کاهش در میزان



شکل ۱۲-۳- تعداد گونه ها، تعداد جانوران و تنوع گونه ای در مناطق ماهیگیری شده و ماهیگیری نشده در قسمتهای حفاظت شده در دریای ایرلند (برگرفته از جدول ۱ از Spencer, Kaiser & 1996)

▒ ماهیگیری نشده، □ ماهیگیری شده

[1] Peterson

متوسط صید تأثیرگذار نیست، اگرچه چنین کاهشی به راحتی در محدوده تغییرات طبیعی جای می گیـرد. برای مثال، کاهش در شدت متوسط نور به طور مشابهی می توانـد برگونـه گیـاهی موجـود در یـک محـل تأثیر بگذارد، درحالی که میزان نور در طول روز از یک مقدار زیاد تا نزدیک صفر متغیر است. بنابراین، با وجود اینکه در نظر گرفتن محدوده تغییرات طبیعی در اخـتلالات ناشـی از جریانهـای آبـی، بـاد و موجهـا اهمیت دارد و میتوان ماهیگیری را در بطن موضوع قـرار داد، ایـن واقعیـت کـه محـدوده تغییـرات طبیعـی است، نمی تواند به تنهایی ملاکی برای این گفته باشد که آشفتگی های اضـافی ناشـی از مـاهیگیری مـؤثر نیست. ممکن است کسی تصور کند که زیستگاه هایی که اخـتلالات طبیعـی ادواری را تجربـه مـی کننـد برای اجتماعاتی بیشتر مساعدند که با این استرسها سازگارند. ولی تصور اینکه این مسأله، نیاز موجود برای ارزیابی نقش ماهیگیری را برطرف می کند قابل پشتیبانی نیست. سؤال این است که آیا عوارض ماهیگیری عامل دیگری برای مرگ و میر هست یا نه.

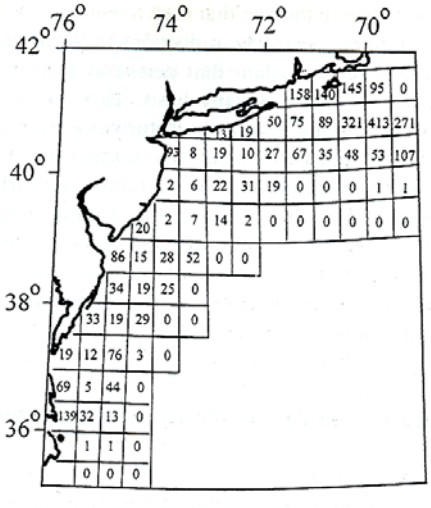
۷-۳- اندازه گیری مناسب تلاش صیادی: یک مشکل همیشگی

اگر بخواهیم عوارض ناشی از تورکشی ترال را ارزیابی کنیم، دانستن دو نکته کلیـدی : نـوع ادوات صـید مورد استفاده و تعداد تورکشی لازم است. همانطورکه در قسمت ۱-۳ بحث شد،همه ادوات صید بـه یـک اندازه مخرب نیستند، بنابراین روشن است که اطلاع از نوع ادوات و زیستگاه مورد اسـتفاده در آن اهمیـت دارد. اما تواتر تورکشی ترال در منطقه نیز به همان اندازه با اهمیت است و اینجاست که داده های ما بـسیار اندک است. خام ترین اطلاعاتی که ما می توانیم استفاده کنیم، داده های تلاش صیادی استاندارد است که در دریا معمولاً برحسب ساعت یا روزهای فعالیت بیان می شوند. اگرچه برآوردهـای انـدکی از تلاشـهای صیادی انواع ادوات وجود دارد، شاید معمولترین وراحت ترین چیـزی باشـد کـه مـی تـوان آن را بدسـت آورد. پس از اتخاذ چند فرضیه در مورد نسبت کل زمان صرف شده در ماهیگیری، سرعت کشش و ابعـاد

تور و غیره می توان به راحتی کل مساحت بستر دریا را محاسبه کرد که ترال آنرا جاروب کرده است. در مرحله بعد، روشهای استانداردی وجود دارد که کل مساحت بستر دریای در دسترس را مشخص می کند و کل منطقه جاروب شده را به صورت درصدی از این مقدار محاسبه می نماید.

«چرچیل» (۱۹۸۹) بااستفاده از روش مذکور، مجموع مناطقی را تخمین زد که سالانه در ساحل شرقی ایالات متحده آمریکا ماهیگیری می شده است. داده ها از نظر مکانی به مربعهایی با ۳۰دقیقه عرض جغرافیایی و ۳۰دقیقه طول جغرافیایی تقسیم شدند و در بعضی از آنها از جمله «لانگ آیلند»[1] و خلیج Narragansett، در سال بیش از سه بار تورکشی ترال در منطقه صورت می گیرد (شکل۱۳-۳). «آستر»[2] و همکاران (۱۹۹۶) محاسبه کردند که ناوگان ماهیگیری در سالهای بین ۱۹۸۲ و ۱۹۹۶ منطقه ای را مورد تورکشی ترال قرار داد که برابر با کل قسمت امریکایی خلیج Maine بوده است. منطقه ای به مساحت ۴-۲برابر قسمت امریکایی شامل مخزن آبی جورجز در سالهای بین ۱۹۷۶ و ۱۹۹۶ مورد تورکشی قرار گرفت. Rauck (۱۹۸۵) تخمین زد که در دریای شمال که یکی از معدود مناطق دیگری است که این محاسبات انجام شده است، چندین منطقه وجود دارند که سه تا پنج بار در سال تورکشی می شوند (درواقع، با این فرض که فعالیتهای ماهیگیری در کل منطقه ای که این محاسبات صورت میگیرد، به طور مساوی پراکنده باشد).«ریمان» و «هافمن»[3] (۱۹۹۱) به طور مشابه از «نیسلن» (۱۹۸۵) نقل میکنند که این فعالیتها در Limfjord دو بار در سال بوده است و در همین حال Rijnsdorp و همکاران (۱۹۹۱) تخمین زدند که مناطق مستطیلی شکل به شدت ماهیگیری شده ICES در دریای شمال(۳۰×۳۰کیلومتر)، ۷ بار در سال تورکشی می شوند.

[1] Long Island
[2] Auster *et al.*, 1996
[3] Reimann & Hoffmann



شکل۱۳-۳- داده های تلاش صیادی در «لانگ آیلند» و خلیج Narragansett (برگرفته از Churchill, 1989)

با آنکه روش فوق اغلب بهترین کاری است که می شود با داده های موجود انجام داد، این روش برای برآورد واقعی اثرات فعالیت تلاش صیادی ترالرها نگران کننده است چون مقیاسی که محاسبات براساس آن انجام می گیرد تا حدود زیادی با سؤال مورد نظر متناسب نیست. علاوه بر این، برداشتهای ما در مورد معنای این ارقام، ممکن است طور دیگری تعبیر شود. یک مثال ساده می تواند موضوع را روشن کند: خلاصه آمارهای سالانه انگلستان نشان می دهد که در سال ۱۹۹۶، ۴۲۱/۹ میلیارد کیلومتر ماشین[1] در انگلستان سفر کرده‌اند. با فرض اینکه هر ماشین در مسیری با پهنای ۲متر حرکت کند، کل منطقه ای که سالانه پیموده می شود، ۳۵۰برابر کل مساحت انگلستان است! به عبارت دیگر، اگر اتومبیلها بتوانند به همه جا بروند، همه مساحت انگلستان تقریباً هر روز یک بار پیموده می شود. به طور حتم، در واقعیت اتومبیلها در جاده ها حرکت می کنند و اکثر مناطق دست نخورده باقی می مانند، بنابراین محاسبات فوق هیچ

[1] Vehicle

معنایی ندارند. در مورد تورکشی ترال اگر کل منطقه آسیب دیده با مساحتی برابر باشد که ما برای جاده ها در زمین درنظر می گیریم، تأثیر ناشی از آن قابل چشم پوشی است. همانا این مثال احمقانه است ولی اهمیت موضوع را نشان می دهد (دانستند مقیاس دقیق پراکندگی فعالیت تورکشی ترال میتواند به طور بسیار مؤثری برداشتهای ما را از آسیب زایی بالقوه این فعالیت تحت تأثیر قرار دهد).

برای بدست آوردن مقیاس دقیق داده های مربوط به تلاش صیادی، روشهایی وجود دارد که هرکدام دارای مشکلات خاص خود هستند. یک روش، بیان نشانه های قابل رؤیت فعالیت تورکشی ترال دربستر دریا به صورت کمی است. «کراست» و همکاران(۱۹۹۰) با استفاده از سونار در دریای بالتیک، منطقه بسیار بزرگتری را مورد بررسی قرار دادند و برآورد کردندکه بیشتر مناطق آسیب دیده تا ۳۵درصد دارای بخش هایی هستند که بوضوح اثرات در آنها دیده می شود (مقدار متوسط ۲۵درصد)، یکی از بیشترین مقادیر این گونه برآوردها مربوط به قسمت جنوب دریای شمال است که گروه BEON با استفاده از سونار، ۸۹ مسیر تورکشی را در یک مقطع با طول ۳کیلومتر ثبت کردند. در طول مسیر تورکشی تور ترال، پرتوهای صوتی ارسال و مقدار آسیب ثبت می شده است.بطوریکه بطور تخمینی حدود ۷۱درصداز کل منطقه آسیب دیده است. درواقع تفسیر این برآوردها دشوار است زیرا پایداری مسیرهای قابل مشاهده دقیقاً مطمئن نیست و به نوع رسوبات و وضعیت جریانهای آبی بستگی دارد. اما در مورداخیر، عمق آب تنها ۳۴ متر بود و فرسایش طبیعی ناشی از چنین پدیده هایی کاملاً قابل توجه بود و نشان می‌داد که نسبت زیستگاه دفعات تورکشی ترال ناشی از ماهیگیری ممکن است در منطقه مورد مطالعه بسیار بالا باشد. مشکل دیگر در مورد چنین روش هایی، مدت در اختیار داشتن کشتی و محدودیت های فنی است که به طور حتم پوشش مکانی را در چنین مطالعاتی محدود می کند و بنابراین تصویر کامل از نحوه پراکندگی ماهیگیری در یک منطقه را معمولاً نمی توان بدست آورد. بدون در اختیار داشتن اندازه گیری های

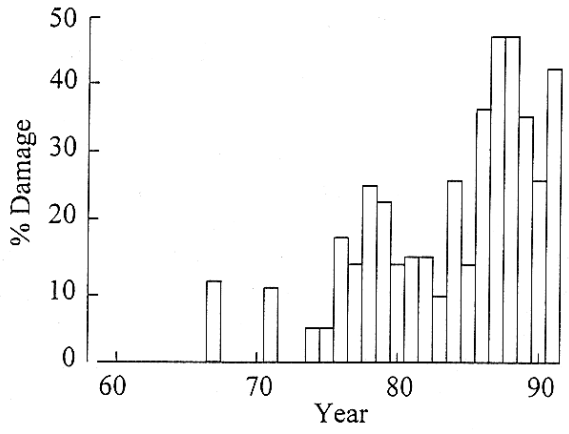
مستقیم از پراکندگی مکانی و دفعات اثرات ناشی از ماهیگیری، اهمیت و میزان تأثیر را به سختی می توان در تحلیل نهایی بدست آورد.

یک روش بالقوه ارزشمند برای گردآوری یک شاخص مستقیم از اختلال، آزمون آسیب به پوسته صدف در گونه دوکفه ای با عمر طولانی همچون *Arctica islandica* می باشد. این صدف در مناطق فلات قاره شمال اقیانوس اطلس به طور گسترده ای پراکنده است و با بیرون دادن سیفونهای کوتاه خود از روی سطح بدن، در عمق رسوبات زندگی می کند. نشانه‌های داخلی رشد در پوسته صدف نشان می دهد که عمر بعضی از گونه ها به ۱۰۰سال می رسد. چون این جانوران نزدیک به سطح زندگی می کنند، ادوات صید مثل ترالرهای شاهین دار اغلب این صدف را صید یا به آنها آسیب می رسانند. روی صدف آنهایی که به دلیل این آسیب کشته می شوند یک اثر زخم مانند [1] باقی می ماند که ثبت کننده اختلال ناشی از ماهیگیری است. Witbaard و Klein (۱۹۹۴) یک ارزیابی مقدماتی از پتانسیل موجود در استفاده از این نشانه ها انجام دادند. این محققین نشان دادند که از بین رفتن صدفهای خالی نمونه برداری شده از یک منطقه جغرافیایی وسیع در قسمت شمالی دریای شمال، حدود ۴۰درصد آسیبی ندیده بودند در حالی که این عدد در قسمت جنوبی دریای شمال که ترال شاهین دار بسیار متداولتر بود، به حدود ۱۰درصد میرسد که آشکارا نشان می دهد که این روش می تواند معتبر باشد. محققین همچنین از یکی ازصیدهای ترال شاهین دار در قسمت جنوبی دریای شمال نمونه ای شامل ۵۲ جانور جمع آوری کردند و با پایش ذخایر اثرات موجود در هر حلقه سالانه، تاریخچه آسیب را در تناسب با تعداد کل صدفهای مطالعه شده در آن سال بررسی کردند(شکل ۱۴-۳). این داده ها افزایش چشمگیری را در تعداد صدف های آسیب دیده از اواسط دهه ۱۹۷۰نشان داد که می تواند متأثر از افزایش اندازه و قدرت ترال شاهین دار و وزن و سرعت کشش این ادوات صید باشد. اگرچه این مطالعه مقدماتی بود، ولی داده ها امیدبخش بنظر می رسند.

[1] Scar

آزمایش تواتر آسیب ممکن است شاخص ها و یک تصویر تاریخی از روند شدت ماهیگیری در اختیار ما بگذارد که در مقایسه با آمار تلاش صیادی ناوگان سنتی، دارای مقیاس های مکانی دقیقتری باشد.

راه حل ممکن دیگر برای این مشکل، مطالعه رفتارهای ماهیگیران است (آنچه ما سعی در بیان کمی آن داریم، فعالیتهای آنان است پس چرا مستقیماً سراغ خود آنها نرویم؟ چنین روشی به وسیله Rijnsdorp و همکاران (۱۹۹۶،۱۹۹۱) انجام شد که با استفاده از یک سیستم خودکار ثبت مکان در هرکشتی، به بررسی فعالیت یک تعاونی با ۲۴عضو (حدود ۱۰درصد ناوگان ترالرهای شاهین دار آلمانی به عنوان نمونه پرداختند).با تطبیق دقیق داده های مربوط به سرعت کشتی با موارد ثبت شده فعالیت کشتی در دفتر صید شناور (زمان تورکشی، ماهیگیری و...)، این امکان فراهم شد که مشخص شود در مسیر هرشناور صیادی چه زمانی ماهیگیری روی داده است.



شکل ١٤-٣- وقوع آسیب در صدفهای *Arctica islandica* در ۱۹۹۱-۱۹۵۸. هر ستون نشان دهنده وقوع نسبی اثرات در ناحیه افزایش سالانه رشد صدف است. تعداد صدفهایی که در هر افزایش رشد سالانه اثر برداشته اند، به صورت نسبی از کل صدفهای مطالعه شده در آن سال ارائه شده اند(برگرفته از Witbaard و Klein(١٩٩٤))

اولین چیزی که این مطالعه نشان داد این است که تلاش صیادی در طول یک دوره سه ساله، حتی با مقیاسهای نسبتاً دقیق مکانی، درمناطقی متمرکز بوده است. برای مثال، در مقیاس ۳×۳مایل دریایی، ۷۰درصد از ماهیگیری تنها در ۲۰درصد از منطقه رخ داد. وقتی داده ها در مقیاس های مختلف جمع آوری شد، تمرکز مکانی فعالیت ماهیگیری قابل مشاهده بود. سؤال این است که این میزان در چه مقیاسی به صورت تصادفی در می آید؟ ما به این اطلاعات نیاز داریم، چون به این ترتیب میزان دقت مورد نیاز برای برآورد منطقی ناحیه مورد ماهیگیری را تعریف خواهیم کرد. Rijnsdorp و همکاران(۱۹۹۶) برای پاسخ به این سؤال به توزیع ریز فعالیتها در ۱۱ناحیه مستطیل شکل ICES توجه کردندکه بیشترین صیادی در آنها انجام شده بود (مربعات ۳۰×۳۰مایل) و داده های خود را با افزایش تدریجی دقت در زیر شاخه‌ها، تحلیل کردند. آنها دریافتند که فعالیتها تا قبل از زمانی که به مقیاس ۱×۱ مایل رسیدند، به صورت توده ها متراکم بود ولی پس از آن، توزیع ماهگیری به صورت تصادفی درآمد. آنها با استفاده از این مقیاس و همچنین استخراج اطلاعات از بخش نمونه گیری شده ناوگان، محاسبه کردند که درهمه ۸منطقه مربعات آماری ICES با مساحت ۳۰×۳۰مایل، حدود ۵۰ درصد منطقه، یک تا ۵ بار در سال و ۱۵درصد دیگر هم ۵۰-۵بار در سال ماهیگیری شده اند. همچنین اضافه کردند که در واقع، چون این مطالعه همه ناوگان را بررسی نکرده است، تردیدهایی در مورد طبقه بندی فعالیت در یک زیر نمونه از جمعیت وجود دارد. اما محققین برای زیر نمونه های موجود در داده هایشان، به آزمون رابطه تواتر تورکشی ترال با سطح منطقه تورکشی پرداختند و دریافتند که وقتی اندازه نمونه بیش از ۱۰شناور باشد، منطقه ماهیگیری شده ثابت باقی می ماند و به عبارت دیگر، نتایج استخراج شده توسط آنها قابل دفاع است.

این نتایج از این نظر اهمیت دارد که نشان می دهند حتی در ۸منطقه ای که بیش از همه ماهیگیری شده بودند، ماهیگیران در یک دوره سه ساله علاقه داشتند که به مکانهای یکسانی بروند. در واقع، بسیاری از توضیحات مربوط به این الگوی فعالیت به نحوه توزیع گونه های هدف وابسته است ولی عوامل دیگری

هم هستند که اهمیت دارند نظیر نزدیکی به بندر،مناسب بودن بستر دریا برای تورکشی (عوارض فیزیکی و خطوط کشتیرانی که فعالیت راا محدود می کنند) و حضور "Plaice Box"[۱] (یعنی منطقه ای که به منظور حفاظت از نوزادان ماهی کفشک به روی ترالهای شاهین دار بسته است) قابل ذکرند. جالب است که بخصوص مرزهای مجاور این منطقه ممنوعه به شدت صید شده اند. دلیل این مسأله هرچه باشد و به لحاظ نبود اطمینان در مورد سایر ناوگانها، مطالعهRijnsdorp و همکاران(۱۹۹۶) پیشنهاد داد که ما باید بیشتر به جایی توجه کنیم که ماهیگیران حضور دارند و در پذیرش کورکورانه محاسبات آماری در مورد مناطق تحت ماهیگیری محتاط باشیم. مطالعاتی از این دست، یک دیدگاه اساسی در مورد توزیع اختلالات ناشی از ادوات ماهیگیری ارائه می دهند. با ظهور فن‌آوری‌های سنجش از دور و نیاز احتمالی موجود برای سیاستگذاری دقیقتر در فعالیتهای ماهیگیری به منظور مدیریت ذخایر، شاید بتوانیم امیدوار باشیم که روشهای جدیدتر و بهتری برای جمع آوری نقشه های دقیق از توزیع اختلالات ناشی از ماهیگیری پدید آیند.

۸-۳- نتیجه گیری

مشکلات عوارض وارد بر جوامع بنتیک از مسائلی هستند که توجه وعلاقه عمومی زیادی را به خود معطوف داشته اند. دانشمندان از طریق کوششهای فراوان به ثبت تغییرات و مرتبط کردن آنها با فعالیتهای ماهیگیری پرداخته اند و برای بررسی تأثیرات، مطالعات آزمایشی را انجام داده اند. ما چقدر به شناخت آنچه اتفاق افتاده یا می افتد نزدیکتر شده ایم؟ شاید خیلی کم، ولی داده های ضعیف در مورد نرخها، پراکنش ها و شدت اختلالات ناشی از ماهیگیری به شدت دست ما را بسته است (قسمت۶-۳). بدون این اطلاعات، مطالعات تجربی ما که به ناچار در مقیاسهای کوچک انجام می گیرد را به سختی می توان در یک چارچوب مناسب قرار داد. فکر می کنم آنچه ما بدست آورده ایم تصویری واضحتر از چگونگی

---

۱. منظور منطقه ای است که ماهیگیری در آن به لحاظ رعایت اصول حفاظت از ماهی کفشک در دوره زمانی خاصی ممنوع اعلام می گردد.

پاسخ جوامع به اختلالات ناشی از ماهیگیری باشد. این پاسخ در بیشتر قسمتها با مدل عمومی پاسخ های جوامع سازگار است بطوریکه کاهش پوشش جانوران ساکن سبب افزایش تسلط گونه های کوچکتر گردیده و کاهش در تنوع وافزایش یکسانی گونه‌ها را به همراه داشته است.

این موافقت با مدل عمومی تسلی بخش است، اما همچنین دریافته ایم که همه جوامع به یک اندازه تحت تأثیر قرار نمی گیرند. برای مثال، به سختی می توان تأثیر را در مناطقی ردیابی نمود که رسوبات بسیار متحرک دارند، در حالی که زیستگاه های ریگی نظیر آنچه در سواحل شمال شرقی ایالات متحده وجود دارند بسیار آسیب پذیر بنظر می رسند. این آسیب پذیری احتمالاً به این دلیل است که موجودات سطح رسوبات چسبان عمودی که زمینهای ریگی می تواند از آنها حمایت کند، براحتی براثر زیر و رو شدن ریگها یا ساییده شدن آنها به یکدیگر هنگام عبور تور ترال کشته می شوند. این تفاوت حساسیت در زیستگاه ها مهم است و باید توجه بیشتری به آن صورت گیرد. دانشمندان مسئولند که علاوه برشناخت مناطقی که تورکشی ترال تأثیر واضحی در آنها دارد، تعیین کنند که در کدام مناطق چنین تأثیری رخ نمی دهد یا حداقل اینکه تأثیر در کجا کمتر است. نه تنها مناطق حساس باید شناسایی شوند، بلکه مناطقی را نیز بررسی کنیم که کمتر در زمینه تأثیر واقع در جوامع بنتیک قابل توجهند، مناطقی از بستر دریا که با چنین جوامعی پوشیده شده اند، بسیار زیادند. مگر اینکه معتقد باشیم تورکشی فعالیتی است که تحت هیچ شرایطی نباید انجام شود اما قبل از شناخت چنین مناطقی،یک دیدگاه دراز مدت تاریخی هم وجود دارد که باید درمورد آن فکر کرد.

۱-۸-۳- سیستمهای بنتیک قبل از شروع ماهیگیری؟

اگر واقع بین باشیم، بعید بنظر می رسد که بتوانیم مجموعه داده هایی را بدست آوریم که تصویر تاریخی خوب و واقعی از نحوه تغییرات جوامع بنتیک از زمان شروع ماهیگیری به ما نشان دهد. این جای خالی

موجب می شود که یک سؤال بدون پاسخ باقی بماند. اگر ما روندهای عمده تغییرات را در طول زمان یا تأثیر چشمگیر تورکشیهای تجربی را مشاهده نمی کنیم، آیا امکان دارد که دلیل آن این باشد که انجام ماهیگیری، این جامعه را قبل از آنکه ما حتی به فکر مشاهده چنین پدیده ای بیفتیم، از بین برده یا تا سطح قابل توجهی تقلیل داده باشد؟ اگر تغییر اصلی در دوران اولیه پیشرفت تورکشی ترال ایجاد شده باشد، شاید ما اکنون نتوانیم روند تغییرات یا عوارض ماهیگیری را ردیابی کنیم به دلیل مقاومت اجتماع در برابر تأثیر بیشتر یا به دلیل ناچیز بودن نسبت به آنهایی که قبلاً اتفاق افتاده اند. دانشمندان بسیاری هستند که با سرسختی طرفدار چنین دیدگاهی هستند و باید باور کرد که این فرضیه در مورد مناطقی امکانپذیر است که دارای تاریخچه ای طولانی از فعالیتهای ماهیگیری میباشند. در واقع، وقتی ما هیچ اطلاعی از مناطق ماهیگیری نشده و سوابق تاریخی آنها نداریم ، اعتقاد یا بی اعتقادی به فرضیه تغییرات چشمگیر اولیه، موضوعی است که نمی توان با قطعیت از آن سخن گفت.اما سوابقی از انواع تغییرات سریع وجود دارند که وقتی مردم درباره تأثیراتی که تاکنون اتفاق افتاده صحبت می کنند، احتمالاً به آنها استناد می کنند.

به نظرم کلید حل این بحثها در مسأله موجودات سطح رسوبات نهفته است چون تصور می کنم که آنچه اکثر مردم از انواع تغییرات چشمگیر در جوامع بنتیک در ذهن دارند، تبدیل یک اجتماع سطح رسوبات متحرک و چسبان غنی و سرشار به یک اجتماع بزرگ موجودات داخل رسوبات است که تعداد کمی جانور در سطح رسوبات دارد. اجتماعی که یک چشم غیرمسطح می تواند تفاوت آشکار آن رابا آنچه که ما امروزه در بسیاری از مناطق می بینیم تشخیص دهد.بحث به آنجا می رسد که چند عبور اول ترال از یک منطقه، موجودات سطح رسوبات را از بین می برد که پس از تورکشیهای متوالی، بخصوص در مورد رده های چسبان با رشد آهسته و قدرت پراکنش ضعیف نمی تواند دوباره بازسازی شوند. شاید بهترین نمونه از این نوع پاسخ را بتوان در فلات قاره شمال غربی استرالیا یافت (به صفحه ۷۴ کتاب انگلیسی رجوع کنید) اگرچه اعتراف می کنم این اعتقاد شکاکانه است که همه مناطقی که به شدت ماهیگیری

شده اند دارای جوامع سطح رسوبات غنی هستند، ولی به طور قطع میتوان گفت که بسیاری از آنها چنین جوامعی دارند. علاوه بر این، شکاک بودنم ممکن است نتیجه آشنایی زیاد من با دریاهای فلات قاره شمال اروپا باشد که دارای طولانی ترین تاریخ ماهیگیری هستند و بنابراین ممکن است در زمانهای دورتر بشدت تحت تأثیر بوده باشند. اما به سختی میتوانم باور کنم که ماهیچ سابقه ای از نواحی دریای شمال که بقایای یک اجتماع سطح رسوبات غنی را بر روی رسوبات نرم حفاظت کرده است برای مثال، در خلیج باریک لاخ در اسکاتلند (قسمت۵-۳) اجتماع سطح رسوبات بسیار ضعیف است در عین حال صید در این منطقه ۳۰سال ممنوع بوده است. شاید این منطقه هیچ وقت یک اجتماع سطح رسوبات غنی نداشته و بسیاری از قسمتهای دیگر فلات قاره همین وضعیت را داشته باشند. با این وجود، این جوامع ممکن است همچون سایر مناطق به صورت تکه های کوچکی در دریایی از شن پراکنده باشند و به همین دلیل یافتن و نقشه برداری از آنها دشوار باشد. همانا چنین وضعیتی در مناطق بین رشته سدهای مرجانی بزرگ و در آبهای معتدل Great Australian Bight وجود دارد. در واقع، این بدان معنی نیست که رده های بزرگتر سطح رسوبات در رسوبات نرم دریای شمال کاهش نیافته اند. مطالعات «فیلیپارت» (۱۹۹۷) و سایرین که پیشتر مورد بحث قرار گرفتند، اشاره دارند که قطعاً چنین چیزی رخ نداده است. اما باید بین کاهش جمعیت بعضی از گونه های سطحی رسوبات متحرک که احتمالاً همیشه یک گستره شنی بدون عوارض را اشغال میکردند با از دست رفتن سطح وسیعی از موجودات بنتیک بر روی رسوبات تفاوت قائل شد. شاید نادانسته های ما پذیرش این مسأله را راحتتر کند که سیستمهای گرمسیری یا نیمه گرمسیری یا سیستمهای معتدل ریگی و سنگفرشی نسبت به رسوبات گلی وشنی منطقه ای همچون دریای شمال بیشتر در معرض کاهش سریع در چند سال اول تورکشی ترال هستند. البته ممکن است واقعاً چنین تفاوتی در تمایل جوامع به تأثیرپذیری از تورکشی ترال وجود داشته باشد. هنگام فقدان اطلاعات، تنها می توان فرض کرد و لذا نمی‌توان با قطعیت سخنی به میان آورد. تنها کاری که برای پاسخ به این پرسش می توانیم

انجام دهیم این است که مناطق دارای رسوبات نرم را برای ماهیگیری با ادوات صید کف بندیم و منتظر پاسخ احتمالی باشیم. این کار، تجربه ای است که ارزش امتحان کردن را دارد و فعالیتی است که در موضوع مناطق حفاظت شده دریایی در فصل۹ دوباره مورد بحث قرار خواهد گرفت.

۲-۸-۳- اصلاح و بهبود ساختاری زیستگاه و تولیدات ماهیگیری

ویژگی دیگر تأثیر تورکشی ترال که باید مورد توجه قرار گیرد، قابلیت تأثیرگذاری آن در تغییر میزان تولیدات ماهیگیری به دلیل اصلاحات زیستگاه می باشد. به خوبی مشخص شده که گونه هایی که ساختار سه بعدی جانوران سطحی رسوبات را افزایش می دهند، یک زیستگاه ثانویه ایجاد می کنند و بسیاری از گونه های دیگر را در خود جای می دهند. این زیستگاه ممکن است بخصوص برای موجودات جوان مهم باشد چون سرپناه بیشتر می تواند پناهگاهی برای جلوگیری از حمله شکارچیان شود. در بسیاری از مناطق، این زیستگاه ثانویه، به صورت قطعه قطعه پراکنده است و سؤال این است که آیا چنین پناهگاه های محلی به میزان کافی گسترده و با اهمیت هستند که در کلیت ماهیگیری تغییری ایجاد کنند؟ اغلب پاسخ به این سؤال، مشکل خواهد بود. برای مثال ما می دانیم که ماهی کاد جوان که درنواحی کم عمق زیر جزرومد در اطراف ساحل اروپا و امریکای شمالی زندگی می کند، از پناهگاههای حاصل از پوشش جلبکی بهره می برد. اما احتمالاً نسبتی از کل ذخایرزنده مانده و به منطقه ماهیگیری وارد می شوند که در حقیقت از این حفاظت استفاده کرده اند و این در مقایسه با تعدادی که در مناطق باز دریا زنده می مانند، بسیار ناچیز است. بنابراین وجود این پوششها شاید به ازای هر موجود زنده مؤثر باشند ولی احتمالاً با در نظرگرفتن کل عوامل مؤثر از اهمیت چندانی برخوردار نیستند. اگر چنین باشد، ممکن است که ما از زیستگاه به دلایل دیگری حفاظت کنیم اما احیاء و بازسازی ماهیگیری جزو این دلایل نخواهد بود.

متأسفانه این پرسش هم وجود دارد که آیا زیستگاههایی که ماهم اکنون آنها را عاری از ساختار طبیعی درنظر میگیریم، قبلاً برای ماهیان جوان پناهگاه محسوب می شدند یا خیر (مطلبی که درقسمت قبل بحث شده بود). بوضوح مشهود است که زیستگاه ها در فلات قاره شمال غربی استرالیا به سرعت تحت تأثیر تورکشی ترال قرار گرفته اند و همانطور که در بالا ذکر شد هیچ مبنایی وجود ندارد که بگوییم این اتفاق در مناطق دیگر رخ نداده است. اما باید دانست که حتی اگر بتوان مزایای حفاظت یا بازسازی زیستگاهها را برای ماهیگیری نشان داد، تنها در صورتی می توان به آن مزایا دست یافت که راههای جایگزین برای تورکشی ترال پدید آید. تورکشی ترال و حفاظت از زیستگاههای موجودات بنتیک تا حدود زیادی باهم ناسازگارند. در واقع، استثنایی که در این مورد وجود دارد این است که مزایای ناشی از یک منطقه بسته شده را به مناطق تورکشی شده تعمیم دهیم یا خیر، مبحثی که در فصل۹ به آن خواهیم پرداخت.

۳-۸-۳- زمینه های تحقیقاتی

مطالعه تأثیر ترال کشی در جوامع بنتیک دشوار است ولی امری محال نمی باشد و این از تعداد و کیفیت مطالعات تجربی که در حال حاضر در مقالات دیده می شوند مشخص است. ولی مطالعات تجربی هیچگاه نمی توانند به مقیاسهای مکانی و زمانی مناطق واقعی صیادی دست یابند و جادادن نتایج تجربیات در یک چارچوب مناسب همیشه دشوار خواهد بود. چگونه می توان نتیجه یک تحقیق مبنی بر۵بار تورکشی ترال در سال در یک منطقه یک کیلومتر مربعی را با شدت واقعی ماهیگیری در صیدگاهها مقایسه نمود؟ در حال حاضر، اطلاعات ما از آنچه باید باشد بسیار کمتر است، زیرا مقیاس داده های موجود در مورد تلاش بسیار کلی است (قسمت ۶-۳). این فقدان داده های تلاش با مقیاس دقیق و فقدان نقشه های خوب از جوامع موجودات بنتیک در مناطق صید شده و صید نشده، بزرگترین موانع موجود برسر راه ارزیابی تأثیر در جوامع بنتیک هستند.

این مسأله از چند جهت مهم است. اول آنکه، فکر میکنم نگاه ما به ترال کف باید شبیه نگاه ما به شخم زدن یک زمین باشد ما نمی خواهیم که شخم زنی را درهمه جا انجام دهیم ولی خوشحالیم که مناطقی داریم که به طور کامل زیر و رو می شوند، متأسفانه، چون در حال حاضر فعالیت ماهیگیران تا حدود زیادی تحت کنترل نیست، نمی توانیم تضمین کنیم که مناطق شخم زده نشده وجود دارد یا اینکه این مناطق نماینده زیستگاههایی هستند که ما می خواهیم حفاظت کنیم. مطالعات پراکنش با مقیاس دقیق ممکن است نشان دهند که در بسیاری از نقاط بخش عظیمی از ناحیه دست نخورده باقی مانده یا اینکه تورکشی بسیار محدودی انجام شده است، ولی نمی‌توان بدون داشتن داده های مناسب، فرض خود را به اثبات رساند. ثانیاً، ما ممکن است به منظور حفاظت از ذخایر، مدیریت ماهیگیری یا اهداف علمی، منطقه‌ای را ممنوع اعلام کنیم. تصمیم گیری در مورد انتخاب و بزرگی این مناطق و سیاستگذاری برای آنها منوط به داشتن داده های بهتر تلاش صیادی و نقشه های بهتر جوامع بنتیک می باشد.

«فصل چهارم»

ماهیگیری در نواحی ساحلی

در این فصل به تأثیر مستقیم ماهیگیری بر جوامع بنتیک پرداخته می شود که با فعالیتهای تورکشی در محدوده خارج از جزرومدی مرتبط نمی باشند. همه روشهای ماهیگیری که در مناطق بین جزر ومدی و آبهای بسیار کم عمق زیر جزرومدی (اعماق ۵-۱متر) بکار می روند، مانند جمع آوری با دست، حفاری و درج مکانیزه و همچنین فعالیت در آبهای عمیقتر همچون صید با قفس یا قلابهای دستی، صیدهای پیاله ای و ماهیگیری با دینامیت، در این مقوله جای می گیرند. با وجودی که برخی از این روشها در مناطق دور از ساحل بکار می روند (برای مثال در صخره های مرجانی)، اما به طور عمده جزو فعالیتهای نزدیک ساحل محسوب می شوند.

در این بخش، از پرداختن به تأثیر غیرمستقیم ماهیگیری که منتج از تقابلهای بوم شناختی براثر برداشت گونه های هدف می‌باشد، اجتناب شده است. در بخش۲ به این تأثیرات پرداخته شده است، اما خواننده هنگامی که مباحث این فصل را در مورد سواحل صخره ای و تپه های مرجانی می‌خواند باید مشخصاً از این موضوع آگاه باشد. اغلب بنظر می رسد که تأثیر غیر مستقیم بخصوص در این زیستگاه ها دارای

اهمیت هستند و خواندن این بخش به تنهایی، دید کاملاً ناقصی نسبت به مباحث مرتبط با این سیستمها بوجود خواهد آورد.

۱-٤- سواحل صخره ای

سواحل صخره ای یک منبع آماده پروتئین حیوانی برای انسانها هستند. اما آثار بهره برداری از منابع شیلاتی مناطق صخره ای بندرت مورد دقت و مطالعه قرار گرفته اند، شاید تا حدودی به این علت که سایر تهدیدات موجود برای محیطهای زیست ساحلی (مثل آلودگی، توسعه صنایع، فشار جمعیت) بیشتر به چشم می آیند. علاوه بر این، Castilla و Paine (۱۹۸۷) اظهار داشتند در مناطقی که جمعیت انسانی به مدت هزاران سال با شدتهای نامعلوم به استخراج منابع دریایی مشغول بوده است، تعیین تأثیر بهره برداری دشوارتر خواهد بود. شواهد موجود مربوط به فعالیت های ما قبل تاریخ با مطالعه پوسته صدفها در بسیاری از نقاط دنیا نشان می دهند که انسان طیف بسیار وسیعی از گونه ها را طی مدت بسیار طولانی بهره برداری نموده است.

۱-۱-٤- دخالت های انسانی

آشکارترین تأثیر مستقیم ماهیگیری در سواحل صخره ای (بجز برداشت گونه های هدف)، فعالیتهای گردشگری در سواحل است. صرف فرآیند بررسی و بازدید یک ساحل صخره ای، یک اختلال است و می توان به خوبی تصور کرد که تعداد زیاد افرادی که به جستجوی بی مهرگان در صخره ها میپردازند و آنها را به سختی از صخره ها برمی دارند، می توانند تأثیر شگرفی در فون جانوری باقیمانده داشته باشند. از یک سو این تأثیر کاملاً با آسیبهای ناخود آگاه ناشی از اثرات بکارگیری وسایل ماهیگیری که در فصل ۳بحث شد، سنخیت دارند، البته بجز در این مورد که اختلال ناشی از گردشگری برخلاف تورکشی به

هیچ وجه محدود به ماهیگیران نمی شود، بخصوص در مناطق توسعه یافته تری که بازدیدکنندگان و افراد محلی از بودن در کنار ساحل دریا بسیار لذت می برند. برای مثال، جمع آوری طعمه برای ماهیگیری تفریحی بخصوص در نواحی نزدیک به مراکز شهری می تواند به تردد بسیار منجر شود. اما در بسیاری از مناطق دنیا آنچه اکثر مردم را به نواحی ساحلی جلب می کند یکی از انواع فعالیت‌های ماهیگیری است. برای مثال، در سواحل صخره ای شیلی یک گونه شکم‌پا به نام *Concholepas concholepas* وجود دارد که احتمالاً نقش مهمی در ارتزاق جمعیت های بومی انسانی داشته است و تعجب آور نیست که فشار ماهیگیری پیرامون صید آن تشدید یابد. برای مثال، Castilla و Duran (۱۹۸۹) نشان داده اند که کاهش فعالیتهای ماهیگیری از طریق حفاظت از مناطق می تواند منجر به تراکم بسیار بالای *Concholepas* شود. همانگونه که در بالا ذکر شد، نقش بوم شناختی *Concholepas* دراین سیستم و تغییرات حاصل از برداشت آن در بخش ۲ مورد بحث قرار گرفته است. در این مقطع کافی است اشاره نمود که بسیاری از مردم ، با تردد بسیار در سواحل به بهره‌برداری از سواحل می‌پردازند. اگرچه بسیاری از مطالعات صورت گرفته پیرامون تأثیر گردشگری به انگیزه فعالیتهای مرتبط با ماهیگیری انجام نشده است. در نظر گرفتن چنین اطلاعاتی برای بررسی تأثیر عمومی گردشگری معقول بنظر می آید. یکی از تلاشهای اخیر در این مورد را برازنان و کرامرین (۱۹۹۴) انجام دادند که به مطالعه دو اجتماع پرداختند، یکی بارناکلهای جلبکی در قسمت ابتدایی ساحل و دیگری اجتماع حلزون های بی صدف بستر دریا در مناطق میانی ساحل. محققین نقاطی از هردو منطقه را ۲۵۰بار در ماه به مدت یک سال لگدکوب کردند و یک سال بعد را برای بهبود این نقاط در نظر گرفتند. نویسندگان دریافتند که در اجتماع منطقه ابتدایی ساحل، جلبکهای لایه ای بسیار حساس هستند و مدت زمان کوتاهی پس از آغاز گردشگری به طورچشمگیری کاهش یافتند، در حالی که گونه های چمن مانند مقاوم بوده و فراوانی نسبی آنها در نقاط پر رفت و آمد، افزایش یافت. بارناکل ها هم براثر رفت و آمد خرد شده و از نظر تعداد کاهش یافتند. این نتایج با تعداد دیگری از

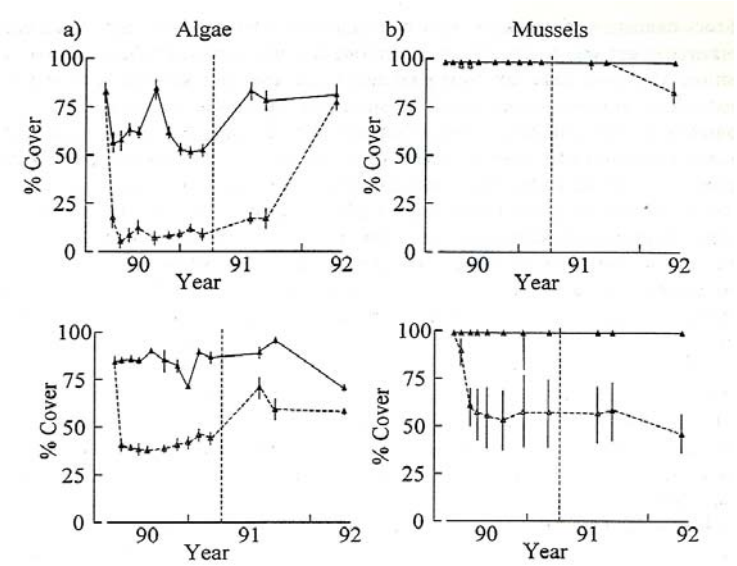
تحقیقات همخوانی زیادی دارند(Povey &Keough,1991; Beauchamp & Gowing,1982) و نشان داده شده است که گردشگری به کاهش پوشش برخی گونه‌ها منجر می شود که تمایل دارند از یک نقطه به سطح صخره ها متصل شوند یا این گونه ها با داشتن برگها و ساقه های انعطاف پذیری که نیروی موج را جذب می کنند، در برابر فشار امواج بسیار مقاومند و در برابر لگدکوبی که به سادگی آنها را از جای می کند هرگز سازگاری ندارند. برعکس، جلبکهای چمن مانند طول زیادی نداشته، شاخه های زیاد دارند و از چندین نقطه به سطح صخره ها می چسبند که این خواص موجب مقاومت آنها در برابر تأثیر گردشگری می شود. اما پدیده مهم دیگر در مطالعه Brosnan و Crumrine ترمیم یافتن اجتماع جلبکی پس از یک سال توقف گردشگری است (شکل ۱-۴الف). برعکس، مطالعات اجتماع صدفهای خوراکی نشان داد که در محل صدفهای جابجا شده، حفرات و منافذی ایجاد شده که یک سال پس از توقف گردشگری هم بهبود پیدا نکرد. علاوه براین، قطعات تهی شده ناشی از گردشگری طی این مدت افزایش یافتند (شکل ۱-۴ب).

۲-۱-٤- حضور غواصان در مناطق صخره ای زیر جزرومدی

تأثیر ماهیگیری در مناطق زیر جزرومدی کمتر از مناطق بین جزرو مد بررسی شده است، ولی «فانلی»[1] و همکاران(۱۹۹۴) یک تحقیق مأیوس کننده را ارائه داده اند. این محققین تأثیر ماهیگیری غواصان را بر نوعی صدف خوراکی[2] (*Lithophaga lithophaga*) بررسی کردندکه نرم تنی صخره ای است و در سواحل مدیترانه به طور گسترده ای پراکنده است. این گونه در صخره های آهکی و در جنوب ایتالیا زندگی می کند که در آنجا غواصان با باز کردن صخره ها به کمک پتک، این جانوران را بیرون می‌کشند. این فعالیت صیادی از سال ۱۹۸۸در ایتالیا ممنوع شد ولی هنوز در این منطقه و در سایر قسمتهای

[1] Fanelli *et al.*, 1994
[2] Date mussel

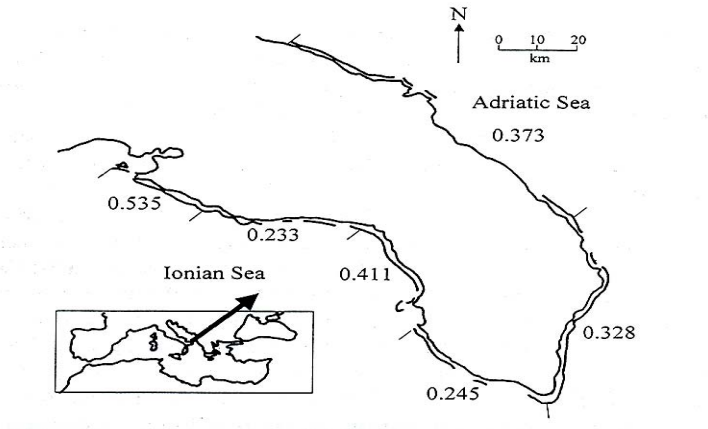
مدیترانه ادامه دارد. در واقع، چنین روشهای مخربی تأثیر عمیقی بـر سـایر فـون هـای جـانوری موجـود در سطح صخره‌ها می گذارد.



شکل ۱-٤- درصد پوشش(الف) جلبکها در اجتماعات جلبکی منـاطق ابتـدایی سـاحل و(ب) مکـان اولیـه صدفهای خوراکی در میان بسترهای صدفی در مناطق میانی ساحل. نمودارهای هرستون مربـوط بـه دو منطقه هستند و داده ها، یک دوره یک ساله از گردشگری انسانی را نشان داده انـد کـه بـدنبال آن یـک سال از لگدکوبی جلوگیری شد. (اقتباس شده از تصاویر ۲و٤ برازنان و کرامرین (۱۹۹٤)از Journal of Experimental Biology گروه گردشگری شده (ــــــ) ،گروه شاهد(------)

«فانلی» و همکاران (۱۹۹۴) بررسیهای متعددی را در سالهای ۱۹۹۰ و ۱۹۹۲ در طول حدود ۲۰۰کیلومتر از سواحل ایتالیا انجام دادند تا یک مقیاس کمی از تأثیر در اجتماعات نـواحی خـارج از جزرومـدی بدسـت آورند. مقاطع غواصی شده به صورت عمود برساحل در فواصل دو کیلومتری در طول نوار ساحلی بررسی شدند و فراوانی صدفهای خوراکی و میزان آسیب به صخره ها ارزیابی گردید. بررسـیهای انجـام شـده در ۱۹۹۰ نشان داد که ۱۵۹ کیلومتر از سواحل تحت بررسی، صخره ای بودند و حدود نیمی از آن تحت تأثیر جمع آوری صدف خوراکی قرار گرفته بودند. علاوه بر این،۲۸ درصـد از ایـن منـاطق بـه عنـوان طبقـات

شدید آسیب دیده معرفی شدند که بالاتر از ۵۰ درصد حداکثر آسیب را تحمل کرده بودند. تخریب کامل به عنوان تبدیل شدن یک ساحل صخره‌ای به یک بستر شنی در نظر گرفته شد. تا سال ۱۹۹۲، تخریب منطقه تحت تأثیر جمع آوری این صدف حدود ۱۵درصد افزایش یافت و مناطق بشدت آسیب دیده، ۳۷درصد از کل منطقه را تشکیل می دادند. این افزایش ها با افزایش شدید شاخص های آسیبی در مناطق همراه بودند که قبلاً کمتر بهره برداری شده بودند. این افزایش نسبت به مناطق آسیب‌دیده قبلی، بیشتر بود. شکل ۲- ۴ بطور خلاصه نتایج این بررسی را نشان می دهد. یک جنبه نگران کننده این است که حتی در محلهایی که چند صخره باقی مانده است، اثر این فعالیت صیادی مخرب قابل بازگشت نباشد چون مسلم است که چرای توتیای دریایی میتواند مانع از دوباره سازی این صخره‌ها شود.



شکل ۲-٤-مناطقی از شبه جزیره سالنتو که آسیب حاصله از ماهیگیران در آن بررسی شد (خطوط تیره نشان دهنده بسترهای صخره ای است) و متوسط شاخص آسب در بررسی های سال های ۱۹۹۰ و ۱۹۹۱. ضریب آسیب بین صفر برای مناطق بدون آسیب تا ۱برخی تخریب کامل تغییر می کند.داخل کادر: محل شبه جزیره سالنتو (آپولیا، ایتالیا) برگرفته از شکل ۲فائلی و همکاران(۱۹۹۲)

۲-٤- مناطق مسطح جزرومدی

مناطق مسطح وسیع جزرومدی که در بسیاری از قسمتهای دنیا یافت می شوند، جمعیت زیادی از صدفها و سایر بی مهرگان را حمایت می کنند و مورد توجه فراوان فعالیتهای ماهیگیری هستند. در واقع، ماهیگیری در این مناطق یک فعالیت بسیار عمومی است و اغلب می تواند توجه افرادی را که در نزدیکی محل زندگی می کنند، به خود جلب کند. وقتی روشهای ماهیگیری موجب برجای ماندن آثار قابل رؤیتی از اختلال در زمینهای مسطح شنی می شود، جلب شدن توجه مردمی که در منطقه زندگی می کنند قابل درک است، بخصوص اگر آنها به ماهیگیران به چشم بیگانه و خارجی نگاه کنند. این جلب توجه همچون سایر فعالیتهای ماهیگیری سه جنبه دارد: بهره برداری پایدار، تأثیر متقابل فعالیت شیلاتی و سایر شکارچیان که به دلیل منابع غذایی موجود، به این مناطق مسطح وابسته اند و تأثیر مستقیم اختلال فیزیکی در نتیجه فرآیند ماهیگیری برفون جانوری غیرهدف، همانا یکی از پدیده های قابل توجه در بسیاری از زیستگاه‌های جزرومدی است که این مناطق در معرض اختلالات عمده ناشی از طوفانهای طبیعی هستند. همانطور که در فصل۳بحث شد، می توان تصور کرد که فون جانوری در چنین مناطقی با سطوح بالای اختلال سازگار شده اند و تأثیر اضافی ماهیگیری ناچیز خواهد بود. اگرچه این فرضیه می تواند به عنوان یک قاعده کلی پذیرفته شود، چند مطالعه وجود دارد که نشان می دهد این فرضیه در همه شرایط صادق نیست.

۱-۲-٤- برداشت آبزیان پوسته‌دار[1]

شاید از بین همه گونه های برداشت شده به روشهای مکانیکی از مناطق جزرومدی در اروپا، صدف[2] *Cerastoderma edule* گسترده‌ترین بهره برداری را دارد. در انگلستان تقریباً تمام بسترهای این صدف حداقل چندین نوبت بهره‌برداری متناوب را تجربه کرده اند و فعالیتهای ماهیگیری قابل توجهی برای صید

[1] . Shellfish
[2] . Cockle

آن در تعدادی از نواحی در جریان می‌باشد. بازار اروپایی این صدف توسط شیلات آلمان که ذخایر دریای وادن را استخراج می کرد، تسخیر شده بود تا اینکه در اواخر دهه ۱۹۸۰، دچار اضمحلال شد. از آن پس، ضریب بهره برداری در انگلستان به نحو تأسف‌باری افزایش یافت.

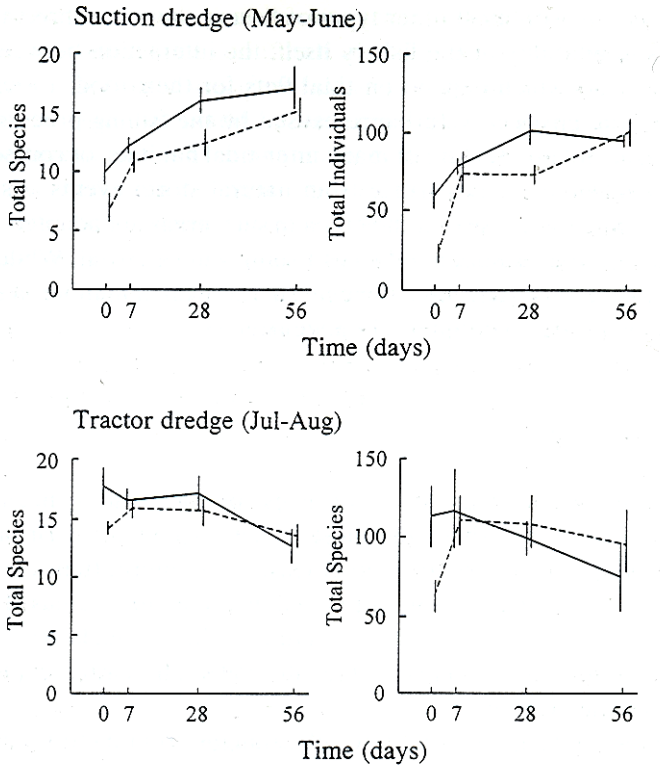
روشهای برداشت این صدف بسیار متفاوت است و از برداشت دستی تا استفاده از وسایل مختلف مکانیکی مانند درج کش های هیدرولیک یا کششی را شامل می شود. به تازگی درج های هیدرولیک و مکانیکی توجه زیادی را به خود معطوف داشته اند. درج های مکشی هیدورلیک براساس بلند کردن خاک با استفاده از افشاندن آب و سپس برداشتن رسوبات و صدفها عمل می کنند. سپس این رسوبات از یک صافی عبورداده شده و صدفها به وسیله یک لوله مکنده در یک استوانه چرخنده در عرشه کشتی جمع‌آوری می شوند. صدف های کوچک و سایر مواد زاید در داخل صفحات استوانه، به بیرون افتاده و به دریا باز گردانده می شوند در حالیکه صدفهای باقیمانده به انبار سرازیر می شوند. برعکس، درج های تراکتوری در جزرهای پایین عمل می کنند و از نظر طراحی اصلی چند نوع دارند. از بین این انواع، احتمالاً وسایلی که برروی ریل سوار می شوند بیشترین کاربری را دارند. این وسایل تیغه هایی به پهنای ۱۰۰- ۷۰ سانتیمتر دارند که تا عمق ۴۰-۲۰سانتیمتر در رسوبات نفوذ می کند. سپس رسوبات به وسیله یک نقاله به یک استوانه بزرگ چرخنده منتقل می شوند که صدفها را نگه می دارد و مواد زاید را عبور می دهد. صید از طریق یک دریچه در پشت استوانه جمع آوری می شود.

در سال ۱۹۹۳، دو آزمایش: ارزیابی تأثیر یک درج مکشی و دیگری مطالعه یک درج تراکتوری به انجام رسید (Hall&Harding,1997). در هر دو مورد، طراحی تحقیق تقریباً ساده بود به این ترتیب که نحوه بهبود مناطق ماهیگیری شده و نقاط مرجع در طول زمان پیگیری می شد. اما یک جنبه دیگر در آزمایش درج تراکتوری این بود که ما مناطق را در سه اندازه مختلف تحت مطالعه جهت ارزیابی قرار دادیم. نتایج حاصله تا چه حد به اندازه منطقه آسیب دیده بستگی دارد. شکل ۳-۴، نتایج این مطالعه را خلاصه می‌کند.

از آنجاییکه یکی از مطالعات در بهار (ماه مه) و دیگری در تابستان (ماه جولای) آغاز شد، عملاً مقایسه بین دو مطالعه سخت گردید ولی با این وجود چند پدیده عمومی در میان مطالعات مذکور مشترک بود. در مورد آزمایش درج مکشی، اثرات معنی‌دار آماری در فراوانی کل جانوران و گونه ها یافت شد. مناطق آسیب دیده به طور معنی‌داری، میانگین فراوانی کمتری داشتند (تا ۳۰درصد کاهش در تعداد گونه ها و ۵۰درصد کاهش در تعداد جانوران). این کاهش برخلاف پیش زمینه ای بود که نشان می داد افزایش پایدار فصلی در فراوانی بسیاری از رده ها در هردو منطقه درج کشی شده و شاهد وجود داشته است. در آزمایش درج تراکتوری، تأثیر کمتری دیده شد و بهبود پس از اختلال برخلاف پیش زمینه ای بود که نشاندهنده کاهش عمومی فراوانی فون جانوری درفصول مختلف بود.

نکته مهم مطالعه این بود که با وجود اینکه هر دو آزمایش چند نتیجه معنی دار آماری را آشکار کردند، ساختار فون جانوری در مناطق آسیب دیده در مجموع ۳-۲ماه پس از اختلال بهبود یافت (یعنی به شکل مناطق غیر آسیب دیده نزدیک شد). در این مورد، احتمالاً تأثیر بر فون غیرهدف چندان قابل توجه نبود.

تنها دو راه وجود دارد تا تراکم در یک منطقه آسیب دیده افزایش یابد: تولید مثل در منطقه آسیب دیده یا مهاجرت از خارج، به صورت لارو، پست لارو یا جانور بالغ. در مناطق داخل جزر و مدی که رسوبات‌شان مستعد حرکت براثر باد و امواج می باشند، حرکت جانوران بالغ و پست لاروها ارتباطی قوی با اختلالات رسوبی ناشی از باد- موج دارد (Emerson&Grant,1992). بنظر می رسد که این مکانیسم انتقال



شکل ۳-٤- خلاصه روند تغییرات در تعداد کل جانوران و تعداد کل گونه ها در نمونه های جمع آوری شده توسط نمونه بردار Core در طول دو بررسی پیرامون تأثیر برداشت مکانیزه صدفها(برگرفته از شکلهای ٤و۹ از Hall&Harding ,1997). (-)تیمار شاهد، (---) تیمار آسیب دیده

یک عامل عمده در تشخیص تغییرات تراکم باشد. در مطالعه فوق پیرامون صدفها، فون جانوری همراه صدف بسیار متغیر بود. بنابراین، انتظار می رود که زیرمجموعه های بسیار بزرگی از جمعیت همه گونه‌های داخل رسوبات موجود در منطقه، رسوباتی را اشغال کنند که حاوی اجتماعات صدفهای با ارزش برای برداشت نیستند. صیادانی که با ابزار درج صید می نمایند، برخلاف بسیاری از روشهای دیگر ماهیگیری، بر اساس اطلاعات صید وتلاش صید به سرعت ماهیگیری را در هر منطقه ای که سود اقتصادی

حاصل از صید در آن از سطح حداقل پایین‌تر بیاید را قطع می کنند. به این ترتیب، مناطقی که تراکم صدف در آن کم است، تحت ماهیگیری اکتشافی اندکی قرار می گیرد. بنابراین، بنظر میرسد که همیشه مناطقی وجود دارد که ماهیگیری نشده باشند تا منبعی از کلنی‌ها را برای مناطق آسیب دیده از طریق انتقال غیرفعال جانوران بوسیله ترمیم بستر به صورت تأمین لاروها فراهم کنند. علاوه براین، با اینکه مرگ‌ومیر ناشی از برداشت از نظر آماری معنی دار بودند، تعداد نجات یافتگان در مناطق درج کشی شده قابل توجه بود و احتمالاً فرآیندهای بازسازی اتفاق افتاده در یک قطعه آسیب دیده، تأثیر مثبت زیادی در این بازسازی ایفا کرد.

سؤال اینجاست که بهبود سریع از آسیب تا چه حد عمومیت دارد؟ تصور می کنم که این امر بسیار معمول باشد و همانا می توان مثالهای دیگری از مطالعات با مقیاس کوچک رایافت که بهبود آسیب را در مدت چند ماه نشان دهند (برای مثال Smith&Brumsickle,1989). همچنین کیزر و همکاران[1](۱۹۹۶) یک مثال خوب دیگر از تأثیرات برداشت صدف مانیلا[2] ارائه داده اند. این صدفها حدود ۲سال در مناطق جزرومدی در زیر تورها کشت داده و سپس به وسیله درج مکشی برداشت شدند. بهره‌برداری، ترکیب رسوبات را تغییر داد به این صورت که قسمتهای شنی بزرگتر را به زیر لایه های رسی فروبرد و تراکم همه موجودات و تعدادکل گونه ها کاهش زیادی یافت. اما ۷ماه بعد، هیچ تفاوتی بین جوامع در مناطق درج‌کشی شده و شاهد وجود نداشت که از نظر آماری معنی دار باشد و ساختار رسوبی به حالت اول بازگشت.

اکثر مطالعاتی که در بالا به آنها اشاره شد در مناطقی صورت گرفتند که رسوبات تا حدود زیادی متحرک بودند و در مجموع، بنظر می رسد که رسوبات متحرک در اکثر شرایط بهبود نسبتاً سریعی دارند. اما رسوبات با ثبات تر چطور؟ یک احتمال که توجه زیادی به آن نشده این است که اولین عبور ابزار صید

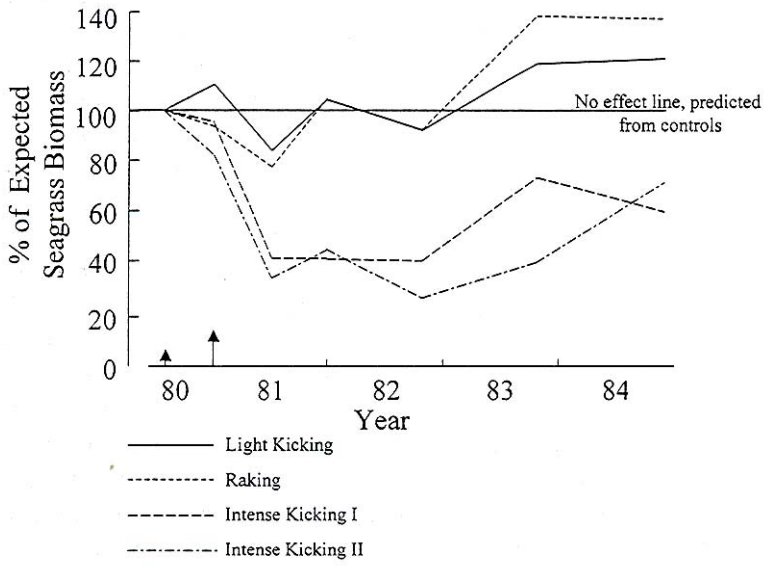
[1] Kaiser *et al.*, 1996
[2] Manilla clams

ممکن است گونه هایی را جابجا کند که در تثبیت رسوبات نقش دارند. وقتی این گونه ها از دست بروند، افزایش تحرک رسوبات احتمال بازگشت گونه‌های تثبیت کننده را به شدت کاهش می دهد. به بیان دیگر، ممکن است سیستم به یک وضعیت جایگزین دچار شود که در آن، رسوبات متحرکی غلبه یابند که بازگرداندن آنها دشوار یا شاید غیرممکن است. یکی از انواع زیستگاههایی که بوضوح چنین احتمالی در آن وجود دارد، منطقه علفهای دریایی جزرومد است. بسترهای پوشیده از علفهای دریایی اجتماعات بسیار غنی تری از فون های جانوری را نسبت به نواحی اطراف در خود دارند و دوباره سازی رسوبات متحرک پس از برداشت شدن آنها دشوار خواهد بود.

«پترسون» و همکاران[1] (۱۹۸۷) مثال خوبی از مطالعه تأثیر ماهیگیری در نواحی تثبیت شده به وسیه علفهای دریایی راارائه دادند. این نویسندگان تأثیر شن کشی[2] سنتی و دو روش مکانیکی برای برداشت صدفها[3] را در مطالعه ای که بیش از ۴ سال بطول انجامید، در علفزارهای دریایی کم عمق و مناطق مسطح ماسه ای آزمایش نمودند. در روشهای مکانیکی بکار رفته، با استفاده از موتورهای قوی در خارج از کشتی و در داخل آب موجب معلق نمودن رسوبات و صدفها می‌شدند و سپس صدفها را با تورهای کششی ترال جمع‌آوری می کردند. در این مطالعه جامع که مقیاس بسیار بزرگی هم داشت (مناطق مورد آزمایش ۱۲۲۵مترمربع بودند)، تأثیر را برمبنای ریکرویت‌منت صدف، توده زنده علف های دریایی، تراکم بی‌مهرگان بزرگ و تراکم صدف اسکالوپ بررسی نمودند. دو برداشت در یک سال صورت گرفت سپس تأثیر آن طی ۴سال مداوم پایش شد. تأثیر در مورد بازسازی صدف اسکالوپ مشکوک بود ولی نشانه هایی از افزایش رسوبات در نتیجه کاهش تعداد موجودات بالغ در منطقه به چشم خورد. همانطور که انتظار می رفت، تأثیر وسیعی در توده زنده علفهای دریایی بوجود آمد شکل(۴-۴). انواع روشهای صید عوارض و آثار کوتاه مدتی را بدنبال داشتند ولیکن در مورد اختلالات خفیفتر، بهبود پس از یک

[1] Peterson *et al.*, 1987
[2] Raking
[3] Clams

سال حاصل شد. در مورد روشهای شدیدتر، بهبود تا دو سال آغاز نشد و پس از چهار سال کامل نشده بود. این دوره زمانی طولانی محققین را برآن داشت که اظهار نمایند شاید بسترهای حاوی علفهای دریایی و اراضی مسطح ماسه ای به عنوان یک وضعیت با ثبات جایگزین وجود دارند. همین که علفهای دریایی برداشته شدند شدت آثار اختلال زا افزایش یافت و بازسازی مجدد علفها دشوارتر گردید. هیچ تأثیری در موجودات کفزی کوچک مشاهده نشد و گفته شد که این امر به این علت بود که درزمان مطالعه پرتاران کوچک، موجودات غالب در فون جانوری بودند.



شکل٤-٤- تفاوت درصدی بین میانگین توده زنده مشاهده شده از علفهای دریایی در مناطق تحت رژیمهای ماهیگیری مختلف برای صید صدف و توده زنده مورد انتظار،برمبنای توده زنده در ایستگاههای شاهد. فرض بر این است که تفاوتهای اولیه موجود بین مناطق شاهد و تیمارها پیش از آغاز ماهیگیری، در طول زمان ثابت باقی مانده است. سپس توده مورد انتظار ۱۰۰درصد در نظر گرفته شد که با خط «بدون تأثیر» نشان داده شده است. پیکانها نشانگر حداقل و حداکثر عملیات هستند (برگرفته از شکل ٤از پترسون و همکاران،۱۹۸۷).

علفهای دریایی به عنوان تثبیت کننده رسوبات گزینه مناسبی هستند اما سایر رده ها نیز می توانند این نقش را بازی کنند.Thrush و همکاران(۱۹۹۶) در یک آزمایش(بدون ماهیگیری)، تأثیر اندازه منطقه را در نرخ بازسازی به دنبال از بین رفتن فون جانوری در زمینهای مسطح ماسه ای آزمایش کردند. آنها دریافتند که ثبات نداشتن رسوبات در مناطق بررسی شده به علت از بین رفتن لوله های اسپیونیدهای[1] پرتارانی بوده است که تراکم زیادی هم داشتند. محققین فرض کردند که با افزایش فقدان ثبات رسوبات ، میزان مهاجرت به داخل منطقه از نقاط کلنی ساز بیشتر خواهد بود. این تغییرات در دینامیک رسوبات به عنوان توجیهی برای نرخ بازسازی برای ضریب بیش از ۹ماه مطرح شده اند که این نرخ بازسازی در مناطق آسیب دیده با اندازه ۳/۲۵-۰/۲ مترمربع به طور غیرمنتظره ای کند بوده است. احتمال اینکه ماهیگیری بتواند مشخصه های ثبات رسوبات را تغییر دهد، از جمله مسائلی است که نیازمند توجه بیشتری می باشد.

۲-۲-٤- حفاری برای استحصال طعمه

با آنکه احتمالاً بهره برداری از صدف برای مصرف خوراک انسانی معمولترین نوع فعالیت صیادی در مناطق جزر ومدی است، گونه هایی هم هستند که در بسیاری از قسمتهای دنیا به عنوان طعمه برای ماهیگیری قلاب، بهره‌برداری میشوند. حفاری برای صید طعمه می تواند از طریق دست یا با درج های مکانیکی انجام شود که با سایر درج های بکاررفته برای صدفها مشابه است. مطالعات متعددی انجام شده تا عوارض این کار را بررسی کنند. شاید تحقیق Beukema (۱۹۹۵) در این میان، جامعترین مطالعه باشد. وی عوارض برداشت مکانیکی را در دریای وادن گزارش داده است. قدرت این تحقیق خاص در این است که فعالیت ماهیگیری به مدت چهار سال درسالهای ۱۹۸۲-۱۹۷۸ در منطقه ای به وسعت ۵۰کیلومترمربع انجام گرفت که این منطقه از حدود سال ۱۹۷۰، تحت مشاهدات علمی دراز مدت قرار

[1] Spionid

گرفته بود. در این منطقه از ۱۲ ترانسکت[1] یک کیلومتری ثابت، در هرسال نمونه برداری می شد و ماهیگیران تجاری با استفاده از درجهای مکانیکی به شدت در اطراف یکی از این مقطعها به صید کرمهای ساحلی[2] مشغول بودند. این درج ها در زمانی که آب بالا بود،حدود سه مجرا حفر کردند که هرکدام حدود ۱متر پهنا، ۰/۴متر عمق و ۳۰۰متر طول داشت. رسوبات و جانوران غربال شده اضافی در همان کنار ریخته شدند بطوری که در کنار هرمجرا، یک برجستگی با پهنای ۱/۵متر ایجاد شد. لایروب‌ها به مدت چند هفته، تا زمانی که آن منطقه به طور کامل پوشش داده شده و ضریب برداشت کاهش یابد، در اطراف یک نقطه کار میکردند. تعجب آور نیست که منطقه مورد توجه صیادان در داشتن تراکم زیادی از کرم ساحلی نسبت به سایر مناطق، سابقه ای تاریخی داشت.

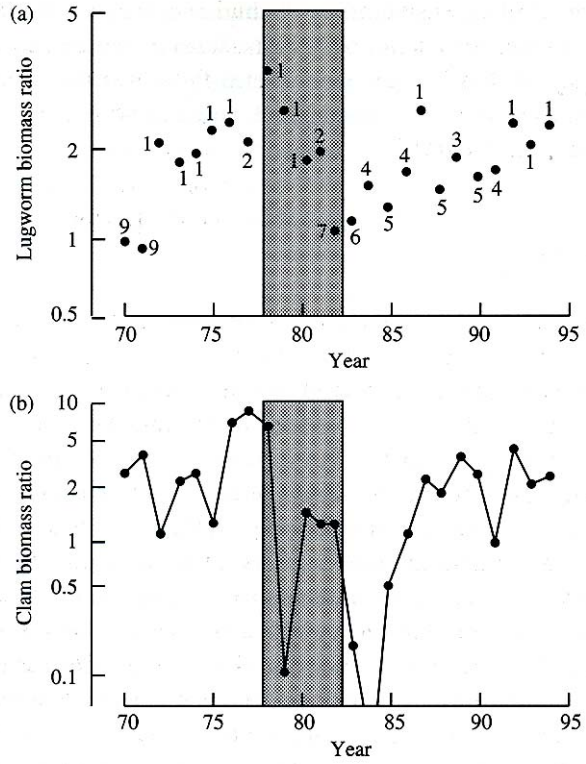
باقی ماندن طولانی مدت درج ها در یک منطقه که پیشتر به طور منظم نمونه برداری شده بود، فرصتی منحصر به فرد را برای Beukema پدید آورد تا با مقایسه تغییرات ایجاد شده در تراکمهای مناطق صیادی شده و چندین منطقه شاهد، تأثیر درازمدت برداشت وسیع کرم ساحلی را مطالعه نماید. شکل ۵-۴ نشان می‌دهد چگونه در طول مدت صیادی، تعداد جانوران این منطقه به عنوان یک منطقه تأمین کننده کرم ساحلی پس از ۴ سال به رتبه هفتم تنزل کرد. ولی برخلاف مثال صدف که پیشتر توضیح داده شد، دراین منطقه تنها گونه های هدف تحت تأثیر قرار نگرفتند. شکل۵-۴ب نشان می دهد چگونه تراکم صدف[3] طی همین مدت تغییر کرده است. با برداشت جانوران بزرگتر براثر صیادی، ساختار اندازه ای جمعیت نیز در همین مدت تغییر کرد. این جنبه اخیر در بررسی تأثیر ماهیگیری در بسیاری از گونه ها اهمیت خاصی دارد زیرا تغییر در ساختار اندازه و سن جمعیت می تواند عوارض چشمگیری برظرفیت تولیدمثلی آن جمعیت داشته باشد. عوامل متعددی در کاهش صدفهای بزرگ نقش داشتند، از جمله اینکه بزرگترین آنها برداشت شده و فروخته می شدند، پوششهای صدفی به علت فرآیندهای صیادی شکسته می شد و

[1] Transect
[2] Lugworm
[3] *Mya arenaria*

جانوران رها شده روی شنها، در معرض شکار به وسیله پرندگان و خرچنگهای ساحلی بودند. تغییرات در تراکم صدف و کرم ساحلی عامل اصلی تغییر در کل توده زنده بود که در منطقه صیادی مشاهده شد ولی گونه های دیگری از پرتاران هم تحت تأثیر قرار گرفته بودند. سایر مطالعات انجام شده پیرامون تأثیر حفاری برای طعمه به صورت دستی و مکانیکی در نواحی مسطح جزر و مدی، آثار مشابهی را با یافته های Beukema (۱۹۹۵) نشان میدهند(برای مثال McLusky *et al.*,1983). تأثیر آنی بسیاری از فرآیندهای برداشت در محیطهای زیست رسوبی شامل کاهش شدید در تراکم بسیاری ازگونه های کفزی و همچنین کل توده زنده موجودات کفزی در مناطقی است که رسوبات در آن مختل شده اند.

«وان دن هیلیگنبرگ»[1](۱۹۸۷) تخمین زد که حفاری برای بدست آوردن طعمه، تا ۰/۲۳درصد از کل قسمت غربی دریای وادن را در آلمان مختل می کند و تا ۱درصد از جمعیت *Arenicola* را هرسال از بین می برد. بنابراین، میزان اختلال در دریای وادن نسبتاً خفیف است و احتمالاً تأثیر این نوع صیادی، در مجموع اهمیت چندانی برای سیستم ندارد. در واقع این امر در نتیجه وجودمناطقی گلی بسیار وسیع در دسترس و همچنین به علت بازار نسبتاً محدود طعمه های ماهیگیری می باشد. بنظر می رسد که این مسأله در مورد اکثر نواحی مسطح جزرومدی، مهم باشد. در بسترهای مسطح ماسه ای محدودتر در سایر مناطق، ممکن است نسبت تقاضا به عرضه بالقوه بسیار کمتر باشد و آن قسمت از کل اراضی که تحت تأثیر قرار می گیرد، می تواند واقعاً بزرگ باشد.

[1] . Van den Heiligenberg



شکل۵-٤- (الف) مقادیر نسبی توده زنده کرم ساحلی در دریای وادن در دوره قبل، حین و بعد از صیادی. اعداد به صورت نسبت مقادیر سالانه (ماه مارس) مشاهده شده در محل است که برمقدار متوسط ۱۵ایستگاه در یک منطقه وسیعتر تقسیم شده است. اعداد نزدیک هرنقطه نشان دهنده رتبه ای است که این محل خاص با توجه به میزان توده زنده کرم ساحلی در بین ۱۵ایستگاه بدست آورده است، (ب)مقادیر نسبی توده زنده کرم ساحلی در همان محل هاشور خورده نشاندهنده دوره صیادی است.(برگرفته از شکلهای ۲و۵ از Beukema,1995)

۳-٤- آبسنگ های مرجانی

شاید افزایش مهارنشدنی جمعیت انسانی تأثیر منفی خود را بیش از هرسیستم دریایی دیگری، بر آب ستگ های مرجانی برجای گذاشته باشد و اکثر این عوارض در کشورهایی بوقوع می پیوندند که انتظار

می رود جمعیتشان در ۵۰-۳۰سال آینده دو برابر شوند. در نشستی که در سال ۱۹۹۳در رابطه با موضوع آب سنگ های مرجانی برگزار شد، صید بی رویه به عنوان یکی از سه عامل اصلی تهدید کننده سیستمهای مرجانی عنوان گردید (Roberts,1993).فقر مفرط در بسیاری مناطق سبب شده که تعداد فزاینده ای از مردم به بهره‌برداری منابع مشترک ماهیگیری بپردازند. متأسفانه، برخی روشهای ماهیگیری بکاررفته جزء مخربترین روشهای شناخته شده هستند. میزان برداشت از محیطهای آب سنگ های مرجانی در مقیاسهای جهانی، ناچیز و حدود ۵۰۰۰۰۰ تن در سال است اما این عدد موجب پوشیده ماندن اهمیت آن به عنوان قسمتی از صید ماهیگیران کم درآمد شده است که فرصتهای دیگری برای اشتغال ندارند (Russ,1991).

«پائولی»[1] و همکاران (۱۹۸۹)نوع خاصی از صید بی رویه را معرفی کردند که وضعیت را در مناطقی توصیف می نمود که چنین روشهای مخربی در آن بکار می رفت.

یک مثال از ابداع چنین روشهایی را در برخی فعالیتهای ماهیگیری می توان دید که به طور سنتی از سم به عنوان روشی برای صید استفاده می کردند. ساکنین بومی ساحل‌نشین، قرنها از برگها، دانه های توت و ریشه ها برای صید ماهی استفاده می نمودند اما با افزایش مشکلات اقتصادی، این فعالیت را به استفاده از سفیدکننده ها در مناطق جزرومدی و سایر آبهای کم عمق در موارد دیگر، سوق داده است. این کار درنهایت به استفاده از سیانید سدیم انجامید. برای بکارگیری این روش درمناطق کوچک، این سموم را به صورت قرصهایی به قطعه های چوب می‌بستند تا در دسترس ماهیان مرجانی قرار گیرد یا این سموم را به صورت محلول در بطریهای فشاری بکار می‌بردند. درمناطق بزرگ محلولی از این مواد را براحتی در آب خالی کرده یا با طعمه مخلوط می نمودند. انتظار می رود که تأثیر سم درماهیها غیراختصاصی باشد وتغییر در ساختار اجتماع ماهیان، به نظر محتمل می‌رسد. اما موضوعی که توجه بیشتری را به خود جلب کرده

[1] Pauly *et al.*, 1989

است، تأثیر سموم در مرجان هاست. اطلاعات اختصاصی اندکی در مورد تأثیر سموم در ضرایب مرگ و میر مرجانها موجود است اما عقیده براین است که تحمل مرجانها در برابر سیانید سدیم پایین است.

استفاده از سنگ و زنجیر برای شکستن مرجانها و راندن ماهیها به داخل تور، روش ماهیگیری دیگری است که آثار مخربتری برآب سنگ های مرجانی دارد،ولی شاید مخربترین روش در بین همه روشها استفاده از مواد منفجره باشد. به طورمعمول «منفجرکنندگان» بر توده های انبوه مرجانها متمرکز می شوند و یک انفجار به تنهایی منطقه ای باشعاع ۲-۱متر را نابود میکند. سپس باید ماهیها را با دست از بین بقایا جدا نمود که موجب تلفات بسیاری گردیده و موجب می شود که این فعالیت به عمق کمتر از ۱۵ متر و به روزهایی محدود شود که وضوح آب خوب باشد. استفاده از مواد منفجره تا سال ۱۹۸۸ در حداقل ۴۰کشور یا جزایر مستعمره و سم در حداقل ۱۵کشور گزارش شده بود(Wells,1988). اگرچه استفاده از مواد منفجره فاجعه بار است اما ممکن است از آنچه تا به حال تصور می شد، کمتر مشکل آفرین باشد. برای مثال، آنالیزهای «سایلا»[1] و همکاران (۱۹۹۳) عنوان می دارند که استفاده کنندگان از مواد منفجره بیش از ماهیان مرجانی،برگونه های باارزش پلاژیک تمرکز می کنند و فشار موج ایجاد شده براثر انفجار در آبهای میانی به فواصل خیلی دور انتشار نمی یابد. وقتی پوشش مرجانی به زیر ۲۰درصد در هر منطقه می رسد و تراکم ماهیان به حدی کم می شود که از ارزش حالت ماهیگیری نشده کمتر است، این نوع از ماهیگیری کاهش می یابد. شاید به همین دلیل آسیب های ناشی از لنگرهای ماهیگیران و سموم توجه بیشتری را به خود جلب کنند، البته این به این معنی نیست که استفاده از مواد منفجره روشی دوست داشتنی از نظر زیست محیطی است!

تعیین میزان جهانی صید بی رویه و تخریب زیستگاه ها در فعالیتهای ماهیگیری درمناطق مرجانی دشوار است. اما «رابرتز»[2](۱۹۹۵) عنوان می کند که تراکم جمعیتی ماهیان در برخی مناطق همچون فیلیپین،

[1] Saila *et al.*, 1993
[2] Roberts

هائینی و جامائیکا تا سطوح بسیار پایین سقوط کرده است؛ ماهیان بالغ گونه های خوراکی تقریباً ازمناطق ماهیگیری شده حذف شده اند وزیستگاه های مرجانی به طرز وخیمی آسیب دیده اند که این آسیب شاید به حدی باشد که بهبود جمعیتها غیرممکن شده باشد. جنبه های مختلف بهبود در چنین مناطق آسیب دیده‌ای بسیار سؤال برانگیز است، بخصوص اگر ریشه مشکلات فقر وفشار جمعیتهای انسانی بر نواحی ساحلی قابل تخفیف نباشد.

اگرچه بنظر می رسد چنین عوامل اجتماعی در ترغیب مردم به سوی ماهیگیری به عنوان آخرین راه حل و بکارگیری چنین روشهایی، مهم است اما دربرخی موارد این نوع بهره‌برداری برای ماهیگیران با سابقه تر از نظر اقتصادی، حیاتی است.«مک مانوس»[1] (۱۹۹۶) نمونه هایی از آبهای گینه نو ارائه میدهد که تصور ذخیره نامحدود مرجانها، ماهیگیران را به این نتیجه رسانده است که استفاده از مواد منفجره ازنظر هزینه مؤثر است. استفاده از مواد منفجره درمناطق دور از ساحل که در آنها رسیدن به یک صخره مرجانی نیازمند یک سفرطولانی با قایق است نیز به طور مشابه از نظراقتصادی به عنوان یک روش معقول پذیرفته شده که انبار کشتی را به سرعت پرمی کند و زمان سپری شده در دریا را به حداقل می رساند. با برآورد نرخ بازسازی مرجانها به میزان ۱-۰/۱درصد در سال (Saila *et al.*,1993) ناگریزیم نتیجه بگیریم که پذیرش وجود یک ذخیره نامحدود، فکری ناقص است!

٤-٤- نتیجه گیری

۱-٤-٤- سواحل صخره ای

نزدیکی سواحل صخره ای و سایر نواحی بین جزرومدی به مراکز جمعیت انسانی،این مناطق را به طور خاص در معرض فشارهای شدید ناشی از فعالیتهای انسانی قرار می دهد.همانا ماهیگیری یکی از این

[1] MacManus

فشارهاست اما جدا کردن تأثیر آن از سایر عوامل اغلب دشوار است. برای مثال، مطالعاتی که در بالا بحث شد و همچنین مطالعات دیگر به روشنی نشان می دهند که درج کشی می تواند تأثیر عمیقی در سواحل صخره ای داشته باشد. این تأثیر در برخی از موارد پس از پایان اختلال، بازگشت نسبتاً سریع دارند و در برخی دیگر برای مثال، در زیستگاه های صدف[1] که توسط «برازنان» و «کرامرین»[2] (۱۹۹۴) مطالعه گردید، می تواند مدت بیشتری شاید تا یک دهه به طول بیانجامد. در برخی مناطق جداسازی نقش ماهیگیران درایجاد این آثار از نقش افراد دیگری که به بازدید ساحل می آیند، دشوار است و شاید تلاش برای انجام این کار در بسیاری از مناطق کاری بیهوده باشد. در واقع، اگر کسی بخواهد از سواحل صخره ای حفاظت کند،شاید تنها ممانعت از ماهیگیری کافی نباشد هنگامی که دسترسی سایر بخشهای اجتماع همچنان باقی مانده باشد. همچنین باید دانست که در حال حاضر توجه ما به تأثیر انسانها در این سیستمها به طور عمده برپایه مطالعاتی با مقیاسهای محلی است. ارزیابیهای ملی در مورد نسبت نوار ساحلی برپایه شاخص شدت فعالیت که در معرض بازدید انسانها قرار دارند، می تواند شروع خوبی برای دست یابی به دیدگاهی جامعتر باشد. بدون چنین ارزیابی هایی، یک مقیاس مهم (و البته نه تنها مقیاس) را برای ارزیابی آثار در دست نداریم.

همانطور که در مورد سیستم های بدون جزرومد در فصل۳ بحث شد، ممنوع کردن (یا محدود کردن) بازدیدکنندگان از برخی از قسمتهای نوار ساحلی میتواند اطلاعات بیشتر و ارزشمندی را به ما ارائه نماید و شاید اهداف حفاظتی را تأمین نماید. به عنوان بخشی از مدیریت منطقه ساحلی، باید به مناطق بین جزرومدی توجه بسیار بیشتری مبذول شود. نمونه هایی از چنین روشی در فصل ۵مورد بحث قرار گرفته است.

[1] Mussel
[2] Brosnan & Crumrine

۲-٤-٤- مناطق مسطح جزرومدی

درمناطق مسطح جزرومدی به این مسأله توجه بیشتری شده است چون بنظر می رسد دخالت انسانی شدت کمتری داشته و تأثیر آن ناچیز باشد. تأثیر آلودگی و سایر عوامل به همراه جمعیتهای ساحلی هم موضوعی است که باید مورد نظر قرار گیرد ولی فعالیتهای ماهیگیری که مسیرها و حفره های کاملاً قابل رؤیتی را برسطح رسوبات برجای میگذارد اغلب برجسته هستند.

درکشورهای پیشرفته روشهای مکانیزه ماهیگیری بیشترین توجه را به خود جلب می کنند ولی احتمالاً پایداری ماهیگیری و رقابت بالقوه بین ماهیگیران و سایر شکارچیان برسرگونه های هدف ارزش بیشتری برای توجه دارند. بنظر می رسد که جمعیتهای کفزی غیرهدف در اکثر شرایط در برابر اختلالات مقاوم هستند گویا این نتیجه گیری موجب ناراحتی بسیاری از محققین می شود. شکیات و مسایلی که ما بدنبال حل آنها هستیم موجب می شوند که در گفتن این حرف اکراه وجود داشته باشد که یک چیز احتمالاً اهمیتی ندارد، بخصوص اگر آن چیز وسیله ای است که بسترهای ماسه ای را شخم می زند. اما اگر داده ها مفید باشند، دانشمندان همان قدر که مایلند یک موضوع را بزرگ کنند،به همان میزان نیز از توجه به آن روی گردانند. به نظر من، این مورد یکی از همین موارد است، اما متأسفانه هیچ جواب «بله» یا «خیر» وجود ندارد. ما نمی توانیم بگوییم که تأثیر درج بر فون جانوری غیرهدف در همه بسترهای مسطح ماسه ای ناچیز است. همچنین عکس این نتیجه را هم نمی توانیم در مورد اکثر سیستمها قبول کنیم. اما می توانیم بگوییم که بنظر نمی رسد که مشکلی در بسترهای مسطح ماسه ای وجود داشته باشد، هرچند که مواردی وجود دارد که تأثیرها چشمگیرتر خواهد بود. این موارد چه هنگام پیش می آید؟ احتمال وقوع این مسأله در رسوبات نسبتاً با ثبات زمینهای گلی در مناطق حفاظت شده و در رسوبات سخت تر بیشتر است که بوسیله فون جانوری یا موجود تثبیت م یشوند. اما آنچه اهمیت دارد این است که موجودات بزرگتر(بالغ) در گونه های دوکفه ای به طور فعال یا به صورت غیرفعال طبیعی از طریق انتقال با بار بستر، به داخل

مناطق آسیب دیده مهاجرت نمی کنند. چون این افراد بالغ سهم زیادی در کل توده زنده اجتماع دارند، بازسازی کامل، اغلب مستلزم دوباره سازی آنها از طریق رشد نوزدان است. بنابراین حداقل از این نظر، زمان بازسازی می تواند سالها به طول انجامد.

۳-٤-٤- آبسنگ های مرجانی[1]

با اینکه اطلاعات نسبتاً ناچیزند و مطالعات مناسب پیرامون تأثیر ماهیگیری بر آبسنگ های مرجانی را به سختی می توان یافت، اما بدیهی بنظر می رسد که روشهایی که ساختار فیزیکی صخره ها را نابود می کنند، تأثیر عمیقی در جمعیت های ماهیان و در سایر رده های سیستم های مرجانی داشته باشند (Bonshack,1993).

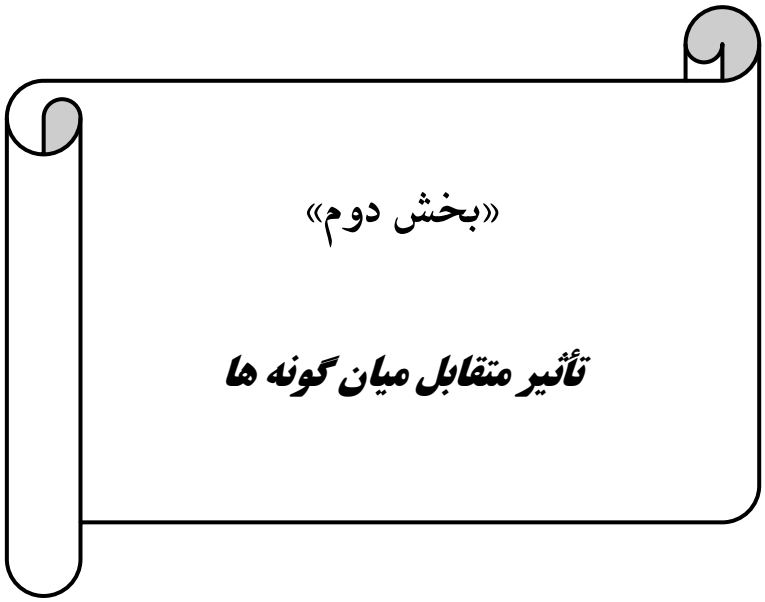
ساده شدن ساختار آبسنگ ها از طریق آسیبهای مستقیم منجر به کاهش ساختارهای شاخه ای و پرشدن حفره ها می‌شود. این تغییرات از تعداد ماهیانی که می توانند سرپناه پیدا کنند، تعداد انواع زیستگاه ها و احتمالاً از سازگاری محلهای سکونت برای لاروهای گونه های خاص می کاهد. تجربیات بدست آمده از زیستگاه های مصنوعی[2]، اهمیت حیاتی معماری زیستگاه را در جذب ماهیان و نگهداری اجتماعات گوناگون بخوبی نشان داده است، اگرچه ممکن است عواملی همچون اندازه و مکان آب سنگ ها حیاتی‌تر باشند. همچنین Sebens (۱۹۹۴) به نقل از Sale اشاره می کند که:

ساختار فیزیکی آب سنگ های مرجانی به گونه ای است که میتواند با تأمین پناهگاه مناسب برای فرار از دست شکارچیان و بازسازی کمک نماید. اما اگرچه رابطه مورد انتظار به صورت افزایش تنوع ماهیان براثر پیچیدگی ساختاری می باشد، همه مطالعات پیرامون آب سنگ های طبیعی، ارتباط مستحکمی را به نمایش نگذاشته اند. کسی نمی تواند با این ارزیابیها موافق نباشد و اشاره به این نکته مفید است که تأثیر

[1] Coral reefs
[2] Artificial reefs

مشابهی، برای مثال به صورت صید صدفهای حفار در سنگها، دربعضی سیستمهای معتدل در حال وقوع است که در قسمت ۱-۴ بحث شد. مسأله اصلی در اینجا این نیست که تأثیر چشمگیر و ناخواسته در پی انجام چنین فعالیت های صیادی بوقوع می پیوندد، بلکه مسأله مهم وسعت فعالیت ماهیگیری است. متأسفانه، داده هایی نظیر این را بسیار به سختی می توان جمع آوری کرد، بخصوص در سیستمهای مرجانی که توزیع ماهیگیران بسیار وسیع است و تا فواصل دور یا حتی در مناطقی گسترش یافته اند که فعالیت غیرقانونی است. تصویر می کنم که در بعضی مناطق، انجام مطالعات همه‌جانبه و شناسایی مشکلات به سرعت مورد نیازند و تا پیش از آنکه زوال زیستگاه به حد و مقیاس وسیع جغرافیایی برسد که بازه های زمانی ده ساله برای بهبود خوش بینانه آن ضروری باشد، اولویت مطالعات همه‌جانبه و شناسایی سریع مشکلات بر همگان مسلم است. به عنوان یک اصل کلی،روشهای ماهیگیری که ساختار زیستگاه را نابود می کنند، نامطلوب می‌باشند و انواع ادوات جایگزین از جمله کوزه[1] ، قفس[2] و قلاب[3] ترجیح بیشتری دارند. محرک‌های اقتصادی و ابزار قانونی که ممکن است برای ایجاد تغییر در روشها بکار روند، خارج از حوصله این کتاب می‌باشد، اما فصل ۹ اشاره ای کوتاه به آن خواهد داشت.

[1] Pot
[2] Trap
[3] Line



«بخش دوم»

تأثیر متقابل میان گونه ها

مقدمه

حتی گونه‌هایی که به طور مستقیم مورد بهره‌برداری قرار نمی‌گیرند، تحت تأثیر شکار شدن یا رقابت احتمال حذف شدن از محیط را دارند. در این بخش، شواهدی از این تأثیرهای متقابل بوم شناختی در سامانه های مختلف مورد بررسی قرار گرفته است. سوال اساسی این است که دینامیک جمعیتها تا چه اندازه با یکدیگر پیوند نزدیک دارند؟ اگر گونه ها تا حدود زیادی از یکدیگر مستقل باشند، چون عوامل محدودکننده زیست محیطی متعددی تعداد آنها را کنترل می کند، پس یک گونه نباید تأثیری در گونه‌های دیگر داشته باشد. اگر تأثیر متقابل آنها شدید باشد، تغییراتی رخ خواهد داد، با این وجود، قابل اندازه‌گیری بودن یا پیش بینی کردن این تغییرات موضوع دیگری است. در این بخش به دو سؤال پاسخ داده می شود:

(۱) آیا با کاهش سریع برخی گونه ها، تغییرات همزمانی در فراوانی سایر گونه ها اتفاق خواهد افتاد؟

(۲) اگر چنین است، چه میزان از پاسخها را می‌توان با تأثیر بوم شناختی با گونه های برداشت شده مرتبط کرد و چه مقدار را می‌توان به تأثیر مستقل زیست محیطی مرتبط دانست.

در واقع، نشانه هایی قوی وجود دارد که ارتباط متقابل با گونه های بهره‌برداری شده باید آنقدر قوی باشد تا بتواند به تأثیر جمعیتی در جای دیگر منجر شود. برای مثال باکس(۱۹۹۱) در تحلیلی از میزان انرژی ۶ اکوسیستم عمده دریایی دریافت که منبع عمده مرگ و میر ماهیان، صید توسط سایر ماهیان است. بنابراین، طبیعی است که تأثیر فعالیتهای صید و صیادی، برای جمعیت های دریایی یک تعامل مهم تنظیم‌کننده قلمداد شوند. این احتمال توسط زیست شناسان شیلاتی رد نشده است که سعی در ساخت مدل‌های ماهیگیری چند گونه ای برای ارزیابی چنین تأثیراتی دارند.

یکی از بهترین روشها برای مشخص کردن نقش یک گونه در یک سامانه اجرای یک تحقیق می‌باشد. چنین دستکاری‌هایی برای دستیابی یک روش علمی دقیق، باید در یک محل اجرا و تحقیق را در چندین

منطقه تکرار و ایده آل آن است که در موقعیتهای جغرافیایی مختلفی نیز بررسی گردد. متأسفانه، این میزان تکرارپذیری بندرت امکان پذیر بوده و تلاش برای دستیابی به آن موجب شده تا مقیاسهای مکانی و زمانی تحقیقات نسبتاً کوچک شود. حتی در این صورت، تعداد مطالعاتی که بتواند عوامل احتمالی دخیل در تفسیر نتایج آزمایش را به میزان کافی مشخص نماید، اندک هستند. آندرروود (۱۹۸۴) براساس آزمایشهایی پیرامون رقابت، اشاره ای عالی به این موضوع نموده است.

در واقع، تعیین اینکه تا چه حد می‌توان آزمایش‌هایی تکرارپذیر را در مورد جمعیتهای ماهیان دریایی انجام داد، دشوار است. با آنکه نمی توان ادعا نمود که آزمایش‌ها به حداکثر موفقیت دست یافته اند اما چنین تجربیاتی وجود دارند. حتی اگر نتوان با طراحی آزمایش‌ها به استانداردهای لازم دست یافت، باید با استفاده از ماهیگیران، میزان تراکم ماهیان را دستکاری کرد. در واقع والترز(۱۹۸۶) معتقد است که روشهای صیادی را می‌توان به عنوان آزمایش‌هایی از قبل طراحی نشده درنظر گرفته و برای استفاده از اطلاعات حاصل از این آزمایش‌ها، مدیریت‌های تطابقی را پیشنهاد نمود (رجوع به فصل ۹). احتمالاً می‌توان با بررسی دقیق یافته ها در آزمایشگاه های ماهیگیری سراسر جهان به نکات بیشتری پی برد. بویژه به دلیل آنکه نتایج حاصل از فعالیت‌های صید و صیادی ، داده های مربوط به تغییرات فراوانی ماهیان را ارائه می دهد که از نظر مقیاسهای مکانی و زمانی با سایر سیستم‌ها سازگار نیست. اما باید مراقب بود زیرا بعضی از داده ها بویژه اطلاعات صید گمراه کننده هستند. داده‌های صید می‌توانند برای برآورد فراوانی گونه های پلاژیک، به طور مشخص مشکل زا باشند. ماهیگیران معمولاً برتجمعات متراکم این گونه ها متمرکز می شوند. بنابراین، حتی اگر فراوانی کلی این ذخایر پایین باشد، نرخ صید آنها همچنین بالا باقی می ماند. اشکال در اطلاعات صید در ماهیگیری های چند گونه ای نیز دیده می‌شود. زیرا ترکیب گونه ای صید می‌تواند براساس گونه هدف متفاوت باشد. صیدهای انجام شده توسط دو ناوگان در یک منطقه واحد می‌توانند تصاویری بسیار متفاوت از فراوانی گونه ها را ارائه دهند (مشکلی که بخصوص در

فعالیتهای نواحی گرمسیری شدیدتر است (برای مثال، به Gulland&Garcia (۱۹۸۴) مراجعه شود). توسعه یک ماهیگیری نیز از این جنبه به موضوع مرتبط می‌باشد، زیرا دیدگاه کلی در مورد منطقه ای که قبلاً بهره برداری نمی شد، دچار تغییرات پیوسته ای از نظر منابع مورد برداشت خواهد شد.این تأثیر را می‌توان بوضوح در صید ترال صیادان سنگالی مشاهده نمود، درجائیکه تغییرات قابل ملاحظه ای در مناطق تخلیه صید بوقوع پیوسته و به دنبال آن نوع محصولات صادراتی نیز تغییر داشته است که ناشی از کشف منابع صید جدید می‌باشد.

برای اجتناب از مشکلات موجود در داده های صید، یک شاخص مناسب این است که صید را براساس میزان تلاش صیادی انجام شده برای دستیابی به آن اندازه گیری نمود.صید به ازای واحد تلاش (CPUE) در بین زیست شناسان شیلاتی یک اصطلاح رایج بوده و از میزان صید به تنهایی مناسب‌تر است. اما تصمیم گیری در مورد مناسبترین روش تعیین میزان فعالیت برای یک فعالیت صیادی و دستیابی به داده ها، هردو مسئله ای دشوارند. چه پارامتری را باید اندازه گیری کرد؟ مدت زمان صید؟ تعداد شناور؟ روزهای دریاروی؟ چگونه می توان افزایش کارایی ابزار صید را در طول زمان و فواید ارتباط رادیویی بین ماهیگیران و هواپیماهای مکان یاب را به حساب آورد؟ پاسخ به هیچ‌یک از این سؤالها مشخص نیست. داده های CPUE را هم باید تا حدی براساس شناخت شرایط مورد بررسی قرار داد.

شاید بهترین نوع داده ها، داده هایی باشند که توسط گشتهای تحقیقاتی در مورد جمعیت ماهیان گردآوری می شوند. اگرچه این داده ها اغلب با مقاصد دیگری جمع آوری شده اند(برای مثال، ارائه شاخصهای اولیه از بازسازی در سال بعد) اما زیست شناسان شیلاتی در نمونه هایشان تا جایی که می‌توانند، متغیرهای مختلف را اندازه گیری کنند. این وضعیت سبب می شود که داده های مناسب برای سؤالات مختلفی حاصل شود که در اصل به دنبال آنها نبوده اند. چنین داده هایی در دو فصل آینده مورد بحث قرار میگیرند.

بخش عمده به تأثیراتی اختصاص دارد که گونه های ماهیان بریکدیگر می گذارند، چون اطلاعات مفیدی در خصوص پاسخ ماهیان به فعالیت‌های صید و صیادی از طریق کارشناسان شیلاتی بدست می آید که این اطلاعات بندرت اطلاعات مربوط به آبزیان پوسته‌دار را پوشش می‌دهد). اما می توان انتظار داشت که از آنجاییکه ماهیها به طور عمده از ماهیان دیگر تغذیه می کنند (Bax,1991)، سایر گونه های ماهی نیز بیشتر تحت تأثیر قرار گیرند. اگر رابطه رقابت با اهمیت باشد، این احتمال هم وجود دارد که شدیدترین رابطه رقابت بین گونه‌های ماهیان وجود داشته باشد.

بخش۲ شامل دو فصل است. فصل اول به بررسی دقیق مطالعات موجود در رابطه با نقش تأثیرات متقابل زیست شناختی در اکوسیستمهای دریایی می پردازد. در قسمتهای ۱-۵ تا ۳-۵ این فصل داده هایی از انواع مختلف اکوسیستمها و جوامع ارائه شده است تا تأثیرات ناشی از برداشت گونه های شکار و شکارچی و رقابت‌کنندگان مورد ارزیابی قرار گیرند. سپس یک سیستم خاص در آبهای اقیانوسی نیمکره جنوبی، با جزئیات بیشتری بررسی می شود. علت انتخاب منطقه ساختار نسبتاً ساده و میزان شدید بهره برداری از نهنگ ها بوده که می‌تواند تأثیرات بوم شناختی پیش آمده براثر تأثیرات متقابل گونه ها را بیشتر نشان دهد. در مورد این موضوع هم مطالب زیادی نوشته شده است. در اکثر قسمتهای فصل۵ از بحث پیرامون تأثیرات واقع بر جوامع گونه‌های کفزی اجتناب شده است چون این مسأله موضوع اصلی فصل۶را تشکیل می دهد. در فصل ۶ مسایل پیش آمده در روش صید کفزیان بررسی می شود که در معرض فشارهای شدید ماهیگیری بوده اند. تلاش شده است که در پایان هرفصل، اطلاعات موجود، تجزیه و تحلیل شده و نتیجه گیری جامعی درباره تأثیر فعالیت‌های ماهیگیری ناشی از روابط متقابل بوم شناختی، ارائه گردد.

«فصل ۵»

واکنش شکار، شکارچیان و رقابت کنندگان در برداشت گونه های هدف

۱-۵- کنترل از بالا به پایین:تأثیر شکارچیان در برداشت از طعمه‌ها

دلایل تجربی متعددی وجود دارند که نشان می‌دهند در سیستم‌های بسیار متنوع خشکی و دریایی، شکارچیان می توانند فراوانی طعمه شان را کنترل کنند (Pimm, 1991). در ماهیگیریها، بخش نزولی منحنی های زنگوله‌ای شکل نسل تجدید شونده و ذخایر را اغلب به همنوع خواری ماهیان پیرتر مرتبط دانسته اند. البته در سالهای اخیر تلاشهایی صورت گرفته است تا نحوه تأثیر مرگ و میر ناشی از شکار و شکارچی در ارزیابی‌های ماهیگیری به طور دقیق تعیین شود. اما آنچه هنوز مشخص نیست این است که چنین تأثیرات بالا به پایینی تا چه حد در سیستم‌های طبیعی شایع هستند و آیا اصول کلی وجود دارد که به ما امکان دهد که زمان مورد انتظار کنترلهای بالا به پایین را شناسایی کنیم. برای مثال، کنترل جمعیت طعمه بوسیله شکارچیان در جوامع ماهیان دریایی نواحی معتدل می تواند به علت نوسانات شدید محیطی در موفقیت بازسازی بسیار متفاوت باشد.تغییرات فراوانی شکارچیان و طعمه هایی که از این کنترل تبعیت می‌کنند، می تواند تغییرات چشمگیری را در اهمیت کنترل شکارچیان در مقیاسهای زمانی نسبتاً

کوتاه(۱۰-۱ سال) ایجاد نماید. شاید در سایر جوامع از قبیل سواحل صخره ای یا در نواحی گرمسیری، این الگو بیشتر قابل پیش بینی باشد. اما پیش از در نظر گرفتن چنین احتمالاتی، باید اطلاعات موجود بازنگری شود.

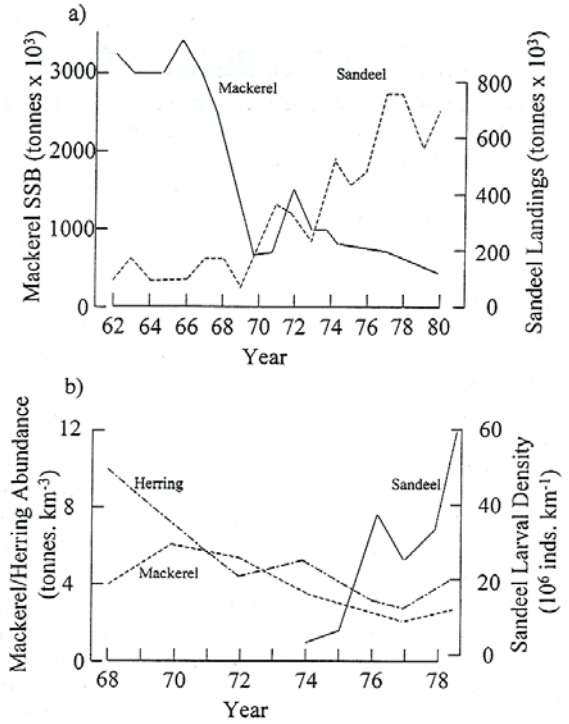
۱-۱-۵- ماکرل و هرینگ

در میان ماهیان سطح‌زی مثالهای متعددی در خصوص عکس‌العمل به شکارچیان مشاهده شده که برای نمونه می‌توان به واکنش مار ماهی شنی کوچک[1] در مقابل کاهش ذخائر ماکرل و هرینگ اشاره نمود (برای مثال Hempel, 1978). می‌توان اظهار داشت که مار ماهی شنی کوچک از مهمترین اجزا در بسیاری از سیستمهای دریایی در نواحی معتدل محسوب شده و اغلب ترکیب اصلی غذای ماهیان شکارچی سطحزی و کفزی، فکها، پستانداران دریایی و پرندگان دریایی را شامل می‌شوند. ماکرل و هرینگ از عوامل مؤثر در کنترل مارماهی شنی و سایر گونه های ماهیان کوچک سطح‌زی تلقی می‌شوند زیرا نه تنها از آنها تغذیه می‌کنند، بلکه برسر طعمه های زئوپلانکتونی کوچکتر مثل پاروپایان نیز رقابت می‌کنند. بنابراین، براحتی می‌توان نتیجه گرفت که پیوندی عملی بین کاهش مشاهده شده در این گونه ها و افزایش همزمان فراوانی مارماهی شنی وجود دارد. شکل ۱-۵، دو نمونه مذکور را نشان میدهد که بنظر میرسد با این الگو هماهنگی دارند، یکی از دریای شمال و دیگری از شمال غرب اقیانوس اطلس که به ترتیب در ذیل مورد بحث قرار می‌گیرند.

ماهیگیری نقش مهمی در کاهش ذخایر ماکرل دریای شمال که در سالهای ۱۹۷۰-۱۹۶۵با سرعت زیادی متلاشی شد، ایفا نمود که با توسعه روش صید پرساین نروژیها همزمان بود. ذخایر هرینگ هم در طول این مدت متلاشی شدند، اگرچه نقش ماهیگیری در این مورد چندان روشن نیست. احتمالاً در این مورد،

[1] Sand eel(*Ammodytes marinus)*

بازسازی ضعیف در دهه ۱۹۶۰در نتیجه ترکیب وقایع زیست محیطی مؤثر بر مرگ ومیر لاروها و سطح



شکل ۱-۵(الف) روند تغییرات در میزان توده زنده ماکرل و مار ماهی شنی در دریای شمال (برگرفته از Jones, 1983)،(ب) روند تغییرات در فراوانی توده زنده هرینگ و ماکرل و فراوانی لاروهای مارماهی شنی در فلات قاره شمال غربی اقیانوس اطلس (برگرفته از Sherman *et al.*, 1987)

پایین ذخایر مولد براثر بهره برداری پدید آمده است. از این گذشته، در همین مدت که ذخایر ماکرل و هرینگ کاهش می یافت، میزان برداشت مارماهی شنی (وسایرگونه های سطحزی کوچک سریع الرشد) افزایش می‌یافت (Jones,1983). آندرسون و اورسین (۱۹۷۷) به همین مسأله اشاره کرده اند و تحلیل آنها

با نشان دادن رابطه معکوس معنی‌داری بین صید مارماهی شنی، ماهی اسپرت[1] (Sprat) و ماهی پوت (Pout) نروژی با اندازه ذخیره ماکرل و هرینگ بالغ در ۳ سال قبل، براعتبار این فرضیه می افزاید که این وقایع ممکن است با هم مرتبط باشند. این فاصله زمانی در ایجاد پاسخ را می توان براساس زمان مورد نیاز جمعیت مارماهی شنی برای پاسخ به تغییرات در فراوانی ماکرل و هرینگ بالغ توجیه نمود.

اگرچه این الگوها تا حدود زیادی بدون ایراد به نظر می‌رسند، ولی برخی عوامل تفسیر وقایع را دشوار می سازند. نخست آنکه اطلاعات تخلیه‌ای صید اغلب شاخصهای بسیار ضعیفی از اندازه ذخایر گونه های سطح‌زی ارائه می دهد و بنابراین بخش اعظم روند تغییرات در فراوانی مارماهی شنی می تواند در نتیجه تغییر فعالیت های ماهیگیران از ذخایر رو به کاهش ماکرل و صید صنعتی نوزادان هرینگ و وایتینگ به مارماهی شنی باشد که پیش از این درنظر گرفته نمی شدند. متأسفانه، هیچ برآورد مستقلی از ماهیگیری در مورد فراوانی مارماهی شنی در دست نبوده و اینکه آیا این تغییرات در نتیجه برداشت سایر گونه ها بوده است یا خیر. اما یک مطالعه بسیار خوب از پویایی جمعیت مار ماهی شنی وجود دارد که توسط رایت و بیلی (۱۹۹۳) انجام شده و دیدگاه های جدیدی ارائه می‌دهد. رایت و بالیلی (۱۹۹۳) نشان دادند که فراوانی مارماهی شنی طی دهه ۱۹۸۰ به موازات افزایش هرینگ در شمال غربی دریای شمال، افزایش یافته است که نشان می‌دهد بحث کنترل بالا به پایین حداقل در مورد هرینگ ممکن است ضعیف باشد. همچنین تغییرات اقیانوس نگاری چشم‌گیری در دهه ۱۹۷۰ در دریای شمال رخ داده است و عوامل اقیانوس نگاری در مورد بعضی از جمعیتهای مارماهی شنی نقش بسیار مهمی در بازسازی ذخایر ایفا می‌کند(Wright & Baliley, 1993).

دومین مثال در رابطه با سواحل شرقی امریکای شمالی نیز از جمله موضوعات مرتبط و قابل مطرح می‌باشد. شاید تحلیل شرمن و همکاران (۱۹۸۱) برجسته ترین آنها باشد که با استفاده از اطلاعات بررسی

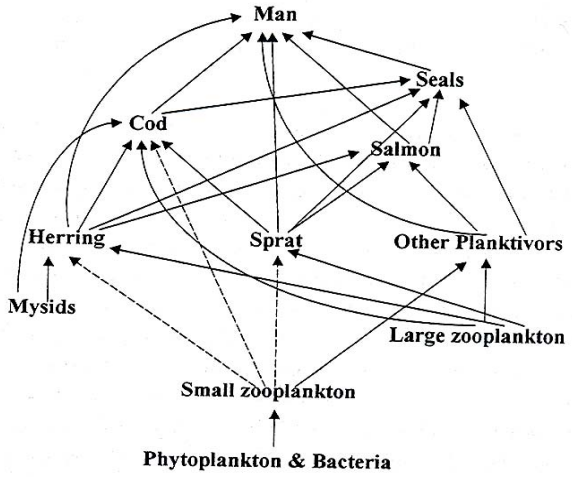
[1] نوعی شگ ماهی کوچک

لاروها، شاخصی برای فراوانی ماهی های شنی ارائه نمودند. این داده ها با تأثیرات شکارچیان کاملاً سازگاری دارند. فوگارتی و همکاران (۱۹۹۱) در مورد همین سیستم تلاش کردند تا با استفاده از داده های زمانی ۱۹۸۶-۱۹۷۰ شدت تعامل جمعیتهای ماکرل و هرینگ را برماهی شنی به صورت کمی بیان کنند. در این بررسی، تأثیرات معکوس معنی داری میان شاخص توأم فراوانی ماکرل و هرینگ و بازسازی ماهی شنی بدست آمد. اطلاعات مربوط به محتویات معده نشان داد که ماهی شنی بخش عمده ای از غذای هردو گونه را تشکیل می‌دهد. اما جداسازی دقیق تأثیرات این دو شکارچی و مشخص کردن اهمیت نسبی آنها ممکن نبود. اما دوره افزایش ناگهانی ماهی شنی در اوایل دهه ۱۹۶۰که با فراوانی کم ماکرل و فراوانی بالای هرینگ مصادف بود، محققین را برآن داشت که اظهار دارند این دو ذخیره نسبت به یکدیگر تعامل بالقوه دارند و نمی‌تواند ارتباط خاصی را نشان دهد. همچنین نمی تواند چنین ارتباطی را رد کند. البته مطالعه فوگارتی و همکاران (۱۹۹۱) نشان می‌دهد که برداشت ماکرل و هرینگ ممکن است به افزایش فراوانی ماهی منجر شود.

۲-۱-۵- کنترل بالا به پایین در دریای بالتیک

بخش عمده مطالعات انجام شده پیرامون کنترل بالا به پایین در سیستمهای آبی باز، در دریاچه ها صورت گرفته است زیرا اهمیت این مسأله در این نواحی قابل توجه است(Carpenter & Kitchell,1993). در محیط دریایی، مشابه ترین اکوسیستم به دریاچه ها، دریاچه های بسته ای همچون دریای بالتیک هستند و دلایل خوبی برای این عقیده وجود دارد که کنترل بالا به پایین در این مناطق هم اهمیت دارد. برای مثال، رادستام و همکاران (۱۹۹۴) اشاره نموده اند که تولید ماهی به ازای هر واحد تولید اولیه در دریای بالتیک (و سایر مناطق ساحلی نیمه بسته) ۱۰-۵ برابر بیشتر از دریاچه هاست (Nixon,1982). این رقم نشان می‌دهد که ارتباط دو طرفه قوی بین ماهی‌ها و سطوح پایین‌تر غذایی وجود دارد. زنجیره غذایی دریای

بالتیک نسبتاً ساده است (شکل ۲-۵) که تا حدود زیادی مرهون شوری متوسط (لب‌شور) آن است که تعداد گونه های مقاومت کننده در آنجا را محدود می نماید. بنابراین، اگر کنترل بالا به پایین اهمیت داشته باشد، احتمالاً شناخت آن در این منطقه آسان‌تر از سیستم‌های پیچیده تر است (Rudstam *et al.*,1994). رادستام و همکاران (۱۹۹۴) با مبنا قراردادن برآوردهای مربوط به مصرف غذایی گونه های مختلف موجود در سیستم، برای انجام ارزیابی‌هایشان، شواهد مربوط به کنترل بالا به پایین را بازنگری نمودند.



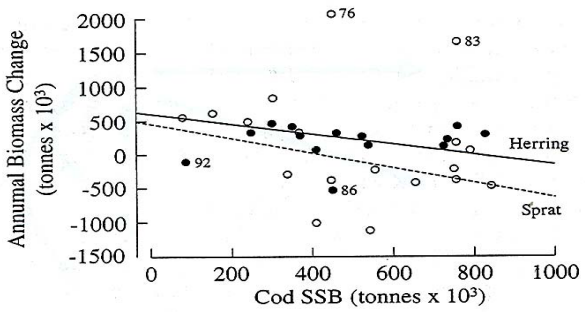
شکل ۲-۵- شکبه غذایی دریای بالتیک. خطوط نقطه چین نشان دهنده رژیم غذایی در مراحل اولیه زندگی هستند (برگرفته از Rudstam *et al.*, 1994).

در یک نگاه کلی ماهی کاد مهمترین گونه ماهی‌خوار در دریای بالتیک است که بخش عمده ای از ذخایر هرینگ واسپرت را شکار می کند. متأسفانه، داده های زمانی در مورد سطوح مصرف به طورکامل وجود ندارد ولی محاسبات اولیه، برآوردهایی را از نسبت توده زنده شگ ماهیان به توده زنده ماهی کاد شکارچی ارائه می‌دهند (از آنجایی که اکثر ماهیان کاد که از شگ ماهیان تغذیه می کنند، بالغ هستند لذا، آن را برابر با توده زنده ذخایر تخم‌گذار در نظر می گیرند). این نسبت در اوایل دهه ۱۹۷۰حداکثر ۱۶:۱ بود ولی توده زنده ماهی

کاد دراواخر دهه ۱۹۷۰ براثر بازسازی خوب چندسال قبل، به سطح بالایی رسید و به ۴:۱ تقلیل پیدا کرد. این نسبت تا اوایل دهه ۱۹۹۰ مجدداً تا ۹۰:۱ افزایش یافت. نرخ رشد ماهی کاد رابطه بسیار خوبی با این نسبت دارد که تأییدی براین فرضیه می‌باشد که این نسبت شاخص معقولی برای در دسترس بودن غذا می‌باشد.

از آنجایی که ماهی کاد شکارچی غالب در منطقه است، اگر کنترل بالا به پایین وجود داشته باشد، شگ ماهیان باید به تغییرات ذخایر ماهی کاد پاسخ دهند. شواهدی وجود دارد که چنین اتفاقی نیز رخ داده است (شکل ۳-۵). ولی این شواهد ضعیف هستند. از سوی دیگر، شگ ماهیان می توانند از طریق صید لارو ماهیان کاد و بخصوص تخم آنها نیز در این چرخه غذایی اهمیت خود را نشان دهند. رادستام و همکاران(۱۹۹۴) در تأیید این فرضیه اشاره کرده‌اند که یک رابطه معکوس قوی بین ماهی اسپرت و صید ماهیان کاد در سالهای ۱۹۹۱-۱۹۶۰ وجود داشته است که ممکن است این امر براثر تغذیه از تخم‌های ماهی کاد توسط ماهی اسپرت باشد.

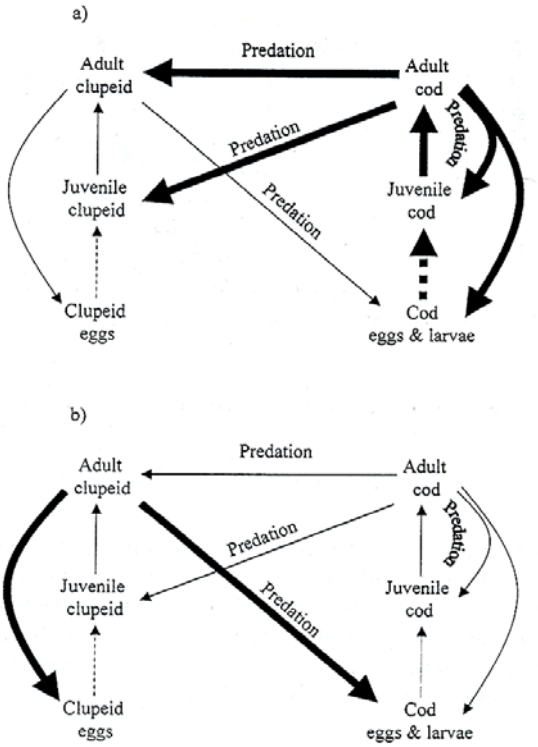
این مشاهدات گوناگون، رادستام و همکاران(۱۹۹۴) را برآن داشت که راهکار رقابتی- کنترلی بالا به پایین را پیشنهاد نمایند که یکی از آنها موجب غلبه ماهی کاد ودیگری به غلبه شگ ماهیان می‌انجامد (شکل ۴-۵). در اولین مکانیسم (شکل ۴-۵الف) افزایش فراوانی ماهی کاد از طریق شکار، موجب کاهش فراوانی شگ ماهیان می‌شود. این مسأله سبب افزایش موفقیت در بازسازی ماهی کاد می‌شود زیرا موجب کاهش صید تخم‌هایشان توسط شگ ماهیان می گردد. محدودیت اصلی دراندازه نهایی ذخایر ماهی کاد ناشی از هم نوع خواری ماهیان جوان توسط بالغین است. دومین مکانیسم (شکل ۴-۵ب) با افزایش فراوانی شگ ماهیان بوقوع می پیوندد که این امر سبب افزایش صید تخمهای ماهی کاد می شود وبه این ترتیب از تعداد ماهیان کاد بالغ می کاهد. از آنجایی‌که شواهدی درمورد رابطه نسل تجدید شونده- ذخیره ماهی کاد بالتیک وجود دارد، انتظار می‌رود که کاهش تعداد بالغین بنوبه خود موجب بازسازی کمتری در سالهای آتی گردد.



شکل ۳-۵- تغییر سالانه در توده زنده ماهی اسپرت و هرینگ منطقه دریای بالتیک در ارتباط با توده زنده ذخایر تخمگذار ماهی کاد. این رابطه معکوس بوده ولیکن معنی دار نمی‌باشد مگر اینکه دو نقطه خارج از محدوده درهر یک از داده ها حذف شوند (برگرفته از Rudstam *et al.*,1994) ●اسپرت، ○ هرینگ

در واقع،اگر چنین ساز و کارهایی مؤثر باشند، سیستم‌های معکوس مثبتی خواهیم داشت که به غلبه ماهی کاد یا شگ ماهیان می انجامند.سؤال اینجاست که چه چیزی موجب تغییر حالت بین این دو وضعیت میشود؟ نوسانات طبیعی ماهیان کاد کم است، بنابراین در سیستم‌های بهره‌برداری نشده، احتمالاً کاهش تعداد ماهیان کاد بعید است که موجب افزایش هرینگ شود. اما چون سیستم تحت بهره برداری قرار دارد، تعداد ماهیان کاد کاهش یافته است (اگرچه تصور می شود تأثیر یوتروفیکاسیون و آلودگی نیز در این کاهش نقش داشته باشد). در حال حاضر، میزان ذخایر هرینگ بالاست که همانا با فرضیه کنترل بالا به پایین سازگار است. چون ارزش اقتصادی ماهی کاد از هرینگ بیشتر است، سیستمی که ماهیان کاد غالب باشند، برای ماهیگیران پرجاذبه تر است و اگر واقعاً ذخایر هرینگ موجب پایین ماندن تعداد ماهیان کاد شده باشد، کاهش تراکم ذخایر هرینگ می تواند بازسازی ماهیان کاد را تسهیل کند. این مسأله به طور

حتم یک تجربه جالب خواهد بود، ولی ارزش اقتصادی پایین هرینگ به این معنی است که ماهیگیران باید از نظر مالی به شدت تقویت شوند (پرداخت یارانه) تا چنین عملیاتی را انجام دهند.



شکل٤-٥- دو مکانیسم رقابتی کنترل از بالا به پایین:(الف)به غلبه ماهی کاد می انجامد و (ب) به کاهش فراوانی ماهیان کاد بالغ می انجامد (برای توضیح بیشتر، به متن مراجعه شود). فلشهای نازکتر نشاندهنده توسعه و ادامه چرخه حیات می باشد. فلشهای ضخیم تر نشانه تأثیرات متقابل قویتری هستند. فلشهای نقطه چین تأثیر قوی عوامل خارجی (فاکتورهای آب‌شناسی) را نشان میدهند (برگرفته از شکل۷ منبع (Rudstam *et al.*,1994

۳-۱-۵- کوسه ها در ساحل ناتال[1]

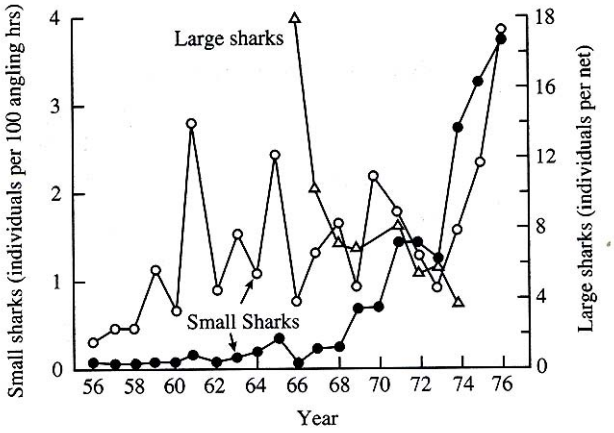
مطالعه ون درالست (۱۹۷۹) پیرامون میزان صید استحصالی از فعالیتهای ماهیگیری تفریحی مستقر در ساحل ناتال، مثال خوبی از تأثیر برداشت یک شکارچی قدرتمند است. ون درالست (۱۹۷۹) نشان داد که در یک دوره ۲۰ساله، تعداد کوسه های بزرگ یا شکارچی درنتیجه انجام صید گوشگیر به منظور محافظت سواحل برای شناگران، کاهش یافته است. به موازات این کاهش، تعداد گونه های ماهیان غضروفی کوچک جثه تر افزایش یافته است که شکار و غذای اصلی کوسه های بزرگتر بوده اند (شکل ۵-۵). فرض براین است که افزایش تعداد کوسه های کوچک موجب کاهش ذخایر ماهیان استخوانی بوده است که طعمه آنها هستند. این گونه ها پایه اصلی صید تفریحی و فعالیت‌های صیادی تجاری را تشکیل می هند. بدون حذف سیستمهای کنترلی برای کوسه های بزرگ نمی‌توان مطمئن بود که این تغییرات قابل برگشت هستند. احتمالاً این تغییرات قابل برگشت باشند ولی همیشه ممکن است شکار نوزادان گونه های بزرگ بوسیله جانوران بالغ گونه های کوچکتر که فراوانی بیشتری دارند، بتواند از این واقعه جلوگیری نموده یا آن را کند نماید.

٤-۱-۵- واکنش بنتوزها

شاید مطالعه ای که بیشترین ارتباط مستقیم را با فعالیتهای ماهیگیری دارد، بررسی ویتمن و سیبنز (۱۹۹۲) پیرامون تأثیر شکارچیان برگونه های بنتیک باشد که نوسانات محلی در شدت شکار توسط ماهیان را

[1] Natal

پیرامون ستاره های دریایی شکننده و خرچنگهای صخره ای بررسی نمودند که صخره های خلیج Maine را در بخشهای زیر جزرومد اشغال کرده اند. نرخ میزان شکار جانوران که با استفاده از نوارهای ویدیویی



شکل۵-۵- روند تغییرات در فراوانی گونه های کوسه بزرگ و دوگونه کوسه کوچکتر درساحل ناتال. تخمین فراوانی کوسه بزرگ از صیدهای حاصل از عملیات تورهای گوشگیر برای کوسه ها که در سال ۱۹٦٤ آغاز شده (برگرفته از شکلهای ٦و۱۲ منبع Van der Elst,1979)

حاصل از مشاهدات غواصی بدست آمده نشان دادند که این ماهیان در نواحی ساحلی به طور معنی داری شکار کمتری انجام داده اند و نسبت به نواحی دور از ساحل، جمعیتهای بزرگتری از بی مهرگان مورد شکار در این قسمتها وجود داشته اند. این تفاوتها در شدت شکار، مستقیماً به فراوانی ماهیان شکارچی ارتباط داده شدند که به نوبه خود می‌توانند به تفاوت در فشار ماهیگیری مربوط باشند. فعالیت صید ماهی کاد، هداک و سایر گونه ها در کرانه ها و تخته سنگهای ساحلی، سالها در خلیجMaine وجود داشته است. نگارندگان براین عقیده اند که ماهیگیری، تراکم ماهیان را به حدی کاهش داده است که جمعیتهای سخت پوستان روی بستر مورد شکار، از کنترل شکارچی ها رها شده و در نتیجه اندازه‌شان افزایش یافته است.

آرونسون (۱۹۸۹) درمطالعه‌ای مشابه، شدت شکار را در بسترهای متراکم حاوی ستاره های دریایی شکننده و تپه های صخره ای بررسی نمود که ستاره های دریایی[1] در آنها پراکنده بودند. این نتایج نیز نشان داد که ماهیان شکارچی در کنترل جمعیت شکارشان تأثیر مهمی دارند زیرا فراوانی ماهیها وشدت شکار در بسترهای متراکم حاوی ستاره دریایی شکننده بسیار پایین‌تر بود. آرونسون همچنین یک دیدگاه تکاملی ارزشمند را ارائه داده است و اظهار می دارد که چنین تأثیرات صیادی، مهمترین عامل در تغییرات ساختار جوامع بنتیک آبهای کم عمق در طول دوره مزوزوئیک بوده اند. در این زمان، جمعیتهای متراکم تغذیه کنندگان از ذرات معلق که چسبنده و نیمه متحرک بوده اند از بسیاری از زیستگاه های دارای بستر نرم ناپدید شدند و جانوران کفزی تغذیه کننده از ذرات معلق و جانوران کفزی متحرکتر تغذیه کننده از رسوبات، جانشین آنها شدند. این تغییر با تکامل سریع سخت پوستان و ماهیان استخوانی شکارچی مقارن بود که Vermeij(۱۹۸۷،۱۹۷۷) را برآن داشت که یک رابطه علت و معلولی را پیشنهاد کند.

در ادامه بحثهای فوق گفته شده که بسترهای متراکم متعددی از ستاره های دریایی شکننده گونه‌های *Ophiothrix fragilis* و *Ophiocoma nigra* که امروزه در اطراف انگلستان یافت می‌شوند به این دلیل وجود دارند که تراکم ماهیان و خرچنگها در این منطقه پایین است. اما برخلاف تحقیق ویتمن و سیبنز(۱۹۹۲)، ذکر این نکته دشوار است که تراکم پایین شکارچیان در بسترهای دارای ستاره دریایی شکننده در انگلستان در نتیجه ماهیگیری بوده است، زیرا بسترهایی شناخته شده اند که بیش از ۱۰۰سال عمر داشته و در منطقه یافت می‌شوند.

نکته مهم در مورد مطالعات اخیر این است که به بررسی بی مهرگانی غیر خزنده(غیرفعال)[2] پرداخته اند که قادر به پنهان ساختن خود نبوده اند و لذا طعمه شکارچیان می شوند در واقع افراد مذکور توجهی به گونه‌های خزنده[3] یا گروههای جانوری درون بستر[4] نداشته اند. آرونسون(۱۹۸۹) چنین اشاره دارد که این

[1] Ophiuroid
[2] Non-cryptic
[3] cryptic
[4] Infaunal

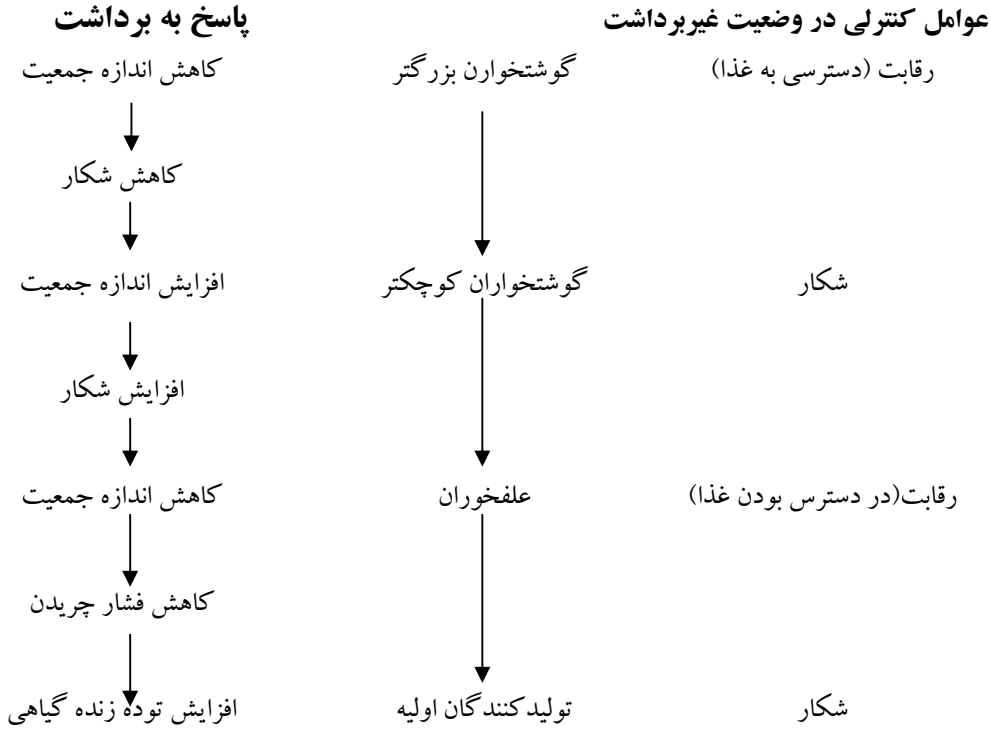
نکته دارای اهمیت است که جمعیت‌های درون کفزی متراکم ستاره های شکننده در حضور ماهیان شکارچی همچنان پابرجا هستند، در حالی که جمعیت‌های مستقر روی بستر[1] متراکم باقی نمانده اند. این مسأله نشان می دهد که ماهیان شکارچی موردنظر از سطح بالای آسیبهای غیرکشنده ای که اغلب ایجاد می‌کنند، ممکن است تأثیر کنترلی شدیدی در تراکم جمعیت جانوران درون بستر مورد شکار نداشته باشند (Noort Von & Duineveld,1986). چنین نتیجه‌گیری‌هایی در مقابل این نظریه قرار می گیرد که کاهش تعداد ماهیان شکارچی در مناطق دارای رسوبات نرمی که پر از شکارهای درون بستر هستند، تأثیر مثبت چشمگیری در تراکم شکار دارد. نکته دیگری که باید در نظر گرفته شود، مرگ ومیرهای مستقیمی است که تورهای ترال کف برجمعیت جانوران بنتیک تحمیل می نمایند.

۵-۱-۵- شکار و زنجیرهای غذایی

«هیرستون» و همکاران (۱۹۶۰) مقاله ای را منتشر نمودند که اکنون به فرضیه «جهان سبز است» مشهور است. هسته اصلی نظریه آنها این بود که به طورکلی گونه های علفخوار با مقدار مواد گیاهی موجود محدود نمی‌شوند واگر فراوانی چرندگان[2] از طریق غذا محدود نمی شد، قطعاً جانوران شکارچی این کار را انجام می‌دادند. علاوه براین، از آنجایی که جمعیت های چرندگان باید از طریق شکارچیان محدود شوند، جمعیت شکارچیان نیز باید توسط غذا محدود گردد. براین اساس، فرضیه ای کلی ابداع شد که بیان می‌کند: جانوران متعلق به رده های بالای شبکه غذایی، محدود به غذا هستند و سطوح پایین‌تر به صورت متناوب محدود شونده توسط شکارچیان و در درجه بعد محدود شونده توسط غذا هستند (Schoener,1989) (شکل ۶-۵). اگرچه این نظریه ها با درنظرگرفتن سیستم‌های خشکی ارائه شده اند، ولی بعدها با زیستگاه های آبی سازگار شدند.

[1] Epifaunal
[2] grazer

پذیرش نظریه مکانیسم های کنترلی متناوب در سطوح مختلف غذایی این احتمال رامطرح می‌کند که تغییرات ایجاد شده در سطوح بالای زنجیره های غذایی که ارتباطات غذایی قوی با یکدیگر دارند، می‌تواند مانند آبشاری به پایین سرایز شوند (Carpenter *et al.*,1985 –Mc Qeen *et al.*,1986,1992) بنابراین، مدل آبشار غذایی براساس وجود یا فقدان سطح بالای غذایی پیش بینی می کند که آیا تراکم توده زنده گیاهان در سطوح پایه ای سیستم بوجود خواهد آمد یا نه.



شکل٦-٥- مدل آبشار غذایی در یک سیستم ٤سطحی
با بهره برداری از بالاترین سطح آن

۱-۵-۱-۵- سیستم های سطحزی

Verity و Smetacek (۱۹۹۶) در بازنگری مکانیسم‌های کنترلی در سیستمهای سطحزی عقیده داشتند که ممکن است آبشارهای غذایی در سیستمهای آبی بیش از سیستمهای خشکی کاربرد داشته باشند. بنابراین آیا در سیستمهای دریایی آبشار غذایی مشاهده می‌شود و چنانچه پاسخ مثبت است، آیا تأثیر فعالیتهای ماهیگیری نیز در آن دخیل است؟ بنظر می‌رسد پاسخ پرسش اول حداقل برای پلاگوهای دریایی[1] منفی باشد. Verityو Smetacek (۱۹۹۶) در این خصوص، موارد معدودی را در سیستمهای دریایی یافتند و هیچکدام از آنها نیز ارتباط خاصی با فعالیتهای ماهیگیری نداشتند. این یافته کاملاً مخالف نمونه های بسیار خوب از آبشارهایی است که در سیستم های آب شیرین وجود دارد (Carpenter & Kitchell,1992). این آبشارها اساس برنامه های مدیریت زیستی دریاچه ها را تشکیل می‌دهند. برای مثال، برداشت ماهیهای زئوپلانکتون خوار براثر افزایش تراکم زئوپلانکتونها و درنتیجه افزایش خورده شدن جلبکها، به افزایش شفافیت (الیگوترفی) آب منجر میشود.(Mc Queen, 1990).

جالب است که حدود سه چهارم از نمونه های سطحزی دریایی که رابطه‌ای مطابق با آبشارهای غذایی داشتند را یک زئوپلانکتون ژلاتینی تشکیل می‌دهد. این مسأله Verity و Smetacek(۱۹۹۶) را برآن داشت که اظهار دارند که ویژگی کلیدی جانداران درگیر در آبشارهای غذایی در میان سطح‌زیان عبارتند از: (۱) توانایی افزایش سریع توده زنده جمعیت، (۲) نرخ رشد و تکثیر بالا یا (۳) نرخ بالای اندازه شکار به شکارچی.

نگارندگان همچنین بر این عقیده‌اند که احتمالاً نقش ایفا شده توسط پدیده های بوم شناختی و زیست‌شناختی گونه های ماهیان دریایی در آبشارهای غذایی ضعیف است. بخصوص برای کار پیرامون

[1] Marine Pelagos

یک آبشار غذایی، شکارچیان آن باید محدود به نوع غذای در دسترس باشند. اما شواهد قابل توجهی وجود دارد که بسیاری از گونه های ماهیان سطحزی اغلب محدود به غذا نیستند.

تنها مدرک و تأیید کننده فرضیه آبشارهای سطحزی غذایی، مربوط به منطقه جریانات بالارو(فراچاهندگی) پرو است که صید ماهی آنچووی در آن انجام می شود. Rowe (۱۹۸۱)به غلظت موادآلی در رسوبات زیر منطقه فراچاهندگی دقت کرد و دریافت که نمونه های مورد مطالعه در سال ۱۹۶۹،قبل از سقوط ماهیگیری دارای۳/۳ درصد مواد آلی بودند. در ۱۹۷۲پس از کاهش شدید صید آنچووی، این مقدار به ۵/۷درصد افزایش یافت.Rowe (۱۹۸۱) با این اندیشه که بخش زیادی از تولید اولیه قبلاً به وسیله ماهیان آنچووی مصرف شده است، فرض نمود که این افزایش ممکن است براثر افزایش تثبیت فیتوپلانکتونها در بستر دریا رخ داده باشد. داده های اندکی برای آزمون این فرضیه وجود دارد، با این وجود محاسبات اولیه نشان میدهد که عمق تغییرات در مواد آلی را می‌توان در اصل به کاهش جمعیت آنچووی مربوط دانست.

۲-۵-۱-۵- جوامع بنتیک ناحیه زیر جزرومدی مناطق معتدله

درحالی که آبشارهای غذایی در سیستمهای سطحزی دریایی نادر بنظر می رسند، ممکن است در سیستمهای بنتیک با بستر سخت متداول تر باشند. بعضی از نمونه های شناخته شده از تأثیرهای قوی شکار در این زیستگاه ها به طور تجربی نشان داده شده اند. در واقع، بخش عمده نظریه درباره نقش گونه هایی است که به نام گونه های کلیدی شناخته شده اند و به عامل کنترلی در جوامع ایفای نقش می کنند (برای مثال Paine,1980). شاید دلایل خوبی برای آشکار بودن آبشارهای غذایی درچنین سیستمهایی وجود داشته باشد. نخست آنکه، بسترهای سخت، سطحی چسبنده برای جلبکهای بزرگ فراهم می کنند که در صورتی که چرندگان تحت کنترل شکارچیان باشند، می توانند فضا را در اختیار خود بگیرند و جانوران

ثابت رقیب را حذف کنند. دوم، جلبکهای بزرگ برخلاف درختان، به دلیل زندگی در محیط آبی مجبور نیستند بافت سخت(چوبی)داشته باشند. بنابراین، اگر پرندگانی از کنترل شکارچیان خارج شوند، قادرند تأثیرشدیدی در فراوانی گیاهان بگذارند زیرا بخش عمده بافت گیاه برای پرندگان قابل مصرف است.

مثال خوبی از آبشار غذایی در مورد سمور دریای (*Enhydra lutris*) ساکن آبهای کم‌عمق ساحلی مناطق معتدل شمالی اقیانوس آرام وجود دارد که بی مهرگان بنتیک را شکار می کند. تا پیش از اواسط قرن ۱۷احتمالاً سمورهای دریایی گسترش بسیار زیادی داشتند و از مجمع الجزایر شمال ژاپن تا سواحل مرکزی کالیفرنیا را در سیطره خود داشتند. اما این گونه در طول قرون ۱۸ و۱۹ به دلیل ارزش اقتصادی بالای پوست این جانوران، جمعیت آنها بر اثر شکار بی‌رویه تا مرز انقراض پیش رفت و از بخش‌های عمده ای از این منطقه جغرافیایی حذف شدند. وقتی سمورهای دریایی در سال۱۹۱۱ مورد محافظت قرار گرفتند، بازسازی جمعیتهای آنها آغاز شد و این بازسازی در آلاسکا و شوروی(سابق) تقریباً کامل گردید. نکته دیگر ارزیابی نقش فعالیت‌های شیلاتی سایر صیادان (علاوه بر صیادان سمورها به قصد پوست آنها) بررسی ماهیانی که رژیم غذایی سمور دریایی را تشکیل می‌دهد ، می‌باشد که که منجر به کاهش تعداد سمورهای دریایی می‌شود.

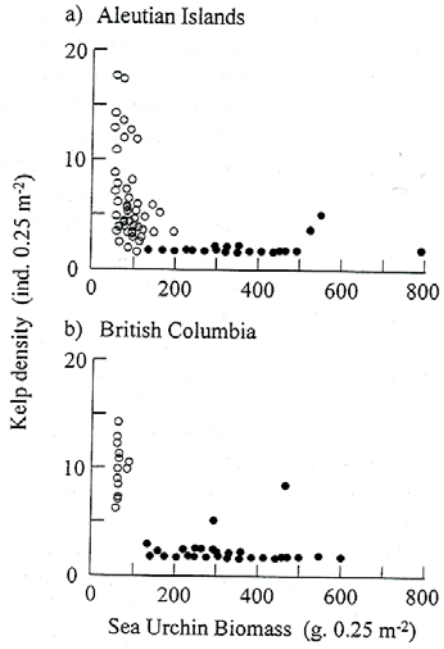
سمورهای دریایی شکارچیان بسیار قابلی هستند و به نظر می رسد که با موفقیت زیادی قادر به محدودکردن جمعیت صید خود هستند. بنابراین، بعید نیست که تراکم زیاد سمورهای دریایی جمعیت صدف آبالون، صدفهای خوراکی، خرچنگها و شاید سایر بی مهرگان (مثل توتیای دریایی) را در این مناطق محدود کرده باشد. بنظر می رسد که وقتی برداشت سمورهای دریایی صورت گرفت، هیچ جانور دیگری نتوانست نقش بوم‌شناختی آنها را ایفا کند.در واقع، این افزایش تعداد در جمعیتهای مورد شکار سمورهای دریایی سبب ایجاد فعالیتهای صید تفریحی در سواحل غربی ایالات متحده امریکا شد (Van Blaricom & Estes,1985).

شاید مطالعات انجام شده در آلاسکا یکی از تحقیقاتی است که در مورد تأثیر افزایش گونه های صید در ایجاد یک آبشار غذایی به بهترین شکلی ثبت گردیده است. مکانیسم اصلی آبشار غذایی این است که سمورهای دریایی تراکم توتیای دریایی را کنترل می کنند که اگر جمعیت آنها به حال خود رها شود، می تواند از طریق خوردن جمعیتهای کلپ تأثیر عمیقی از خود برجای گذارند. محصول پایه[1] توتیای دریایی می تواند تا حدود ۹برابر تغییر ایجاد کند که به طورعمده به دلیل تأثیر سمورهای دریایی است (شکل۵-۷). با این میزان از توده زنده، تولید کلپ می تواند بین ۱۳گرم کربن در مترمربع در روز تا سطحی ناچیز و غیرقابل محاسبه، تغییر کند. تأثیر تعداد زیاد توتیاهای دریایی به اندازه ای چشمگیر است که می تواند عوارضی به نام «کویر توتیایی»[2] ایجاد کند. براثر تشکیل این کویرها، جلبکهای بزرگ سایبان ساز به طور کامل از بین رفته اند. Van Estes و Blaricom (۱۹۸۵) اظهار داشتند که اگر سمورهای دریایی حضور داشته باشند، هرگز چنین کویرهایی بوجود نمی آیند. این کویرها در مناطقی به طور گسترده وجود دارند که جمعیت سمورهای دریایی باید در آنها بازسازی شوند.

شواهدی در خصوص ارتباط قوی بین کاهش سمورهای دریایی و آزاد شدن گونه های توتیای دریایی جلبک‌خوار و تغییرات ناشی از آن در تولید و ترکیب گونه ای اجتماعات جلبکی وجود دارد (Estes,1974 & Plamisano؛ Duggins,1980). در این مورد کنترل اشغال کننده های محیط اکوسیستم یعنی جلبکها دارای اهمیت است. شاید در سیستمهایی که از نظر گونه ای غنی هستند، تغییرات آبشاری بیشتر در وضعیتهایی رخ دهد که یک گونه به سختی با محل زیست خود ارتباط داشته باشد. بنظر نمی رسد که در سیستمهایی که از نظر گونه ای نسبتاً فقیر هستند مثل سیستمهای آب شیرین، چنین قانونی صادق باشد، نکته مهم در مورد سمور دریایی اقیانوس آرام، تغییرات چشمگیر پس از بازسازی جمعیتهای جبران شده می‌باشد.

[1] Standing crop
[2] Urchin barrens

براساس تجربیات مربوط به سمور دریایی، بنظر می رسد که پتانسیل ایجاد آبشارهای غذایی درپاسخ به برداشت شکارچیان درجوامع صخره ای ناحیه زیر جزرومدی، بسیار بالا باشد. اما آیا در این مناطق گونه های برداشت شده ای وجود دارد که نقش مشابهی را ایفا کنند؟ یکی از مثال‌های بارز این مسأله شاه میگوی آمریکایی (*Homarus americanus*) است که همچون سمور دریایی، توتیای دریایی را شکار می کند و ممکن است جمعیت آنها را کنترل کند. داده هایی در تأیید این فرضیه در اوایل دهه ۱۹۷۰بدست آمده است. در این دوره، همزمان با کاهش شدید صید تجاری شاه میگو، جمعیت توتیای دریایی ساکن در سواحل اقیانوس اطلس در Nova Scotia انفجار جمعیتی رخ داد. نتیجه خورده شدن شدید جلبکها، تبدیل بسترهای غنی از جلبکهای بزرگ به کویرهای وسیع مرجانی بود (Breen& Mann,1972). طی ۱۵سال بعد، مطالعات زیادی برای درک تغییرات ایجاد شده در بسترهای حاوی جلبکهای بزرگ از طریق کویرهای ایجاد شده توسط توتیای دریایی صورت گرفت. هرچند مقالات اولیه با قدرت از این ایده دفاع می کردند که شاه میگوها واقعاً یک عامل مؤثر مهم بوده اند، اما مطالعات بعدی وجود یک چرخه ۲۰ - ۱۵ساله ناشی از دما و بیماری را بین این دو وضعیت بوم شناختی پیشنهاد نمود. روشهای بکار گرفته شده و نتیجه گیریهای بدست آمده از این مطالعات طی این دوره ۱۵ساله، موضوع تحقیقی توسط النر و واداس (۱۹۹۰) بوده که بعضی از کمبودهای تحقیقات اکولوژیک انجام شده برای بررسی موضوعاتی شبیه به این را با دقت بیان نموده است. در قسمت ۵-۵ به این مسأله پرداخته خواهد شد.



شکل۷-۵- فراوانی کلپ و توتیای دریایی در نواحی دارای سمورهای دریایی و نواحی بدون سمورهای دریایی (برگرفته از Estes,1996). ● فقدان سمورهای دریایی ○ وجود سمورهای دریایی

۳-۵-۱-۵- سواحل صخره ای

در بسیاری از مناطق دنیا، قرنهاست که استحصال بشر از قسمتهای صخره ای نواحی بین جزرومدی ادامه دارد. برای مثال، تحقیقات در شیلی نشان می دهد که انسانها می توانستند در ۱۲۰۰۰سال پیش، فشار ماهیگیری قابل توجهی را بر بی مهرگان ساکن مناطق بین جزرومدی وارد آورند (Moreno *et al.*,1986). بهترین راه برای درک آثار استحصال همچون سایر زمینه ها، انجام تحقیق است. سواحل صخره ای فرصتهایی را برای این تحقیقات فراهم می آورند که در سایر سیستمهای دریایی وجود ندارند. بهترین بررسی این است که انسانها را برای مدتی از خطوط ساحلی حذف کنیم و مشاهده کنیم که سیستم

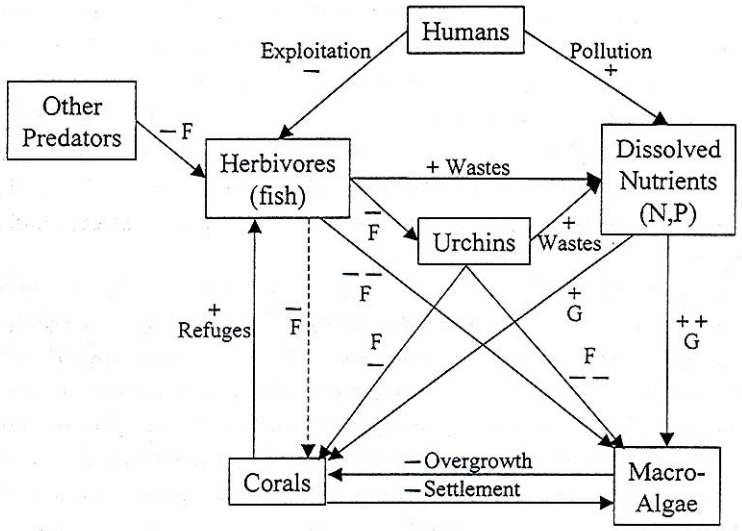
چه پاسخی می دهد. این کار، روشی بود که در یک سری از مطالعات در شیلی بکار گرفته شد(Moreno Duran & Castilla,1985; *et al.*, 1986). مورنو و همکاران (۱۹۸۴) گزارش نمودند که در دو سال اول تحقیق،فراوانی یک گونه شکم پا علفخوار افزایش یافته و بطورهمزمان، پوشش جلبکی کاهش یافته است. در نتیجه کاهش پوشش جلبکی، تراکم ماسلها و بارناکلها نیز افزایش یافت. اما پس از ۲سال، تأثیر تغییرات در جمعیت شکم پا شکارچی (*Concholepas concholepas*) شروع شد. افزایش فشار تغذیه از سوی *Concholepas* در مناطق محافظت شده منجر به کاهش ماسل و بارنکل گردید. این افزایش در فشار تغذیه به طور عمده نتیجه افزایش اندازه متوسط جانوران بود تا افزایش تراکم آنها می‌باشد. در مقایسه با مناطق محافظت نشده، افزایش اندازه جانوران با الگوهای انتخاب پذیری ماهیگیری سازگار بود. در تحقیق دیگری که توسط «کاستیلا» و «دوران» (۱۹۸۵) انجام شد، تأثیر مشابهی از افزایش فشار چرای *Concholepas* مشاهده گردید.

درمناطق دیگر، تأثیرات غیرمستقیم کمتر قابل مشاهده هستند. برای مثال، Keough و همکاران (۱۹۹۳) ساختار جمعیتی نرم تنان را در نواحی بین جزرومدی در ۸ نقطه از خلیج پورت فیلیپ درویکتوریای استرالیا مورد بررسی قرار دادند. از این میان، دو ناحیه به دلیل اینکه در دسترس نهنگ‌ها قرار داشتند، به مدت حدود ۷۰سال محافظت شده بودند و انسانها بر روی سایر نواحی تأثیر می‌گذاشتند. بررسی فعالیتهای انسانی در این نواحی نشان داد که در مناطقی که بسیار بازدید می شدند، ۲۵درصد مردم با وجود ممنوعیت برداشت شکم پایان به طور فعال به جمع آوری آنها مشغول بودند. آنالیز ساختار اندازه ای وفراوانی جمیعت های نرم تنان نشان داد که گونه های جمع آوری نشده در بین نواحی بازدید شده و حفاظت شده تفاوتی نداشتند، در حالی که اندازه سه گونه از چهار گونه جمع آوری شده به طور معنی‌داری در نواحی حفاظت شده بزرگتر و یک گونه به طور معنی داری فراوانتر بود.

٤-٥-١-٥- آبسنگهای مرجانی

ماهیها آثار مهمی برتپه های مرجانی برجای می گذارند. گونه های علفخوار، جلبکهای بزرگ بنتیک را از میان برمی دارد که با مرجانها و سایر بی مهرگان برسر فضا رقابت می کنند و گله های ماهی که در پناه مرجانها قرار می گیرند، با تولید مواد دفعی نیتروژن‌دار، نرخ رشد مرجان‌ها را افزایش می دهند (Sebens,1994). چنین کاهشی به طور حتم بردینامیک بقیه سیستم اثر می گذارد ولی این مسأله اغلب با عوامل دیگری همراه می‌شود. برای مثال، یک بیماری در کارائیب شیوع یافت که منجر به از بین رفتن توتیای دریایی تغذیه کننده از جلبکها (*Diadema antillarum*) گردید که این کاهش نیز سبب افزایش رشد جلبکهای بنتیک شد (Hughes *et al.*,1987) که بقا و بازیافت مرجانها را مورد تهدید قرار می داد و بهبود این تپه ها، آسیب ناشی از توفان را کند نمود (Liddell & Ohlhorst,1993). اما علاوه بر کاهش تراکم توتیای دریایی، تعداد ماهیان علفخوار نیز اندک بود که احتمالاً برمشکل می‌افزود. این تعداد کم ماهیان علفخوار به طور قطع در نتیجه ماهیگیری بیش از حد بوجود آمد. تفاوت موجود بین تپه های جامائیکا و تپه های جزایر Cayman بسیار چشمگیر بود. بطوریکه این ناحیه کمتر از ۱۰۰ مایل با تپه‌های جزایر آن فاصله دارد و در معرض فعالیتهای ماهیگیری کمتری قرار گرفته بود (Sebens,1994) (همچنین Koslow *et al.*,1988 را ملاحظه نمائید). شکل ۸-۵ به طور خلاصه نشان میدهد که چگونگی ماهیگیری و سایر عوامل بریکدیگر تأثیر گذارند.

اگر چه عوامل بیماریزا موجب کاهش تراکم توتیای دریای در بعضی از مناطق شده است، جمعیتهای بزرگ موجود از قبل ممکن است خود به دلیل آثار ماهیگیری بوجود آمده باشند. برای مثال، بسیاری از بخشهای کارائیب که بخوبی مطالعه شده اند در نزدیکی مراکز جمعیتهای انسانی قرار داشته اند. این مسأله ممکن است بتواند تراکم زیاد جمعیتهای *D.antillarum* را با آثار کنترلی آنها برپوشش جلبکی توضیح دهد (Hay,1984). شواهد مربوط به این فرضیه با ارزیابی میزان تغذیه ماهیها و توتیای دریایی بدست



شکل ۸-۵- روابط میان مرجانها، جلبکهای بزرگ، نوترینتها و مصرف کننده ها.
علامتهانشان دهنده تأثیر مثبت یا منفی هستند (برگرفته از Sebens,1994)

آمده اند که از قطعات کوچک علفهای دریایی واقع برتپه های بیش از حد ماهیگیری شده یا کمتر ماهیگیری شده تغذیه می کنند. فرضیه ای مطرح شد که طبق آن *D.antillarum* علفخوار غالب در مناطقی بوده که در معرض فشار شدید ماهیگیری قرار داشته اند، ولی در محیطهای زیست قدیمی‌تر که تراکم توتیای دریایی به وسیله ماهیان کنترل می شود، ماهیان علفخوار غالب بوده اند. «لویتان» (۱۹۹۲) به دفاع از این فرضیه پرداخت بطوریکه تغییرات تاریخی و منطقه ای نسبت به قسمتهای دهانی به اندازه بدن (مقیاسی از محدودیت به غذا) در توتیاهای دریایی دشوار است، «لویتان» (۱۹۹۲) نشان داد که توتیای دریایی در مناطقی که فراوانی انسانی زیاد است، بیشتر توسط غذا محدود می شود و این مسأله، نظریه رها شدن جمعیتها از کنترل شکارچیان را تأیید می کند.

در واقع، این تأثیرات، محدود به منطقه کارائیب نیست. برای مثال، «مک کلاناهان» و «موتیکا»(۱۹۹۸)، آب سنگ های مرجانی کنیا را با مقایسه تاریخچه مطالعات انجام شده و سطوح مختلف مشاهده شده در فعالیت‌های ماهیگیری را با یکدیگر مقایسه کردند. آنها نشان دادند که تراکم و اندازه توتیاهای دریایی در محیطهای صخره ای بیشتر استحصال شده بزرگتر، ماهیها کوچکتر با فراوانی کمتر و پوشش جلبکی ناچیزتر بوده است. در آبگیرهایی که بیش از همه مورد استخراج قرار گرفته بودند، توده زنده توتیای دریایی طی یک دوره ۱۵ساله ۵ برابر گردید. «مک کلاناهان» و «موتیکا» (۱۹۸۸) فرض کردند که ماهیگیری سبب کاهش صیادان طبیعی توتیای دریایی و کاهش تراکم رقبای آنها می شود که خود موجب رهاشدن جمعیتهای توتیای دریایی می گردد. این افزایش تراکم توتیای دریایی به نوبه خود موجب کاهش پوشش مرجانی، افزایش کربنات کلسیم و افزایش ضریب تخریب زیستی در مقایسه با جوامعی می شود که ماهیان در آنها غالب هستند. نویسندگان همچنین فرضیه ای در زمینه تأثیر رقابتی بین گونه های مختلف توتیای دریایی ارائه دادند به این مضمون که رقابت غالب بین توتیاها بر سر فضا می‌باشد بطوریکه توتیاهای دریایی، شکافها را اشغال می کنند تا از دست شکارچیان بگریزند و سایرین را از سیستم حذف می کنند.

مک کلاناهان و موتیکا(۱۹۸۸) این امکان را مطرح می کنند که نتایج آنها ممکن است بیشتر براثر تفاوتهای داخلی بین محلها باشد تا تأثیر فعالیت‌های ماهیگیری، ولی بعضی از عوامل برخلاف این احتمال هستند. نخست گزارشهایی وجود دارند مبنی براینکه توتیای دریایی معمولاً در مناطقی یافت می‌شوند که فعالیت ماهیگیری هم اکنون در آنها ممنوع است. دوم، درمناطقی که فعالیت‌های ماهیگیری به طور مداوم جریان داشته است، تراکم توتیای دریایی افزایش یافته است از آنجایی که همه نواحی در معرض سیستم یکسانی از جریان آب بوده اند و فواصل نسبتاً کمی باهم دارند، بعید است که تفاوتهای زیاد در بازسازی توتیای دریایی، ماهیها یا مرجانها، گسترش بیماری، یا تفاوتهای فیزیکی بین نواحی بتواند این نتایج را

توجیه کند. این نتایج تفاوتهایی را در پاسخ آبسنگهای مرجانی منطقه اقیانوس آرام در مقایسه با کارائیب نشان می دهند که به طور عمده به دلیل تفاوت در رژیم غذایی جمعیت توتیای دریایی می باشد. به نظر می رسد که عارضه مهم در آبسنگهای مرجانی اقیانوس آرام، افزایش سرعت تخریب زیستی به علت خورده شدن مرجانها به وسیله گونه های توتیای همه چیزخوار باشد. برعکس، در دریای کارائیب خورده شدن جلبکها غالب بوده است.

٦-١-٥- تحقیقات در دریای سیاه

فعالیتهای ماهیگیری در دریای سیاه در سالهای ۱۹۷۰-۱۹۶۰ شامل ۲۶گونه می باشد که بصورت اقتصادی مورد بهره برداری قرار می گرفتند وبسیاری از آنان گونه های شکارچی بزرگ بودند. در دوره ۱۹۸۰-۱۹۹۰، این تعداد به ۵گونه کاهش یافته بود که همگی نسبتاً کوچک بودند در همین مدت میزان کل صید از ۳۰۰۰۰۰ به ۶۰۰۰۰۰ تن در سال افزایش یافت. همزمان با این تغییرات، فراوانی پلانکتونهای ژله ای از 10^5 تا 10^8 تن رسید(FAO,1994) بخصوص فراوانی جنس *Mnemiopsis* مشاهده کردید که یک شانه‌دار غیربومی و احتمالاً از طریق آبهای تعادل کشتی ها وارد منطقه شده بود.

بلوم جمعیتی جنس *Mnemiopsis* غیرقابل برگشت است اما آنچه معلوم نیست، این است که اگر جمعیت ماهیان کاهش نمی یافت، آیا این گونه می توانست چنین پراکندگی در منطقه پیدا کند؟ حتی این احتمال هم وجود دارد که *Mnemiopsis* بر اثر کاهش تراکم‌های ماهیان پراکندگی یافته است و به نوبه خود روند نزولی کاهش فراوانی این ماهیها را از طریق صید لاروهایشان تسهیل می کند. احتمال وجود چنین تأثیرات متقابلی می‌تواند از حد یک حدس علمی فراتر رفته باشد.

۲-۵- برداشت در سطوح پایین‌تر شبکه غذایی و تأثیرات برداشت طعمه ها

تاکنون بیشتر به اثرات از بین رفتن شکارچیان اشاره شد، ولی مطمئناً برخی از ماهیان برداشت شده نیز جزو منابع مهم قابل شکار محسوب می‌شوند. انتظار می‌رود که کاهش فراوانی یک غذای اصلی از طریق ماهیگیری، تأثیرات عمده ای در شکارچیان طبیعی آن داشته باشد.

شاید اثرات ماهیگیری در مواد غذایی پرندگان یکی از بهترین سؤالاتی باشد که مورد مطالعه قرار گرفته است. برای مثال،ICES به طور سنتی برمدیریت ذخایر ماهیان متمرکز بود، هم اکنون گروههای مطالعاتی بسیار فعالی دارد که پیرامون روابط متقابل پرندگان دریایی و ماهیگیری فعالیت می کنند(Montevecchi, 1993). مثالهای متعددی از ارتباط بین فروپاشی ذخایر ماهیان، اختلال در تولید مثل یا کاهش جمعیت پرندگان دریایی ارائه می‌دهد. این تأثیرات معمولاً زمانی روی می دهند که ماهیگیری و پرندگان هردو جانوران یک اندازه ای را از یک گونه مهم (معمولاً ماهیان سطحزی) صید می کنند. شاید شناخته ترین نمونه در این مورد، کاهش شدید صید ماهی آنچووی در پرو باشد. صید ماهی آنچووی در پرو هنگام اوج خود در سال ۱۹۷۰، بزرگترین ماهیگیری تک گونه ای در جهان بود، ولی میزان تخلیه صید ماهی تا سال ۱۹۷۳، ۱۶درصد به حداکثر خود تنزل یافت. احتمالاً این سقوط تا حدودی ناشی از ماهیگیری شدید بود، ولی براثر پدیده «ال نینو» در سال ۱۹۷۲ نیز بود. در سالهای ۱۹۷۵-۱۹۷۰ میزان برداشت از ۱۲میلیون تن در سال به ۲میلیون تن کاهش یافت و از آن زمان تاکنون در حد پایینی باقی مانده است. به همین ترتیب کاهش شدیدی نیز در جمعیت پرندگان دریایی رخ داد که تا زمان بازگشت به سطوح اولیه، زمان زیادی لازم دارد. در اواخر دهه ۱۹۷۰، جمعیت پرنده گوانو که از ماهی آنچووی تغذیه می کند از ۲۵میلیون به ۵میلیون عدد سقوط کرد. اگرچه مطالعات بسیاری ارتباط بین برداشت شکار از سوی پرندگان و میزان صید ماهیگیریها را نشان داده اند، این روابط در اکثر موارد تنها در مقیاسهایی یافت شده اند که در محدوده صید صیادان طبیعی بوده اند و تصور می‌رود که این ارتباطات انعکاس دهنده نوسانات محلی در

فراوانی شکار باشد. اما اخیراً ارتباطاتی در مقیاسهای بزرگتر نیز یافت شده اند. برای مثال Montevecchi و Myers (۱۹۹۵) روابط معنی داری را بین صید ماهی ماکرل و اسکوپید کوتاه باله توسط ماهیگیری ساحلی نیوفاندلند نشان دادند. ارتباطات بدست آمده برای فراوانیهای ماهیانی که در مقیاسهای مختلف مکانی تخمین زده شده اند، از فراوانی محلی در اطراف محل تجمع، فراوانی در محدوده تغذیه پرندگان (حدود ۲۰۰کیلومتر) و در تمام منطقه نیوفاندلند (با چند هزار کیلومتر طول ساحل) بدست آمده اند. این مشاهدات نشان می دهندکه پرندگان می توانند شاخصهای زیستی کارآمدی از وضعیت جمعیت ماهیان باشند.

۱-۲-۵- مروری بر وضعیت مار ماهی شنی

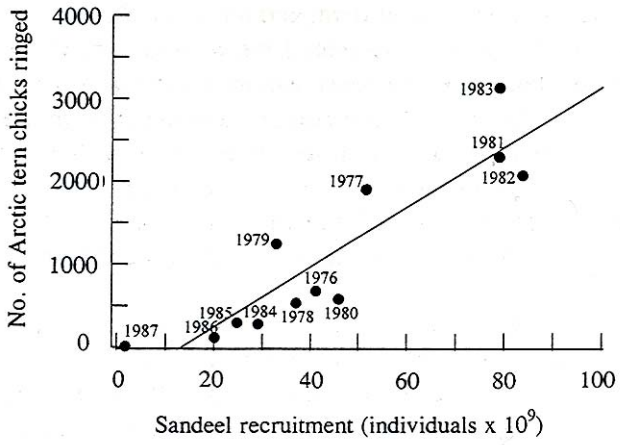
مار ماهی شنی کوچک (*Ammodytes marinus*) یکی از فراوانترین گونه های ماهیان در فلات قاره شمال غربی اروپاست و حدود ۱۵-۱۰درصد از کل توده زنده ماهیان دریای شمال را تشکیل می‌دهد (Sparholt,1990). مار ماهی‌های شنی چون جزء مهمی از رژیم غذایی بسیاری از ماهیان، پرندگان دریایی و پستانداران دریایی هستند، اهمیت بوم شناختی زیادی دارند (Harwood Croxal,1988 ;Furness,1990 Dann,1989). مار ماهی‌های شنی از نظر تجاری هم حائز اهمیت اند زیرا بزرگترین فعالیت‌های ماهیگیری تک گونه ای دریای شمال را تشکیل می دهند. تعجب آور نیست که این عوامل سبب توجه زیادی به اثر بالقوه برداشت ماهی‌های نیزه‌خاکی بر شکار شکارچیان دریایی شده است.

تا سال ۱۹۹۰،یکی از فعالیت‌های ماهیگیری مهم صید مار ماهی شنی در شمال غربی دریای شمال درنزدیک Shetland ها(مناطق ماندابی فصلی) قرار داشت. استحصال از سال ۱۹۷۴آغاز شد و در سال ۱۹۸۲با میزانی متجاوز از ۵۲۰۰۰ تن به اوج خود رسید. طی دهه ۱۹۸۰، میزان صید براثر کاهش ذخایر و همچنین کاهش ارزش اقتصادی مار ماهی شنی تنزل یافت و در سال ۱۹۹۱فعالیت ماهیگیری آن متوقف

شد. همزمان با این کاهش در فعالیت ماهیگیری از اواسط تا اواخر دهه ۱۹۸۰، در تغذیه و موفقیت تولیدمثل مرغ دریایی، فولمار، اسکوای اقیانوس شمالی، اسکوای بزرگ، پنگوئن نوک تیغی و گیلمات سیاه، کاهش کلی بوقوع پیوست. بخصوص زاد و ولد پرستوی دریایی در سال ۱۹۸۴تقریباً به طور کامل ناموفق بود(نمودار۹-۵). شاید کاهش مار ماهی شنی که پرندگان دریایی بسیار به آن وابسته اند، از نظر صید و صیادی بسیار آسیب دیده باشد (Avery Green,1989). در واقع، عقیده عمومی در این مورد به حدی قوی بود که تعدادی از سازمانهای محیط زیست با همکاری یکدیگر بودجه یک برنامه تحقیقاتی را برای مشخص کردن میزان ارتباط این دو موضوع را با یکدیگر تأمین نمودند.

صید مارماهی‌ها می تواند از ۳ طریق در پرندگان تأثیر گذاشته باشد : (۱)از طریق اثر برذخایر کل مارماهی‌ها (۲)با کاهش سرعت بازسازی ذخایر و در نتیجه تشکیل کلاس های سنی ضعیف یا (۳)از طریق تهی سازی محلی نزدیک کلنی های پرندگان دریایی. هر سه این فرضیه ها در این تحقیق مشترک مورد بررسی قرار گرفتند و Wright(۱۹۹۶) نتایج آن را بیان نموده است و براساس ارزیابی ذخایر و داده های حاصل از تحقیق نتیجه گرفت که نوسانات میزان نسل تجدید کننده و مهاجرت افراد جون به منطقه مارماهی شنی موجب تغییرات جمعیت آنها شده و به عبارت دیگر، ذخایر بالغین که ماهیگیری آنها را بهره‌برداری می کرد، به اندازه کافی فراوان بود تا بتوانند لاروهای کافی تولید کنند، ولی تأثیرات طی دوره ای از زندگی که ماهیگیری نمی توانست هیچ اثری بر آن داشته باشد، تعیین کننده میزان در دسترس بودن غذا بوده است. بنظر می رسد وضعیتی مشابه نیز در دریای برینگ رخ داده است (Collie,1991). داده های دیگر نیز نشان می دهند که فعالیت‌های ماهیگیری موجب کاهش ذخایر نبوده است. به دنبال تعطیل شدن فعالیت‌های ماهیگیری، فقدان ارتباط واضح بین بازسازی و میزان ذخایر مولد بیشتر مشخص شد. اگرچه توده زنده ذخایر مولد در سال ۱۹۹۰ یکی از پائین‌ترین مقادیر ثبت شده از زمان شروع بررسیها در سال ۱۹۸۴بود، اما فراوانی نوزادان در سال۱۹۹۱ بسیار بالا بود که منجر به افزایش چشمگیری

در توده زنده ذخایر مولد تا سال ۱۹۹۳ گردید. بنابراین، حداقل در این مورد بنظر می‌رسد که فعالیت‌های ماهیگیری نقش عمده ای در کاهش یا بازسازی کل ذخیره ایفا کرده باشد.



شکل۹-۵- رابطه بین تعداد پرستوی دریایی اقیانوس شمالی در هرسال درمناطق ماندابی ((Shetlands)و نسل تجدید شونده ماهیان گروه صفر تا یک سال (0^+)
(برگرفته از Monaghan *et al.*, 1989)

تهی سازی محلی مار ماهی شنی ممکن است منجر به رقابت گردد که در دوحالت می تواند ایجاد شود (Wright,1996). حالت اول تبادل کمی بین مار ماهی‌های ساکن در مناطق محلی مختلف وجود داشته باشد و فشار زیاد فعالیت‌های ماهیگیری می‌تواند به تهی سازی محلی در صیدگاه ها بیانجامد. البته صحت این فرضیه بعید است زیرا مار ماهی‌شنی گونه های کم ارزشی هستند و هنگامی که میزان صید به مقادیر غیراقتصادی تنزل یابد، ماهیگیران تمایلی به ادامه ماهیگیری ندارند و معمولاً قبل از اینکه فراوانی مار ماهی شنی به حدی برسد که برای پرندگان مشکل‌زا باشد، ماهیگیران صیدگاه ها را ترک می کنند. حالت دوم این است که اگر تراکم مار ماهی شنی در صیدگاه ها از طریق ورود دائم جانوران از مناطقی که کمتر مورد توجه صیادی هستند ثابت باقی بماند، تهی

شدن محلی می‌تواند در قسمت های کمتر صید شده رخ بدهد. وقتی اندازه ذخایر مار ماهی شنی پایین باشد، نوعی گزینش زیستگاه براساس تراکم دیده می‌شود که تراکم‌ها را در مناطق «مورد توجه صیادی» (ماهیگیری شده) ثابت نگه می دارد. برای مثال، شواهدی در مورد بازسازی دائمی در برخی صیدگاه ها، حتی در سالهایی با بازسازی پایین وجود دارد و ممکن است در مواقعی که فضای لازم وجود داشته باشد، بالغین به این مناطق وارد شوند. بنابراین، در سالهایی که تعداد مار ماهی‌های شنی کم است، مناطقی که کمتر مورد توجه صیادی قرار گرفته اند، تهی می‌شوند و هر پرنده ای که مجبور باشد در این مناطق تغذیه کند، آسیب خواهد دید. اما حتی اگر مناطق مناسب نیز تهی شوند، نمی توان گفت که عامل آن فعالیت‌های ماهیگیری بوده است.

۳-۵- جایگزینی گونه‌ای و سایر اثرات رقابتی

جایگزینی گونه ای سالها در مدیریت ذخایر از موضوعات مورد بحث بوده است و اغلب برای توضیح روند تغییرات فراوانی ذخایر ماهیان بکار رفته است. Daan (۱۹۸۰) اظهار داشت که نمی توان دقیقا از جایگزینی سخن گفت مگر آنکه بتوان نشان داد که دو (یا چند) گونه با پاسخ های قابل قیاس به یک منبع مشترک، به طور عملی به هم مربوط هستند. به عبارت دیگر، گونه ها باید به طریقی با یکدیگر رقابت کنند. Daan ، همچنین چند معیار عملی را ارایه داده که طبق آن، ذخیره در حال کاهش باید حداقل به میزان ۵۰ درصد کاسته شود و افزایشی جبرانی به همین اندازه باید در یک ذخیره دیگر رخ دهد. او همچنین عقیده دارد که این تغییر باید چند سال پایدار باشد. در ذیل، چند موردی ذکر می شوند که می توان آنها را به عنوان جایگزینی گونه ای در نظر گرفت و میزان اعتبار فرضیه رقابت را مورد سوال قرار داد.

۱-۳-۵. ساردین و آنچووی

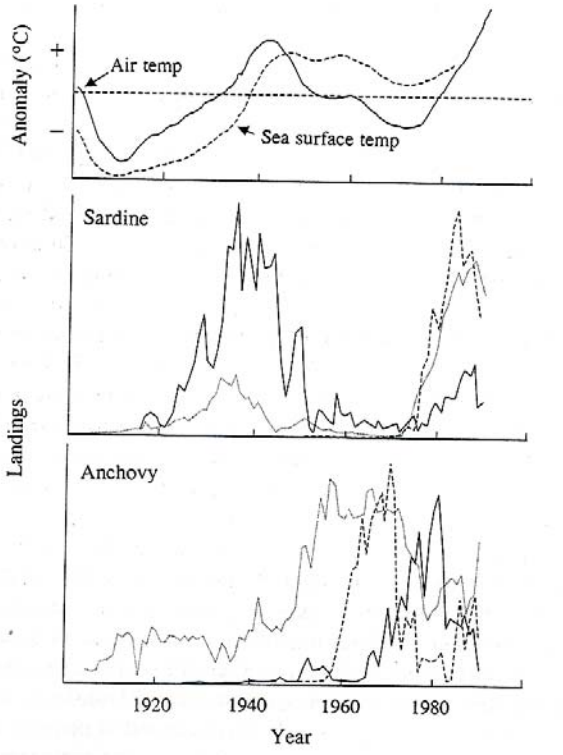
از گزینه های موجود برای جایگزینی گونه ای، احتمالا جفت گونه ای ساردین-آنچووی بیش از همه مورد توجه قرار گرفته است. هر دو جنس *Sardinops* و *Engraulis* دارای پراکندگی جهانی گرمسیری و نیمه

گرمسیری‌اند و در بسیاری مناطق به همراه هم وجود دارند. توان رقابت بر سر غذا، مکانیسم یک جایگزینی عملی را فراهم می نماید. هرجایی که جمعیت های این دو گونه از نظر فراوانی تغییرات چشمگیری داشته اند، اغلب (ولی نه همیشه) این تغییرات با تأخیر همراه بوده است (Liuch-Belda *et al.*,1989). در مورد اخیر مکانیسم‌های جایگزینی رخ داده است اما آیا پاسخهای یک گونه نتیجه مستقیم تغییرات در گونه دیگر بوده بطوریکه بتواند در فعالیت‌های ماهیگیری دخیل باشد یا این تغییرات پاسخهایی مستقل به عاملی دیگر است که ماهیگیری تأثیری در آن نداشته است؟ مورد دوم قوی تر به نظر می‌رسد.

بطورکلی، میزان صید در نواحی مختلف اقیانوس آرام از نظر آماری به هم مربوط بوده اند، بطوریکه این تغییرات همزمان یا با فاصله زمانی کوتاه از هم رخ داده است (Crawford *et al.*,1991). برای مثال، ماهی ساردین در ژاپن و در سیستم‌های جریانات آبی کالیفرنیا، هامبولت وجزایر قناری پس از اینکه در ۱۹۷۰-۱۹۵۰ در سطح پایینی بودند، در اوایل دهه ۱۹۸۰افزایش یافته اند. این ارتباط در پاسخ تعدادی از جمعیتها که کاملاً از هم جدا بوده اند به خوبی نشان می‌دهد که یک اثر زیست محیطی به عنوان عامل اولیه پیش برنده، دخیل بوده است. ارتباط میان افزایش فراوانی ساردین (و کاهش فراوانی آنچووی)، دوره هایی از گرم شدن هوا و افزایش دمای سطح آب این نظریه را تأیید می کنند و نشان می دهد که تغییرات الگوهای چرخشی اقیانوسی اهمیت دارند (نمودار ۱۰-۵). چنین تغییراتی که با مقیاس وسیع در سیستم‌های ماهیگیری رخ داده در دوره های زمانی ۱۰ساله و با تغییرات هیدروگرافیک همراه هستند که به آنها «تغییرات رژیم» اطلاق می شود (برای مثال Steele,1996).

همچنین درمورد اینکه آیا ساردین و آنچووی واقعاً با یکدیگر برسرغذا رقابت می کنند، تردید وجود دارد. بحث در مورد نقش احتمالی رقابت غذایی به عنوان توجیهی برای جایگزینی گونه ای بسیار زیاد بوده است، ولی در این زمینه هنوز مدارک روشنی ارائه نشده است. تنوع تاکسونومیک بسیار زیاد در شکارهای پلانکتونی صید شده توسط این دو گونه و تغییرپذیری روش غذا خوردن این دو گونه (فیلتر کردن یا گاز زدن براساس اندازه طعمه) بخشی از مشکل است. اما وقتی همپوشانی زیادی در جیره غذایی

این دو گونه وجود داشته باشد، هیچ مدرک کافی وجود ندارد که نشان‌دهنده رقابتی برسرغذا در اکوسیستم باشد.



شکل۱۰-۵- روند تغییرات میزان تخلیه صید ساردین و آنچووی در مناطق جغرافیایی مختلف و دگرگونی های جهانی دمای سطح آب و هوا (Liuch-Belda *et al*.,1992).
کالیفرنیا(____)، هامبولت (-----)، ژاپن(....)

پویایی فعالیت‌های ماهیگیری ساردین ماهیان کالیفرنیا احتمالاً یکی از موضوعاتی است که به بهترین نحو ثبت گردیده، داده‌ها نشان می دهد که جمعیتهای ساردین و آنچووی ممکن است تا حد زیادی مستقل از هم عمل کنند. برآوردهای توده زنده ذخایر نشان می‌دهند که ساردین و آنچووی در سال ۱۹۴۰فراوانی یکسانی داشتند (هرکدام حدود ۴میلیون تن) و هر دو ذخیره تا اوایل دهه ۱۹۵۰ حداکثر تا ۵۰۰۰۰۰ تن

کاهش یافتند (نمودار ۱۰-۵، Smith, 1972). بنظر می‌رسد که این روند در هر دو گونه در نتیجه دوره ای از فراچاهندگی بسیار ضعیف رخ داده است. براحتی میتوان تصور کرد که کاهش تولید اولیه به همراه فراچاهندگی ضعیف، قابلیت حمل سیستم جریانی کالیفرنیا را کاهش داد. در واقع، نوسانهای چشمگیر در میزان رسوبات، طی ۱۵۰میلیون سال گذشته که توسط Soutar وIsaacs (۱۹۷۴) نشان داده شد، نظریه نوسانات طبیعی چشمگیر در ذخایر ماهیان سطحزی در منطقه را تأیید می کند. واقعه با اهمیت این است که وقتی فراچاهندگی دوباره در اوایل دهه ۱۹۵۰قدرت یافت، ساردین ماهیان باز هم به کاهش خود ادامه داده‌اند و این درحالی است که ماهیان آنچووی افزایش یافتند. آیا بهره برداری بی رویه ساردین به شکست طولانی‌مدت بازسازی منجر شده و ذخایر ماهیان آنچووی به سطح پایین تر از تعادل منتهی شده است؟ Daan (۱۹۸۰) نتیجه گرفت که پاسخ این سؤال احتمالاً مثبت است (نمودار۱۱-۵). اما در پرتو تحلیل های اخیر، احتمال دیگر هم این است که روند تغییرات از دهه ۱۹۵۰ به بعد را می‌توان با عوامل اقیانوسی بجز فراچاهندگی ارتباط داد. نوعی از تغییر رژیم حرارتی می‌تواند در این زمینه دارای اهمیت باشد. در تحلیل پایانی باید تصریح کرد که داده ها دو جنبه دارند و مطمئناً نمیتوان فرضیه جایگزینی را رد نمود. اما با درنظر گرفتن همه شواهدبه دشواری می‌توان یک جایگزینی عملی را پذیرفت. فعالیت‌های ماهیگیری تقریباً به طور قطع در سقوط گونه غالب مؤثر بوده ولی مدارک اندکی وجود دارد که بتوان گفت این سقوط (به خودی خود) سبب افزایش گونه غیر غالب شده است.

نمودار ۱۱-۵- برآورد میزان توده زنده از ماهیان ساردین کالیفرنیایی و آنچووی شمالی (برگرفته از Daan, 1980).

۲-۳-۵- گونه های سطحزی دریای شمال

یک پدیده جایگزینی بالقوه به افزایش فوق العاده ماهی اسپرت در دریای شمال مربوط می‌شود که با کاهش ذخایر شگ ماهی‌ها همراه بود که به دنبال آن، بازسازی ذخائر شگ ماهی و کاهش ماهی اسپرت رخ داد. این مشاهدات به این فرضیه منجر شد که علت انفجار جمعیتی اسپرت این بود که این جمعیت قادر بود به طور موقت فضاهای تخلیه شده توسط شگ ماهی را اشغال کند. با این حال، کورتن(۱۹۸۶ &۱۹۹۰) به دلیل عدم همپوشانی الگوی پراکنش و مکان‌های بازسازی این نظریه را رد کرد. پایه بحث «کورتن» این بود که شگ ماهی ابتدا در قسمت جنوبی دریای شمال (۱۹۷۸) و بعد از آن در قسمتهای مرکزی و شمالی دریای شمال شروع به بازسازی نمود. همچنین اگر بازگشت شگ ماهیان برتغییرات جمعیتی ماهی اسپرت تأثیر داشت، این تغییرات باید ابتدا در قسمتهای جنوبی دریای شمال رخ می‌داد در حالی که درعمل، عکس این واقعه اتفاق افتاد. تجزیه و تحلیلهای انجام شده توسط مک کی (۱۹۸۴) نیز

اشاره می‌کند که انفجار جمعیتی اسپرت در دهه ۱۹۷۰، نقطه اوج روندی بوده که از یک دهه قبل آغاز شده بود.

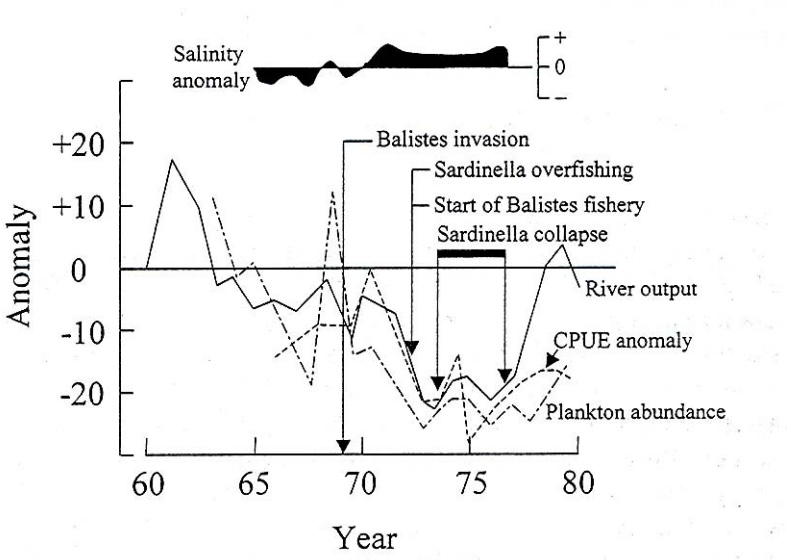
کورتن نشان داد که داده ها، جایگزینی ماهی اسپرت به وسیله شگ ماهی را توجیه نمی کنند. تحلیل او نشانگر نکته مهم دیگری نیز بود: بطوریکه اگر جمع آوری داده ها از نظرمقیاس مکانی بسیار کلی باشند، روندهایی نامطمئن بدست خواهد آمد. داده ها با توجه به منطقه وسیع دریای شمال توانست اشکالات موجود در بحث جایگزینی را آشکار نماید. البته باید تأیید کرد که گاهی داده ها تنها در مقیاسهای کلی وجود دارند، ولی هرجا که امکان داشته باشد، باید قطعیت الگوها در مقیاسهای مکانی مختلف بررسی شده و مناسب بودن مقیاس مشاهدات برای مکانیسم تعامل فرض شده به دقت مورد توجه قرار گیرد.

۳-۳-۵- شوریده ماهیان و شانک ماهیان در غرب آفریقا

گونه *Ballistes carolinensis* ازخانواده شانک ماهیان می‌باشد که در اوایل دهه ۱۹۶۰،در فلات قاره غرب آفریقا به تعدادی اندک مشاهده گردید. در اواخر دهه ۱۹۶۰، همزمان با آغاز کاهش ذخایر ساردین جنس *Sardinella*، فراوانی این گونه افزایش یافت و تا دهه ۱۹۸۰ جمعیت آن منطقه تقریباً از صفر به بیش از ۱۰۰۰۰۰تن افزایش یافت و صید آن ۸۰ درصد از صید توده زنده سطحزی را در منطقه در برگرفت. آیا این مثال دیگری از جایگزینی ناشی از فعالیت‌های ماهیگیری است؟

هیچ کس نمی‌تواند با قطعیت بگوید که چرا گونه *Ballistes* افزایش یافت، اما گولاند و گارسیا (۱۹۸۴) با درهم آمیختن داده های زیست محیطی و داده های صید به ازای واحد تلاش (به جز *Ballistes*) یک نظریه قابل قبول را کشف کردند که براساس آن می‌توان نتیجه گرفت که تغییرات زیست محیطی عامل اصلی بوده اند (نمودار ۱۲-۵). این محققین اشاره کردند که کاهش خروجی آب رودخانه، افزایش غیرطبیعی در پدیده فراچاهندگی، شوری آب و کاهش فراوانی پلانکتونها منجر به کاهش تناسب محیط

زیست برای شوریده و ساردین گردیده که در آبهای گرم با شوری پایین زندگی می‌کند و به طـور سـنتی بوسیله تورهای ترال صید می‌شود. اما نوع اکوسیستم برای گونه *Ballistes* که آبهای خنک تـر بـا شـوری بیشتر را ترجیح می دهد، مناسب‌تر شد.



شکل ۱۲-۵- روندمیزان خروجی آب رودخانه، فراوانی پلانکتونها، شوری و نوسانات غیر معمول و CPUE در ماهیگیری غرب آفریقا(برگرفته از شکل ۷ از Gulland & Garcia, 1984)

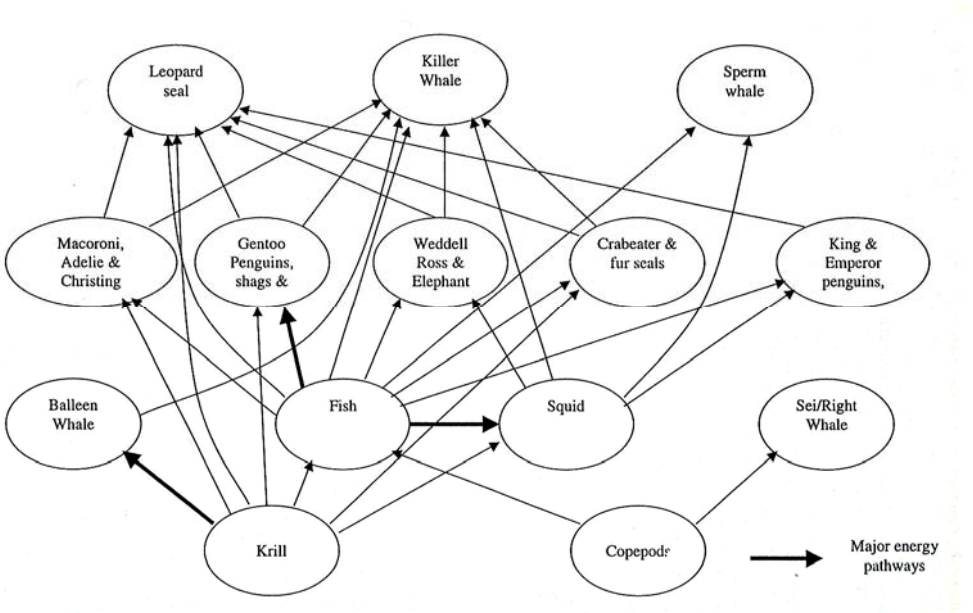
با اینکه امکان دارد فعالیت‌های ماهیگیری تا حدی در جایگزینی نقش داشـته باشـند، نکتـه ای وجـود دارد که نشان می‌دهد ماهیگیری عامل اصلی نبوده است. گونه *Ballistes* همچنین یک گونه بهره برداری شده محسوب می‌شود. به سختی می‌توان پذیرفت که بدون ایجاد یک تغییر دلخواه در محیط زیست ایـن گونـه بتواند به این شدت افزایش پیدا کند. هم اکنون *Ballistes* به طور انبوه در سواحل غربی اسکاتلند و دریای

ایرلند صید می‌شود و اخیراً صید انبوه این گونه از شمال غرب دریای شمال نیز گزارش شده است (منطقه‌ای که سابقاً بندرت در آن مشاهده می گردید).

٤-٥- پاسخ‌ها در سیستم‌های ساده- درسهایی از اقیانوس جنوبی

وقتی روابط متقابل گونه ها در نظر گرفته می‌شود، یکی از مناطقی که برای مطالعه مناسب است، اقیانوس جنوبی می باشد. نقش کلیدی کریل (*Euphasia superba*) در جیره غذایی بسیاری از رده های ماهیان بزرگ جثه در بخش های بالایی زنجیره غذایی، موجب شده که این سیستم، سیستمی آسان برای تجزیه و تحلیل باشد. بطوریکه گونه های متعددی از نهنگ‌ها (از نظر تعداد بیش از ۹۰درصد) کاهش یافته اند. در اینجا به خوبی می توان دید که فعالیت‌های ماهیگیری چگونه تأثیر خود را از طریق روابط متقابل غذایی اعمال می کنند.

برای آنکه نوع پاسخهای مورد انتظار به شکل واضح‌تری روشن شود، شکل ۱۳-۵ دیاگرام زنجیره غذایی را در اقیانوس جنوبی نشان می‌دهد. در واقع، وضعیت درسطوح پایین تر به این سادگی که در شکل نشان داده شده نیست. اگرچه کریل‌ها از اهمیت بالایی برخوردار هستند ولی اغلب گونه های دیگر بخش عمده توده زنده را تشکیل می دهند(Muijica & Schnack-Shiel,1994). بنابراین، ساختار واقعی زنجیره غذایی به خصوص در سطوح پایین‌تر از کریل ممکن است به پیچیدگی اندازه سیستم‌هایی باشد که در عرضهای جغرافیایی پایین تری قرار دارند. اما چنین نگاه ساده ای کفایت نمی‌کند زیرا تنها توده زنده نیست که دارای اهمیت است و میزان منابع قابل استحصال را نیز باید حتماً مدنظر قرار داد. تنها علتی که جانوران بزرگ جثه ای همچون نهنگ‌های بالین می توانند از این منبع غذای کافی تغذیه کنند این است که کریل‌ها گله‌های متراکمی را تشکیل می‌دهند(Murphy *et al*.,1988). این تأثیر، به همراه توده زنده بالا سبب شده که کریل، آبزی با اهمیت در سیستم قطب جنوب محسوب شود.



شکل ۱۳-۵- شبکه غذایی اقیانوس جنوبی (براساس جدول٦ از Kock& Shimadzu ,1994)

۱-٤-۵- رقابت آزاد : فرضیه کاهش نهنگ و افزایش کریل

باتوجه به موقعیت مرکزی کریل در شکل ۱۳-۵ یک فرضیه مطرح می‌شود:

فرضیه: هنگامی که جمعیت نهنگ‌های بالین در سطح بالایی بود(یعنی قبل از بهره برداری)، جمعیت سایر گونه هایی که از کریل تغذیه می کردند، در نتیجه رقابت غذایی، محدود شدند.

پیش بینی: وقتی تعداد نهنگ های بالین براثر فعالیت‌های ماهیگیری به طور جدی کاهش یافت، سایر جمعیتها در نتیجه افزایش غذا (کریل‌ها)، افزایش یافتند.

این فرضیه (آزادی رقابت کلاسیک) به نام فرضیه «کاهش نهنگ ها و افزایش کریل» خوانده می‌شود. توجه زیادی به این فرضیه معطوف گردید. جدول ۱-۵ یک برآورد خام را از میزان افزایش کریل ارائه می‌دهد که ممکن است رخ داده باشد. عدم قطعیت بسیاری در مقادیر این جدول وجود دارد زیرا برآورد

تعداد نهنگ‌ها و میزان مصرف آنها با دشواری بسیار زیادی بدست می آید. برای مثال، با توجه به این واقعیت که تعدادی از گونه ها مهاجر هستند و تمام مدت تغذیه خود را در قطب جنوب نمی گذرانند، باید در ارقام لحاظ نمود. اما این داده ها نشانه ای از میزان تأثیر و اینکه کدام یک از جمعیتهای نهنگ بیش از همه تحت تأثیر ماهیگیری قرار گرفته اند را ارائه می دهند. جدول ۱-۵ نشان می‌دهد که مصرف کریلها طی سالهای ۱۹۷۷-۱۹۴۰تا ۱۴۷میلیون تن کاهش یافته است. تخمین زده شد که از کل جمعیت فک های جنوب در ۱۹۷۷ تنها ۶۷میلیون تن کریل را مصرف کرده اند که حدود یک سوم مقداری است که گمان می‌رود به وسیله ذخایر اولیه نهنگ‌ها استفاده شده و ۱/۵برابر مصرف فعلی آنها می‌باشد. حداقل باید از این دیدگاه، غذای بسیار بیشتری برای جمعیتهای باقیمانده پس از ماهیگیری وجود داشته باشد.

ولی کدام جمعیت در سیستم‌ها بیشترین سود را می‌برند؟ گونه هایی که در استفاده از منابع بیشترین همپوشانی را دارند و شکارشان را در مقیاسهای مکانی یکسانی بدست می آورند، جزو جمعیتهای سود برنده خواهند بود. به این ترتیب تا حدود سال ۱۹۷۰ انتظار نمی‌رفت که نهنگ های minke رتبه اول را کسب کنند، تا حدودی به این علت که تا آن زمان هنوز استحصال نشده بودند و همچنین به این دلیل که از نظر تغذیه ای بیشترین قرابت را با نهنگهای آبی و باله دار داشتند که در آن زمان به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته بودند. گزینه بعدی فکها و شاید پس از آنها پرنده ها باشند (Murphy *et al.*,1988). چه شواهدی در این زمینه وجود دارد که تولید مازاد کریل می‌تواند موجب افزایش جمعیت‌ها شود؟

در مورد نهنگ minke پاسخ قطعی وجود ندارد. به نظر می‌رسد که داده های بسیار اندکی در مورد روند تغییرات جمعیت آنها وجود دارد و امکان ارزیابی جهت یا عمق تغییرات را فراهم نمی کند. برای مثال، برآورد Laws (۱۹۷۷) که در جدول ۱-۵ نشان داده شده است، نشانگر آن است که جمعیت این نهنگ در سال ۱۹۷۷ تفاوت مهمی با سال ۱۹۴۰نداشت. هر چند گونه minke تا زمان انجام این تخمین به مدت ۶سال مورد بهره برداری قرار گرفته بود، بطوریکه کل برداشت در آن دوره حدود ۳۷۰۰۰جانور بود، با

این وجود شواهد در زمینه افزایش جمعیت در پاسخ به افزایش غذای در دسترس ضعیف است. باید توجه داشت بدینگتون و می (۱۹۸۲) چنین نتیجه ای بدست نیاوردند بلکه نتیجه گرفتند که شواهد در مورد نهنگ های minke از همه گونه های دیگر قانع کننده تر بوده است.

جدول ۱-۵- برآوردهای خام سالانه از تغییرات تعداد و توده زنده نهنگ های بالین و افزایش کریل که در نتیجه صید نهنگها رخ داده است(برگرفته از Laws,1977).

تعداد نهنگ‌ها(10^3)	قبل از ۱۹٤۰	۱۹۷۷	درصد کاهش
نهنگ باله دار	۴۰۰	۸۴	۷۹
نهنگ آبی	۲۰۰	۱۰	۹۵
نهنگ Sei	۷۵	۴۰/۵	۴۶
نهنگ کوهاندار	۱۰۰	۳	۹۷
Minke	۲۰۰	۲۰۰	۰
جمع	۹۷۵	۳۳۷/۵	۶۵
توده زنده(10^6 تن)	**قبل از ۱۹٤۰**	**۱۹۷۷**	**درصد کاهش**
نهنگ باله دار	۲۰/۰۰	۴/۰۳	۸۰
نهنگ آبی	۱۷/۶۰	۰/۸۳	۹۵
نهنگ Sei	۱/۳۹	۰/۷۱	۴۹
نهنگ کوهاندار	۲/۷۰	۰/۰۸	۹۷
Minke	۱/۴۰	۱/۴۰	۰
جمع	**٤۳/۰۹**	**۷/۰۵**	**۸٤**
میزان تقاضا کریل(10^6 تن)	قبل از ۱۹۴۰	۱۹۷۷	مازاد
نهنگ باله دار	۸۱/۴۸	۱۶/۴۳	۶۵/۰۵
نهنگ آبی	۷۱/۷۰	۳/۳۸	۶۸/۳۲
نهنگ Sei	۵/۶۵	۲/۸۹	۲/۷۶
نهنگ کوهاندار	۱۱/۰۰	۰/۳۲	۱۰/۶۸
Minke	۱۹/۸۳	۱۹/۸۳	۰
جمع	**۱۸۹/٦٦**	**٤۲/۸٤**	**۱٤٦/۸۲**

گونه دیگری که بیشترین سود را در سیستم بدست آورده است فک ها هستند. ۷گونه فک در اقیانوس جنوبی یافت شده اند که ۴ تای آنها (خرچنگ خوار، یوزپلنگی، Ross،Weddell) گونه های قطبی

حقیقی بوده و محدود به مناطق یخی فشرده و سریع هستند. ۲ گونه دیگر (فیلی[1] و فک قطبی[2]) در جزایر نیمه قطبی به فراوانی یافت می‌شوند که طی قرن نوزدهم مورد بهره برداری قرار داشتند (فک های خزی به سطوح بسیار پایینی رسیدند). گونه آخرminke ، وضعیت کلی و روند تغییرات جمعیتی فک های قطبی به خوبی شناخته نشده است ولی این مسأله مانع از تفکر در این زمینه نشده است. برای مثال، اریکسون و هانسون (۱۹۹۰) براساس داده های به دست آمده از سرشماریهای مکرر در اواخر دهه ۱۹۶۰، اوایل دهه ۱۹۷۰ و اوایل دهه ۱۹۸۰ ادعا کردند که جمعیت فک‌های خرچنگ خوار به طور محسوسی کاهش یافته است. این داده ها آنها را به این بحث رساند که یک رابطه علیتی بین این کاهش و نسل تجدید شونده نهنگها وجود دارد. اما، کاک و شیمادزو (۱۹۹۴) اعتبار تخمین‌های انجام شده از فراوانی فک های قطبی را به زیر سؤال برده و این تفسیرها را با قدرت رد کرده اند. نگارندگان به طور مشخص اشاره دارند که تغییر در پراکنش جانوران در سالهای مختلف می‌تواند آثار نامطلوبی بر سرشماری داشته باشد و هیچ برآوردی نیز از تغییرپذیری درداده های حاصل از بررسی ارائه نشده است تا میزان قطعیت این آمارها را نشان دهد. کاک و شیمادزو (۱۹۹۴) در تحلیل نهایی خود نتیجه گرفتند که آنها نتوانستند تصمیم بگیرند که آیا واقعاً تغییری در فراوانی فوکهای خرچنگ خوار اتفاق افتاده است یا خیر.

چند داده جمعیتی نیز از فک‌های یوزپلنگی وجود دارد که هر سال در جزیره «مک کواری» که در فاصله زیادی از شمال در محدوده یخ‌های فشرده قرار دارد، دیده می شوند. حضور فک‌های یوزپلنگی در «مک کواری» نشان دهنده گسترش پراکندگی به سمت شمال در زمستان است. نقاط اوج و فرود در سری های زمانی، نرخ های پراکندگی نوزادان را در پاسخ به برخی شرایط در یخهای فشرده جنوب نشان می‌دهند. با در نظر گرفتن این پیچیدگی‌ها، ارتباط دادن تعداد فک‌های مشاهده شده در جزیره «مک کواری» با تعداد جمعیت فک‌های یوزپلنگی واقعاً دست یافتنی است. ولی اگر جمعیت فک یوزپلنگی در حال

[1] Elephant seal
[2] Antarctic for seal

افزایش بود، انتظار می‌رفت که علاوه برنوساناتی که بر اثر تغییرات زیست محیطی حاصل می‌شود، روندهای دیگری نیز وجود داشته باشند. ولی بنظر می‌رسد چنین روندی وجود نداشته باشد.

از آنجایی که فک‌های Weddell به جای کریل به طور عمده از ماهیان کوچک و سرپایان تغذیه می‌کنند، بعید به نظر می رسد که یک پاسخ جمعیتی به افزایش فراوانی کریل در این گونه مشاهده شود. پیشنهادهای معدودی در زمینه ارتباط دینامیک فک‌های Weddell با برداشت نهنگ‌ها ارائه شده است. لیکن نشان داده شده که عوامل زیست محیطی در این مورد اهمیت دارند. برای مثال، تستا و همکاران (۱۹۹۱) گزارش کردند که تولید نوزاد در Mc Murdo Sound در سالهای ۱۹۸۸-۱۹۷۰ نوساناتی را نشان می داد که با شاخص نوسان جنوبی (SOI)[1] که شاخصی از ال نینو می باشد، هم‌سو بود، هرچند که داده‌های تستا و همکاران در موردفک های Weddell قانع کننده است ولی آنها همچنین نشان دادند که درجاتی از ارتباط بین SOI و پارامترهای جمعیتی در فک‌های یوزپلنگی و خرچنگ خوار وجود دارد. احتمالاً در این مورد نیز یک تفسیر چند علتی برای توجیه تغییرات مشاهده شده لازم خواهد بود.

یک پاسخ در ارتباط با بهره برداری سنگین از فک خزی (fur seal) در قرن نوزدهم، اثرات منفی در بازسازی این فک بود. در جزیره Bird در جورجیای جنوبی، تعداد فک‌های خزی با وجودی که تقریباً هیچ عملیات شکاری روی آنها وجود نداشت، به مدت ۷۰سال (از ۱۹۵۵-۱۸۸۵) در سطح پایینی باقی ماند. جالب است که تنها در اواسط دهه ۱۹۵۰ که ذخایر نهنگ در اطراف جزیره بشدت تهی شده بود، افزایش جمعیت این فک‌ها آغاز شد (تا اواسط دهه ۱۹۶۰، تعداد نهنگ‌ها برای پوشش هزینه عملیات ماهیگیری کافی نبود). نکته جالب دیگر این است که درسالهای بین ۱۹۷۲-۱۹۵۸ نرخ افزایش جمعیت فکها حدود ۱۷درصد در سال بود که این مقدار بسیار بالاتر از حد طبیعی بازسازی برای جمعیت یک پستاندار دریایی است (این میزان معمولاً ۱۰-۶درصد است، Laws, 1985). کاک و شیمادزو (۱۹۹۴)

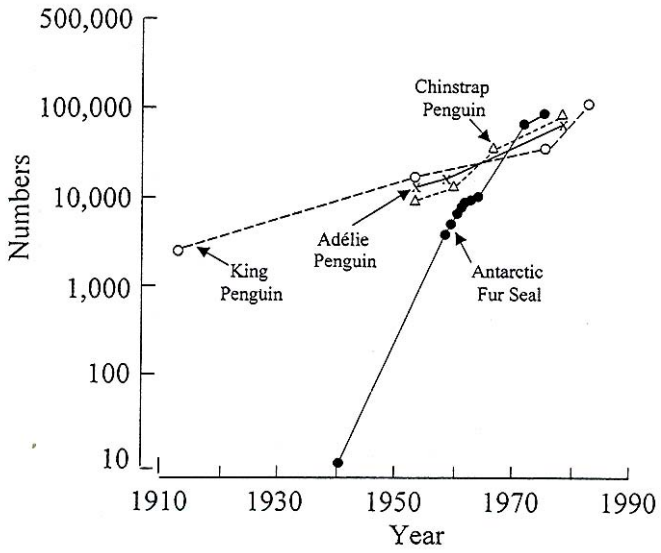
[1] Southern Oscillation Index

این مشاهدات را فقط جالب خوانده اند، در حالی که کریلها جزء بسیار مهمی از غذای فک‌های خزی هستند (Doidge & Croxall, 1985) و در حقیقت این مشاهدات با نظریه فزونی کریل سازگار می‌باشند. روند تغییرات در اندازه جمعیت پنگوئن ها تنها در نواحی تولید مثل که امکان بررسی و سرشماری منظم آنها میسر می‌باشد واقعاً قابل ردیابی می‌باشد ولی ممکن است داده ها از یک کلنی به کلنی دیگر یا از منطقه‌ای به منطقه دیگر متفاوت باشند. تفاوتهای زمانی و مکانی قابل توجهی در مجموعه داده ها وجود دارد. تأثیر فعالیتهای ماهیگیری در مورد بسیاری از پرندگان ممکن است بیشتر معطوف به مرگ ومیر تصادفی همراه با فعالیت ماهیگیری یا افزایش غذای در دسترس براثر دورریز صیدهای ناخواسته ماهیگیران باشد (فصل۲).

در هر صورت روندهایی وجود دارند که علت آنها به پدیده رقابت ارتباط داده شده است. تردید اندکی وجود دارد که فراوانی نواحی تولید مثلی پنگوئن های chinstrap وAdelie از زمان آغاز ماهیگیری افزایش یافته است ومدارکی وجود دارد که محدوده تولید مثل پنگوئن هایchinstrap نیز افزوده شده است (نمودار ۱۴-۵). هرچند بیان شده که این افزایش‌ها به علت افزایش غذای در دسترس است که براثر کاهش تعداد نهنگ ها به وجود آمده (برای مثال Sladen, 1964)، اما بنظر می رسد که در صحت این نظریه تردیدهای فزآینده ای وجود داشته باشد. برای مثال، کروکسال و همکاران (۱۹۸۸) اشاره کردند که رشد تعداد پنگوئن ها به مدت حدود ۲۰سال پس از خاتمه صید نهنگ ها ادامه داشته است و این روند حتی در مورد پنگوئن های امپراتور[1] نیز دیده می شود که از کریل تغذیه نمی کنند. رونزل و کاپسون(۱۹۸۲) با توجه به بازسازی پنگوئن های امپراتور نتیجه گرفتند که فرضیه فزونی کریل مبتنی برحدس و گمان است.کروکسال و همکاران (۱۹۸۸) نیز (بیشتر براساس باورهای خود تا براساس داده ها) عقیده داشتند فزونی کریل به احتمال زیاد علت افزایش اولیه فراوانی گونه های دیگر از پنگوئن‌ها بوده

[1] King penguins

است، ولی عامل دیگری باید موجب ادامه رشد شده باشد. تیلور و همکاران(۱۹۹۰) و فریزر و همکاران (۱۹۹۲) شواهدی ارائه می‌دهند که افزایش غذای در دسترس برای کلنی های پنگوئن chinstrap در مناطق Shetland جنوبی و پنگوئن های Adelie درمنطقه دریای Ross ممکن است در نتیجه کاهش پوشش یخی باشد(به علت زمستانهای گرمتر) که به گونه ها امکان داده که به منابع غذایی خود دسترسی بیشتری داشته باشند.



نمودار۱٤-٥- روند تغییرات اندازه جمعیت پنگوئن ها و فک های خزی (پنگوئن‌هایchinstrap وAdelie جفتهای بارور در جزیره Singy و جزیره جورجیای جنوبی- شاه پنگوئن: جورجیای جنوبی- فک خزی قطبی: نوزادها، جورجیای جنوبی)(اقتباس از Croxall *et al.*, 1988)

باکتریهای احیا کننده از گوگرد تغذیه می کنند، در حالی که پیشتر تصور می‌شد این اجتماعات توسط دما محدود می شوند(Smith, 1992). به این ترتیب، اسکلت‌های نهنگ‌ها ممکن است مانند جزایری در عمق

دریا عمل کرده و سنگ بناهای حیاتی برای جاندارن در بین اجتماعات این محدوده ها پدید آورند که البته زیستگاه هایی محدود و موقتی هستند.

روشن است که اگر لاشه های نهنگ‌ها چنین نقشی را درآبهای عمیق ایفا نمایند، افزایش صید و صیادی نهنگ‌ها که به طور حتم به مقدار قابل ملاحظه‌ای از تعداد لاشه‌های آنها در کف دریا می کاهد، ممکن است تأثیر عمیقی در پراکنش فون جانوری موجود بگذارد. این مسأله به نوبه خود قادر است تأثیر چشمگیری در تنوع زیستی محدوده آبهای گرم و چشمه های آب سرد داشته باشد. در واقع، حداقل به این علت که ما یک قرن بعد از چنین وقایعی از آنها آگاهی یافته ایم، این اثرات را به هیچ وجه نمی توان به صورت کمی درآورد. با این حال، این مسأله نشانگر قدرت مؤثر فعالیتهای ماهیگیری برتغییراتی است که از وضعیت اولیه فاصله زیادی دارد.

۵-۵- نتایج

در مورد اهمیت تعامل های گونه ای از نظر فعالیت‌های ماهیگیری، چه نتیجه ای می‌توان گرفت؟ کلید پاسخ به این پرسش و اینکه آیا اصول کلی در این زمینه وجود دارد یا خیر، در درک نوع مکانیسم‌ها می‌باشد. بنابراین، تلاش شد که ساختار این فصل با توجه به موقعیت گونه های صید شده در شبکه های غذایی و در نتیجه مکانیسمهای احتمالی روابط متقابل پایه‌ریزی شود. تأثیرات فقط از جنبه تغییرات در اندازه جمعیت بررسی شد، بنابراین سؤال این است که آیا صیادی و رقابت به افزایش یا کاهش اندازه جمعیت یا تفاوت در تغییرپذیری اندازه جمعیت منجر می شود یا خیر. شاید توجیه تغییرات فراوانی براساس داده های CPUE بهترین نمونه از این نوع مشکل باشد. چنین ضعفهای موجود در داده ها باعث می‌شوند فرصتهای زیادی برای داستانهای «ساختگی» برای توجیه تغییرات مشاهده شده بوجود آیند. بدون انجام مطالعاتی که مختص بررسی دینامیک جمعیتهای گروه ها یا گونه های خاص طراحی شده باشند، ما همچنان از اهمیت واقعی تأثیرات ماهیگیری‌هایی که از طریق روابط متقابل گونه ای در سیستم‌های دریایی

ایفا می شود، بی اطلاع خواهیم ماند. در واقع، تعدادی از محققین برجسته ای که برای بحث در مورد این مسائل گرد آمده بودند، نتیجه گرفتند که:

«شواهد آشکاری از تعاملهای بین گونه ای در زیست بوم های عمده دریایی که می توانند مستقیماً به دستیابی به یک پیشرفت مهم در ارزیابیهای تک گونه ای منجر شود، هنوز به سختی یافت می شوند. در واقع، این مسئله به این معنی نیست که چنین تعاملهایی وجود ندارد یا اهمیتی ندارند، بلکه محدودیت در اطلاعات و تأثیر سایر عوامل سبب شده که روشهای متکی برتجربه و آزمایش تاکنون کوچکترین ارزش تشخیصی نداشته باشند (Beverton, 1984).

۱-۵-۵-کنترل بالا به پایین و آبشارهای غذایی

۱-۱-۵-۵- بسترهای سخت

تاکنون بهترین شواهد در مورد کنترل بالا به پایین در سیستمهای دریایی، از جوامع دارای بستر سخت بدست آمده‌اند. همچنین بنظر می‌رسد که آبشارهای غذایی در همین زیستگاه ها بیشترین اهمیت را دارند. شواهد در مورد اینکه ماهیگیری از فراوانی شکارچیان طبیعی کاسته است و این مسأله سبب ایجاد آبشارهای غذایی شده است نیز در بعضی موارد کاملاً قانع کننده است. آبسنگ های مرجانی و جوامع دارای بستر سخت در مناطق زیر جزرومدی هر دو نمونه های خوبی را ارائه می دهند. در اکثر موارد، آبشارها زمانی رخ می‌دهند که گونه‌های بیشتر بر اثر شکار شدن تحت تأثیر قرار می‌گیرند تا رقابت بر سر مکان (مانند صدفهای خوراکی و جلبکها).

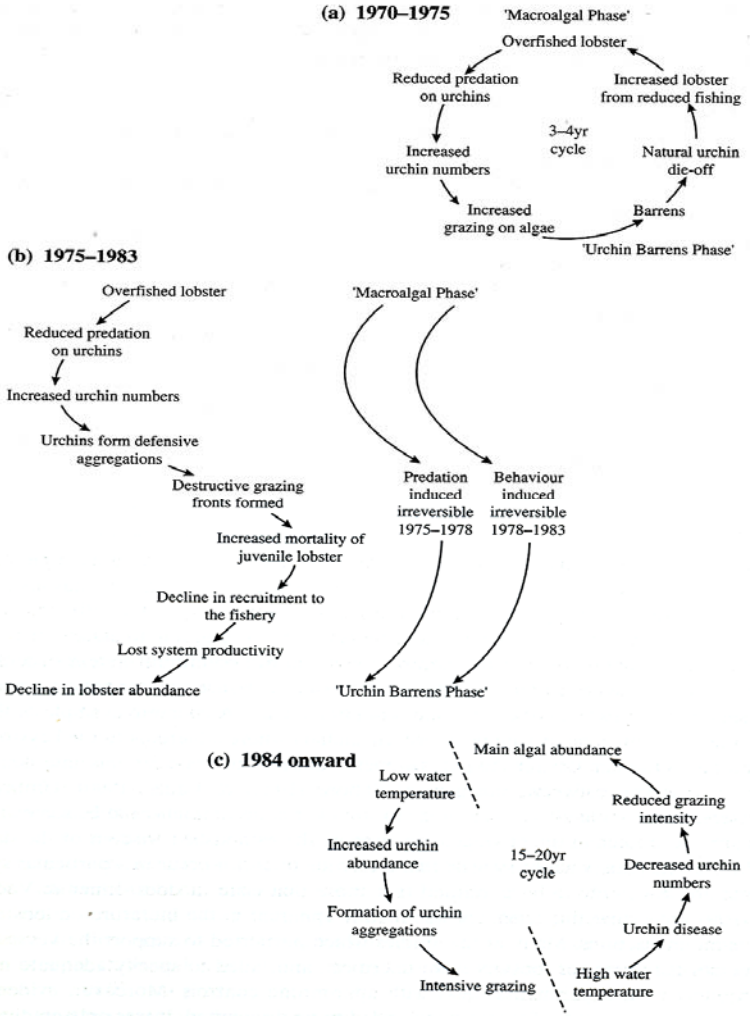
با داشتن شواهد انکارناپذیر در بعضی سیستم‌ها، قبول این فرضیه که همه شکارچیانی که موقعیت غذایی مشابهی دارند، ساختار سیستم را به یک طریق مشخص می‌کنند، افزایش پیدا می‌کند. این فرض می‌تواند به فشار برسازمانهای مدیریتی ماهیگیری منتهی شود تا تأثیرات آبشار غذایی را محدود یا تعدیل کنند. یک نمونه عینی از این مسأله در صید شاه میگو در شرق کانادا رخ داد که هواداران حفظ گونه های کلیدی مدیران ماهیگیران را مجبور کردند که در زمان تصمیم گیری میان گزینه های مدیریتی، این روابط متقابل را در نظر بگیرند (Elner, Vadas & 1990). متأسفانه در علم بوم شناسی (همچون سایر بخش های علوم) نوعی تمایل وجود دارد که در

برابر مطالعاتی که دیدگاه روز جامعه را تأیید می‌کنند، نگاه نقادانه ای صورت نگیرد. به زبان ساده تر، مقالاتی که عنوان می کنند در برخی سیستم‌های خاص هیچ آبشار غذایی رخ نمی دهد، نسبت به مقالاتی که ادعا می کنند چنین آبشارهایی وجود دارند، شانس کمتری برای انتشار دارند. النر و واداس (۱۹۹۰) اظهار می‌دارند که این تمایل در مورد مقالات موجود درباره تعامل شاه میگو و توتیای دریایی کاملاً آشکار است. بسیاری از مطالعاتی که محتوای آن دفاع از فرضیه گونه های کلیدی برای شاه میگو بود نقد نشدند و نتوانستند فرضیات اولیه یا آزمون‌های تجربی خود را با روشهای کنترلی مناسب اثبات کنند. بعلاوه، شواهدی که برضد این فرضیه بود محسوب نشدند. تنها در یک دوره زمانی ۱۵ساله بود که فرضیه ها بتدریج از مسأله کنترل شکارچیان طبیعی روی برگرداندند (شکل ۱۵-۵)

رابطه شاه میگو وتوتیای دریایی به خوبی نشان می‌دهد که تأیید انتظارات اولیه چقدر ساده است، حتی در سیستمی که دستکاریهای تجربی و مشاهدات دقیق در آن ممکن است. در صید شاه میگو در کانادا، محافظه کاری یا مایل نبودن مدیران ماهیگیری موجب شد که هیچ قدمی در راه سنجش تأثیر شکارچیان برداشته نشود و در نتیجه نظریه کنترل شکارچی به وسیله شاه میگو، کم کم دگرگون شد.

اهمیت شکارچیان کلیدی و آبشارهای غذایی در سیستمهای دریایی با بستر سخت، قطعی بنظر می‌رسد و تأثیرات ماهیگیری‌ها از طریق برداشت چنین شکارچیانی می تواند اتفاق افتد و چنین نیز می‌شود. با این حال، اشتباه است اگر انتظار رود که همه گونه هایی که قابلیت‌های لازم برای کنترل جوامع از این طریق را دارند، به همین طریق مؤثر باشند. علاوه براین، با وجود استثنای احتمالی در سیستم‌های سواحل صخره‌ای که بخوبی بررسی شده و آزمایشهای بسیاری در آنها صورت گرفته است (Menge, 1995) بنظر می‌رسد که هیچ راهی برای مشخص کردن یک پیش فرض در مورد اینکه کدام گونه ها ممکن است شکارچیان کلیدی باشند، وجود ندارد. تنها مشاهدات و آزمایشهای بسیار دقیق می‌توانند چنین اطلاعاتی را ارائه دهند. بدون در نظر گرفتن این مسأله که آیا واقعاً آبشاری رخ میدهد یا نه، مسلماً تعدیل آبشارهای غذایی بالقوه از طریق کاهش میزان استحصال روشی دلخواه است. بهره برداری بیش از حد از منابع

شیلاتی بسیار متداول است و کاهش فعالیتهای ماهیگیری اغلب موجب کاهش درآمد در درازمدت خواهد شد. با این حال مطرح نمودن چنین کاهشی در فعالیت تنها به این علت که ممکن است یک آبشار رخ دهد، غیرمنطقی است، مگر اینکه مدارک تجربی برای تأیید این فرضیه دردست باشد.



شکل ۱۵-۵- سه دوره از ارزیابیهای علمی در مورد واکنش متقابل شاه میگو و توتیای دریایی که نشان می دهند که ساختار اجتماعات چگونه تغییر کرده است (برگرفته از Elner& Vadas, 1990).

۲-۱-۵-۵- سیستم‌های سطح‌زی

در سیستم‌های سطحزی، یافتن نمونه های مشخص از کنترل قوی شکارچیان، بسیار دشوارتر از جوامع دارای بسترسخت است. این مسأله شاید به این علت باشد که کنترل شکار درپلاگوها اهمیت کمتری دارد. اما از جهت دیگر، فقدان شواهد میتواند تنها نشان دهنده ضعف‌ها در مشاهده باشد. جمع آوری اطلاعاتی که تأیید کننده نظریه کنترل شکارچیان باشد در سیستم‌های سطح‌زی بسیار دشوارتر از سواحل صخره ای است. باید گفت که با توجه به شواهد، بعضی افراد با این ارزیابی مخالفت می‌کنند. برای مثال، پارسونز (۱۹۹۵) یکی از طرفدارن کنترل بالا به پایین در دریای شمال، غرب اقیانوس اطلس شمالی و اقیانوس جنوبی است که همگی مناطقی هستند که در این فصل مورد بحث قرار گرفته اند. پارسونز اظهار می‌دارد که نوع پاسخ‌هایی که در سیستم‌های دریاچه ای دیده می‌شوند در دریا نیز رخ می دهند. واضح است که به اطلاعات موجود اهمیت متفاوتی داده شده است.

با وجود اینکه معمولاً شواهد موجود برای نتیجه گیری قطعی در مورد کنترل شکارچیان در سیستمهای سطحزی ناکافی است، برخی نمونه ها واقعاً انکارناپذیرند. وقایعی که در پی کاهش تعداد کوسه ها در ناتال رخ داد، یکی از موارد قابل اشاره می باشد. در این مورد دو عامل شایان ذکرند. اول آنکه شکارچی و شکار (به ترتیب کوسه های بزرگ و کوسه های کوچک) به شدت به فرزندان هرجانور از گونه خود از طریق زادآوری بچه ها یا از طریق گذاشتن چند تخم که بخوبی محافظت می شدند، متکی بودند. بنابراین، بنظر می رسد که یک بازسازی و احیاء ذخیره قوی وابسته به تراکم وجود داشته باشد، بطوریکه ارتباط خوبی بین اندازه ذخایر بالغین و تعداد بازسازی شده در سال بعد وجود دارد. دوم آنکه، نوسانات شدید زیست محیطی در اندازه ذخایر شکارچی و شکار نادر است. در غیاب چنین نوساناتی، احتمال رابطه نزدیک بین پویایی جمعیت شکارچی و شکار بیشتر می شود و افزایش تعداد شکار در پاسخ به برداشته شدن شکار در پاسخ به برداشته شدن شکارچیان معقول تر بنظر می رسد. این وضعیت با وضعیت بسیاری

از گونه های سطحزی مغایرت دارد، بطوری که در آنها ارتباطات بازسازی ذخایر بسیار متغیر است و شواهد اندکی از وابستگی بازسازی به تراکم وجود دارد. با درنظر گرفتن این سطوح بالای تغییرپذیری درارتباطات بازسازی ذخایر در گونه های سطحزی، به دشواری می توان گفت که شکار از یک تأثیر کنترلی مداوم برخوردار است. این بدان معنی نیست که کنترل شکارچیان در جمیعهای سطحزی رخ نمی دهد، ولی دانستن زمان وقوع کنترل دشوار و سازگار کردن مدیریت ماهیگیری برای دربرگرفتن این تأثیرات، دشوارتر خواهد بود.

۲-۵-۵- برداشت و صید گونه های شکار(طعمه)

تردید اندکی وجود دارد که نوسانات در فراوانی منابع شکار می‌توانند برموفقیت تولیدمثل شکارچیان تأثیر بگذارند. به این ترتیب، اگر کاهش جمعیت شکار به مدت طولانی ادامه داشته باشد، به معنی کاهش جمعیت شکارچی خواهد بود. نمونه هایی از این مسأله بخصوص در مورد گونه های پرندگان و همچنین سایر رده ها همچون فک ها یافت می‌شود. جستجو برای یافتن یک فعالیت ماهیگیری که دراین مسأله مقصر یا حداقل نقش مهمی در آن داشته باشد، اغلب برای توجیه کاهش گونه شکار بکار می رود. با این حال در ارزیابی تأثیر برداشت شکار باید در نظر داشت که آیا ماهیگیری و شکارچیان طبیعی برسربخش مشابهی از جمعیت از نظر موقعیت مکانی و در چرخه حیات با هم رقابت می کنند یا خیر. از نظر موقعیت مکانی و در چرخه حیات. برای مثال، اگر شکارچی نوزادانی را می خورد که فراوانی آنها ربطی به فراوانی ذخایر ماهیگیری شده ندارد. احتمال ارتباط متقابل به شدت کاهش می یابد. به نظر می رسد که چنین پدیده ای متداول باشد و شاید لازم باشد در مواردی که تأثیر ماهیگیری درمسأله دخیل است، به خوبی مورد آزمایش قرار گیرد.

همچنین توجه به این نکته مهم این است که رقابت معمولاً در مورد صید گونه های سطحزی میباشد که جمعیتشان به طور طبیعی متغیرند. در واقع، براساس شواهد موجود، بنظر می رسد که بحث را بتوان در این مورد ادامه داد که ماهیگیری نقش غالبی را در تغییرات درازمدت بازسازی و توزیع مکانی ایفا می کند و از سوی دیگر، یا اثرهای فیزیکی و شیمیایی آب است که قویترین عامل دخیل در فروپاشی ماهیگیری‌های سطحزی است که منجر به تأثیر در بسیاری از گونه های پرندگان شده است. در پایان می‌توان گفت که تردید کمی در این مورد وجود دارد که بهره برداری های کنترل نشده سبب افزایش احتمال فروپاشی ماهیگیری ها می شود و این مسأله به نوبه خود در جمعیتهای ماهیان شکارچی تأثیر می گذارد.

۳-۵-۵- رقابت

آثار رقابتی بر سیستم‌های بوم شناختی می تواند رخ دهند و با یک دیدگاه تکاملی می توان گفت که همین رقابتها بوده اند که جوامعی را شکل داده اند که ما هم اکنون مشاهده می کنیم. با این حال نشان دادن اینکه هم اکنون دو گونه در دنیای واقعی با یکدیگر رقابت می کنند، بسیار دشوار است. بنابراین، تعجبی نیست که نشان دادن رقابت در اغلب سیستمهای دریایی به طوریکه دو پهلو نباشد، بندرت اتفاق می افتد. شاید تنها استثنای این مسأله جوامعی باشند که در بسترهای سخت زندگی می کنند. در این جوامع رقابت برسرمکان نشان داده شده است و می تواند در مشخص کردن پاسخهای اجتماع به شکارچیان اهمیت داشته باشد. در مورد سایر سیستمها (مانندسطح زیان یا بنتوزهای موجود بر رسوبات نرم) تنها می‌توان برپایه ارزیا بی ها از اهمیت سایر عوامل (مثل شکار، غذا با کیفیت پایین، وضعیتهای زیست محیطی) اظهار نظر کنیم. عقیده بر آن است که مورد آخر در بسیاری از موارد اهمیت بیشتری دارد (ولی بخش ۱-۶ را ببینید).

شواهد در مورد تأثیرات رقابت حتی در اقیانوس جنوبی که انتظار می‌رود آشکارترین نشانه ها در آن یافت شوند نیز دو پهلو هستند. در حالی که برخی محققین تغییرات پیش آمده در اندازه جمعیت، تولید مثل یا رشد نهنگها و سایر گروههای جانوری را به کاهش شدید جمعیت نهنگ ها در نتیجه شکار تجاری آنها مربوط کرده اند (Kawamura, 1994 ;May & Beddington, 1982)، ارزیابی اخیری که توسط Clapham و Brownell (۱۹۹۶) انجام شده، حتی این تفسیر را نیز مورد تردید قرار داده است. این محققین نتیجه گرفتند که شواهد اندکی وجود دارد مبنی براینکه نشان دهد جمعیتها به افزایش منابع در دسترسی که در نتیجه کاهش تراکم رقابتگران رخ داده، پاسخ داده باشند. در واقع این محققین در حالی که می‌پذیرند، پدیده رقابت از نظر استدلالی منطقی است، اما نه تنها داده ها را ناقص می دانند، بلکه بسیاری از تغییراتی که این فرضیه را تأیید می کنند را نیز به زیر سؤال می برند.

«فصل٦»

جمیعت‌های ماهیان کفزی: سه مطالعه موردی

احتمالاً ذکر این مطلب که بهترین داده ها در مورد اثرات ماهیگیری بر جمعیتهای گونه های هدف و غیرهدف، از گروههای جانوری کفزی در آبهای معتدله با سابقه طولانی ماهیگیری، منصفانه است. این مسئله تا حدود زیادی به این علت است ارتباط دادن داده های صید به فراوانی در مورد کفزیان نسبت به گونه های سطح‌زی کمتر مشکل ساز است. جانوران کفزی عموماً تجمعات متراکمی را تشکیل نمی دهند بنابراین ماهیگیران نمی‌توانند آنها را به صورت گله ای صید کنند و میزان صید را تا جایی بالا نگه دارند که اغلب ذخایر صید شوند. همچنین پویایی جمعیت گونه های کفزی معمولاً تغییرات کمتری دارد و در نتیجه روند فعالیتهای ماهیگیری کمتر دستخوش تغییر قرار می‌گیرد. مزیت دیگر سابقه طولانی داده های گشت های ترال کف در بعضی مناطق، ارائه برآوردهایی از اندازه جمعیتها را به طور مستقل از ماهیگیری ممکن ساخته است. این گشتها برخی از داده ها را در مورد روندهای بلندمدت تغییرات در جمعیت‌های ماهیان در طول دوره هایی ارائه می دهد که فعالیت ماهیگیری بالا بوده است.

این فصل در تلاش برای ارائه همزمان روندهای شناخته شده جمعیتهای ماهیان در سیستم‌های کفزی، متمرکز بر داده هایی از ۳ منطقه است که اطلاعات خوبی از آنها در دست است. دو منطقه از این مناطق

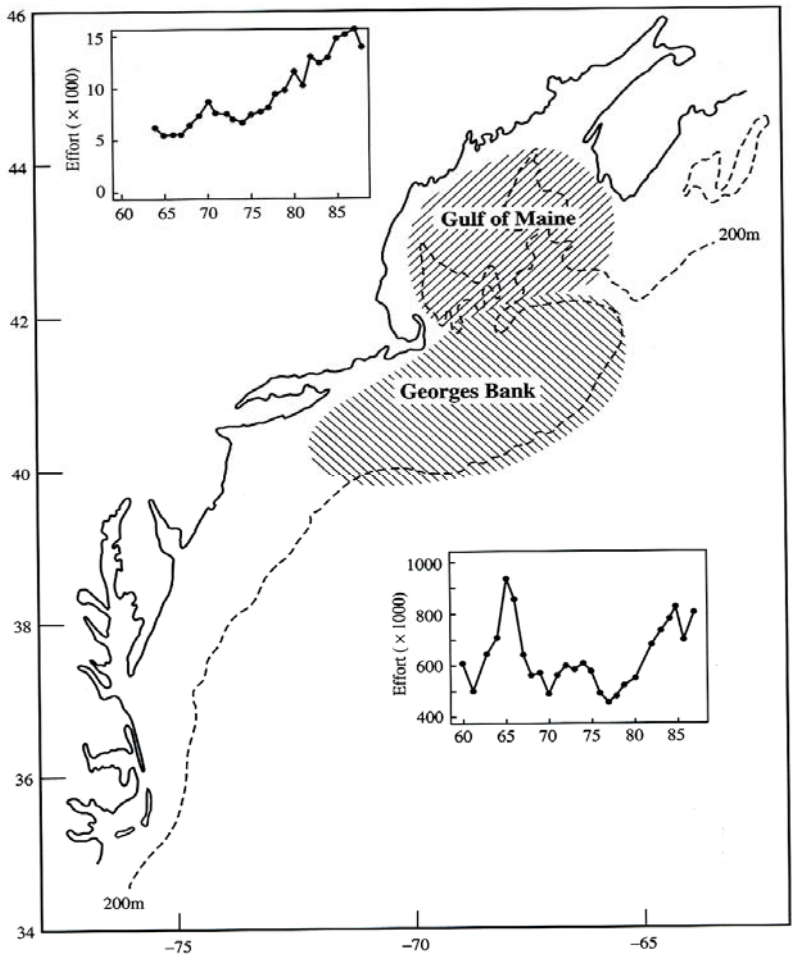
یعنی مخزن آبی جورجز[1] / خلیج Maine و دریای شمال، سیستم‌هایی هستند که در مناطق جغرافیایی مختلفی قرار دارند و از بعضی جهات با یکدیگر قابل مقایسه اند. اختلاف موجود بین این دو نشان می دهد که چگونه دو سیستم ظاهراً مشابه می‌توانند پاسخهای متفاوتی داشته باشند. سومین نمونه، داده‌های بدست آمده از خلیج تایلند بوده که امکان می دهد تفاوت میان سیستم‌های شیلاتی مناطق معتدله و گرمسیری را مورد مقایسه قرار داد.

۱-٦- مخزن آبی جورجز و خلیج Maine

سواحل شرقی دریاهای فلات قاره امریکای شمالی یکی از سیستم‌های دریایی در جهان هستند که به بهترین شکلی مورد مطالعه قرار گرفته اند وبسیاری از داده های بدست آمده از این منطقه در راستای اهداف مدیریت ماهیگیری جمع آوری شده اند. شاید جامعترین اطلاعات در این ناحیه از مخزن آبی جورجز و خلیج Maine باشند(شکل۱-۶) و نرخ تولید ماهی،به خصوص در مخزن آبی جورجز یکی از بالاترین ارقام در تمام جهان است (Grosslein *et al.*,1980). این تولید بالا تا حدود زیادی به دلیل توپوگرافی نسبتاً کم عمق این سواحل است که آبهای عمیق تر و غنی تری از نظر مواد غذایی به آن وارد می شود و امکان می دهد که تولید اولیه و ثانویه تقریباً مداومی در ماههای آوریل تا نوامبر وجود داشته باشد.

از قرن هجدهم، ماهیگیری و فعالیت‌های صید صیادی پررونقی در این منطقه رواج داشته است ولیکن در اوایل دهه ۱۹۶۰ بود که فعالیت های شیلاتی به طور گسترده ای توسعه یافت. در سال ۱۹۶۵، ناوگانهای خارجی شروع به ماهیگیری در منطقه نمودند و در دهه متعاقب آن، سطح استحصال به نحو چشمگیری افزایش یافت. براون و همکاران(۱۹۷۶) تخمین زدند که در دوره ۱۹۷۲-۱۹۶۱ تلاش صیادی فعالیت های

[1] Georges Bank



شکل ۱-٦- مخزن آبی جورجز و خلیج Maine و سریهای زمانی داده های تلاش اسمی برای ناوگانهای صید کفزیان در هرمنطقه. داده های تلاش صیادی اسمی[1] تعداد کل ساعاتی هستند که همه کشتیها ماهیگیری کرده اند و کارایی نمونه گیری نسبی انواع مختلف ادوات صید، قدرت شناور و غیره در آن لحاظ نشده اند.

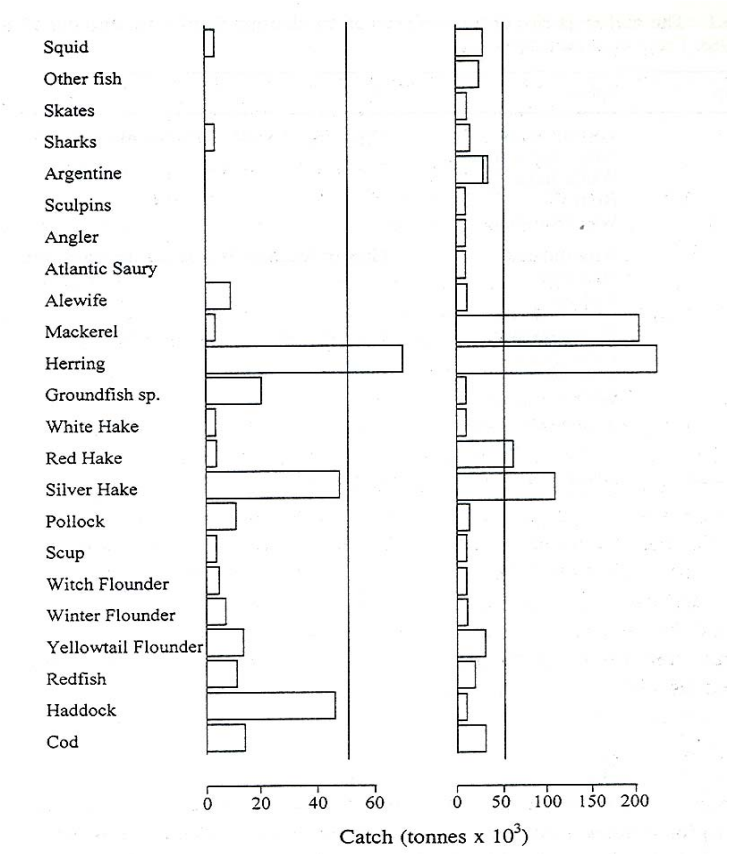
[1] Nominal effort data

استاندارد شده، ۶ برابر شد در حالی که میزان تخلیه صید بیش از ۳ برابر گردید. در اواخر دهه ۱۹۶۰ و اوایل دهه ۱۹۷۰ که اوج فعالیتها بود، میزان صید ماهیان و اسکوییدر در مجموع از میزان برآورده شده ۴۰۰۰۰۰ تن به عنوان حداکثر میزان قابل برداشت فراتر رفت (Brown, 1987). کلارک و براون (۱۹۷۷) تخمین زدند که این سطح از فعالیت موجب کاهش توده زنده کل ماهیان در منطقه به میزان ۳۷ درصد در سالهای ۱۹۷۴-۱۹۶۳ گردید که براساس هر نوع استانداردی، یک تأثیر اساسی در جمعیت های ماهیان است. در این مدت، محدوده گونه های ماهیان استحصال شده نیز از وضعیت اولیه ای که برگونه های اصلی ماهیان بسترزی متمرکز بود، گسترش یافت و انواع گسترده تری از گونه های کفزی و رده های سطحزی و نیمه سطحزی را در برگرفت (شکل ۲-۶) در سال ۱۹۷۵ که ناوگانهای خارجی حذف شدند، سطح تلاش صید پایین آمد ولی مجدداً بتدریج به ۶۰درصد میزان متوسط در سالهای ۱۹۷۵-۱۹۶۵رسید. مخزن آبی جورجز منطقه‌ای از زمین های شنی حاصل از ذوب یخ‌ها می‌باشد که در آب کم عمق Nantucket Shoals فرورفته است و به وسیله یک کانال عمیق از جنوب مجزا شده است. خلیج Maine در بردارنده حوضچه ها و برآمدگی هایی در آبهای عمیق است و در اصل استطاله ای از زیستگاه های عمیقتر دور از ساحل است. سطح کلی تلاش صید در خلیجMaine بسیار پایین‌تر بوده ولی یک روند صعودی را در طول زمان نشان داده است. کلارک و براون (۱۹۷۷) تخمین زدند که در سالهای ۱۹۶۳ تا ۱۹۷۴،توده زنده کل ماهیان در منطقه ۴۱ درصد کاهش یافته است.

۱-۱-٦- روند تغییرات جمعیتی

برای تجزیه و تحلیل روند تغییرات مکانی و زمانی جمعیت ماهیان این منطقه از چند روش استفاده شد (برای مثال به Clark & Brown, 1997 مراجعه کنید). یکی از تلاشهایی که اخیراً صورت گرفت، تحلیل گابریل(۱۹۹۲) بود که با استفاده از آنالیز خوشه ای، به شناخت گروه های شاخص (اجتماع) گونه ها

پرداخت که معمولاً به همراه یکدیگر یافت می‌شوند. گابریل نشان داد که پیوستگی گروه های عمده گونه ای در طول زمان، نسبتاً مداوم است و هم چنین وابستگی‌های گروهی فضایی در بعضی گونه ها مشاهده می شود، اگر چه برخی گونه ها وابستگی‌های گروهی متغیری از خود نشان می دهند (جدول۱-۶).



شکل ۲-٦- میزان صید گزارش شده در ۱۹٦۲(چپ) و۱۹۷۲(راست) برای ICNAF منطقه ۵ (مخزن آبی جورجز و خلیجMaine) که افزایش صید کل و محدوده ماهیان گرفته شده را نشان می‌دهد (اقتباس از Brown *et al.*,1976). خط عمودی در هرنمودار نشان دهنده تخلیه صید به میزان ۵۰۰۰۰تن است.

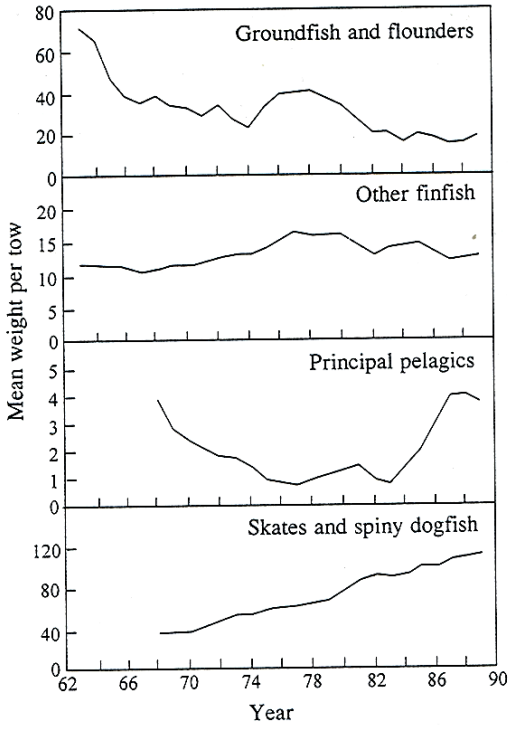
گابریل با استفاده از گروه بندی گونه ها که در جدول۱-۶ نشان داده شده است، تغییراتی را مورد بررسی قرار داد که در ساختار اجتماعات زیر ناحیه های مختلف رخ می دهد. الگوی کلی تغییرات توده زنده در خلیج Maine به صورت یک کاهش اولیه در سالهای ۱۹۷۴-۱۹۶۳،یک افزایش مجدد در سالهای بین ۱۹۷۵ و ۱۹۸۱ و یک کاهش مجدد در سالهای ۱۹۸۸-۱۹۸۲ بود. این روند در اکثر اعضای گروههای A وB قابل مشاهده بود. افزایش توده زنده در اواسط دهه ۱۹۷۰ (برخلاف روند تلاش صیادی) به طور عمده ناشی از کلاسهای سنی قوی گونه های گروهB (هداک و ماهی کاد اقیانوس اطلس) و همچنین وجود ماهی پولاک بوده است. این مورد، نمونه خوبی است که نشان می‌دهد چگونه تغییرات محیطی می توانند سبب بروز نشانه هایی در جمعیتهای بزرگ شوند. در واقع، روندهای تغییرات کلی باید بتوانند تغییرات گونه های خاص را هم به طور مجزا نشان دهند. سؤال مهم این است که کدام گونه ها با الگوی کلی تغییرات، هماهنگی ندارد؟ درمورد کاهش توده زنده در سالهای ۱۹۷۴-۱۹۶۳، هیک سفید یک استثنای قابل توجه بود که فراوانی آن یک افزایش جزیی ابتدایی یافت، اما تعداد هیک سفید مانند سایر اعضای گروه A، در فاصله سالهای ۱۹۸۸-۱۹۸۲ کاهش یافت. هیک قرمز و سگ ماهی خاردار (نوعی کوسه)، استثناهای اصلی در روند تغییرات بوده اند. تا سال ۱۹۸۰، توده زنده سگ ماهی خاردار کاهش، اما فراوانی این ماهی به همراه هیک قرمز بعد از ۱۹۸۰ افزایش یافت. همان سال در مخزن آبی جورجز، گونه های گروهB و کفشک ماهیان گروه C به طور مشابهی کاهش اولیه، افزایش مجدد و کاهش دوباره رانشان دادند که این الگو کاملاً با فعالیت های ماهیگیری سازگار است (نکته بسیار مهم در مورد مخزن آبی جورجز ، افزایش چشمگیر الاسموبرانش ها بود.). این افزایش با بالا رفتن تعداد سگ ماهی خاردار در سال ۱۹۷۳شروع شد و با افزایش تعداد سفره ماهی در سال ۱۹۷۷ ادامه یافت. با در نظرگرفتن اینکه ماهیها

بخشی از توده زنده هستند، این افزایش باور نکردنی می‌باشد (نمودار۳-۶)، ولی حتی با بدبینانه ترین حالت نیز نمی توان در افزایش سپرماهیان[1] شک کرد.

جدول۱-٦- گروه بندی گونه های اصلی حاضر در مخزن آبی جورجز و خلیج Maine در فاصله زمانی ۱۹۸۸-۱۹٦۷(Gabriel, 1992)

گروه	گونه	منطقه
A	سپرماهی خاردار ماهی کفشک امریکایی هیک سفید قرمز ماهی کفشک ماهی	آبهای عمیق خلیج Maine و مخزن آبی جورجز
B	ماهی کاد اقیانوس اطلس هداک پولاک	منطقه حایلی خلیج Maine و مخزن آبی جورجز
C	سپرماهی زمستانی سپرماهی کوچک پهن ماهی خالدار۳ کفشک ماهی زمستانی کفشک ماهی زردباله عقرب ماهی شاخ دراز	آبهای کم عمق مخزن آبی جورجز
گونه های انتقالی	هیک نقره ای هیک قرمز اردک ماهی امریکایی اسکوییدکوتاه باله سگ ماهی خاردار ماهی کاسک CUSK	با توجه به گروه های مختلف، از جمله گروه هایی که در اینجا نشان داده نشده اند، ولی در اواسط دهه ۱۹۷۰اکثر گونه ها با گروه A همراه بودند. استثنای موجود در این الگو،سگ ماهی خاردار است که در سالهای ۸۳-۱۹۷۸ با گروه Cو در اواسط تا اواخر دهه ۱۹۸۰ با گروه A وB همراه بود.

[1] Ray



شکل۳-٦- روند سهم بندی نسبی توده زنده کل(تعداد) براساس گروه های اصلی ماهیان (برگرفته از Mountain & Murawski, 1992).

۲-۱-٦- روشهای دیگر بررسی اجتماعات

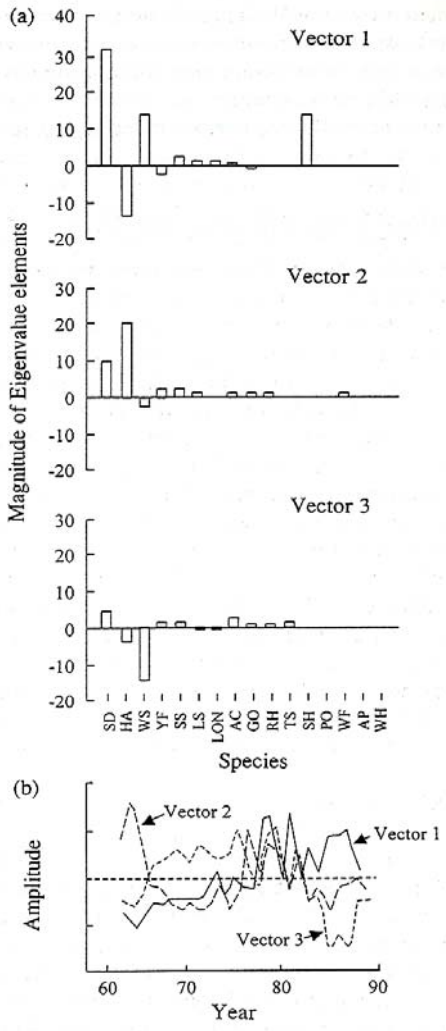
با در اختیار داشتن اطلاعات سری‌های زمانی توده زنده یا فراوانی گونه ها، چه راههای دیگری برای بررسی روند تغییرات وجود دارد؟ تلاش برای یافتن همبستگی های ساده بین گروه های متعدد، چندان مفید نخواهد بود. برای مثال، Rothschild(۱۹۹۱) نشان داد که در آنالیز آماری سریهای زمانی طی سالهای ۱۹۸۸-۱۹۶۳، برای ۱۶گونه غالب مخزن آبی جورجز از بین ۱۲۰ جفت گونه ممکن، از نظر آماری تنها ۲۲همبستگی معنی دار بین پارامترها وجود داشته که اگرچه ۱۸ درصد عدد بالایی به نظر می‌آید، اما با در نظرگرفتن تعداد زیاد مقایسه ها ،ممکن است بعضی از آنها تنها برحسب تصادف معنی‌دار

شده باشند و با تصحیح این احتمال، در حقیقت هیچکدام از این مقایسه ها معنی دار نخواهد بود. تحقیقی مشابه ولی جامعتر توسط Sissenwine و همکاران (۱۹۸۲) انجام شد تا کیفیت رابطه متقابل بین جمعیتها در این منطقه مورد بررسی قرار داده شود. در این تحقیق، براساس داده های بدست آمده از ۹۲۶جفت گونه ای، مدلی ساده برای تخمین قدرت تعامل بین گونه ها طراحی شد.برای بعضی از این مقایسه ها، داده های مربوط به فراوانی ماهیان شکارچی با یک سال تأخیر همراه بود. علت این مسأله این بود که وقتی جمعیت ماهیان شکارچی به سطح بالایی می رسد، مدتی طول می کشد تا تأثیر آن در جمعیت صید مشخص شود. با اینکه Sissenwine و همکاران (۱۹۸۲) نشانه هایی صحیحی را برای مشخص کردن ارتباط متقابل بین گونه ها در نظر گرفته بود، اما نتایج معنی دار از نظر آماری بسیار ناچیز بود، در این مورد هم مانند سایر تحقیقات، به نظر می رسد که استفاده از روش همبستگی راه مناسبی برای دستیابی به درک صحیح نیست.

بنابراین، می توان تصور کرد که هرسیستم دارای چندین بعد است که هربعد نشان دهنده یک گونه مشخص است. چند روش وجود دارد که می‌توان با کمک آنها این داده های چند بعدی را بررسی و تغییرپذیری و پویایی آنها را مشخص کرد. مبنای اصلی همه روشها براین استوار است که متغیرهای چندبعدی را به صورت مقادیر محدودتری خلاصه کنیم.

Rothschild(۱۹۹۱) از روش آنالیز اجزای اصلی(PCA) برای مطالعه در مورد رفتار۱۶گونه در مخزن آبی جورجز استفاده کرد. در یک سیستم کاملاً تصادفی که فراوانی همه گونه ها به طورمستقل از یکدیگر تغییر می‌کند، محقق برای توصیف تفاوتها باید به تعداد گونه های موجود در سیستم، متغیر در اختیار داشته باشد. اما Rothschild (۱۹۹۱) دریافت که داشتن تنها ۳ متغیر می‌تواند حدود ۹۸ درصد از تغییرات را پوشش دهد. به همراه هرکدام از این ۳ متغیرکه در آنالیز PCA بصورت ارزش عدد اقلیدسی متوالی، بزرگترین نسبت ممکن برای هر متغیر را مشخص می کند و هر بردار PCA نشان دهنده اهمیت نسبی

گونه‌های مربوط به آن متغیر است. به این ترتیب، همه بردارهای eigen به صورت دوطرفه دارای زوایای قائمه هستند. نمودار ۴-۶ الف مقدار هر عامل را در این ۳ بردار eigen اولیه نشان می دهد(نمودار 4a-۶).



نمودار ٤-٦- الف) داده های زمان دار به همراه اهمیت عناصر(مربوط به هرکدام از گونه ها) برای هرکدام از ۳ بردار eigen اول؛ ب) داده های زمانی از نوسان همراه با ۳ بردار eigen (برای توضیح بیشتر، متن را بخوانید). (برگرفته Rothschild, 1992)

این شکل نشان می دهد که اولین بردار eigen (یعنی برداری که بیشترین تغییرات را در سیستم نشان می‌دهد) رابطه مستقیم با شگ ماهی و سفره ماهی و رابطه معکوس با هداک دارد. دومین بردار eigen رابطه ای مستقیم با هداک و سگ ماهی دارد وسومین بردار رابطه ای معکوس با سفره ماهی را نشان می‌دهد. با این تجزیه و تحلیل مشخص می‌شود که با در نظرگرفتن تغییرات این سه گونه، می‌توان تغییرات سیستم را (حداقل در مورد توده زنده) در طول یک مطالعه ۲۵ساله تا حدود زیادی تعیین کرد.

Rothschild (۱۹۹۱) این سه بردار eigen بارز را (اجتماعeigen) نام نهاد به طوری که هراجتماع در هرسال، سهمی از تغییرات موجود در کل توده زنده را بر عهده داشته است (نمودار ۴-۶ب). آنچه این شکل نشان می‌دهد نوعی افزایش از اواسط تا اواخر دهه ۱۹۷۰بیشتر قابل توجه بوده و نوسانات زیادی در روند افزایش دیده نمی شود. در مورد اجتماع eigen مربوط به هداک و سگ ماهی خاردار، بروز کاهش در اوایل دهه ۱۹۷۰و سپس افزایش سریعی در اواسط این دهه می‌باشد. در پی این افزایش، یک روند نزولی با تغییرات زیاد ایجاد شده است. برای سومین اجتماع eigen (سفره ماهی) نشان‌دهنده افزایش در اوایل دهه ۱۹۶۰، سپس بالا رفتن میزان تغییرات در اواسط دهه ۱۹۷۰و در نهایت سیرنزولی می‌باشد (نمودار ۴b-۶).

روش PCA که توسط Rothschild (۱۹۹۱) پایه گذاری شد چه تفاوتی با روشهای دیگر نظیر روش گابریل (۱۹۹۲) دارد، در حالی که در این روش هم اجتماعات ماهیان با آنالیزهای خوشه ای و تکنیکهای مشابهی تعریف می شوند؟ تفاوت اصلی در مسأله زمان نهفته است. گابریل (۱۹۹۲) ترکیبات گونه ها را در مناطق مختلف در هرسال مورد آزمایش قرارداد و نتیجه گرفت که در مجموع، این گونه ها از نظر مکانی ثابت هستند. وی سپس روند تغییرات زمانی را در مورد آن اجتماعات مورد بررسی قرار داد. برعکس، روش PCA یک اجتماع ثابت را بررسی نمی کند بلکه تغییرات موجود در داده های مربوط به اجتماعات eigen را مورد کنکاش قرار می‌دهد که به صورت‌های مختلفی در طول زمان با تغییرات کلی

در ارتباط است. نتیجه تحقیق Rothschild، دو خوشه را مشخص کرد: خوشه تغییرگرا که شامل سگ ماهی خاردار، هداک و سفره ماهی بود و خوشه غیر مرتبط که شامل۱۳گونه دیگری بود که او در تحقیق خود وارد کرده بود.

هر دو روش مشروح در فوق یک نکته را آشکار می کند، اینکه تغییرات زیادی در ترکیب جامعه در این منطقه رخ داده است که به نظر می رسد ارتباط نزدیکی با برداشت وسیع گادوئیدها و کفشک ماهیان داشته باشند. به طور مشخص در مخزن آبی جورجز بررسی هایی که با استفاده از تورهای ترال انجام شد، نشان دهنده تغییر در ترکیب گونه ها بود به طوری که سگ ماهی و سفره ماهی که تا پیش از این اجزای بسیار کوچک سیستم بودند، جایگزین گادوئید و کفشک ماهی شده اند و گونه های غالب را تشکیل دادند. مثل همیشه، سؤالی که باقی می ماند این است که این تغییرات نتیجه غیرمستقیم ماهیگیری بر روابط متقابل جمعیتها بوده اند یا پاسخهای مستقلی است که به شرایط محیطی داده می‌شوند.

۳-۱-٦- مدلهای ریاضی شبیه سازی: راهی به سوی شناخت!

در فصل ۵مشاهده کردیم که شواهد تجربی در مورد ارتباط متقابل جمعیتها اغلب ضعیف است ولی نمی‌توان اهمیت احتمالی آن را دست کم گرفت. این مسأله تا حدودی به این علت است که روشهایی که سری های زمانی را به هم مربوط می کنند، بستگی به وجود برآوردهای خوبی از اندازه های جمعیت دارند که ممکن است قابل دسترسی نباشند، ولی علت دیگر آن داده های جمعیتی است که زمانی حاصل می شود که تجدید نسل و بازسازی هرسال نسبت به سال دیگر متفاوت باشد. همچنین تأخیر زمانی در گونه های شکارچیان و شکار موجب می شود که ارتباط بین جمعیت‌ها شاخص مناسبی برای تأثیرات نباشد. ما چگونه می توانیم بر این مشکلات غلبه کنیم و به شناخت میزان اهمیت ارتباطات متقابل بین

گونه‌ها نزدیکتر شویم؟ یک راه، تلاش بر کمی کردن دانسته های موجود و ابداع مدلهای ریاضی از جمعیت های مرتبط است که بتوانند برخی از نوسانات مشاهده شده در فراوانی گونه ها را توضیح دهد.

ساخت مدل های دقیق کاری بس دشوار است و برای نشان دادن تأثیرات رقابت و شکار به طور مناسب، به شمار آوردن الگوهای مکانی و زمانی تعامل گونه ها اهمیت خاصی دارد. ساده ترین حالت این است که اگر گونه های صیاد و طعمه در یک زمان و دریک مکان نباشند، نمی توانند از همدیگر تغذیه کنند. با این حال، اگر داده های با اهمیت مکانی وزمانی که مورد نیاز است برای یک سیستم فراهم باشد، آن سیستم قطعاً مخزن آبی جورجز است. تلاش اوورهولتز و تایلر (۱۹۸۶) بری یک مدل سازی معنی دار بر همین سیستم متمرکز گردیده است.

اوورهولتز و تایلر (۱۹۸۶) دوره زمانی ۱۹۷۸-۱۹۶۳ را درنظرگرفتند که همانطور که مشاهده شد، تغییرات عمده ای در این دوره در اجتماع ماهیان رخ داد. این محققان به جای تلاش برای ساختن مدلهای پیشگویانه کامل از جامعه ماهیان که تقریباً به طور قطع اشتباه می‌باشد، توقع خود را پایین آورده و یک مدل تقلیدی ساختند تا صرفاً فرضیه هایی را در مورد فرآیندهای بوم شناختی مطرح و آزمایش کنند که ممکن است در سیستم رخ دهد. به بیان دیگر، آنها مدلی ساختند که اعتقاد آنها را در مورد اینکه رقابت و شکار بین گونه ها چگونه در سیستم عمل می کند توضیح می دهد و سپس ملاحظه کردندکه نتایج فرضیاتشان (خروجی مدل) تا چه حد با داده های مشاهده شده هماهنگی دارد.

قسمت دینامیک مدل محدود به اجتماع گونه هایی بود که سابقاً در آنالیز خوشه ای شناخته شده بودند اساس آن با اجتماع آبهای کم عمق مخزن آبی جورجز از آنالیز گابریل(۱۹۹۲) (گروهC، جدول۱-۶) یکسان بود، ولی هداک های جوان را نیز شامل می‌شود. در طول دوره مدنظر، سه تغییر محسوس دراجتماع رخ داد: در اوایل دهه ۱۹۶۰توده زنده هداکهای جوان غالب بودند، ولی درسالهای ۱۹۶۸-۱۹۷۲ میزان هداک کاهش یافت و گروه مخلوطی شامل کفشک ماهی دم زرد ، سفره‌ماهیان و عقرب

ماهی بینی دراز، اهمیت یافتند. پس از آن، اهمیت سفره‌ماهی افزایش یافت، در حالی که سپر ماهی کوچک و Windowpaneغالبیت پیدا کردند. از اوایل دهه ۱۹۷۰، افزایش چشمگیری نیز در سگ ماهی خاردار در تابستان ظاهر شد که ممکن است یک شکارچی مهم در باقیمانده اجتماع باشد. این مدل برای شناخت همین تغییرات ساخته شد: حرکت عمومی از یک اجتماع که گونه هایی با اهمیت از نظر تجاری در آن غالب بودند به سمت اجتماعی حرکت نمود که گونه های بدون ارزش تجاری در آن برتری داشتند. اوورهولتز و تایلر (۱۹۸۶) فرضیه کلی ذیل را ارائه دادند که در جدول ۲-۶ خلاصه شده است.

جدول ۲-٦- مکانیسم‌های فرضی برای توضیح تغییرات در اجتماع ماهیان در مخزن آبی جورجز (اقتباس از Overholtz & Tyler, 1986)

زمان	پاسخ	مکانیسم
۱۹۶۸-۱۹۶۰	غالبیت هداکهای جوان	رقابت هداک موجب کاهش نرخ رشد سایر گونه ها گردید
۱۹۷۲-۱۹۶۸	هداک به خاطر ترکیبی از عوامل مختلف مانند فشار صیادی و پایین بودن نرخ نسل احیاء کننده کاهش یافت، اهمیت کفشک دم زرد و عقرب ماهی بینی دراز افزایش می یابد.	رهاسازی رقابتی سایر گونه ها، به آنها امکان می دهد که از نظر تعداد و توده زنده افزایش یابند. پاسخ سریع کفشک ماهی دم زرد و عقرب ماهی بینی دراز ابتدا سبب غالبیت آنها میشود. سپرماهی و Windowpane نیز آزاد می شوند ولی آهسته تر پاسخ می دهند.
۱۹۷۸-۱۹۷۲	سپرماهی و Windowpane غالب می شوند.	گونه هایی که از نظر رقابتی برترند، برگونه هایی غلبه می یابند که سریعتر به کاهش هداک پاسخ داده اند. صید تجاری کفشک ماهی دم زرد این پاسخ را تسریع کرد. تأثیر اضافی شکار توسط گونه های ماهی خوار غالب مقیم و فصلی، مثل سگ ماهی استخوانی نیز مهم است.

مدل به نحوی طراحی شد که نتایج ارتباطات رقابت و شکار را بتوان در آزمایشهای شبیه سازی بررسی نمود. به عنوان یک فرضیه اولیه، فرض شد که محیط زیست فیزیکی هیچ نقشی در پویایی سیستم نداشته باشد، بطوریکه توجیه روندهای تاریخی و تغییرات در داده ها تنها براساس ارتباطات متقابل جمعیتها استوار باشد. از همه مهمتر اینکه محققین اذعان دارند که وقتی پارامترهای مدل مشخص شدند، دیگر تغییری در آنها داده نشده تا خروجی مدل همخوانی بهتری با مشاهدات داشته باشد.

عملکرد این مدل براساس مقایسه خروجی مدل با داده های واقعی در فاصله زمانی ۱۹۷۸-۱۹۶۳ ارزیابی شد. بهترین همخوانی، زمانی بدست آمد که به جای رقابت تنها، ترکیبی از رقابت و شکار درنظر گرفته شد. با این حال آنچه اهمیت دارد این است که خروجی مدل با برخی از مشخصه های داده ها انطباق ندارد، به خصوص می توان به کاهش کفشک ماهی دم زرد، افزایش ماهی Windowpane در اوایل دهه ۱۹۷۰ و تمام سریهای زمانی در مورد عقرب ماهی بینی دراز اشاره نمود.

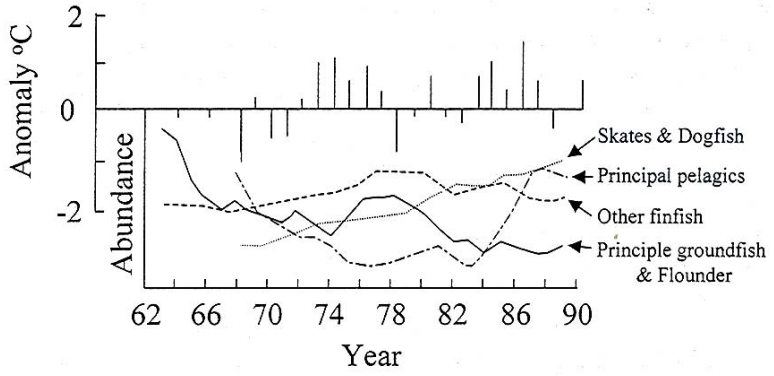
نحوه اصلی تأثیرگذاری رقابت برگونه ها در این مدل، از طریق رشد بوده ونتایج نشان داده است که کاهش ماهی هداک امکان داد که توده زنده شکارهای بی مهره را افزایش دهد بطوریکه اندازه سنی برخی گونه های مدل نیز در پاسخ به غذای فراوانتر افزایش یافت. مدل وقتی در سیستمی که رقابت شدید وجود دارد طوری تنظیم شد، افزایش اندازه سنی سه گونه پس از سال ۱۹۷۰که هداک به سطح پایینی رسیده بود ادامه داشت ولی ضریب رشد گونه Windowpane در همین مدت کاهش یافت. برعکس، وقتی رقابت شدید بود، ذخایر شکار و همچنین اندازه سنی همه گونه ها کاهش یافت. در مورد اخیر، افزایش شکار ماهیان، از طریق افزایش غذای در دسترس برای افراد باقیمانده و در نتیجه پایین آوردن رقابت، سبب بالا رفتن ضرایب رشد گردید اما آنچه اهمیت دارد این است که در بخش آخر سریهای زمانی، شکارچیان موجب کاهش توده زنده کفشک ماهی دم زرد و عقرب ماهی بینی دراز به همراه افزایش همزمان سپرماهی وWindowpane شدند.

متأسفانه با اینکه داده های تغییرات اندازه سنی، عادات غذایی و سایر اطلاعات مرتبط برای مدل بکار گرفته می شوند، ولی این نظریات هنوز باید در معرض آزمایش قرار گیرند. با این حال آنچه اهمیت دارد این است که مدل سازی ها با استفاده از تأثیر متقابل رقابت و شکار بین گونه ها درتغییر یک اجتماع غالبیت ماهی هداک و ماهی کفشک را به اجتماعی که الاسموبرانشها در آن مسلط هستند را می توانند به تصویر بکشند.

٤-١-٦- تأثیرات محیطی

شواهد در مورد تأثیرات محیطی نیز که از همبستگی میان فراونی‌های ماهیان و داده های محیطی بدست می آیند، همچون روابط متقابل جمعیتها اغلب دوپهلو هستند. این مسئله تا حدودی به این علت است که یک محیط زیست متغیر می تواند برفراوانی ذخایر اثر بگذارد (از طریق بازسازی متغیر)، ولی همچنین می‌تواند از طریق تغییر در توزیع مکانی ذخایر تأثیرگذار باشد. تأثیرهرکدام از این دو می‌تواند به نوبه خود با اثرات ماهیگیری برفراوانی ذخایر اشتباه شود. با این وجود، برخی از مجموعه داده ها با نظریه ارتباط علمی میان تغییر در الگوهای بازسازی تعدادی از گونه ها در شمال غرب اقیانوس اطلس و محیط زیست متغیر، هماهنگ هستند (برای مثال Koslow, 1984). این تأثیرات تا چه حد در تغییرات مشاهده شده در مخزن آبی جورجز و خلیج Maine نقش دارند؟

یکی از جالبترین مطالعات در مورد تأثیر محیط در توزیع ماهیان توسط Mountain &Murawski (۱۹۹۲) نشان دادند که تغییرات پراکنش به همراه دما، برای بسیاری از گونه ها چشمگیر است. در واقع، تنها به این دلیل است که بررسی‌ها تقریباً تمامی زیستگاه‌های گونه‌های مورد نظر را پوشش داده و می‌توان بخوبی مطمئن بود که برآوردهای بدست آمده از فراوانی، براثر مهاجرت جمعیتها به خارج از محدوده بررسی دچار اشتباه نشده است.



نمودار ۵-٦- تغییرات شدید در میزان دما در مخزن آبی جورجز و روند تغییرات فراوانی در گروه‌های عمده جانوری(برگرفته از Mountain & Murawski, 1992)

۵-۱-٦-ظهور الاسموبرانش ها[1]:یک نمونه واقعی از جایگزینی گونه ای

شواهد موجود نشان می‌دهند که پاسخهای جوامع ماهیان در مخزن آبی جورجز/خلیجMaine یکی از واضح‌ترین نمونه های جایگزینی گونه ای است که حداقل تا حدودی براثر فشار ماهیگیری بوجود آمده است. فراوانی گونه های کفزی اصلی یعنی کفشک ماهی و سایر ماهیان، پس از افزایش محدودی در اواخر دهه ۱۹۷۰ و در طول دهه ۱۹۸۰ به طور چشمگیری کاهش یافت. این افزایش محدود دراواخر ۱۹۷۰ مربوط به خارج کردن ناوگانهای خارجی و برخی بازسازی هایی بود که احتمالاً با وضعیت مطلوب هیدورگرافیک ارتباط داشت. قطعی بنظر می رسد که کاهش گونه‌های کف‌زی اصلی در نتیجه مستقیم بهره برداری بیش از حد از این ذخایر بوده است. برعکس، الاسموبرانش‌ها (سپرماهیان و سگ ماهی خاردار) در طول دهه ۱۹۸۰ به افزایش ادامه دادند.

[1] Elasmobranch

بنابراین، بنظر می‌رسد که الاسموبرانش ها به صورت فرصت طلبانه ای به کاهش سایر گونـه هـا در سیـستم پاسخ داده اند که احتمالاً به خاطر توانایی آنها در بهره برداری ازمنابع غذایی بوده که دیگـر توسـط گونـه های هدف برداشته نمی شدند. با این حال باید تأکید کرد که ما هیچ اطلاعاتی برای دفاع یا رد این فرضـیه نداریم. علاوه براین، افزایش تعداد سگ ماهی‌ها در اوایل دهه ۱۹۷۰ ممکن است در نتیجه تغییـر پـراکنش جمعیت در پاسخ به تغییراتی باشد که موجب ورود آبهای گرمتر به منطقـه شـده اسـت (Gabriel, 1992). اما پذیرفتن این مسئله سخت است که تدوام فراوانی بالارا بتوان از این طریق توضیح داد.

باید به دو خصوصیت دیگر در این نمونه اشاره نمود. نخست اینکه برای سگ ماهی هیچ بازار مـصرفی در امریکای شمالی وجود ندارد و دوم آنکه این گونه درصد بالایی از صید دورریز را شامل می شـود. هـردو این مسائل میتوانند عوامل مهمی در توضیح موفقیت این گروه از ماهیان درمنطقه باشـند. جالـب اسـت کـه کاهش ذخایرماهیان گادوئید در دریای شمال(که در قـسمت آینـده توضـیح داده خواهـد شـد)، بـا ظهـور ناگهانی الاسموبرانش ها همراه نبوده است که شاید به دلیل وجـود بـازار مـصرف بـرای ایـن گونـه هـا در اروپا باشد.

۲-٦- دریای شمال (North Sea)

دریای شمال حاوی بیش از ۵۰گونه از ماهیان و بی مهرگان است که از نظر تجاری مورد توجه هستند کـه چندین گونه از آنها مورد استفاده ماهیگیری عمده می باشند. ناوگانهای صیادی در اکثر موارد یـک گونـه یا محدوده کوچکی از گونه ها را صید می‌کنند و بنابراین می‌توان تصور کرد که مدیریت ایـن مـاهیگیری کار تقریباً ساده ای باشد. متأسفانه، این مسأله هرگز با واقعیت مطابقت ندارد و دلیل اصـلی آن ایـن اسـت که برخلاف بسیاری از سیستمهای دیگر، هیچ کدام از کشورها کنترل کامـل ذخـایر را در اختیـار ندارنـد. همه کشورهای همسایه دریای شمال، به طور عمده از طریق سیاست مشترک ماهیگیری(CFP) کـه یکـی

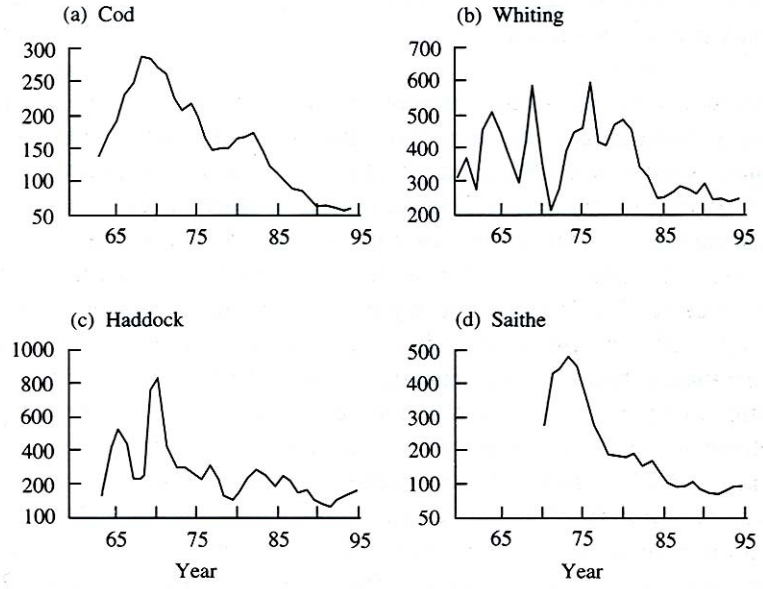
از ابزارهای اتحادیه اروپاست، ماهیگیری را به طور مشترک اداره می کنند.اساس مشکلات CFP این است که معمولاً اتخاذ تصمیمات سخت که غالباً برای حفاظت ذخایر لازم است، وقتی علیه منافع یک یا برخی از کشورها باشد دشوار می شود. در مورد ماهیگیری که تحت کنترل یک کشور است، مجبور کردن یک بخش از صنعت ماهیگیری به تحمل ضررهای کوتاه مدت برای دستیابی به سود درازمدت از نظر سیاسی قابل قبول است (هرچند تقریباً همیشه دشوار است). اما وقتی چنین عملی به عنوان یک ضرر برای یک کشور خاص تلقی شود، احساسات میهن پرستانه دخیل می شوند و مشکل را دشوارتر می کنند. برای درک کامل قدرت و ضعف CFP، پیشنهاد می شود به مقاله هولدن (۱۹۹۴) مراجعه کنید.

دریای شمال در طول بیش از ۱۰۰ سال به شدت مورد ماهیگیری قرار گرفته است وبرخی از قدیمی ترین آزمایشگاه های شیلاتی در جهان در کشورهایی قرار دارند که در اطراف این دریا واقع شده اند. با وجود چنین سابقه ای، یک واقعیت تأسف انگیز وجود دارد و آن این است که به جز چند استثنا، تلاش های سیستماتیک برای فراهم نمودن برآوردهای گشت تحقیقاتی فراوانی ماهیان در دریای شمال، به طور مستقل از ماهیگیری، تنها طی دو دهه اخیر صورت گرفته اند. بنابراین، در اکثر موارد مجبور به استفاده از داده های موجود صید و تلاش صیادی در کنار یکدیگر شدند. در واقع این داده ها منحصر به گونه هایی هستند که به صورت تجاری صید می شوند. شاید ترکیب غالب این داده ها مربوط به افزایش ناگهانی گادوئیدها باشد که در مقاله Hislop (۱۹۹۶) به طور کامل ارائه شده است.

۱-۲-٦- تقابل میان گونه های هدف

ظهور گادوئیدها، یک افزایش ناگهانی و فراوانی سریع از گونه های مختلف گادوئیدها بود که در آغاز دهه ۱۹۶۰اتفاق افتاد (Cushing, 1980, 1982). ماهیان هداک و وایتینگ اولین گونه هایی بودند که افزایش یافتند و در سال ۱۹۶۲کلاسهای سنی بسیار قوی ای داشتند. در سالهای ۱۹۶۶-۱۹۶۳ ماهی کاد

همچنین بالاتر از میزان میانگین کلاسهای سنی و در ادامه، در سال ۱۹۶۹ نیز یک ریکروتمنت بسیار قوی را تولید نمود (Daan, 1978). طی ۲۰سال بعد ماهیان هداک، وایتینگ، ماهی کاد و ماهی پوت (Pout) نروژی همگی یک یا چند کلاس سنی قوی تولید کردند، هرچند که در اغلب موارد با یکدیگر هماهنگی نبودند (نمودار۶-۶). بلوغ گروههای سنی غایب سبب افزایش کلی توده زنده ذخایر مولد ماهی کاد، هداک و وایتینگ و ماهی سفید در اواسط دهه ۱۹۶۰ وطول دهه ۱۹۷۰ گردید. این افزایش ها به میزان ۱۳/۵، ۵ و ۲/۳ برابر به ترتیب برای ماهی هداک، ماهی کاد و وایتینگ محاسبه شد ولی این ماهیان به سرعت توسط ناوگان ماهیگیری برداشت شدند.



نمودار٦-٦- روند تغییرات فراوانی چهارگونه عمده ماهی در دریای شمال(برگرفته از Hislop,1996)

میزان تأثیرگذاری روابط متقابل گونه ها در افزایش ماهیان گادوئید، موضوع تحقیقات زیادی قرار گرفت. این توجه خاص به طور اختصاصی به رابطه میان گونه های کفزی و سطحزی پرداخته است که دلیل آن به طور عمده ناشی از کاهش شدید ذخایر ماهیان سطحزی در حوالی زمانی است که افزایش رخ داد. اگر گادوئیدها واقعاً با ماهیان سطحزی تقابل داشته باشند، این تقابل در زمانی اتفاق می افتد که آنها در مراحل لاروی و نوزادی خود هستند و ارتباطات رقابتی و صیادی می توانند مؤثر باشد. گونه های سطحزی از تخمها و نوزادان گونه های گادوئید و کفشک ماهیان تغذیه می کنند و بین رژیم غذایی لاروها و پست لاروهای گادوئیدها و مرحله بالغ هرینگ و ماکرل، همپوشانی قابل توجهی وجود دارد.

آیا کاهش زیاد فراوانی هرینگ و ماکرل که در دهه های ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ رخ داد (که فعالیت های صید و صیادی قطعاً در آن نقش داشته است) می تواند یک «پنجره فرصت» را برای گادوئیدها باز کرده باشد؟ (Hislop,1996) می گوید که شواهد برای این موضوع نسبتاً ضعیف است و علت عمده آن این است که نگاه دقیق تر به زمان بندی رویدادها، خللهایی را در این فرضیه آشکار می نماید. بطوریکه فراوانی هرینگ در مرکز دریای شمال در اوایل دهه ۱۹۵۰ به خودی خود پایین بود ولی هیچ نشانه ای وجود ندارد که بازسازی ماهی روغن و وایتینگ که جمعیتهای مولد با اهمیتی را در منطقه دارند، در این زمان افزایش یافته باشد. در واقع، واکنشهای این گونه ها پس از واکنشهای هداک بوقوع پیوسته که تخمریزی اصلی آنها در دریای شمال صورت می پذیرد. و این واقعه را نمی توان با کاهش هرینگ و ماکرل توجیه نمود، زیرا این کاهش هنوز در قسمت شمالی دریای شمال که هداک در آن یافت می شد، اتفاق نیفتاده بود (Cushing,1980). علاوه بر تلاشهای متعدد برای تحلیل و توضیح روند تغییرات فراوانیهای گروههای ماهیان تجارتی، تلاشهایی نیز برای ساخت مدلهای ریاضی به منظور بررسی پدیده ای همچون افزایش ماهیان گادوئید انجام شده است. یکی از اولین و برجسته ترین این تلاشها را آندرسون و اورسین (۱۹۷۷) انجام دادند که با فرض ثابت بودن کل مواد غذایی، نتیجه گرفتند که افزایش مشاهده شده در فراوانی

ذخایر را می توان به وسیله آزاد شدن غذا براثر کاهش توده زنـده ماهیـان هرینـگ وماکرل توجیـه نمـود. مدل آنها در عمل از این نظر پشتیبانی می کرد که ممکن است انحراف وسیعی در الگوی انرژی وارد شده به سیستم روی داده باشد. در واقع، این نتیجه گیج کننده بوده و مشابه نتیجه ای است که جونز و ریچـاردز (۱۹۷۶) از مدل جریان بسیار زیاد انرژی بدست آوردند. اما همانطور که Daan (۱۹۸۰) اشاره می کند، در مدلی که فرض می شود مواد غذایی ثابت است، اگر بعضی ذخایر کاهش یابند، ذخایر دیگـر طبـق فـرض اولیه باید افزایش یابند. Hislop (۱۹۹۶) نتیجه می گیرد که ۳۰سال پس از شروع افزایش ماهیان گادوئیـد، ما هنوز به شناخت علل آن نزدیک نیز نشده ایم. کسی نمی تواند این ادعا را قبول نکند، ولی بحث دربـاره این که تغییر غالبیت گونه ای براثر مـاهیگیری، در جامعـه ای کـه بـه شـدت تحـت تـاثیر تغییـرات شـرایط محیطی کنترل شده می باشد، بسیار دشوار خواهد بود.

شواهد بسیاری در مورد تغییرات زیست محیطی در طول ۴۰ سال گذشته وجود دارند و بنظر می رسد کـه این تغییرات با تغییراتی درموفقیت زاد و ولد فیتوپلانکتون، زئوپلانکتـون، هرینـگ و مـرغ دریـایی همـراه بوده اند (Aebischer *et al.*,1990). شیوع بادهای غربی (Aebischer *et al.*,1990) یا شمالی (Dickson et al., *1988*) تنش های بادی و سرمای زمستان (Svendsen & Magnusson,1991) همگـی در فرآینـد بازسازی ماهیان گادوئید به درجات مختلف، مؤثر شناخته شده اند. اما هنوز توضـیح قـانع کننـده ای بـرای افزایش ماهیان گادوئید بدست نیامده است، به خصوص از این جهت که شرایط در هرسال معـین، تنهـا بـه نفع یک یا چند گونه معدود بوده است، هرچند شرایط برای بازسازی طی دهـه هـای ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ بهبـود کلی را نشان می دهند. درک نحوه بازسـازی همچنـان یکـی از بزرگتـرین چـالش هـای علـوم مـاهیگیری محسوب می شود.

با این حال یک نکته مهم این است که ظاهراً نوع بازگشت به وضعیت پیش از افزایش نشان مـی دهـد کـه تأثیرات برگشت پذیر هستند. از جنبه ماهیگیری این مسئله تأسف بار است زیرا این گونه ها از نظر تجـاری

ارزش بیشتری دارند، ولی چنین تغییری در دوره های ده ساله میتواند مثال دیگری از تغییرات رژیمی در سیستمهای دریایی باشد، که به نظر می رسد براثر تغییرات گسترده در هیدروگرافی ایجاد شده اند.

هرچند این عامل وجود دارد که ارتباطات متقابل زیست شناختی را به عنوان عامل اولیه رویدادها طی افزایش ماهیان گادوئید در نظر نگیریم، ولی نمی توان گفت که هیچ مدرکی وجود ندارد که نشان دهد تقابل های گونه ای مهمی رخ داده است. در واقع، تلاشهای اخیر در جهت مدل سازی بررسی روابط میان ذخایر گونه های عمده در دریای شمال خلاف این مسئله را نشان می دهند که در ادامه توضیح داده می‌شوند.

۲-۲-٦- مدلهای دیگری از روابط متقابل گونه ای

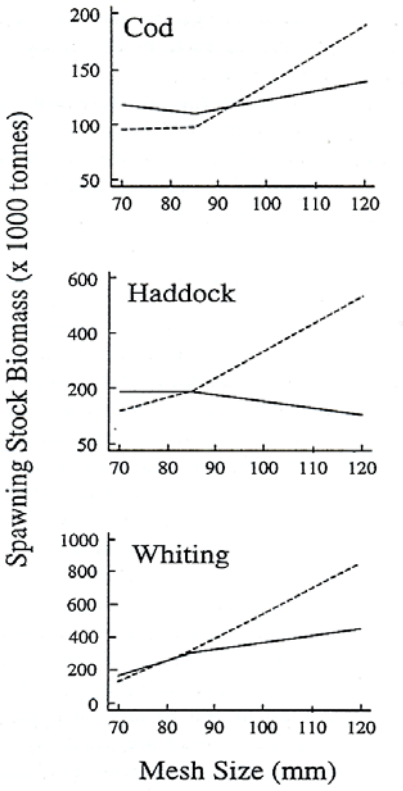
شاید برجسته ترین کار در حوزه های شیلاتی برای پاسخ به سؤال درمورد روابط متقابل گونه ای از یک دیدگاه نظری، تلاشی باشد که توسط گروه کاری ارزیابی چند گونه ای ICES[1] (برای مثال Anon, 1988) صورت گرفته است. این گروه با استفاده از آنالیز مجازی جمعیت (VPA) که روش متداول در ارزیابی ذخایر است و بخش اعظم توصیه های مدیریتی برای ماهیگیری دریای شمال براساس آن ارائه می شود، یک نوع چند گونه ای[2] ابداع نمود. هدف اصلی در آنالیز مجازی جمعیت یک گونه ای (SSVPA) بازسازی سابقه مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری و تعداد هرکدام از گروه ها در ذخایر با استفاده از داده های صید است (برای توصیف مدل به Pitcher & Hart, 1982 مراجعه کنید) نوع چند گونه ای این روش (MSVPA) با همتای یک گونه ای خود از نظر نحوه بررسی مرگ ومیر طبیعی (یعنی مرگ براثر هر چیز دیگری به جز ماهیگیری) متفاوت است. در SSVPA مرگ ومیر طبیعی به وسیله حرف M نشان داده میشود که دربردارنده همه مرگ ومیرهای غیر از ماهیگیری است و به عنوان ورودی مدل درنظر گرفته می شود.

[1] Internatinal Council for Exploration at the Sea
[2] Multispecies

ضریب مرگ ومیر کل از رابطه $e^{-(F+M)}$ بدست می آید که در آن F مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری است. MSVPA, M را دو قسمت می کند M_1 که مرگ ومیر طبیعی باقیمانده است که به هیچ منبع خاصی مرتبط نشده است و M_2 که مرگ و میر ناشی از شکار گونه هایی است که در مدل وارد شده اند. توجه داشته باشید که M_1 شامل مرگ ومیر ناشی از شکار و مرگ ومیر حاصل از سایر منابع است. در MSVPAدریای شمال M_2 نشان دهنده شکار توسط ۱۱ رده ماهی است که به طور تجاری استحصال می‌شوند. باید اذعان نمود که این تعداد، زیر مجموعه کوچکی از گونه های حاضر در شبکه غذایی دریای شمال هستند ولی گونه های اصلی استحصال شده را دربرمی گیرد. «ماگنوسون» (۱۹۹۵) یک گزارش عالی را از روشMSVPA ارائه داده است.

یک ویژگی کلیدی SSVPA و MSVPA این است که نه تنها می توان از آنها برای بازسازی سابقه ذخایر استفاده کرد، بلکه برای پیش بینی در زمانهای آینده نیز بکار می روند (اگر فرضیه هایی در مورد الگوی بازسازی ماهیگیری پذیرفته شوند) تا واکنش جمعیت را تحت الگوهای مختلفی را بهره برداری شیلاتی مورد آزمایش قرار دهند. به این ترتیب، امکان تأثیرگذاری روابط متقابل گونه ای برعملکرد مدیریتی را می توان بررسی نمود. برای مثال، گروه کاری ارزیابی چند گونه ای ICES در نشست سال ۱۹۸۸ خود(Anon, 1988)، تأثیر افزایش حداقل اندازه مجاز چشمه تورها برای صید ماهیان کرانه ای از ۷۰ به ۱۲۰ میلیمتر را مورد بررسی قرار داد. نمودار ۷-۶ نتایج مقایسه میان پیش بینهای SSVPA و MSVPA را در مورد توده زنده ذخایر مولد ماهی کاد، هداک و وایتینگ نشان می دهند. افزایش اندازه چشمه ها درمورد ماهی کاد و وایتینگ سبب افزایش توده زنده ذخایر مولد می شود ولی افزایش پیش بینی شده در ارزیابیMSVPA کمتر است. علت این مسئله این است که ماهیان بزرگتر از گرفتار شدن در چشمه های بزرگتر می گریزند و به مصرف و تغذیه بخشی از سایر گونه ها ادامه می دهند. به نظر می رسدکه این مسئله در مورد ماهی کاد تا حدود زیادی در نتیجه همجنس خواری باشد. در مورد هداک، افزایش

مرگ ومیر ناشی از صیادی در نتیجه افزایش توده زنده ذخایر مولد ماهی کاد و وایتینگ به علت اندازه بزرگتر چشمه های تور، منجر به کاهش فراوانی در MSVPA میگردد. نتایج تحلیل کاملاً روشن است: درنظر گرفتن تعامل های چند گونه ای، درک ما را از تأثیر تغییر اندازه چشمه تور، از پایه و اساس دگرگون می کند. بنظر می رسد که روابط متقابل میان گونه های هدف می توانند مهم باشند.



نمودار۷-٦- تفاوت میان پیش بینی های SSVPA و MSVPA از توده زنده ذخایر مولد ماهی کاد، هداک و وایتینگ براساس مقادیر مختلف حداقل اندازه چشمه های تور(----) یک گونه ای، (-) چند گونه ای

بنابراین بر پایه این نتایج، محتمل است که کاهش مرگ و میر ناشی از صیادی به علت برداشت تعداد زیادی از ماهیان شکارگر توسط فشار ماهیگیری، بتواند بیش از آنچه که مرگ و میر ناشی از صید و صیادی بر گونه های ماهیان کوچکتر در دریای شمال اعمال کرده است، تاثیر گذار باشد. برخلاف نتیجه‌های بدست آمده در رابطه با روابط متقابل میان گادوئیدها و گونه های سطحزی، احتمالاً تعامل میان برخی از گونه های گادوئید نیز در بسیاری از مواقع اهمیت دارند. خوشبختانه حداقل در مورد دریای شمال، تلاشهایی برای در نظر گرفتن این تعامل ها در مدیریت ذخایر در حال انجام است.

سوالی که اغلب در رابطه با دریای شمال مطرح می شود، تاثیر توقف ماهیگیری در طول جنگ دوم جهانی است. بنظر می رسد که باور عمومی این باشد که جمعیتهای گونه های ماهیان مورد بهره برداری در سالهای منتهی به جنگ کاهش یافتند و این جمعیتها در طول جنگ که فشار ماهیگیری وجود نداشت به طور چشمگیری بهبود یافتند. تصور می شود که ذخایر پس از جنگ دوباره با از سرگیری ماهیگیری کاهش یافته اند. یک سوال منطقی مطرح شده این است که آیا هیچ داده ای برای نشان دادن این وقایع وجود دارد. با این حال، متاسفانه من فکر می کنم که شواهد اندکی برای دفاع از این فرضیه وجود دارد که ذخایر ماهیان کفزی در طول جنگ افزایش یافته اند. در مورد اکثر گونه های کفزی شواهد چندانی بری نشان دادن بهبود جمعیت در زمان جنگ (Cushing, 1980; Hempel, 1978) یا کاهش سریع پس از جنگ (Daan et al., 1990) وجود ندارد. همانطور که «جونز» و «هیسلاپ» (۱۹۷۸) اظهار داشته اند. هداک می تواند یک استثنا در این مورد باشد، ولی نتیجه گیری آنها به شدت تحت تاثیر یک واقعه قرار می گیرد: برآورد بسیار پائین از ذخایر در سال ۱۹۳۹.

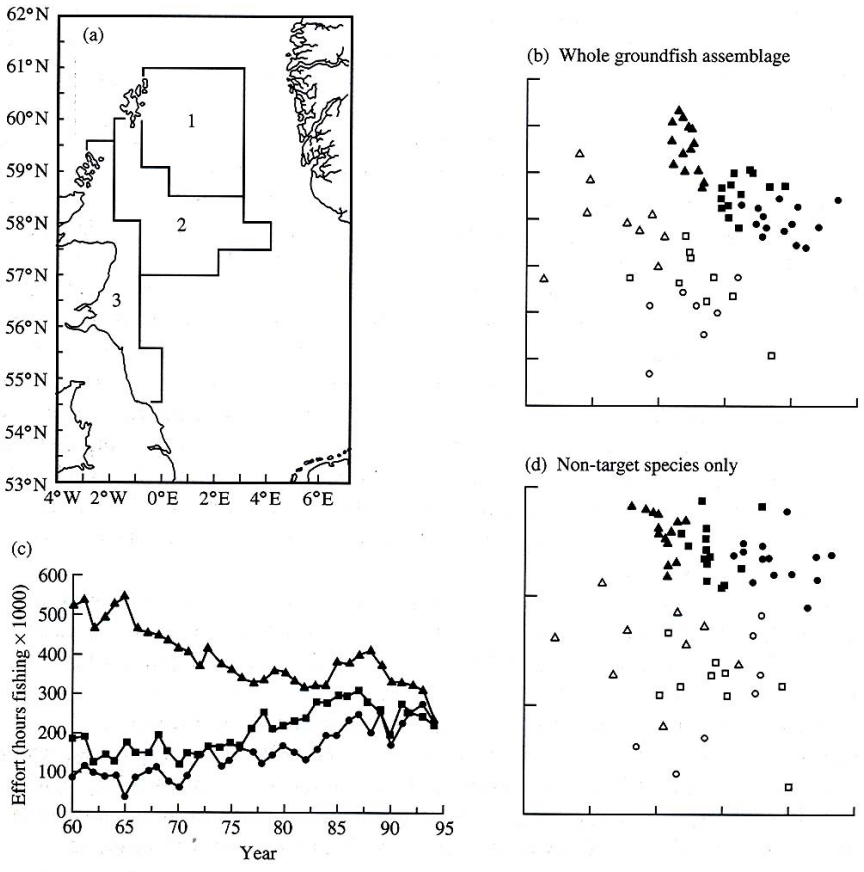
۳-۲-٦- گونه‌های غیر هدف

مباحث پیشین بر روابط متقابل میان گونه های هدف متمرکز بود ولی در دریای شمال بسیاری گونه های غیر هدف وجود دارند که آنها نیز می توانند به واسطه تغییر در ماهیان مورد ماهیگیری، تحت تاثیر قرار گیرند.

آیا در این مورد هیچ مدرکی دال بر تغییر جمعیتها وجود دارد؟ همانطور که پیشتر اشاره شد، تا پیش از دهه ۱۹۷۰ داده های نسبتاً اندکی از گشتهای تحقیقاتی در دریای شمال وجود داشته بنابراین، دنبال کردن روند تغییرات طی دوره های طولانی تا حدود زیادی مشکل است. اما تعدادی گشت های تحقیقاتی قدیمی وجود دارند که می توان از داروهای آنها استفاده کرد، ولی باید در تفسیر نتایج تحلیلها دقت زیادی به خرج داد. برای مثال، این امکان فراهم شد که اطلاعات بدست آمده از سه منطقه در قسمت شمالی دریای شمال را که از گشتهای با روش صید ترال انجام شده در سالهای ۱۹۵۳-۱۹۲۹ با داده های حاصل از بررسیهای اخیر در سالهای ۱۹۹۳-۱۹۸۰ مقایسه شوند (Greenstreet & Hall,1996).

هدف اصلی از این کار این بود که با مقایسه این دو سری زمانی، مشخص شودکه آیا تغییراتی در سطح جامعه در جمعیت های ماهیان کفزی طی ۶۰سال گذشته اتفاق افتاده است؟ داده ها به تفکیک منطقه دسته‌بندی شدند تا نخست تأثیر احتمالی زیستگاه در ساختار اجتماع بررسی شود و دوم آنکه مشخص شود که آیا تفاوتهای بین منطقه ای که براثر رژیمهای ماهیگیری مختلف و متغیر، تغییر می کند یا خیر. داده های موجود نشان می دهند که در این دوره، فعالیتهای ماهیگیری در دو منطقه ۱۰۰-۵۰ درصد افزایش یافته است درحالی که در سومین منطقه حداقل ۵۰درصد کاهش داشته است. برای ارزیابی نقش احتمالی ماهیگیری ساختار اجتماع کامل ماهیان با اجتماعی مقایسه گردید که در آن ماهیان موردنظر ماهیگیری حذف شده بودند. منظم کردن ودسته بندی این داده ها نشان داد که تفاوتهای بسیار معنی داری در ترکیب

گونه ها درزمانها و در مناطق مختلف وجود دارند. تفاوتهایی که نه تنها در اجتماع کل ماهیان کفزی آشکار هستند، بلکه گونه های غیرهدف نیز درنظر گرفته می شوند.



نمودار۸-٦- روند تغییرات در فعالیت ماهیگیری و ترکیب نسبی ماهیان کفزی در سالها و مناطق مختلف مورد بررسی که براساس مقیاس بندی چندبعدی مشخص شده اند. در نمودار پراکنش MDS، نقطه هایی که به هم نزدیکترند، شباهت بیشتری با یکدیگر دارند. هر نقطه نشان دهنده یک داده برای یک ترکیب سال/منطقه است. علامتهای توخالی نشاندهنده داده های حاصل از بررسی در سالهای ۱۹۵٦-۱۹۲۹ و علامتهای توپر مربوط به بررسیهای ۱۹۹۰-۱۹۸۱ هستند. در همه نمودارها، دایره= منطقه۱،مربع=منطقه۲، مثلث=منطقه ۳(برگرفته از Hall & Greenstreet,1996)

اگرچه تفاوتهایی بسیار معنی داری در ترکیب گونه ها بین مناطق و گشتهای مختلف دیده شد،اما ماهیت این تفاوتها عموماً بسیار ظریف بود. بارزترین تغییر، افزایش فراوانی نسبی و مطلق ماهی Pout نروژی بود. این تنها تغییری بود که در گونه ای که در مقایسه با بقیه فراوان بود، ردیابی شد. اما این افزایش در قسمتهای شمالی دریای شمال که در سایر مناطق هم دیده شده (برای مثال Daan *et al.*,1990; Hampel,1978).را به سختی می توان با تأثیر مستقیم ماهیگیری مرتبط نمود. ماهیPout نروژی به طور فزاینده ای گونه هدف بخش ماهیگیری صنعتی بود، بنابراین اگر تغییری صورت گرفته باشد، انتظار می رود که به صورت کاهش خود را نشان دهد. همچنین بسیار بعید به نظر می رسد که افزایش فراوانی ماهی Pout نروژی به دلیل کاهش رقابت بین نوزادان سایر گونه های گادوئیدها نظیر وایتینگ یا هداک اتفاق افتاده باشد، زیرا فراوانی آنها در هر دو دوره زمانی کم وبیش یکسان بوده است. هرچند تردیدهایی وجود دارد، این امکان وجود دارد که همچون سایر گادوئیدها، افزایش فراوانی به علت کاهش رقابت همراه با کاهش گونه های پلاژیک-پلانکتون خواران اصلی در دریای شمال باشد. یک فرضیه دیگر و شاید قابل قبول و سازگار با این داده ها این است که کاهش فراوانی گادوئیدهای بزرگ باعث کاهش فشار صیادی بر ماهی Pout شده است.

در مورد سایر گونه های غیرهدف، فراوانی نسبی دوتا از آنها (ماهی لیماند دراز[1] و گورنارد خاکستری) کاهش نشان داد. با این حال تنها گورنارد خاکستری است که به صورت مطلق کاهش یافته است. هر دو این گونه ها در مقایسه با اجتماع کلی ماهیان کفزی، کمیاب هستند ولی در بین اجتماع گونه های غیرهدف، هر دو جزو غالبترین گونه ها می باشند. به نظر می رسد که این کاهشها با افزایش در فراوانی مطلق و نسبی کفشک لیمویی[2] وبه خصوص ماهی لیماند معمولی[3] متعادل شده است (نمودار ۹-۶). این تغییرات جمعیتی با تغییراتی که درسایر مطالعات یافت شدند هم سو هستند(Richards *et al.*,1978; Hampel,1978). شاید ذکر این نکته ارزشمند باشد که چگونه کفشک ماهیان با قدرت به قسمت

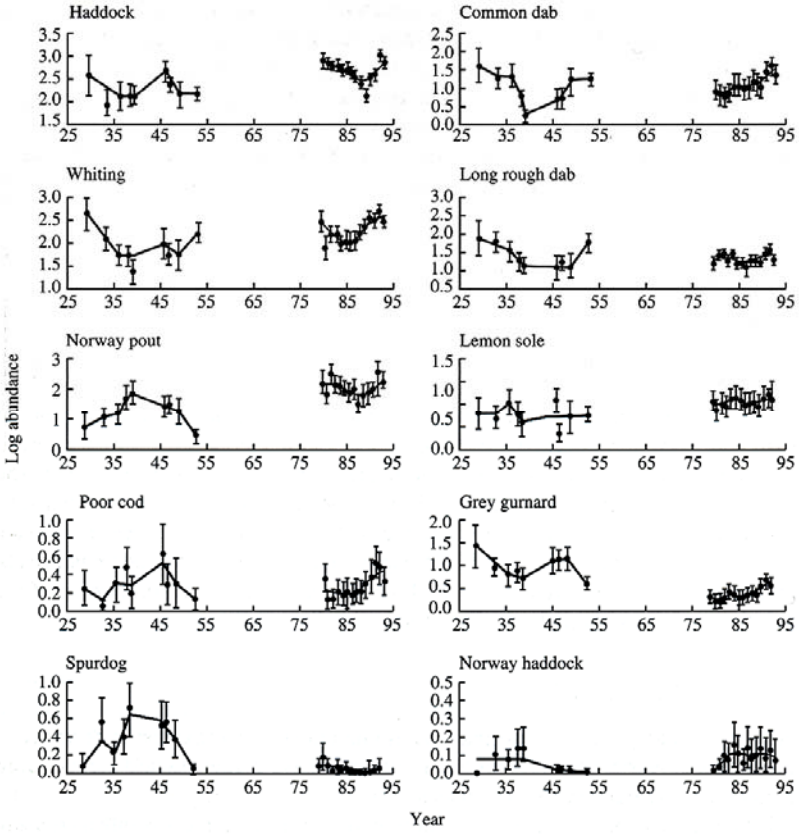
[1] Long-rough dab
[2] Lemon sole
[3] Common dab

غیرهدف از اجتماع ماهیان کفزی غلبه کردند، روندی که به نظر می رسد در حال افزایش است. در سالهای ۱۹۵۳-۱۹۲۹ کفشک ماهیان تنها کمی بیش از ۷۰درصد از اجتماع گونه های غیرهدف را تشکیل می‌دادند در حالی که درسالهای ۱۹۹۳-۱۹۸۰ این میزان تنها اندکی کمتر از ۹۰درصد بود. با توجه به این افزایش، ذکر این نکته سودمند است که فعالیت ماهیگیری در قسمت شمالی دریای شمال به ندرت متوجه کفشک ماهیان می باشد و این گروه می توانند نسبت به سایرگونه ها، ضریب بقای بالاتری در میان مجموع صید دورریز داشته باشد (Hudson & Furness, 1988).

درحالی که به راحتی می توان تصور کرد که ماهیگیری در افزایش کلی گونه های کفشک ماهیان نقش داشته است، تصور معرفی هر گونه مکانیسمی که ماهیگیری بتواند از طریق آن در کاهش جمعیتهای ماهی لیماند دراز، گورنارد خاکستری وافزایش جمعیتهای لیماند معمولی و کفشک لیمویی مسئول باشد، دشوار است. همچنین مشکل است که یک عامل محیطی را درنظر بگیریم که بتواند تأثیر خاص مشابهی داشته باشد. شاید در چنین مواردی مجبور باشیم این احتمال را در نظر بگیریم که الگوها نتیجه یک پیشامد در رشد جمعیت هستند (Krebs,1978 ; Pielou,1969). چنین احتمالی بخصوص هنگامی مطرح می شود که جوامع تحت بررسی شامل گونه های بسیاری باشند و تغییرات، تنها تعدادی از آنها را که کمیاب می باشند، تحت تأثیر قرار دهد.

این تحلیلها نشان می دهد که تغییرات در ساختار اجتماع ماهیان کفزی در طی ۶۰سال اتفاق افتاده است ولی این تغییرات تا حدود زیادی منحصر به گونه هایی بودند که مستقیماً هدف ماهیگیری بوده اند. با این حال شاید تعجب آور باشد که اجتماع گونه های غیرهدف تا حدود زیادی تحت تأثیر قرار نگرفته باشند. در دو منطقه از مناطق تحت مطالعه دردریای شمال، اجتماع گونه های غیرهدف طی ۶۰سال گذشته نسبت به فعالیتهای ماهیگیری مقاوم بوده است. تغییرات ساختاری تنها در اجزای غیرهدف در اجتماع ماهیان کفزی درساحل شرقی اسکاتلند قابل مشاهده بود. شاید علت این مسأله این است که فعالیت ماهیگیری

برای صید گونه های کفزی از زمانهای قدیم در این منطقه بسیار بیشتر از دو منطقه تحت بررسی بوده که از ساحل دورتر بوده اند. همچنین سطوح بالای بهره برداری در مدت زمان طولانی تری در این منطقه رخ داده است. چنین آشفتگی طولانی و شدیدی می تواند برای اعمال تأثیرات منفی دراجزای غیرهدف اجتماع ماهیان کفزی کافی باشد. در این صورت، روند افزایشی فعالیت ماهیگیری در شمال غرب، مرکز وشرق مناطق مانداب های فصلی (Shetlands)ممکن است در آینده تأثیرات مشابهی برجای گذارد.



نمودار۹-٦- روند تغییرات فراوانیهای گونه های غیرهدف
در دریای شمال (برگرفته از Greenstreet & Hall, 1996)

به رغم تغییرات دیده شده، باید نتیجه گرفت که ساختار اجتماع گونه های کفزی غیرهدف در بخش اعظم شمال غرب دریای شمال، تا حد زیادی پایدار است و با وجود یک قرن ماهیگیری شدید، تقریباً تغییری ننموده است. در واقع، تفاوت در ترکیب گونه ها آشکار است، هرچند این تفاوت تا حدود زیادی محدود به یک گونه فراوان و چند گونه نسبتاً کمیاب می باشد.

۳-٦- خلیج تایلند

نمونه های مخزن آبی جورجز و دریای شمال که اشاره شدند، نشان می دهندکه جوامع ماهیان کفزی در دو سیستم معتدله، به صورتهای مختلفی به ماهیگیری پاسخ داده اند. آیا سیستمهای گرمسیری به نحو دیگری عکس العمل نشان می دهند؟ ماهیگیری در خلیج تایلند اطلاعاتی را بدست می دهد تا این سؤال را بررسی کنیم. خلیج تایلند محدوده ای به وسعت ۳۰۰۰۰۰ کیلومترمربع می باشد که ۵۵ درصد آن باکمتر از ۵۰متر عمق به عنوان منطقه ساحلی در نظر گرفته می شود. ۴۵درصد بقیه ۸۵-۵۰ متر عمق دارد. سابقه صید ترال در این منطقه بخوبی ثبت شده است و داستان مشابهی را حکایت می کند، از زمانی که درسال ۱۹۶۰ ذخایر کم و بیش بهره برداری نشده و صیدهای بالا وجود داشت ولیکن در حال حاضر کاهش چشمگیری در میزان صید بوجود آمده است. اما قبل از پرداختن به پاسخهای جامعه ماهیان به فشار ماهیگیری، باید برخی از پدیده های کلیدی سیستم های ماهیگیری گرمسیری را بررسی نمود.

۱-۳-٦- مشخصه های فعالیت های صید وصیادی کفزیان در منطقه گرمسیری

دو ویژگی خاص، ماهیگیری نواحی گرمسیری را از یکدیگر متمایز می نمایند:یکی تنوع بالای گونه ای در صید و دیگری میزان پراکنش آنها. در رابطه باتنوع گونه ای برآورد کنونی از تعداد گونه های ماهی در منطقه اقیانوس هند-آرام ۷۰۰۰-۶۰۰۰گونه می باشد (Carcasson ,1977).مقایسه این تعداد با برآورد

دریای شمال که ۲۲۴گونه است، شایان توجه می باشد (Yang ,1982). پائولی(۱۹۷۹) در بازنگری مختصر داده های گشتهای تحقیقاتی در منطقه اقیانوس هند – آرام، گزارش می دهد که تعداد کل گونه‌های ثبت شده طی یک بررسی در حدود۱۷۳ تا ۳۴۱ گونه قرار داشت. بررسی موارد ثبت شده در دریای شمال، حداکثر ۶۰-۵۰ گونه را نشان می دهد. پدیده شاخص دیگر این است که تمایز بین گونه های هدف و غیرهدف در سیستم های گرمسیری بسیار مبهم است زیرا گونه های اندکی وجود دارند که بتوان آنها را بدون صید بسیاری از گونه های دیگر صید کرد و اکثر گونه ها نیز تخلیه شده و به مصرف می رسند.

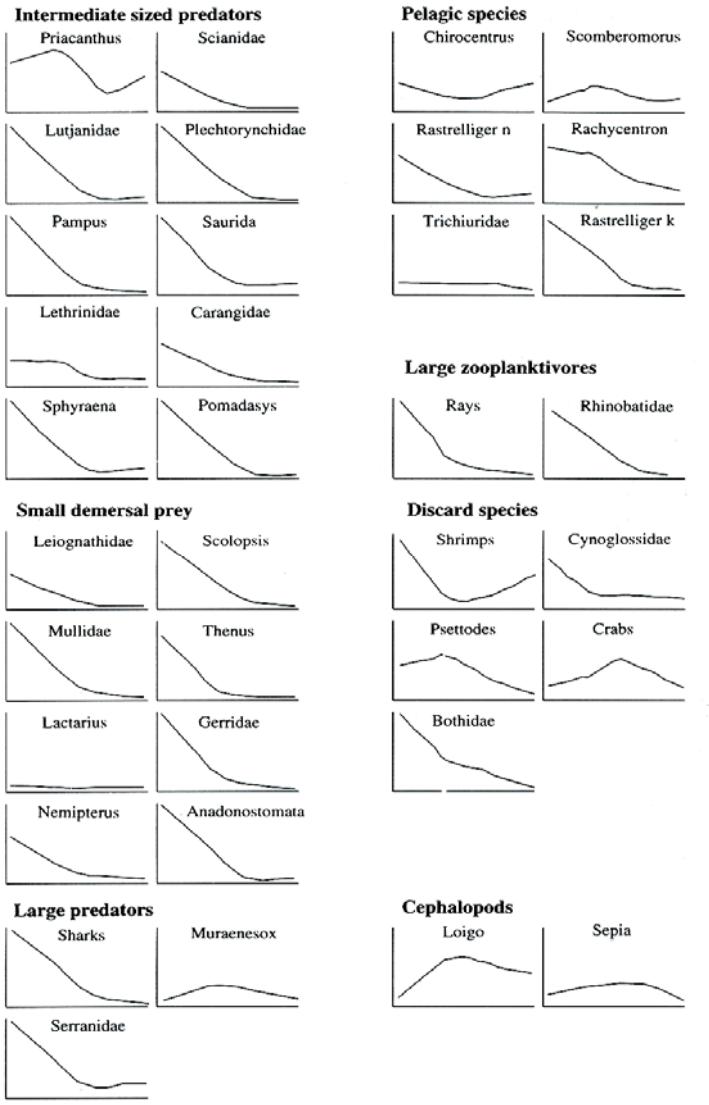
در مورد اندازه، اکثر گونه هایی که در سیستم های کفزی گرمسیری در بین صیدهای تخلیه شده قرار می‌گیرند، در مقایسه با ماهیگیری های مناطق معتدله، کوچک جثه هستند. در آبهای کم عمق گرمسیری پنجزاری ماهیان بخش اعظم صید را تشکیل می دهند که حداکثر طول متوسط آنها حدود ۱۲سانتیمتر است. در آبهای عمیق تر، چغوک ماهیان کوچک جثه مشابه، اغلب قسمت عمده صید را تشکیل می‌دهند. یک ماهی با چنین اندازه ای به ندرت درفعالیتهای ماهیگیری ماهیان کفزی و پلاژیک دریای شمال، در تور صید می شود. تنها ماهیگیری های صنعتی هستند که ماهیانی به این کوچکی را برداشت می کنند. پدیده مهم دیگر در این ماهیگیریهای گرمسیری، این است که بیشترین تراکم ماهیانی که به طورتجاری استحصال می شوند درآبهای کم عمق یافت می شوند. برای مثال، حداکثر توده زنده پنجزاری ماهیان در عمق ۲۵متری وجود دارد(Pauly , 1979). همچون اکثر گونه های دیگر ماهیان، روند تغییرات مشخصی برای موجودات بزرگتر در آبهای عمیق تر رخ می دهد (Macpherson & Duarte, 1991). ولی به نظر نمی رسد که این گونه های گرمسیری مهاجرتهایی طولانی داشته باشند. یک نتیجه مهم از توزیع اندازه‌ای در ماهیگیری های گرمسیری این است که صید گونه های کوچک جثه که بخش مهی از صید را تشکیل

می دهند، می تواند مراحل نوزادی ماهیان ارزشمند بزرگ جثه را هم شامل شود. به عقیده پائولی(۱۹۷۹)، این پدیده به احتمال زیاد سبب می شود که صید بی رویه نسل احیا کننده و رشد صید بی رویه اتفاق بیفتد.

۲-۳-٦- روندهای موجود در تغییرات فراوانی

یکی از پدیده های مهم ماهیگیری درخلیج تایلند این است که به موازات توسعه فعالیت های ماهیگیری، بررسیهای مستقل از ترکیب گونه ها انجام شده است. به این ترتیب ما تصویر نسبتاً خوبی از چگونگی تغییرات جوامع ماهیها همزمان با توسعه ماهیگیری داریم. پائولی(۱۹۸۷) داده های حاصل از بررسی توسط تورهای ترال را از سال ۱۹۸۲-۱۹۶۱ برای گروههای مختلف ماهیان خلاصه کرده است. از این داده ها برای ترسیم شکل ۱۰-۶ استفاده شده است که روند آرام تغییرات فراوانی را در یک دوره ۲۰ساله نشان می دهد. چون توجه این شکل تنها برنمایش روندها متمرکز شده است، نام محورها نشان داده نشده اند. یک پدیده در این شکل قابل توجه است: در حدود نیمه اول داده های زمانی، فراوانی اکثر گروههای ماهیان (۲۴گروه از ۳۶گروه) کاهش چشمگیری را نشان می دهد. جالبتر از این گروههای آبزی، گونه‌های باقیمانده هستند که یک نمودار کوهانی شکل را نشان می دهند. این داده ها نشان می دهند که در طول این مدتی که اکثر گونه ها در حال کاهش بودند، فراوانی برخی گونه ها به طور عمده بی‌مهرگان کفزی، ماهی مرکب و برخی کفشک ماهیان در حال افزایش بوده است. اما همه گونه هایی که در مراحل اولیه ماهیگری افزایش یافته بودند، سرانجام دربرابر فشارها تسلیم شدند.

تاکنون چشمگیرترین پاسخ مثبت مربوط به اسکویید (*Loligo* sp.) بوده که در اوایل دهه ۱۹۷۰ به فراوانی بالایی رسیده و تادهه ۱۹۸۰ تنها کاهش مختصری یافت. اسکویید در شروع مراحل اولیه صید و صیادی بخش ناچیزی از صید را تشکیل می داد،ولی در سالهای ۱۹۷۵-۱۹۷۳ به ۲۵درصد از کل صید ارتقا یافت و از آن پس به صورت ثابت در حدود ۲۰-۱۵درصد ترکیب صید باقی ماند.



شکل ۱۰-٦- روند آرام تغییرات در فراوانی گونه ها در طول سالهای ۱۹۸۳-۱۹٦۰ برای گروه های مختلف ماهیان در صید ترال کف در خلیج تایلند. گروه ها براساس طبقه بندی عملکردی مورد استفاده پائولی(۱۹۷۹) گروه بندی شده اند.(توجه: مقیاس Y در نمودارها متفاوت است و نامگذاری آنها برای راحتی بیشتر حذف شده اند). داده ها از پائولی (۱۹۷۹) اقتباس شده است.

۳-۳-٦- شناخت الگوهای کاهشی

پائولی(۱۹۷۹) در تلاش برای توصیف مکانیسمهای بوجود آورنده پاسخهای جامعه در طول اولین دهه، تحلیل دقیقی از داده های ترال کف انجام داد. نخست سرعت تغییر اندازه ذخیره را برای هرکدام از گونه ها محاسبه و سرعت پاسخ را در ارتباط با مشخصات زیست شناختی گونه بررسی نمود. پائولی نشان داد که در مجموع، گونه های شکار کوچک جثه هستند که سریعترین کاهش را دارند و معمولاً ازگونه های تغذیه کننده ازآنها سریعتر کاهش می یابند. این گونه ها در مجموع غذای اختصاصی دارند که برای بهره‌برداری از یک محدوده کوچک از انواع شکار سازگار شده اند. در یک ماهیگیری تایلندی دیگر که در تنگه Malacca انجام می شود نیز به پاسخ مشابهی اشاره شده است که نشان می دهد پاسخ درخلیج تایلند می تواند یک نوع کلی باشد که برای ماهیگیری ماهیان کفزی گرمسیری در منطقه رخ می دهد. احتمالاً بخشی از توضیح این الگو این است که گونه هایی نظیر پنجزاری ماهیان در آبهای کم عمق حضور دارند و بنابراین در دسترس ماهیگیران سنتی باتجربه و ترالرها هستند،همچنین این گونه ها با میگو همراه اند و درنتیجه در معرض مرگ ومیر ماهیگیری بسیار بالاتری نسبت به سایر گونه های موجود در منطقه قرار دارند. اما پائولی با استفاده از مفهوم حداکثر محصول قابل برداشت و مدلهای ساده ارزیابی محصول اظهار می دارد که ماهیهای شکار کوچک جثه سریعتر کاهش یافتند زیرا شکارچیانشان آنها را با حداکثر میزان برداشت کرده اند. احتمالاً زیست شناسی تولید مثل آنها نیز درزمان پایین آمدن اندازه ذخایر، آنها را در برابر بازسازی ضعیف آسیب پذیرتر کرده است. به این ترتیب، مرگ ومیر مازاد تحمیل شده توسط ماهیگیری به کاهش سریع فراوانی آنها منجر شده است. این کاهش بنوبه خود سبب کاهش شدید ذخایر شکارچیان شده است.

٤-۳-٦- شناخت الگوهای افزایشی

پائولی مطرح می کندکه در سیستمهای بکر و بهره برداری نشده، گونه های شکار کفزی کوچک جثه به دلیل سازگاریهای اختصاصی تغذیه ای شان به طور رقابتی، غالب بودند. این رده ها جعیت های بی‌مهرگان کفزی مثل خرچنگ و همچنین آبزیانی چون ماهی مرکب، مارماهی، اسکوپید و برخی گونه های کفشک ماهیان را در سطح پایینی نگه داشتند. این گونه های شکار با سایز کوچک به نوبه خود توسط گونه های بزرگتر از طریق شکار بالا به پایین کنترل می شدند. با افزایش فشار ماهیگیری و برداشت شدن ماهیان کفزی کوچک، فشار صیادی بر بی مهرگان کفزی کاهش یافت و در نتیجه جمعیت آنان زیاد شد. این افزایش به نوبه خود منابع فزاینده ای را برای گونه های بزرگتر فراهم کرد که خود نیز شاهد کاهش فراوانی شکارچیانی بودند که از تخمها، لاروها و نوزادان آنها تغذیه می نمودند. نمی توان چنین نتیجه‌گیری نکرد که تقابل گونه ای مسئول افزایش جمعیتهای مشاهده شده بوده است. در واقع بورتون(۱۹۸۴) که گزارشی را برای نتیجه گیری از یک کارگاه آموزشی درباره پویایی جمعیت چند گونه ای ارائه می‌داد، با توجه به بیشترین افزایش بوجود آمده نتیجه گرفت که:

افزایش اسکوپید در خلیج تایلند به دنبال تهی سازی ماهیان شکارچی براثر ماهیگیری، تقریباً تنها مدرک قانع کننده برای گروه های تقابلهای شکارچی- شکار است که در سطح جمعیتهای موجود در یک منطقه دریایی عمده شناخته شده است.

در زمان آنالیز پائولی در سال ۱۹۷۹، نیمه دوم داستان هنوز هویدا نشده بود ولی شکل ۱۰-۶ بوضوح آن را نشان می دهد. حتی گونه هایی که مشخصات زیست شناختی، آنها را قادر می کرد که از کاهش توده زنده رقبایشان استفاده کنند، نتوانستند از افزایش غیرقابل تحمل فعالیتهای ماهیگیری جان سالم به در ببرند.

٤-٦- نتیجه گیری

١-٤-٦- دریای شمال در مقابل مخزن آبی جورجز

اگر چه نوسانات قابل توجهی در جمعیت های ماهیان کفزی وجود داشت،اما داده های موجود نشان می دهند که تغییرات در فرآیند نسبی گونه های موجود در دریای شمال ناچیز بوده است. هرچند که به نظر می رسد که کفشک ماهیان بهتر از اکثر گونه ها گذران زندگی کرده اند. با توجه به میزان فعلی فعالیت ماهیگیری و مدیران شیلات در مورد وضعیت وخیم ذخایر ماهیان دریای شمال، شاید دانستن این نکته تعجب آور باشد که در داده های حاصل از بررسیهای شیلاتی در سالهای ۱۹۵۳-۱۹۲۹ و ۱۹۹۳-۱۹۸۰، گونه های غیرهدف و گونه های ماهیان مثل هداک و وایتینگ که به شدت بهره برداری می شوند، تغییرات چشمگیری را در فراوانی نسبی نشان دادند (Greenstreet & Hall,1996). در واقع، این داده ها نشان می دهند که فراوانی مطلق ماهیان استحصال شده می تواند در دوره دوم، حتی به طور جزئی بالاتر از قبل هم بوده باشد. هرچند در استنتاج مقادیر فراوانی مطلق از این داده ها می توان تردید کرد، این نتیجه‌گیری به وسیله بررسیهای دیگر هم تأیید شده است.(Hempel,1978 ; Jones & Hislop, 1978 ; Richards *et al.*,1978 ; Daan *et al.*,1990;). اما مهم است که بدانیم این داده ها ضعیف بودن وضعیت ذخایر ماهیان دریای شمال را رد نمی کنند زیرا در مجموع مشخصه صید و صیادی ماهیان کفزی این است که از صید بی رویه رشد صدمه دیده و در آن، ماهیان جوان صید می شوند. اگر ماهیان در دریا رها شوند تا قبل از برداشت به اندازه بزرگتری برسند، محصولات بیشتری تولید خواهد شد. شکی نیست که تعداد ماهیان بزرگتر از گذشته کمتر شده است.

نکته مهم در مورد دریای شمال این است که به نظر می رسد مشاهدات فوق عکس وضعیت مخزن آبی جورجز باشند که گونه های غیرهدف الاسموبرانش کم و بیش جایگزین گونه های استحصال شده ماهیان شده اند. برای مشخص کردن بیشتر تفاوت میان دو منطقه می توان گفت که فراوانی نسبی و

مطلق Spur-dog دردریای شمال (تنها گونه الاسموبرانش که فراوانی آن برای آنالیزهای تأثیرات جامعه کفایت می کند)، در بین دو دوره زمانی کاهش یافته است. یک توجیه احتمالی برای این تفاوت این است که Spur-dog های صید شده در دریای شمال، همچون بسیاری از سپرماهیان اغلب تخلیه می شود. ولی در مخزن آبی جورجز ، این گونه عموماً دور ریخته می شود. هم آوری پایین این گونه ها باید جمعیت آنها را بخصوص در برابر مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری، آسیب پذیر کند به طوری که استحصال این گونه ها در دریای شمال مانع از جایگزینی گونه های ماهیان شوند که به شدت مورد بهره برداری قرار می‌گیرند. اما شواهدی وجود دارد که سفره ماهیان در دریای شمال زیاد شده اند.(Heessen & Daan , 1996).

یک مسئله نگران کننده این است که تسلط الاسموبرانش ها در مخزن آبی جورجز ممکن است برگشت‌پذیر نباشد، ولی باید فعالیت ماهیگیری به منظور بازسازی گونه های مورد نظر کنترل گردد. همانطور که سیسن واین وکوهن (۱۹۹۱) اشاره کرده اند، ضررهای کوتاه مدت اقتصادی همراه با چنین کاهش هایی را به سختی می توان برای ماهیگیران توجیه کرد و بعید به نظر می رسد که این امر در آینده نزدیک به وقوع بپیوندد. یک سؤال مشخص آن است که آیا کاهش توده زنده سگ ماهی می تواند بازسازی ذخایر نمونه های ارزشمند اقتصادی را تسهیل نماید. سئوالی است که نتیجه گیری قطعی از آن نیازمند مطالعات و تحقیقات گسترده ای است.

۲-٤-٦- سیستمهای مناطق معتدله در مقابل سیستمهای ماهیان کفزی مناطق گرمسیری

همانطور که پیشتر اشاره شد، تنوع گونه ای و توزیع فراوانی طولی در صید و صیادی، دو تفاوت مهم در ماهیگیری های مناطق معتدله و گرمسیری هستند. هردو این پدیده ها موجب می شوند که ماهیگیری از یک یا چند گونه ماهی در مناطق گرمسیری تقریباً غیرممکن باشد. این بدان معنی است که محدوده

وسیعتری از گروههای ماهیان مستقیماً تحت تأثیر ماهیگیری قرار می گیرند و چند گونه معدود هم وجود دارند که واقعاً مورد هدف نیستند. از آنجاییکه اکثر ماهیها آزادانه صید می شوند، ماهیگیری تأثیر گسترده‌تری در رده های ماهیان در این سیستم خواهد داشت. علاوه براین، چون بیشتر فعالیتهای ماهیگیری در آبهای کم عمق انجام می شود، ماهیگیران صنعتی و ماهیگیران تجاری می توانند مرگ ومیر زیادی را تحمیل نمایند. صید نوزادان ماهیان ممکن است از این نظر اهمیت خاصی داشته باشد، چون نواحی نوزادگاهی در آبهای کم عمق قرار دارند و عملیات صید بر بستر دریا تا حد زیادی برنواحی نوزادگاهی ماهیان بزرگ جثه تأثیر می گذارد. به این ترتیب، بسیاری از تفاوتهای میان سیستمهای گرمسیری و معتدله ممکن است مستقیماً از این اختلافهای پایه ای در ماهیت ماهیگیری ریشه گرفته باشد. اما آیا ممکن است که تفاوتهای اساسی دیگری نیز در نحوه ارتباط میان گونه ها در این دو سیستم وجود داشته باشد که بتواند تا حدودی مشخص کننده پاسخ دو محیط به ماهیگیری باشد؟ دلایل خوبی در دست است که چنین احتمالی را تأکید می نماید. این دلیل به یکی از تفاوتهای میان سیستم های معتدله و گرمسیری باز می‌گردد که بسیار مورد بحث قرار گرفته است آن ثبات نسبی زیست محیطی است که در نواحی گرمسیری وجود دارد.

گفته شده که چون محیط زیست مناطق گرمسیری ثبات بیشتری دارد، تغییرپذیری ناشی از محیط زیست در بازسازی گونه های ماهی کفزی بعید می باشد و فراوانی گونه ها کمتر از سیستم های معتدله نوسان خواهد داشت. این ثبات نسبی، سبب اختصاصیت غذایی بیشتری در مناطق گرمسیری شده است. به این ترتیب، هماهنگی بیشتر و مستحکمتری میان جمعیتهای صیادان و صیدهای آنان باید وجود داشته باشد به نظر می رسد که پائولی (۱۹۷۹) نیز همین نظر را دارد و عنوان می کند: به نظر می رسد که این مسئله به طور کلی پذیرفته شده که ماهیان گرمسیری ارتباط های متقابل مستحکمی با اجزای بیوتیک محیط زیست‌شان دارند، در حالی که ماهیان مناطق معتدله به شدت توسط اجزای غیربیوتیک تحت تأثیر قرار

می‌گیرند. پائولی همچنین بیان می کند که تسلط بیشتر ماهیان مناطق معتدله بشدت توسط اجزای غیربیوتیک تحت تأثیر قرار میگیرند. پائولی همچنین اعتقاد دارد که تسلط بیشتر ماهیانی که به طور اختصاصی شکار می کنند به این معنی است که وقتی شبکه غذایی توسط ماهیگیری مختل شود، گونه‌های عمومی تر(نظیر اسکوئید وکفشک ماهیان) بیشترین سود را می برند. دلیل این مسئله این است که این گونه‌ها رفتار خود را با وضعیت های متغیر بهتر تطبیق می دهند و کمتر به وجود مداوم یک یا چند گونه شکار وابسته اند. علاوه براین، بحث پائولی برای توضیح مشاهداتی که نشان می داد ماهیان اختصاصی کوچک جثه در مناطق گرمسیری سریعتر کاهش می یابند نیز نشان می دهد که ممکن است روابط متقابل غذایی در این سیستمها اهمیت بیشتری داشته باشد.(در این بحث گفته شده که: (۱) این ماهیان اختصاصی کوچک جثه به وسیله صیادانشان در حد حداکثر میزان محصول پایدار برداشت می شوند و(۲) زیست‌شناسی تولید مثل، آنها را در برابر کاهش میزان نسل تجدید کننده زمانی آسیب پذیر می کند که میزان ذخایر آنها کاهش می یابد.

پاسخ فوق در نقطه مقابل دیدگاه ذهنی ساده تری قرار دارد که می گوید گونه های شکارچی بزرگتر هستند و باید در اولین مرحله و به طورچشمگیری تحت تأثیر قرار گیرند. برعکس، در سیستمهای مناطق معتدله که اندازه ماهیان تخلیه شده نوعاً بسیار بزرگتر است. مسلماً جانوران بزرگتر زودتر تحت تأثیر قرار می گیرند. به این ترتیب، در مجموع، گونه های مناطق معتدله احتمالاً کمتر تحت تأثیر هرگونه تغییری در فراوانی گونه های صید و صیادی بوجود آمده براثر ماهیگیری قرار می گیرند.

هرچند تا حدود زیادی جز پذیرفتن مباحث فوق چاره ای نیست، به نظر می رسد که داده های اندکی وجود دارد که بتوانند ثابت (یا رد) کنند که نوسان های فراوانی گونه های ماهیان در مناطق گرمسیری کمتر است یا رژیمهای غذایی در این مناطق اختصاصیت بیشتری یافته اند. اما مطمئناً چرخه تولیدی سالانه، تغییرات فصلی بسیار کمتری را نشان می دهد و تولید مثل بسیاری ازگونه ها طولانی و نیمه مداوم است.

بنابراین، به نظر می رسد که فشار انتخابی کمتری برای تکامل ویژگی های زیستی وجود دارد تا ماهیان براساس این خصوصیات در فرصتهای گذرانی فصلی برای تولید مثل موفق، استفاده کنند. پائولی (۱۹۷۹) اظهار می دارد که دلایل اندکی برای اثبات این مسئله وجود دارد که در ماهیگیری های چند گونه ای گرمسیری بازسازیهایی با تغییرپذیری زیاد اتفاق می افتد، ولی برای برخی گروههای آبزیان خاص نمی‌توان این احتمال را رد کرد. در واقع، آسیب به ریکروت ها در مورد سیستم های ماهیگیری کفزیان مناطق معتدله بخوبی ثبت شده است ولی برخلاف سیستم های سطحزی، عموماً گروههای سنی بیشتری وجود دارند که در برابر اثرات شکست در هرسال مانند بافر عمل کنند. گفته می شود که صید بی رویه در ماهیگیری ماهیان کفزی مناطق معتدله از تعداد گروه های سنی می کاهد و در نتیجه از ظرفیت بافری کاسته می شود.

۳-٤-٦- جایگزینی گونه ای و حالتهای پایدار جایگزین!

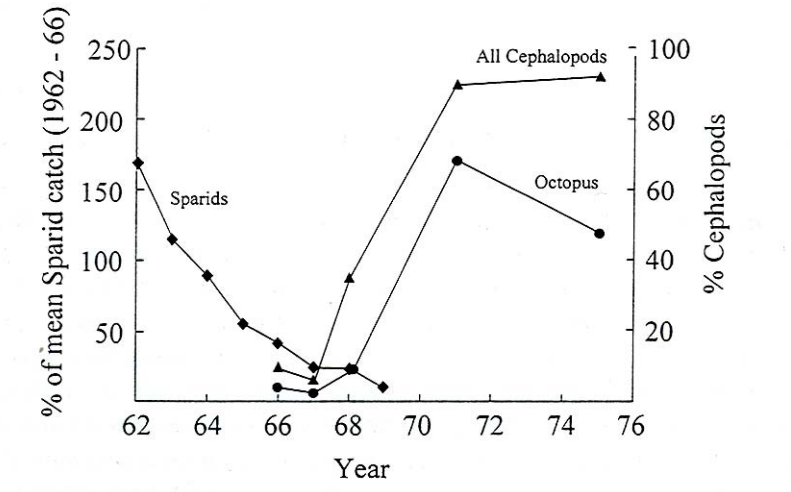
نتایج حاصل از مقایسه فوق بیان می کند که بدون توجه به عرض جغرافیایی موقعیت سیستم، تهی سازی منابع ماهیگیری ارزشمند می تواند منجر به افزایش گونه های کم ارزشتر شود. براساس یک دیدگاه تجاری، سگ ماهیان نسبت به ماهیان بسترزی بازار پسندی کمتری دارند. به طور مشابه، هرچند بازار سرپایان مسلماً در نقاط مختلف دنیا متفاوت است، ماهیان بسترزی معمولاً بیشتر ترجیح داده می شوند. در واقع سؤالی که بارها پرسیده می شود این است که آیا تغییرات برگشت پذیرند یا خیر. به طور کلی، احتمالاً برگشت پذیرند. اگرچه شواهدی در مورد چندین وضعیت پایدار در برخی سیستمهای دریایی وجود دارد (فصل ۸ را ببینید)، اساس این احتمال ضعیف است که کاهش فعالیت ماهیگیری، به دلیل برخی کنترلهای تنظیم کننده توسط سایر گونه های تسلط یافته، به بازسازی بسیاری از ذخایر منجر نگردد. اما باید دانست که فاکتورهای موجود در مورد بازسازی، پیش بینی زمانی بهبود وضعیت گونه ها را بسیار

دشوار می سازد. برخی ذخایر کفزی همچون ماهی کاد در کانادا که به رغم ممنوعیت ماهیگیری، در سال ۱۹۸۹ دچار اضمحلال شد، هنوز تا بازسازی ذخایر به زمان زیادی نیاز دارد.

سؤالی که در مورد ماهیگیری نواحی گرمسیری مطرح می شود این است که آیا غلبه یافتن اسکوییدیک پدیده عمومی است که در سیستم های کفزی در معرض صید بی رویه رخ می دهد؟ می توان با قطعیت به این سؤال پاسخ داد، ولی مسلماً شواهدی وجود دارد که سرپایان در مناطق دیگر نیز افزایش یافته اند. برای مثال، گولاند و گارسیا (۱۹۸۴) شرایط موجود در تغییرات ساختار جوامع ماهیان را در خارج از سواحل شمال غرب آفریقا توصیف می کنند که داده های صید آن از دهه ۱۹۴۰ تا دهه ۱۹۶۰ موجود هستند. انواع مختلف گونه های شانک ماهیان به طور سنتی گونه های غالب در جامعه ماهیان بودند، هرچند برخی سرپایان، بخصوص ماهی مرکب و اسکوییدهمیشه حضور داشتند. تا سال ۱۹۶۲، کمتر به هشت پایان اشاره شده بود و در این سال برای اولین بار عنوان جزئی مهم از جامعه ثبت گردید. برخی گزارشها نشان می دهند که سرپایان به عنوان بخشی از صید تخلیه شده، از مقدار نزدیک به صفر در سال ۱۹۶۰، به ۸۰ درصد در سال ۱۹۶۷ افزایش یافت، هرچند دیگران این رقم را ۳۰درصد اعلام کرده اند. اما در اوایل دهه ۱۹۷۰، همه موافق بودند که سرپایان حدود ۹۰درصد از صید را تشکیل می دهد که بخش اعظم آنها هشت پایان بودند.

متأسفانه، داده هایی که بتوان براساس آنها میزان واقعی جایگزینی ماهیان توسط هشت پایان را تعیین کرد، در دست نیست و داده های صید همیشه در معرض انتقاد قرار دارند زیرا همانطور که قبلاً دیدیم، تغییر در رفتار ناوگانهای صیادی می تواند تصویر واقعی مسئله را بپوشاند. اما داده های حاصل ازگشتهای تحقیقاتی، تأیید کننده نظریه جایگزینی هستند (شکل ۱۱-۶). اکثر دانشمندانی که با ماهیگیری آشنایی دارند، اذعان کرده اند هشت پایان به عنوان جزء غالب سیستم، واقعاً جایگزین ماهیان شده است. سایر نواحی که سابقه طولانی استحصال ماهیان کفزی را دارند نیز شاهد افزایش سهم سرپایان در صید بوده اند

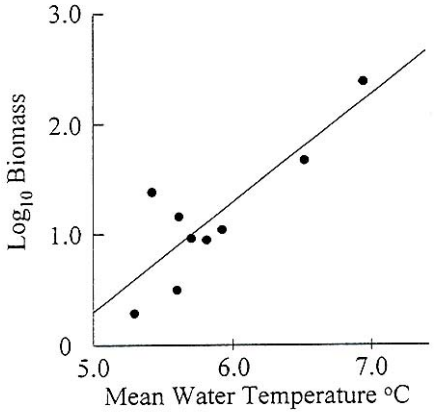
ولی اینکه آیا این افزایش نشان دهنده افزایش فراوانی مطلق این گونه هست یا خیر دربسیاری از موارد نامشخص است زیرا اطلاعات تاریخی کافی وجود ندارد.



شکل ۱۱-٦- روند تغییرات فراوانی نسبی شانک ماهیان و سرپایان براساس داده های تحقیقاتی مستقل از ماهیگیری و صیدهای تجاری (برگرفته از Caddy, 1983)

به نظر می رسد تغییر غالبیت در شکل ۱۱-۶ نشان داده شده طی یک دوره ۶-۵ ساله بوقوع پیوسته باشد. تغییری که توصیف آن برپایه پویایی جمعیتی تعادلی ساده دشوار است. اما به تغییرات ناگهانی مشابهی نیز در سایر ماهیگیریهای سرپایان اشاره شده است (Caddy,1983). اهمیت نسبی تغییرات در شرایط زیست محیطی و بهره برداری شیلاتی موضوعی قابل توجه است. برای مثال Caddy (۱۹۸۳) تغییراتی را در مناطقی با جریانات بالارو در غرب آفریقا بیان می دارد که با تغییر در تواتر و شدت بادهای دور از ساحل همراه است. به طور مشابه، رابطه حیرت آوری میان آب و هوای اقیانوس و تغییرات رخ داده در ماهیگیری

اسکوییـد (*Illex illecebrosus*) شرق کانادا وجود دارد و مقدار آن در طول یـک دوره ۱۰سـاله ۱۰۰برابـر شد (شکل ۱۲-۶).



شکل ۱۲-٦- رابطه میان توده زنده سالانه اسکوییـد(*Illex illecebrosus*) در ساحل شرقی کانادا و دمای متوسط آب دریا (برگرفته از Caddy, 1983)

Caddy (۱۹۸۳) اظهار داشت که شرایط هیدرولوژیک در منطقه دور از ساحل آفریقا در حال برگشت بـه وضعیتی است که در آن دوره، شانک ماهیان غالب بوده اند. او اظهار داشـت کـه اگـر در تـسلط سـرپایان هیچ کاهشی رخ نمی داد، باور این مسأله آسانتر بود که کاهش شانک ماهیان بیش از تغییرات آب و هوایی عامل اصلی افزایش ذخایر سرپایان در اواخر دهه ۱۹۶۰ شد. البته شاید چنین بازگشتی در کار نبـوده اسـت و بـه نظر می رسد که وجود روابط قوی متقابل بوم شناختی غیرقابل انکار باشد.

در مورد مکانیسم این روابط متقابل تنها می توان به حدس و گمان پرداخت، اما می توان تـصور کـرد کـه جمعیتهای شانک ماهیان در حالـت بهـره بـرداری نـشده، شـامل چنـدین کـلاس سـنی بـود کـه در مقابـل نوسانهای شدید زیست محیطی به وسیله این بافرها محافظت می شد. بـا ایـن فرآینـد صـید سـرپایان بـالغ و

نوزاد در این وضعیت می تواند همانند یک مکانیسم کنترلی عمل کند. با شروع صید شانک ماهیان، ویژگی های زیستی سرپایان شامل دوره کوتاه زندگی، باروری بالا، امکانات را برای افزایش زیاد و سریع جمعیت در شرایط مناسب زیست محیطی فراهم کرد. با دست یابی به چنین تسلطی، کنترل سرپایان بر بازسازی ماهیان از طریق صید نوزادان آنها می تواند اهمیت یابد.

٤-٤-٦- آیا وضعیت کفشک ماهیان بهتر شده است؟

یکی از پدیده های ظاهراً مشترک در داده های مورد بحث ، حضور نسبی کفشک ماهیان است. پائولی (۱۹۷۹) اشاره می کند که کفشک ماهیان در زمان کاسته شدن از ذخایر سایر ماهیان به خوبی عمل می‌کنند (هرچند آنها نیز سرانجام کاهش یافتند) و داده های دریای شمال نیز یک افزایش عمومی را در غالبیت کفشک ماهیان نشان می دهد. شاید در خلیج آلاسکا و شرق دریای برینگ نیز افزایش زیادی در کفشک ماهیان رخ داده باشد. از آنجایی که وسایل تورهای کفروب عموماً در صید کفشک ماهیان کارایی کمتری دارند، شاید پاسخهای ایجاد شده در ماهیگیری صید کف در خلیج تایلند و دریای شمال تعجب آور نباشد، ولی ممکن است روابط متقابل زیست شناختی نیز در این میان نقشی ایفا نموده باشند. شاید تقابلهای مرتبط با تغییرات در ساختار زیستگاه هم در این ماجرا سهیم باشند. برای مثال، اگر تورکشی در بستر دریا سبب گسترش منطقه شنی برهنه گردد، این وضعیت برای کفشک ماهیان مناسبتر از سایر گونه ها می باشد. افزایش غالبیت کفشک ماهیان ممکن است یک پدیده مشترک در سیستم های بهره‌برداری شده باشد که تحقیقات بیشتری را طلب می نماید.

۵-٤-٦- کیفیت داده ها

دشواریهای موجود درجمع آوری داده ها و انجام آزمونهای نقادانه برفرضیه های مربوط به روابط متقابل بوم شناختی در سیستمهای شیلاتی بسیار طاقت فرساست. این دشواری در بسیاری از مثالهای بکار رفته در فصل ۵ مشخص بود ولی در این فصل که داده ها تا حدودی بهتر بودند نیز واضح بود. فقدان یک نشانه روشن نیز خود سبب می شود که دخالت دادن روابط متقابل بوم شناختی در مدیریت دشوار باشد. ما می‌دانیم که شکار و رقابت اغلب اهمیت دارند ولی بدون دانستن زمان، مکان و چگونگی آن روشن نیست که چه کاری باید انجام داد. در فصل ۹به این سؤال برمی گردیم ولی بخشی از مشکل می تواند درسطح سازمانی باشد که تجزیه و تحلیلهای مذکور برآنها متمرکز بودند. شاید ردیابی نشانه ها در سطح گونه بسیار دشوار باشد.اما تغییرپذیری پویایی جمعیت هرگونه، تأخیر در ایجاد پاسخ و انحراف در اهمیت نسبی صیادی و رقابت در طول مقیاسهای زمانی کوتاه، همگی می توانند عواملی باشند که تشریح این فرآیند کلیدی را تبدیل به چنین کار مأیوس کننده ای کرده اند. شاید باید به جای توجه به این مسئله، به پاسخهای ایجاد شده در سطح متمرکزتری نگاه کرده و این پرسش مطرح شود که اکوسیستم ها وجوامع به ماهیگیری چگونه پاسخ می دهند. این مسئله، موضوع فصل بعد می باشد.

«بخش سوم»

جنبه های مختلف سطوح سیستمی

مقدمه

اکثر افراد این مسأله را قبول دارند که یک سیستم بوم شناختی چیزی بیش از مجموع اجزای آن است و جوامع و اکوسیستم ها، واحدهای مدیریتی ذخایر می باشند و ارزش مطالعه را دارند. برای مثال، عبارات «تنوع زیستی» و «عملکرد اکوسیستم» در مقالات اخیر بوم شناختی بسیار به چشم می خورند ,با اینکه تعریف دقیق این عبارات اغلب دشوار است، استفاده از آنها نشان دهنده این شناخت است که برای مدیریت مسئولانه محیط زیست، باید اعتباری برای خواص سطوح سیستمی قائل شد. در این صورت عقلانی به نظر می رسد که در هنگام بیان این صفات ضروری نیز ارزیابی تأثیرفعالیت های ماهیگیریها مورد محاسبه قرارگیرند. دو فصل آینده این دیدگاه وسیعتر را ارائه می دهند و این سؤال که چگونه برداشت یک تعدادی از گونه ها می تواند برساختار و عملکرد جامعه یا اکوسیستم به عنوان یک مجموعه اثر بگذارد، مطرح می شود. فصل۷ برخی از روشهایی را توضیح می دهد که برای آزمایش و ارزشیابی ساختار جوامع دریایی و تغییراتی ابداع شده اند که فعالیتهای ماهیگیری برآنها تحمیل نموده و آنچه هرکدام از این روشها درباره تأثیرات ماهیگیری به ما می گویند (یا در آینده ممکن است به ما بگویند) در این فصل خلاصه شده است. در فصل ۸ سؤالهای مرتبط با این موضوع مطرح شده اند که: چه چیزی موجب سلامت یا استرس در اکوسیستم می شود؟ برای تشخیص هریک از این وضعیتها به دنبال چه علائمی باید بود؟ چه تغییراتی در ساختار به عملکرد سیستم لطمه می زند؟ این پرسش اخیر از اهمیت اساسی برخوردار است زیرا چنانچه ماهیگیری برنحوه عملکرد سیستم بیش از آنچه به چشم می آید اثر بگذارد، دلایل محکم تری برای اقدام در راستای محدود کردن تأثیرات به دست خواهد آمد.

«فصل ۷ »

معیارهای ارزیابی

تصمیم گیری درمورد اینکه کدام معیارها برای مشخص کردن وضعیت یک سیستم از طریق روشهای کارآمد و قابل قبول سودمندتر می باشد، مشکلی همیشگی در تحلیلها بوده است. انواع مختلفی از روشها هم اکنون در دست هستند اما در حال حاضر هیچ مبنایی برای انتخاب یک روش کامل بین آنها وجود ندارد. محققین مختلف روشهای متفاوتی را ابداع نموده اند ولی همه آنها یک سؤال اساسی را مطرح می کنند: آیا خصوصیات اجتماعات در طول زمان واقعاً تغییر می کنند؟ بعلاوه، آیا ارزش دارد که تلاش کنیم و میزان تأثیرگذاری فعالیتهای ماهیگیری در ایجاد این تغییرات را معین کنیم؟

در قسمتهای ۱-۷ و۲-۷ چند روش برای توصیف تغییرات در جوامع ماهیان درمناطق دارای فعالیتهای شدید ماهیگیری مورد استفاده قرار گرفته است. به رغم مجموعه داده های با ارزشی که از سازمانهای ماهیگیری در برخی مناطق دنیا به دست می آید، داده های ماهیگیری تا به حال بندرت برای بررسی جنبه های وسیع تر سطوح جوامع مورد استفاده قرار گرفته است . بیشترین توجه در تحلیلها برتک گونه هایی متمرکز بوده است که از نظر تجاری مورد توجه بوده اند، هر چند که داده های مربوط به ترکیب جامعه کل ماهیان

اغلب طی بررسی های ماهیگیری جمع آوری شده اند. خوشبختانه با انتشار تعداد فزاینده ای از آنالیز در سطح جوامع، این کمبود به سرعت در حال برطرف شدن است. به این ترتیب، شناخت از وقوع و چگونگی سطح تغییرات اجتماعات در پاسخ به ماهیگیری، در سالهای اخیر به نحو چشمگیری افزایش یافته است.

علت بررسی جداگانه پاسخ های مربوط به تجمع ماهیان از سایر سازمان ها و اجزاء سیستم، دلایل عملی است، به همین دلیل داده های سری زمانی فراوانی گونه های ماهیان نسبت به سایر اجزا بیشتر است. اما انتظار می رود که تأثیرات ساختاری نیز در اجتماعات ماهیان بیش از هرجای دیگری عمیق تر باشد زیرا این جامعه، بیشترین تأثیرات مستقیم را از برداشت ماهیان متحمل می شود. جوامع ماهیان مشابه یک مکان حساس برای شروع بررسی به نظر می رسد. در ادامه این فصل، امکان بررسی فون جانوران(به غیرماهیان) به منظور برآورد انتقال انرژی میان گروههای جانوری و گیاهی مختلف با هدف ارزیابی بهتر تأثیرات فشارهای فعالیت ماهیگیری در سیستم مورد استفاده قرار می گیرد.

۱-۷- تنوع زیستی- وسیله ای نامناسب یا معیاری مفید؟

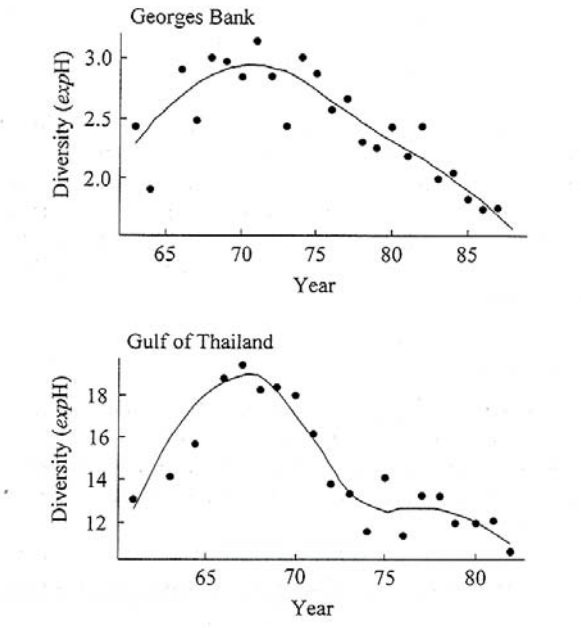
یک راه برای خلاصه کردن ترکیب یک جامعه چند گونه ای، استفاده از شاخص تنوع است. در راه تلاش برای بیان تنوع گونه ای موجود در یک سیستم به وسیله یک عدد، موانع بسیاری وجود دارد، ولی این روش همچنان یک روش متداول است. درواقع، آنالیز تفاوتهای موجود بین شاخصهای تنوع در محلها یا زمانهای مختلف، برای بسیاری از افراد اولین گام برای آشکار کردن روند تغییرات جامعه است. مقالات گوناگونی در مورد استفاده از چنین شاخصهایی وجود دارند و مقاله «ماگوران»(۱۹۸۸) به عنوان یک مقدمه خوب برای این مبحث توصیه می شود.

شاید متداولترین تنوع شاخص Shannon- Wiener(H') باشد که به صورت ذیل بیان می شود:

$$H' = -\sum_{i=1} p_i \ln p_i$$

که در آن p_i= نسبت تعداد کل افراد گونه مورد نظر می باشد. یک متغیر متداول این شاخص از طریق exp H بدست می آید.

چگونه تنوع یک اجتماع ماهی به فشار ماهیگیری پاسخ می دهد؟ شکل ۱-۷ روند تغییرات exp H در دو منطقه بررسی شده در فصل۶ یعنی مخزن آبی جورجز و خلیج تایلند را نشان می دهد. درهر دو مورد، داده ها از بررسی های تحقیقاتی محاسبه شده اند. در مورد خلیج تایلند داده های زمانی کم وبیش از هنگام آغاز ماهیگیری ترال کف وجود دارند اما در مخزن آبی جورجز ، سری زمانی داده ها، دوره ای را پوشش می دهند که افزایش زیادی در تلاش صیادی رخ داد، در حالی که ماهیگیری سالها پیش از آن نیز انجام می شد. روند تغییرات دراین دو نمودار به طور چشمگیری مشابه است بطوری که تنوع در مراحل اولیه فعالیت ماهیگیری افزایش یافت و پس از آن به طور فزاینده ای کاهش یافت.



شکل ۱-۷- روند تغییرات exp H در خلیج تایلند و مخزن آبی جورجز. داده های خلیج تایلند از Pauly(۱۹۸۷) و داده های مخزن آبی جورجز از Solow(۱۹۹٤) اقتباس شده اند.

با در نظر داشتن اینکه شاخص تنوع، جوانبی از غنای گونه ای(تعداد گونه ها در سیستم) و یکسانی (توزیع نسبی درمیان گونه ها) را در خود نهفته دارد، این روندها کاملاً منطقی هستند. از آنجایی که بعید است که براثر فعالیت های ماهیگیری، یک گونه به سیستم اضافه شود، افزایش تنوع در مراحل اولیه فعالیتهای ماهیگیری باید در نتیجه یکسان شدن فراوانی نسبی گونه باشد. منطقی به نظر می رسد که فرض کنیم معمولترین گونه های ماهی هدفهای اولیه ماهیگیری بودند و کاهش آنها به یک افزایش ابتدایی درتراز گونه ای می انجامد. اما با گذشت زمان ممکن است صید بیش از حد این گونه ها متعاقباً به کاهش اندازه جمعیت گونه های هدف اولیه منجر شود که در نتیجه آن تنوع کاهش یابد. شاید بعد از آن، گونه های جدید مورد استحصال قرار گیرند تا آنجاییکه گونه ای که از نظر تجاری دلخواه نیست، در جامعه غالب شود و تنوع کاهش یابد. می توان این توجیه را فرضیه زنجیروار بودن محصول پایه نامید.

اگرچه چنین توجیهی در مورد روندهای مشاهده شده تغییرات در تنوع، ظاهر خوبی دارد و الگوی تغییرات روشن به نظر می رسد،اما مطالعات دیگری که تأثیرات ماهیگیری را در تنوع مورد بررسی قرار دادند، چنین الگوهای متقاعد کننده ای را نشان نمی دهد. برای مثال، واتسون و همکاران (۱۹۹۶) با استفاده از تفاوت موجود میان یک اجتماعی که ماهیگیری در آن مجاز بود تأثیرات ماهیگیری سنتی را در فراوانی و تنوع اجتماعات ماهیان صخره های مرجانی کنیا مورد بررسی قرار دادند. در حالی که ماهیان بیشتری درمنطقه حفاظت شده یافت شدند، هیچ تأثیری در تنوع وجود نداشت و واتسون و همکاران (۱۹۹۶) علت این امر را مهاجرت بالغین از منطقه محافظت شده یا افزایش مقدار لاروها می دانستند. در سیستمهای معتدله نیز تأثیرات برتنوع در پاسخ به افزایش فعالیت ماهیگیری همیشه مشهود نیست. برای مثال، تنوع گونه ای در بخش شمالی دریای شمال (که براساس شاخصهایی همچون Shannon مشخص شده که در سالهای مختلف متغیر بوده است، ولی بطورکلی روند تغییرات طی ۶۰سال با تأثیرات ماهیگیری ناهماهنگ بود (Greenstreet & Hall, 1996). با در نظر داشتن این حقیقت که تأکید برتنوع

به صورت معمول همیشه مفید نیست، سؤالی که مطرح می شود این است که آیا روش دیگری وجود دارد؟

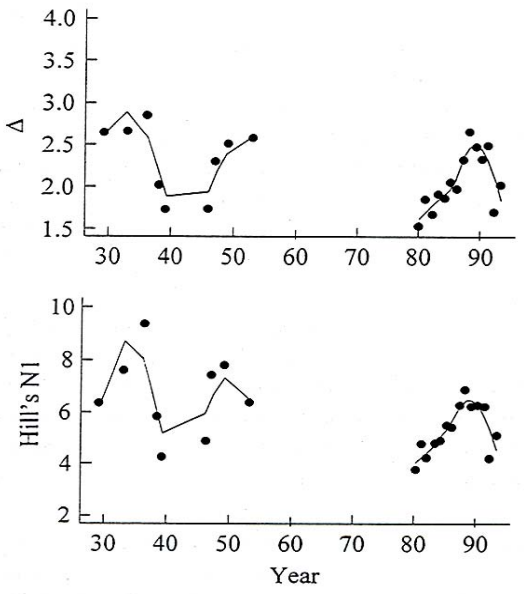
۱-۱-۷- تنوع گونه ای

اجتماعاتی که میزان شاخص های تنوع در آنها یکسان است، ممکن است شامل گونه هایی باشند که همگی از نظر رده بندی ارتباط نزدیکی با یکدیگر دارند یا گونه هایی باشند که ارتباط دوری با هم دارند. شاخصهای تنوع همچون Shannon(H') روابط تاکسونومیک را هرگز به حساب نمی آورند. وارویک و کلارک (۱۹۹۵) با توجه به این واقعیت اخیراً دو مقیاس جدید از تنوع جامعه (Δ و Δ^*) را پیشنهاد داده اند که روابط تاکسومونیک را در محاسبات در نظر می گیرد. این محققین Δ را به عنوان شاخصی از تنوع تاکسومونیک توصیف کرده اند که با شاخص تنوع گونه ای Shannon(H') به صورت تجربی مرتبط است ولی بخشی به عنوان جدایی تاکسونومیک به آن اضافه شده است. برعکس Δ^* را می توان به طور خالص به عنوان مقیاسی از جدایی تاکسومونیک در نظر گرفت که تنوع گونه ای در آن دخالتی ندارد.

در جوامعی با تعداد نمونه کوچک، این شاخصها به روشی کاملاً منطقی عمل می کنند. هنگامی که از این شاخصها در آنالیز اجتماع بی مهرگان دریایی بنتیک در اطراف یک میدان نفتی استفاده شد، با افزایش آلودگی زیست محیطی، یک کاهش مستمر در جدایی تاکسومونیک قابل مشاهده بود.برعکس، شاخصهای تنوع هیچ روندی را در طی همان دوره آلودگی نشان ندادند. این محققین همچنین تأثیرات اندازه نمونه را بررفتار شاخصها مورد آزمایش قرار دادند و نشان دادند که برخلاف اکثر معیارهای تنوعی دیگر، اگر اندازه های نمونه ها کوچک باشد هیچ خطای سیستمی ایجاد نخواهد شد که یک خاصیت فوق العاده مطلوب برای هرشاخص می باشد.

برپایه این نتایج به نظر می رسد در نظر گرفتن ارتباط تاکسومونیک در معیارهای تنوع می تواند شاخصهای دقیقتر و حساستری از آشفتگی های جامعه را نمایان کند. جامعه ای که تعداد زیادی گونه های مرتبط با هم دارد ازنظر بسیاری از مردم نسبت به جامعه ای که همان تعداد گونه اما با نزدیکی کمتری دارد، دارای تنوع کمتری است.

هال و گرین استریت (۱۹۹۸) برای کشف ارزش این جنبه از آزمون تأثیرات ماهیگیریΔ و Δ^* برای داده‌های دریای شمال استفاده کردند تا مشخص نمایند آیا انحرافاتی در ارتباطات تاکسومونیک اجتماع وجود داشته است یا خیر. برخلاف انتظارات، شاخصهای تنوع مورد استفاده تا حدودی با شاخصهای جدیدهمسان بودند(شکل ۲-۷). بنابراین در نگاه اول به نظر می رسد که شاخصهای تاکسومونیک هیچ دیدگاه اضافه ای ارائه نمی دهد. با این حال، باید در نظر داشت که این شاخصهای جدید اجزای دیگری از ساختار جامعه را اندازه می گیرند که اهمیت داخلی دارد.



شکل ۲-۷- نمودار سریهای زمانی شاخص تنوع استاندارد *exp* H (Hill's N1) وشاخص Δ که ارتباط تاکسومونیک را شامل می شود. (برگرفته ازشکل ۱ Hall & Greenstreet,1998).

۲-۷- درجه‌بندی[1] و خوشه بندی[2]

از چه راه دیگری می توان داده های جوامع را بررسی نمود؟ یک روش متداول دیگر، استفاده از یکی از روشهای مختلف خوشه بندی یا درجه بندی است. این روشها محاسبه می کنند که ترکیب گونه ها در نمونه های مختلف تا چه حد مشابه است و سپس آنها را براساس تشابه یا تفاوتشان طبقه بندی می کنند. این روشها امروزه ابزارهای متداول و کارآمدی برای شناخت تغییرات در ترکیب جامعه هستند. برای تبیین بیشتر این مسأله که چگونه این روشها مورد استفاده قرار می گیرند، شکل ۳-۷ نمودارهای درجه بندی را برای داده های سالانه توده زنده ارائه شده توسط پائولی(۱۹۸۷) برای خلیج تایلند و توسط کلارک و براون (۱۹۷۷) برای مخزن آبی جورجز را نشان می دهد. هردو مجموعه مربوط به دوره ای است که فشار ماهیگیری به سرعت رشد داشته است. برای درک چنین نمودارهایی باید دانست که نمونه هایی که ازنظر ترکیب فون جانوری به یکدیگر شباهت بیشتری دارند(در این مورد داده های مربوط به سالهای مختلف) دیدگاههای نزدیکتری به هم دارند. نمودارهای هر دومنطقه نشان می دهند که در سالهای ابتدایی، ماهیگیری در یک مسیر هدایت شده تغییر کرده و این تغییر هدایت شده، در زمانهای بعد وضوح کمتری یافته است.در واقع، بدون داشتن داده هایی درمورد سایر مناطقی که در معرض ماهیگیری نیستند، نمی توان این تغییرات را با قطعیت به ماهیگیری ارتباط داد. اما روندهای مشترک در نمودارهای درجه بندی و تنوع در دو منطقه ای که الگوهای مشابهی را در افزایش بهره برداری داشته اند، ما را به این نتیجه رهنمود می کند.

هرچند روشهایی مانند MDS می توانند تغییرات ترکیب را ردیابی کند، ولی هیچ ایده ای در مورد ماهیت این تغییرات یا میزان مجزا بودن یا ظرفیت محتمل آن ارائه نمی دهند. برای مثال، آنالیز MDS ذکر شده نشان می دهد که در مخزن آبی جورجز تغییری رخ داده است و می توان نتیجه گرفت که این تغییر از نظر بوم شناختی دارای اهمیت است. اما تجزیه و تحلیل دیگری از همین داده ها توسط Grosslein و

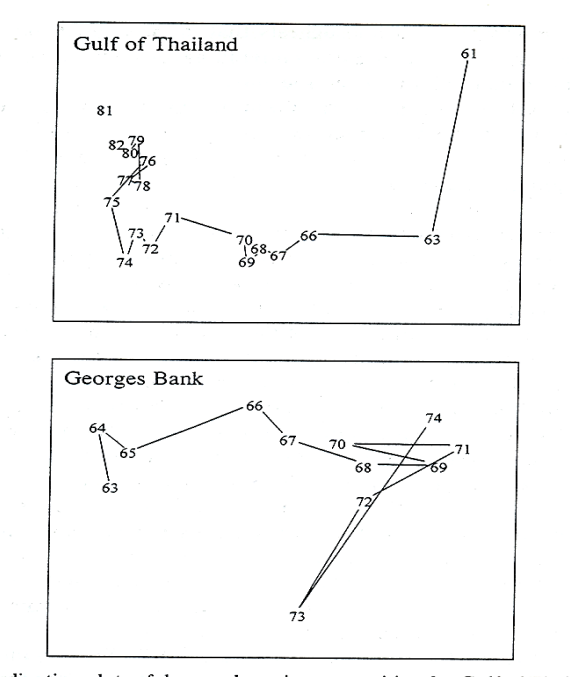
[1] Ordination
[2] Clustering

همکاران(۱۹۸۰) آنها را به این نتیجه رساند که هیچ تغییر جدی در ترکیب گونه ها در توده زنده ماهیان کفزی و هیچ سازماندهی بزرگی در سایر گونه های ماهیان کفزی برای جایگزینی ذخایر اصلی کفزی و پلاژیک وجود نداشته است. نتیجه مشابهی نیز از داده های جمع آوری شده در دریای شمال بدست آمد، اگرچه روندهای تغییرات درازمدت بسیار مشخصی در ساختار جامعه در واحد زمان یافت شد، ریشه مشکل در اینجا جداکردن تأثیرات ردیابی از تأثیرات بزرگ یا تأثیراتی است که از نظر بوم شناختی اهمیت دارند. شاید روشهایی بیشتر آگاه کننده باشند که مسایل عملی واضحتری همچون اندازه بدن را دربرمی گیرند.

۳-۷- اندازه بدن

بوم شناسان مدتهای زیادی است که می دانند اطلاعات در مورد توزیع اندازه بدن می تواند به ما در درک قواعد و اصول کمک کند (برای مثال، Sheldon *et al.*, 1972). بنابراین، می توان دیدگاه دیگری را راجع به سازماندهی جامعه در نظر گرفت و فعلاً در نظر نگیریم که سیستمها گونه های بسیار متفاوتی را در بردارند. ولی تنها سؤال این است که بدون توجه به هویت گونه، موجودات چگونه بین کلاسهای مختلف اندازه ای توزیع شده اند. این روش چند مزیت دارد. نخست آن که ماهیگیری غالباً براساس اندازه انجام می شود، بنابراین تمرکز برساختار اندازه ای جامعه می تواند روشی بسیار خوب برای آزمون تأثیرات ماهیگیری باشدهم چنین مواجه شدن با مکانیسم های مربوط به ماهیگیری که ممکن است به تغییر درساختار اندازه ای منجر شود، آسان است. ثانیاً در مورد اجتماعات ماهیان، مشاهده شده که توده زنده و تعداد موجودات در کلاسهای طولی (با درنظر گرفتن همه گونه ها) نسبتاً ثابت است (Sheldon *et al.*,1992 ; Pope & Kinghts,1982 ; Murawski & Idoine, 1988) حتی غنا و فراوانی نسبی گونه ها در یک مجموعه از نمونه ها بسیار متغیر باشد، این ثبات وجود دارد. به این ترتیب، در نگاه به جامعه به عنوان یک کل به جای اجزای گونه ای آن (که داده های آن غالباً تا حدود زیادی مشکل دار است)،

می‌توان تصویری از چگونگی سازماندهی جامعه به دست آوریم که راحت تر می توان آن را تفسیر و کامل کرد.



شکل۳-۷- نقشه های درجه بندیMDS از ترکیب آبزیان کفزی خلیج تایلند (۱۹۸۱-۱۹٦۱) و مخزن آبی جورجز (۱۹۷٤-۱۹٦۳) روندهای تغییرات هدایت شده ای را در ترکیب جامعه نشان می دهند. نقشه ها از ماتریسهای عدم تشابه Bray-Curtiss گرفته شده و براساس داده های غیرانتقالی محاسبه شده اند. داده های خلیج تایلند از Pauly(۱۹۸۷) و داده های مخزن آبی جورجز از ClarkوBrown(۱۹۷۷) اقتباس شده است.

یکی از اولین تلاشها برای کنکاش در زمینه ساختار اندازه ای جامعه ای ازماهیان و ارتباط احتمالی آن با ماهیگیری توسط Pope و Kinghts (۱۹۸۲) صورت گرفته است. شکل ۴-۷الف نتایج تحلیل آنها را براساس فراوانی طولی در دو ناحیه، یکی اطراف جزایر فارو و دیگری در قسمت شمالی دریای شمال

نشان می دهد.این مناطق عمق یکسانی دارند و ترکیب گونه ای مشابهی دارند ولی تفاوت معنی داری را در توزیع اندازه ای نشان می دهند. Pope و Knights (۱۹۸۲) فرض کردند که این تفاوتها می تواند ناشی از الگوهای متفاوت بهره برداری باشد (برای نمونه از ۲ نوع تور یا ۲ چشمه متفاوت استفاده شده باشد) ولی شاید شدت بیشتر ماهیگیری در دریای شمال باعث کاهش تعداد ماهیان بزرگ و (به طور انتزاعی تر) افزایش تعداد ماهیان کوچک از طریق رهایی ازشکار شدن توسط ماهیان بزرگتر شده باشد.

Pope و همکاران(۱۹۸۸) داده های دریای شمال را در برابر داده های مخزن آبی جورجز قرار داد و نشان دادند که روند تغییرات در این دو سیستم به نحو چشمگیری متفاوت است. نسبت ماهیان بزرگتر در دریای شمال به وسیله افزایش شیب مقادیر در منحنی طول در سالهای مختلف کاهش نشان داده است و برعکس، در مخزن آبی جورجز افزایش مختصری در تعداد ماهیان بزرگتر و در نتیجه کاهش شیب طیف اندازه به وقوع پیوست. شیب طیف اندازه نیز در دریای شمال بیشتر بود که نشان می داد با افزایش اندازه بدن، کاهش بسیار سریعتر در تعداد موجودات رخ داده است (شکل ۴-۷ب). این افزایش ماهیان بزرگ در مخزن آبی جورجز تقریباً همگانی بود، که نشان آن افزایش تعداد الاسموبرانش ها در سیستم بود (پدیده‌ای بوم شناختی که در فصل۶ مورد بحث قرار گرفته است)

Murawski وIdoine (۱۹۹۲) در ارزیابی دوباره این داده ها، دریافتند که تفاوت طیف اندازه در دو منطقه، بسیار بیشتر از همه تغییرات داخل منطقه ای در طول سالها بوده است. این تفاوت بزرگتر میان مناطق را می توان به سه طریق توضیح داد: این تفاوت، تظاهری از تفاوت در روشهای سازماندهی جوامع است (مثلاً ضرایب متفاوت مرگ ومیر ناشی از شکار در طولهای مختلف، نسبت کل غذای مصرف شده ماهیان و غیره).(۲) این تفاوت انعکاس دهنده تفاوت در الگوی بهره برداری ماهیگیری است یا (۳) در روش جمع آوری داده ها خطایی وجود داشته است. با این حال Murawski وIdoine (۱۹۹۲) در آن زمان اشاره نمودند که بدون داده های بیشتر یا آنالیز نظری قانع کننده، تصمیم گیری در مورد این گزینه‌ها اگر غیرممکن نباشد، دشوار است.

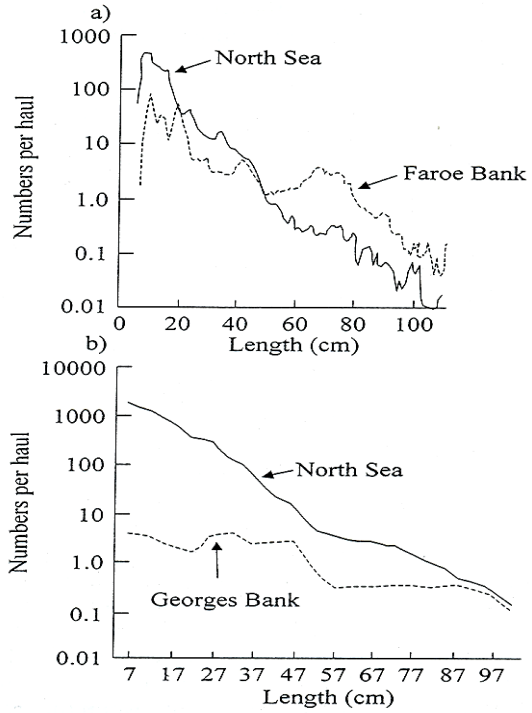
گروه کاری ICES در زمینه تأثیرات بوم شناختی فعالیتهای ماهیگیری در سال ۱۹۹۴ داده های بیشتر و نظری را برای دریای شمال فراهم کرد. این گروه نشان داد که وقتی تغییرات روزانه گروه های طولی نسبت به تغییرات طولی سالانه، سیر نزولی پیدا کرد، شیب منحنی در طول زمان به نحو فزاینده ای منفی شد. برعکس، فاصله عرض از مبدأ[1] تنها اندکی تغییر کرد (Anon,1994). اصول چنین تغییری بعدها توسط Rice و Gislason(۱۹۹۶) با استفاده از MSFOR مورد بررسی قرار گرفت که اقتباسی از آنالیز مجازی جمعیت چند گونه ای[2](MSVPA) است که در فصل ۶توضیح داده شده است. این مدل اجازه می دهد که روابط شکار در بین گونه ها در محاسبات وارد شود و توزیع فراوانی متعادلی را برای ۱۱گونه ماهی دریای شمال پیش بینی نماید.

شکل ۵-۷الف نشان می دهد که چگونه طیف اندازه در سه سطح مختلف از بهره برداری می تواند تغییر کند: سطح فعلی، یک افزایش ۵۰درصدی و یک کاهش ۵۰درصدی را نشان می دهد. این نمودارها در طولهای بیش از ۳۰ سانتیمتر تا حدود زیادی به صورت خط مستقیم درآمده اند. شکل ۵-۷ ب روند تغییرات شیبها و فاصله عرض از مبدأ پیش بینی شده طیفها را با تغییرات فعالیتهای ماهیگیری در این محدوده خلاصه می کند. این روندها با انتظار منطقی در مورد چگونگی پاسخ طیف اندازه به ماهیگیری به صورت کاهش افراد بزرگتر و افزایش تعداد افراد کوچک، انطباق دارد.

این نتایج از این نظر اهمیت دارند که نشان می دهند تغییرات طیف اندازه می تواند در نتیجه ماهیگیری رخ دهند و مشخص می کنند تغییرات بین سالها در طیف اندازه در دریای شمال ممکن است در این روش مورد توجه قرار گیرد. اما در مورد تفاوت های دریای شمال و مخزن آبی جورجز چطور؟ مشخص نیست که تفاوت میان پاسخ ها در این مناطق جغرافیایی را بتوان به تنهایی به وسیله تاریخچه متفاوت ماهیگیری توضیح داد. این تفاوت ها به احتمال زیاد انعکاسی از تفاوتهای اساسی در ساختار جامعه دو سیستم است.

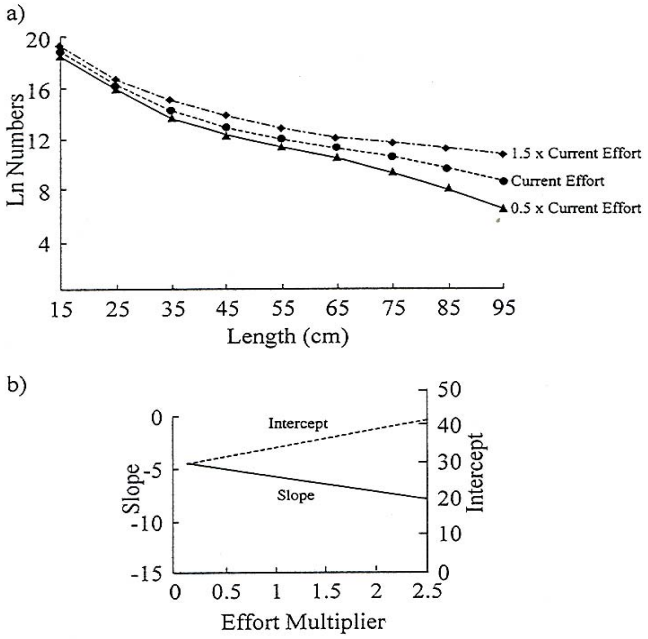
[1] Intercept
[2] Multispecies Virtual Population Analysis (MSVPA)

وقتی این مقایسه ها انجام می شود باید در نظر داشت که دریای شمال منطقه ای بسیار بزرگتر از مخزن آبی جورجز (حدوداً ۱۱ برابر بزرگتر) و بسیار غیریکنواخت تر، دارای محدوده عمقی وسیعتر و تغییرات دمایی در تابستان می باشد. بنابراین از نظر اقیانوس شناسی، این مناطق کاملاً قابل مقایسه نیستند هرچند هردو دریای فلات قاره ای منطقه معتدله با ساختارهای غذایی تقریباً مشابه می باشند.



شکل٤-۷- (الف) میانگین طول در بررسیهای انجام شده برای ماهیان کفزی در جزایر فارو و قسمت شمالی دریای شمال(برگرفته از شکل۲ Knights & Pope,1982).(ب) میانگین طول از بررسیهای انجام شده در انگلیس بر روی ماهیان کفزی دریای شمال و بررسیهای انجام شده برروی تورهای ترال کف در مخزن آبی جورجز ایالات متحده (برگرفته از شکل٤ Murawski& Idoine, 1992).

هرچند تمایز میان مناطق ممکن است دشوار باشد اما همزمان با توسعه ماهیگیری در هرمنطقه باید در انتظار تغییراتی در طیف اندازه آن ها باشیم. تمرکز برای تغییرات ممکن است در برخی موارد برای مدیریت ماهیگیری تا حدود زیادی مثمرثمر باشد. برای مثال در ماهیگیری های نواحی گرمسیری۳ مشکل وجود دارد: (۱) حجم زیادی از گونه های کوتاه عمر صید می شوند(۲) ارزیابی ذخایر تک گونه ای غیرممکن است (۳) سریهای زمانی برای اطلاعات صید و تلاش صیادی غالباً وجود ندارند. آنالیز ساختار اندازه براساس گشتهای ترال می تواند روشی آسان و کم هزینه برای تعیین میزان اثرات ماهیگیری بر فون ماهیها در این شرایط باشد. مسلماً در این زمینه بستر مطالعات زیادی وجود دارد.



شکل۵-۷- (الف) پراکنش مقادیر طول در یک جامعه متشکل از ۱۱گونه ماهی تحت سطوح متفاوتی از ماهیگیری با استفاده ازVPA تک گونه ای مبتنی برطول(ب) تغییرات شیبها و فاصله عرض از مبدأ پیش بینی شده در طیف اندازه برای ماهیان با بیش از ۳۰سانتیمتر طول(برگرفته از Gislason & Rice, 1996).

بسط تحلیل های مبتنی براندازه بدن با در نظر گرفتن تنوع

یک راه جلوگیری برای آنالیزهایی که به طور خالص مبتنی براندازه هستند که در بالا توضیح داده شدند، در نظر گرفتن نحوه پراکنش گونه ها در دسته های مبتنی بر اندازه بدن است. این روش در حقیقت حالت بینابینی بین آنالیزهای متکی براندازه و آنالیزهایی که مجموعه داده هایی را که شامل اندازه و فراوانی گونه ها می باشد، است. اگر تعداد یا توده زنده در طیف اندازه، منعکس کننده قوانین با اهمیت دسته بندی باشند که براساس روابط غذایی مشخص می شوند، می توان انتظار داشت که نظم هایی در رابطه تنوع گونه- اندازه بدن وجود داشته باشد که قابل توجیه به وسیله تقسیم بندی منابع غذایی باشد.

کار گروه ICES در یک بررسی مقدماتی برروی تأثیرات بوم شناختی ماهیگیری، روند تغییرات تنوع گونه ای (که به وسیله شناخت تنوع 'Shannon H بیان می شود) را در برابر کلاسهای طولی برای داده‌های حاصل از بررسی تور ترال ماهیان کفزی انگلیس تجزیه و تحلیل کردند (Anon,1994) کاری که برپایه تحقیق Rice و Gislason (۱۹۹۶) صورت گرفت. در هردو آنالیز، سیرنزولی خطی تنوع در هر گروه اندازه ای در برابر اندازه بدن برای توصیف طیف مورد استفاده قرار گرفت. جالب است که شیب این سیرنزولی که برای داده های هر سال به طول جداگانه محاسبه گردید هیچ روند کلی معنی داری را در طول مدت آنالیز نشان نداد این نتیجه در تقابل با شیب تعداد در آنالیز طولی قرار داشت که در قسمت قبل مورد بحث قرار گرفت و یک افزایش تدریجی را در شیب نزولی نشان می داد. به یاد داشته باشید که تغییر اخیر به این ترتیب تفسیرشد که نتیجه مستقیم فشار ماهیگیری موجب کاهش تعداد ماهیان بزرگ می شود.

Gislason و Rice (۱۹۹۶) علاوه بر مدل سازی، برای پاسخ های مورد انتظار در توزیع فراوانی طولی گونه ها ، پیش بینی های مدلی را نیز از نحوه تغییر طیف اندازه تنوع در شدت های متفاوت ماهیگیری مورد آزمایش قرار دارند. آنها دریافتند که همچون آنالیز داده های حاصل از ، محاسبه شاخص Shannon از روی کلاس های طولی ، شاخص ضعیفی از تغییرات شدت ماهیگیری را ارائه می دهد. کمبود

اطلاعات نویسندگان را برآن داشت که نتیجه بگیرند این نوع نگاه به داده های شیلاتی، معیاری به حدکافی حساس برای پایش عوارض ماهیگیری براجتماعات ماهیان در دریای شمال بدست نمی دهد. با این وجود، در حالی که روش فوق احتمالاً چندان سودمند نیست، روش دیگری که برای ارائه داده های مشابه از طریق بررسی برروی حشرات به دست آمده است، می تواند قابل استفاده و مفید باشد.

درسهایی از حشرات؟

مطمئناً آنالیز الگوهای توزیع فراوانی، تنوع گونه ای و اندازه بدن تنها به وسیله افرادی که به ماهیها علاقه داشته اند، به کار گرفته نشده است. مقالات زیادی در رابطه با این موضوع وجود دارند که ارتباط بین این ویژگیها به طرق مختلف، چه به تنهایی و چه به صورت ترکیبی، برروی جوامع دیگر بخصوص حشرات مورد آزمایش قرار گرفته است. هرچند بسیاری از افراد در مجموعه داده هایشان به دنبال چنین الگوهایی بوده اند شاید مطالعات Siemann و همکاران (۱۹۹۶) تا به حال جامعترین تلاش در یک آنالیز یکپارچه باشد.. این محققین، اجتماعی از حشرات را در یک دشت مطالعه کردند و وقتی گونه ها را در Log_2 ، محدوده گروه های اندازه ای طبقه بندی کردند، یک رابطه گنبدی شکل میان غنای گونه ای (S) و تعداد افراد(I) با اندازه بدن بدست آوردند با این حال،Siemann و همکاران علاوه بر این، یک رابطه نمایی توانی ساده میان IوS درکلاسهای طولی در جایی که $S=aI^b$ یافتند که پیشتر گزارش نشده بود. نمودار لگاریتم S در برابر لگاریتم I یک خط راست می دهد که شیب آن نشان دهنده توان b و ضریب a نشان دهنده عرض از مبداء می باشد.

توجه به نتایج تحقیق Siemann و همکاران (۱۹۹۶)، یک آنالیز اولیه از داده های حاصل از گشتهای ترال انجام شد تا بررسی شود که آیا روابط مشابهی درمورد ماهیان دریایی نیز برقرار است یا خیر(Hall & Greenstreet ,1996).منحنی های گنبدی شکل مشابهی برای تنوع گونه ای در برابر اندازه بدن به همراه

روابط توانی میانI,S درون گروه های اندازه ای مشاهده گردید. آیا چنین رابطه ای می تواند پایه ای برای آنالیز تأثیرات ماهیگیری در سطح جامعه باشد؟

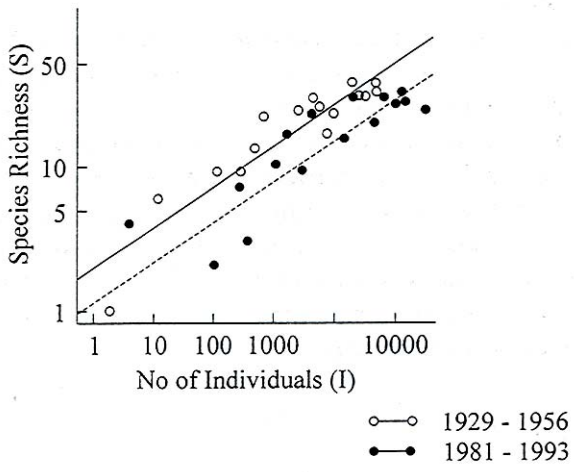
برای بررسی این احتمال، آنالیز بسط پیدا کرد تا چگونگی تغییر رابطه میان IوS را در طول زمان و در بین مناطق جغرافیایی مورد آزمایش قرار دهد.شکل ۶-۷ نتایج تغییرات را در دوره های زمانی ۱۹۵۶-۱۹۲۹ و ۱۹۹۳-۱۹۸۱ نشان می دهد. ضریبهای همبستگی نزولی لگاریتم S در برابر لگاریتم I نشان دهنده یک کاهش معنی دار عرض از مبداء با محور مختصات در دوره های بررسی است که با تغییر در شیب همراه نیست. آنالیزهای بیشتر نشان داد که این کاهش نمی تواند به عنوان تأثیرات اندازه نمونه در نظر گرفته شود و به نظر می رسد که انعکاس دهنده یک کاهش کلی در غنای گونه ای در داخل گروه های اندازه ای است. با نگاه دقیق تر به الگوهای این داده ها، حیرت انگیزترین روند در طول زمان کاهش غنای گونه ای بین سالهای ۱۹۲۹ و ۱۹۵۰ در هر گروه اندازه ای کوچک و بزرگ می باشد. همانطور که پیشتر بحث شد، کاهش فراوانی ماهیان بزرگ به همراه بهره برداریهای شیلاتی قابل انتظار است و شاید تعجب آور نباشد که غنای گونه ای در این دسته کاهش یافته است.فقدان گونه هایی نظیر سپرماهی بزرگ *Raja batis* را در دریای ایرلند نشان داده است (Brander,1981) و ماهیان کاد بالغ با سایز بزرگ به طور فزاینده ای در دریای شمال کمیاب می شوند (Cook *et al.*, 1997). کاهش فراوانی سفره ماهیان در دریای شمال هم ثبت شده است (به قسمت ۲-۲ مراجعه شود) و به نظر می رسد که سایر گونه های بزرگ جثه نیز به طور مشابهی تحت تأثیر قرار گرفته باشند.

هرچند تأثیر ماهیگیری برافراد بزرگتر جمعیت قابل انتظار است، توجیه پاسخ در ماهیان کوچکتر بسیار دشوارتر می باشد. با در نظر گرفتن مشکلات قطعی موجود در نمونه برداری کافی از ماهیان کوچک، می توان اساس این نتایج را غیرواقعی دانست. با این حال، روندهای موجود در غنای گونه ای برخلاف انتظارات ما براساس نمونه گیری است زیرا به رغم این واقعیت که اکثر افراد در دوره های بعدی نمونه گیری شده بودند،

تعداد گونه ها در نمونه ها کاهش یافت. بنابراین به نظر می رسد که این کاهش، بخاطر نمونه برداری نیست. تغییرات در اندازه در زمان تثبیت یا افزایش نرخ رشد ماهیان را می توان جزء روندها محسوب نمود(روش دیگر این است که ترکیب گونه ها در طول زمان به همراه جایگزینی گونه های کوچکتر بجای گونه های بزرگتر تغییر کرده است، ولی این مسأله در این مورد مطرح نبود). یک احتمال جالب، تغییرات نرخ رشد در ماهیان می باشد که منجر به بروز این تأثیرات می شود.

شایان ذکر است بسیاری از تغییرات در قسمتهای ابتدایی سریهای زمانی رخ داده اند که شاید نشان دهد که سیستمهای ماهیگیری سازماندهی شده که تنها داده های جدید سالهای اخیر آنها در دسترس می باشد، بسیاری از تأثیرات قبلاً اتفاق افتاده است. به رغم فقدان یک توجیه قطعی برای روندهای مشاهده شده در این مرحله، این آنالیز نشان می دهد که ضریب a در رابطه نهایی $S= al^b$ ممکن است یک معیار ارزشمند برای تأثیرات در جامعه باشد. با این حال، تفسیر چنین روندهایی بدون شک متأثر از نبود یک سازمان تئوریک برای شناخت رابطه بین غنای گونه ای و اندازه بدن است. روشی که شاید در نهایت بتواند این مسأله را روشن کند، استفاده از مدلهای چند گونه ای برای بررسی تأثیرات ماهیگیری بر اجتماعات است، یعنی همان کاری که Gislason و Rice (۱۹۹۶) با MSVPA برای بررسی چگونگی پاسخ شاخص های توده زنده و تنوع در هرگروه طولی به بهره برداری ماهیگیری انجام دادند. متأسفانه تاکنون تنها ۱۱گونه در سیستم MSVPA وارد شده اند و به همین دلیل توان بررسی تأثیرات تنوعی محدود است و بنابراین می‌توان توضیح داد که چراGislason و Rice (۱۹۹۶) تغییر هیچ شاخص تنوعی را متأثر از ماهیگیری پیدا نکردند. با توجه به نتایج مشاهدات و باشناخت تنوع زیستی به عنوان خاصیتی از سیستم ها که باید مورد توجه قرار گیرد، تلاشهای بیشتری برای وارد کردن برخی از جنبه های شناخت گونه ها در آنالیزهای کمی، همچنان مورد نیاز است. آنچه قطعی به نظر می رسد این است که قبل از آن که مکانیسم های پس زمینه ای در

روندهای مشاهده شده را بتوان توضیح داد واهمیت کامل این یافته ها را مشخص نمود، این تئوری باید کامل تر شده و مورد ارزیابی بیشتر قرار گیرد.



شکل٦-۷- ارتباط بین SoI و نتایج تغییرات در دوره زمانی ۱۹۵٦-۱۹۲۹ و ۱۹۹۳-۱۹۸۱

نکته دیگری که در هنگام ارزیابی روشهای فوق باید در نظر داشت نیاز به داده های بسیار زیادی است که برای این روشها لازم هستند. برای مثال، تنها می توان طیف تنوع اندازه ای را به دست آوریم، زیرا تنها برخی داده های شیلاتی تا این حد جامع هستند و در طول زمان نسبتاً طولانی جمع آوری شده اند. جمع‌آوری معمولی چنین داده هایی در مقیاسهای زمانی مناسب برای مدیریت غالباً غیرعملی است. به احتمال زیاد وقتی این چند مجموعه داده ای جامع که در دسترس هستند به طور کامل بررسی و تجزیه و تحلیل شوند، در آینده توجه و استفاده از چنین داده هایی نمود بیشتری پیدا خواهد کرد.

٤-۷- بودجه انرژی و سایر پیامدها

در این فصل تا اینجا براجتماعات ماهیان و آنالیزهای سطح جامعه که می توان برروی داده های ماهیگیری انجام داد تمرکز شده است. اما مسلماً روشهای دیگری نیز برای بررسی سیستم های دریایی وجود دارند که ممکن است دیدگاه های جامعتری ارائه دهند و این مزیت را داشته باشند که آبزیان غیرماهی را هم در برگیرند. یکی از این روشهای جایگزین، در نظر گرفتن چگونگی جریان انرژی یا ماده در سیستم است. برای مثال Murawski وIdoine (۱۹۹۲) در بحث پیرامون مخزن آبی جورجز تغییراتی را در جریان انرژی به عنوان نتیجه متحمل از ماهیگیری شناسایی نمودند.

بطوریکه براساس تغییرات فاحش ،میزان توده زنده، تولیدات و ترکیب گونه ای (به واسطه ماهیگیری) تغییر می کند و با توجه به اینکه شبکه های غذایی، تجدید ساختار عمده ای پیدا کردند، ضریب انتقال انرژی به شدت تغییر می کند. از وقتی که «برنامه بین المللی زیست شناسی» در اواخر دهه ۱۹۶۰ بر تحقیقات بوم شناختی تأکید نمود، تلاشهای بسیاری برای ثبت انتقال انرژی در سیستم های دریایی و خشکی صورت گرفته است. این تلاشها غالباً پیش زمینه ای برای مدلهای بوم شناختی عظیم بوده اند که امید می رفت ابزاری برای مدیریت ذخایر را فراهم آورد. صادقانه باید گفت که خوش بینی اولیه در مورد ارزش روش بودجه انرژی و ارزش چنین مدلهای بزرگی تا حدی کاهش یافته است(برای مثال، Pimm,1991). با این حال به نظر می رسد که اخیراً علاقه دوباره ای به چنین مدل هایی به وجود آمده است. انرژی دینامیک یا میزان توده زنده در کل سیستم ها(یعنی مدلهای بوم شناختی) پیش بینی می کند که ذخایر موجود دراجزای سیستم و جریان مواد در بین آنها چگونه تغییر می کند. این مدلها متداول نیستند، ساخت آنها غالباً دشوار است و قطعاً برای پارامتر گذاری مطمئن آنها با مشکل مواجه می شود . علاوه بر آن، تمرکز آن در سیستم های دریایی به طور سنتی برپویایی سطوح پایین تر (موادغذایی،فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون) بوده است که عمدتاً به خاطر این بوده که این اجزای زیستی را

می توان با استفاده از مقادیر استاندارد و روشهای ترکیبی، با مدلهای چرخش فیزیکی مطابقت داد. چون ماهیان مستقل از الگوهای چرخشی حرکت می کنند، نمی توان آنها را با این روش مطالعه نمود و بنابراین غالباً از آنها صرفنظر می شود. مدلهای بوم شناختی دینامیکی بزرگتر، احتمالاً به همین دلایل کارایی محدودی در بررسی تأثیرات ماهیگیری دارند. برعکس، توصیف ذخایر و روندهای افزایشی و یا کاهشی در هرزمانی، حتی در فصل های مختلف قابل دسترسی تر می باشند (برای مثال Greenstreet *et al.*,1977 مطالعه شود). اخیراً با ابداع نرم افزارهای جدید، این روش آسانتر شده است. بخصوص نرم افزار ECOPATH که در سال ۱۹۸۳عرضه و به دنبال اصلاح و توسعه آن توسط کریستنس و پائولی (برای مطالعه بیشتر به Christensen & Pauly, 1992 مراجعه شود)، گروه های بسیاری را ترغیب کرده که تلاش کنند تبادلات غذایی را در سیستم های خاص خودشان ثبت نمایند

اساس نرم افزار ECOPATH یک معادله ای است که ورودیها و خروجیهای هرکدام از اجزا را دراکوسیستم متعادل می نماید. ساده ترین راه نشان دادن این معادله به این صورت است: مصرف+ورودیها=تولید+تنفس (که تولید= خروجیها + مرگ و میرناشی از شکار+ فراوانی دیتریتها). به این ترتیب در یک سیستم متعادل که توده زنده یا انرژی ثابت باقی بماند، مصرف شکارچی باعث ایجاد مرگ ومیر ناشی از شکار طعمه می شود. بنابراین، کل سیستم را می توان با یک مجموعه تساوی خطی بیان کرد که هرکدام مربوط به یکی از اجزای سیستم است. هرتساوی احتیاج به ۴ پارامتر اصلی شامل: توده زنده، مصرف، نرخ تولید و کارآیی اکوتروفیک دارد. پارامتر آخر یعنی کارآیی اکوتروفیک نشان دهنده نسبتی از تولید برای هرگروه است ، چه برای شکار، چه برای شکارچی یا تجمعات توده زنده که در سیستم به کار می رود. هدف اصلی این روش برقراری ارتباط بین پارامترها و فراهم شدن این امکان است که پارامترهای نامعلوم در هرتساوی تخمین زده شوند.

یک جنبه جالب ازبرنامه ECOPATH فراهم کردن توان برآورد میزان تولیدات اولیه (و دیتریتها) مورد نیاز برای تثبیت مصرف هرکدام از اجزای ارائه شده در مدل می باشد. به طور مشابه، میزان تولید اولیه لازم برای تثبیت صید ماهی را می توان از طریق صیادی و انتقال انرژی در طول زنجیره های غذایی که منجر به صید می شود، تخمین زد. در یک جمله، برآوردهای به دست آمده از میزان تولیدات اولیه لازم برای تثبیت فعالیت های ماهیگیری بوده،که شاخصی از تأثیرات فعالیت ماهیگیری در سطح سیستم ارائه می دهد زیرا این برآوردها نشانه ای از تأثیرات انسانی بر پایین ترین سطوح غذایی را در اقیانوس مشخص می کند. مسلماً ECOPATH به خودی خود برای بدست آوردن چنین نتایجی ضروری نیست ولی راه رسیدن به این نتایج را بسیار آسان تر می کند.

یک تلاش اولیه برای محاسبه چنین شاخصی توسط Vitousek وهمکاران (۱۹۸۶) انجام شد. در این تحقیق فرض بر آن بود که ماهیان از دو سطح غذایی بالاتر از تولیدکنندگان اولیه تغذیه می کنند. Vitousek وهمکاران (۱۹۸۶) با فرضیات دیگری در مورد کارآیی انتقال ماده بین سطوح غذایی، تخمین زدند که ۲/۲ درصد از تولید اولیه آبی در جهان برای پایداری فعالیت های ماهیگیری لازم است. چنین رقم ناچیزی محققین را به این نتیجه رساند که تأثیرات ماهیگیری بر سطوح پایینتر غذایی در اقیانوس در حداقل است و میزان تولیدات اولیه برای اینکه باعث هرگونه عوارضی در مقیاس بزرگ برهرچیزی غیر از گونه های هدف یا گونه هایی شوند که روابط نزدیکی با آنها دارند، ناکافی هستند. با این حال اخیراً پائولی و کریستنسن(۱۹۹۵) پس از تقسیم بندی ماهیگیریهای جهان به دسته جاتی براساس سیستم و نوع ماهیگیری، این موضوع را دوباره مورد بررسی قرار دادند. سپس برآوردهای مستقل در مورد میزان نیاز به تولید اولیه برای هرکدام از این دسته جات را انجام دادند، به طوری که تخمین ها پیرامون سطوح غذایی هر ماهیگیری و تخمینهای مربوط به کارآیی انتقال در بین سطوح بیشتر قابل دفاع باشد. محققین با ترکیب این برآوردها برای دستیابی به اعداد جهانی دقیقتر، نتیجه گرفتند که با درنظر گرفتن برآورد ۲۷میلیون تن

دورریز ۸درصد از تولید اولیه آبی جهان برای تـأمین صـید ماهیـان در دنیـا دراوایـل دهـه ۱۹۸۰لازم بـود. هرچند می توان برخی فرضیات نهفته در محاسبات پائولی و کریستنسن را مورد تردید قرار داد،ولـی بعیـد است که عدد۸درصد چندان اشتباه باشد.

این میزان را با چه معیاری باید مقایسه کرد؟ شاید مناسبترین مقایسه، قیاس با سیستم های خشکی باشد کـه در آنها تقریباً ۴۰درصد تولید اولیه، مستقیماً یا غیرمستقیم به وسـیله انـسانها مـورد اسـتفاده قـرار مـی گیـرد (Vitousek *et al.,1986*) هرچنـد رقـم ۸درصـد نـسبت بـه تخمـین ۲/۲ درصـدی Vitousek وهمکـاران (۱۹۸۶) بالاتر است، همین مقدار نیز هنوز می تواند در پرتو نیازهای خشکی، یـک رقـم نـسبتاً متوسـط در نظر گرفته شود. با این حال متأسفانه بعید به نظر می رسد که چنین توانایی برای افزایش تولید صید جهـانی وجود داشته باشد. زیرا اگر با دید منطقه ای به مسأله نگاه کرد، نیازهای موجـود بـرای جریانـات بـالارو و سیستم های فلات قاره ای با وضعیت سیستم های خشکی تفـاوتی قابـل توجـه دارنـد کـه در محـدوده ۳۵-۲۴درصـد متغیـر اسـت (جـدول ۱-۷). ایـن ارقـام توسـط تحلیـل جـامعتری کـه توسـط کریستنسن(۱۹۹۵) در دریای شمال صورت گرفت تأیید می شـوند. وی تخمـین زد کـه ۲۹درصـد از کـل تولیدات اولیه و دیتریتها برای تداوم صید ماهی لازم است. با در نظر داشتن ایـن نکتـه کـه آبهـای سـاحلی برای انسانها کمتر از خشکی قابل دسترس هستند، این ارقام برای ماهیگیران قابل توجه بـه نظـر مـی رسـند، بطوری کـه بـدینگتون(۱۹۹۵) را بـرآن داشـت تـا پیـشنهاد نمایـد کـه «سـطوح فعلـی مـاهیگیری و مـسلماً هرافزایشی، به احتمال زیاد به تغییرات اساسی در زیست بوم های درگیر منجر می شود».

علت اینکه وضعیت کلی جهانی در مقایسه با خـشکی تـا ایـن حـد پـایین مـی باشـد، ایـن اسـت کـه بـرخلاف سیستم‌های ساحلی و فراچاهندگی، تولید اولیه لازم برای تأمین ماهیگیری در اقیانوسـهای آزاد حـدود۲درصـد است. همانطور که پائولی و کریستنسن(۱۹۹۵) اشاره کردند، در حالی که قسمت اعظم تولید اولیه آبی به دلیـل

وسعت بسیار زیاد اقیانوسهای آزاد درآنها رخ می دهد، سطوح غذایی بالاتر(مثلاً تون ماهیان) که در ماهیگیری های

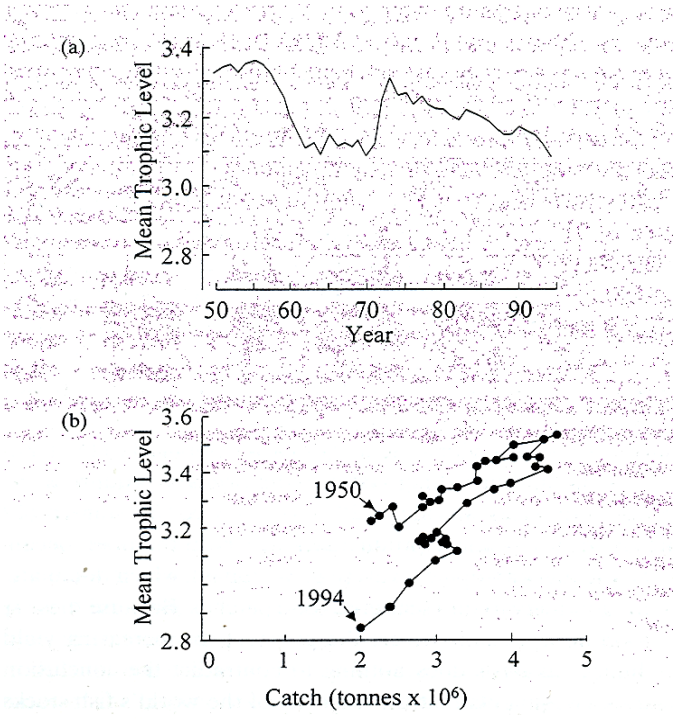
جدول ۱-۷- برآوردهای جهانی از تولید اولیه و نسبت تولید اولیه لازم برای پایداری صید جهانی ماهیان درانواع مختلف از سیستمهای دریایی (برگرفته از Christensen & Pauly, 1995).

نوع زیست بوم	مساحت (10^6 km^2)	تولید (gCm^2yr^{-1})	صید ($gm^{-2}yr^{-1}$)	صید دورریز ($gm^{-2}yr^{-1}$)	درصد میانگین از تولید اولیه	سطح اطمینان(۹۵٪)
اقیانوس	۳۳۲/۰	۱۰۳	۰/۰۱	۰/۰۰۲	۱/۸	۱/۳-۲/۷
فراچاهندگی	۰/۸	۹۷۳	۲۲/۲	۳/۳۶	۲۵/۱	۱۷/۸-۴۷/۹
فلاتهای قاره گرمسیری	۸/۶	۳۱۰	۲/۲	۰/۶۷۱	۲۴/۲	۱۶/۱-۴۸/۸
فلاتهای قاره غیرگرمسیری	۱۸/۴	۳۱۰	۱/۶	۰/۷۰۶	۳۵/۳	۱۹/۲-۸۵/۵
سیستمهای مرجانی ساحلی	۲/۰	۸۹۰	۸/۰	۲/۵۱	۸/۳	۵/۴-۱۹/۸

آبهای آزاد غالب هستند، باید محدوده وسیعی داشته باشند تا کانونهای غذایی پراکنده را بیابند، بررسی میزان انرژی لازم به هیچ وجه در تقابل با نتایج ارزیابی های عملی ماهیگیری ها نبوده و این نشان می دهد اغلب ذخایر ماهیان در دنیا کاملاً یا بی رویه بهره برداری شده اند. یک جنبه دیگر از ماهیگیری ها که توسط روش ECOPATH ارائه شده است در مطالعات پائولی و همکاران(۱۹۹۸) دیده می شود که در ۴۵سال اخیر، تغییرات را در سطح غذایی متوسط که ماهیان تخلیه شده از آنها تغذیه می کردند مورد بررسی قرار دارند. آنها برای این کار ابتدا سهم سطح غذایی ۲۲۰گونه یا گروه ماهی یا بی مهره را برآورد نمودند بطوری که تمامی گروه های موجود در آمارهای جهانی FAO را شامل می شد. این برآوردها از مدلهای منتشر شده ECOPATH مربوط به مناطق مختلفی در گوشه و کنار دنیا به دست آمدند که در هرکدام از آنها، از داده های محلی استفاده کردند. سپس نویسندگان با به دست آوردن سطح غذایی هرکدام از دسته های ماهی و بی مهره، سطح غذایی متوسط را با استفاده از آمارهای صید جهانی فائو برای ماهیگیری محاسبه نمودند.

شکل ۷-۷الف برآورد جهانی این آنالیز را نشان می دهد و مشخص می کند که سطح غذایی متوسط از مقدار حدود۳/۳ در اوایل دهه ۱۹۵۰ به ۳/۱درسال ۱۹۹۴ کاهش یافته است. صید و تخلیه بسیار بالای ماهی آنچووی در پرو که از یک سطح غذایی پایین تغذیه می کند، موجب نزول چشمگیر داده های سری زمانی در دهه ۱۹۶۰ و اوایل دهه ۱۹۷۰شده است. وقتی این ماهیگیری در سالهای ۱۹۷۳-۱۹۷۲ دچار کاهش شد، سطح غذایی متوسط در صید جهانی دوباره افزایش یافت. روندهای موجود در مناطق خاص تا حدودی متغیر است و آنها را می توان با جزئیات توسعه ماهیگیری در هرمنطقه توضیح داد، ولی در مواردی که ماهیگیری در پیشرفته‌ترین حالت قرار داشته، کاهش عمومی یکنواختی در سطح غذایی در طی دو دهه اخیر وجود داشته است.

هرچند روند نشان داده شده در بالا جذاب است، اما نمودارسطح غذایی متوسط در برابر صید، بینش عمیقتری نسبت به پویایی سطح سیستمی ماهیگیری ها ارائه می دهد (شکل ۷-۷ب) برخلاف انتظاراتی که از بحثهای هرم ساده غذایی برمی آید،این نمودار بیان می نماید که بیشترین صید در پایینترین سطوح غذایی رخ نمی دهد.چند توجیه برای این روند به وسیله پاولی و همکاران (1998)ارائه شده است که از جمله آنها می توان تأثیر صید دورریز، کاهش قابلیت صید گونه ها در شبکه های غذایی به دلیل اندازه کوچکتر بدن آنها و تغییرات ناشی از ماهیگیری در شبکه غذایی که صید از آنها انجام می شود، را نام برد. همه این توجیهات فرضی هستند ولی یک نکته قابل انکار نیست- با توجه به ثبات نتایج در مناطق مختلف، این مسئله که ماهیگیری در سطح پایین شبکه غذایی موجب افزایش برداشت می شود، قابل تأیید نیست زیرا در گذشته گفته شده که ماهیگیری در سطوح پایین غذایی موجب برداشت بیشتر می شود زیرا از دست رفتن انتقال انرژی در حین انتقال به بالای زنجیره غذایی، کمتر خواهد بود.



شکل ۷-۷- (الف) روندهای جهانی تغییرات میانگین سطح غذایی مربوط به صید در سالهای ۱۹۵٤-۱۹۵۰ (ب) نمودار میانگین سطح غذایی متوسط در مناطق صید در شمال غرب اقیانوس اطلس (برگرفته از (Pauly *et al.,1998*

نتایج حاصل از ایزوتوپهای پایدار؟

روش دیگر برای آزمایش جریان انرژی در داخل سیستم، آنالیز ایزوتوپهای پایدار در بافتهای جانوران و گیاهان است. منابع گوناگون غذایی دارای نسبت مشخصی از ایزوتوپهای سبک و سنگین از عناصر مختلف هستند و بافتهای مصرف کنندگان از این منابع نیز همین نسبتها را منعکس خواهندکرد. به طور خاص، نسبت ^{14}N و ^{15}N(که معمولاً این منابع با $\delta\ ^{15}N$ نشان داده می شوند) در بافتهای مصرف کنندگان غالباً به عنوان شاخصی از سطح غذایی که جانور از آن تغذیه می کند، به کار می رود. به همین ترتیب

نسبت ^{12}C به ^{13}C می تواند برای شناسایی منبع اولیه کربن در سیستمی به کار رود که بیش از یک منبع کربن در آن قابل دسترس است. فرضیات بسیاری به همراه این نوع آنالیزها وجود دارند که باید در تفسیرها مورد توجه قرار گیرند(برای مثال مراجعه شود به Gannes *et al.*,1997). ولی داده هایی از این نوع می توانند بینشی با اهمیت از چگونگی ساختار شبکه های غذایی ارائه دهد. Wainright و همکاران(۱۹۹۳) روند تغییرات ترکیب ایزوتوپهای پایدار در ماهیان را برای نمونه های مطالعه شده از مخزن آبی جورجز مورد بررسی قرار دادند. این مطالعه به علت در برگرفتن نمونه هایی از سال ۱۹۲۹ تاکنون مورد توجه خاصی قرار گرفته شد. Wainright و همکاران(۱۹۹۳) همچنین دریافتند که $\delta\ ^{15}N$ در مورد هداک یک کاهش درازمدت را نشان داده است. این نتیجه نشان می دهد که تغذیه هداک در سال ۱۹۸۷ از سطح غذایی می تواند چنین تغییراتی را در سیستم، با یک تغییر ایزوتوپی در سطح پایین غذایی و یا هردو را ایجاد نماید. در نظر داشتن دشواریهای غیرقابل انکار در تفسیر داده های مربوط به ایزوتوپهای پایدار حائز اهمیت است، ولی کاهش در فراوانی شکار ماهیان و یا افزایش فراوانی بی مهرگان که سطوح پایینتر غذایی را اشغال می کنند، مطمئناً می تواند این نتیجه را توجیه نماید. محققین دریافتند که تغییرات ایزوتوپی به طور معنی داری با ترکیب متغیرهای زیست محیطی و جمعیتی، از جمله اندازه ذخایر و مرگ‌ومیر در اثر فعالیت های صیادی مرتبط است. پس این واقعیت وجود دارد که هیچ رابطه معنی داری میان ترکیب ایزوتوپی و خود فعالیت ماهیگیری وجود نداشته است. با این حال، می توان مکانیسم هایی برای دخیل کردن فعالیتهای ماهیگیری در تغییرات سطح غذایی مورد تغذیه گونه ها متصور شد. هم چنین نتیجه گیری در مورد اهمیت نسبی فعالیت های ماهیگیری در بهترین شکل فقط یک حدس خواهد بود. ولی می توان امیدوار بود که آنالیزهای دیگری از این نوع که از روشهای ایزوتوپهای پایدار استفاده می کنند، ابداع خواهد شد که بیان نماید، آیا کاهش های درازمدت مشابهی در سایر سیستم ها که سابقه ای از فعالیت ماهیگیری دارند، وجود داشته است یا خیر.

۵-۷- نتیجه گیری

معیارهای سطح سیستم[1] در آنالیز اثرات ماهیگیری اهمیت دارند. میزان برداشت توده زنده و گسترش مکانی آن باعث می شود که فعالیت ماهیگیری یک گزینه قوی برای تأثیرگذاری برتغییرات درازمدت سیستم های دریایی باشد و ما به راههایی برای آزمایش این اثرات وسیعتر نیاز داریم که عملی و قابل اجرا باشند. آنالیزهای جهانی نظیر آنچه پاولی و کریستنسن (۱۹۹۵) انجام دادند، در بدترین حالت تصویری از فعالیتهای ماهیگیری ارائه می دهند که وقتی به عنوان بخشی از توان تولید زمین در نظر گرفته شود، با کشاورزی در خشکی قابل مقایسه است. تنها به همین منظور، یک بررسی دقیق از اثرات سطح اکوسیستم نیاز است. علاوه براین، بررسی که پاولی و همکاران (۱۹۹۸) انجام دادند آشکار می کند که فعالیت های صیادی به طور پیشرونده ای از سطوح پایینتر غذایی برداشت می نماید. اما با وجود تراکم برداشت، میزان صید در دراز مدت افزایش نخواهد یافت. با هرمنطقی که به قضیه نگاه شود، یک کاهش صید جهانی به سمت سطوح پایینتر غذایی وجود دارد که عموماً گونه های کم ارزشتر رادر برمی گیرد، البته فعالیت های صیادی کمتر نشان دهنده آن است که رژیمهای شیلاتی به سختی نیاز به بازنگری و بازسازی دارند. این تحلیل ها علامتهای هشدار دهنده آشکاری هستند که نشان می دهند ماهیگیری های جهانی در سطوحی فعالیت میکنند که مطمئناً ناکارآمد است و شاید از وضعیت منطقی که در نظر است تا از تغییرات ممتد در ساختارهای غذایی اکوسیستمهای دریایی جلوگیری شود فراتر رفته باشد.

[1] System Level approaches

نیاز به نظریه و مکانیسم ها

با توجه به آنالیزهای سطح سیستم که در مناطق خاصی بیشتر عمومیت پیدا کرده است،شاید این مسأله مشخص باشد که هیچ توافق مشترک و مشخصی برروی بهترین روش وجود ندارد. همچنین واقعاً حدود تأثیرگذاری ماهیگیری را برای بسیاری از تغییرات مشاهده شده در خواص سطح سیستم را نمی دانیم. بخشی از این مشکل در این واقعیت نهفته است که نظریه های مکانیسمی برای توضیح الگوهای مشاهده شده در جامعه همچنان محدود است.

شاید قابل حل ترین مشکل، توضیح الگوهای توزیع فراوانی طول و توده زنده باشد. مسلماً اکثر کارهای انجام شده و اکثر پیشرفتهای حاصل شده مربوط به همین زمینه است. شلدون و همکاران (۱۹۷۲) برای اولین بار این موضوع را در مورد سیستم های دریایی شناسایی کردند، تا تلاشهای تئوریک همچون Thiebaux و Dickie(۱۹۹۳) و آزمونهای مدلها با استفاده از داده های واقعی(مثلاً Sprules & Goyke 1994 ; Sprules & Stockwell,1995 ; Rice & Gislason,1996), توجه به این مسأله که روابط متقابل غذایی چگونه می توانند توزیع اندازه ای جامعه را مشخص کنند و فعالیت های ماهیگیری چگونه می‌تواند آنها را تغییر دهد. با درک این مکانیسم ها که چگونه الگوها را مشخص می کنند، می توان امیدوار بود که برای پیش بینی تأثیرات ماهیگیری یا شاید خوشبینانه تر از آن، برای تصمیم گیری در مورد میزان جدیت ما در نگاه به هرگونه تغییر ساختاری که می تواند به آن مربوط باشد، در وضعیت بهتری قرار بگیریم. بنابراین در این مرحله شاید اکثر تحلیل های مربوط به ساختار جامعه تا حدودی از احرار ارزش عملی برای آزمون تأثیرات ماهیگیری یا برای تصمیم گیری در مورد عملکرد مدیریتی فاصله دارند. حداقل اینکه باید قانع شد که پیش از آنکه به سمت جلو حرکت کرد، یک مکانیسم توجیه شده وجود دارد که نشان دهد ماهیگیری چگونه می تواند برتغییرات یک جامعه خاص تأثیر بگذارد.

با این حال یک مسأله عمیق تر نیز وجود دارد که باید به آن اشاره کرد، و آن اینکه بدون یک شناخت مکانیسمی، دشوار است در خصوص معنای احتمالی یک تغییر خاص،بیان شود بینشی منطقی وجود دارد. به بیان دیگر، هیچ پایه اولیه وجود ندارد که براساس آن گفته شود که یک نقطه در منحنی های درجه بندی یا یک انحراف در تنوع اندازه بدن نسبت به یک نقطه یا انحراف دیگر، مطلوبیت یا اهمیت بیشتر یا کمتری دارد. در مورد انواع الگوهای اجتماعاتی که دراینجا توضیح داده شد تنها وقتی می توانیم به اهمیت تغییرات رخ داده پی برد که آنها را شناخته باشیم. براساس نتایج بدست آمده از آنالیزهای جهانی به وسیله پاولی و همکاران(۱۹۹۸)، اهمیت شناخت مکانیسمها دو چندان شده است. علامتهای هشدار دهنده چنین تحقیقی روشن است، ولی ما همچنان از کار برروی مسائل داخلی بوم شناختی که ممکن است بتواند قسمتی از روندها یا تمامی آنها را توضیح دهد، غافل مانده ایم، بدون این شناخت تنها پایه اندکی برای تصمیم گیری وجود دارد که به ما نشان می دهد اگر سطح فعلی بهره برداری ادامه داده شود، آیا انحرافات نامطلوب سریع و وسیع در ساختار غذایی در پیش رو داریم یا خیر.

بودجه های انرژی و مدلهای سیستمی

ردیابی جریان انرژی (یا توده زنده) در داخل یک سیستم، کاری است که با ثبت الگوهای تنوع یا سایر الگوها تفاوت اساسی دارد و وقتی چنین آنالیزهایی صورت می گیرد ما به دیدگاه کاملتری نسبت به سیستم دست پیدا می کنیم. این مسأله در سطح جهانی می تواند بینشی ارزشمند در مورد فعالیت های ماهیگیری ارائه دهد(برای مثال Pauly *et al.*,1998). روشهای مبتنی بر میزان انرژی نسبت به اکثر روشهای دیگر که در این فصل توضیح داده شدند (حداقل در نظر اول) به داده های کمتری نیاز دارند و نرم افزار ECOPATH ساخت آنها را نسبتاً ساده کرده است.

اما بودجه انرژی تا کجا می تواند ما را جلو ببرد؟ وقتی در یک سطح منطقه ای برای توصیف یک سیستم خاصی تلاش می شود، شاید سودمندترین روش، فراهم کردن راهی برای طبقه بندی اطلاعات جدا از هم در یک مجموعه کلی باشد. همین عمل گردآوری داده ها به تنهایی و با استفاده از داده ها و اطلاعات فردی که از سایر کارشناسان و یا از مقالات به دست آمده است، می تواند روابط میان گروه های غذایی مختلف موجود در سیستم را مشخص تر نماید.بررسی بودجه انرژی همچنین میتواند به عنوان راهی برای به هم نزدیک کردن گروه های پراکنده دانشمندان به منظور تمرکز بریک هدف مشترک ارزشمند نباشد، و غالباً به شناسایی نقاط ضعف اطلاعات و مطالعات بحرانی مبتنی بر فرایند منجر شود. با این حال، وقتی این کار کامل شود، دانستن این نکته بسیار دشوار است که با بودجه انرژی در یک سیستم خاص دقیقاً چه باید کرد.

باید در مورد این موضوع تصمیم گرفت که چند جزء باید به طور دقیق عرضه و داده های مربوط به گونه ها و گروه های خاص چگونه باید تخصیص داده شود. این تصمیمات به روشنی، یک جنبه خاص از سیستم را مورد توجه قرار داده و مقدار داده های مورد نیاز برای هرجزء را منعکس خواهد کرد. انتخاب گروهی که بررسی می شود، نیز ممکن است بر نتیجه گیریها تأثیر بگذارد. این مسأله شاید تا حدودی متناقض باشد که بیشترین ارزش بودجه انرژی هنگامی است که مدلهای بسیاری برای مناطق مختلف گردآوری شوند. چنین گردآوری های امکان آنالیزهای جهانی در مقیاس بزرگ نظیر کار پائولی و همکاران(۱۹۹۸) را فراهم می کنند. عدم اطمینان در مورد مدلهای خاص در مجموعه های گردآوری شده هم وجود خواهد داشت، اما بعید است که با این عدم قطعیتهای نتایج منطقه ای بتوان یک نتیجه گیری کلی و جامع برای کل جهان تعمیم داد. چند نمونه وجود دارد که آنالیزهای مشکوک از بودجه انرژی برای قضاوت در مورد بحثهای مربوط به عملکردهای مدیریتی شیلات در مناطق خاص به کار رفته است. چنین تلاشهایی مملو از اشکال بوده و باید نهایت دقت را در خصوص آنها به کار برد.

مشکل انتخاب ساختار مدل نیز یکی از مشکلات مدلهای دینامیکی است که تغییرات توده زنده گونه یا گروههای گونه ای را در طول زمان پیش بینی می کنند. دانستن این مسأله در هنگام ساخت چنین مدلهایی بسیار اهمیت دارد که یک محقق ممکن است براساس اینکه کدام از دو مدل مشابه قابل دفاع را انتخاب کرده است،نتایج کاملاً مخالفی را در مورد نحوه رفتار سیستم به دست آورد. از آنجا که ابداع ECOSIM، فرایند مدل سازی را با استفاده از تشابهات بوم شناختی ECOPATH برای افراد مبتدی بسیار ساده تر کرده است، شاید این نکته احتیاطی اهمیت خاصی پیدا کرده باشد. از آنجا که مشکل تصمیم گیری در مورد ساختار مدل مناسب یک مشکل متداول است (برای مثال Gurney *et al.*,1996)، این مسأله برای سیستم های دریایی که تغییرپذیری بازسازی آنها غالباً بسیار زیاد است، میتواند به طور خاصی مشکل زا باشد. اگر بخواهیم عادلانه قضاوت کنیم، اکثر دانشمندان نسبت به محدودیت های مدل های بوم شناختی کاملاً آگاهند، و آنها را جزئی از روش هایی می دانند که می توانند برای حل مشکل به کار روند. با این حال، آنها که آشنایی کمتری با این روش دارند باید بدانند که با خروجی مدل باید به سطح معقولی از بدبینی برخورد کرد.

«فصل ۸»

سلامت، عملکرد و تنش‌های موجود در یک اکوسیستم

این فصل به بررسی انواع خصوصیات سطوح سیستم می پردازد که برای بررسی مفهوم سلامت، عملکرد و تنش یک اکوسیستم مورد کنکاش قرار می گیرد. بررسی تغییرات، احتمال و شواهد مربوط به اینکه ماهیگیری می تواندسبب چنین تغییراتی شود، تنها بخشی از کار است. همچنین باید اطلاع داشت که چه تغییراتی را می توان در ساختار پذیرفت. برای این کار، دانستن این مسئله مهم است که مفاهیم سلامت و تنش چگونه در مورد یک اکوسیستم به کار رفته اند و آیا سودمند هستند یا خیر. بحث در مورد این موضوع، بخش اول این فصل را تشکیل می دهد.

مسلماً وقتی از یک بیماری یا تنش رنج می بریم، یک مسأله کلیدی که باید مورد نظر قرار گیرد این است که آیا بهبود این وضعیت ممکن است یا خیر. بنابراین به دنبال بحث در مورد مفاهیم کلی سلامت و تنش، به سؤال در مورد قابل برگشت بودن اثرات فعالیت های ماهیگیری پرداخته می شود. در نهایت، تصمیم‌گیری در مورد اینکه یک اکوسیستم در وضعیت مطلوب است یا تحت فشار، تا حدودی به این برمی گردد که آیا تغییرات ایجاد شده نتایج عملکرد برای کل اکوسیستم به شمار می رود یا خیر و این

نتایج چه بوده اند؟ با درنظر داشتن مقیاس فعالیت، به راحتی میتوان تصور کرد کـه مـاهیگیری هـا توانـایی ایجاد تأثیرات زیان بار بر نحوه عملکرد اکوسیستم را دارا هستند، بنابراین منطقی بـه نظـر مـی رسـد کـه بـا مرور اطلاعات مختصر عملکرد اکوسیستم از این اطلاعات در مـدیریت فعالیـت هـای مـاهیگیری اسـتفاده نمود. این مسأله قسمت آخر این فصل را به خود اختصاص می دهد.

۱-۸- سلامت، تمامیت و تنش

سلامت اکوسیستم

شباهت میان سلامت انسانها و سلامت یک اکوسیستم چیزی است که مقبولیت فزاینده ای پیدا کرده است. این مسأله با اهمیت است، چون برداشتهای ذهنی موجود از بیماری، یـک محـرک قـوی بـرای جلـب نظـر جامعه برای مقاصد بوم شناختی است. بنابراین به بیان موارد شباهتی بین سلامت انسان و سلامت اکوسیستم می پردازیم.کالو(۱۹۹۲) دو شکل از شباهت را شناسایی کرد، یک شکل ضعیف که در آن سلامت تنها به معنی عادی بودن است(و بیماری نشان غیرعادی بودن) و یک شکل شدید که در آن سلامت، وضعیتی را مشخص می کند که برای عملکرد سیستم مطلوب است. در مـورد شـکل دوم، فراینـدهای هومئوسـتاتیک (Homeostatic)از این وضعیت دلخواه، فعالانه دفاع می کنند. بهترین حالت این است که تعریف سـلامتی برای سیستمها قابل ارائه باشد زیرا تنها در این صورت می توان معیار هدف را برای سلامتی تعریف کرد.

آیا شکل شدید شباهت سلامت را می توان برای اکوسیستم به کار برد؟ کالو بیان می کنـد کـه پاسـخ ایـن سؤال منفی است زیرا برای آنکه چنین شکلی از شباهت معتبر باشد، وجود یک وضعیت خوشبینانه کنتـرل شده ضروری است. کنترل هنگامی رخ می دهد که یک سیستم با وجود آشفتگیها بدون تغییر بمانـد یعنـی در برابر تغییر مقاومت داشته باشد یا اینکه ایـن سیـستم توانـایی بازگردانـدن وضـعیت را پـس از آشـفتگی داشته باشد (یعنی در برابر آن عکس العمل نشان دهد). مقاومت وعکـس العمـل، خواصـی هـستند کـه در

مقالات بوم شناسی در مفهوم پایداری جامعه به تفصیل مورد بحث وبررسی قرار گرفته شده است. اینکه آیا سیستم های دریایی چنین پدیده هایی را نشان می دهند در دنبال این بحث مورد توجه قرار خواهد گرفت. با این حال بدون توجه به نتیجه، بعید است که اجزا اکوسیستم ها به روشی مشابه فرآیندهای هومئوستاتیک در بدن انسان، برای کنترل فعالانه برنامه ریزی شده باشند. دلیل این مسأله این است که انتخاب طبیعی موجودات و جمعیتها به نفع آنهایی خواهد بود که بیشترین تسلط را برمنابع داشته باشند، حتی اگر این تسلط به قیمت از دست رفتن بقیه اکوسیستم باشد. به این ترتیب، شکل قوی شباهت با سلامت در انسان دارای نقائصی می باشد. بنابراین نمی توان از خواصی که به طور فعالانه کنترل می شوند یا خود فرایندهای کنترلی برای تعریف سلامت در اکوسیستم استفاده کرد. ما در یک اکوسیستم هیچ معادلی برای دمای بدن نداریم تا بتوان برای تعیین سلامت از دماسنج استفاده کرد.

اگر از مفهوم سلامت انسان به عنوان یک استعاره استفاده کنیم و برروی این قضیه تأکید شود که یک وضعیت «نرمال» یا پایه ای قابل تعریف وجود دارد که یک سیستم سالم را می سازد، در این صورت می‌توانیم از شکل ضعیف شباهت به طور مؤثری استفاده کرد. یک راه برای تعریف چنین پایه هایی می تواند فهرست کردن خواص سیستم های قدیمی دست نخورده باشد (سیستم هایی که تحت تأثیر فعالیت انسانی قرار نگرفته اند). این کار شبیه امری است که در ابتدای توسعه علم طب رخ داد و پزشکان به جستجو برای ارتباط دادن وضعیت بدن با شرایط سلامتی و بیماری پرداختند. یک مشکل در این راه این است که ساختار اجزای زنده یک سیستم (یعنی تنوع زیستی به تمام معنی) با شرایط زیست محیطی «طبیعی» تغییر می کند. به این ترتیب برای استفاده از یک وضعیت اکوسیستمی واحد به عنوان پایه که براساس آن در مورد تأثیرات فعالیت هایمان قضاوت می شود، باید نگاه استراتژیک خطرناکی به یک سیستم دینامیک وجود داشته باشد. در عوض، می توان حدود تغییرپذیری یک اکوسیستم نرمال را مشخص نمود. در این رابطه، ممکن است انواع خاص سطح سیستم که در فصل ۷مورد بحث قرار گرفت

بسیار کمتر از اندازه جمعیت گونه های منفرد یا ساختار زیستگاه،تحت تأثیر تغییرات ناشی از محیط زیست یا سایر تغییرات اتفاقی قرار گیرد. بنابراین چنین مقیاسهای کاملی می تواند به عنوان شاخصی از سلامت مناسبتر عمل نماید.

تمامیت اکوسیستم

تمامیت اکوسیستم مفهوم دیگری است که در بحثهای مربوط به تأثیرات ماهیگیری مفید شناخته شده است اما مفهوم این اصطلاح کمی گمراه کننده است. تمامیت بوم شناختی جنبه ای متفاوت از سلامت را مطرح می کند که بیشترین اهمیت را برای حفاظت ساختار اکولوژیک و نه گونه ها قائل می شود. در اینجا هدف حفاظت از تمامی ترکیبات گونه ای و روابط متقابل داخلی است که در صورت عدم وجود تأثیرات انسانی حکمفرما می شود (Rapport,1998). برای مثال وسترا (۱۹۹۶) اظهار داشت که وقتی یک اکوسیستم تمامیت دارد، محیط طبیعی آن دست نخورده مانده و تا جایی که ممکن است از مداخله های انسانی برکنار باشد، یعنی یک اکوسیستم مدیریت نشده باشد، ولی در عین حال غیرپویا نباشد. برخی دیگر از زیست شناسان بر این عقیده هستند که عدم حضور تأثیرات انسانی است و در واقع مفهوم سلامت را می توان برای اشاره به حمایتهای فعالانه و اقداماتی که برای نگهداری آن صورت می گیرد، نیز اطلاق کرد. یک کشاورز با کشاورزی تک محصولی می تواند معیار سلامت را مراعات کند، ولی براساس قانون وسترا، یک سیستم دارای تمامیت را تشکیل نخواهد داد. علاوه بر این، نگهداری تمامیت یک سیستم به حفظ آن در وضعیتی بستگی دارد که حداکثر ظرفیت را برای تغییرات و توسعه در پاسخ به تغییرات زیست محیطی داشته باشد.

در نگاه وسترا، مفهوم اخلاقی تمامیت در اصطلاح عملی به این نتیجه می انجامد که ما باید مناطق وسیعی را در وضعیتی نگه داریم که تا جایی که ممکن است حالت طبیعی وحشی داشته باشند. این کار نه فقط به

دلیل مسائل ذاتی این مناطق، بلکه به این دلیل صورت می گیرد که به پشتیبانی از عملکرد سایر سیستمهایی که مورد مدیریت یا استفاده قرار می گیرند،کمک کند. آنچه از این بحث برداشت می شود، مسأله ایجاد مناطق بزرگ حفاظت شده است که در آنجا از ماهیگیری و سایر فعالیتها جلوگیری می شود. در فصل۹ به این موضوع پرداخته شده است.

تنش اکوسیستم

مفهوم تنش در اکوسیستم ها که با مباحث قبل مرتبط است نیز دارای اهمیت می باشد، زیرا یکی از روشهای به تصویر کشیدن رفتار سیستم های تحت بهره برداری، در نظر گرفتن عکس العمل آن سیستم در پاسخ به تنشها می باشد. این روش، تصویری کاملاً مشابه با پاسخهای انفرادی جانداران را ترسیم می نماید بطوریکه انسانها هنگامی دچار تنش می شوند که درخواست بیش از اندازه به آنها تحمیل شود، بنابراین شاید تأثیرات براکوسیستم را بتوان به روش مشابهی مطالعه کرد. در مورد موجودات، ۳ مرحله عکس‌العمل به آشفتگی نسبت به وضعیت «اسمی» (تعادلی) فرض شده است؛ یک عکس العمل هشداری اولیه، سپس یک مرحله مقاومت در برابر تنش و در نهایت تخلیه یا سازش غیرفعال در برابر تنش. راپورت و همکاران(۱۹۸۵) نیز معتقدند این ۳ مرحله با پاسخهای یک اکوسیستم به اختلال شباهت دارند.

اما چه موارد تشخیصی را می توان اندازه گیری نمود تا نشان دهند یک اکوسیستم در معرض کدام سطح از تنش قرار دارد؟ راپورت و همکاران(۱۹۸۵) موارد زیر را پیشنهاد می نمایند:

- افزایش نرخ از دست رفتن مواد مغذی از سیستم (یعنی سقوط نسبی ساختار مصرفی شبکه غذایی)
- تغییر در تولید اولیه
- افزایش نرخ P/B
- کاهش تنوع گونه ای

- واپس زدگی که به صورت تغییر در ترکیب گونه ای به نفع آنهایی تعریف می شود که با شرایط دشوارتر و جدید زیست محیطی بهترین تطابق را دارند.
- تغییر در ترکیب اندازه ای جامعه، غالباً به سمت میانگین اندازه ای کوچکتر و طول عمر کوتاهتر که با افزایش نرخ P/B مرتبط است.

سایر نشانه های فشار می توانند شامل بروز بیماری، تغییر در ضریب رشد، و مرگ ومیرهای دسته جمعی باشند. اگر این علائم تشخیصی پذیرفته شوند، به سختی می توان ماهیگیری را یک عامل تنش بر اکوسیستم ها محسوب نکرد.

این کتاب دربردارنده مثالهای متعددی از تغییرات در این خصوصیات هستند که به نظر می رسد،(حداقل به صورت نظری) می توانند به ماهیگیری مربوط باشند. با این حال متأسفانه درک این مسأله که ماهیگیری باعث تحمیل تنش می شود، ما را چندان به جلو نمی برد. مسأله تنها این نیست که ماهیگیری یک تنش است یا خیر، بلکه سؤال این است که این تنش چقدر است؟ در مورد انسانها، به نظر می رسد که سطوح متوسطی از فشار برای زندگی بهتر مفید هستند. مسلماً منطقی نیست اگر به چنین مزایای مثبتی از سطوح متوسط ماهیگیری براکوسیستم استناد نمود. الزاماً در مقابل این تصمیم، مشکل قرار داشته که چه مقدار از تغییر در سیستم را می توان پذیرفت. برخی مسائل اخلاقی و اجتماعی در زمینه تأثیرات ماهیگیری در فصل۹با تفصیل بیشتری توضیح داده شده اند، ولی یک معیار واضح، برگشت پذیری است. این برگشت‌پذیری به مفهوم اخلاقی آسیب غیرقابل جبران وابسته است، مفهومی که در مورد از دست رفتن جان انسان، توجه بسیاری را به خود جلب کرده است.

۲-۸- برگشت پذیری اثرات

انقراض گونه ها

طبق تعریف، اگر گونه ای منقرض شده باشد، این تأثیر غیرقابل برگشت است و اگر ماهیگیری چنین تغییرات غیرقابل برگشتی را ایجاد نماید، مباحث فنی در مورد جلوگیری از ماهیگیری قوت زیادی پیدا خواهد کرد. بنابراین باید با دقت، احتمال منجر شدن فعالیت های ماهیگیری به انقراض گونه ها را زیر نظر داشت.

در رابطه با گونه های استحصال شده، غالباً اضمحلال ذخایر از دید مطبوعات و بسیاری از دیگر رسانه ها به عنوان یک قدم کوچک مانده به انقراض زیستی شناخته می شود. (برای مثال ماهی کاد در کانادا). بین اضمحلال ماهیگیری و انقراض زیستی باید تمایز قائل شد. در اضمحلال، فراوانی جانوران تا حدی پایین می آید که ماهیگیری غیراقتصادی می شود، یا اعمال کنترل برماهیگیری ضروری می گردد.خطر انقراض زیستی در سطحی پایینتر از فراوانی مطرح می شود که در آن سطح، فراوانی گونه به حدی کاهش می یابد که بدون توجه به فعالیتهایی که ممکن است برای جلوگیری از کاهش آن انجام دهیم، بازسازی آن بعید باشد. این افتراق به وسیله تواتر بازسازی ذخایر ماهی پس از اضمحلال ذخایر مشخص می گردد. در تحلیلی که اخیراً صورت گرفته هیلبورن(۱۹۹۶) با استفاده از داده های ۱۲۹ذخیره در سری های زمانی ۲۰ساله ، میانگین ۵ساله برآوردهای فراوانی را محاسبه نمود. او سپس تواتر افزایش یا کاهش ۱۰، ۵ و۳ برابر را برای هریک از ذخایر گروه های عمده ماهیان محاسبه نمود (جدول ۱-۸). این روش مسلماً تا حدود زیادی ساده به نظر می رسد و هیچ کاری برای تمایز نقش وقایع زیست محیطی و ماهیگیری به عنوان عوامل اضمحلال انجام نمی دهند، ولی با این وجود مسائلی را آشکار می کند. این نتایج مخصوصاً نشان داد که افزایش ۱۰برابری با همان تواتری رخ میدهد که کاهش ۱۰برابری رخ می دهد. همانطور که

انتظار می رود، تغییرات بزرگ غالباً در مورد ماهیگیری ماهیان سطحزی رخ می دهد ولی به نظر می رسد گادوئیدها کمترین بازسازی را نشان می دهند.

جدول ۱-۸- فراوانی افزایش و کاهش توده زنده ذخایر مولدین(برگرفته از Hilborn,1996)

گروه بندی	n	کاهش (٪)			افزایش(٪)		
		۱۰برابر	۵برابر	۳برابر	۱۰ برابر	۵ برابر	۳ برابر
Clupeiformes	۳۱	۲۳	۳۹	۶۵	۱۶	۳۵	۵۸
Gadiformes	۴۳	۱۲	۲۶	۴۰	۰	۲	۲۱
Perciformes	۴	۰	۲۵	۵۰	۰	۲۵	۲۵
Pleuronectiformes	۱۵	۰	۱۳	۳۳	۰	۰	۰
Salmoniformes	۵۲	۸	۱۰	۱۷	۱۰	۱۳	۳۵
مجموع	**۱٤٥**	**۱۱**	**۲۱**	**٤۰**	**۷**	**۱٤**	**۳۲**

مسلما اشکلات مهمی در چنین تحلیل هایی وجود دارد، که کمترین آنها این احتمال است که مجموعه داده ها در مورد گونه ای دچار اضمحلال شده و پیش از توقف تلاش برای بررسی فراوانی، ذخایر آن بهبود نیافته، دارای خطا باشند. با این وجود این آنالیز به سود طرفی است که اظهار دارد انقراض زیستی گونه های مورد بهره برداری به ندرت رخ می دهد. استثنای این مسأله نهنگ های بزرگ هستند، که هم اکنون به شدت محافظت می شوند. مطمئناً پیشنهاد شده که گونه های ماهیان مورد بهره برداری به عنوان در معرض خطر یا به عنوان نامزد برای دسته بندی CITES (کنوانسیون تجارت بین المللی گونه های در معرض انقراض) فهرست بندی شوند، ولی به نظر می رسد بجز چند مورد استثنا، عملکردهای سیاسی بیش از ارزیابی های علمی مدنظر قرار گرفته اند(Hiborn,1996). با این حال می توان عقاید متفاوت را هم رد نکرد. حتی در مقالات علمی منابع زیادی را می توان یافت که انقراض گونه ها را بدون هرگونه داده ای به ماهیگیری ها

نسبت داده اند. برای مثال وسترا (۱۹۹۶) در بحث موضوع کاهش شدید ذخایر ماهی کاد دریای شمال اظهار می دارد:

«کانادا و سایر کشورها اگر آمادگی آن را ندارند که با انقراض کامل ماهیهای خاص مقابله کنند، باید از اهداف اقتصادی کلی خود چشم بپوشند و دیگر سطح انتظار آنها مانند گذشته نباشد».

ترس از سقوط یک ماهیگیری بزرگ قابل درک است ولی چنین مسأله اغراق شده ای را نباید بدون اعتراض رها کرد. شاید به خاطر طبیعت باز اکثر سیستم های دریایی و اقتصاد ماهیگیری، ما به اندازه داخل خشکی که کاهش واضح جنگلهای استوایی و افزایش زمین های کشاورزی با شتاب به پیش می رود، به از دست رفتن گونه ها توجه نمی کنیم. با این حال این بدان معنی نیست که ماهیگیری هیچ گونه ای را (چه هدف وچه غیرهدف) مورد تهدید قرار نمی دهد. برای مثال، فصل۲ سرنوشت تعدادی از گونه های پرنده، پستاندار و لاک پشت را توضیح می دهد که به وسیله صید ضمنی یا شاید به خاطر بازار غیرمجاز صید می شوند. واضح است که در این موارد باید فعالیتهایی برای محدود کردن این تأثیرات صورت گیرد.با این حال، با توجه به محدوده جهانی فعالیت ماهیگیری، انقراض واقعی گونه ها به دست ماهیگیران بعید به نظر می رسد.

تداوم[1]، انعطاف[2] و تغییرپذیری[3]

موضوع دیگری که باید در مورد ماهیگیری ها مورد توجه قرار گیرد این است که آیا ثبات اکوسیستمهای دریایی در حال تضعیف است؟ ثبات بوم شناختی را می توان به طور دقیق به عنوان بازگشت تمام اجزای گونه ای در سیستم به تراکم های تعادلی پس از بروز آشفتگی تعریف کرد. بررسی اجتماعات کوچک، نمونه ای از نظر پایداری را نشان می دهند(بیشتر از نظر ثبات محلی، پس از اختلالات بسیار کوچک در

[1] Persistence
[2] Resistence
[3] Vaviability

وضعیت تعادلی)که راه بسیار خوبی برای نظریه پردازان مهیا کرده است و انگیزه قابل توجهی برای ابداع ایده هایی که برمعیارهای ثبات، پایه ریزی شده باشند احتمالاً کاری ناامید کننده است، ولی پیم و هایمن(۱۹۸۷) مدل های کاربردی دیگری را پیشنهاد می کنند.

پیم(۱۹۸۴) قبلاً در یک بررسی اظهار داشت مفاهیم تداوم مقاومت، انعطاف و تغییرپذیری را بسیار بهتر از ثبات می توان در محیط اندازه گیری نمود. پیم بیان می نماید این اصطلاحات، برای آنالیزهای مبتنی بر تجزیه به روشهای بسیار مناسب تری نیاز دارند. این اصطلاحات را می توان به اختصار به صورت ذیل تعریف کرد:

تداوم: تمایل جوامع به پذیرش مهاجمان- یک جامعه با تداوم بیشتر(پایا) جامعه ای است که در برابر گونه های بیگانه مقاومتر است.

انعطاف پذیری: سرعت بازگشت جمعیت ها به روندهای دراز مدت خود. جمعیتهای با انعطاف بیشتر، جمعیت هایی هستند که سریعتر بازسازی می گردند.

تغییرپذیری: درجه تغییرات جمعیت ها حول روندهای دراز مدت تغییرات فراوانی.

به نظر می رسد که در مورد جوامع دریایی مرتبط با ماهیگیری داده های اندکی در مورد ورود مهاجمین بیگانه وجود دارد که شاید نشانه آن باشد که جوامع ماهیان دریایی پایا هستند. پیم و هایمن(۱۹۸۷) در دو نمونه نشان می دهند که : دریای شمال به عنوان یک نمونه ارائه شده است زیرا به رغم امکانات آشکار کلنی های جانوری برای ورود به منطقه که به وسیله آب تعادل کشتیها حمل می شوند، هیچ گونه ماهی جدید را نپذیرفته است و اقیانوس آرام در آن سوی هاوایی که در مقایسه با زیستگاه های غیردریایی داخل خشکی، موفقیتی در ورود ماهیان مهاجم نداشته است. عدم وجود نمونه های واضح دیگر در مورد تهاجم ماهیان می تواند واقعاً نشان دهد که چنین جوامع دریایی دارای تداوم هستند. (بخصوص در قیاس با سیستم‌های آبهای شیرین)، ولی چنین نتیجه ای تنها یک فرض است. یک مشکل آن است که هیچ ایده

ای ازمیزان تقابل میان سیستمهای دریایی و گونه های مهاجم در دسترس نیست. برای مثال اختلاف با سیستمهای آب شیرین می تواند براساس این واقعیت باشد که ورود آزادانه گونه ها به دریاچه ها و رودخانه ها بسیار محتملتر از ورود به دریاست. بدون داشتن اطلاعات از میزان تقابل، غیرممکن است که بتوانیم در مورد تداوم قضاوتی واقعی داشته باشیم. در مورد سایر رده ها نشان می دهند که سیستمهای دریایی به هیچوجه در برابر تهاجم مصون نیستند. شانه داران مثالهای خوبی هستند همچون جنس *Mnemiopsis* که به دریای سیاه حمله نموده و از تخمها و لاروهای ماهیان تغذیه می کند. این گونه می تواند سهمی مهم در کاهش شدید ذخایر ماهی آنچووی دریای سیاه در اواخر دهه ۱۹۸۰ داشته باشد (به فصل۵مراجعه کنید). اگر ذخیره یک ماهی تهی شود، دانستن این مسأله که با چه سرعتی بهبود خواهد یافت مهم است. دانستن تغییرپذیری جمعیت و عوامل آن، کمک مؤثری در پیش بینی صیدهای آینده خواهد داشت. معمولاً وقتی بازسازی ذخایر سقوط عمده ای را نشان می دهد، اطلاعات کافی برای پیش بینی نرخ بازسازی در زمان کاهش یا توقف ماهیگیری وجود ندارد. (همانطور که در فصل ۵اشاره شد)، درحالیکه برخی گونه های ماهیان نسبتاً به سرعت بهبود می یابند (مثل هرینگ دریای شمال)، به نظر می رسد که سایر گونه ها مثل ساردین کالیفرنیایی (McCall,1980) و هداک مخزن آبی جورجز (Waring & Anthony ,1980) برای مدت زیادی در سطوح پایین باقی می مانند. در مورد ذخایر پستاندارن که به شدت تهی شده باشند، امکان بازسازی بیشتر، ولی بطور کامل قابل پیش بینی نیستند (Laws ,1985).

تلاشهایی صورت گرفته است تا به صورت نظری اثرات افزایش فعالیتهای بهره برداری را بر زمان بازگشت و تغییرپذیری جمعیت مورد بررسی قرار دهد. اکثر این تحقیقات با استفاده از مدلهای تک گونه‌ای انجام شده توسط پیم و هایمن (۱۹۸۷) و می و همکاران(۱۹۷۸) را به عنوان نماینده این تلاشها مثال می زنند. می و همکاران(۱۹۷۸)نشان دادند که پاسخ جمعیتها به افزایش ضرایب برداشت به نوع رشد جمعیت بستگی دارد. در اکثر مدلها زمانهای بازگشت با افزایش مرگ ومیر ناشی از ماهیگیری به صورت

خطی افزایش می یابد ولی طبق مدل کلاسیک بورتون و هولت، هنگامی که فعالیت ماهیگیری به حداکثر سطح بهره برداری پایدار می رسد، زمان بازگشت کم می شود و پس از آن افزایش پیدا می کند. (در یک مدل دیگر،میزان تغییرپذیری ثابت باقی می ماند). تعدادی از مکانیسمها را می توان مطرح کرد و شواهدی وجود دارند که این مکانیسم ها واقعاً در زمان افزایش ضرایب مرگ ومیر وارد عمل می شوند (یعنی افزایش بقای پیش از بازسازی، کاهش سن بلوغ کامل، افزایش بازده تولید مثل). اگر این تأثیرات اهمیت داشته باشند، انعطاف یک جمیعت مورد برداشت در محدوده مرگ ومیری که این مکانیسم ها در آن مؤثر هستند، ممکن است افزایش یابد.

پیم (۱۹۸۴) در جستجو به دنبال روشی که بتواند مفهوم این تغییرات را به صورت تغییرپذیری در زمان تحمیل نوسانات تصادفی بیان نماید، ۳ پاسخ محتمل را در نظر می گیرد که ۲ مورد از آنها به این بستگی دارد که آشفتگیهای اتفاقی به تراکم وابسته هستند یا نیستند و یکی از آنها به ضرایب مرگ ومیر و خصوصیات چرخه زیستی مرتبط است. در موارد وابسته به تراکم، زمان طولانی بازگشت به این معنی است که جمعیت آبزی، کمتر به تغییرات محیط زیست پاسخ می دهد. در موارد غیروابسته به تراکم، جمعیتی که زمان بازگشت طولانی دارد به احتمال زیاد هنگامی که آشفتگی بعدی روی می دهد با سطح تعادل یا حد میانگین فاصله دارد، بنابراین جمعیت به وضعیت بحرانی تری می رسد. به این ترتیب، کاهش انعطاف به افزایش تغییرپذیری منجر می شود. سومین احتمال این است که تغییرپذیری و انعطاف در مورد گونه های بسیار بارور (انعطاف کم) هنگامی که ضریب مرگ ومیر در سالهای مختلف موجب تغییرات بزرگی در بازسازی خواهد شد. به نظر می رسد تا به امروز شواهد تجربی اندکی در مورد رابطه مستقیم میان درجه نوسانات جمعیت و فراوانی به دست آمده باشد.

مطالعه استیل و هندرسون(۱۹۸۴) جنبه ای دیگر و مهم را به این مباحث اضافه می کند. این محققین اثرات تغییرپذیری زیست محیطی بر مدل ساده جمعیتی را با استفاده از حالتهای متعدد تعادلی مورد مطالعه قرار

دادند. نکته کلیدی این بررسی آن است که اتفاقات زیست محیطی به صورت یک فرایند تصادفی ولی دارای طیف وسیعی از اختلالات در نظر گرفته شد، بطوریکه تغییرات محیط زیست به همراه زمان افزایش می یافت (همانطور که متغیرهای فیزیکی در سیستمهای دریایی تغییر می کنند). با این نوع از تغییرپذیری زیست محیطی، جمعیت ها می توانند به سرعت در فواصل زمانی ۱۰۰-۵۰ساله در بین وضعیت های پایدار قابل جایگزینی جابجا شوند. این یافته ها با نوسانات مشاهده شده در گونه های سطحزی دریایی مطابقت دارند و توجیهی احتمالی برای کاهش هرینگ در دهه ۱۹۷۰ در دریای شمال ارائه می دهد. این محققین همچنین دریافتند که برداشت جمعیت، تواتر چنین تغییرات پایداری را افزایش می دهد. این فرض جالب است که ماهیگیری ممکن است در برخی سیستم ها برمقدار مطلق تراکم جمعیتها اثری نداشته باشد ولی تواتر نوسانات میان سطوح بالا و پایین را تحت تأثیر قرار دهد.

تصویری که از بسیاری از بررسیهای نظری انعطاف پذیری به چشم می آید.این است که برداشت می تواند براساس شرایط، در هرجهتی تأثیرگذار باشد. هرچند باید این امکان فراهم باشد که از داده های ماهیگیری برای مشخص کردن رابطه ای که واقعاً وجود دارد استفاده شود، مسایل مهمی وجود دارند که خواسته شود این آنالیزها معنی دار باشند باید مورد توجه قرار گیرند. برای مثال، بسیاری از تحلیلها، رفتار ماهیگیری را در طول زمان به حساب نمی آورند و منابع تغییرات منتج شده از فرایندهای ایجاد شده در زمانهای مختلف را از هم تمایز نمی دهند (Pimm & Hyman, 1987). بدون ایجاد تمایز میان تغییرپذیری ناشی از روند داده ها و تغییرپذیری خود این روندها، تأثیرات برداشت برتغییرپذیری همچنان حل نشده باقی خواهد ماند. با این حال در نخستین گام باید دانست هیچگاه نمی توان برکمبود داده ها فائق آمد. به رغم اهمیت این پرسش، ما با وضعیتی که بتوانیم در مورد روند تغییرات این خواص یا عواملی که در تأثیرگذاری برآنها بیشترین اهمیت را دارند اظهار نظر قطعی کنیم، فاصله زیادی وجود دارد.

شرایط پایدار جایگزینی

هرچند که بروز پدیده انقراض های جهانی در آبزیان عمدتاً موضوع مهمی برای ماهیگیری محسوب نمی‌شود و ذخایر ماهیان غالباً پس از اضمحلال بهبود پیدا می کنند، با این حال نمی توان در خصوص این امر آسوده خاطر بود. در واقع، با توجه به فشارهای دیگری که بر بسیاری از سیستمهای دریایی وارد می شود، این واقعیت که ذخایر ماهیان در گذشته بهبود یافته اند هیچ ضمانتی وجود ندارد که در آینده نیز همین اتفاق بیفتد. آغاز بازسازی برخی ذخایر به سطحی معقول در سالهای اخیر (همچون ساردین کالیفرنیایی که صید آن در دهه ۱۹۵۰ متوقف شد) امیدوار کننده است، اما این جنبه از مسأله که سایر ذخایری که در حال حاضر دچار اضمحلال شده اند ممکن است باقی نمانند، آینده را مبهم می سازد. در چنین مواردی، اذهان به این سمت متوجه می گردند که آیا به جز انتظار برای سالهای طلایی بازسازی و اینکه ذخایر به سطح گذشته باز گردند، کار دیگری می تواند صورت گیرد؟ شاید به جای آن، جمعیتهای سایر شکارچیان و رقبا به سطحی رسیده باشند که از افزایش ذخایر مورد نظر جلوگیری می کنند. بدون ایجاد آشفتگیهای بیشتر که سبب کاهش این جمعیتها می گردند ممکن است سیستم در وضعیت فعلی خود باقی بماند.

این نظریه که سیستم ها می توانند دو وضعیت متفاوت داشته باشند و اینکه جابجایی از یک وضعیت به وضعیت دیگر نیازمند یک آشفتگی نادر و یا شدید است، مسأله ای است که بوم شناسان را دچار مشکل نموده است. گفته شده که وقتی چنین حالتی رخ می دهد، سیستم به شرایط پایدار قابل جایگزینی می‌رسد. آیا ماهیگیری می تواند سیستمها را مجبور کند تا به وضعیت دیگری در آیند که غیرقابل بازگشت باشند؟ تحلیلهای نظری نشان می دهند که وضعیتهای پایدار جایگزین که از ماهیگیری منشأ گرفته باشند کاملاً محتمل هستند. برای مثال مطالعات گیلپین و کیس(۱۹۷۶) نشان می دهند که جوامع پیچیده (غنی از گونه) همین که به وسیله فعالیت های ماهیگیری آشفته شوند، بعید است که به وضعیت

مشابهی باز گردند، حتی اگر ماهیگیری متوقف شود. به نظر می رسد که بصورت نظری در سیستم های چند گونه ای احتمال ایجاد وضعیتهای پایدار جایگزین بالا باشد. بوم شناسان در مورد میزان احتمال وقوع چنین وضعیتی، راهکارهای کاربردی و عملی محدودی را مدنظر دارند. با این حال شواهد مناسبی از آفریقای جنوبی وجود دارد مبنی براینکه چنین وضعیتی در مورد سیستمهای دریایی می تواند رخ دهد.

بارکای و مک کویید(۱۹۸۸) دو جزیره را مورد مطالعه قرار دادند که نزدیک به ۱۵کیلومتر از آفریقای جنوبی فاصله داشته و جوامع بنتیک کاملاً متفاوتی داشتند. در یکی از این جزایر علفهای دریایی و شاه میگوهای صخره ای غالب بودند که مانع تشکیل بسترهای مناسب ماسل می شدند. در جزیره دیگر، ماسل‌ها غالب و شاه میگوهای صخره ای و علفهای دریایی تقریباً وجود نداشتند. در جزیره دوم یک گونه صدف حلزونی که معمولاً شکار شاه میگوها می شد نیز بسیار فراوان بود. معرفی آزمایشی شاه میگوها در جزیره دوم نشان داد که ماسل ها با این تراکم بالا برشاه میگوها چیره شدند و رابطه معمول شکار و شکارچی معکوس شد. این مسأله مانع از آن شد که جمعیت شاه میگو در این جزیره شکل گیرد. ماهیگیران محلی گزارش می دهند که ۲۵سال قبل این دو جزیره با یکدیگر مشابه بودند، اما علت اصلی ناپدید شدن شاه میگوها ناشناخته است. وجود دوره ای از پایین بودن سطح اکسیژن که می دانیم در دهه ۱۹۷۰ در نزدیکی جزیره رخ داده، یک احتمال برای حذف شاه میگوها می تواند تلقی شود. همچنین ممکن است نوعی بیماری در منطقه شایع شده باشد. مسلماً بعید است که دراین مورد بهره برداریهای ماهیگیران موجب تغییرات شده باشد، ولی این مثال پتانسیل ماهیگیران را برای راندن جوامع به سمت یک وضعیت پایدار دیگر، به خوبی نشان می دهد. این جنبه از موضوع که چنین وضعیتی با افزایش الاسموبرانشها در مخزن آبی جورجز روی داده است، در فصل۶ مورد بحث قرار گرفت.

مثال قانع کننده دیگر در مورد مکانی که ممکن است ماهیگیری در تغییر چشمگیر ساختار سیستم نقش داشته باشد، به وسیله کوستانزا و گریر(۱۹۹۸)درخلیج Chesapeake ارائه شده است. این محققین نقش

صید صدف اویستر را در این منطقه مورد توجه قرار دادند. این ماهیگیری در اوایل قرن نوزدهم سالانه ۱۵میلیون پیمانه[1] محصول داشت و در دهه های منتهی به اوایل دهه ۱۹۸۰به طور ثابت سالانه ۲میلیون پیمانه تولید می نمود ولی امروزه کمتر از ۵۰۰۰۰۰پیمانه تولید می کند. ذخایر صدف اویستر اکنون پس از سالها برداشت ساختارهایی پراکنده از یکدیگر در بستر دریا دارند، ولی گزارش شده که در سالهای دور صخره های بزرگی وجود داشتند که تقریباً به سطح آب می رسیدند و قسمتهای کم عمق هر دو طرف Chesapeakeرا پوشانده بودند. به احتمال بسیار زیاد این صخره ها زیستگاهی برای بسیاری از گونه های ماهیان و بی مهرگان و از مصرف کنندگان مهم تولیدات فیتوپلانکتونی بودند. برای مثال تخمین زده می‌شود که این صخره ها آنقدر فراوان بودند که تمامی حجم آب خلیج یک بار در هفته به وسیله صدفهای اویستر فیلتر می شد درحالیکه امروزه این عدد تقریباً به سالی یک بار تنزل پیدا کرده است. به سختی می توان گفت که شفافیت آب، دینامیک جمعیت فیتوپلانکتون ها و ساختار این سیستم به علت از بین رفتن صخره های صدفی به طور اساسی تحت تأثیر قرار نگرفته است، وبعید است که به وضعیت پیشین بازگردد. مسلماً عوامل بسیار دیگری نیز نقش خود را در تغییر سیستم خلیج Chesapeake ایفا نموده‌اند (بخصوص توسعه کشاورزی و شهرنشینی)، ولی تأثیرات ماهیگیری اجتناب ناپذیر بوده اند.

تخریب زیستگاه

آخرین و شاید گریزناپذیرترین مکانیسمی که به تأثیرات بالقوه غیرقابل بازگشت منجر می شود، تخریب زیستگاه است. به استثنای استحصال کنترل نشده مداوم، شاید از بین بردن زیستگاهی که مورد استفاده ذخایر ماهیان است مؤثرترین روش برای کند کردن یا جلوگیری از بازسازی ذخایر باشد. بخصوص تخریب یا دگرگونی مناطق تخمریزی و نوزادگاهی ماهیان باید مورد توجه قرار گیرند. مناطق تخمریزی

[1] Bushel: مقیاس وزنی معادل ۳۶ لیتر

را به سختی می توان دقیقاً مشخص نمود که چرا ماهیان در این نواحی تخمریزی می کنند ولی مشخصات فیزیکی محیط بستر در برخی موارد حائز اهمیت است. برای مثال، هرینگ دریای شمال در سواحل سنگریزه ای تخمریزی می کند و تخمها سطح رسوبات را به صورت فرشی می پوشانند که به اندازه چندین لایه تخم ضخامت دارد. ترال کشی در بستر چنین مناطقی، چه در فصل تخمریزی و چه در غیر این فصل می تواند مناسب بودن محل را برای مولدین تحت تأثیر قرار دهد و کاملاً بدیهی است که اکتشافات نفت یا برداشت سنگریزه غالباً در نزدیکی نواحی تخمریزی انجام می شود. همین دگرگونی معماری فیزیکی موجود در بستر دریا که، برای حفاظت در برابر شکارچیان و سرپناهی در مقابل جریانات آبی استفاده می شود (قسمت۷-۳ را نیز ببینید). ارزیابی های علمی در مورد ذخایر در اکثر موارد موجود نیست ولی مسلماً این حقیقت وجود دارد که بررسی های مقایسه ای مناطقی با ویژگی های فیزیکی مشخص و مناطقی بدون این پدیده ها، تفاوتهای زیادی در اجتماعات ماهیان و بی مهرگان را نشان داده است. زیستگاه هایی که از نظر فیزیکی پیچیده ترند، عموماً فون جانوری بسیاری غنی تری دارند و به دلیل حفاظتی که این پدیده های فیزیکی برای نوزادان ارائه می نمایند. غالباً اهمیت عملی آنها بیش از چیزی است که محدوده منطقه ای آنها نشان می دهد. تفاوتهای چشمگیر میان بسترهای دارای علف دریایی و مناطق رسوبی مجاور یکی از مواردی است که نشان می دهد فراوانی ماهیان در بسترهای علفی به وسیله ماهیگیران یک استراتژی کوته بینانه است و می تواند هزینه های سنگینی را در بلند مدت به همراه داشته باشد. مسلماً در صورت وجود ساختارهای زیست شناختی همچون علفهای دریایی، امکانات لازم جهت بازسازی ذخایر فراهم است (هرچند سایر فشارها بر بسترهای دارای علف دریایی به علت پیشرفت سواحل غالباً بازسازی را مشکل می کند). با این حال در مورد جاندارانی مانند مرجانها که رشد بسیار کندی دارند و یا ساختارهای غیرزیستی، چشم اندازها بدتر هستند. و در برخی موارد ممکن است اقدامات مثبتی برای احیای دوباره زیستگاه ها انجام شوند. ساختارهایی مانند زیست گاه های مصنوعی به

طرق مختلفی به عنوان مکانیسمی برای احیا پیشنهاد شده اند. متأسفانه، غالباً به نظر می رسد که چنین زیستگاه هایی بیشتر به توده زنده ماهیان موجود توجه دارند تا احیای ذخایر. برای تعیین ارزش هر روش به مطالعاتی که با دقت طراحی شده و به صورت محلی اجرا شده باشند نیاز است که به صورت مورد به مورد اجرا شوند. با این حال حتی اگر این کار موفقیت آمیز باشد بعید است که چنین مداخله هایی به جز در مقیاسهای محلی قابل پیگیری و ردیابی باشند.

با اینکه از بین رفتن ساختارهای بزرگ زیستی همچون مرجانها و علفهای دریایی کاملاً جلب توجه می‌کنند، ممکن است تغییرات زیستگاه در دیگر موارد تا حدود زیادی نیاز به دقت بیشتر داشته باشند. برای مثال می توان تصور کرد که نوزادان ماهیان کفزی در فلات قاره از فراوانی بالای ساختار های فیزیکی نسبتاً کوچک (اسفنجها، پوسته صدفها و صخره های کوچک و غیره) سود می برند، ولی ترال‌کشی به تدریج در طول زمان ساختارهای فیزیکی بستر زیستگاه را کاهش می دهد و نتایج زیانباری برجای می گذارد. با کاهش این ترکیبات، زیستگاه را برای کفشک ماهیان نسبتاً مناسب تر می کند که افزایش آشکار آنها را در مناطقی که به شدت ماهیگیری شده اند، توجیه می نماید(فصل۶را ببینید). هرچند اعتبار چنین فرضیه ای به ندرت مورد کنکاش قرار گرفته،رابطه مستقیم میان ماهیها یا سایر موجودات با ساختار فیزیکی اغلب قابل قبول است. کار Sainsbury(۱۹۸۷&۱۹۸۸) که در قسمت ۵-۳ مورد بحث قرار گرفت، نمونه ای است که به نظر می رسد تأییدی بر این ایده است و با قدرت می گوید که توپوگرافی و معماری زیستگاه اهمیت دارد.

مطمئناً تهدیدات بسیار دیگری نیز به صورت پیشرفت سواحل، آلودگی دریا و غیره برای زیستگاه ها مطرح هستند و شاید این تهدیدات برای بسیاری از ذخایر محلی اهمیتی بسیار بیشتر از تخریب زیستگاه ناشی از ماهیگیری داشته باشند. با این حال، توانایی روش صید ترال در دگرگون کردن ساختار فیزیکی زیستگاه های موجودات بنتیک به طور خاصی آشکار است و احیای چنین زیستگاهی ممکن است دشوار

باشد. همچنین باید در نظر داشت که ممکن است تنها حفاظت از زیستگاهی که به نظر ما بحرانی است کافی نباشد. برای مثال اولور و همکاران (۱۹۹۵) اشاره کرده اند که محافظت از زیستگاه غالباً برپایه تصوراتی ساده انگارانه بنا می شود مثلاً: (الف) سطح تولید دقیقاً با ذخایر زیستگاه، متناسب است و (ب) از دست دادن زیستگاه های غیربحرانی تأثیر قابل توجهی برسطح قابل جایگزینی استحصال ندارد. چنین فرضیاتی در مورد ماهیان مصداق پیدا نمی کند. یک زیستگاه «بحرانی» که غالباً برای مراحل اولیه جوانی مورد نیاز است می تواند بقای ماهیان جوان را تسهیل کند ولی مناطق دیگری که کمتر مناسب هستند ممکن است موجبات اصلاح اجتماع ماهیان پیرتر را فراهم نمایند.

۳-۸- عملکرد اکوسیستم

عبارت عملکرد اکوسیستم به طور فزاینده ای در مقالات مربوط به بوم شناسی به کار می رود و توجهی که به آسیب رساندن عملکرد از طریق فعالیتهای انسان صورت می گیرد، به طور چشمگیری به صورت یک مسأله فوری مطرح می شود. عملکرد اکوسیستم معمولاً به فرایندهایی در سطح اکوسیستم اطلاق می‌شود که در زندگی بهتر انسانها نقش دارند. این فرایندهایی سودآور اغلب با عبارت خدمت رسانی یا خدمات اکوسیستم بیان می شوند و مطالعه اخیر کوستانزا و همکاران (۱۹۹۷) نشان می دهد که اقیانوسها تقریباً دوسوم از خدمات اکوسیستم را در جهان به خود اختصاص می دهند. اقیانوسها نقش اساسی در تنظیم آب و هوا، تأمین پروتئین برای مصرف انسان و تنظیم آب، کربن و چرخه موادغذایی را در جهان ایفا می کنند. در همین راستا اگر ماهیگیری به جای تأثیر برظاهر اکوسیستم ها، برنحوه عمل آنها تأثیر بگذارد، باید کاملاً نگران این موضوع بود.

با درنظر داشتن نرخ فزاینده از دست رفتن گونه ها در روی زمین، شاید سؤالی که بیش از همه در رابطه با عملکرد اکوسیستم مطرح می شود این است که آیا از دست دادن مداوم گونه ها به طور جدی باعث

مختل شدن عملکرد اکوسیستم می شود؟ این فکر اولین بار توسط اهرلیخ و اهرلیخ(۱۹۸۱) عنوان شد که فرضیه ای را که از آن زمان به بعد «فرضیه میخ پرچ» نامیده می شد (Lawton & Brown,1993) را ابداع کردند. این فرضیه نقش هرکدام از گونه ها را همچون نقش تک تک میخ پرچ های متصل کننده بال ها و دیگر بخشهای یک هواپیمایی داند که نقش آنها باقی نگهداشتن هواپیما در آسمان ایفا می نمایند. برعکس(Lawton & Brown,1993) اظهار داشتند که فرضیه گونه های زاید عنوان می کند که غنای گونه ای مطرح نیست و آنچه اهمیت دارد این است که توده زنده تولیدکنندگان اولیه، مصرف کنندگان و تجزیه کنندگان ثابت باقی بماند. هرچند عبارت زاید بودن در این زمینه به طریق خیلی خاصی مورد استفاده می گیرد، بسیاری از مردم مایل به استفاده از این عبارت نیستند زیرا ممکن است تصور شود که گونه هایی که «زاید» خوانده می شوند نیازی به محافظت ندارند. یک سیاست محافظه کارانه که تنها براساس زمینه های عملکردی پایه ریزی شده باشد، مسلماً ناکارا خواهد بود. رابرتز(۱۹۹۵) برای آنکه از تجهیز کسانی که با چنین دید مصرف گرایانه ای به طبیعت می نگرند جلوگیری کند، پیشنهاد می کند که از عبارت «قابل جانشینی» استفاده شده تا کمتر باعث نزاع شود.

همانطور که پیشتر بحث شد، توجه به از دست رفتن گونه ها در مقیاس وسیع در رابطه با فعالیتهای ماهیگیری قابل قبول نیست (قسمت۲-۸ را ببینید). با این حال، حتی اگر گونه ها واقعاً از دست نرفته باشند، فراوانی بسیاری از آنها به طوراساسی کاهش پیدا کرده است. بنابراین می توان سؤال کرد که آیا تغییرات چشمگیر در فراوانی نسبی گروههای جانوری برعملکرد اکوسیستم تأثیر می گذارد؟ تا به امروز اکثر کارهای انجام شده در این زمینه، در سیستمهای خشکی صورت گرفته اند و بسیار اظهار داشته اند که نتایج بررسیهای اولیه نشان می دهند که سطح بالاتری از تنوع زیستی برای عملکرد اکوسیستم سودمند است(Naeem *et al.,1994* , Tilman &Downing , 1994). این نتیجه از بسیاری جوانب دقیقاً همان چیزی است که مردم می خواهند بشنوند: رابطه میان از دست رفتن گونه ها و خدمات اکوسیستمی

سودمند برای انسان، یک مجوز مهم را برای حفاظت از گونه ها ارائه می نماید. در واقع، به رغم ماهیت اولیه یافته ها، این تفکر که تنوع زیستی به این طریق اهمیت دارد، حتی به داخل کتابهای مرجع معتبر بوم‌شناسی دریایی به عنوان یک واقعیت رسوخ کرده است (Castro & Huber,1997). با این حال چنین اشتیاقی برای این نظریه، ناپخته به نظر می رسد زیرا هم مطالعات مقایسه ای در سیستمهای طبیعی خشکی، و هم انتقادات پی درپی از بررسیها اولیه، باعث تردید در این تفکر شده که تنوع زیستی به تنهایی نحوه عملکرد اکوسیستم را مشخص می کند (برای مثال MacGillivray& Grime، 1999، 1997، Huston ;Grime، 1997) بیشتر به نظر می رسد که تفاوت در خواص اکوسیستم عمدتاً به مشخصات عملکردی گیاهان غالب در سیستم، بخصوص توانایی آنها در گرفتن و جذب منابع مرتبط است.

صرف نظر کردن از نقش کلیدی تنوع زیستی به عنوان عاملی مهم در خدمات اکوسیستمی که اخیراً رخ داده است، نشان می دهد که فرضیه گونه های زاید باید جدی تر گرفته شود. در واقع، رابرتز(۱۹۹۵) در بحث پیرامون این موضوعات در مورد آبسنگ های مرجانی اظهار می کند «شواهد فراوانی وجود دارند که مشخصات جوامع مرجانی به وسیله گونه های قابل جانشینی(زاید) تعیین می گردند»، و اشاره می کند که هرچند جزئیات زیست شناسی گونه ها باهم متفاوت است، «تنها چند روش معدود برای گذران زندگی وجود دارد».در گروه های آبزی مستقر بر روی مرجان ها مشاهده می گردد که از دست رفتن گونه های خاص ممکن است تأثیراتی کلی، برای مثال بر نرخهای پلانکتون خواری یا گیاهخواری برجای بگذارد که مشخص می کند برخی از جمعیتهای دیگر گونه ها با تمایلات عملکردی مشابه، رفتارهای جبرانی را به صورت افزایش تراکم یا افزایش میزان خورد و خوراک تغذیه به ازای هرجانور، از خود نشان می دهند. به طور مشابه، به نظر می رسد که به احتمال زیاد، مثلاً نقش ماهیخواران را تنها یک یا چند گونه می توانند ایفا کنند. بطوریکه دسته بندی مرجان ها در منطقه سدهای بزرگ مرجانی استرالیا و شرق اقیانوس آرام به رغم وجود تفاوتهای اساسی در انواع جنسهای مرجانها، مشابه است (Roberts,1995).

Snelgrove و همکاران (۱۹۹۷) نتیجه گرفتند که در مورد بنتوزها نیز احتمالاً گونه های زائد قابل توجهی در داخل گروهها وجود دارد و بسیاری از گونه ها را می توان بدون اینکه واقعاً تغییر در سیستم ایجاد شود از دست داد. از آنجا که نقش گروههای عمده (باکتریها، انواع گروه های جانوری میکروسکوپی و ماکروسکوپی) اساساً با یکدیگر متفاوت هستند و از دست رفتن یک جزء کامل را نمی توان به وسیله دیگری جبران کرد، یافتن شواهد در مورداینکه تنوع زیستی موجودات بنتیک به خودی خود برای عملکرد سالم اکوسیستم مورد نیاز است، دشوار می باشد.

به رغم این واقعیت که گونه های بسیاری تقریباً به طور کامل قابل جانشینی هستند، تا حدودی ساده انگارانه است که زاید بودن گونه ها را با اشتیاق زیاد یک حسن تلقی کرد. واضح است که از دست دادن گونه های کلیدی عملکردها را مختل کرده و می تواند اثرات شدید (وشاید نامطلوبی) برای اکوسیستمها به همراه داشته باشد. علاوه براین، یک گونه که ممکن است بتواند در شرایط خاصی جانشین گونه دیگر شود، شاید نتواند همین کار را در صورت تغییر وضعیت زیست محیطی انجام دهد. این مسأله بخشی از «بحث تضمین» در مورد حفظ تنوع زیستی است که می گوید گونه هایی که در حال حاضر بی اهمیت به نظر می رسند ممکن است تحت شرایط دیگری اهمیت بیشتری داشته باشند. با توجه به طبیعت غالباً غیرانتخابی روشهای صید و ماهیگیری، تشخیص این مسأله مشکل است که آیا شرایطی وجود دارد که تغییرپذیری اکوسیستم تحت آن شرایط به غنای بالای غیرمعمول گونه ها بستگی داشته باشد یا تعیین گونه های خاصی که بتواند نقش عملکردی کلیدی را ایفا نمایند، دشوار است. وجود احتمالی گونه ها یا گروههای کلیدی که ممکن است در برابر فعالیتهای ماهیگیری آسیب پذیر باشند موضوع فصل های ۵ و۶ بوده است.

٤-٨- نتیجه گیری

مفاهیم سلامت و تنش برای اکوسیستمها حائز اهمیت هستند زیرا انسانها کاملاً آنها را می شناسند و مباحثی که با استفاده از آنها بیان می شوند، می توانند تأثیر زیادی برافکار عمومی داشته باشند. این اصطلاحات به عنوان روشی برای ارتباط در مورد علاقه با توجه به محیط زیست دریایی دارای ارزش زیادی هستند. از عبارت «سلامت یک اکوسیستم» می توان به طور سودمندی درعبارات کوتاه استفاده نمود، تقریباً به همان صورتی که از عبارت «سلامت اقتصاد» استفاده می شود. به طور مشابه، این تغییر که یک اکوسیستم خاص دارای «سلامت ضعیف» یا «سلامت خوبی» است با توجه به مجموعه معیارهای تعیین شده برای موارد استفاده سیستم، نقش ارزشمندی در برقراری ارتباط دارد. با این حال، مشکلات از آنجا شروع می شوند که سعی شود اهداف مدیریتی را براساس این اصطلاحات مشخص کرد. در این مرحله، هیچ توافقی بر سراینکه چه نوع ویژگیها یا معیارهای کامل یک سیستم برای ارزیابی سلامت یا عملکرد قابل قبول یک سیستم به کار بروند، وجود ندارد. تحقیق در این زمینه بسیار مورد توجه است ولی جای تردید است که معیارهای کامل به نوعی که در فصل۷توضیح داده شد، در یک زمان برای فراهم کردن هشدار در مواقع ایجاد تغییرات نامطلوب بکار روند. در واقع، حتی مطمئن نیستیم که این معیارها برای این هدف لازم باشند زیرا در اغلب موارد، نشانه هایی که مشخص کنند سیستم به وضعیت نامطلوبی رسیده است به طرز آشکار، از داده هایی حاصل می شوند که به روش ساده تری در زمینه های بهره‌برداری شیلاتی، کیفیت آب یا سایر معیارهای ساده به دست می آیند. با این حال ممکن است تحلیل چنین خصوصیاتی بتواند انگیزه سیاست گذاری دیگری را فراهم کند تا برای حل این مشکل کاری انجام شود و بتوانند اهدافی با هدفگیری فعالیتهای بازسازی تأمین نمایند. با این حال، حتی وقتی برسرعلائم تشخیصی سلامت و فشار توافق حاصل آید، دستیابی به هدفی که باید به آن برسیم دشوار است. این بدان

معنی نیست که مفاهیم سلامت و فشار قابل استفاده نیستند، بلکه در میزان عملی بودن استفاده از آنها بطوری که بتوان آنها را در فرایندهای مدیریتی وارد کرد، محدودیتهای شدیدی وجود دارد.

به نظر می رسد که در رابطه با مفهوم تمامیت، در روشهایی که «نرمال بودن» یا «سلامت» را با عدم حضور تأثیرات انسانی برابر می دانند مشکلاتی وجود دارد زیرا سیستم هایی که تحت تأثیر انسان قرار گرفته اند قطعاً و بدون تردید «غیرنرمال یا ناسالم» هستند. این بدان معنی نیست که تغییراتی که انسان درسیستم ها ایجاد نموده مطلوب و از نظر عقلانی قابل دفاع است زیرا واضح است که بسیاری از این تغییرات چنین نیستند. تنها مسأله این است که هیچ دلیلی وجود ندارد که باید سیستمی را که انسان برآن تأثیر گذاشته است، نسبت به سیستمی که تأثیرات انسان برآن حداقل بوده است، دارای کارایی کمتر یا بیشتر دانست. محقیقن باید برای تصدیق و پذیرش این مطلب آماده باشند که به جای بررسی ظاهری محیط زیست های قدیمی، به صورت منطقی،باید قضاوتهای مشابهی را در مورد «وضعیت» اکوسیستمها انجام داد.

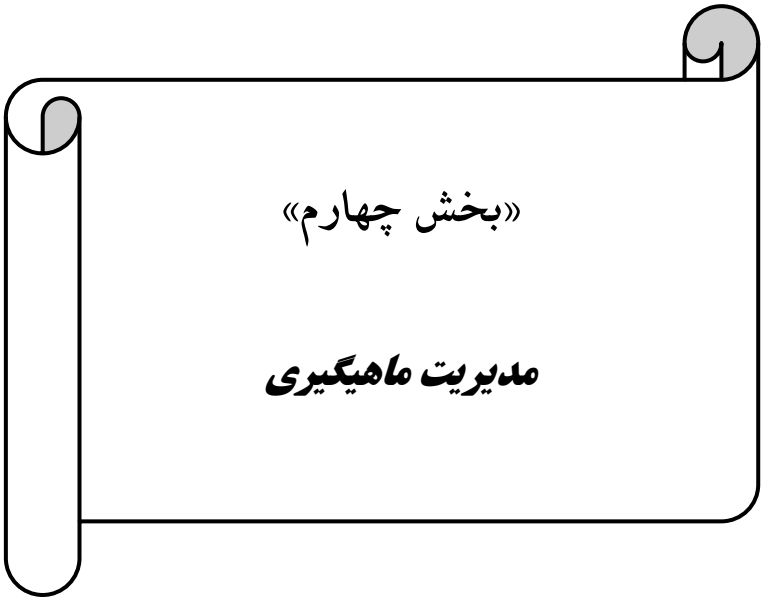
برای اینکه مشکلات مفهوم تمامیت بیشتر قابل درک شود، صخره ای را درنظر بگیرید که مورد بررسی قرار گرفته و نشان داده شده که بسترهای غنی از کلپ و فون جانوری متنوع شامل ماهی و بی مهرگان دارد. به بیان دیگر، وضعیت صخره به گونه ای است که اکثر مردم با خوشحالی آن را به عنوان صخره ای بدون شکل و دربردارنده میزان قابل قبولی از تمامیت تلقی می کنند. حال تصور کنید که قبل از بررسی دوم در یک سال بعد (و بدون اطلاع بررسی کنندگان) یک طوفان اکثر کلپ ها را از روی صخره بردارد و یک بازسازی بسیار موفق برای توتیای دریایی رخ دهد. این شرایط چنان طراحی می شود که اکثر پوشش جلبکی از بین برود و صخره یک منطقه بایر مساعد برای توتیای دریایی شود. آیا محقق اجازه دارد که وضعیت دوم را کمتر از وضعیت اول سالم بداند؟ به راحتی می توان مشاهده کرد که این وضعیت از دیدگاه انسانها کمتر دلخواه است ولی اگر معیار تمامیت، وضعیتی باشد که به وسیله فعالیتهای انسانی بوجود آمده باشد، قطعاً با این مورد مطابقت ندارد. هرچند ناسالم یا فاقد تمامیت خواندن وضعیت های

نامطلوب سیستم، بسیار حساس برانگیز است، شاید معقولتر باشد که سیستم ها را به صورت وضعیت های دلخواه و غیردلخواه در نظر بگیریم. مسلماً این امر، دشواری تشخیص کنترل های موجود برآن وضعیت و میزان توانایی فعالیت های ما در تأثیرگذاری براین تغییرات را برطرف نمی کند، اما برخی از اغراق های موجود در مورد این موضوع را از میان می برد.

همچنین به خاطر داشتن این مسأله که دیدگاه بسیاری از مردم در مورد اینکه یک سیستم «نرمال» چه ظاهری باید داشته باشد، احتمالاً بیشتر انعکاس از آموخته های دوران کودکی یا عقاید والدین است تا ناشی از یک سیستم «منطقی». قطعاً در مورد سیستم های خشکی یک مورد قانع کننده در زمینه تغییرات ساختاری وسیع توسط انسانهای اولیه وجود دارد (Budiansky,1995). هرچند بسیار بعید به نظر می رسد که تأثیرات پیش از دوران صنعتی شدن بر سیستم های دریایی در مقیاس جهانی به تأثیرات چشمگیر کنونی حتی نزدیک هم باشد، ساده انگارانه خواهد بود که تصور شود این تأثیرات تنها محدود به دهه های اخیر می باشد.

به طور خلاصه، باید گفت که به جای بحث در مورد اینکه سیستم ها چه ظاهری باید داشته باشند(یعنی سالم یا بدون تنش)، توجه بیشتری به این مسأله مورد نیاز است که محققین(انسان ها) می خواهند سیستم‌ها چه ظاهری داشته باشند. گفتن اینکه وضعیت یک سیستم خاص دارای بهترین حالت است یا از یک سیستم دیگر «نرمال تر» است تا حدود زیادی بی مورد به نظر می رسد. برای مثال استیل(۱۹۹۸) می‌گوید که پایداری و تنوع زیستی در سیستم های دریایی که تغییرات اکولوژیک در آنها در مقیاسهای ده ساله مورد انتظار است، به سختی قابل دسترسی است. او عبارت قارچی شدن را (در برابر قابل جایگزین بودن)از اقتصاد اقتباس نموده که به معنی جایگزین شدن یک منبع به جای منبعی دیگر با استفاده برابر است و پیشنهاد می کند که این قارچی شدن است که خصوصیات سیستمی را که مملو از تغییرات رژیمی است، مشخص می کند و از اصطلاحات پایداری یا تنوع زیستی استفاده ای نمی کند. دلیل مسأله اخیر این

است که مفهوم قراردادی تنوع زیستی (مثلاً شاخصهای تنوع) به رغم تغییرات عمده در ترکیب گونه ای تغییر نمی کند. استیل(۱۹۹۸) همچنین اشاره می کند که هیچ مدرکی وجود ندارد که همچون قطع درختان جنگلی، تغییرات عمده در ترکیب گونه ای به فروپاشی اکوسیستم بیانجامد. به بیان او «مجموع، اکوسیستم دریایی جدید به اندازه اکوسیستم قبلی متنوع و از نظر بوم شناختی قابل قبول است، حتی اگر از نظر اقتصادی ارزشی به مراتب کمتر داشته باشد».


«بخش چهارم»
مدیریت ماهیگیری

مقدمه

احتیاط در اصول

هم اکنون به نظر می رسد که حتی دولت ها (حداقل به صورت نظری) پذیرفته اند که باید نسبت به منابع خود و روابط با محیط زیست طبیعی، عاقلانه رفتار کنند. در واقع، نتیجه کلیدی بیانیه پایانی کنفرانس سازمان ملل در مورد محیط زیست و توسعه در سال ۱۹۹۲، اصول زیر بود:

«به منظور محافظت از محیط زیست، کشورها باید به طور گسترده روشهای پیشگیرانه ای را به فراخور امکاناتشان در پیش گیرند. در مناطقی که تهدید آسیبهای جدی یا غیرقابل بازگشت وجود ندارد، عدم وجود قطعیت کامل علمی نباید بهانه ای برای به تعویق انداختن اقدامات مؤثر برای پیشگیری از دگرگونی محیط زیست باشد».

تقریباً در همان زمانFAO شروع به تدوین قوانینی برای ماهیگیری مسئولانه نمود و نتیجه گیریهای خود را در مورد معنای روش محتاطانه برای ماهیگیری و صید و صیادی ارائه نمود (FAO,1996). نتیجه بررسی ها و مشورت های آنها شایسته مطالعه مجدد و بازخوانی است.

یک روش محتاطانه در بردارنده استفاده از نگاهی عاقلانه به آینده است،به عبارت دیگر، به حساب آوردن عدم قطعیت ها در سیستم های ماهیگیری و انجام اقدامات با وجود اطلاعات ناکافی می باشد. به بیان دیگر:

- در نظر گرفتن نیازهای نسل های آینده و اجتناب از تغییراتی که بالقوه بازگشت پذیر نیستند.
- شناخت پیشاپیش نتایج مطلوب و اقداماتی که برای اجتناب یا اصلاح مناسب آنها به کار می رود.
- هرگونه اقدام اصلاحی لازم بدون تأخیر آغاز شود واهداف آنها باید به طور صحیح در بازه های زمانی که از ۲ یا ۳ دهه تجاوز نکند، حاصل شود.
- در مناطقی که عوارض استفاده از منابع ناشناخته است، حفظ قابلیت تولید منبع باید در اولویت قرار گیرد.

- قابلیت برداشت و تولید باید متناسب با سطح برآورد شده پایدار منابع باشد، و زمانی که قدرت تولید ذخیره ناشناخته است، افزایش قابلیت ها باید محدود شود.
- همه فعالیتهای ماهیگیری باید با اجازه قبلی مدیریت ها انجام شوند و به صورت دوره ای مورد بازنگری قرار گیرند.
- یک چارچوب قانونی وسازمانی برای مدیریت ماهیگیری تعیین شود که در آن برنامه های مدیریتی که برای دستیابی به اهداف فوق نیاز هستند، برای ماهیگیری تدوین گردند.
- جایگزینی مناسب قوانین براساس نیازهای فوق انجام شود.

غالباً روش محتاطانه به این معنی محسوب شده است که فعالیتهای انسانی همیشه زیان بار هستند، مگر آنکه خلاف آن ثابت شود. ولی باید دانست که همه فعالیتهای ماهیگیری چند عارضه زیست محیطی دارند و نمی توان تصور کرد که این عوارض قابل چشم پوشی هستند. با این حال، با اینکه عاقلانه است که در صورتی فعالیت های ماهیگیری دارای نتایج زیست محیطی بالقوه جدی باشند، باید از آنها ممانعت نمود، این مسأله نباید به این معنی باشد که هیچ ماهیگیری نباید انجام شود تا آنکه تمامی عوارض بالقوه آن مورد ارزیابی قرار گیرند. با این حال، آنچه که یک روش محتاطانه باید داشته باشد، این است که فعالیت های ماهیگیری پیشاپیش در معرض بازنگری باشند و طرحهای مدیریتی وجود داشته باشند که (الف) اهداف مدیریتی، و (ب) نحوه ارزیابی، پایش و برخورد با عوارض ماهیگیری را مشخص کند. همچنین باید معیارهای موقتی وجود داشته باشند که تا زمانی که طرح مدیریتی مورد تأیید قرار می گیرد،به آن عمل شود. در نهایت، فائو بیان می کند که قوانین استاندارد برای استفاده در تصمیم گیری درباره صدور مجوز برای ماهیگیری باید با خطر بالقوه موجود در برابر منابع متناسب باشند و در عین حال عواید بالقوه این فعالیت را باید در نظر گرفت.

خطای نوع(I) ونوع(II)

اکثر دانشمندان براساس روش علمی مبتنی بر فرضیه پوپر[1] Popperian Hypothetico-deductive آموزش دیده اند، که در آن فرضیه ها از طریق فرمول سازی از مدلهای صفر مورد آزمایش قرار می گیرند. یک فرضیه صفر براین اساس عنوان می شود که یک عامل خاص دارای تأثیری نیست و سپس آزمونهایی صورت می گیرند تا اشتباه بودن این فرضیه را ثابت کنند.این روش ممکن است برای افراد غیرعلمی، همچون چرخاندن لقمه به دور سر به نظر آید، ولی این کار از این منشأ می گیرد که به هیچ وجه کسی نمی تواند با اطمینان بگوید که یک فرضیه صحیح است و تنها می‌توان گفت که هنوز اشتباه بودن این فرضیه مشخص نشده است. در مورد بوم شناسی به طور خاص، فرضیهH-D خارج شدن از مرحله توصیفی پدیدار شناختی پیشین است که مورد استقبال هم قرار گرفت، ولی برای متناسب کردن روش کار با طرح کلاسیک H-D دشواری هایی وجود دارد. دلیل این مسأله عمدتاً این است که ثابت شده دستیابی به مدل های صفر غیرمشکوک دشوار است و بسیاری از مفاهیم بوم‌شناسی تا حدود زیادی مبهم هستند و به سختی می توان آنها را به طور عملی تعریف کرد. به رغم این مشکلات، تأکید زیادی برآنچهMcCoy & Shraeder - Frechette(۱۹۹۳) عقلانیت علمی نامیده اند وجود دارد، که بر به حداقل رساندن خطای آماری نوع I بیشتر از خطای نوع II تأکید می شود.

خطاهای نوع I زمانی رخ می دهند که یک فرضیه صفر که صحیح است، رد می شود و برای مثال بیان شود که یک تأثیر وجود دارد در حالی که وجود ندارد. برعکس خطای نوع II زمانی رخ می دهد که کسی نتواند یک فرضیه صفر را که اشتباه است، رد کند و بطور مثال بیان شود که تأثیری وجود ندارد درحالی که وجود دارد. نکته مهم آن است که کدام نوع خطای سیستم ها بیشتر ترجیح داده می شود. اکولوژیست ها به طور سنتی سعی می کنند خطای نوع I را به حداقل برسانند تا احتمال ادعای مثبت

[1] Popperian Hypothetico-deductive (H-D)

کاذب را محدود کنند به بیان دیگر، آنها بیشتر ترجیح می دهند که یک مورد اشتباه را بپذیرند تا اینکه حقیقتی را نپذیرند زیرا اشتباه گرفتن یک مسأله، بدتر از صحیح نگرفتن آن است. وقتی خطای نوع I به حداقل رسانده شود،در نتیجه خطای رد شدن یک توسعه بی ضرر به حداقل خواهد رسید. این کار، ریسک «مولد» یا توسعه گر نامیده شده است. وقتی خطای نوع II صورت گیرد، غالباً اصول یا روشهای محتاطانه را به عنوان اثبات ادعای خود مطرح می کنند (بطور مثال Dayton,1998). همچنین، به دلیل قویتر بودن طبیعت عملی و کاربردی بوم شناسی باید گفت شاید کسانی که به طرز عملی در این زمینه کار می کنند بیش از هرگزینه دیگری، باید در زمان ارائه پیشنهادات، به جنبه های اخلاقی و علمی توجه داشته باشند. اگر این مسأله پذیرفته شود، در برابر این اصل اساسی که باید از آسیب، پیش از سودرسانی اجتناب کنیم،قرار می گیریم در این صورت محدود کردن خطای نوع II (یعنی در پیش گرفتن یک روش محتاطانه تر برای قضاوتهای علمی) غیرقابل چشم پوشی است. با این حال متأسفانه در حالی که ممکن است یک چارچوب آماری مشخص برای تشخیص احتمال وقوع نتایج خاص داشته باشیم، توافق بر سراینکه این احتمالات دقیقاً چه چیزهایی هستند، غالباً به سختی انجام می گیرد. ما باید انتظار چه سطحی از عدم تفاهم در مورد احتمال تبدیل ذخایر را داشته باشیم، به بیان دیگر، چه توافقی برسر احتمال تبدیل یک اکوسیستم به یک حالت پایدار جایگزین مورد انتظار است؟ علاوه براین، حتی اگر اطمینان داشته باشیم که خطر وقوع پیشامد بالاست، باز هم برخی انواع تأثیرات ماهیگیری وجود دارند که مشخص نیست پاسخ ایجاد شده در برابر آنها در برخی مناطق چه آثاری دارد.تنها افراد معدودی هستند که توجه به منابعی که در زمانهای قدیم مورد بهره برداری بیش از حد قرار گرفته اند یا مواردی که کاهش امنیت غذایی را به زیر سؤال می برند توجه دارند، اما همه متفق القول اند که تغییر در ترکیب گونه ای جوامع بنتیک، یا ساختار زیستگاه ها به خودی خود یک عمل زیان بار است. بسیاری از کارشناسان چنین تغییراتی در ساختار را نامربوط به حساب می آورند، مگر آنکه به روشی مناسب تر دست پیدا نمایند. با این که

ممکن است برخی ها با این دیدگاه موافق نباشند، یک اصل کلی این است که به سختی می توان بیان کرد که همه تغییرات بد هستند . بلکه همچون بسیاری از مسائل، این موارد هم درجاتی دارد.

احتیاط درعمل؟

اقدامات و فعالیتها جهت گسترده کردن محدوده مدیریت ماهیگیری و ابداع یک روش محتاطانه تر غالباً به عنوان روش مدیریتی اکوسیستم توصیف می شود. انجمن بوم شناسی آمریکا، مدیریت اکوسیستم را به این ترتیب تعریف می کند:

«...مدیریتی برخاسته از اهداف روشن، برپایه سیاستها، پروتکل ها و برنامه ها، و قابل تعدیل به وسیله پایش و تحقیق براساس بهترین دانسته های محققین از روابط متقابل بوم شناختی و فرایندهای لازم برای نگهداری ترکیب، ساختار و عملکرد اکوسیستم».(Murawski & Fogarty ,1998).

با توجه به این تعاریف، معیارهای کاربردی دقیق برای نگهداری «ترکیب، ساختار و عملکرد اکوسیستم» را تنها در رویا می توان میسر دید، اما روح مسأله مشخص است: نباید روشی کورکورانه و تک بعدی برای مدیریت منابع طبیعی اتخاذ نمود. بنابراین شایسته است استراتژیهایی را که ممکن است در این چارچوب کلی،که منجر به کاهش تأثیرات جامعه ای و اکوسیستمی (که قبلاً توضیح داده شدند) شوند را مورد توجه قرار داد و با این کار خطری که امکان وقوع سایر تغییرات فاجعه بارتر را باعث شود را به حداقل رساند.

«فصل ۹»

اثرات عوامل تعدیل کننده

مشکلات مدیریت ماهیگیری که دارای طبیعتی با اهداف متقاطع است، به همراه جنبه های مشخص بوم‌شناختی، اقتصادی و اجتماعی آن، به احتمال زیاد موجب می شود که راه حل های مدیریت ماهیگیری در سالهای آتی همچنان موضوع بحث باشند. نمی توان امید داشت که همه جوانب این موضوع به طور کامل در این کتاب پوشش داده شوند. بدین ترتیب در این فصل به یک زیر مجموعه از مسائلی پرداخته می شود که در خور توجه هستند. با این حال این زیرمجموعه، مسایلی هستند که هم اکنون مورد بحث می‌باشند و مسائلی را در بر می گیرد که شاید برای یک کتاب در مورد تأثیرات وسیعتر ماهیگیری مناسب‌تر هستند. هر سرفصلی که مورد بحث قرار گرفته شایسته آن است که در هرگونه تحقیق در زمینه مدیریت بهبود یافته ماهیگیری مدنظر قرار گیرد، هرچند ممکن است برخی از آنها قطعیت بیشتری داشته باشند.

۱-۹- رسیدگی به عدم قطعیت و نقاط مرجع زیست شناسی

جمعیت ماهیان در اثر اختلالات زیست محیطی، نژادی و یا مجموع این عوامل نوسان می کند. مدیریت ماهیگیری با عدم قطعیت هایی که ناشی از سطح زیاد تغییرات می باشد، سر و کار دارد، واقعیتی که به خوبی بوسیله دانشمندان علوم شیلاتی درک شده است. حال چگونه می توان با این عدم قطعیت سازگار شد؟

همه تلاش ها برای به دست آوردن بهترین تخمین ممکن از فراوانی فعلی ذخایر و روندهای آینده در حال انجام است و پس از آن سهمیه های صید براساس این اطلاعات تعیین می شوند. مقالات بسیاری در زمینه نحوه تنظیم نرخ برداشت در پاسخ به تغییرپذیری طبیعی در طول زمان بخصوص در زمینه نرخ بازسازی وجود دارد (بطور مثال Mangel,1985). با این حال در مجموع بهترین سیاست برای داشتن محصولی قابل قبول وسطحی از تغییرپذیری، شامل چند مکانیسم فیدبک میان نرخ برداشت و اندازه ذخایر می باشد، بطوریکه میزان صید در پاسخ به اندازه ذخیره به طرف بالا یا پایین تنظیم می شود. یک استراتژی پایدار نسبتاً کارا، یا ضریب صید ثابت به عنوان تابعی از اندازه ذخیره (که در مجموع به تغییرات کمتر در میزان صید منجر می شود) را می توان برای انجام این کار پیدا کرد (برای اطلاعات بیشتر به Hilborn,1992 & Walters مراجعه شود). اگر تغییرات کوتاه مدت را بتوان پیش بینی نمود، بهترین سیاست این است که وقتی روند صعودی وجود دارد، فعالیتهای ماهیگیری افزایش یابد و وقتی روند نزولی است، فعالیتها کاهش پیدا کند.

شاید متداولترین روش، پذیرش بهترین برآورد علمی و ادامه کار براساس آن باشد. همانطور که Lauck و همکاران(۱۹۹۸) اشاره نموده اند، یکی از محکم ترین دلایل برای این کار این است که هرگونه تردید در کار مدیران ماهیگیری، موجب ایجاد تفرقه می گردد، که باعث می شود صنعت ماهیگیری برای تعیین سهمیه های صید در حد بالای محدوده اطمینان قرار گیرد. صنعت می تواند ادعا کند که هیچ دلیلی برای اثبات اینکه سطح پایینتری مورد نیاز است، وجود ندارد. مشکل روش فوق این است که معمولاً ماهیگیری ها به

اندازه کافی خود بازدارنده نیستند، بنابراین سطوح بالا در یک سال به برآوردهای بسیار پایینتر از فراوانی ذخایر و در نتیجه سهمیه های بسیار پایینتر در سال بعد منجر نمی شود. ساختار اغلب ماهیگیری ها به صورتی است که به نظر نمی رسد چنین تنظیم های دقیق سالانه ای بتوانند به خوبی کار کنند. و دلیل آن معمولاً این است که در زمانی که ماهیگیران برای باز پرداخت اقساط خرید شناورهای صیادی خود مقروض هستند، پایین آوردن سهمیه های صید را براحتی نمی توان از طریق مقررات انجام داد. لارکین(۱۹۷۷) بیان می کند: «متأسفانه ماهیگیران رأی می دهند؛ یک ماهیگیر تقریباً برضد هرکسی که به او کمک نمی کند رأی می دهد تا به حد قابل معقولی از امرارمعاش را به دست آورد» یک مثال خوب از سازش های تخریبگرانه ای که می تواند صورت گیرند را می توان در مدیریت ماهیگیری ماهی کاد در اقیانوس اطلس کانادا مشاهده نمود. در این مورد، هنگامی که ذخیره ارزیابی شد، هدف $F_{0.1}$ بسیار بی‌ملاحظه در نظر گرفته شد زیرا در این صورت مقدار صید برای صنعت ماهیگیری ناکافی بود. در نتیجه این روش ۵۰٪ در پیش گرفته شد که طبق آن، این صنعت می توانست تا نیمه راهی پیش رود که برای به حداقل رساندن عوارض کاهشهای جدی در صید در سالهای متوالی نیاز است (Maguire & Rivard, 1993).

یک راه برای حل چنین مشکلی در تطبیق فعالیتها این است که علاوه بر تعیین سهمیه های سالانه صید، سطوح حداقل جمعیت که از نظر زیست شناختی قابل پذیرش باشند ، به عنوان نقاط مرجع مدیریتی پذیرفته شوند. برای مثال در ICES چنین نقطه مرجعی (حداقل در اصول) نشان دهنده سطحی از توده زنده ذخایر است که در پایین تر از آن سطوح، استراتژی های حفاظتی قدرتمندی مورد نیاز است. در اصل، این کار تلاشی برای تعریف یک نقطه ای است که پایینتر از آن، صید بی رویه ذخیره نسل احیا کننده و خطر فروپاشی ذخیره به شکل غیرقابل قبولی بالاست و اعمال مدیریتی قاطع مورد نیاز است. با تنظیم چنین برنامه های مدیریتی با صنایع ماهیگیری قبل از وقوع مشکل، باید وضعیت را مناسب نمود. جزئیات این

برنامه باید شامل یک تعریف صریح و مورد توافق از داده های مورد نیاز برای جمع آوری، نحوه آنالیزها و اقداماتی باشد که باید صورت گیرد و در نهایت باید به یک نقطه مرجع برسد.

۲-۹- صیدضمنی و صید دورریز

همانطور که در فصل ۲اشاره شد، شاید امروزه صید ضمنی و صید دورریز با توجه به تأثیرات زیست محیطی، یکی از مهمترین مشکلات موجود در برابر صنعت جهانی ماهیگیری باشد. تهدید جمعیت های گونه ها، ضایعات زیاد ناشی از فعالیت و مشکلاتی که صیدهای دورریز ثبت نشده برارزیابی ذخایر تحمیل می کنند، همگی مسایلی عمده و مهم هستند. صید دورریز باعث نزاع میان خود ماهیگیران است، بطوریکه یک بخش از ماهیگیری غالباً می تواند گونه های تجاری را که هدف بخش دیگری است و خود سهمیه ای برای صید آن ندارد، صید نماید. از نظر عملی نیز،جداسازی صیدضمنی، نیز مشکلی است که بسیاری از ماهیگیران دوست دارند از آن اجتناب نمایند.

برای اجتناب از مشکلات چه کاری می توان انجام داد؟ شاید اولین نکته قابل اشاره این باشد که هیچ راه حلی که به طور همگانی قابل استفاده باشد وجود ندارد. هرماهیگیری باید به طور خاص مورد بررسی قرار گیرد و امکانات نسبی آن برای استفاده از روشهای جایگزین مورد ارزیابی واقع شود. با این حال، کاری که باید در همه موارد انجام داد، تعریف دقیق این مسأله است که مشکل واقعاً چیست؟ یکی از دشواریها این است که چگونه می توان بدون استفاده از ناظران به این هدف دست یافت. افرادی باید با ماهیگیران همراه شوند و آنچه را که صید شده و آنچه را که دور ریخته شده، ثبت نمایند. این کار دارای هزینه است ولی نمونه های بسیاری از چنین برنامه هایی در جهان وجود دارد. این برنامه ها پیش نیاز دستیابی به نمونه‌های بسیاری موفق برای به حداقل رساندن صید ضمنی هستند.

یک راه مشخص برای کاهش صیدهای ناخواسته، افزایش انتخاب پذیری روشهای صید به هرطریق ممکن است. بخصوص در صید توسط ترال، تکنیک های پیشرفته ای بـه همـراه شـناخت بیـشتر رفتـار ماهیـان در تورها باعث ابداع روشهای جدیـدی بـرای افـزایش انتخـاب پـذیری شـده اسـت. ایـن روشـها یکـی از دو استراتژی زیر را دنبال می کنند. اولین استراتژی، استفاده از تفاوتهای رفتاری میان گونه های مختلف صـید با استفاده از ابزارهایی همچون ادوات کاهنده صید ترال، انجام تمهیداتی در طناب زیرین تور تـرال (یعنـی قسمتهایی از تور که با بستر دریا تماس می یابند) یـا اصـلاح طنابهـای جـاروب کننـده و وایرهـایی کـه بـه دهانه‌های ترال متصل می شوند. برای مثال نشان داده شد که در دریای Barents ترال جداکننده با موفقیت ماهی کاد و کفشک را در قسمت پایینتر تور از هداک که در قسمت بالاتر گرفته می شود، جدا می نمایند (Valdermarsen *et al.,1985*). روش مشابهی در دریای شمال برای جداکردن سـایرماهیان از هـداک بـه کار رفته است (Main & Galbraith,1989)، و در آلاسکا این روش به ۴۰٪ از کفشک مـاهی موجـود در بستر اجـازه فـرار داده در حالیکـه ۹۴٪ از مـاهی کـاد کـه گونـه هـدف بـوده را در تـور نگـه داشـته اسـت (Bublitz& Stone,1995). سایر روشهایی که هم اکنون مورد نظر هستند، شامل استفاده از طنابهای پایینی اصلاح شده می باشند. برای مثال در صید هیک نقره ای (Silver hake) در شمال غرب اقیانوس اطلس، به نظر می رسد که انجام چنین اصلاحاتی امکان فرار را برای کفشک ماهیان نـوزاد فـراهم کـرده درحالیکـه صید هیک همچنان حفظ شده است (De Alteris *et al.,1996*). تصور می شود که نوزاد ماهیـان پهـن در این منطقه یک منبع غذایی مهم برای ماهیگیری مجاور آن در شمال غرب اقیانوس اطلس هستند بنابراین به حداقل رساندن مرگ ومیر تصادفی آنها هم برای ماهیگیری و هم به دلایل حفـاظتی دارای اهمیـت اسـت. روش دوم، بهره برداری از اندازه های متفاوت گونه هاست. در بسیاری از ماهیگیری هـا مـشکل اصـلی بـه دام افتادن ماهیهای زیراندازه است و مسلماً تنظیم حداقل اندازه چشمه تور مجاز، کاری اساسی برای اغلب رژیمهای مدیریت ماهیگیری است. با این حال، چنین معیاری را غالباً می توان اصلاح کرد. برای مثال قرار

دادن پانل چشمه مربعی در بالای ساک تور ترال غالباً امکان می دهد که تعداد فرارکننده ها افزایش یابد زیرا وقتی که ساک تور پر می شود چشمه ها بسته نمی شوند. به علاوه، نشان داده شده که کارهای اخیر که با استفاده از تورهای رنگی مختلف در قسمتهای مختلف، تحریکات بصری ایجاد شده توسط تور را اصلاح می کند، کارایی چنین صفحاتی را به طور قابل توجهی ارتقا بخشیده است (Glass *et al.,1995*). از سوی دیگر، با استفاده از انواع مختلفی از گریدها، می توان کوسه های بزرگ، سفره ماهیان و لاک پشتها را از صید خارج کرد. هم اکنون در برخی ماهیگیری ها، استفاده از این تجهیزات اجباری است (مثلاً وسایل خارج کردن لاک پشت از برخی صیدهای میگو)به نام TED، ولی غالباً ماهیگیران در برابر این کار مقاومت می کنند زیرا بکارگیری آنها دشوار است و ممکن است صید گونه های هدف کاهش یابد. در مورد ماهیگیری های غیر ترال هم غالباً می توان راه حلهای فنی یافت. تحقیق در مورد بهترین راه استفاده از رشته قلاب برای جلوگیری از گرفتار شدن پرندگان، در فصل ۲ مورد بحث قرار گرفت و مثال خوبی در این زمینه است. مثال دیگر، برنامه های فرار دلفین ها می باشد، که هم اکنون در ناوگانهای صید پرساین در آبهای آزاد اجرا می شوند.

بسیاری از روشهای فنی، موفقیت قابل توجهی در قسمتهای مختلف دنیا به دست آورده اند و مسلماً کنکاش در چنین روشهایی برای محدود کردن مشکلات صید ضمنی، ارزشمند است. با این حال مهم است که بدانیم بیشترین شانس موفقیت زمانی است که بتوان ماهیگیری را توجیه نمود که وسایل اصلاح شده در واقعیت بدون به مخاطره انداختن صید کار می کنند. اگر این امر صورت گیرد، به احتمال زیاد اصلاح تجهیزات به طور گسترده انجام خواهد شد. رفتار یک ناوگان صیادی میگو در جنوب استرالیا شاهدی بر این مدعا می باشد. در اینجا، وقتی که ماهیگیران با دنبال کردن یک برنامه توجیهی ساده نسبت به منافع حاصله از این کار متقاعد شدند،تا یک وسیله کاهش صید ضمنی را به صورت داوطلبانه از طرف تمامی ناوگان مورد استفاده قرار دهند. از طرف دیگر، اگر ماهیگیران متقاعد نشوند، حتی اگر استفاده از

وسیله از نظر قانونی لازم باشد، افراد می توانند راههایی پیدا کنند تا تأثیرگذاری این وسایل را به حداقل برسانند.

اطلاع اصلاحات تکنیکی تنها بخشی از راه حل است و سیستمی که این اصلاحات در آن اجرا می شود نیز باید همواره مدنظر قرار گیرد. قوانینی که ماهیگیری را اداره می کنند و نیازهای بازار، غالباً شبکه پیچیده ای از انگیزه ها و ضدانگیزه ها ایجاد می کنند که عملیات دورریز ماهیگیران را تعیین می کند. این وضعیت در مورد ماهیگیری های چند گونه ای به طور خاصی پیچیده می شود، زیرا در این موارد تصمیم گیری در مورد اینکه واحد مدیریتی واقعاً چیست، بسیار مهم است. برای مثال، کاربرد تنظیم جدول سهمیه صید برای هرکدام از گونه ها به طور مجزا از گونه های دیگر و گونه های صید ضمنی کاملاً بحث برانگیز خواهد بود. در این شرایط توجه به سطح کمی صید عقلانی تر است وممکن است تنظیم برنامه مدیریتی سهمیه ای ترجیح داده شود. راه حل های بالقوه می توانند شامل ممنوعیت فصلی یا منطقه ای، یا پایش مداوم ماهیگیری، و بستن آن در زمانی باشد که به سهمیه تعیین شده برای صید ضمنی رسیده باشیم. همچنین اهمیت دارد که انگیزه هایی برای تشویق همکاری با کنترل های مدیریتی ایجاد شود. برای مثال، تنظیم سیستم سهمیه ای انعطاف پذیر می تواند به عنوان جایزه ای برای همکاری ارائه شود. با ارائه تخفیف در مالیات های شرکتهای ماهیگیری در ازای دستیابی به اهداف توافق شده کاهش صید ضمنی، می توان به سطح بالاتری از همکاری دست یافت.

ماهیگیران و مدیران کاملاً از این مسأله اطلاع دارند و گفتن این حرف اشتباه است که تلاشی برای کاهش سطح صید ضمنی صورت نگرفته است. با این حال، هرچند حل این مشکل بطورکامل، هیچ گاه عملی نخواهد بود ولیکن شکی نیست که می توانیم بهتر عمل کرد. شاید تفاوت موجود در حال حاضر این است که نظر عمومی هم به این مسأله جلب شده است. به نظر می رسد، نوع فشاری که از طرف افکار عمومی و

سلیقه های مصرف کنندگان برای این مسأله وجود دارد که باید تولیدات از نظر زیست محیطی بی ضرر باشند، تضمین می کند که حتی فعالیتهای بیشتری برای یافتن راه حل در آینده صورت گیرد.

۳-۹- بهره برداری در سطح وسیع؟

Murawski و,Fogarty (۱۹۹۸) پیشنهاد داشتند که اکثر مشکلات تغییر جوامع در مخزن آبی جورجز می تواند به طبیعت انتخابی برداشت توسط ماهیگیری ها مربوط باشد که در هرزمان خاص، گونه های بخصوصی در مرکز اولیه توجهات قرار دارند. محققین بر این عقیده اند که استراتژیهای برداشت وسیعتر به همراه سطح تلاش پایینتر به جلوگیری از تغییرات ناخواسته در ساختار جامعه که در این منطقه مشاهده شده، کمک می کنند. در عمل، این بحث مربوط به برداشت هرگونه در سطحی نزدیک به فراوانی نسبی آن، به جای سطحی است که ما تاکنون به آن دست پیدا کرده ایم، این استراتژی در اصل مزیتهایی دارد. با این حال حتی، این محققین اشاره کرده اند که در عمل، گونه هایی با نرخهای تولید مثلی پایین در برابر بهره برداری بی رویه بسیار آسیب پذیر خواهند بودو سیستم را باید با دقت بیشتری اداره کرد.این حقیقت موجب ایجاد تردید در سودمند بودن این روش شده است. برای مثال در مورد ماهیگیری ترال چند گونه‌ای در مناطق گرمسیری، می توان تصور کرد که در وضعیت فعلی، فعالیت های ماهیگیری تا آنجاییکه ممکن است به میزان برداشتی نزدیک شده است که می توان واقعا آن را متناسب با فراوانی دانست. با این حال همانطور که در مورد خلیج تایلند دیدیم، تغییرات چشمگیر در ساختار جامعه از زمان آغاز فعالیت صید و صیادی رخ داده است. موضوع مهم دیگر آن است که در صید گونه ای امکان یافتن بازار برای خرید تمام گونه های صید شده وجود ندارد. بحث برسر برداشت گونه ای فاقد بازار پسندی می‌باشد و تمایلی به خرید آن وجود ندارد به عنوان یک استراتژی مدیریتی برای محافظت از ساختار غذایی، در هیچ سطحی قابل دفاع نمی باشد.

٤-۹- تحقیقات زیست محیطی

هافمن و پاول (۱۹۹۸) چهار مثال عالی در مورد نحوه تأثیرگذاری تغییرات زیست محیطی بر بازسازی ذخایر آبزیان ارائه داده اند. پدیده های اقیانوس نگاری در مقیاس وسیع در هر مورد به مطالعات حول محور بقای لاروها اشاره می نماید. مطالعات بسیار دیگری وجود دارند که به تأثیرات مشابهی اشاره می‌کنند محققین می گویند که ماهیت متغیرماهیگیری دریایی نیازمند مدیریتی است که چنین تأثیرات زیست محیطی را شناسایی نماید و پیشنهاد می کنند که با داشتن شرایط شناخته شده خواسته و ناخواسته زیست محیطی، سطوح ماهیگیری باید در دوره های زمانی کوتاه یا میان مدت ، به صورت نزولی تعدیل دارد. این روش نیازمند اجرای برنامه های نمونه برداری کامل که هم خواص زیست شناختی و هم خواص فیزیکی سیستم را اندازه می گیرند و همچنین از توسعه مدلهای چرخشی، اکوسیستمی و ماهیگیری دفاع می کنند، می باشند. مسلماً نشانه هایی از اجزای این روش وجود دارد. برای مثال، ارزیابی ذخایر ماهی پولاک (*Theragra chalcogramma*) هم اکنون در بردارنده یک شاخص کیفی در مورد از بین رفتن لاروها به وسیله جریانهای شدید آبی است(Megrey *et al.*,1996).

با این حال، به رغم وجود این روند و خوشبینی درباره رابطه معیارهای زیست محیطی در برخی قسمت ها، اشاره های احتیاط آمیز والترز و کولی(۱۹۸۸) را باید به خاطر داشت. این محققین همراه با مسائل دیگر، اشاره می کنند که بازسازی به صورت فاصله های زمانی نرمال توزیع می شود، این توزیع با این نظریه هماهنگ می باشد که بازسازی محصول، همان نرخ بقا در چندین مرحله مستقل از زندگی است که همگی آنها باید بالا باشند تا یک گروه سنی قوی در هرسال به وجود بیاید. اگر وضع به همین صورت باشد، جستجو برای یافتن یک شاخص زیست محیطی واحد برای پیش بینی بازسازی ممکن است فقط کارایی محدودی داشته باشد، زیرا به احتمال زیاد تنها یکی از عوامل را نشان خواهد داد. بنابراین ممکن است استفاده از آن پیش بینی، سالهایی با وضعیت متوسط یا پایین تر از متوسط را تقویت کند، ولی

سالهای بسیار خوب را مشخص نخواهد کرد. مسلماً این مسأله به عنوان یک نقص عمده برای این روش در نظر گرفته نمی شود، زیرا شکست در پیش بینی سالهای بسیارخوب کوچکترین مشکلی است که مدیران ماهیگیری با آن مواجهند! با این حال، آنچه اهمیت دارد، پاسخ به این سؤال است که هزینه های لازم برای ارزیابی در کجا باید خرج شوند.

دخیل نمودن داده های زیست محیطی در ارزیابیها به طور فزاینده ای در حال گسترش است، و در صورت تمایل به داشتن اطلاعات مفید، جمع آوری این داده ها باید بطور مداوم صورت پذیرد. پیش بینی موفقیت بازسازی در یک سال مفروض براساس داده های لاروها، دربهترین حالت، هشداری چند ساله درمورد احتمال بازسازی ماهیگیری ارائه می دهد. با این حال، در جایی که ماهیگیری بی رویه می تواند کاهش ها را به فروپاشی اقتصادی تبدیل کند، تغییرات ساختاری در بازه های زمانی ۱۰ ساله رخ می دهد و مفاهیم بازگشت پذیری را به سختی می توان برای آنها به کار برد(Steele ,1996). دانستن اینکه یک ذخیره خاص یا اجتماع ماهیان به احتمال زیاد در دهه آینده یا نظیر آن، فراوانی پایینی خواهد داشت و برخی اجتماعات دیگر در همین دوره فراوانی بالاتری خواهند داشت، به احتمال زیاد همان چیزی است که ماهیگیری ها می توانند براساس آن عمل کنند. این عملکردها نظیر همان روشی است که بهره برداران به کمک شاخص ENSO خود را برای مقابله با دوره های ال نینو آماده کنند.

۵-۹- اهمیت تقابل‌های گونه ای

با وجود توسعه روشهای ماهیگیری چند گونه ای، نمونه های غالب تکامل یافته مدیریت ماهیگیری در نیمکره شمالی برپایه نظریه پویایی جمعیت تک گونه ای در اوایل دهه ۱۹۵۰ استوار بوده است. میراث دیدگاه های مبتنی برجمعیت به جای دیدگاه های مبتنی برجوامع، امروزه نیز همچنان وجود دارد، و این روش در مورد بسیاری از ماهیگیری ها به عنوان روش معتبردر اهداف ارزیابی ذخایر باقی مانده است.

هیلبورن و والترز (۱۹۹۲) چند دلیل ارائه می دهند که از دیدگاه مدیریت ماهیگیری، چرا می توان روابط متقابل میان گونه ها را نادیده گرفت. اولاً این تقابل ها ممکن است اهمیت چندانی نداشته باشند. اگر پویایی جمعیتهای ماهیان به شدت به هم گره خورده باشد، تغییر تراکم های یک گونه از طریق ماهیگیری بر سایر گونه هایی که مورد تغذیه آن گونه هستند، و با آن بر سر منابع رقابت می کنند تأثیرات شگرفی خواهد گذاشت. ولی لزوماً چنین نیست. برای مثال، یک گونه آبزی شکارچی ممکن است از تولید اضافی یک جمعیت شکار استفاده کند، اگرچه قبل از تولید مثل بمیرد. حتی اگر این تأثیرات قابل اندازه گیری باشند، در صورتی که بتوان رفتار ذخایر را به طور کافی از روی داده های مربوط به اندازه و ساختار ذخایر، میزان برداشت و شاید محیط زیست فیزیکی ارزیابی کرد، ممکن است از دیدگاه یک ارزیابی‌کننده لازم نباشد در مورد آنها نگرانی وجود داشته باشد. دلیل دوم برای نادیده گرفتن تقابل های گونه این است که نیازهای اطلاعاتی برای دخیل کردن آنها ممکن است آنقدر پرخرج باشد که نتوان آن را به عنوان یک پیشنهاد عملی مطرح نمود. ثالثاً حتی اگر برآورد پارامترهای تقابل امکان پذیر باشد، ممکن است پیش بینی وضعیت پویایی سایر گونه های موجود در سیستم و کنترل آنها مقدور نباشد. در این مورد بهتر است که با این تأثیرات به عنوان اختلالات توجیه نشده موجود در سیستم برخورد شود.

مباحث فوق الذکر بدون شک صحیح هستند، ولی حتی اگر بتوان استراتژیهای موفق مدیریتی را براساس دیدگاه تک گونه ای فرموله نمود، دلایل خوبی برای این سؤال وجود دارند که چرا روابط متقابل زیست‌شناختی نباید نادیده گرفته شوند. شاید قانع کننده ترین دلیل این است که جامعه ماهیگیری غالباً در اجرای توصیه های زیست شناسان شیلاتی، خیلی خوب عمل نمی کند. ما موارد ثبت شده بسیار محکمی از استحصال جمعیتها در سطوحی که کاملاً فراتر از آن سطحی است که محصول مطلوب را ارائه می‌دهد، وجود دارد.هرچند در زمانی که سیستم نسبتاً به وضعیت غیره بهره برداری شده نزدیک است، ممکن است توصیه های مربوط به ماهیگیری معقول باشند،ولی به هیچ وجه نمی توان مطمئن بود درزمانی که سیستم به

سمت انتهای خط رانده شده، وضع به همین منوال باقی بماند. در این وضعیتهای انتهایی است(که شاید نمونه معمول آن کاهش شدید منابع یک ماهی خاص باشد) که تقابلهای زیست شناختی می توانند، نقش بحرانی در مورد ماهیگیریهایی که به خوبی اداره شده اند چندان مهم نباشد، ولی شناخت آنها ممکن است در زمانی که مدیریت شکست می خورد، حیاتی باشد.

همچنین دلایل عملی خوبی وجود دارند که چرا تقابل های گونه ای در ماهیگیری هایی که به خوبی مدیریت می شوند،بیشتر مد نظر قرار می گیرند. اولاً گاهی اطلاعات کافی برای دخیل کردن تأثیرات متقابل در دسترس می باشند که می تواند قدرت پیش بینی را ارتقا دهد و استراتژی هایی را برای افزایش تولید قابل برداشت از کل یک جامعه را ارائه نماید. این واقعیت همیشگی است که شاید عامل اصلی مرگ ومیر ماهیان، شکار توسط دیگر ماهیها باشد (Bax,1991). ثانیاً حتی اگر روابط متقابل زیست شناختی اهمیتی نداشته باشند، معمول است که چندین گونه از طریق یک وسیله ماهیگیری مشترک صید شوند و تدوین استراتژی های برداشت مستقل برای همه گونه های مورد توجه تدوین شوند ،که این امور غالباً غیرممکن است. این مسأله بخصوص برای سیستم های گرمسیری وجود دارد که طبیعت گونه ای مختلط در این سیستم، پدیده غالب زیست شناختی است.

شکی وجود ندارد که شناخت مسائل مربوط به تقابلهای بوم شناختی اهمیتی فزاینده برای فعالیت های ماهیگیری پیدا کرده است. دانشمندان بسیاری هم اکنون طرفدار جایگزینی مدیریت تک گونه ای با آنالیزهای چند گونه ای هستند. هرچند روشهای تحلیلی همچون آنالیز مجازی جمعیت چندگونه ای(MSVPA) برای بررسی تأثیرات برداشت از یک گونه هدف بر فراوانی سایر جمیعتهای هدف و عمدتاً از طریق بررسی شکار میان گونه ها طرح ریزی شده بود، هیچ دلیلی وجود ندارد که چرا چنین تلاشی نباید برای رده های غیرهدف هم تعمیم پیدا کند. شاید این کار یک گام آشکار به طرف هدف نهایی باشد که باید معیارهایی ابداع شوند که گونه های هدف را با یک دیدگاه از سطوح اکوسیستم مدیریت نمود، بطوریکه

در نظر گرفته شدن محیط زیست گونه ها وجانداران باقی مانده از biota را نیز تضمین کند(Kessler *et al.,1992*). با این دیدگاه مدیریت ماهیگیری به عنوان زیرمجموعه ای از مدیریت کل اکوسیستم مطرح می شود. وضعیت ماهیگیری بستگی به وضعیت اکوسیستمی دارد که در آن عمل می کند و وضعیت اکوسیستم به نوبه خود به مدیریت دقیق ماهیگیری وابسته است.

این دیدگاه کلی، با عنوان «توسعه پایدار بوم شناختی» خوانده می شود که اهداف عنوان شده برای آن عبارتند از:

- استفاده پایدار هم از گونه ها و هم از اکوسیستم
- حفظ فرایندهای اساسی بوم شناختی
- محافظت از تنوع زیستی در تمام سطوح(از اکوسیستم تا ژن)

دستیابی به این اهداف نیازمند یک استراتژی برای حافظت سیستم های دریایی از آسیب و یک شناخت صریح از نقش و نتایج فعالیت ماهیگیری است. روابط متقابل میان گونه ها یک جزء مهم از این مشکل است.

با این حال، با وجود این بحثهای قوی، به احتمال زیاد عدم قطعیت های بزرگی، حتی با بهترین روشهای ارزیابی باقی می مانند و هم اکنون توجه فزاینده ای به وجود عدم قطعیت در توصیه های مدیریتی لحاظ می شود. Lauck و همکاران(۱۹۹۸) مدرک قانع کننده ای برای رد این نظر ارائه داده اند که با انجام تحقیقات بیشتر و بهتر و استفاده از آن به منظور توسعه مدل های چندگونه ای و اکوسیستمی، یک دیدگاه اکوسیستمی را برای مدیریت ماهیگیری لحاظ نموده. مثال های فصول ۵ و۶ شاهدی بر این مدعا هستند که شناخت روابط متقابل بوم شناختی به عنوان کلیدی میان گونه ها چقدر دشوار است، چه رسد به مدیریت آنها. در واقع، محققین بیان می کنند که باید به دنبال راه های بهتری برای برخورد با این واقعیت بود. تلاش برای شناخت مکانیسمهای اصولی و فرآیندهای بازسازی و تغییرات پراکنش و فراوانی ماهیان

اهمیت دارد و همانطور که والترز و کولی(۱۹۸۸) اشاره نموده اند، ممکن است این اطلاعات به مدیران شیلاتی در نیل به اهدافشان کمک نماید.

٦-۹- مدیریت تطابقی و دیدگاه Bayesian

اگر اطلاعاتی که مدیریت براساس آن بنا شده را توسعه داد، باید چند مسأله را درنظر گرفت. مخصوصاً با پیدا کردن راههایی تا بتوان اطلاعات جدید را در فرایندهای مدیریتی دخیل کرده و عملکردهای مدیریتی را با این اطلاعات وفق داد. با این حال، دخیل کردن اطلاعات جدید باید با روشی انجام شود ما بتوان در مورد ارزش و محدوده ای که باید دیدگاه ما را درمورد نحوه عمل سیستم تغییر دهد، قضاوت کرد.

مشکل این است که اطلاعاتی که در مورد جوامع پیچیده جمع آوری می شوند، قطعی نیستند و فرضیه ها در خصوص کنترل های کلیدی تا حدود زیادی آزمایش نشده اند. علاوه براین، جستجو برای ابداع آزمونهای نقادانه برای فرضیه ها از طریق برنامه های تحقیقاتی مستقل مبتنی برفرایند، اگرچه بسیار مطلوب است،اما تا حدود زیادی دور از دسترس به نظر می رسد. بیشتر به نظر می رسد که آموختن در مورد نحوه پاسخ جوامع به فشارهایی که انسان بر آنها تحمیل می کند، همچنان تا حد زیادی تجربی باقی خواهد ماند. به روشنی مشخص است که در نظر گرفتن این مسأله عاقلانه می باشد که چگونه می توان به بهترین نحو چنین اطلاعاتی را در مورد نحوه پاسخ سیستم ها جمع آوری و مورد استفاده قرار داد و در عین حال بهره‌برداری خود را حفظ نمود.

یک راه برای حل این مشکل تحت عنوان مدیریت تطابقی فعال[1] نام گذاری شده زیرا شامل جستجو برای انجام کارهای مدیریتی است که تمایز میان دو متغیر را به طور تعمدی افزایش دهد. با انجام چنین کاری،فرایندهای مهم را می توان شناسایی نمود. و مدل مدیریتی مذکور فوق را ارتقاء بخشید

[1] Active Adaptive Management

(Walters,1986 و Walters& Hilborn,1978). اصل اساسی مدیریت تطابقی این است که مدیریت ماهیگیری خود می تواند تجربیاتی را با تعیین مجموعه ای از قوانین کنترلی برای فعالیت ماهیگیری اجرا نماید. با مشاهده پاسخهای سیستم به این «تجربیات» چیزهای بیشتری درمورد نحوه عمل فرآیندهای زیست‌شناختی می توان آموخت و مدیریت می تواند خود را در پرتو چنین اطلاعاتی با شرایط وفق دهد. به طور دقیق تر، این روش شامل یک رژیم مدیریتی کوتاه مدت W است که در طول «یک دوره یادگیری» به مدت (t) اجرا می شود. در طول این دوره عواید خاصی به دست می آید، هزینه های پایش شناخته می شود و مشاهداتی صورت می گیرد. در پایان دوره یادگیری، از این مشاهدات برای تدوین یک سیاست بلندمدت استفاده می شود. والترز(۱۹۸۶) فهرست کاملی از این اصول را ارائه داده است.

با این حال، برای به کارگیری چنین روشی، به چارچوبی برای ارزیابی اطلاعات نیاز است. شرایط ذیل مطلوب هستند (Scandol & Walters,1997):

۱) درصورتی که اطلاعات جدیدی در دسترس نباشد، باید بتوان در نتایج به دست آمده تجدید نظر نمود.

۲) باید هدف مشخص و ثابتی برای مدیریت سیستم وجود داشته باشد تا اجرای روش های جدید را بتوان ارزشیابی کرد.

۳) باید این امکان برای مدیران وجود داشته باشد که بتوانندااهمیت یا تأثیر اطلاعات جدید را تغییر دهند.

۴) باید مکانیسمی برای شناخت این مسأله وجود داشته باشد که اطلاعات جدید در چه زمانی با نظریات موجود(مدلها) در مورد نحوه عمل سیستم در تقابل قرار دارد تا این امکان باشد که نظریه‌ها را حذف نمود یا آنها را اصلاح کرد.

به نظر می رسدکه بهترین راه برای دستیابی این شرایط، استفاده از شاخه ای از علم آمار به نام آمار Byesian باشد. اما Byesian با تفسیر متفاوتی از احتمالات، از روش متداول فراوانی مشتق شده

است. تفسیر فراوانی احتمالات این است که یک مسأله به خاطر فراوانی مورد انتظار در طولانی مدت، واقعیت پیدا می کند. به بیان دیگر، روش فراوانی، احتمال به دست آوردن داده ها در مورد درست بودن یک فرضیه خاص را ارائه می دهد. برعکس،متخصصین آمار از Byesian جنبه انتزاعی تری را در نظر می گیرند افراد زیادی براین عقیده هستند که این کار نوع طبیعی تری از استنباط است که نحوه تفکر ما در مورد مشکلات علمی و مدیریتی را به طور نزدیکتری انعکاس می دهد. برای فهم عالی فلسفه زمینه ای و نمونه هایی از قدرت این روش در روشن کردن نحوه عمل سیستم های زیستی، مطالعه مقاله هیلبورن و مانزل(۱۹۹۷) توصیه می گردد.

امروزه مباحث مفصل و با اهمیتی در مورد مزایای نسبی روشهای Byesian و فراوانی آن در جریان است به نحوی که متخصصین برجسته آمار برای دفاع از نظریات خود از طریق این روش اقدام می نمایند. با این حال، استفاده از روش Byesian برای ماهیگیری، روش جدیدی نبوده و هیلبورن و والترز(۱۹۹۲) نمونه خوبی از نحوه به کارگیری این روش را ارائه داده اند.

مسائل صیادی در منطقه فلات قاره شمال غربی

قسمت ۵-۳ تاریخچه ماهیگیری در منطقه فلات قاره شمال غربی (North-West) را توضیح داد و نشان داد که چگونه ۴ فرضیه برای توجیه تغییرات مشاهده شده در جامعه ماهیان پیش بینی گردید(Sainsbury,1988). به طور خلاصه،ترکیب جامعه در طول زمان تغییر کرد، به طوری که فراوانی شعری ماهیان و سرخوماهیان کاهش و حسون و گوازیوم ماهیان افزایش پیدا کردند. چهار فرضیه مذکور به این صورت بودند:

۱) مکانیسمهای درون گونه ای: تغییرات مشاهده شده ناشی از پاسخهای مستقل هرگونه بوده است.

۲) مکانیسم رقابتی در اثر ماهیگیری: ماهی شعری و ماهی سرخو دارای یک تأثیر منفی بر نرخ رشد جمعیت حسون و گوازیم ماهی بودند. به طوری که وقتی شعری و سرخوماهیان از طریق ماهیگیری برداشت شدند، گروه دوم شاهد کاهش رقابت سایر گونه ها بود وفراوانی آنها افزایش یافت.

۳) سرکوب رقابتی: حسون و گوازیم ماهی یک تأثیر منفی بر نرخ رشد جمعیت شعری و سرخوماهیان داشتند و فراوانی این گونه ها کاهش یافت چون فراوانی گروه اول به دلایل مستقل از ماهیگیری افزایش یافته بود.

۴) اصلاح زیستگاه: ویژگیهای زیستگاه، ظرفیت انتقال هرجنس از ماهیان را به طور جداگانه تعیین می کند، بطوری که اصلاحات ساختار ترال در فراوانی نوع زیستگاه، ظرفیت گنجایش جنسهای مختلف ماهیان را تغییر داد.

یک برنامه ارزیابی کامل تدوین شد تا این فرضیه ها را از طریق بیان آنها به صورت مدلهای ریاضی محض مورد آزمون قرار داد، بطوری که با داشتن داده های مناسب بتوان آنها را برپایه احتمالات رده بندی نمود. داده های کلیدی برای ارزشیابی مدلهای آلترناتیو از تجربیات مدیریتی «دوره یادگیری» منتج شد که در دوره زمانی مشخص هر منطقه به ۳ ناحیه تقسیم شده بود. یک قسمت برای ترالها باز مانده بود، قسمت دوم درسال ۱۹۸۵ و قسمت سوم در سال ۱۹۸۷بسته شد. از آنجا که تجربه مدیریتی می توانست بر فعالیت های ماهیگیری تأثیر بگذارد، مسأله کلیدی این بود که چه ترکیبی از رژیم مدیریتی و مدت آزمایش به بهترین نتیجه کلی مورد انتظار منجر خواهد شد. یک رژیم آزمایشی خوب باید به یک احتمال بالا برای مدلی ختم شود که درست است، بطوری که سیاست دراز مدت براساس آن انتخاب شود. مسأله دوم این بود که آزمایش با هزینه محدود به این هدف دست پیدا کند. هزینه های انجام مشاهدات و درآمدهای پیش‌بینی شده ماهیگیری در طول دوره یادگیری باید با توجه به دستاوردهای بالقوه و اطلاعاتی از دوره آزمایش، با یکدیگر متوازن می شد.

یک چارچوب تحلیلی Byesian با روزآمد کردن اعتقاد به هریک از چهار فرضیه از طریق داده های به دست آمده از تجربه مدیریتی، اساس انتخاب استراتژیهای مدیریتی بلند مدت را فراهم آورد.سپس نوع استراتژی می تواند بسته به احتمالات هریک از مدلها انتخاب شود. در پایان آزمایش، احتمال در نظر گرفته شده در خصوص مکانیسم اصلاح زیستگاهی، به میزان قابل توجهی افزایش یافت. در واقع، این فرضیه دو برابر بیش از سایر فرضیه ها ارزش یافت و نشان داد که اگر بتوان از زیستگاه ها محافظت نمود، یک ماهیگیری باارزش از ماهی شعری و سرخو را می توان در منطقه فلات قاره شمال غربی برقرار نمود. شاید بتوان قسمت اعظم تغییرات در ساختار جامعه ماهیان را به ترمیم زیستگاه توسط ترال مربوط نمود.

پایه گذاری تصمیمات مدیریتی براساس ارزیابی دقیق تأثیرات مشاهده شده در سیستم های واقعی، کار اساساً پرارزشی است و فلات قاره North-West نمونه ای خوب از شرایطی است که آنالیز سطحی اکوسیستم، یک استراتژی را پیشنهاد می نماید که هم جوامع را حفظ می کند و هم تولید را افزایش می‌دهد. بدیهی است که با استفاده وسیعتر از این روش، مزایای قابل توجهی به دست می آید (اگرچه آمادگی مسئولان مدیریتی ماهیگیران برای انجام این آزمایش ضروری است). اما غالباً موانع سیاسی عمده ای برای انجام این کار وجود دارد، ولی تجزیه و تحلیل روشن مسأله تعریف دقیق راه حل های مدیریتی و یک رژیم ماهیگیری موقت که بتواند اختلافات آزمایشی را برای تصمیم گیری مشخص نماید، اهدافی هستند که باید دنبال نمود.

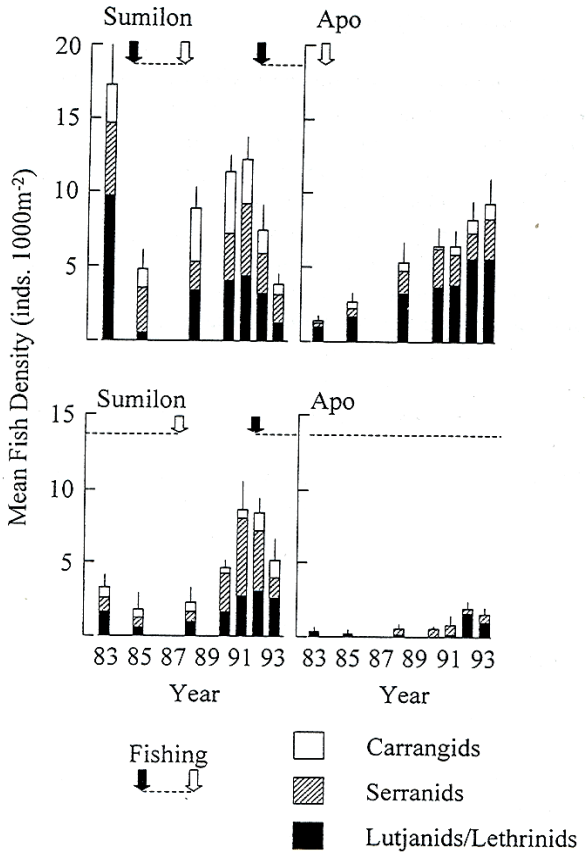
متأسفانه همانطور که در بخش ۵-۳ اشاره شد، در منطقه فلات قاره North-West ، به دست آوردن سری‌های زمانی درباره بهبود وضعیت بنتوزها تا حدود زیادی تدریجی بود و احتمال زیادی وجود دارد که بنتوزهای بزرگ به وسیله ترال کف برداشته شده اند. این بدان معنی است که اقدامات اجرایی برای حفاظت از زیستگاه باید در حفظ ساختار زیستگاه بسیار کارآمد باشند. مسأله پایش و اجرایی آن برای موفقیت بسیاری از تجربه های مدیریتی و رژیمها، کاملاً حیاتی است.

۷-۹- مناطق حفاظت شده دریایی

یک روش مدیریتی که به عنوان روشی قابل اجرا برای مدیریت محافظه کارانه ماهیگیری بکار برده شده است، ایجاد مناطق حفاظت شده دریایی (MPAs) می باشد. مسلماً سطوح مختلفی از حفاظت را در یک منطقه جغرافیایی می توان به کار گرفت که از قطع کامل تمامی فعالیتهای ماهیگیری (که نام مناطق «بدون صید» خوانده می شود) تا روشهایی متعادل تر متغیر هستند که ماهیگیری را به برخی ابزار خاص یا فصول خاص محدود می نماید. خوانندگان علاقه مند می توانند برای شناخت رده بندی دقیق مناطق حفاظت شده دریایی از مناطق کوچک بسته تا ذخیره های چند ناحیه ای بیوسفر، به مقاله Agardy(۱۹۹۷) مراجعه نمایند. هرنوعی ازمنطقه به عنوان یک ابزار مدیریتی یا حفاظتی، جایگاه خاص خود را دارد، و Agardy(۱۹۹۷) انواع ابزاهای قانونی را نیز که می توانند از این مناطق حمایت کرد و همچنین گام هایی را که برای ایجاد آنها لازم است، توصیف نموده است. بحث پیش رو،، ارزش سختگیرترین نوع «مناطق حفاظت شده دریایی» یعنی منطقه بدون صید، متمرکز شده است که در آنها از ماهیگیری کاملاً ممانعت می شود. با این حال باید در خاطر داشت که سایر انواع مناطق حفاظت شده نیز مورد استفاده قرار می گیرند و تأثیرات حفاظت های کامل و بخشی می توانند به طور قابل توجهی با یکدیگر متفاوت باشند. برای مثال واتسون و اورموند (۱۹۹۴) دو صخره مرجانی را مورد مطالعه قرار دادند که یکی از آنها در یک پارک دریایی بود که هیچ ماهیگیری در آن مجاز نبود و دیگری در منطقه ای قرار داشت که تنها ماهیگیری سنتی در آن انجام می شد. فراوانی گونه های مهم از نظر تجاری در منطقه ای که کاملاً محافظت شده بود، ده برابر بیشتر بود.

مناطق حفاظت شده دریایی برای حفظ طبیعت

روش مناطق حفاظت شده دریایی در مورد اکوسیستم آبسنگ های مرجانی مورد بررسی های دقیقی قرار گرفته است. برخی مقامات، ماهیگیری را در بعضی قسمتها(در برخی موارد کل تپه های مرجانی) را به طور موقت یا دائم تعطیل کردند، به این امید که از تهی شدن ذخایر ماهیان جلوگیری نمایند و میزان محصول را در مناطق مجاور حفظ یا حتی ارتقاء بخشند. اگر فعالیتهای توریستی در منطقه افزایش یابد، طبعاً عواید بیشتری هم به دست می آید اما مرجانهای تخریب نشده و ماهیان فراوان لازمه جذب گردشگران هستند. مسلماً با وجود طبیعت آسیب پذیر برخی از فعالیتهای ماهیگیری در آبسنگ های مرجانی، برقراری مناطق ممنوعه در خدمت اهداف حفاظتی است، در حالی که برای تحصیل عواید ماهیگیری مناسب نیست. از دید محافظه کاران، غالباً حفاظت ساده به اندازه کافی قابل توجیه بوده، و هیچ عواید بیشتری برای گردشگران و ماهیگیران برای توجیه آن نیاز نیست. خوشبختانه انجام چنین حفاظت هایی، حتی درمناطق نسبتاً کوچک به تأثیرات مثبتی در فون جانوری موجود منجر شده است. با تشکیل مناطق حفاظت شده، تراکم آبزیان و میزان توده زنده گونه های هدف در منطقه عموماً افزایش پیدا می کند. شاید بهترین نمایش این تأثیرات در فیلیپین دیده شده باشد، یعنی جایی که راس و آلکا (a ۱۹۹۶)از روشهای سرشماری بصری برای مقایسه جمعیتهای ماهیان در دو منطقه کوچک (Sumilonو Apo) استفاده نمودند که حفاظت در برابر ماهیگیری در این مناطق به روشهای متفاوتی آغاز و سپس در طول یک دوره ۱۰ساله،ممنوع شد. شکل ۱-۹ نتایج این مطالعه را خلاصه می کند. در Sumilon تراکم ماهیان شکارچی بزرگ در زمانی که ماهیگیری در سال ۱۹۸۵ و ۱۹۹۳ مجاز بود، به طور معنی داری کاهش یافت و در دوره های حفاظتی که در پی آنها انجام شد، به طور معنی داری، و به میزان سه برابر افزایش پیدا کرد. برعکس، در Apo افزایش یکنواخت و آرامی در تراکم ها در طول دوره ۱۱ساله محافظت رخ داد، در حالی که مناطق غیر حفاظت شده مشابه، تغییرات اندکی را نشان دادند.



شکل ۱-۹- تراکم ماهیان شکارچی بزرگ در چهار نقطه درSumilonوApoواقع در فیلیپین با سوابق ماهیگیری مختلف. دوره های ماهیگیری در هرمنطقه نشان داده شده است(برگرفته از شکل ۳از Russ & (Alcala,1996b

نتایج فوق و نتایج مشابه از سایر مناطق نشان داد که اگر از جمعیتهای ماهیان در برابر ماهیگیری حفاظت شود این جمعیتها حتی در نواحی نسبتاً کوچک مناطق معتدله و گرمسیری پاسخ خواهند داد. با این حال نتیجه ای که در تحقیق راس وآلکالا (۱۹۹۶a) بدست آمد و موجب سردرگمی می شود، این است که

تنها ۱/۵ و ۲سال دسترسی های برنامه ریزی نشده به یک منطقه باعث از بین رفتن دستاوردهای به دست آمده قبلی (افزایش تراکم و توده زنده) در مدت زمان ۵ و۹ساله محافظت از منطقه دریایی می شود.

افزایش تعداد، متداولترین اثر حفاظت از مناطق دریایی است، بطوری که تعدادی از مطالعات انجام گرفته در هر دو منطقه معتدله و گرمسیری، این اثر را در زمانی که فراوانی ها در مناطق ماهیگیری شده و حفاظت شده با یکدیگر مقایسه می شوند، نشان می دهند (Dugan & Davis,1993). پاسخ دیگری که مشاهده می شود افزایش غنای گونه ای در مناطق حفاظت شده است. برای مثال، McClanahan(۱۹۹۴) دریافت که ۵۲ گونه از ۱۱۰گونه ای که در آبسنگ های مرجانی حفاظت شده کنیا یافت می شوند، در مناطق حفاظت نشده وجود ندارند. از این تعداد،۴۴گونه منحصر به آبسنگ های مرجانی حفاظت شده بودند. البته نتایجی مشابه توسط دیگر محققان نیز گزارش شده است (بطور مثال Jennings *et al.,1996*).

هرچند افزایش فراوانی (وشاید غنای گونه ای) یک قانون عمومی است، تشکیل مناطق بدون صید باید در میدان عمل و براساس سایر محاسنی که از آن به دست می آید نیز مورد تأیید قرار گیرد. این مسأله بخصوص در مواردی مصداق دارد که اندازه منطقه بزرگ باشد، زیرا تنها مسئولین معدودی، در کشورهای صنعتی و کشورهای در حال توسعه، حاضرند که برای راضی نگاه داشتن مخالفان مناطق وسیعی را به روی ماهیگیران ببندند. ایجاد چند پارک دریایی کوچک که ازنظر علمی توجیه شده باشند، یک راه حل است، ولی هرقدر هم که این کار براساس دیدگاه حفاظت طبیعی ساده مطلوب باشد، تشکیل «مناطق حفاظت شده دریایی» با مقیاس بزرگ کار کاملاً متفاوتی است. اگر واقع بین بود، برای دستیابی به این هدف، باید مباحث کاربردی قویتر باشند. بخصوص احتمال اینکه «مناطق حفاظت شده دریایی» می توانند خود ماهیگیریها را تقویت کنند، زیرا کسانی که بیش از همه از بسته شدن مناطق ضرر می بینند، ماهیگیران هستند.

تعیین مناطق حفاظت شده دریایی روشی برای مدیریت برذخایر ماهیان

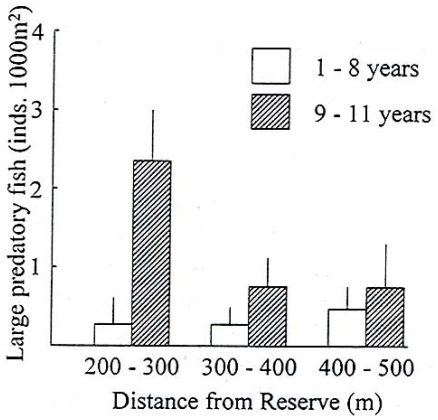
این ایده که مناطق حفاظت شده دریایی ممکن است یک روش به صرفه برای مدیریت ماهیگیری در آبسنگ های مرجانی باشد، بطور خاصی در حال گسترش است (Alcala,1988، Bohnsack,1993، Man *et al.,1995*)، این روش امروزه در نقاط دیگر نیز مد نظر قرار گرفته است (بطور مثال Allison *et al.,1998* ; Lauck *et al.,1998* ; Pauly *et al.*,1998). اهداف اصلی از ایجاد چنین مناطقی، حفاظت از حداقل توده زنده ذخایر مولد برای تضمین بازسازی در مناطق ماهیگیری شده از طریق رهاسازی لاروها و احتمالاً نگهداری یا افزایش تولید در مناطق مجاور از طریق بالغین است. ممکن است مناطق بسته به طور خاصی مورد استفاده برای ماهیگیری سنتی و محلی که با ادوات مختلفی اقدام به صید نموده و صید خود را نیز بصورتی پراکنده در منطقه ای وسیع تخلیه می نمایند باشد. این مسائل، جمع آوری ابتدایی ترین اطلاعات، از قبیل صید و تلاش را که برای مدیریت قرار دادی مورد نیاز هستند، با مشکل مواجه می کند. با توجه به اجبار موجود، مزایای زیادی نیز برای یک سیستم حفاظت شده وجود دارند، بخصوص اینکه از حمایت جوامع ماهیگیری محلی نیز برخوردار است که می توانند خود سیاست گذار نیز باشند. برای مثال، به نظر می رسد که کنترل فعالیت ماهیگیری از طریق تعیین مناطق یا فصول ممنوعه صید، یکی از معدود گزینه های موجود در برابر ماهیگیری در فیلیپین باشد. با این حال، حتی در کشورهای صنعتی، نحوه اجرا یک مشکل عمده است و مناطق ممنوعه صید می توانند به سادگی ثمربخش باشند، بخصوص اگر با تکنیکهای پایش ماهواره ای همراه باشند.

ولی آیا مناطق ممنوع دریایی از ذخایر حفاظت می کنند؟ مسلماً در محدوده ای که اکثر این مناطق به روی فعالیت های ماهیگیری است، پاسخ باید مثبت باشد (مگر اینکه ناحیه کوچکی که بازمانده باشد، تنها منطقه تخمگذاری آن ذخیره مورد نظر باشد). با این حال سؤال مناسبتر این است که مناطق ممنوعه دریایی در چه محدوده ای از شرایط به احتمال زیاد در رسیدن به این هدف موفق خواهند شد وبا چه مکانیسمی؟

یک مکانیسم که در مقیاس محدودی مورد آزمایش قرار گرفته، این است که آیا مناطق ممنوع در آبسنگ های مرجانی، در اثر حرکت بالغین از مناطق حفاظت شده به مناطق ماهیگیری شده، تولید را در قسمتهای مجاور مناطق بسته حفظ یا افزایش می دهد. این مکانیسم به عنوان تأثیر «سرریز»[1] نامیده شده است. فرصتی برای بررسی این پرسش در منطقه بستهSumilon در فیلیپین به دست آمد که پس از ۱۰سال محافظت، برای مدت ۱۸ماه دوباره برای ماهیگیری گشوده شد. آلکالا و راس(۱۹۹۰) با داشتن داده های میزان صید به ازای هرواحد تلاش قبل وبعد از این بازگشایی، نشان دادند که به دنبال از بین رفتن منطقه حفاظت شده و سقوط کل محصول از ۳۶/۹تن در کیلومتر مربع به ۱۹/۸۷تن در کیلومترمربع، کاهش در CPUE به وقوع پیوست. به رغم افزایش ۳۳درصدی وسعت صیدگاه ها، محققین بر این عقیده بودند که این تغییرات به این دلیل رخ داد که منطقه حفاظت شده دیگر ماهیهای بالغ سایر مناطق مجاز ماهیگیری را تأمین نمی کرد. این داده ها نشان دهنده نوعی تأثیر هستند ولی به هیچ وجه نمی توان از آنها نتیجه ای گرفت.

راس وآلکالا (۱۹۹۶b) همچنین توانستند این پرسش را به طور محدودی در منطقه ممنوعه Apo مورد بررسی قرار دهند. آنها در مورد ماهیان شکارچی بزرگ، رابطه مستقیمی میان تراکم و غنای متوسط گونه‌ای با مدت ممنوع بودن را در هر دومنطقه حفاظت شده و حفاظت نشده مجاور آن نشان دادند (شکل۲-۹). مسلماً این نیز با تأثیر «سرریز» مطابقت دارد، بطوری که تراکم و غنای گونه ای در طول زمان در ناحیه ممنوعه افزایش یافتند. اگر یک افزایش عمومی در فراوانی ماهیان در طول مدت مطالعه رخ می داد، نتیجه مشابهی به دست می آمد. با این حال، محققین همچنین نشان دادند که افزایش در مناطق غیرممنوع، بیشتر از منطقه ممنوعه بود، بنابراین فرضیه سرریز را تأیید می کند. علاوه براین، نتایج به دست آمده را نمی شود به تفاوت زیستگاه در مناطقی با فواصل مختلف از منطقه ممنوعه مربوط دانست.

[1] Spill-Over



شکل ۲-۹- تراکم ماهیان بزرگ شکارچی در فواصل مختلف از منطقه بسته Apo در طول ۸سال حفاظت ازمنطقه و از ۹ سال تا ۱۱ سال هستند (برگرفته از Russ & Alcala, 1996a).

متأسفانه برقراری منطقه ممنوعه Apo برای مدیریت تا حدودی فرصت طلبانه بود و هیچ داده اصولی در مورد صید ماهیان وجود ندارد تا بتوان از آنها برای آزمون نقادانه تر ارزش این روش حفاظتی استفاده نمود. با این حال، علیرغم کمبود داده های محکم، و حتی با اینکه مناطق ممنوعه ماهیگیری موجود را به میزان ۱۰٪ کاهش داد، مصاحبه با ماهیگیران محلی نشان داد که آنها دریافته اند افزایش محصول بیش از آنچه انتظار می رفت، کاهش سطح صیدگاه ها را جبران نموده است(Russ & Alcala,1996b) با اینکه اطمینانی وجود ندارد، با در نظر گرفتن نتایج راس و آلکالا و سایر زیست شناسان با یکدیگر به نظر می رسد که این نتیجه گیری عادلانه باشد که مناطق ممنوعه در صخره ها ممکن است توده زنده ماهیان بالغ را به مناطق مجاور صادر نمایند. با این حال، باید در خاطر داشت که در این کار ممکن است تأثیرات به طور تدریجی ایجاد شوند و شاید تنها در مقیاس چند صدمتر اهمیت داشته باشد (Russ & Alcala,1996b)، پدیده ای که شاید انعکاس دهنده تحریکات نسبتاً کم دامنه ماهیان باشد. مطالعات

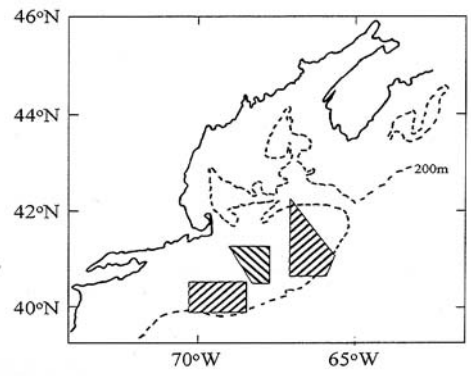
دیگری پدیده «سرریز» را مورد بررسی قرار داده باشند از نظر تعداد نسبتاً اندک هستند. در واقع راس و آلکالا (۱۹۹۶b) تنها توانستند یک نمونه پیدا کنند (Yamasaki & Kuwahara, 1990) که نشاندهنده افزایش نرخهای صید در یک منطقه ماهیگیری شده در اطراف یک منطقه ممنوعه صید پس از ۵سال حفاظت بود.

اما در مورد استفاده از مناطق ممنوعه در حفاظت از ذخایر در مناطق معتدله چطور؟ باید پذیرفت که داده ها مختصر هستند،ولی در مورد مخزن آبی جورجز در طی چند سال آینده در خواهیم یافت که آیا این نظریه صادق است یا خیر. دلیل این مسأله این است که ممنوع بودن طولانی مدت منطقه ای در سال ۱۹۹۴ آغاز شد تا ماهیگیری توسعه یابد (Fogarty & Murawski,1998)(شکل۳-۹). سابقه ماهیگیری در مخزن آبی جورجز ، تا حدود زیادی مشابه بسیاری از سیستم های ماهیان کفزی در مناطق معتدله است که حفاظت کلی توده زنده به دلیل اینکه هیچ کنترل مستقیمی برفعالیت ماهیگیری وجود نداشت، با شکست روبرو شد. کنترل های کیفی (مثلاً استاندارد کردن اندازه چشمه تور، تعیین حداقل طول ماهیان، و ممنوعیتهای منطقه ای- فصلی) نتوانست به اهداف تعیین شده در مورد حفاظت توده زنده و حفظ ویژگیهای جوامع ماهیان دست یابد.

مناطق ممنوعه صید در مخزن آبی جورجز ،مناطقی که به طور سنتی دارای فعالیت بالای ماهیگیری بوده‌اند (برای مثال، صیدگاه های خوب ماهیگیری)را احاطه نموده اند که بخشی از صیدگاه های صدف اسکالوپ دراین ناحیه و نواحی مهم تخمگذاری ماهی کاد، هداک و کفشک ماهی زرد باله را نیز شامل می شود.

این مناطق هم اکنون به همراه برخی از مناطق شنی/ سنگریزه ای که ممکن است به همراه سایر عوامل برای بقای نوزادان اهمیت داشته باشند، مورد حفاظت قرار گرفته اند. با این حال، متأسفانه مناطق وسیع سنگریزه ای نیز در شمال غرب این منطقه وجود دارد که هیچ حفاظتی در آنها به عمل نمی آید.در اینجا

یک وضعیت مبهم برای همه این تجربیات مدیریتی وجود دارد که اگر نتواند به بهترین وجه عمل نمایند، همیشه توجیهات با عذرهایی برپایه اینکه چه چیزی را حفاظت نکردند، وجود دارد، که باید دید این روش تا چه حد موفقیت آمیز خواهد بود.



شکل ۳-۹- محل مناطق ممنوعه سال ۱۹۹٤ در مخزن آبی جورجز
(برگرفته از Fogarty & Murawski،1998)

چند تئوری در حال اثبات

همانطور که پیشتر توضیح داده شد، عدم قطعیت درمورد وضعیت ذخایر و سطوح واقعی صید، مشکلی عمده برای ارزیابی ذخایر و مدیریت ماهیگیری است. درسایر وضعیتهای غیرقطعی، می توان اقداماتی برای کاهش خطر و جلوگیری از بروز فاجعه را به عمل درآورد. آیا بستن مناطق برروی ماهیگیری، روش مناسبی برای تأیید حدسیات است؟ تحلیلهای Lauck و همکاران(۱۹۹۸) با توجه به ذخایر ماهیان کفزی که مناطق وسیعی از بستر اقیانوسها را در اختیار دارند، نشان می دهد که پاسخ این سؤال مثبت است.

یک هدف مدیریتی معقول برای منابع ماهیان کفزی در اکثر کشورها ممکن است این باشد که ذخایر باید در افق زمانی مثلاً ۲۰ساله، بالاتر از ۶۰٪ از ظرفیت جاری باشد. تثبیت چنین سطوحی، ذخایر منطقه را در

سطح محصول مطلوب قابل برداشت قرار می دهد که بسیاری از ماهیگیریها آرزوی چنین وضعیتی را دارند. Lauck و همکاران(۱۹۹۸) با استفاده از یک مدل ریاضی که عدم قطعیت را در نرخ برداشت به حساب می آورد، به این مسأله توجه کردند که ایجاد یک منطقه حفاظت شده دریایی چگونه می تواند به دستیابی به این هدف کمک کند. این مدل در خصوص یک ذخیره مفرد برداشت شده است که رشد آن تابع معادله لجستیکی ریکر[1] است. در غیاب برداشت، فراوانی جمعیت در سال N(t) و فراوانی در سال بعد N(t+l) از این رابطه بدست می آید:

$$N(t+l)= N(t)\exp [r(1-N(t)/K]$$

که در آن K ظرفیت موجود با در نظر گرفتن یک وضعیت پایدار ثابت و e^r حداکثر نرخ رشد سرانه جمعیت است. برای مدل سازی تأثیرات یک منطقه حفاظت شده دریایی، فرض می شود که تنها بخش A از منطقه برای بهره برداری در دسترس است. به این ترتیب اگر N(t) تعداد فراوانی کل در منطقه است و تعداد در منطقه محافظت شده در برابر $N_r(t) = (1-A)N(t)$ و ذخایر دردسترس برای ماهیگیری برابر $N_f(t) = AN(t)$ می باشد.

علاوه بر این فرض می شود که ماهیان با یک نرخ هدف μ برداشت می شوند، بنابراین کل ذخایر باقیمانده پس از ماهیگیری از رابطه زیر قابل محاسبه می باشد:

$$N_r(t) + (1-u)N_f(t)=(1-A)N(t) +(1-u)A\, N(t)$$

$$= (1-uA)\, N(t)$$

از آنجا که کنترل تلاش صیادی بسیار دشوار است، فرض می شود که نرخ u غیرقطعی است. این عدم قطعیت از این طریق مدلسازی شد که نرخ واقعی بهره برداری از تابع احتمال β(بتا) با یک میزان متوسط که به عنوان ضریب هدفu در نظر گرفته شده بود، پیروی می کند. با انتخاب یک معیار برای مدیریت

[1] Ricker

موفق احتمال دستیابی به این هدف که ذخایر در هرزمان در بیش از ۶۰٪ ظرفیت جاری قرار داشته باشند، مورد محاسبه قرار گرفت.

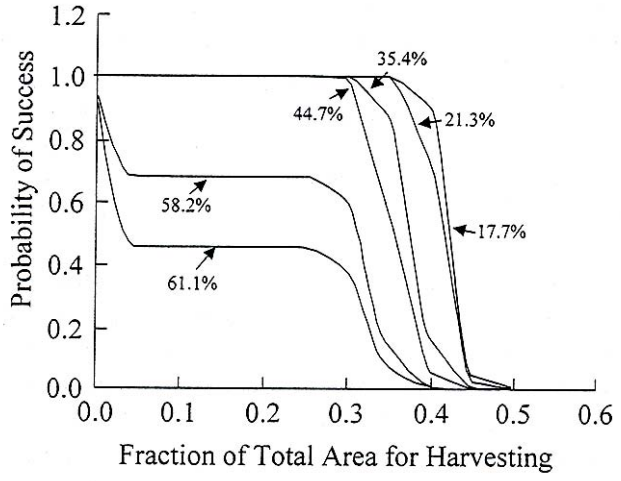
نتایج مدل حیرت آور می باشد (شکل ۴-۹)، نشان می دهد حتی هنگامی که سطوح عدم قطعیت در برداشت متعادل است (CV<50%)، همین که کسری از کل منطقه که برای برداشت در دسترس است به بیش از حداکثر ۳۰٪ برسد، شانس دستیابی به هدف مدیریتی به طور شدیدی تنزل می یابد. شاید با اهمیت‌تر از آن، این نکته باشد که وقتی سطوح عدم قطعیت بیشتر است، حتی دادن مجوز به ماهیگیران برای دسترسی به تنها بخش بسیار کوچکی ازمنطقه، باز هم احتمال بسیار زیادی را برای شکست رقم می زند. برای مثال، این تحلیل نشان می دهد که شاید برای اینکه مناطق حفاظت شده دریایی در مخزن آبی جورجز مؤثر باشند باید به طور قابل توجهی گسترش داده شوند.

این نتایج در کنار سایر مسائل، نشان می دهد که سطوح بالای عدم قطعیت نیازمند میزان قابل توجهی از کنترل مدیریتی برای تضمین آینده پایدار برای ذخایر می باشد، بدون توجه به اینکه آیا این کار از طریق مناطق حفاظت شده دریایی صورت می گیرد، یا تنها از طریق کنترل تلاش.

با این حال جالب است که ایجاد مناطق حفاظت شده دریایی ممکن است به کاهش صید منجر نشود. برعکس، وقتی Lauck و همکاران(۱۹۹۸) فقط تأثیر پایین آوردن سطح مجاز صید را ایجاد یک منطقه حفاظت شده دریایی برای دستیابی به هدف مدیریتی مقایسه کردند، دریافتند که با میزان مشابهی از حفاظت، تا ۵۰٪ صید کمتر به دست آمد. بنابراین به نظر می رسد که مناطق حفاظت شده دریایی برای ماهیگیران و محافظه کاران قابل توجیه و منطقی باشد.

مسلماً مدلی که برای رسیدن به این نتایج ترسیم شد، بسیار ساده است و جنبه های مختلف آن می توانند مورد بررسی قرار گیرند. با این حال دانستن این مسأله اهمیت دارد که درحالی که چنین مدلهای استراتژیک واقعیت را به ما نشان می دهند، ما را نسبت به اصول زیربنایی حساس می نمایند. در این مورد،

این روشها به ما نشان دادند که مناطق حفاظت شده دریایی می توانند یک استراتژی مهم قابل اجرا در یک جهان متغیر باشند و می توانند به عنوان سیاستهای تضمین کننده مؤثری عمل نمایند که قادرند هم آینده درازمدت ذخایررا حفظ کنند، هم زیستگاه را در برابر ادوات ماهیگیری حفظ نمایند وهم به معدل صید بالاتری به دست بیابند. این روشها شایسته توجه دقیقی از سوی سازمانهای مدیریت ماهیگیری هستند.



شکل٤-۹- احتمال اینکه ذخایر N(t) دریک افق زمانی ۲۰ساله به عنوان تابعی از کسر A از منطقه مجاز برای ماهیگیری بیشتر از ۰/٦K باقی بمانند، با شش ضریب تغییرات مختلف در توزیع برداشت. مدل فرض می کند که $N_{(1)}=K$ و از داده های توزیع بتا(β) برای برداشت استفاده میکند، با این فرض که ضریب برداشت در منطقه ماهیگیری شده ۵۰٪ است (برگرفته از شکل *Lauck et al.,1998*).

ملاحظات اجرایی

نباید فکر کرد که تحلیل فوق به تنهایی برای توجیه ایجاد مناطق حفاظت شده دریایی به منظور حفاظت از ماهیگیری کافی است. درواقع، هیچ جایگزینی برای تحقیق دقیق بوم شناسی وجود ندارد که بتواند تضمین کند که معیارهای کلیدی برای تأسیس منطقه ممنوعه صید حاصل شده اند. با این حال آنچه

اهمیت دارد این است که سازماندهی های نظری که توجیه می کنند فعالیت تحقیقاتی عملی مورد نیاز خواهد بود، هم اکنون در حال ارائه می باشد.

ولی چه معیارهای کلیدی باید برای تأسیس یک منطقه حفاظت شده دریایی مدنظر قرار گیرند؟ Lauck و همکاران(۱۹۹۸) موارد زیر را به عنوان خصوصیات «مطلوب» یک منطقه حفاظت شده دریایی برای مدیریت ماهیگیری عنوان نمودند:

۱) باید به اندازه ای بزرگ باشد که برای حفاظت از ذخیره در زمان صید بی رویه در منطقه حفاظت نشده کافی باشد.

۲) منطقه ممنوعه صید باید به عنوان منبعی عمل کند که قادر است ذخایر استحصال شده را در زمان تهی شدن آنها مجدداً احیا نماید.بخصوص مناطق ممنوعه صید باید از مناطق تخم ریزی و هر منطقه دیگری که برای زندگی جمعیت حیاتی است حفاظت نمایند.

۳) منطقه ممنوعه صید باید به طور کامل حفاظت شود، زیرا افزایش تقریباً قطعی توده زنده در منطقه ممنوعه صید برای صیادان غیرمجاز بسیار جذاب خواهد بود.

می توان بیان داشت که این ویژگیها تنها مطلوب نیستند، بلکه برای حفاظت از ذخایر، مناطق حفاظت شده دریایی ضروری می باشند. در واقع، اگر این معیارها حاصل شوند، با توجه به شکست برنامه های مدیریتی فعلی، یک توجیه کامل برای استفاده از مناطق حفاظت شده دریایی خواهد بود.

با توجه به مورد۳ به دست آوردن آنچه مورد نیاز است با مشکلاتی نسبی مواجه خواهد شد. موضوع تنها ناشی از اراده سیاسی می باشد. برعکس، موارد ۱ و۲ برای اکولوژیست ها دردسرساز هستند. یافتن اندازه و محل مناسب برای مناطق ممنوعه صید نیازمند توجه به پراکنش نسبی جمعیت ها و جوامع موردنظر در داخل مناطق حفاظت شده دارد. روشن است که پیش از تصمیم گیریها مبتنی بر دانسته ها، برای تأمین این نیازها مقدار قابل توجهی از اطلاعات زیست شناسی و بوم شناختی مورد نیاز است.

بحثهای SLOSS در مورد مناطق ممنوعه خشکی (Single Large or Sevsral Small یک منطقه بزرگ یا چند منطقه کوچک) به رغم سالها مطالعات علمی هنوز شدت دارد. به نظر می رسد که در سیستم های دریایی هیچ سؤالی وجود نداشته باشد که بتوان با راحتی بیشتری به آن پاسخ داد. در واقع، با درنظر گرفتن مشکلات عملی انجام مشاهدات و طبیعت باز سیستمهای دریایی، پاسخ به این سؤالها درمحیط زیست دریایی ممکن است از بسیاری جوانب سخت تر باشد. جالب است که McClanahanو -Kaunda Arara(۱۹۹۶)بیان می نمایند، ممکن است مناطق ممنوعه صید با مقیاس کوچک متعدد از منظر ماهیگیری ترجیح داشته باشند. این محققین دریافتند که مناطق ممنوعه کوچک، صید کل را در مناطق مجاور افزایش دادند ولی پارکهای بزرگتر به چنین موفقیتی دست نیافتند. این تأثیر ممکن است به خاطر نسبت پایینتر طول حاشیه به مساحت پارک درمناطق بسته وسیع باشد. برعکس، برای حفاظت از موجوداتی که تحرک زیادی دارند احتمالاً مناطق بزرگتری مورد نیاز است.

در بسیاری از موارد، اطلاعات برای پایه ریزی یک تصمیم در مورد یک منطقه ممنوعه صید ممکن است ضعیف یا غیرقابل دسترس باشد. بنابراین طرح این پرسش مهم است که واقعاً قبل از شروع به کار به چه مقدار اطلاعات نیاز است؟

شاید پاسخ این باشد که اگر ما بدون پایه دقیقی از داده ها به کار خود ادامه دهیم، تلاشهایمان به احتمال زیاد پایینتر از حد مطلوب خواهد بود. با این حال بدون توجه به پیش نیاز اطلاعاتی، اگر یک منطقه حفاظت شده دریایی بنا نهاده شود، عاقلانه است که گام هایی برای ارزیابی عملکرد آن برداشته شود.

باید نسبت به برخی ادعاهای ناباورانه در مورد موفقیت مناطق ممنوعه صید مشکوک بود. این مطلب که این مناطق حتماً ماهیگیری را ارتقاء دهند، بدیهی نیست. با این حال، این بدان معنی نیست که عدم قطعیت درمورد ارزش این مناطق به عنوان ابزار مدیریتی برای بهانه عدم ایجاد آنها به کار رود. برعکس، شرایط برای امتحان روش منطقه ممنوعه صید تا حدود زیادی قانع کننده است. با این حال، ما باید از طریق تلاش

برای شناخت مکانیسمهای زمینه ای که موفقیت یا شکست طرح را مشخص می کنند، مطمئن بوده که از تجربیات گذشته استفاده شده است.تدوین و اجرا یک برنامه تحقیقاتی که با اجرای کارهای مدیریتی همراه است، پیش نیاز این کار می باشد. شاید دلایل قانع کننده تر سیاسی هم برای توجیه بیشتر برنامه های تحقیقاتی در کنار مناطق حفاظت شده دریایی وجود داشته باشد. سناریوی زیر را در نظر بگیرید.

یک منطقه ممنوعه صید دریایی با استفاده از این بحث برپاشده است که زیستگاههای بستر دریا حفاظت خواهند شد و ذخایر ماهیان افزایش خواهندیافت.این منطقه ممنوعه صید با وجود مقاومت زیاد ماهیگیرانی تأسیس شده که این کار را تهدیدی برای صید تجاری خویش ارزیابی می نمودند. در پایان صنعت ماهیگیری این کار را با تمام فشارها پذیرفته است. حال تصور کنید که پس از پنج سال هیچ تأثیر قابل مشاهده ای، چه در جوامع کفزی و چه در وضعیت ذخایر، حادث نشده باشد.می توان حداقل ۴ دلیل برای علت این مسأله تصور کرد:

۱) منطقه ممنوعه صید به اندازه کافی بزرگ نبود.

۲) منطقه به مدت کافی بسته نشده بود.

۳) منطقه ممنوعه صید در محلی نادرست واقع شده بود.

۴) مناطق ممنوعه صید در این سیستم عمل نمی کنند.

دلایل ۱ و۲ توجیه کننده محدودیت های شدیدتر هستند و عمل برمبنای دلیل ۳ از نظر سیاسی بسیار دشوار است. مسلماً ماهیگیران طرفدار دلیل۴و بازگشایی منطقه هستند. مسأله این است که در صورت فقدان اطلاعات در مورد مکانیسمهایی که در منطقه عمل می کنند،هیچ پایه ای برای گفتن این که کدام یک از این توجیهات احتمال بیشتری دارد وجود ندارد. به این ترتیب نمیتوان تصمیم گرفت که منطقه بسته را بزرگتر، جابجا، یا اینکه کلاً رها کرد. مسلماً حتی با یک برنامه تحقیقاتی هدفمند، اطلاعات بی عیب و نقص نخواهند بود، به نظر می رسد که بکارگیری روشهایی نظیر روشهای Byesian که پیشتر توضیح

داده شد، راهی مؤثر به سوی تصمیم گیری عقلانی است. بدون تلاش برای پایش میزان تأثیر مناطق محافظت شده دریایی و شناخت علت موفقیت یا شکست آنها، ممکن است هدف نهایی را در زمینه حفاظت از ذخایر ماهیان و سیستم های دریایی کلاً به مخاطره بیاندازد.

برخی ملاحظات احتیاطی

بیان اینکه آیا مناطق بسته واقعاً برای موقعیت های بحرانی ماهیگیری برطرف کننده همه مشکلات هستند یا خیر،زود می باشد.اما مسلماً اگر الگوهای بدست آمده از مناطق ممنوعه صید درمقیاس کوچک در مناطق گرمسیری چیزی برای گفتن داشته باشند باید منتظر ماهیان بزرگتر و توده زنده بیشتری در منطقه ممنوعه صید بود.جالب است که Fogarty و Murawski(۱۹۹۸) اشاره نمودند که در حال حاضرنشانه هایی از چنین تفاوت ها میان مناطق حفاظت شده و حفاظت نشده ممکن است به تنهایی صحت این روش را اثبات کند. با این حال اگر مشخص شود که این مسأله تنها سودی است که به دست آمده، باید دانست که به جای آنکه یک رژیم مدیریتی برای تداوم ماهیگیری مهیا شود، یک پارک دریایی ایجاد کرده تا هیچ کس (یا تعدادی بسیار اندک) نمی تواند از آن بازدید کند. این کار ممکن است باعث شود که فعالیتهای ماهیگیری در منطقه محافظت شده یا محدود شود ولی باعث بروز فعالیت های شدید ماهیگیری در خارج این منطقه شده و به کاهش ذخایر آن منطقه منجر می شود، مگر آنکه مناطق ممنوعه صید بطور مناسبی چیده شده باشند. حتی اگر کسی بپذیرد که ایجاد یک منطقه ممنوعه ماهیگیری سطوح بالاتری از تولید را در مناطق ماهیگیری شده مجاور فراهم می کند، عواید بالقوه غالباً در خطر حیف و میل شدن قرار می‌گیرند. برای مثال، اگر دسترسی به ماهیگیری آزاد بماند، افزایش تولید به احتمال زیاد افراد جدیدی را به ماهیگیری جذب خواهد کرد و به این ترتیب مجدداً وضعیت را به طرف تعادل زیستی- اقتصادی سوق خواهد داد. در این مورد نیز همچون سایر موارد، ابتکارهای لازم برای مطلوب کردن تولید ماهیگیری

معمولاً نیازمند همراهی با تلاشهایی به منظور محدود کردن ورود به ماهیگیری خواهد بود. در واقع، ایجاد یک منطقه ممنوعه صید بدون انجام اقدامات دیگر ممکن است تنها باعث جایگزینی فعالیتها در یک محل دیگر شود. یکی از مسائلی که مورد توجه قرار می گیرد، بستن مناطق به صورت دوره ای است، مشابه آیش کردن در سیستمهای کشاورزی با این حال، با در نظر گرفتن رشد تدریجی توده زنده در مناطق ممنوعه صید و تهی سازی بسیار سریع که ممکن است به محض باز شدن منطقه پیش آید، بعید به نظر می‌رسد که اکثر مناطق به صورت دوره ای ارزشی همه جانبه داشته باشد. نظرات در مورد اینکه آیا از مناطق حفاظت شده دریایی سودی عاید ماهیگیری خواهد شد یا خیر متعدد هستند، هرچند این مسأله تشویق‌کننده است که حداقل یک مورد (Apo در فیلیپین) وجود دارد که به نظر می رسد خود ماهیگیران فکر می کنند که این کار دارای مزیت هایی است.

۸-۹- شناخت و درگیر کردن ماهیگیران

به نظر می رسد که مدل عمومی تراژدی پایان ناپذیری منابع عمومی به طور ذاتی از نسلی به نسل بعد منتقل می گردد. با این حال McGoodwin(۱۹۹۰) می گوید که به جای در نظر گرفتن تراژدی منابع عمومی به عنوان یک مسأله اجتناب ناپذیر، باید کار بیشتری در مورد شناخت انگیزه های ماهیگیران برای «چنان صید کن که انگار فردایی وجود ندارد» انجام گیرد. هرچند می توان در مورد موفقیت سیستم هایی که مدیریت برعهده خود ماهیگیران است، مشکوک بود.

درسهایی از فرهنگهای سنتی؟

گفته شده که می توان از روشهای مدیریتی ماهیگیری که در جوامع غیرصنعتی به کار رفته اند، درسهایی را فرا گرفت. با این حال، متأسفانه چون در سیستم های سنتی در بسیاری از نقاط جهان اطلاعات به شکل

بسیار ضعیفی ثبت شده اند، مثالهای خوب نادر هستند. سیستم های مدیریتی قدیمی نیزدراثر نفوذ بیشتر تأثیرات غرب به سرعت تنزل کرده یا خود را با این تأثیرات متداول وفق می دهند (Ruddle,1996). با این حال، با اینکه دست یابی به جزئیات دشوار است، اغلب سیستم های سنتی، پدیده های مشابهی را دارا بوده، آنها اغلب ماهیگیریهایی عمومی هستند، ولی مالکیت آنها محدود به یک جامعه بسیار متمرکز است. در یک منطقه متمرکز، ممکن است اماکن خاص ماهیگیری در مالکیت افراد، خانواده ها، اقوام یا سایر گروههای کوچک باشد، ولی جامعه محلی غالباً تنها مالکی است که زیستگاه های دریایی را در منطقه مخصوص به خود کنترل می نمایند(Ruddle,1996). به این ترتیب محیط اجتماعی که ماهیگیری در آن قرار گرفته است می تواند به تنظیم، کنترل و سیاستگذاری فعالیتهای ماهیگیران کمک کند. برخی مولفین پیشنهاد کرده اند که به سیستم های سنتی باید به عنوان تجربیات محافظه کارانه دریایی محض نگاه کرد (برای مثال Johannes,1982)، درحالی که سایرین این دید را دارند که هرچند محافظت یک نتیجه است، ولی اساساً برآمده از قوانین جامعه است که برای برطرف کردن منازعات و مسائل مورد توجه جامعه پایه ریزی شده است (Polunin, 1989). برای مثال شواهدی بسیاری وجود دارد که سیستم های مدیریتی برخی جزیره های اقیانوس آرام را به یک مکانیسم کنترلی برای دسترسی به توزیع عواید نسبت به حفاظت از ذخایر سوق داده است، به طوریکه سیستم سیاسی پابرجا باقی بماند (Ruddle,1996). این مسأله که ماهیگیران سنتی به طریقی باطبیعت هماهنگ هستند، همیشگی به نظر نمی رسد.

با این حال سیستم های ماهیگیری سنتی دارای دو ویژگی هستند. اولاً تقریباً همگی سیستم های سنتی از طریق استفاده از حقوق مالکیت اداره می شوند.حقوق مالکیت ادعای برخورداری از یک منبع یا عواید آن است، که بوسیله قانون و آیین نامه های عادی حمایت می شوند. این حقوق در دو سطح عمل می‌کنند. در یک سطح برتر دسترسی به یک جامعه محلی در برابر خارجیان در مورد محافظت قرار می گیرد که شامل حق اخراج و دستگیری کسانی که به این مالکیت اختصاصی احترام نمی گذارند. در داخل این

جامعه، سطح پایین تری از حقوق، قوانین ماهیگیران منفرد را تعیین می کند.این حقوق به طور متداول شامل استفاده اختصاصی به وسیله مالک است که می تواند به عنوان محرکی برای بهره برداری از ماهیگیری در قالبی قابل دوام عمل نماید. ثالثاً مدیریت به صورت محلی پایه گذاری شده، بطوریکه برتصمیم گیری در مورد استفاده از ادوات صید و مشکلات همراه آن از راه تعیین مناطق و دسترسی کنترل شده متمرکز شده است. آنچه اهمیت دارد، این است که ماهیگیری به وسیله خود ماهیگیران به طور محلی پایش می شود و به وسیله مسئولان اجرایی و سیاسی محلی به مورد اجرا گذشته می شود. شاید براساس این پدیده ها بتوان سیستم های مدیریتی مدرن را ارتقاء بخشید.

بحثی که عموماً به دنبال روش فوق پیش کشیده می شود این است که هرچه مسئولیت بیشتری برای کنترل منابع محلی به مصرف کنندگان سنتی محلی سپرده شود، مشکلات اجتماعی، سیاسی، قانونی، محافظتی و مدیریتی کمتری را باید به دولتها ارجاع داد (Ruddle,1996). به طور مشابه، Agardy(۱۹۹۷) بیان می کند که بهترین مدیریت ساحلی آن است که با شرایط محل وفق داده شده باشد و تلویحاً اشاره می نماید که مدیریت فعالیتهای انسانی ممکن است بیشترین تأثیر خود را زمانی داشته باشد که در مقیاسهای محلی صورت گیرد. با این حال پیش از آنکه برای قبول این روش تعجیل کرد، نکات احتیاط آمیز رادل (۱۹۹۶) را باید مرور کرد. اولاً باید دانست که اکثر مزایای مثبت در پیش گرفتن این مدلهای سنتی برای مدیریت مدرن، هنوز اثبات نشده اند. ثانیاً انتقال مفاهیم مخاطره آمیز به نظر می رسد، زیرا این مفاهیم از بسترهای خاص اجتماعی و فرهنگی نشأت گرفته اند. مشکل جوامع غربی در آموختن از فرهنگهای بومی در ارزیابی کارایی تکنیکهای مدیریتی نیست، بلکه در برگردان این تجربه به یک محتوای زمینه ای کاملاً متفاوت می باشد (Forgarty,1995). به احتمال زیاد تفاوتهای چشمگیری در سیستم ارزشی و انگیزه ها و در امکانات لازم برای تحت تأثیر قرار دادن منابع در مقیاس کوچک یا ماهیگیری های انفرادی نسبت به ماهیگیری های صنعتی وجود دارد. بخصوص رابطه میان امرار معاش و تولید ملی باید شناخته شود.

همچنین نباید در مورد مدیریت ماهیگیری در جوامع غیرصنعتی خیلی تعریف و تمجید نمود. برای مثال این فرض غلط است که ماهیگیری بی رویه به استراتژیها و مدیریت برداشت شده به سبک غربی محدود می شود. اگر هیچ محدودیتی در تعداد شرکای محلی وجود نداشته باشد، حتی ماهیگیران محلی هم که در مقیاس کوچک فعالیت می کنند، می توانند یک منبع را بیش از حد بهره برداری کنند. مثالهای بسیاری از ذخایر محلی وجود دارند که به کلی توسط ماهیگیریهای انفرادی تخریب شده اند (Kesteven,1976). این مسأله در جایی که جوامع ماهیگیری محلی به بکارگیری روشهای مؤثرتر صید به روشهای ماهیگیری‌های سنتی موجود رو می آورند، بخصوص وقتی که با تغییر یک ماهیگیری امرار معاشی به ماهیگیری که به رونق بازار محلی خدمت نماید، بیشتر عمومیت دارد.

ماهیگیران در مدیریت ماهیگیری

اکثر کشورها، چه پیشرفته و چه غیرپیشرفته، با مشکل تعیین حقوق و مسئولیت ها در مدیریت منابع دریایی مواجه هستند. چه ارگانهایی باید مدیریت و اجرا را برعهده داشته باشند؟ دولت مرکزی چه نقشی را باید در مدیریت منابع ایفا نماید؟ طرحهای مدیریت مرکزی در تصمیم گیریهای محلی تا چه حد عملی است؟ فرایندهای مشاوره ای چگونه باید سازماندهی شوند تا تضمین کند که ماهیگیران، مسئولان محلی و دولتها به اندازه کافی درگیر مسأله شده اند؟ این سؤالات پیچیده هستند و تا حدود زیادی خارج از حوصله این کتاب. با این حال آنچه قطعی به نظر می رسد این است که براساس تصمیم گیریهایی برپایه جامعه و براساس نمایندگان صنعت در بدنه مدیریتی ماهیگیری، ماهیگیران باید در فرایند تعیین اهداف مدیریتی و سازکارهای رسیدن به آن اهداف نقش داشته باشند. این مسأله به همراه کنترل دسترسی به منابع می تواند گام بلندی در راه تضمین آینده ذخایر ماهیان باشد.

Forgarty(۱۹۹۵) با درنظر گرفتن مشکلات موجود در اقتباس از شرایط فرهنگی بسیار متفاوت، عنوان می دارد که باید برنمونه هایی از ماهیگیری در بخشهای صنعتی شده تمرکز کرد و از آنها به عنوان راهنمایی برای فعالیت در ماهیگیری دنیای پیشرفته استفاده نمود. Forgarty (۱۹۹۵) دو نمونه از شرایط غربی با استفاده از انواع مختلف کنترل مستقیم را نشان می دهد. یکی از آنها ماهیگیری هیک نقره ای است که در منطقه میانی اقیانوس اطلس در ایالات متحده امریکا صورت می گیرد و از طریق سهمیه های محدود ورود و سهمیه های داوطلبانه توسط شرکتهای تعاونی ماهیگیری، کنترل می گردد. انگیزه اولیه در محدود نمودن سهمیه ها در نظر گرفتن وضعیت بازاریابی می باشد، ولی عواید این محافظه کاری، آشکار است. کنترل های مستقیم برمیزان تلاش صیادی و ورود نیز یکی از اجزای غالب ماهیگیری شاه میگو در ایالات متحده در اطراف جزایر واقع در سواحل Maine است. در اینجا سیستمی شامل چند منطقه، محدوده های قفس گذاری و یک سیستم ورودی حقیقتاً محدود وجود دارد که سختگیرانه تر از قوانین ایالتی است و عواید قابل توجهی در زمینه وضعیت و سودرسانی منابع دارد (Acheson,1987). کلید موفقیت این دو فعالیت ماهیگیری و در واقع موفقیت برنامه های مدیریتی سنتی، خود تنظیمی در مقیاس محلی است. وقتی ماهیگیران به جای اینکه فقط اجراکننده دستورات مدیران ستاد مرکزی باشند، خود را درگیر فرایند مدیریت ماهیگیری ببینند، اهداف مدیریت را بیشتر می شناسند و خود به سیاستگذاری می‌پردازند. به نظر می رسد که وقتی کنترل مستقیم شکست می خورد، علت آن عدم احترام ماهیگیران به قوانین و ناکافی بودن انگیزه ها است. این امر، مسأله پذیرش تنظیم از طرف ماهیگیران را پیش می کشد. دلایل محکمی می توان ارائه داد که رژیمهای مدیریتی غیرمتمرکز ماهیگیری که جوامع ماهیگیری را در فرایندهای مدیریتی درگیر می کنند، در بسیاری از موارد بیشترین تأثیر را خواهند داشت. این مسأله بخصوص در مورد کشورهای فقیر و یا کشورهایی که خطوط ساحلی وسیعی دارند و هزینه های سیاستگذاری متمرکز برای مدیریت ماهیگیری، عاملی بازدارنده است، واقعیت پیدا می کند. مشخص

است که به کارگیری چندین مدل دشوار است و شاید بـرای تنظـیم ناوگانهـای صـنعتی در دریاهـای آزاد نامناسب باشد، زیرا مفهوم یک جامعه محلی در این گونه موارد به هم می خورد. با این حال ایـن مـدل در مورد بسیاری از ماهیگیری ها می تواند به خوبی عمل کند و حتی در جاهایی که این مدل به کار نمی آید، اصل درگیر کردن خود ماهیگیران در فرایند مدیریت همچنان مثمرثمر خواهد بود.

منابع

Acheson, J.M. (1987) The lobster fiefs revisited: economic and ecological effects of territoriality in the Maine lobster fishery. In *The Question of the Commons: the Culture and Ecology of Human Resources* (B.M. McCay & J.M. Acheson, eds), pp. 37–65. University of Arizona Press, Tucson.

Aebischer, N.J., Coulson, J.C. & Colebrook, J.M. (1990) Parallel long-term trends across four marine trophic levels and weather. *Nature*, **347**, 753–55.

Agardy, T.S. (1997). *Marine Protected Areas and Ocean Conservation.* R.G. Landes Company, Austin, Texas.

Alcala, A.C. (1988) Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippines coral reefs. *AMBIO* **17**, 194–99.

Alcala, A.C. & Russ, G.R. (1990) A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil. Conseil International pour l'exploration de la mer* **46**, 40–47.

Allison, G.W., Lubchenco, J. & Carr, M.H. (1998) Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* **8** Supplement, S79–S92.

Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A. & Pope, J.G. (1994) A global assessment of bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper* **339**, 233 pp.

Anderson, K.P. & Ursin, E. (1977) A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing, with accounts of phosphorous circulation and primary production. *Meddelelser fra Danmarks Fiskeri -og Havundersogelser* **7**, 319–45.

Andrew, N.L. & Pepperell, J.G. (1992) The by-catch of shrimp trawl fisheries. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, **30**, 537–65.

Anon. (1988) Report of the multispecies assessment working group. *International Council for the Exploration of the Sea C.M. 1988/Assess:23.*

Anon. (1990) Decline of the sea turtles: Causes and prevention. Committee on Sea Turtle Conservation, National Research Council, National Academy Press, Washington D.C.

Anon. (1994) Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES C.M. 1994/Assess/Env:1.

Anon. (1995) Report of the Study Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES Cooperative Research Report No 200, Copenhagen, Denmark.

Anon. (1996) Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES CM 1996/Assess/Env:1.

Anthony, V.A. & Waring, G. (1980) The assessment and management of the Georges Bank herring fishery. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **177**, 72–111.

Aronson, R.B. (1989) Brittlestar beds: low-predation anachronisms in the British Isles. *Ecology* **70**, 856–65.

Ascioti, A., Beltrami, E., Carrol, T.O. & Wirick, C. (1993) Is there chaos in plankton dynamics? *Journal of Plankton Research* **214**, 603–617.

Auster, P.J., Malatesta, R.J., Langton, R.W., Watling, L., Valentine, P.C., Donaldson, C.L.S., Langton, E.W., Shepard, A.N. & Babb, I.G. (1996) The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish populations. *Reviews in Fisheries Science* **4**, 185–202.

Avery, M. & Green, R. (1989) Not enough fish in the sea. *New Scientist* **1674**, 28–9.

Barkai, A. & McQuaid, C. (1988) Predator-prey role reversal in a marine benthic ecosystem. *Science* **242**, 62–4.

Bax, N.J. (1991) A comparison on the fish biomass flow to fish, fisheries, and mammals in six marine ecosystems. *ICES Marine Science Symposium* **193**, 217–24.

Beauchamp, K.A. & Gowing, M.M. (1982) A quantitative assessment of human trampling effects on a rocky intertidal community. *Marine Environmental Research* **7**, 279–83.

Beddington, J. (1995) The primary requirements. *Nature* **374**, 213–214.

Beddington, J.R. & May, R.M. (1982) The harvesting of interacting species in a natural ecosystem. *Scientific American* **247**, 66–9.

Beddington, J.R. & Rettig, R.B. (1984) Approaches to the regulation of fishing effort. FAO Fisheries Technical Paper **243**.

BEON (1990) Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea II. Beleidsgericht Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee Report No 13.

BEON (1991) Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea III. Beleidsgericht Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee Report No 16.

Bergman, M.J. & Hup, M. (1992) Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES Marine Science Symposium* **49**, 5–11.

Bernstein, B.B. & Zalinski, J. (1983) An optimum sampling design and power tests for environmental biologists. *Journal of Environmental Management* **16**, 35–43.

Beukema, J.J. (1995) Long term effects of mechanical harvesting of lugworms *Arenicola marina* on the zoobenthic community of a tidal flay in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **33(2)**, 219–27.

Beverton, R.J.H. (1984) Dynamics of single species. In *Exploitation of Marine Communities* (R.M. May, ed.), pp. 13–58. Springer-Verlag, Berlin.

Bohnsack, J.A. (1993) Marine reserves: they enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* **36**, 63–71.

Bonfil, R. (1994) Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* **341**, 119 pp.

Bowmer, T. & Keegan, B.F. (1983) Field survey of the occurence and significance of regeneration in *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea) from Galway Bay, west coast of Ireland. *Marine Biology* **74**, 65–71.

Bradstock, M. & Gordon, D.P. (1983) Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay, and their protection to conserve local fish stocks. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **17**, 159–63.

Brander, K. (1981) Disappearance of the common skate *Raja batis*, from the Irish Sea. *Nature* **290**, 48–50.

Britton, J.C. & Moreton, B. (1994) Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* **32**, 369–434.

Brosnan, D.M. & Crumrine, L.L. (1994) Effects of human trampling on marine rocky

Wainright, S.C., Fogarty, M.J., Greenfield, R.C. & Fry, B. (1993) Long-term changes in the Georges Bank food web: trends in stable isotopic compositions of fish scales. *Marine Biology* **115**, 481–93.

Walker, P. (1996) Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and northwestern North Sea. ICES CM 1996/Mini:4.

Walters, C.J. (1986) *Adaptive Management of Renewable Resources.* Macmillan, New York.

Walters, C.J. & Collie, J.S. (1988) Is research on environmental factors useful to fisheries management? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **45**, 1848–54.

Walters, C.J. & Hilborn, R. (1978) Ecological optimization and adaptive management. *Annual Review of Ecology and Systematics* **9**, 157–88.

Walters, C.J. & Pearse, P.H. (1996) Stock information requirements for quota management systems in commercial fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **6**, 21–42.

Warwick, R.M. & Clarke, K.R. (1995) New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* **129**, 301–305.

Wassenberg, T.J. & Hill, B.J. (1987) Feeding by the sand crab *Portunus pelagicus* on material discarded from prawn trawlers in Moreton Bay, Australia. *Marine Biology* **95**, 387–93.

Wassenberg, T.J. & Hill, B.J. (1990) Partitioning of material discarded from prawn trawlers in Moreton Bay. *Australian Journal of Marine and Freshwater Reseach* **41**, 27–36.

Watson, M. & Ormond, R.F.G. (1994) Effects of an artisanal fishery on the fish and urchin populations of a Kenyan coral reef. *Marine Ecology Progress Series* **109**, 115–29.

Watson, M., Righton, D., Austin, T. & Ormond, R. (1996) The effects of fishing on coral reef fish abundance and diversity. *Journal of the Marine Biological Association (U.K.)* **76**, 229–33.

Weimerskirch, H., Clobert, J. & Jouventin, P. (1987) Survival in five southern albatrosses and its relationship with their life history. *Journal of Animal Ecology* **56**, 1043–55.

Wells, S. (1988) *Coral Reefs of the World.* UN Environment Program and the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources., Cambridge, UK.

Westra, L. (1996) Ecosystem integrity and the 'fish wars'. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **5**, 275–82.

Wetherall, J. & Seki, M. (1992) Assessing impacts of North Pacific high seas driftnet fisheries on Pacific pomfret and sharks: progress and problems. Compendium of documents submitted to the scientific review of North Pacific highseas driftnet fisheries, Sidney, B.C., Canada, 11–14 June, 1991, Vol. 2.

Wilson, J.A., Acheson, J.M., Metcalfe, M. & Kleban, P. (1994) Chaos, complexity and community management of fisheries. *Marine Policy* **18**, 291–305.

Wilson, J.A., French, J., Kleban, P., McKay, S. & Townsend, R. (1991a) Chaotic dynamics in a multiple species fishery: a model of community predation. *Ecological Modelling* **58**, 303–22.

Wilson, J.A., Kleban, P., McKay, S. & Townsend, R. (1991b) Management of multiple species fisheries with chaotic population dynamics. *ICES Marine Science Symposium* **193**, 287–300.

Witbaard, R. & Klein, R. (1994) Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc *Arctica islandica* L. (Mollusca, Bivalvia). *ICES Journal of Marine Science* **51**, 99–105.

Witman, J.D. & Sebens, K.P. (1992) Regional variation in fish predation intensity: a historical perspective in the Gulf of Maine. *Oecologia (Berlin)* **90**, 305–315.

Wright, P.J. (1996) Is there a conflict between sandeel fisheries and seabirds? A case study at Shetland. In *Aquatic Predators and their Prey* (S.P.R. Greenstreet & M.L. Tasker, eds), pp. 154–65. Fishing News Books, Oxford.

Taylor, R.H., Wilson, P.R. & Thomas, B.W. (1990) Status and trends of Adelie penguin populations in the Ross Sea region. *Polar Record* **26**, 293–304.

Testa, J.W., Oehlert, G., Ainley, D.G., Bengtson, J.L., Siniff, D.B., Laws, R.M. & Rounsevell, D. (1991) Temporal variability in Antarctic marine ecosystems: periodic fluctuations in the phocid seals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **48**, 631–39.

Thiebaux, M.L. & Dickie, L.M. (1993) Structure of the body size spectrum of the biomass in aquatic ecosystems: a consequence of allometry in predator-prey interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **50**, 1308–17.

Thouzeau, G., Robert, G. & Ugarte, R. (1991) Faunal assemblages of benthic mega-invertebrates inhabiting sea scallop grounds from eastern Georges Bank, in relation to environmental factors. *Marine Ecology Progress Series* **74**, 61–82.

Thrush, S.F., Whitlach, R.B., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J. & Wilkinson, M.R. (1996) Scale-dependent recolonization: the role of sediment stability in a dynamic sandflat habitat. *Ecology* **77**, 2472–87.

Tilman, D. & Downing, J.A. (1994) Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* **367**, 363–65.

Tuck, I.D., Hall, S.J., Robertson, M.R., Armstrong, E. & Basford, D.J. (1998) Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sealoch. *Marine Ecology Progress Series* **162**, 227–42.

Turrell, W.R. (1992) New hypotheses concerning the circulation of the northern North Sea and its relation to North Sea fish stock recruitment. *ICES Journal of Marine Science* **49**, 107–23.

Underwood, A.J. (1984) The analysis of competition by field experiments. In *Community Ecology – Pattern and Process* (D.J. Anderson & J. Kikkawa, eds), pp. 240–68. Blackwell, Oxford.

Underwood, A.J. (1992) Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **161**, 145–78.

Valdemarsen, J.W., Engas, A. & Isaksen, B. (1985) Vertical entrance into a trawl of Barents Sea gadoids as studied with a two-level fish trawl. ICES CM 1985/B:46.

Van Beek, F.A., Van Leeuwen, P.I. & Rijnsdorp, A.D. (1990) On the survival of plaice and sole discards in the otter-trawl and beam-trawl fisheries in the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **26**, 151–61.

Van den Heiligenberg, T. (1987) Effects of mechanical and manual harvesting of lugworms *Arenicola marina* L. on the benthic fauna of tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Biological Conservation* **39**, 165–77.

Van der Elst, R.P. (1979) A proliferation of small sharks in the shore-based Natal sports fishery. *Environmental Biology of Fishes* **4**(4), 349–62.

Verity, P.G. & Smetacek, V. (1996) Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* **130**, 277–93.

Vermeij, G.J. (1977) The Mesozoic marine revolution: evidence from snails, predators and grazers. *Paleobiology* **3**, 245–58.

Vermeij, G.J. (1987) *Evolution and Escalation: an Ecological History of Life.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Erlich, A.H. & Matson, P.A. (1986) Human appropriation of the producers of photosynthesis. *BioScience*, **36**, 368–73.

Siemann, E., Tilman, D. & Haarstad, J. (1996) Insect species diversity, abundance and body size relationships. *Nature* **380**, 704–706.

Simberlof, D. (1987) Simplification, danger, and ethics in conservation biology. *Bulletin of the Ecological Society of America* **68**, 156–57.

Sissenwine, M.P. & Cohen, E.B. (1991) Resource productivity and fisheries management of the Northeast shelf ecosystem. In *Food Chains, Yields, Models, and Management of large Marine Ecosystems* (K. Sherman, L.M. Alexander & B.D. Gold, eds), pp. 107–123. Westview Press, Oxford.

Sissenwine, M.P., Brown, B.E., Palmer, J.E., Essig, R.W. & Smith, W. (1982) Empirical examination of population interactions for the fishery resources off the northeastern USA. *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences* **59**, 82–94.

Sladen, W.J.L. (1964) The distribution of the Adelie and Chinstrap penguins. In *Biologie Antarctique* (R. Carrick, M.W. Holdgate & J. Prevost, eds), pp. 359–65. Hermann, Paris.

Smith, C.R. (1992) Whale falls. *Oceanus* **35**, 74–78.

Smith, C.R. & Brumsickle, S.J. (1989) The effects of patch size and substrate isolation on colonization modes and rates in an intertidal sediment. *Limnology and Oceanography* **34**, 1263–77.

Smith, P.E. (1972) The increase in spawning biomass of northern anchovy *Engraulis mordax*. *Fishery Bulletin* **70**(3), 849–74.

Snelgrove, P., Blackburn, T.H., Hutchings, P.A., Alongi, D.M. *et al.* (1997) The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *AMBIO* **26**, 578–83.

Solow, A.R. (1994) Detecting change in the composition of a multispecies community. *Biometrics* **50**, 556–65.

Soutar, A. & Isaacs, J.D. (1974) Abundance of pelagic fish during the 19th and 20th centuries as recorded in anaerobic sediment off the Californias. *Fishery Bulletin* **72**(2), 257–73.

Sparholt, H. (1990) An estimate of the total biomass of fish in the North Sea. *Journal du Conseil. Conseil International pour l'exploration de la mer* **46**, 200–10.

Sprules, W.G. & Goyke, A.P. (1994) Size-based structure and production in the Pelagia of Lakes Ontario and Michigan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **51**, 2603–11.

Sprules, W.G. & Stockwell, J.D. (1995) Size-based biomass and the production models in the St Lawrence Great Lakes. *ICES Journal of Marine Science* **52**, 705–710.

Steele, J.H. (1996) Regime shifts in fisheries management. *Fisheries Research* **25**, 19–23.

Steele, J.H. (1998) Regime shifts in marine ecosystems. *Ecological Applications* **8**, 33–36.

Steele, J.H. & Henderson, E.W. (1984) Modelling long-term fluctuations in fish stocks. *Science* **224**, 985–87.

Stevens, J. (in press). The population status of highly migratory oceanic sharks in the Pacific Ocean. National Coalition for Marine Conservation.

Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. & Parker, K. (1986) Environmental impact assessment: 'Pseudoreplication' in time? *Ecology* **67**, 929–40.

Stone, M. & Bublitz, C.G. (1995) Cod trawl separator panel: potential for reducing halibut bycatch. In *Solving Bycatch: considerations for today and tomorrow*. Proceedings of the Solving Bycatch Workshop, 25–27 September, 1995, Seattle.

Svendsen, E. & Magnusson, A.K. (1991) Climatic variability in the North Sea. ICES CM 1991/Variability Symposium. Paper No 10

Takekawa, J.E., Carter, H.R. & Harvey, T.E. (1990) Decline of the common murre in central California, 1980–1986. *Studies in Avian Biology* **14**, 149–63.

Russ, G.R. & Alcala, A.C. (1996b) Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* **6**, 947–61.

Safina, C. (1995) The world's imperiled fish. *Scientific American* **273**, 46–53.

Saila, S. (1983) Importance and assessment of discards in commercial fisheries. FAO Circular 765, UN/FAO, Rome, Italy.

Saila, S.B., Kokic, V.L. & McMAnus, J.W. (1993) Modelling the effects of destructive fishing practices on tropical coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* **94**, 51–60.

Sainsbury, K.J. (1987) Assessment and management of the demersal fishery on the continental shelf of northwestern Australia. In *Tropical Snappers and Groupers: Biology and Fisheries Management* (J.J. Polovina & S. Ralston, eds), pp. 465–503. Westview Press, Boulder, CO.

Sainsbury, K.J. (1988) The ecological basis of multispecies fisheries management of a demersal fishery in tropical Australia. In *Fish Population Dynamics* (J.A. Gulland, ed.), pp. 349–82. John Wiley, Chichester.

Sainsbury, K.J., Campbell, R.A., Lindholm, R. & Whitelaw, A.W. (1997) Experimental management of an Australian multispecies fishery: examining the possibility of trawl-induced habitat modification. In *Global Trends: Fisheries Management* (K. Pikitch, D.D. Huppert & M.P. Sissenwine, eds), pp. 107–12. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Scandol, J.P. & Walters, C.J. (1997) Converting research results into improved management using Bayesian statistics: the example of Pacific salmon gauntlet fisheries. In *Developing and Sustaining World Fisheries Resources: The State of Science and Management* (D.A. Hancock, D.C. Smith, A. Grant, & J.P. Beumer, eds), pp. 233–37. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria.

Schnack-Schiel, S.B. & Muijica, A. (1994) The zooplankton of the Antarctic Peninsula region. In *Southern Ocean Ecology: The Biomass Perspective* (S.Z. El-Sayed, ed.), pp. 79–92. Cambridge University Press, Cambridge.

Schoener, T.W. (1989) Food webs from the small to the large. *Ecology* **70**, 1559–89.

Schraeder-Frechette, K.S. & McCoy, E.D. (1993) *Method in Ecology: Strategies for Conservation.* Cambridge University Press, Cambridge.

Schwinghamer, P., Guigne, J.Y. & Siu, W.C. (1996) Quantifying the impact of trawling on benthic habitat structure using high resolution acoustics and chaos theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **53**, 288–96.

Sebens, K.P. (1994) Biodiversity of coral reefs: What are we losing and why? *American Zoologist* **34**, 115–34.

Sheldon, R.W., Prakash, A. & Sutcliffe, W.H.J. (1972) The size distribution of particles in the ocean. *Limnology and Oceanography* **17**, 327–40.

Shepard, A.N. & Auster, P.J. (1991) Incidental (non-capture) damage to scallops caused by dragging on rock and sand substrates. In *An International Compendium of Scallop Biology and Culture* (S.E. Shumway & P.A. Sandifer, eds), pp. 219–30. World Aquaculture Society, Baton Rouge.

Sherman, K. (1991) The large marine ecosystem concept: A research and management strategy for living marine resources. *Ecological Applications* **1**, 349–60.

Sherman, K., Jones, C., Sullivan, L., Smith, W., Berrien, P. & Ejsymont, L. (1981) Congruent shifts in sand eel abundance in western and eastern North Atlantic ecosystems. *Nature* **291**, 486–89.

Reise, K. (1982) Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? *Netherlands Journal of Sea Research* **16**, 29–36.

Reisen, W. & Reise, K. (1982) Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. *Helgolanders Wissenschaft Meeresuntersuchungen* **35**, 409–23.

Rice, J. & Gislason, H. (1996) Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 1214–25.

Richards, J., Armstrong, D.W., Hislop, J.R.G., Jermyn, A.S. & Nicholson, M.D. (1978) Trends in Scottish research vessel catches of various fish species in the North Sea, 1922–1971. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **172**, 211–24.

Riddle, M.J. (1988) Cyclone and bioturbation effects on sediments from coral reef lagoons. *Estuarine and Coastal Shelf Science* **27**, 687–95.

Rijnsdorp, A.D., Buijs, A.M., Storbeck, F. & Visser, E. (1996) Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. ICES CM 1996/Mini 11.

Rijnsdorp, A.D., Groot, P.J. & van Beek, F.A. (1991) The microdistribution of beam trawl effort in the southern North Sea. ICES CM 1991/G:49.

Rivard, D. & Maguire, J.-J. (1993) Reference points for fisheries management: the eastern Canadian experience. In *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management* (S.J. Smith, J.J. Hunt, & D. Rivard, eds), pp. 31–57. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences No 120.

Roberts, C.M. (1993) Coral reefs: health, hazards and history. *Trends in Ecology and Evolution* **6**, 83–87.

Roberts, C.M. (1995) Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation Biology* **9**, 988–95.

Rothschild, B.J. (1991) Multispecies interactions on Georges Bank. *ICES Marine Science Symposium* **193**, 86–92.

Rounsevell, D.E. & Copson, G.R. (1982) Growth rate and recovery of a King penguin *Aptenodytes patagonicus* population after exploitation. *Australian Wildlife Research* **9**, 519–25.

Rowe, G.T. (1981) The benthic processes of coastal upwelling ecosystems. In *Coastal Upwelling* (F.A. Richards, eds.). American Geophysical Union, Washington DC.

Ruddle, K. (1996) Traditional management of reef fishing. In *Reef Fisheries* (N.V.C. Polunin & C.M. Roberts, eds), pp. 315–35. Chapman & Hall, London.

Rudstam, L., Aneer, G. & Hilden, M. (1994) Top-down control in the pelagic Baltic ecosystem. *Dana* **10**, 105–29.

Ruiz, X., Oro, D., Martinez-Vilalta, A. & Jover, L. (1996) The feeding ecology of Audouin's Gull in the Ebro Delta. In *Ecology, Conservation and Management of Colonial Water Birds in the Mediterranean Region*. Colonial Waterbirds 19. Special Publication (A.J. Crivelli, H. Hafner, M. Fasola, R.M. Erwin, & D.A. McCrimmon, eds), pp. 68–74.

Russ, G.R. (1991) Coral reef fisheries: effects and yields. In *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (P.F. Sale, ed.), pp. 601–35. Academic Press, San Diego.

Russ, G.R. & Alcala, A.C. (1996a) Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* **132**, 1–9.

Philippart, C.J.M. (1997) Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* **55**, 342–52.

Piatt, J.F. & Nettleship, D.N. (1987) Incidental catch of marine birds and mammals in fishing nets off Newfoundland, Canada. *Marine Pollution Bulletin* **186**, 344–49.

Pielou, E.C. (1969) *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley, New York.

Pimm, S.L. (1984) The complexity and stability of ecosystems. *Nature* **307**, 321–26.

Pimm, S.L. (1991) *The Balance of Nature? Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. University of Chicago Press, Chicago.

Pimm, S.L. & Hyman, J.B. (1987) Ecological stability in the context of multispecies fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **44**(2), 84–94.

Pitcher, C.R., Burridge, C.Y., Wassenberg, T.J. & Poiner, I.R. (1996) The effects of prawn trawl fisheries on GBR seabed habitats. *The Great Barrier Reef, Science, Use and Management*. National Conference Proceedings, Great Barrier Reef Marine Park Authority, pp. 107–123.

Pitcher, T.J. & Hart, P.J.B. (1982) *Fisheries Ecology*. Croom Helm, London.

Poiner, I.R., Buckworth, R.C. & Harris, A.N.M. (1990) Incidental capture and mortality of sea turtles in Australia's northern prawn fishery. *Australian Journal of Marine and Freshwater Science* **41**, 97–110.

Polunin, N.V.C. (1989) Marine fishes of the Seychelles. In *Biogeography and Ecology of the Seychelle Islands* (D.R. Stoddart, ed.), pp. 171–91. W. Junk, The Hague.

Pope, J.G. & Knights, B.J. (1982) Comparison of length distributions of combined catches of all demersal fishes in surveys in the North Sea and at Faroe Bank. In *Multispecies Approaches to Fisheries Management Advice* (M.C. Mercer, ed.), pp. 116–18. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences.

Pope, J.G., Stokes, T.K., Murawski, S.A. & Idoine, S.I. (1988) A comparison of fish size composition in the North Sea and on Georges Bank. In *Ecodynamics: Contributions to Theoretical Ecology* (W. Wolff, C.-J. Soeder, & F.R. Drepper, eds), pp. 146–52. Springer-Verlag, Berlin.

Povey, A. & Keough, M.J. (1991) Effects of trampling on plant and animal populations on rocky shores. *Oikos* **61**, 355–68.

Ramsay, K., Kaiser, M.J. & Hughes, R.N. (1996) Changes in hermit crab feeding patterns in response to trawling disturbance. *Marine Ecology Progress Series* **144**, 63–72.

Rapport, D. (1998) Answering the critics. In *Ecosystem Health* (D. Rapport, R. Costanza, P.R. Epstein, C. Gaudet, & R. Levins, eds), pp. 41–50. Blackwell Science, Oxford.

Rapport, D.J., Regier, H.A. & Hutchinson, T.C. (1985) Ecosystem behaviour under stress. *American Naturalist* **125**, 617–40.

Rasmussen, E. (1977) The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. In *Seagrass Ecosystems, a Scientific Perspective* (C.P. McRoy & C. Helfferich, eds), Dekker, New York.

Rauck, G. (1985) Wie schadlich ist die Seezungenbaumkurre fur Bodentiere? *Informationen für die fischwirtschaft* **35**, 104–106.

Redant, F. (1991) An updated bibliography on the effects of bottom fishing gear and harvesting techniques on sea bed and benthic biota. Working document to the Study Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities ICES.

Reimann, B. & Hoffmann, E. (1991) Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series* **69**, 171–78.

in the North Pacific. *Compendium of documents submitted to the scientific review of North Pacific highseas driftnet fisheries, Sidney, B.C., Canada, June 11-14, 1991, Vol. 1.*

Nixon, S.W. (1982) Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields in lagoons. *Oceanologica Acta* **1982**, 357–71.

Northridge, S.P. (1991) An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 251, Supplement 1.

Olver, C.H., Shuter, B.J. & Minns, C.K. (1995) Toward a definition of conservation principles for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **52**, 1584–94.

Oro, D., Jover, L. & Ruiz, X. (1996) Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's gull *Larus audounii*. *Marine Ecology Progress Series* **139**, 19–29.

Otway, H. & Peltu, M. (1985) *Regulating Industrial Risks.* Butterworths, London.

Overholtz, W.J. & Tyler, A.V. (1985) Long-term responses of the demersal fish assemblages of Georges Bank. *Fishery Bulletin* **83**, 507–20.

Overholtz, W.J. & Tyler, A.V. (1986) An exploratory simulation model of competition and predation in a demersal fish assemblage on Georges Bank. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**, 805–817.

Paine, R.T. (1980) Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology* **49**, 667–85.

Paine, R.T. (1994) *Marine Rocky Shores and Community Ecology: an Experimentalist's Perspective.* Ecology Institute, Oldendorf, Germany.

Parsons, L.S. (1993) Management of marine fisheries in Canada. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* **225**, 1–763.

Parsons, T.R. (1995) The impact of industrial fisheries on the trophic structure of marine ecosystems. In *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics* (G.A. Polis & K.O. Winemiller, eds), pp. 352–57. Chapman & Hall, New York.

Pauly, D. (1979) Theory and management of tropical multispecies stocks: a review, with emphasis on the Southeast Asian demersal fisheries. ICLARM Studies & Review No 1, pp. 1–35.

Pauly, D. (1987) Theory and practice of overfishing: a southeast Asian perspective. Symposium on the *Exploitation and Management of Marine Fishery Resources in Southeast Asia.* Indo-Pacific Fishery Commission, RAPA Report: 1987/10.

Pauly, D. & Christensen, V. (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* **374**, 255–57.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Forese, R. & Torres, F. (1998) Fishing down marine food webs. *Science* **279**, 860–63.

Pauly, D., Silvestre, G. & Smith, I.R. (1989) On development, fisheries and dynamite: a brief review of tropical fisheries management. *Natural Resource Modeling* **3**, 307–29.

Perez, M.A. & Loughlin, T.R. (1991) Incidental capture of marine mammals by foreign and joint venture trawl vessels in the US EEZ of the North Pacific, 1973–1988. NOAA Technical Report, **104**, 57 pp.

Peterson, C.H. (1993) Improvement of environmental impact analysis by application of principles derived from manipulative ecology: Lessons from coastal marine case-histories. *Australian Journal of Ecology* **18**, 21–52.

Peterson, C.H., Summerson, H.C. & Fegley, S.R. (1987) Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. *Fishery Bulletin* **85**, 281–98.

Oneida Lake, New York, (USA), and Lake George, Ontario (Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **49**, 1588–96.

McQueen, D.J., Post, J.R. & Mills, E.L. (1986) Trophic relationships in freshwater ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **43**, 1571–81.

Megrey, B.A., Hollowed, A.B., Hare, S.R., Macklin, S.A. & Stabeno, P.J. (1996) Contributions of FOCI research to forecasts of year class strength of walleye pollock in Shelikof Strait, Alaska. *Fisheries Oceanography* **5**(Supplement), 189–203.

Menge, B.A. (1995) Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: patterns and importance. *Ecological Monographs* **65**(1), 21–74.

Monaghan, P. (1992) Seabirds and sandeels: the conflict between exploitation and conservation in the northern North Sea. *Biodiversity and Conservation* **1**, 98–111.

Monaghan, P., Uttley, J.D. & Okill, J.D. (1989) Terns and sandeels: seabirds as indicators of changes in marine fish populations. *Journal of Fish Biology* **35** Supplement A, 339–40.

Montevecchi, W.A. (1993) Avian indicators of marine fish conditions. In *Birds as Monitors of Environmental Change* (R.W. Furness & J.J.D. Greenwood, eds), Chapman & Hall, London.

Montevecchi, W.A. & Myers, R.A. (1995) Prey harvests of seabirds reflect pelagic fish and squid abundance on multiple spatial and temporal scales. *Marine Ecology Progress Series* **117**, 1–9.

Moreno, C.A., Lunecke, K.M. & Lepez, M.I. (1986) The response of an intertidal *Concholepas concholepas* (Gastropoda) population to protection from Man in southern Chile and the effects on benthic sessile assemblages. *Oikos* **46**, 359–64.

Moreno, C.A., Sutherland, J.P. & Jara, F. (1984) Man as a predator in the intertidal zone of southern Chile. *Oikos* **42**, 155–60.

Mountain, D.G. & Murawski, S.A. (1992) Variation in the distribution of fish stocks on the northeast continental shelf in relation to their environment, 1980–1989. *ICES Marine Science Symposium* **195**, 424–32.

Murawski, S.A. (1994) Opportunities in bycatch mitigation. In *Conserving US Fisheries: A National Symposium on the Magnusson Act* (R. Stroud, ed.), National Coalition for Marine Conservation, Savannah, Georgia.

Murawski, S. & Idoine, J. (1992) Multispecies size composition: a conservative property of ezploted fishery systems? *Journal of the Northwest Atlantic Fisheries Science* **14**, 79–85.

Murphy, E.J., Morris, D.J., Watkins, J.L. & Priddle, J. (1988) Scales of interaction between Antarctic krill and the environment. In *Antactic Ocean and Resources Variability* (D. Sahrhage, ed.), pp. 120–30. Springer-Verlag, Berlin.

Murray, T.E., Bartle, J.A., Kalish, S.R. & Taylor, P.R. (1993) Incidental capture of seabirds by Japanese southern bluefin tuna longline vessels in New Zealand waters, 1988–1992. *Bird Conservation International* **3**, 181–210.

Myers, R.A., Bridson, J. & Barrowman, N.J. (1995) Summary of worldwide stock and recruitment data. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.

Myers, R.A., Hutchings, J.A. & Barrowman, N.J. (1997) Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. *Ecological Applications* **7**, 91–106.

Nachtigall, P.E., Lien, J., Whitlow, W.L. & Read, A.J. (1995) *Harbour Porpoises: Laboratory Studies to Reduce Bycatch.* De Spil, Woerden, The Netherlands.

Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H. & Woodfin, R.M. (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* **368**, 734–36.

Nakano, H. & Watanabe, Y. (1992). Effect of high seas driftnet fisheries on blue shark stock

State of the Science and Management (D.A. Hancock, D.C. Smith, A. Grant, & J.P. Beumer, eds), pp. 1–20. CSIRO, Collingwood, VIC.

MacGillivray, C.W. & Grime, J.P. (1995) Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subject to extreme events. *Functional Ecology* **9**, 640–49.

MacKenzie, C.L. (1982) Compatibility of invertebrate populations and commercial fishing for Ocean Quahogs. *North American Journal of Fisheries Management* **2**, 270–75.

MacManus, J.W. (1996) Social and economic aspects of reef fisheries and their management. In *Reef Fisheries* (N.V.C. Polunin & C.M. Roberts, eds), pp. 249–82. Chapman & Hall, London.

MacPherson, E. & Duarte, C.M. (1991) Bathymetric trends in demersal fish size: Is there a general relationship? *Marine Ecology Progress Series* **71**, 103–112.

Magnusson, K.G. (1995) An overview of the multispecies vpa – theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **5**, 195–212.

Magurran, A.E. (1988) *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm, London.

Man, A., Law, R. & Polunin, N.V.C. (1995) Role of marine reserves in recruitment to marine fisheries: a metapopulation model. *Biological Conservation* **71**, 197–204.

Mangel, M. (1985) *Decision and Control in Uncertain Resource Systems*. Academic Press, New York.

Mann, K.H. & Breen, P.A. (1972) The relation between lobster abundance, sea urchins, and kelp beds. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **29**, 603–605.

May, R.M., Beddington, R.H., Horwood, J.W. & Shepherd, J.G. (1978) Exploiting natural populations in an uncertain world. *Mathematical Biosciences* **42**, 219–52.

McCall, A.D. (1980) Population models for the northern anchovy *Engraulis mordax*. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **177**, 292.

McCann, T.S. & Rothery, P. (1988) Population size and status of the Southern Elephant Seal (*Mirounga leonina*) at South Georgia, 1951–1985. *Polar Biology* **8**, 305–309.

McCaughran, D.A. (1992) Standardized nomenclature and methods of defining bycatch levels and implications. Proceedings of the National Industry Bycatch Workshop (R.W. Schoning, R.W. Jacobsen, D.L. Alverson, T.G. Gentle, & J. Auyong, eds), pp. 200–201. Natural Resources Consultants, Seattle, Washington.

McClanahan, T.R. (1994) Kenyan coral reef lagoon fish: effects of fishing, substrate complexity and sea urchins. *Coral Reefs* **13**, 231–41.

McClanahan, T.R. & Kaunda-Arara, B. (1996) Fishery recovery in a coral reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology* **10**, 1187–99.

McClanahan, T.R. & Muthiga, N.A. (1988) Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia*, **166**, 269–76.

McGoodwin, J.R. (1990). Crisis in the Worlds's Fisheries: People, Problems, and Policies. Stanford University Press, Stanford, Ca.

McKay, D.W. (1984) Sprat larvae off the east coast of Scotland. ICES C.M. 1984/H:56, 16 pp.

McLusky, D.S., Anderson, F.E. & Wolfe-Murphy, S. (1983) Distribution and population recovery of *Arenicola marina* and other benthic fauna after bait digging. *Marine Ecology Progress Series* **11**, 173–79.

McQueen, D.J. (1990) Manipulating lake community structure: where do we go from here? *Freshwater Biology* **23**, 613–20.

McQueen, D.J., Mills, E.L., Forney, J.L., Johannes, M.R.S. & Post, J.R. (1992) Trophic level relationships in pelagic food webs – comparisons derived from long-term data sets for

Kock, K.H. & Shimadzu, Y. (1994) Trophic relationships and trends in population size and reproduction parameters in Antarctic high-level predators. In *Southern Ocean Ecology: the BIOMASS Perspective* (S.Z. El-Sayed, ed.), pp. 287–312. Cambridge University Press, Cambridge.

Koslow, J.A. (1984) Recruitment patterns in northwest Atlantic fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **41**, 1722–29.

Koslow, J.A., Marley, F. & Wicklund, R. (1988) Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series* **43**, 201–12.

Krebs, C.J. (1978) *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance.* Harper & Row, New York.

Kröncke, I. (1990) Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: II. 1951–1952 versus 1985–1987. Are changes in the community of the northeastern part of the Dogger Bank due to environmental changes? *Netherlands Journal of Sea Research* **25**, 189–98.

Krost, P., Bernhard, M., Werner, F. & Hukriede, W. (1990) Otter trawl tracks in Kiel Bay (Western Baltic) mapped by side-scan sonar. *Meeresforschung* **32**, 344–53.

Kunzlik, P.A. (1989) Small fish around Shetland. *Seabirds and Sandeels:* Proceedings of a Seminar held in Lerwick, Shetland, 15–16 October 1988 (M Heubeck, ed.) pp. 38–49. Shetland Bird Club, Lerwick.

Larkin, P.A. (1977) An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American Fisheries Society* **106**, 1–11.

Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M. & Munro, G.R. (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications* **8**, S72–S78.

Laws, R.M. (1977) Seals and whales in the Southern Ocean. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* **279**, 81–96.

Laws, R.M. (1985) The ecology of the Southern Ocean. *American Scientist* **73**, 26–40.

Lawton, J.H. & Brown, V.K. (1993) Redundancy in ecosystems. In *Biodiversity and Ecosystem Function* (E.-D. Schulze & H.A. Mooney, eds.), pp. 255–70. Springer-Verlag, Berlin.

Levitan, D.R. (1992) Community structure in times past: influence of human fishing pressure on algal-urchin interactions. *Ecology* **73**, 1597–1605.

Liddell, W.D. & Ohlhorst, S.L. (1993) Ten years of disturbance and change on a Jamaican fringing reef. Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium, **1**, pp 144–50.

Lindley, J.A., Gamble, J.C. & Hunt, H.G. (1995) A change in the zooplankton of the central North Sea 55° to 58°N: a possible consequence of changes in the benthos. *Marine Ecology Progress Series* **119**, 299–303.

Lluch-Belda, D., Crawford, R.J.M., Kawasaki, T., McCall, A.D., Parrish, R.H., Schwartzlose, R.A. & Smith, P.E. (1989) Worldwide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regime problem. *South African Journal of Marine Science* **8**, 195–205.

Lluch-Belda, D., Schwartzlose, R.A., Serra, R., Parrish, R., Kawasaki, T., Hedgecock, D. & Crawford, R.J.M. (1992) Sardine and anchovy regime fluctuations of abundance in four regions of the world oceans: a workshop report. *Fisheries Oceanography* **1**, 339–47.

MacDonald, D.S., Pope, J.G., Daan, N. & Reynolds, J.R. (1994) Impact of fishing on non-target species. Report to the European Commission from MAFF Directorate of Fisheries, University of East Anglia, 85 pp.

Mace, P.M. (1996) Developing and sustaining world fisheries resources: the state of the science and management. In *Developing and Sustaining World Fisheries Resources: the*

and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuarine and Coastal Shelf Science* **44**, 569–88.

Jennings, S. & Kaiser, M.J. (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* **34**, 201–352.

Jennings, S., Marshall, S.S. & Polunin, N.V.C. (1996) Seychelles' marine protected areas: comparative structure and status of reef fish communities. *Biological Conservation*, **75**, 201–209.

Johannes, R.E. (1982) Traditional conservation methods and protected marine areas in Oceania. *AMBIO* **11**, 258–61.

Jones, L.L. & DeGange, A.R. (1988) Interactions between seabirds and fisheries in the North Pacific Ocean. In *Seabirds and Other Marine Vertebrates: Competition, Predation, and other Interactions* (J. Burger, ed.), pp. 261–83. Columbia University Press, New York.

Jones, R. (1983). The decline in herring and mackerel and the associated increase in other species in the North Sea. Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources (G.D. Sharp & J. Csirke, eds), pp. 507–520. FAO, Rome.

Jones, R. & Hislop, J.R.G. (1978) Changes in North Sea haddock and whiting. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **172**, 58–71.

Jones, R. & Richards, J. (1976) Some observations on the inter-relationships between the major fish species in the North Sea. ICES CM 1976/F:35 14 pp.

Judd, W. (1989) Deepwater fishing. *New Zealand Geographic* **4**, 77–99.

Kaiser, M.J. & Spencer, B.E. (1994) Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *Marine Ecology Progress Series* **112**, 41–49.

Kaiser, M.J. & Spencer, B.E. (1995) Survival of by-catch from a beam trawl. *Marine Ecology Progress Series* **126**, 31–38.

Kaiser, M.J. & Spencer, B.E. (1996) The effects of beam trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology* **65**, 348–58.

Kaiser, M.J., Edwards, D.B. & Spencer, B.E. (1996) A study of the effects of commercial clam cultivation and harvesting on benthic infauna. *Aquatic Living Resources* **9**, 57–63.

Kawamura, A. (1994) A review on the feeding condition of southern baleen whales. *Report of the International Whaling Commission* **44**, 411–20.

Keough, M.J., Quinn, G.P. & King, A. (1993) Correlations between human collecting and intertidal mollusc populations on rocky shores. *Conservation Biology* **7**, 378–90.

Kessler, W.B., Salwasser, H., Cartwright Jr., C.W. & Caplan, J.A. (1992) New perspectives for sustainable natural resources management. *Ecological Applications* **2**(3), 221–25.

Kesteven, G.L. (1976) Resources availability related to artesanal fisheries. Proceedings of the Seminar Workshop on *Artesanal Fisheries Development and Aquaculture in Central America and Panama* (T.S. Estes, ed.), pp. 130–42. International Centre for Marine Resource Development, University of Rhode Island, Kingston.

King, W.B. (1984) Incidental mortality of seabirds in gillnets in the North Pacific. In *Status and Conservation of the World's Seabirds* (J.P. Croxall, P.G.H. Evans, & R.W. Schreiber, eds), pp. 709–716. International Council for Bird Preservation, Cambridge.

Klaer, N. & Polacheck, T. (1996) By-catch of albatrosses and other seabirds by Japanese longline fishing vessels in the Australian Fishing Zone from April 1992 to March 1995. *Emu* **97**, 150–67.

Heessen, H.J.L. & Daan, N. (1996) Long-term trends in ten non-target North Sea fish species. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 1063–78.

Hempel, G. (1978) North Sea fisheries and fish stocks – a review of recent changes. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **173**, 145–67.

Hilborn, R. (1996) The frequency and severity of fish stock declines and increases. In *Developing and Sustaining World Fisheries Resources: The State of Science and Management: 2nd World Fisheries Congress proceedings* (D.A. Hancock, D.C. Smith, A. Grant, & J.P. Beumer, eds), pp. 36–38. CSIRO Publishing, Collingwood, VIC.

Hilborn, R. & Mangel, M. (1997) *The Ecological Detective: Confronting Models with Data.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Hilborn, R. & Walters, C.J. (1992) *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty.* Chapman & Hall, New York.

Hill, B.J. & Wassenberg, T.J. (1990) Fate of discards from prawn trawlers in Torres Strait. *Australian Journal of Marine and Freshwater Reseach* **41**, 53–64.

Hislop, J.R.G. (1996) Changes in North Sea gadoid stocks. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 1146–56.

Hofmann, E.E. & Powell, T.M. (1998) Environmental variability effects on marine fisheries: four case histories. *Ecological Applications* **8**, S23–S32.

Holden, M. (1994) *The Common Fisheries Policy, Origin, Evaluation and Future.* Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Holme, N.A. (1983) Fluctuations in the benthos of the Western Channel. *Fluctuation and Succession in Marine Ecosystems.* Proceedings of the 17th European Symposium on Marine Biology (L. Cabioch, M. Glemarec, & J.F. Samain, eds), pp. 121–24. Oceanol. Acta, Brest.

Holt, R.D. (1997) Community modules. In *Multi-trophic Interactions in Terrestrial Systems* (A.C. Gange & V.K. Brown, eds), pp. 333–50. Blackwell Science, Oxford.

Horn, M.H. (1972) The amount of space available for marine and freshwater fishes. *Fishery Bulletin* **70**, 1295–98.

Hudson, A.V. & Furness, R.W. (1988) Utilization of discarded fish by scavenging seabirds behind whitefish trawlers in Shetland. *Journal of Zoology* **215**, 151–66.

Hughes, T.P., Reed, D.C. & Boyle, M.J. (1987) Herbivory on coral reefs: community structure following mass mortalities of sea urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **133**, 39–59.

Hurlbert, S.H. (1984) Pseudo replication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* **54**, 187–211.

Huston, M.A. (1997) Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia (Berlin)*, **110**, 449.

Idyll, C.P. (1978) *The Sea against Hunger.* Thomas Y. Crowell, New York.

Jamieson, G.S. & Campbell, A. (1985) Sea scallop fishing impact on American Lobsters in the Gulf of St Lawrence. *Fishery Bulletin* **83**, 575–86.

Jehl, J.R. (1984) Conservation problems of seabirds in Baja California and the Pacific Northwest. In *Status and Conservation of the World's Seabirds* (J.P. Croxall, P.G.H. Evans & R.W. Schreiber, eds), pp. 41–48. International Council for Bird Preservation, Cambridge.

Jenkins, G.P., May, H.M.A., Wheatley, M.J. & Holloway, M.G. (1997) Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Phillip Bay

Graham, M. (1955) Effect of trawling on animals of the sea bed. Papers in *Marine Biology and Oceanography*. Deep Sea Res. Suppl. 3, 1–6.

Greenstreet, S.P.R. & Hall, S.J. (1996) Fishing and groundfish assemblage structure in the northwestern North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *Journal of Animal Ecology* **65**, 577–98.

Greenstreet, S.P.R., Bryant, A.D., Broekhuizen, N., Hall, S.J. & Heath, M.R. (1997) Seasonal variation in the consumption of food by fish in the North Sea and implications for food web dynamics. *ICES Journal of Marine Science* **54**, 243–66.

Grime, J.P. (1997) Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* **277**, 1260–61.

Grosslein, M.D., Langton, R.W. & Sissenwine, M.P. (1980) Recent fluctuations in pelagic fish stocks of the Northwest Atlantic, Georges Bank region, in relation to species interactions. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **177**, 374–404.

Gulland, J.A. & Garcia, S. (1984) Observed patterns in multispecies fisheries. In *Exploitation of Marine Communities* (R.M. May, ed.), pp. 155–90. Springer-Verlag, Berlin.

Gurney, W.S.C., Middleton, D.A.J., Ross, A.H., Nisbet, R.M., McCauley, E., Murdoch, W.W. & DeRoos, A. (1996) Modelling techniques and data requirements in aquatic systems management. In *Aquatic Predators and their Prey* (S.P.R. Greenstreet & M.L. Tasker, eds), pp. 86–97. Fishing News Books, Oxford.

Hairston, N., Smith, F.E. & Slobodkin, L. (1960) Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* **94**, 421–25.

Hall, S.J. (1994) Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* **32**, 179–239.

Hall, S.J. & Greenstreet, S.P.R. (1996) Diversity, abundance and body size: relationships in the North Sea fish fauna. *Nature* **383**, 133.

Hall, S.J. & Greenstreet, S.P.R. (1998) Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Marine Ecology Progress Series* **166**, 227–29.

Hall, S.J. & Harding, M.J.C. (1997) Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *Journal of Applied Ecology* **34**, 497–517.

Hall, S.J., Basford, D.J. & Robertson, M.R. (1990) The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis* sp. on an infaunal community. *Netherlands Journal of Sea Research* **27**, 119–25.

Hall, S.J., Raffaelli, D. & Thrush, S.F. (1994) Patchiness and disturbance in shallow water benthic assemblages. In *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process* (A.G. Hildrew, D.G. Raffaelli, & P.S. Giller, eds), pp. 333–75. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Hall, S.J., Robertson, M.R., Basford, D.J. & Heaney, S.D. (1993) The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck. *Netherlands Journal of Sea Research* **31**, 201–208.

Hammond, P.S. (1986) Line transect sampling of dolphin populations. In *Research on Dolphins* (M.M. Bryden & R. Harrison, eds), pp. 251–79. Clarendon Press, Oxford.

Hardin, G. (1968) The tragedy of the commons. *Science* **162**, 1243–48.

Harwood, J. & Croxall, J.P. (1988) The assessment of competition between seals and commercial fisheries in the North Sea and the Antarctic. *Marine Mammal Science* **4**, 13–33.

Hay, M.E. (1984) Patterns of fish and urchin grazing on Caribbean coral reefs: are previous results typical? *Ecology* **65**, 446–54.

FAO (1996) Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. FAO Fisheries Technical Paper 350/1.

Finlayson, A.C. (1994) *Fishing for Truth (Social and Economic Studies No 52)*. Institute of Economic and Social Research, Memorial University of Newfoundland., St Johns, Newfoundland.

Fisher, J. (1952) A history of the fulmar and its population problems. *Ibis* **94**, 334–45.

Fogarty, M.J. (1995) Chaos, complexity and community management of fisheries: an appraisal. *Marine Policy* **19**, 437–44.

Fogarty, M.J. & Murawski, S.A. (1998) Large-scale disturbance and the structure of marine ecosystems: fishery impacts on Georges Bank. *Ecological Applications* **8**, S6–S22.

Fogarty, M.J., Cohen, E.B., Michaels, W.J. & Morse, W.W. (1991) Predation and the regulation of sand lance populations: an exploratory analysis. *ICES Marine Science Symposium* **193**, 120–24.

Fraser, W.R., Trivelpiece, W.Z., Ainley, D.G. & Trivelpiece, S.G. (1992) Increases in Antarctic penguin populations: Reduced competition with whales or a loss of sea ice due to environmental warming? *Polar Biology* **11**, 525–31.

Frid, C.L.J., Buchanan, J.B. & Garwood, P.R. (1996) Variability and stability in the benthos: 22 years of monitoring off Northumberland. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 978–80.

Furness, R.W. (1990) A preliminary assessment of the quantities of Shetland sandeels taken by seabirds, seals, predatory fish and the industrial fishery in 1981–83. *Ibis* **132**, 205–217.

Furness, R.W., Hudson, A.V. & Ensor, K. (1988) Interactions between scavenging seabirds and commercial fisheries around the British Isles. In *Seabirds and other Marine Vertebrates: Competition, Predation and other Interactions* (J. Burger, ed.), pp. 232–60. Columbia University Press, New York.

Gabriel, W. (1992) Persistence of demersal fish assemblages between Cape Hatteras and Nova Scotia. *Journal of the Northwest Atlantic Fisheries Science* **14**, 29–46.

Galbraith, R.D. & Main, J. (1989) Separator panels for dual purpose fish/prawn trawls. Scottish Fisheries Information Pamphlet No 16.

Gannes, L.Z., O'Brien, D.M. & Martinez del Rio, C. (1997) Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* **78**, 1271–76.

Garcia, S.M. & Newton, C.H. (1994) Responsible fisheries: an overview of FAO policy developments (1945–1994). *Marine Pollution Bulletin* **29**, 6–12.

Garthe, S., Camphuysen, C.J. & Furness, R.W. (1996) Amounts discarded by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* **136**, 1–11.

Gilkinson, K., Paulin, M., Hurley, S. & Schwinghamer, P. (1998) Impacts of trawl door scouring on infaunal bivalves: results of a physical trawl door model/dense sand interaction. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **224**, 291–312.

Gilpin, M.E. & Case, T.J. (1976) Multiple domains of attraction in model competition communities. *Nature* **261**, 40–42.

Glass, C.W., Wardle, C.S., Gosden, S.J. & Racey, D. (1995) Studies on the visual stimuli to control fish escape from cod-ends. I. Laboratory studies on the effect of a black tunnel on mesh penetration. *Fisheries Research* **23**, 157–64.

Godfray, H.C.J. & Blythe, S.P. (1990) Complex dynamics in multispecies communities. *Proceeding of the Royal Society of London B* **330**, 221–33.

Donovan, G.P. (1994) Developments on issues relating to the incidental catches of cetaceans since 1992 and the UNCED Conference. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 15, 609–613.

Dugan, J.E. & Davis, G.E. (1993) Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **50**, 2029–42.

Duggins, D.O. (1980) Kelp beds and sea otters: an experimental approach. *Ecology* **61**, 447–53.

Duineveld, G.C.A. & van Noort, G.J. (1986) Observations on the population dynamics of *Amphiura filiformis* (Ophiuroidea: Echinodermata) in the southern North Sea and its exploitation by the dab, *Limanda limanda*. *Netherlands Journal of Sea Research* **20**, 85–94.

Dunnet, G.M., Furness, R.W., Tasker, M.L. & Becker, P.H. (1990) Seabird ecology in the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **26**, 387–425.

Duran, L.R. & Castilla, J.C. (1989) Variation and persistence of the middle rocky intertidal community of central Chile, with and without human harvesting. *Marine Biology* **103**, 555–62.

Ehrlich, P.R. & Ehrlich, A.H. (1981) *Extinction: the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.

Eleftheriou, A. & Robertson, M.R. (1992) The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Netherlands Journal of Sea Research* **30**, 289–99.

Elner, R.W. & Vadas, R.L. (1990) Inference in ecology: the sea urchin phenomenon in the northwestern atlantic. *American Naturalist* **136**, 108–125.

Emerson, C.W. & Grant, J. (1992) The control of soft-shell clam (*Mya arenaria*) recruitment on intertidal sandflats by bedload sediment transport. *Limnology and Oceanography* **36**, 1288–1300.

Erickson, A.W. & Hanson, M.B. (1990) Continental estimates and population trends of Antarctic ice seals. In *Antarctic Ecosystems. Ecological Change and Conservation* (K.R. Kerry & G. Hempel, eds), pp. 253–64. Springer-Verlag, Berlin.

Estes, J.A. (1996) The influence of large, mobile predators in aquatic food webs: examples from sea otters and kelp forests. In *Aquatic Predators and their Prey* (S.P.R. Greenstreet & M.L. Tasker, eds), pp. 65–72. Fishing News Books, Oxford.

Estes, J.A. & Palmisano, J.F. (1974) Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* **185**, 1058–60.

Estes, J.A. & van Blaricom, G.R. (1985) Sea-otters and shellfisheries. In *Marine Mammals and Fisheries* (J.R. Beddington, R.J.H. Beverton, & D.M. Lavigne, eds), pp. 187–235. Allen & Unwin, London.

Evans, P.G.H. (1984) The seabirds of Greenland: their status and conservation. In *Status and Conservation of the World's Seabirds* (J.P. Croxall, P.G.H. Evans, & R.W. Schreiber, eds), pp. 49–84. International Council for Bird Preservation, Cambridge.

Fanelli, G., Piraino, S., Belmonte, G., Geraci, S. & Boero, F. (1994) Human predation along Apulian rocky coasts (SE Italy): desertification caused by *Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. *Marine Ecology Progress Series* **110**, 1–8.

FAO (1993) Marine fisheries and the law of the sea: a decade of change. Special chapter (revised) of The State of Food and Agriculture 1992. *FAO Fisheries Circular* **853**, 66.

FAO (1994) Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fisheries Technical Paper **335**, 1–136.

Currie, D.R. & Parry, G.D. (1996) Effects of scallop dredging on a soft sediment community – a large-scale experimental study. *Marine Ecology Progress Series* **134**, 131–50.

Cushing, D.H. (1980) The decline of the herring stocks and the gadoid outburst. *Journal du Conseil. Conseil International pour l'exploration de la mer* **39**, 70–81.

Cushing, D.H. (1982) *Climate and Fisheries.* Academic Press, London.

Daan, N. (1978) Changes in cod stocks and cod fisheries in the North Sea. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **172**, 39–57.

Daan, N. (1980) A review of replacement of depleted stocks by other species and the mechanisms underlying such replacement. Rapport et proces-verbaux des reunions. *Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **177**, 405–421.

Daan, N. (1989) Database report of the stomach sampling project 1981. *Cooperative Research Report Council Internationale Exploration de la Mer* **164**, 177 pp.

Daan, N., Bromley, P.J., Hislop, J.R.G. & Nielsen, N.A. (1990) Ecology of North Sea fish. *Netherlands Journal of Sea Research* **26**, 343–86.

Dawson, S.M. & Slooten, E. (1993) Conservation of Hector's Dolphins: the case and process which led to the establishment of Bands Peninsula Marine Sanctuary. *Aquatic Conservation* **3**, 207–221.

Dayton, P.K. (1998) Reversal of the burden of proof in fisheries management. *Science* **279**, 821–22.

Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T. & Hofman, R.J. (1996) Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation* **5**, 205–232.

DeAlteris, J., Millikin, H. & Morse, D. (1996) Bycatch reduction in the northwest Atlantic small-mesh bottom trawl fishery for silver hake (*Merliuccius bilinearis*). In *Developing and Sustaining World Fisheries Resources: The State of Science and Management: 2nd World Fisheries Congress proceedings* (D.A. Hancock, D.C. Smith, A. Grant, & J.P. Beumer, eds), pp. 568–73. CSIRO Publishing, Collingwood, VIC.

De Gange, A.R. & Day, R.H. (1991) Mortality of seabirds in the Japanese land-based gill net fishery for salmon. *Condor* **93**, 251–58.

De Gange, A.R., Day, R.H., Takekawa, J.E. & Mendenhall, V.M. (1993) Losses of seabirds in gill nets in the North Pacific. In *The status, ecology and conservation of marine birds of the North Pacific* (K. Vermeer, K.T. Briggs, K.H. Morgan, & D. Siegel-Causey, eds), Canadian Wildlife Special Publication, National Research Press, Ottawa.

De Groot, S.J. (1984) The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management* **9**, 177–90.

De Groot, S.J. & Apeldoorn, J. (1971) Some experiments on the influence of the beam trawl on the bottom fauna. ICES C.M. 1971/B:2

Dickson, R.R., Kelly, P.M., Colebrook, J.M., Wooster, W.S. & Cushing, D.H. (1988a) North winds and production in the eastern North Atlantic. *Journal of Plankton Research* **10**, 151–69.

Dickson, R.R., Meincke, J., Malmberg, S.A. & Lee, A.J. (1988b) The 'Great Salinity Anomaly' in the northern North Atlantic, 1968–1982. *Progress in Oceanography* **20**, 103–53.

Doidge, D.W. & Croxall, J.P. (1985) Diet and energy budget of the Antarctic Fur Seal, *Arctocephalus gazella*, at South Georgia. In *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs* (W.R. Siegfried, P.R. Condy, & R.M. Laws, eds), pp. 543–50. Springer-Verlag, Berlin.

Churchman, C.W. (1947) *Theory of Experimental Inference.* MacMillan, New York.

Clapham, P.J. & Brownell, R.L. (1996) The potential for interspecific competition in baleen whales. *Report of the International Whaling Commission* **46**, 361–67.

Clark, C.W. (1973) The economics of overexploitation. *Science* **181**, 630–34.

Clark, C.W. (1976) *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources.* John Wiley, New York.

Clark, S.H. & Brown, B.E. (1977) Changes in biomass of finfish and squids from the Gulf of Maine to Cape Hatteras, 1963–74, as determined from research vessel survey data. *Fishery Bulletin* **75**, 1–21.

Collie, J.S. (1991) Adaptive strategies for management of fisheries resources in large marine ecosystems. In *Food Chains, Yields, Models, and Mananagement of Large Marine Ecosystems* (K. Sherman, L.M. Alexander, & B.D. Gold, eds), pp. 225–42. Westview Press, Oxford.

Collie, J.S., Escanero, G.A. & Valentine, P.C. (1997) Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* **155**, 159–72.

Cook, R.M., Sinclair, A. & Stefansson, G. (1997) Potential collapse of North Sea cod stocks. *Nature* **385**, 521–22.

Corten, A. (1986) On the causes of the recruitment failure of herring in the central and northern North Sea in the years 1972–78. *Journal du Conseil. Conseil International pour l'exploration de la mer* **42**, 281–91.

Corten, A. (1990) Long-term trends in pelagic fish stocks of the North Sea and adjacent waters and their possible connection to hydrographic changes. *Netherlands Journal of Sea Research* **25**, 227–35.

Costanza, R. & Greer, J. (1998) The Chesapeake Bay and its watershed: A model for sustainable ecosystem management. In *Ecosystem Health* (D. Rapport, R. Costanza, P.R. Epstein, C. Gaudet, & R. Levins, eds), pp. 261–312. Blackwell Science, Oxford.

Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, S. & van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**, 253–60.

Cramp, S. & Simmons, K.L. (1985) *The Birds of Western Paleartic.* Oxford University Press, Oxford.

Crawford, R.J.M., Underhill, L.G., Shannon, L.V., Lluch-Belda, D., Siegfried, W.R. & Villacastin-Herrero, C.A. (1991) An empirical investigation of trans-oceanic linkages between areas of high abundance of sardine. In *Long-term Variability of Pelagic Fish Populations and Their Environment* (T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba, & A. Taniguchi, eds), pp. 319–32. Pergamon Press, New York.

Creutzberg, F., Duineveld, G.C.A. & van Noort, G.J. (1987) The effects of different numbers of tickler chains on beam-trawl catches. *Journal du Conseil. Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* **43**, 159–68.

Croxall, J.P. (1987) The status and conservation of Antarctic seals and seabirds: a review. *Environment International* **13**, 55–70.

Croxall, J.P., McCann, T.S., Prince, P.A. & Rothery, P. (1988) Reproductive performance of seabirds and seals at South Georgia and Signy Island, South Orkney Islands, 1976–1987: Implications for Southern Ocean monitoring studies. In *Antarctic Ocean Resources Variability* (D. Sahrhage, ed.), pp. 261–85. Springer-Verlag, Berlin.

shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **177**, 79–97.

Brothers, N. (1991) Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation* **55**, 255–68.

Brown, B.E. (1987) The fishery resources. In *Georges Bank* (R.H. Backus & D.W. Bouvre, eds), p. 480. MIT Press, Cambridge, Mass.

Brown, B.E., Brennan, J.A., Grosslein, M.D., Heyerdahl, E.G. & Hennemuth, R.C. (1976) The effects of fishing on the marine finfish biomass in the northwest Atlantic from the Gulf of Maine to Cape Hatteras. *ICNAF Research Bulletin* **12**, 49–68.

Brownell, R.L., Ralls, K. & Perrin, W.F. (1989) The plight of the forgotten whales: it's mainly the small cetaceans that are now in peril. *Oceanus* **32**, 5–11.

Buchanan, J.B. (1993) Evidence of benthic pelagic coupling at a station off the Northumberland coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **72**, 1–10.

Buchanan, J.B. & Moore, J.J. (1986) A broad review of variability and persistence in Northumberland benthic fauna, 1971–1985. *Journal of Manne Biology Ass. UK* **66**, 641–57.

Budiansky, S. (1995). Nature's Keepers. Weidenfield & Nicolson, London.

Butman, C.A., Carlton, J.T. & Palumbi, S.R. (1995) Whaling effects on deep sea biodiversity. *Conservation Biology* **9**, 462–64.

Caddy, J.F. (1973) Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a scallop ground. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **30**, 173–80.

Caddy, J.F. (1983) The cephalopods: factors relevant to their population dynamics and to the assessment and management of stocks. *FAO Fisheries Technical Paper* **231**, 416–52.

Caddy, J.F. (1995) Comment – fisheries management science: a plea for conceptual change. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **52**, 2057–2058.

Calow, P. (1992) Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **1**, 1–6.

Carcasson, R.H. (1977) *A Field Guide to the Coral Reef Fishes of the Indian and West Pacific Oceans.* Collins, London.

Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (1993) *The Trophic Cascade in Lakes.* Cambridge University Press, Cambridge.

Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. & Hodgson, J.R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* **35**, 634–39.

Castilla, J.C. & Duran, L.R. (1985) Human exclusion from the rocky intertidal zone of central Chile: the effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos* **45**, 391–99.

Castilla, J.C. & Paine, R.T. (1987) Predation and community organization on eastern pacific, temperate zone, rocky intertidal shores. *Revista Chilena de Historia Natural* **60**, 131–51.

Castro, P. & Huber, M.E. (1997) *Marine Biology*. Wm. C. Brown, Dubuque.

Christensen, V. (1995) A model of trophic interactions in the North Sea in 1981, the Year of the Stomach. *Dana* **11**, 1–28.

Christensen, V. & Pauly, D. (1992) ECOPATH II – A software for balancing steady state models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* **61**, 169–85.

Christensen, V. & Pauly, D. (1993) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conference Proceedings No 26, 336 pp.

Churchill, J.H. (1989) The effect of commercial trawling on sediment resuspension and transport over the Middle Atlantic Bight continental shelf. *Continental Shelf Research* **9**, 841–64.

Ascioti, A., Beltrami, E., Carrol, T.O. & Wirick, C. (1993) Is there chaos in plankton dynamics? *Journal of Plankton Research* **214**, 603–617.

Auster, P.J., Malatesta, R.J., Langton, R.W., Watling, L., Valentine, P.C., Donaldson, C.L.S., Langton, E.W., Shepard, A.N. & Babb, I.G. (1996) The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish populations. *Reviews in Fisheries Science* **4**, 185–202.

Avery, M. & Green, R. (1989) Not enough fish in the sea. *New Scientist* **1674**, 28–9.

Barkai, A. & McQuaid, C. (1988) Predator-prey role reversal in a marine benthic ecosystem. *Science* **242**, 62–4.

Bax, N.J. (1991) A comparison on the fish biomass flow to fish, fisheries, and mammals in six marine ecosystems. *ICES Marine Science Symposium* **193**, 217–24.

Beauchamp, K.A. & Gowing, M.M. (1982) A quantitative assessment of human trampling effects on a rocky intertidal community. *Marine Environmental Research* **7**, 279–83.

Beddington, J. (1995) The primary requirements. *Nature* **374**, 213–214.

Beddington, J.R. & May, R.M. (1982) The harvesting of interacting species in a natural ecosystem. *Scientific American* **247**, 66–9.

Beddington, J.R. & Rettig, R.B. (1984) Approaches to the regulation of fishing effort. FAO Fisheries Technical Paper **243**.

BEON (1990) Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea II. Beleidsgericht Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee Report No 13.

BEON (1991) Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea III. Beleidsgericht Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee Report No 16.

Bergman, M.J. & Hup, M. (1992) Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES Marine Science Symposium* **49**, 5–11.

Bernstein, B.B. & Zalinski, J. (1983) An optimum sampling design and power tests for environmental biologists. *Journal of Environmental Management* **16**, 35–43.

Beukema, J.J. (1995) Long term effects of mechanical harvesting of lugworms *Arenicola marina* on the zoobenthic community of a tidal flay in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **33(2)**, 219–27.

Beverton, R.J.H. (1984) Dynamics of single species. In *Exploitation of Marine Communities* (R.M. May, ed.), pp. 13–58. Springer-Verlag, Berlin.

Bohnsack, J.A. (1993) Marine reserves: they enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* **36**, 63–71.

Bonfil, R. (1994) Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* **341**, 119 pp.

Bowmer, T. & Keegan, B.F. (1983) Field survey of the occurence and significance of regeneration in *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea) from Galway Bay, west coast of Ireland. *Marine Biology* **74**, 65–71.

Bradstock, M. & Gordon, D.P. (1983) Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay, and their protection to conserve local fish stocks. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **17**, 159–63.

Brander, K. (1981) Disappearance of the common skate *Raja batis*, from the Irish Sea. *Nature* **290**, 48–50.

Britton, J.C. & Moreton, B. (1994) Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* **32**, 369–434.

Brosnan, D.M. & Crumrine, L.L. (1994) Effects of human trampling on marine rocky

Wright, P. & Bailey, M. (1993) Biology of sandeels in the vicinity of seabird colonies at Shetland. Fisheries Research Report No 15/93. SOAFD Marine Laboratory, Aberdeen.

Yamasaki, A. & Kuwahara, A. (1990) Preserved area to effect recovery of overfished Zuwai crab stocks off Kyoto Prefecture. Proceedings of the International Symposium on King and Tanner Crabs, Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska, Fairbanks. pp 575–78

Yang, J. (1982) An estimate of the fish biomass in the North Sea. *Journal du Conseil. Conseil International pour l'exploration de la mer* **40**, 161–72.