فصلنامه علمی پژوهش‌های اقتصادی ایران/ سال بیست‌وچهارم/ شماره ۸۱/ زمستان ۱۳۹۸/ مقاله پژوهشی/ صفحات ۲۱۳-۱۸۷

توسعه مدل زیستی-اقتصادی برای مدیریت تالاب فریدونکنار

صغری درویشی[۱]
احمدعلی کیخا[۲]
محمود احمدپور برازجانی[۳]

تاریخ ارسال: ۱۳۹۷/۰۹/۱۶ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۲/۱۲

چکیده

با توجه به سطح شکار بالا در تالاب فریدونکنار که موجب انقراض بسیاری از گونه های پرندگان مهاجرو حتی تخریب اکوسیستم منطقه شده، ضروری است برای حفظ تنوع زیستی منطقه و پناهگاه حیات وحش منطقه، چاره‌ای اندیشیده شود؛ راه‌حلی که هم منافع بومیان منطقه و هم تنوع زیستی را به یک تعادل پایدار برساند. در این مطالعه از یک مدل زیستی-اقتصادی برای برآورد بهینه اجتماعی شکار پرندگان استفاده شده است. هدف این مدل به‌دست آوردن حدی از شکار و حفاظت منطقه است که در آن هم تنوع زیستی منطقه به خطر نیفتد و هم منافع بومیان بهره‌بردار، برآورده شود. طبق نتایج مدل زیستی-اقتصادی، اگر ارزش‌های سازگار در محاسبه بهینه شکار آورده شود، تعداد بهینه تالاب‌ها و پرندگان مقدارشان بالاتر از مقادیر معمول است، اما با افزایش هزینه آماده‌سازی دامگاه‌ها، این مقادیر کمتر می‌شود. این در حالی است که کاهش هزینه‌های نگهداری و احیای تالاب‌ها، بهینه تمامی متغیرها را به طور معنی‌داری افزایش می‌دهد. نتایج مدل فوق نشان داد، وقتی ارزش خدمات اکوسیستم تالاب‌ها و دیگر ارزش‌های سازگار در محاسبات لحاظ شود، تعداد تالاب‌ها با توجه به سطح بهینه اجتماعی افزایش پیدا می‌کند.

واژگان کلیدی: آزمون انتخاب، تالاب فریدونکنار، تمایل به دریافت، مدل زیستی-اقتصادی[۴]

طبقه‌بندی JEL: *Q, Q22*.

- این مقاله مستخرج از رساله دکتری دانشکده کشاورزی دانشگاه زابل است.

۱- دانشجوی دکتری اقتصاد کشاورزی، دانشگاه زابل، زابل، ایران(نویسنده مسئول)، پست الکترونیکی: Soghra.darvishi@yahoo.com

۲- دانشیار، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه زابل، زابل، ایران، پست الکترونیکی: kehkha@yahoo.com

۳- استادیار، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه زابل، زابل، ایران، پست الکترونیکی: mahmood_ahmadpour@yahoo.com

4- Bio Economic Model

۱- مقدمه

طبق تعریف تالاب در کنوانسیون رامسر[1] و مطالعات باربیر و همکاران[2] (۱۹۷۷)، «به مناطق مردابی، آب مانده اراضی سیاه خیس باتلاقی، برکه‌ها که مصنوعی یا طبیعی، به‌طور دائم یا موقت دارای آب ساکن یا جاری، با مزه آب شیرین، شور و لب شور بوده و همچنین مناطق ساحلی دریاها که هنگام جذر، ارتفاع آب بیشتر از ۶ متر نباشد، تالاب گفته می‌شود». در گذشته تالاب‌ها به عنوان منابعی بی‌فایده و مکانی برای شیوع بیماری‌هایی چون مالاریا تلقی می‌شدند که باید از آن‌ها دوری کرد. اما امروزه به نقش و ارزش‌های این منبع زیست محیطی مانند پناهگاه حیات وحش، بهبود کیفت آب، کنترل سیلاب و فرسایش خاک، فرصت‌های تفریحی و آموزشی و محصولات اقتصادی برای جامعه پی برده شد.

شاید تالاب‌ها تنها یک نمونه از منابع ارزشمند طبیعی در ایران باشند که در سال‌های اخیر از بی‌توجهی و بی‌ارزش تلقی شدن لطمه بسیاری خورده‌اند. مردمی که از منافع یک تالاب استفاده می‌کنند تا زمانی که تالاب از بین نرود، شاید متوجه نقش مهمی که در زندگی آن‌ها دارد، نشوند. همچنین بسیاری از سیاست‌گذاران شاید متوجه ارزش اقتصادی منابع طبیعی نشده و با سیاست‌گذاری نامناسب آن منبع را به سمت نابودی سوق دهند که نه تنها باعث ایجاد هزینه‌های زیادی برای اقتصاد می‌شود، بلکه کشور را از مسیر توسعه پایدار دور می‌کند (جیانگ و همکاران[3]، ۲۰۱۵). به بیان دیگر، تا زمانی که ارزش وجودی منبعی چون تالاب در مقابل هزینه‌هایی که نبود آن (ابتدا به همان مردم بومی) اضافه می‌کند، مشخص نشود، شاید به صورت بی‌رویه از آن منبع استفاده شود و سیاست‌گذاری‌های غلط اتخاذ شود.

طبق نظر گرماندی و همکاران[4] (۲۰۱۰)، بهبود کیفیت آب، تفریح و فراهم آوردن زیستگاه طبیعی و تنوع زیستی، خدمات بسیار ارزشمند تالاب است. فشار بهره‌برداران بر

1- Ramsar Convention
2- Barbier et al.
3- Jiang et al.
4- Ghermandi et al.

منابع و محیط‌زیست، تهدید تنوع زیستی و انقراض گونه‌های نادر تالاب‌ها، خشکسالی، تغییر کاربری اراضی، آلودگی‌های زیست محیطی و... از خطراتی است که تالاب‌ها با آن مواجه هستند (برزوسکی و همکاران[1] (۲۰۱۸) و منتون و همکاران[2] (۲۰۱۶)).

افزایش آگاهی از خدمات اکوسیستم تالاب‌ها باعث شده است، روش‌های قدیمی کشت و زرع و بهره‌برداری زیر سوال رفته و اقداماتی در جهت بازسازی، احیا و حفاظت از تنوع زیستی اکوسیستم تالاب‌ها صورت گیرد (وستربرگ و همکاران[3]، ۲۰۱۰). علاوه بر این، اکوسیستم تالاب‌هایی که در مزارع شخصی قرار دارند، ترکیبی از تولیدات ارزشمند برای مالک خود و دیگر افراد جامعه ایجاد می‌کند. این منافع بسته به شرایط بیوفیزیکی تالاب به مدیریت زمین در داخل و اطراف این اکوسیستم بستگی دارد. بنابراین، هر تصمیم مدیریتی که از طرف مالک خصوصی لحاظ شود، منافع عموم جامعه را نیز تحت تاثیر قرار خواهد داد. با این وجود، بسیاری از این تصمیمات براساس منافع شخصی حاصل می‌شود. بر این اساس باید برای اثرگذاری ارزش‌های اجتماعی بر تصمیمات مالکان خصوصی سیاست‌هایی در نظر گرفته شود تا ترکیبی مناسب از منافع خصوصی مالکان و منافع عمومی جامعه به‌دست آید. بنابراین، برخلاف آنچه استدلال می‌شود، انتقال مالکیت به جوامع محلی به معنی پایداری بیشتر و خودکار منابع طبیعی و محیط‌زیست نیست (برگ جانسن[4] (۲۰۰۳)، ویتن و بنت[5] (۲۰۰۴) روتو و گارد[6] (۲۰۰۹)، اسپینوسا گادد و همکاران[7] (۲۰۱۰) و گرینر[8] (۲۰۱۵)).

در حال حاضر مهم‌ترین مساله‌ای که تالاب فریدونکنار با آن مواجه است –با توجه به صید بی‌رویه پرندگان مهاجر و خطر انقراض گونه‌های نادر وحشی و محدوده زمانی

1- Berezowski et al.
2- Manton et al.
3- Westerberg et al.
4- Borge Johannesen
5- whitten and Bennet
6- Ruto and Garrod
7- Espinosa-Goded et al.
8- Greiner

طولانی صـید و میزان آن در منطقه- برقراری شـرایط پایداری زیسـتگاه گونه‌ها اسـت. به‌کارگیری روش‌های غیرمجاز و صـید بی‌رویه به عنوان عوامل موثری در کاهش جمعیت پرندگان و تهدیدی برای بهره‌وری پایدار و حفظ تنوع زیسـتی به‌شـمار می‌رود (پورلک، ۱۳۷۹). همچنین گذشته از منافع زیست محیطی و اکولوژیکی مختص هر تالاب، وابستگی فرهنگی و معیشتی مردم منطقه از نظر کشاورزی، اجاره زمین کشاورزی، شکار پرندگان و ایجاد اشتغال از مزایای اقتصادی این تالاب برای مردم محلی است. بنابراین، در این مطالعه سعی بر این است که با رعایت این شروط با برآورد ارزش‌های غیربازاری تالاب به سطحی از شـکار دسـت یافت که از نظر منافع اجتماعی بهینه باشـد. پس از برآورد ارزش‌های غیراسـتفاده‌ای تالاب از یک مدل زیسـتی-اقتصـادی برای رسـیدن به این بهینه اجتماعی استفاده شـد؛ به این صـورت که منافع اسـتفاده‌ای و منافع غیراسـتفاده‌ای محاسـبه و در مدل زیستی-اقتصادی وارد خواهد شد تا این ارزش‌ها در سیاست‌گذاری‌ها اثر گذار باشد.

سـاختار مقاله حاضـر بعد از مقدمه به این ترتیب خواهد بود: در بخش دوم به ادبیات موضوع پرداخته می‌شود و مبانی نظری و مروری بر مطالعات گذشته بیان می‌شود. در بخش سـوم روش پژوهش و توضـیح مدل زیسـتی اقتصـادی را ارائه خواهد شـد و در نهایت در بخش پنجم به بررسی نتایج به دست آمده از مدل می‌پردازد.

۲- ادبیات موضوع

۲-۱- معرفی منطقه مورد مطالعه

وجود عرصـه‌های تالابی در شـمال ایران و سـواحل جنوبی دریای خزر همه سـاله پذیرای جمعیت قابل توجهی از پرندگان آبی مهاجر اسـت و این زیسـتگاه‌های آبی، مامن و اسـتراحتگاه و یا محل تغذیه و جوجه‌آوری طیف وسـیعی از گونه‌های پرندگان آبزی را دربر می‌گیرند. در میان تالاب‌های شمال ایران، مجموعه تالابی فریدونکنار با وسعت ۵۴۲۷ هکتار از ویژگی خاصـی به لحاظ تنوع و تعداد پرندگان آبی مهاجر، نوع تالاب‌های بشـر ساخت، روش‌های سـنتی صـید و در نهایت مدیریت سـنتی برخوردار اسـت. جوامع محلی

ســـاکن در منطقه فریدونکنار از دیرباز توان و پتانســـیل منطقه را در جذب و حمایت از پرندگان مهاجر آبزی دریافتند و توانستند با تدابیر ویژه و منحصربه‌فرد در آمادگی زیستگاه پرندگان آبی مهاجر و روش‌های صید ضمن ایجاد امنیت در منطقه و افزایش تعداد پرندگان مهاجر، بهره‌برداری ســالانه از آنان را تضـمین کنند. نقش معیشـتی و تاریخچه دیرینه صـید پرنـدگـان آبزی مهاجر در منطقه و روش‌های ابداعی صـــید این پرنـدگـان بیانگر ارتباط تنگاتنگ جوامع محلی با مجموعه و ســهیم شــدن جوامع محلی در حفظ ارزش‌های طبیعی منطقه با پذیرش و رعایت بهره‌برداری خردمندانه فراهم می‌شـــود و کمتر مکانی در ایران برای اجرایی کردن مشـــارکت مردمی در حفاظت و بهره‌برداری خردمندانه از تالاب‌ها از چنین فرصتی که در فریدونکنار است، برخوردار است. مهاجرت انبوه پرندگان و همچنین درنای سیبری به منطقه ناشی از شرایط زیستگاهی مناسب و وفور مواد غذایی جهت تغذیه در گرو نحوه حفاظت ســنتی توســط اهالی و صــیادان منطقه بوده و در صــورت تخریب دامگاه‌ها، ناشـی از تهدیدات توسـعه تاسـیسـات زیربنایی و جاده‌سـازی، احداث واحدهای صـنعتی و عدم حمایت دومادران (منظور از دوما، شـکارگاه و دومادار صـاحبان دوما اسـت) به منظور بازســازی وحفاظت از دامگاه، تنها زیســتگاه زمســتان گذرانی درنای ســیبری در معرض تهدید و مورد تخریب قرار خواهد گرفت (بختیاری، ۱۳۷۹).

۲-۲- مبانی نظری و مروری بر مطالعات گذشته

تعریفی واحد از اقتصاد زیستی وجود ندارد. دو تعریف که ویژگی‌های اصلی آن را شامل می‌شـود، شـامل اسـتفاده از مدل‌های ریاضـی برای ارتباط عملکرد بیولوژیکی یک سـیسـتم تولیدی با محدودیت‌های اقتصـادی و فنی آن و ایده حداکثر بهره‌برداری خالص اقتصـادی در حین حفظ عملکرد پایدار اسـت. اولین تعریف بر نقش اقتصـاد زیسـتی در یک سـیسـتم تولید کشـاورزی تاکید دارد در حالی که تعریف دوم بر مدیریت منابع طبیعی تمرکز دارد. با این حال اقتصـاد زیسـتی با مدل‌های بیولوژیکی و مدل‌های اقتصـادی در ارتباط اسـت. مدل‌سازی زیستی-اقتصادی، فرآیندهای اقتصادی و بیوفیزیکی را در تعیین اهداف مدیریت

منابع طبیعی یاری می‌دهد. مدل‌های زیستی-اقتصادی برای تحلیل مبادله بین اهداف اقتصادی و حفاظت بیولوژیکی و آزمون مبادله بین تولیدات کشاورزی و حیات وحش توسعه داده شده‌اند. بسیاری از مدل‌های زیستی-اقتصادی بر هدایت مدیریت با توجه به ارزش‌های خصوصی ایجاد شده توسط استراتژی‌های مدیریت منابع جایگزین تمرکز می‌کنند، اما موارد دیگر بر مبادله بین توسعه و استفاده از منابع مصرفی متمرکز شده‌اند. چنین مدل‌هایی ارزش‌های محیطی غیربازاری را به خوبی تخمین می‌زنند. ساختار مدل‌های زیستی-اقتصادی از مدل‌های خطی ساده به مدل‌های پویای پیچیده‌ای که ممکن است شامل غیرخطی، گسسته و آستانه‌های بحرانی باشد، متغیر است (ویتن و بنت، ۲۰۰۴).

گلیسون و همکاران[1] (۲۰۱۱) در مطالعه‌ای با نام برنامه حفاظتی USDA[2] و اثرات عملیاتی آن بر سرویس‌های اکوسیستم تالاب‌ها در منطقه پررب پوتول به این نتیجه رسیدند که به همان اندازه که تقاضا برای محصولات کشاورزی بالا می‌رود، قوانین برنامه‌های حفاظتی مزرعه به صورت فزاینده‌ای برای اطمینان از ارائه مستمر سرویس‌های اکوسیستمی به جامعه، اهمیت می‌یابند.

پاتریک[3] (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای روی هزینه‌های پرداختی برنامه حفاظتی، دریافت که این هزینه‌ها ممکن است مزایای بسیاری دربر داشته باشد. پرداختی‌ها برای تشویق افزایش شرکت تولیدکنندگان، مالکان روستایی و دیگر طرفین در این برنامه با دولت فدرال و ایالتی و دولت‌های محلی و موسسه‌های خصوصی است.

استابز[4] (۲۰۱۴) با بررسی برنامه ذخیره حفاظتی CRP وضعیت و مسائل،به این نکته دست یافت که اتمام قرارداد برخی زمین‌های تحت اجرای برنامه و کاهش ثبت نام مجدد، این نگرانی در مورد اینکه مزایای به‌دست آمده تحت CRP کاهش می‌یابد، اگر زمین به پروسه تولید وارد شود. مزایای زیست محیطی CRP شامل کاهش فرسایش خاک، کیفیت بهبود یافته آب از طریق مناطق حایل مزارع و تالاب‌ها، کاهش مصرف کود و افزایش

1- Gleason
2- United State Department of Agriculture
3- Patrick
4- Stubbs

سکونتگاهای حیات وحش را فراهم می‌کند.

استوارت[1] (۲۰۰۵) در تحقیقی با عنوان تالاب‌ها به عنوان سکونتگاه پرندگان بر اهمیت تالاب‌ها به عنوان منبعی برای پایداری جمعیت پرندگان اشاره کرده و خاطر نشان می‌سازد به همان نسبت که ظرفیت این مکان‌ها برای سکونت پرندگاه در حال افول است به همان نسبت نیز توانایی این مناطق برای پایداری جمعیت پرندگان در حال کاهش است.

بنت و ویتن (۲۰۰۴) به این نتیجه رسید که اکوسیستم تالاب‌ها در مزارع شخصی، ترکیبی از تولیدات ارزشمند برای مالک خود و دیگر جوامع ایجاد می‌کند. این منافع بسته به شرایط بیوفیزیکی تالاب به مدیریت زمین در داخل و اطراف این اکوسیستم بستگی دارد. او از مدل زیستی-اقتصادی برای مدیریت تالاب‌ها در استرالیا استفاده کرد.

در سال‌های اخیر تحقیقات ون کوتن و همکاران[2] (۲۰۱۴ و ۲۰۱۶) در زمینه اثر تغییرات آب و هوایی بر تعداد تالاب‌های کانادا نشان داد که تغییرات اقلیمی نیز بر تالاب‌ها اثرگذار است. در این مطالعات از یک مدل زیستی-اقتصادی برای بررسی این تغییرات استفاده شد.

امامی میبدی و همکاران (۱۳۸۷) در پژوهشی ارزش تفریحی پارک ساعی و میزان تمایل به پرداخت بازدیدکنندگان را با استفاده از روش ارزش‌گذاری مشروط تعیین کردند. نتایج حاصل نشان داد که ۶۰ درصد افراد بررسی شده در این مطالعه، حاضر به پرداخت مبلغی برای استفاده تفریحی از پارک ساعی هستند و متوسط تمایل به پرداخت بازدیدکنندگان برای ارزش تفریحی این پارک، ۱۸۴۰ ریال برای هر نفر است.

امیرنژاد و همکاران (۱۳۸۶) ارزش تفریحی پارک جنگلی سی‌سنگان به عنوان معیاری از جنگل‌های شمال ایران را به‌دست آوردند. نتایج نشان داد که ارزش وجودی جنگل‌های ایران برای هر خانواده به‌صورت ماهانه ۲/۵۱ دلار و ارزش سالانه آن ۳۰/۳۱ دلار است.

صالح‌نیا و همکاران (۱۳۹۲) در پژوهشی ترجیحات و مقادیر تمایل به پرداخت شهروندان ارومیه در جهت بهبود ویژگی‌های زیست محیطی دریاچه ارومیه را با استفاده از روش آزمون انتخاب به‌دست آورند. نتایج نشان داد که بیشترین تمایل به پرداخت به بهبود

1- Stewart
2- Van Kooten

ارتفاع سطح تراز آب از شرایط بحرانی فعلی به سطح مطلوب (۲۶۰۰۰ ریال در سال به ازای هر خانوار) تعلق دارد.

فیروززارع و قربانی (۱۳۹۰) در پژوهشی با استفاده از داده‌های مقطع زمانی جمع‌آوری شده از طریق پیمایش میدانی در مشهد و به‌کارگیری رهیافت الگوسازی انتخاب و الگوی لاجیت متداخل، اثرات رفاهی سیاست‌های مختلف تغییر در آلودگی هوا را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه بیانگر اهمیت بسیار بالای ویژگی اثرات سلامتی و آلودگی هوا از دیدگاه شهروندان است.

۳- روش پژوهش

۳-۱- مدل زیستی-اقتصادی

همک و براون[1] (۱۹۷۳)، مدل کنترل بهینه شکار پرندگان را برای اولین بار تعیین کردند. آن‌ها فرض کردند که اهداف یک برنامه‌ریز اجتماعی حداکثر کردن منافع شکار منهای هزینه‌های نگهداری تلاب است. در این مدل زیستی- اقتصادی از تابع تولید بورتون هالت[2] برای محاسبه نرخ رشد مرغابی و تعیین سطح بهینه شکار و تالاب استفاده شد. این‌گونه مدل‌ها، تابع هدف اقتصادی را با توجه به محدودیت‌های فنی، بیولوژیکی، اجتماعی- اقتصادی و سیاسی حداکثر می‌کند (رابطه (۱)):

$$\sum_{t=1}^{T}[V(h_t, y_t. z_t] - c(W)\rho^t \qquad (۱)$$

که در آن $v(h_t, y_t, z_t)$ تابع سود سالانه حاصل از شکار پرنده بوده که خود تابعی از تعداد پرندگان شکار شده (h)، سرمایه سرانه شکار پرنده (y) و سن ،جنس و مشخصات شکارچیان پرنده (Z) است. $C(W_t)$ هزینه سالانه نگهداری تالاب، $\rho = 1/(1+r)$ عامل

1- Hammake and Brown
2- Beverton–Holt

تنزیل با نرخ r برای برنامه‌ریز فرضی و مدت زمان برنامه T است. سطح شکار و تعداد تالاب‌ها، متغیرهای تصمیم هستند. این تابع شامل دو بخش منافع سازگار مربوط به مزایای غیربازاری پرندگان و دیگری خدمات اکوسیستم و منافع بلااستفاده تالاب است (رابطه (۲)):

$$\sum_{t=1}^{T}\left[V\left(h_{t,}y_{t,}\,z_t\right)+\alpha D_t+B(W_t)+E(W_t)\right]\ \rho^t \qquad (۲)$$

که در آن، D_t نشان‌دهنده جمعیت فصل پاییز در سال t و α منافع سازگار سالانه پرندگان است که برای مقادیر کوچک مثبت و برای مقادیر بزرگ منفی است. برای سادگی در اینجا فرض بر مثبت بودن منافع سازگار است. $B(W_t)$ تابع منافع اکوسیستم تالاب و $E(W_t)$ منافع بازاری تالاب است که برای منافع سازگار شرط زیر برقرار است.

$$\frac{\partial B}{\partial W_t}>0 \qquad and \qquad \frac{\partial^2 B}{\partial {W_t}^2}<0$$

پرندگان با شروع فصل سرد از عرض‌های شمالی به سمت تالاب فریدونکنار رهسپار می‌شوند. فصل مهاجرت آن‌ها به تالاب اوایل پاییز و پایان آن اسفند ماه است که زارعین زمین‌های خود را آماده کشت برنج می‌کنند. جمعیت این پرندگان شامل دو بخش است؛ بخش اول کسری از تولیدمثل بهاره(D_t) که تا اوایل پاییز زنده مانده‌اند و با (s_1) نشان داده می شود و پرندگان بازمانده از شکار اواخر تابستان و اوایل پاییز که با (s_2) نشان داده می شود. باید توجه داشت که پرندگان مهاجر این منطقه در فصل بهار در عرض‌های شمالی‌تر زاد و ولد خود را انجام می‌دهند و در فصل سرد فقط برای زمستان‌گذرانی به این منطقه گرمتر مهاجرت می‌کنند؛ یعنی در منطقه فریدونکنار هیچ گونه زاد و ولد پرندگان مهاجر

وجود ندارد. ∂D_t در رابطه زیر تابع تولید به‌صورت زیر است.

$$\frac{\partial g}{\partial D_t} > 0\,, \qquad \frac{\partial g_2 g}{\partial D_{t2}} \leq 0\,, \quad \frac{\partial g}{\partial W_t} > 0, \quad \frac{\partial_2 g}{\partial W_{t2}} \leq 0$$

تابع (۲) با توجه به محدودیت‌های زیستی-اقتصادی حداکثر خواهد شد (رابطه‌های (۳) و (۴)):

$$D_{t+1} = s_2[s_1 D_t + g(D_t W_t) - \pi h_t] \qquad (۳)$$

$$D_t\, h_t\, W_t \geq 0, \qquad \text{and} \qquad D_0 > 0,\ W_0 > 0 \qquad (۴)$$

که در آن، D_{t+1} تعداد پرندگان بالغ که به تولید مثل در سال $t+1$ می‌رسند، s_1 کسری از تولیدمثل بهاره که تا اوایل پاییز زنده مانده‌اند، s_2 کسری از پرندگان بالغ که توسط شکارچیان شکار نشده و به مرحله تولید مثل در سال $t+1$ رسیده‌اند و $\pi>1$ پرندگان کشته شده توسط شکارچیان که جمع‌آوری یا گزارش نشده را محاسبه می‌کند. شرایط معادله (۴) الزامات غیرمنفی و اولیه با توجه به تعداد پرندگان و تالاب‌ها هستند. کاربرد اصول بهینگی بلمن[1] منجر به رابطه بازگشتی (۵) می‌شود.

$$Max_{\,h_t w_t}\{[V(h_t\,, y_t\,, z_t) + \alpha D_t + B(W_t) + E(W_t) - c(W_t) + \rho V_{t+1}(D_{t+1})]\} \qquad (۵)$$

تابع منافع برابر با V_t و قیمت سایه‌ای به ازای هر پرنده اضافی برابر است با: $\lambda_t=\partial V_t/\partial D_t$

1- Bellman Equation

شرایط نوع اول

از برقراری $\partial V_t/\partial h_t=0$ و $\partial V_t/\partial W_t=0$ و تفاضل هر دو طرف معادله (۵) توسط متغیر وضعیت D_t به‌دست می‌آید. شرایط مرتبه اول به‌صورت روابط (۶)، (۷) و (۸) است.

$$\frac{\partial V_t}{\partial h_t} = \frac{\partial V}{\partial h_t} - \rho\lambda_{t+1}s_2\pi = 0 \qquad (۶)$$

$$\frac{\partial V_t}{\partial W_t} = B'(W) - C + \frac{\rho\lambda_{t+1}s_2\partial G}{\partial W_t} = 0 \qquad (۷)$$

$$\frac{\partial W_t}{\partial D_t} = \lambda_t = \alpha + \rho\lambda_{t+1}s_2\left(s_1 + \frac{\partial g}{\partial D_t}\right) \qquad (۸)$$

$c=dC/dW_t$ هزینه فرصت سالانه برای هر آبگیر اضافی است. از رابطه (۶) درمی‌یابیم که (رابطه (۹)):

$$\frac{\left(\frac{1}{\pi}\right)\partial V}{\partial h_t} = \rho\lambda_{t+1}s_2 \qquad (۹)$$

رابطه (۹) به این معنی است که شکار باید تا جایی ادامه یابد که ارزش نهایی پرنده شکار شده برابر با هزینه برای شکار این پرنده باشد.

در بازنویسی رابطه (۷) به رابط (۱۰) می‌رسیم.

$$c = B'(W_t) + \rho\,\lambda_{t+1}\,s_2\,\partial g/\partial W_t \qquad (۱۰)$$

در سمت چپ رابطه (۱۰)، هزینه جاری یک واحد تالاب اضافی است که به‌طور ساده هزینه حفاظت یا احیای آن است. سمت راست این رابطه، منفعت نهایی یک واحد تالاب

اضافی است که از دو بخش تشکیل شده است؛ بخش اول خدمات زمان حال اکوسیستم و دیگری منافع سازگار تالاب است.

شرط آخر رابطه (۸) اگر به‌صورت رابطه (۱۱) بازنویسی شود، بهتر قابل تفسیر است.

$$\lambda_t - \alpha = \rho\, \lambda_{t+1} s_2 \left(s_1 + \frac{\partial g}{\partial D_t}\right) \qquad (۱۱)$$

با جایگذاری $\rho\ \lambda_{t+1}\ s_2$ از رابطه‌های (۶) و (۷) در رابطه (۸) به قیمت سایه‌ای پرندگان خواهیم رسید که شامل رابطه‌های (۱۲) و (۱۳) است.

$$\lambda_t = \alpha + \frac{1}{\pi}\left(s_1 + \frac{\partial g}{\partial D_t}\right)\left(\frac{\partial V_t}{\partial h_t}\right) \qquad (۱۲)$$

$$\lambda_t = \alpha + \frac{\left[c - B'(W)\left(s_1 + \frac{\partial g}{\partial D_t}\right)\right]}{\frac{\partial g}{\partial W_t}} \qquad (۱۳)$$

با برابر قرار دادن رابطه‌های (۱۲) و (۱۳) رابطه (۱۴) به‌دست می‌آید که روابط بین تالاب و ارزش پرنده را بهتر بیان می‌کند.

$$c = \frac{1}{\pi}\frac{\partial v}{\partial h_t}\frac{\partial g}{\partial W_t} + B'(W) \qquad (۱۴)$$

سمت چپ رابطه (۱۴) هزینه اجتماعی نگهداری تالاب است در حالی که سمت راست ارزش تالاب در تولید پرنده برای شکار به علاوه خدمات اکوسیستم و منافع غیربازاری نگهداری آن است.

۲-۳- محاسبه ارزش‌های غیربازاری و غیرمصرفی تالاب

برای محاسبه این منافع از تابع لاجیت شرطی[1] به صورت رابطه (۱۵) استفاده شده است.

$$P_{ij} = \frac{\exp(V(X_{ij})}{\sum \exp(V(X_{ij})} \qquad (۱۵)$$

جزء معین تابع مطلوبیت، تابعی خطی از صفات مطابق رابطه (۱۶) تعریف می‌شود.

$$V_{ij} = \mathrm{ASC} + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \cdots + \beta_n X_n \qquad (۱۶)$$

در رابطه (۱۳) $X_i (i = 1,2,\ldots,n)$ صفات و ASC[2]، اثر متغیرهای مشاهده نشده یا عرض از مبدا را بر انتخاب نشان می‌دهد که با انتخاب گزینه‌های مدیریتی، عدد یک و با انتخاب وضع فعلی، عدد صفر را به خود می‌گیرد. یک قاعده مهم در کاربرد این مدل، فرض استقلال از گزینه‌های نامرتبط (IIA) است. مطلوبیت هر گزینه به‌صورت رابطه (۱۴) است.

$$U_{ij} = \mathrm{V}(\mathrm{X}j\left(\beta + \eta_i\right) + \mathrm{e}_j \qquad (۱۷)$$

همچنین قیمت ضمنی از رابطه (۱۵) به دست می‌آید.

$$IP = -\frac{\beta nonmarket\ attribute}{\beta manetarya\ ttribute} \qquad (۱۸)$$

1- Conditional Logit Model
2- Alternative Specific Constant

۳-۳- محاسبه منافع بازاری تالاب

قیمت‌های بازاری کالا و خدمات استفاده‌ای تالاب پس از کسر هزینه‌های صرف شده توسط افراد از درآمد حاصل از فروش این کالا و خدمات به‌دست می‌آید (فیشر و همکاران[1]، ۲۰۱۱). منافع شامل کشت برنج، شکار پرندگان، ایجاد اشتغال و اجاره زمین به شکارچیان است. داده‌های مورد نیاز از سازمان محیط‌زیست و منابع طبیعی و همچنین سالنامه‌آماری استان تهیه شد (منتظر حجت و منصوری، ۱۳۹۶). P، ارزش فعلی خدمات تالاب، A، ارزش سالانه خدمات تالاب و i، نرخ بهره واقعی است.

$$P = \frac{A}{i} \qquad (۱۹)$$

٤- نتیجه‌گیری

۱-٤- طراحی کارت‌ها

دامگاه‌های فریدونکنار (شامل ازباران و سرخرود) هر کدام به عنوان یک طبقه برای نمونه‌گیری در نظر گرفته شد. برای طراحی کارت‌های آزمون از نرم‌افزار SPSS16 استفاده شد. برای هر پاسخ‌دهنده ۹ کارت به‌دست آمد که بعد از حذف کارت‌های تکراری هر پاسخگو با ۸ سری پرسشنامه مواجه شد. تعداد بهره‌برداران منطقه ۲۰۰ نفر است. حجم نمونه در هر منطقه با استفاده از روش کوکران و نمونه‌گیری تصادفی در هر طبقه به تفکیک ۷۶ پرسشنامه برای فریدونکنار، ۳۸ مورد برای سرخرود و ۲۵ مورد برای ازباران به‌دست آمد. پرسشنامه‌ها از نوع دوگانه و دوبعدی، شامل دو بخش سوالات اجتماعی و اقتصادی هستند. براساس اهداف طرح‌های مدیریتی که حفظ تنوع زیستی است، سه ویژگی حفاظتی برای سایت مورد نظر تعریف شده که شامل سهم پناهگاه حیات وحش، دوره شکار و قیمت است. سپس با استفاده از رگرسیون لاجیت شرطی، تمایل به دریافت بهره‌برداران برازش شد. ویژگی‌ها و سطوح متناظرشان برای هر سه منطقه به صورت زیر

1- Fisher

تعریف شدند:

- پناهگاه حیات وحش: مساحت این پناهگاه از ۹۵ هکتار، اکنون به ۳۵ هکتار کاهش یافته است. سه سطح ۸، ۱۴ و ۲۰ درصد افزایش سطح تالاب در نظر گرفته شد. این ویژگی شامل موارد زیادی مانند شاخص غنای تنوع زیستی و تعداد گونه‌ها، مساحت جنگل‌های اطراف تالاب وتعداد آبگیرها است.

- دوره شکار: طول دوره شکار در منطقه از آبان تا اسفند ماه است؛ یعنی زمانی که پرندگان مهاجر شروع به مهاجرت به مناطق تالابی می‌کنند تا زمانی که کشاورزان زمین‌های خود را برای سه سطح ۱/۵، ۳ و ۵ ماهه فعالیت شکار در نظر می‌گیرند. در صورت کاهش دوره شکار، تعداد پرنده‌های شکار شده نیز کاهش خواهد یافت.

- قیمت: در ابتدا از روش مناقصه[1] برای تعیین قیمت‌ها استفاده شد؛ یعنی در ابتدا از کشاورزان خواسته شد قیمت پیشنهادی خود را برای جبران کاهش درآمد در صورت توقف شکار پرندگان اعلام کنند. در مرحله بعد، درآمد متوسط خالص هر شکارچی در هر منطقه به‌دست آمد و با مقایسه این درآمدها با قیمت‌های پیشنهادی بهره‌برداران، قیمت‌های کمتر یا مساوی این مبالغ مورد قبول واقع شد. سپس مقدار میانگین و حد بالا و پایین این قیمت‌ها به عنوان سه سطح قیمت مورد استفاده قرار گرفت (گائو[2]، ۱۹۹۸). برای هر منطقه سطوح و ویژگی‌ها به صورت جدول (۱) است.

جدول ۱- سطوح و ویژگی‌های تعریف شده برای مناطق سه گانه مورد مطالعه

سطوح	ویژگی	فریدونکنار	ازباران	سرخرود
وسعت (درصد)	دوره (ماه)	قیمت به تومان		
۸ (بحرانی)	۵ (بحرانی)	۳.۰۰۰.۰۰۰	۳.۰۰۰.۰۰۰	۲.۰۰۰.۰۰۰
۱۴ (کنونی)	۳ (کنونی)	۴.۴۰۰.۰۰۰	۴.۲۰۰.۰۰۰	۳.۰۰۰.۰۰۰
۲۰ (مطلوب)	۱/۵ (مطلوب)	۵.۵۰۰.۰۰۰	۴.۵۰۰.۰۰۰	۳.۵۰۰.۰۰۰

ماخذ: یافته‌های پژوهش

1- Auction
2- United State General Accounting Office

۲-٤- نتایج محاسبه تمایل به دریافت دامگاه سرخرود، ازباران و فریدونکنار

آماره LR جدول‌های (۲)، (۳) و (۴) به ترتیب برابر با ۶۴/۶۸، ۶۵/ ۴۰ و ۲۰۹/۳۹ شده است که نشان می‌دهد، رگرسیون لاجیت شرطی در سطح یک درصد معنی‌دار شده است. مقدار بالای آماره لگاریتم درستنمایی نشان‌دهنده تصریح درست مدل است. همچنین مقدار ضریب خوبی برازش کاذب برای سرخرود، ازباران و فریدونکنار به ترتیب برابر با ۰/۱۱، ۰/۱۲ و ۰/۱۴ و R^2 مک فادن برابر با ۰/۱۰۳، ۰/۱۲ و ۰/۱۴ است و R^2 حداکثر راستنمایی برابر با ۰/۹۵، ۰/۹۶ و ۰/۹۸ شده است.

مقدار پایین آماره‌های R^2 در مدل لاجیت شرطی طبیعی است و فقط علامت ضرایبی که معنی‌دارند، تفسیر خواهد شد. از میان ویژگی‌های ارائه شده، متغیرهای وسعت پناهگاه و هزینه جبرانی برای هر سه منطقه در سطح یک درصد معنی‌دار شده‌اند. علامت مثبت ضریب متغیر وسعت پناهگاه و قیمت جبرانی در سطح یک درصد معنی‌داری به این معنی است که تاثیر مثبت و معنی‌داری بر تمایل به دریافت یا مطلوبیت نهایی شکارچیان دارد. به عبارت دیگر، با بهبود وضعیت پناهگاه یا افزایش وسعت پناهگاه و افزایش قیمت جبرانی به تبع آن کاهش سطح شکار، تمایل به دریافت شکارچیان برای عدم شکار افزایش می‌یابد که این نتایج با تئوری سازگار است. در نهایت علامت ضریب متغیر طول مدت شکار منفی شده است؛ به این معنی که با کوتاه‌تر شدن دوره شکار، مطلوبیت نهایی شکارچیان کم می‌شود، اما این متغیر از نظر آماری معنی‌دار نشده است و تاثیری بر تمایل به دریافت افراد برای عدم شکار ندارد.

جدول ۲- نتایج برآورد مدل لاجیت شرطی برای منطقه سرخرود به روش آزمون انتخاب

ویژگی	ضریب	انحراف معیار	آماره z	سطح معنی‌داری	اثر نهایی
وسعت	۰/۸۵۸۶۷۴***	۰/۱۵۰	۵/۷۰	۰/۰۰۰	۰/۱۳۷
دوره	-۰/۱۹۲۷۲۷	۰/۱۴۶	-۱/۳۲	۰/۱۸۷	-۰/۰۳۰
هزینه	۰/۰۰۰۰۰۰۳۶***	۰/۰۰۰۰۰۰۰۷۱۵	۵/۰۳	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۵۷
LR chi^2 (۳): ۶۴/۶۸		Prob > LR: ۰/۰۰۰		Pseudo R^2= ۰/۱۱	
Maximum Likelihood R^2: ۰/۹۵		McFadden's R^2: ۰/۱۰		N=۵۰۴	

*، **، *** به ترتیب معنی‌دار در سطح ۱۰، ۵ و ۱ درصد است.

منبع: یافته‌های پژوهش

جدول ۳- نتایج برآورد مدل لاجیت شرطی برای منطقه ازباران به روش آزمون انتخاب

ویژگی	ضریب	انحراف معیار	آماره z	سطح معنی‌داری	اثر نهایی
وسعت	۰/۸۳۹۳۹۸***	۰/۱۵۶	۵/۳۶	۰/۰۰۰	۰/۱۰۸
دوره	۰/۰۱۷۵۲	۰/۱۵۲	۰/۱۱	۰/۹۰۹	۰/۰۰۲
هزینه	۰/۰۰۰۰۰۰۳۳***	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶	۵/۴۱	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۲
LR chi^2 (۳): ۶۵/۴۰		Prob > LR: ۰/۰۰۰		Pseudo R^2= ۰/۱۲	
Maximum Likelihood R^2: ۰/۹۶		McFadden's R^2: ۰/۱۲		N=۴۵۶	

*، **، *** به ترتیب معنی‌دار در سطح ۱۰، ۵ و ۱ درصد است.

منبع: یافته‌های پژوهش

جدول ٤- نتایج برآورد مدل لاجیت شرطی برای منطقه فریدونکناربه روش آزمون انتخاب

ویژگی	ضریب	انحراف معیار	آماره z	سطح معنی‌داری	اثر نهایی
وسعت	۱/۲۲۸۰۷۸***	۰/۱۰۳	۱۱/۹۲	۰/۰۰۰	۰/۱۷۵
دوره	-۰/۳۴۹۲۷۶۸	۰/۰۹۶	-۳/۶۱	۰/۰۰۰	-۰/۰۴۹
هزینه	۰/۰۰۰۰۰۰۲۴***	۰/۰۰۰۰۰۰۰۳	۷/۶۹	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۵
LR chi^2 (۳): ۲۰۹/۳۹		Prob > LR: ۰/۰۰۰		Pseudo R^2= ۰/۱۴	
Maximum Likelihood R^2: ۰/۹۸		McFadden's R^2: ۰/۱۴		N=۱۲۴۸	

*، **، *** به ترتیب معنی‌دار در سطح ۱۰، ۵ و ۱ درصد است.

منبع: یافته‌های پژوهش

اثر نهایی متغیر وسعت پناهگاه برای سرخرود، ازباران و فریدونکنار به ترتیب برابر با ۰/۱۳۷، ۰/۱۰۸ و ۰/۱۷۵ شده است؛ یعنی با ثابت ماندن سایر شرایط، یک درصد افزایش وسعت پناهگاه به ترتیب مناطق ذکر شده به سمت مطلوب، ۰/۱۳۷، ۰/۱۰۸ و ۰/۱۷۵ واحد مطلوبیت نهایی افراد یا تمایل به دریافت افراد برای عدم شکار افزایش می‌یابد. اثر نهایی متغیر هزینه پرداختی به شکارچیان برای عدم شکار برای هر منطقه، مثبت و به ترتیب برابر با ۰/۰۰۰۰۰۰۵۷، ۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۲ و ۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۵ شده است؛ به این معنی که با یک واحد افزایش در هزینه پرداختی به شکارچیان -به شرط ثابت بودن سایر شرایط- ۰/۰۰۰۰۰۰۵۷، ۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۲ و ۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۵ واحد به مطلوبیت نهایی یا تمایل به دریافت افراد افزوده خواهد شد. هر یک درصد معادل ۱۰ هزار ریال است. اثر نهایی متغیر طول دوره شکار برای سرخرود و فریدونکنار منفی (۰/۰۳- و ۰/۰۴۹-) است که نشان‌دهنده اثر منفی بهبود یا کوتاه‌تر شدن دوره بر مطلوبیت شکارچیان این مناطق دارد و برای ازباران مثبت ۰/۰۰۲ شده است که نشان از اثر مثبت یک واحد بهبود ویژگی بر مطلوبیت نهایی افراد به اندازه ۰/۰۰۲ واحد با ثابت ماندن سایر شرایط است. نکته‌ای که در اینجا باید در نظر داشت این است که این متغیر از نظر آماری بی‌معنی است.

مقدار منفی آماره کای دو در جدول (۵) به معنی رد فرض یک و پذیرش فرضیه صفر مبنی بر عدم رابطه سیستماتیک یا استقلال بین گزینه‌های طراحی شده در مجموعه‌های انتخاب است. بنابراین، مدل لاجیت شرطی برای بررسی متغیرهای مستقل (ویژگی‌ها) بر تمایل به دریافت شکارچیان برای عدم شکار در منطقه سرخرود، ازباران و فریدونکنار مناسب است. برای راستی‌آزمایی مدل لاجیت شرطی از آزمون استقلال بین گزینه‌های نامرتبط (IIA) با استفاده از آزمون هاسمن-مک فادن برای مناطق سه گانه استفاده شده که نتایج آن در جدول (۵) آمده است.

جدول ۵- نتیجه آزمون هاسمن-مک فادن برای بررسی فرضیه IIA

منطقه / مقدار	آماره کای دو	سطح احتمال
سرخرود	-۴/۱۳	-
ازباران	-۵/۴۰	-
فریدونکنار	-۵/۴۰	-

منبع: یافته‌های پژوهش

براســاس اطلاعات جدول (۶)، شــکارچیان برای ویژگی وســعت پناهگاه در منطقه ســرخرود، حاضــر به دریافت ۲.۳۸۶.۲۱۷ تومان که معنی‌دار و قابل اطمینان از نظر آماری اســت، هســتند . همچنین این مبالغ برای ازباران و فریدونکنار به ترتیب ۲.۵۴۷.۰۰۰ و ۴.۹۵۰.۰۰۰ اســت. این در حالی اســت که تمایل به دریافت برای مدت زمان شــکار در سرخرود و ازباران معنی‌دار نشده است. با این حساب مجموع دریافتی هر شکارچی در هر دوره شــکار برای عدم شــکار در منطقه ســرخرود ۲.۳۸۶.۲۱۷ و ازباران ۲.۵۴۷.۰۰۰ تومان برآورد شــد. در منطقه فریدونکنار تمایل به دریافت برای مدت زمان شــکار برابر با ۱.۴۰۷.۰۰۰ میلیون محاسبه شده است. به دلیل اینکه این ویژگی دارای علامت مثبت است به معنای تمایل به دریافت شکارچیان نیست. به عبارت دیگر، برای محاسبه تمایل به دریافت کل،باید تمایل به دریافت برای ویژگی مدت زمان شکار از تمایل به دریافت برای وسعت پناهگاه کسر شود. با این حساب مجموع دریافتی هر شکارچی برای عدم شکار در منطقه فریدونکنار استان مازندران ۳.۵۴۲.۰۰۰ میلیون تومان محاسبه می‌شود. در نهایت میانگین تمایل به دریافت صیادان مناطق مورد بررســی حدود۲.۵۰۰.۰۰۰ میلیون تومان اســت که می‌توان از آن به عنوان ارزش خدمات اکوسیستم منطقه به ازای هر شــکارچی یا فرد در مراحل بعدی استفاده کرد.

جدول ٦- نتایج برآورد مدل لاجیت شرطی به روش آزمون انتخاب

ویژگی	WTA	معیار (درصد)	سطح معنی‌داری
دامگاه سرخرود			
وسعت	-۲.۳۸۶.۲۱۷/۵	۱۰۰	معنی دار
دوره	۵۳۵.۷۰۶/۹	۴/۴۵	بی معنی
مجموع (تومان)	۲.۳۸۶.۲۱۷/۵	-	-
دامگاه ازباران			
وسعت	-۲.۵۴۷.۲۱۳/۹	۱۰۰	معنی دار
دوره	-۵۳.۱۷۱/۹	۴/۴۵	بی معنی
مجموع (تومان)	۲.۵۴۷.۲۱۳/۹	-	-
دامگاه فریدونکنار			
وسعت	-۴.۹۴۹.۸۹۷/۸	۱۰۰	معنی دار
دوره	۱.۴۰۷.۷۹۷/۱	۳/۵۱	معنی دار
مجموع (تومان)	۳.۵۴۲.۱۰۰/۷	-	-

منبع: یافته‌های پژوهش

۳-٤- نتایج حاصل از برآورد منافع بازاری تالاب

جدول (۷)، نتایج ارزیابی ارزش سالیانه خدمات استفاده‌ای مستقیم است. براساس این جدول با فرض نرخ بهره واقعی بخش کشاورزی حدود ۱۰ درصد، ارزش سرمایه‌ای منافع استفاده‌ای مستقیم تالاب برای یک دوره ۱۰۰ ساله برابر با **۳۷۴.۷۰۲.۸۴۷.۶۰۰.۰۰۰** تومان است.

جدول ۷- ارزش سالیانه خدمات استفاده‌ای مستقیم

منافع استفادهای مستقیم تالاب	ارزش
ارزش اقتصادی اشتغالزایی تالاب	۳۷.۴۵۲.۶۵۰.۰۰۰.۰۰۰
اجاره بهای سالانه زمینهای تحت اشغال تالاب	۳.۵۱۰.۰۰۰.۰۰۰
کشاورزی	۱۳.۱۰۸.۰۰۰.۰۰۰
صیادی	۱.۰۱۶.۷۶۰.۰۰۰
ارزش کل سالانه خدمات تالاب	۳۷.۴۷۰.۲۸۴.۷۶۰.۰۰۰

ماخذ: یافته‌های پژوهش

۵-٤- بهینه اجتماعی

یک جزء مهم مدل زیستی- اقتصادی تعیین یا تخمین تابع هدف و معادله حالت است. نتایج تخمین تابع به صورت $v(h) = 1.62^{0.409}$ است که در جدول (۸) ارائه شده است. این تابع مقدار ۲/۱۵ میلیون تومان بابت شکار ۲ پرنده و ۳/۳۷ برای ۶ تا به‌دست می‌دهد در حالی که ارزش نهایی ۶ پرنده ۰/۲۴ میلیون ریال است که ناچیز است. در سال ۲۰۰۷ تعداد ۸۱۵.۳۰۰ شکارچی پرنده به‌طور میانگین ۷/۲ روز در مزارع سپری کرده و ۱۵/۷ پرنده به‌طور میانگین شکار کردند. در سال ۲۰۰۸ تعداد ۸۰۲.۴۰۰ نفر به‌طور میانگین ۱۴/۸ پرنده به ازای ۷/۱ روز فعالیت شکار صید کردند. با استفاده از داده‌های سال‌های ۲۰۱۰-۲۰۰۸، میانگین شکار پرندگان ۱۲/۸ پرنده به ازای هر صیاد به‌طور سالانه به‌دست می‌آید. اگر فرض شود که هر شکارچی به‌طور متوسط ۷ روز برای شکار در سال وقت بگذار که در این مدت هر شکارچی ۱۱۷۷/۹۴ پرنده صید کند، هر پرنده ارزش معادل ۵۰ هزارتومان خواهد داشت. با ضرب کردن این قیمت در میانگین شکار ۱۲۴۳۲/۸ پرنده طی سال‌های ۲۰۰۸ تا ۲۰۱۰ در مناطق یاد شده، درآمدی معادل ۵۸۸۹۷/۱۷ میلیون تومان به‌دست می‌آید. فرض کنیم پارامتر شکار $v(h) = 101.45h^{0.409}$ است که v(h) و h در واحد میلیون محاسبه شده‌اند. ۰/۴۰۹ در اینجا ثابت فرض می‌شود. برای تحلیل حساسیت، فرض می‌شود که مقدار پارامتر شکار ۰/۵ است، بنابراین $v(h) = 62.5h^{0.5}$ است.

جدول ۸- اطلاعات مربوط به پرندگان و شکارچیان سال‌های ۲۰۰۸ تا ۲۰۱۰

تالاب	شکار	شکارچیان	شکار به ازای هر روز	روز به ازای هر شکارچی
فریدونکنار	۶۵۲۲۹	۷۷/۲	۸۴۴/۹۳	۱/۰۸
	۶۵۲۲۹	۸۳/۲	۷۸۴/۰۰۲	۷/۱
سرخرود	۲۶۶۶۰	۱۲/۶۷	۲۱۰۴/۱۸۳	۷/۵
	۲۰۸۶۷	۱۱/۸۶	۱۷۵۸/۷۰۲	۷/۶
ازباران	۳۴۴۱۰	۱۱/۷۲	۲۹۳۴/۷۵	۷/۷
	۳۳۰۰۶	۱۱/۶۷	۲۸۲۸/۲۷	۰/۴
کل	۲۴۵۴۰۱	۲۰۸/۳۳	۱۱۷۷/۹۴۴	

منبع: سازمان حفاظت محیط‌زیست شهرستان ساری

فرض می‌شود، منافع نهایی ثابت (هر صیاد) ۱۰۰ تا ۲۰۰ هزار تومان است. هزینه سالانه احیای یک تالاب برابر هزینه فرصت احیای تالاب به علاوه هزینه سالانه احیا است. هزینه سالانه خالص فرصت احیای تالاب‌ها برابر است با کاهش در ارزش کشت زمین در بهترین حالت کاربرد آن. از آنجایی که تالاب‌های مورد مطالعه ما در فصلی برای شکار مورد استفاده قرار می‌گیرند که هیچ‌گونه کشتی در این زمین‌ها صورت نمی‌گیرد، بنابراین، هزینه فرصت در اینجا صفر است. هزینه نهایی حفاظت و احیای تالاب‌های سه‌گانه در دامنه‌ای از ۵ تا ۱۵ میلیون تومان متغیر است که برای این محاسبات مقادیر ۵ و ۱۰ و ۱۵ میلیون تومان تعریف شده است. ارزش نهایی تالاب نیز تمایل به دریافت افراد در مناطق سه‌گانه برای صرف نظر از شکار است. در صورت عدم استفاده از این ارزش‌ها عدد ۱ برای $B(W)$ در مدل وارد می‌شود. همچنین در این حالت منفعت نهایی غیرشکاری پرندگان ۱ (α) است. در حالتی که در مدل ارزش سازگار محاسبه شود، تعداد تالاب‌ها به ۵ و پرندگان به ۲۰۰ هزار قطعه و همچنین تعداد پرندگان شکار شده به ۱۹۰۰۰ قطعه خواهد رسید. و در حالت عکس، تعداد تالاب‌ها ۲، پرندگان ۱۲۰۰۰۰هزار قطعه و شکار به ۱۱۰۰۰ هزار قطعه خواهد رسید. در این حالت هزینه مورد استفاده ۵ میلیون تومان جهت آماده‌سازی تالاب یا دامگاه برای صید است. در صورتی که هزینه ۱۰ میلیون تومان وارد مدل شود، مقادیر ذکر شده برای حالتی که ارزش بازاری مورد محاسبه قرار گیرد، تعداد تالاب‌ها ۳/۵، ۱۴۰۰۰۰ هزارقطعه پرنده مهاجر و ۱۵۰۰۰هزار قطعه پرنده شکار شده به‌دست می‌آید. در حالت عکس این مورد، تعداد تالاب ۳، پرنده ۱۳۵۰۰۰ قطعه و شکار ۱۵۵۰۰قطعه پرنده می‌شود. در نهایت اگر هزینه ۱۵ میلیون تومان در نظر گرفته شود، تعداد تالاب‌ها ۱/۵، پرندگان ۱۱۰۰۰۰ و شکار پرنده ۹۰۰۰ هزار قطعه است. بدون احتساب ارزش‌های سازگار، تعداد تالاب‌ها ۲، پرندگان ۱۱۰۵۰۰ و شکار پرندگان ۸۵۰۰ هزار قطعه خواهد بود. بنابراین، در صورت لحاظ کردن ارزش‌های سازگار، بهینه تالاب‌ها و پرندگان مقدارشان بالاتر از مقادیر معمول است. همچنین با افزایش هزینه آماده‌سازی دامگاه‌ها، این مقادیر کمتر می‌شود. به ازای هر کاهشی در مقدار هزینه‌های نگهداری و احیای تالاب‌ها، بهینه تمامی

متغیرها به طور معنی‌داری افزایش پیدا می‌کند. وقتی ارزش خدمات اکوسیستم تالاب‌ها و دیگر ارزش‌های سازگار در محاسبات لحاظ شود، بهینه اجتماعی تالاب‌ها افزایش پیدا می‌کند (افزایش منفعت نهایی تالاب باید منجر به افزایش تعداد تالاب‌ها شود که خود به خود منجر به افزایش پرندگان و شکارچیان یا افزایش سطح شکار نیز می‌شود).

افزایش ارزش‌های غیربازاری پرندگان (α) قیمت سایه‌ای نهایی پرندگان را برای شکارچیان کاهش می‌دهد. هزینه‌های سالانه بازسازی و تهیه آبگیرها به نظر بالا است و این هزینه‌ها می‌تواند کمتر از این مقدار هم باشد. بنابراین، در این مطالعه مقدار هزینه ۵ و ۱۰ میلیون به ازای هر آبگیر در نظر گرفته شده است. افزایش در ارزش غیربازاری پرندگان بهینه اجتماعی تالاب‌ها، پرندگان و شکار را نیز افزایش خواهد داد.

۵- جمع‌بندی و نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج مطالعات و طرح‌های انجام شده در گذشته و همچنین بررسی پیش رو به نظر می‌رسد، افزایش سطح درآمد و آگاهی‌بخشی و همچنین ایجاد مشاغل جایگزین، جزو گزینه‌های مناسب برای حفاظت و احیای تالاب فریدونکنار است.

با توجه به یافته‌های تحقیق، کاهش مدت شکار و افزایش سطح یا تعداد تالاب‌ها بدون همکاری و مشارکت بهره‌برداران و مالکان خصوصی زمین‌ها امکان‌پذیر نیست و پرداخت‌های جبرانی از ابزارهای مناسب برای جلب این مشارکت است، چراکه مالک خصوصی به طور ضمنی هزینه فرصت‌های از دست رفته را در فرآیند هزینه-منفعت این مشارکت در نظر می‌گیرد و هزینه فرصت شرکت در این طرح‌ها همان کاهش درآمد از محل صید یا اجاره زمین است.

پیشنهاد بعدی در زمینه فعالیت موثرتر سازمان‌های مردم نهاد و دوستداران محیط‌زیست و حمایت ارگان‌های دولتی از این جنبش‌ها است. این سازمان‌ها می‌توانند به آن دسته از دوستداران محیط‌زیست در زمینه پرورش و نگهداری پرندگان مهاجر و همچنین راهکارهای بهتر حفاظت از اکوسیستم تالاب یاری برسانند.

پیشنهاد دیگر در زمینه مشاغل و تغییر سبک زندگی یا فرهنگ شکار به سمت فعالیت‌های اکوتوریسم و بوم‌گردی و صنایع دستی و دیگر مشاغلی است که مناسب با فرهنگ منطقه‌ای و توانایی و شرایط اجتماعی-اقتصادی مردم است و می‌تواند کمک بسیاری در زمینه کاهش فعالیت شکار شود.

منابع

اداره کل حفاظت محیط زیست مازندران (۱۳۷۷). برنامه پیشنهادی ۵ ساله سوم توسعه اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی استان مازندران. سازمان حفاظت محیط زیست.

امامی میبدی، علی و قاضی، مرتضی (۱۳۸۷). برآورد ارزش تفریحی پارک ساعی در تهران با استفاده از روش ارزشگذاری مشروط. *فصلنامه پژوهش های اقتصادی ایران*، سال دوازدهم، شماره ۳۶، ۲۰۲-۱۸۷.

امیرنژاد، حمید و خلیلیان، صادق (۱۳۸۶). برآورد ارزش تفریحی پارک‌های جنگلی ایران با استفاده از روش ازرش‌گذاری مشروط: مطالعه موردی پارک جنگلی سی‌سنگان. *منابع طبیعی ایران*، جلد ۵۰، شماره ۲.

بختیاری، پرویز (۱۳۷۹). درنای سیبری روی خط انقراض. *اکوتوریسم ایران*، دوره ۱۳، شماره ۴، ۴۵-۵۶.

پورلک، لیسا (۱۳۷۹). تجزیه‌وتحلیل سود و هزینه اکوتوریسم زیستگاه زمستان‌گذرانی درنای سیبری (فریدونکنار–مازندران)، پایان نامه کارشناسی ارشد رشته مدیریت و برنامه‌ریزی محیط زیست، دانشگاه تهران.

توکلی، محمدباقر و جیریایی، حسین (۱۳۹۳). بررسی اقتصادی بودن استفاده از ذخیره‌ساز با توجه به ارزش خالص فعلی. همایش ملی مهندسی برق. مخابرات و توسعه پایدار، مشهد، بهمن ۱۳۹۳.

فیروز زارع، علی و قربانی، محمد (۱۳۹۰). بررسی اثرات رفاهی سیاست‌های مختلف تغییر در آلودگی هوا در ایران، مطالعه موردی: شهر مشهد. *مدیریت شهری*، دوره ۹، ۳۱۷-۳۳۱.

صادقی‌زادگان، صادق (۱۳۸۰). *گزارش ماموریت تعیین محدوده تیراندازی ممنوع فریدونکنار و بررسی وضعیت دامگاه فریدونکنار*. دفتر امور حیات وحش و آبزیان. تهران: سازمان حفاظت محیط زیست.

صالح‌نیا، مینا، حیاتی، باب‌اله، قهرمان‌زاده، محمد و مولایی، مرتضی (۱۳۹۲). برآورد ارزش

بهبود وضعیت زیست محیطی دریاچه ارومیه: کاربرد روش آزمون انتخاب. *اقتصاد و توسعه کشاورزی*، جلد ۲۷، شماره ۴، ۲۶۷-۲۷۶.

سالنامه آماری مازندران (۱۳۹۶). مرکز آمار ایران. سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی.

منتظر حجت، امیرحسین و منصوری، بهزاد (۱۳۹۵). ارزش‌گذاری اقتصادی منافع محیط‌زیستی: مطالعه موردی تالاب بامدژ. *مجله مطالعات اقتصاد کاربردی ایران*، شماره ۱۸، ۲۶۹- ۲۴۳.

Barbier, E. B., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). *Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Bureau.

Barbier, E. B., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). Economic valuation of ecosystem services in the prairie pothole region. *Ecological Applications*, 21(sp1), S65-S81.

Berezowski, T., Wassen, M., Szatyłowicz, J., Chormański, J., Ignar, S., Batelaan, O., & Okruszko, T. (2018). Wetlands in flux: Looking for the drivers in a central European case. *Wetlands Ecology and Management*, 26(5), 849-863.

Brown, G. M., & Hammack, J. (1973). Dynamic economic management of migratory waterfowl. *The Review of Economics and Statistics*, 73-82.

Espinosa-Goded, M., Barreiro-Hurlé, J., & Ruto, E. (2010). What do farmers want from agri-environmental scheme design? A choice experiment approach. *Journal of Agricultural Economics*, 61(2), 259-273.

Fisher, B., Bateman, I., & Turner, R. K. (2013). Valuing ecosystem services: Benefits, values, space and time. Values, Payments and Institutions for Ecosystem Management: A Developing Country Perspective, 58.

Gleason, R. A., Euliss, N. H., Tangen, B. A., Laubhan, M. K., & Browne, B. A. (2011). USDA conservation program and practice effects on wetland

Ghermandi, A., Van Den Bergh, J. C., Brander, L. M., de Groot, H. L., & Nunes, P. A. (2010). Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*, 46(12).

Jiang, B., Wong, C. P., Chen, Y., Cui, L., & Ouyang, Z. (2015). A dvancing wetland policies using ecosystem services–China's way out. *Wetlands*, 35(5), 983-995.

Manton, M., Angelstam, P., Milberg, P., & Elbakidze, M. (2016). Wet grasslands as a green infrastructure for ecological sustainability: Wader conservation in southern Sweden as a case study. *Sustainability*, 8(4), 340.

Patrick, G. (2012). Conservation-Related Payments and Expenditures. *Rural*

Tax Education. 30.

Ramsar Convention Bureau. (1971). *Appendix 7, Ramsar Wetland Definition, Classification and Criteria for Internationally Important Wetlands*. Ramsar, Iran.

Ruto, E., & Garrod, G. (2009). Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: A choice experiment approach. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52(5), 631-647.

Stewart, R. E. (2001). Technical Aspects of Wetlands as Bird Habitat. *National Water Summary on Wetland Resources*. United States Geological Survey Water Supply Paper 2425.

Stubbs, M. (2014, August). Conservation Reserve Program (CRP): status and issues. Library of Congress, Congressional Research Service.

Van Kooten, G. C., Withey, P., & Wong, L. (2011). Bioeconomic modeling of wetlands and waterfowl in Western Canada: Accounting for amenity values. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue Canadienne D'agroeconomie*, 59(2), 167-183.

Views on How USDA Programs. (2002). Agricultural Conservation State Advisory Committees.

Westerberg, V. H., Lifran, R., & Olsen, S. B. (2010). To restore or not? A valuation of social and ecological functions of the Marais des Baux wetland in Southern France. *Ecological Economics*, 69(12), 2383-2393.

Whitten, S. M., & Bennett, J. W. (2004). A bio-economic model of wetland protection on private lands (No. 377-2016-20980).

Withey, P., & van Kooten, G. C. (2014). Wetlands retention and optimal management of waterfowl habitat under climate change. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 1-18.