اقتصاد کشاورزی / جلد ۷/ شماره‌ی ۲/ صفحه‌های۹۲-۶۹

تحلیل پیامدهای اقتصادی– زیست محیطی بالابردن دیوار سد اکباتان همدان

علی محمد جعفری، ایرج صالح، سعید یزدانی و سید صفدر حسینی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۵/۱ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۶/۱۵

چکیده

پیامدهای زیانبار زیست محیطی سدها در بیشتر نقاط کشور امروزه تبدیل به یکی از مسائل بحث برانگیز در محافل مختلف شده است. هدف این بررسی و نوشتار مقاله ارزش‌گذاری پیامدهای زیست محیطی بالابردن دیوار سد اکباتان همدان که در سال ۱۳۸۶ به بهره‌برداری رسید می‌باشد. پیامدهای زیست محیطی این سد بر حسب شرایط ویژه جغرافیایی آن ناحیه بیشتر در پایین دست آشکار شده است. داده های تحقیق با استفاده از پیمایش میدانی و از راه تکمیل پرسشنامه از ۲۱۲ خانوار شهری همدان در سال ۱۳۹۲ جمع‌آوری شد. به منظور بررسی پیامدهای زیست محیطی بالابردن دیوار سد از روش آزمون انتخاب بر پایه ترجیح‌های اظهار شده و برای برآورد از الگوهای لاجیت شرطی و آشیانه‌ای استفاده شد. بر پایه نتایج میانگین تمایل نهایی پرداخت برای ویژگی‌های زیست محیطی گردش و تفرج ، چشم‌انداز، تنوع گونه‌ای و حفاظت منابع طبیعی به ترتیب ۱۰۶۲۶، ۱۱۴۴۰، ۱۳۷۳۸ و ۱۶۷۷۶ ریال در ماه محاسبه شد. کل تمایل به پرداخت خانوارهای شهری برای احیاء و حفاظت پایین دست سد به حدی که شرایط زمان پیش از بالابردن دیوار سد محقق شود برابر ۱۱۸/۳ میلیارد ریال در سال به دست آمد.

طبقه‌بندی JEL: Q۵۱، Q۵۶، Q۵۷

واژه‌های کلیدی: آزمون انتخاب، سد، لاجیت شرطی، آشیانه‌ای، تمایل به پرداخت

به ترتیب دانشجوی دکتری اقتصاد کشاورزی و اعضای هیئت علمی دانشکده اقتصاد و توسعه کشاورزی، دانشگاه تهران
Email: jafarialim@ut.ac.ir

Archive of SID

www.SID.ir

مقدمه

سدسازی و ایجاد سازه‌های بزرگ آبی در جهان به نمادی از توانمندی و توسعه اقتصادی برای کشورها تبدیل شده‌اند (کمیسیون جهانی سدها،۲۰۰۰). تولید انرژی برق‌آبی، ذخیره و تنظیم آب برای مصارف خانگی، صنعتی و کشاورزی، کنترل سیلاب، ایجاد چشم‌انداز و فرصت‌های گردشگری، تفریحی و تفرجی منافع عمده سدسازی هستند (ویلیامز، ۱۹۹۱). احداث سدهای بزرگ[۱] و پیامدهای زیست‌محیطی، اقتصادی و اجتماعی آنها به طور فزاینده‌ای به موضوع گفتگوهای بین طرفداران سدسازی و طرفداران محیط‌زیست در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه تبدیل شده است (دورسی و همکاران، ۱۹۹۷). سدسازی نوعی دست‌اندازی بشر در نظام و سامانه طبیعی رودخانه‌ها و به هم خوردن روند جریان آب آنها است، لذا پیامدهای زیست محیطی بسیاری را به وجود می‌آورد که منجر به ایجاد هزینه‌های اجتماعی و زیست محیطی می‌شود. این امر بعد منفی بحث سدسازی را تشکیل می‌دهد و آن را دچار چالش کرده است (بک و همکاران،۲۰۱۲).

پرسش طرفداران محیط زیست و ساکنان حواشی رودخانه‌ها که محل احداث سد می‌باشد این است که آیا منافع احداث سد آن اندازه هست تا بتواند آسیب و زیان‌های وارده بر محیط زیست و ساکنان پایین دست و بالادست سد را جبران کند(هان و همکاران، ۲۰۰۸). پیامدهای اقتصادی سدها بطور سنتی محدود به ارزش‌های بازاری بوده است. اما پی‌آمدهای بیرونی این سدها، اعم از مثبت یا منفی زیست محیطی، اقتصادی و اجتماعی درونی سازی نمی‌شوند و مشخص نیست که ارزش افزوده خالص و واقعی آنها چه میزان است (بهاتا و همکاران،۲۰۰۷). در تحلیل منفعت – هزینه سدها در بسیاری از موارد جایگاهی برای پیامدهای جانبی منفی زیست محیطی و اقتصادی دیده نشده و چه بسا در صورت لحاظ کردن آنها، بسیاری از این پروژه‌ها توجیه اقتصادی خود را از دست بدهند (هانلی و اسپش، ۱۹۹۳). از تنگناهای موجود در این زمینه، نبود قیمت‌های بازاری برای برآورد آسیب و زیان های زیست‌محیطی و دیگر هزینه‌های جانبی و دشواری محاسبه آنها می‌باشد (هان و همکاران، ۲۰۰۸). این آسیب و زیان-ها بیشتر به رودخانه‌ها وارد می‌شود. اگر چه در مورد برآورد ارزش خدمات گردشگری، تفریحی

---

[۱]- برپایه تعریف کمیسیون بین‌المللی سدهای بزرگ(ICOLD) یک سد بزرگ سدی است که ارتفاع آن از پی دست کم ۱۵ متر باشد. علاوه بر این سدهایی که ۵ تا ۱۵ متر ارتفاع دارند و ذخیره مخزن آنها از ۳ میلیون مترمکعب بیشتر باشد بنا بر تعریف این کمیسیون جزء سدهای بزرگ به شمار می‌آیند.

Archive of SID

www.SID.ir

و بوم نظامی یک رودخانه قیمت بازاری وجود ندارد، اما بدین معنی نیست که دارای ارزش نبوده و باید با ساختن سد، آب در جریان آن را مهار و ذخیره نمود تا دارای ارزش اقتصادی شود.

مهم‌ترین پیامد منفی سدها ایجاد اخلال در خدمات بوم نظامی رودخانه‌هاست. خدمات بوم نظامی به طور طبیعی توسط محیط زیست برای حیات بشر فراهم می‌شود. لذا دارای ارزش ذاتی است. این خدمات رابطه مفهومی بین شرایط محیطی و رفاه انسانی فراهم می‌کنند و قابلیت بسیار بالایی برای حفاظت و احیاء دارند (برئومن و همکاران،۲۰۰۷). پیامدهای منفی زیست محیطی و اجتماعی پروژه‌های سد بدون شک بسیاری از خدمات بوم نظامی را کاهش داده یا حذف می‌کند (بریسمار، ۲۰۰۲). ساندرز و همکاران (۱۹۹۰) بیان می‌کنند که احداث نشدن سد و حفاظت از رودخانه سودمندی‌های بسیار بازاری و غیر بازاری ایجاد می‌کند. این موضوع ایجاب می‌کند چارچوب تحلیل منفعت- هزینه به گونه‌ای گسترش داده شود که ارزش سود بدست آمده از ساخت سد بر روی رودخانه با سود بدست آمده از حفاظت از رودخانه مقایسه شوند (گنزالس و لومیس،۱۹۹۷ و بیرو، ۱۹۹۸). در راستای بهره‌برداری پایدار از رودخانه‌ها، در دهمین کنفرانس بین المللی سمپوزیوم رودخانه و جریان‌های زیست محیطی در بریزبین(Brisbane) استرالیا اصولی پایه‌ریزی شد که به بیانیه بریزبین مشهور شده است. این بیانیه در برگیرنده فهرستی از یافته‌های کلیدی و اقدام‌های سازمان‌های بین المللی در مورد حفاظت و احیاء روند و ارتباط جریان آب رودخانه‌ها و محیط زیست بود. اصول اساسی بیانیه بریزبین این بود که همه ملاحظه‌های مربوط به نیازهای انسانی، معیشتی و ارزش‌های زیست محیطی مربوط به رودخانه‌ها هم بایستی در نظر گرفته شوند (آرتینگتون و همکاران،۲۰۱۰).

به‌رغم توصیه‌های بیانیه بریزبین، در زمینه ارزش‌گذاری خدمات بوم نظامی درجهت توسعه پایدار، چالش‌های بسیاری در جهان وجود دارد. ارزیابی‌های جامع‌نگر برای هزینه‌های سدسازی به ندرت انجام می‌شود، به ویژه در شرایطی که کمی‌سازی هزینه‌ها آسان نیست، یا وضعیت فرهنگی و سیاسی به گونه‌ای است که انگیزه‌ای برای روش‌های پایدار که متضمن حفظ محیط-زیست باشد وجود ندارد (بک و همکاران، ۲۰۱۲). در این شرایط هزینه‌های پروژه بین بسیاری از بخش‌های جامعه، مناطق روستایی و به ویژه افرادی که ادامه زندگی آنان تحت تأثیر اجرای پروژه قرار می‌گیرند توزیع می‌شود (گلداسمیت وهیلدیارد، ۱۹۸۴).

Archive of SID

www.SID.ir

به رغم منافع اقتصادی سدها در فرآیند توسعه، از روی دیگر سکه، زیان‌ها و آسیب‌های زیست محیطی، غفلت شده‌است. اهمیت ارزشی این پیامدها و لحاظ نکردن آن در تحلیل منفعت-هزینه پروژه‌ها و همچنین حساب‌های ملی از مهم‌ترین عامل‌هایی است که به آسیب بیشتر محیط زیست دامن می‌زند. پیشینه بررسی‌های ارزش‌گذاری پیامدهای زیست محیطی ساخت سدها در جهان ضعیف است و محققان انگشت شماری به آن پرداخته‌اند. دراین زمینه می‌توان به بررسی بیرو (۱۹۹۸) در ترکیه، هان و همکاران(۲۰۰۸) در کره جنوبی و الپ و یتیس (۲۰۱۰) در ترکیه اشاره کرد. اما در زمینه‌ی تعیین ارزش حفاظتی، گردشگری و تفریحی رودخانه‌ها بررسی های بیشتری صورت گرفته است (دوبرت و یانگ۱۹۸۱، دوفیلد و همکاران۱۹۹۲). این بررسی‌ها میزان آسیب و زیان زیست محیطی سدها و آسیب و زیان‌های وارد به بوم نظام رودخانه ها را برآورد نمودند. همچنین ارزش حفاظتی بوم نظام رودخانه‌ها و تقاضای تفریحی برای آنها را برآورد کرده‌اند. در ایران نیز بررسی های اندکی در این زمینه‌ها صورت گرفته است که از آن جمله می‌توان به ارزش‌گذاری زیست محیطی رودخانه زرینه‌رود (ماجد، ۱۳۹۱) و رودخانه زاینده‌رود (کرمی، ۱۳۹۱؛ نیکویی و زیبایی،۱۳۹۱) اشاره کرد.

سدسازی مدرن در ایران در دهه ۱۳۳۰ آغاز شد. پس از انقلاب و از دهه ۱۳۷۰ شتاب بیشتر به خودگرفت، بطوری‌که در سال ۱۳۹۰ حدود ۶۰۷ سد در حال بهره‌برداری، ۱۳۹ سد در دست اجرا و ۵۶۲ سد در دست مطالعه وجود داشته است (شرکت مدیریت منابع آب ایران ۱۳۹۰). با افزایش شمار سدهای ساخته شده و در حال ساخت و با تجمیع آسیب و زیان‌های زیست محیطی آنها و در نتیجه شدیدتر و ملموس‌ترشدن آنها، باعث شده تا مسئله سدسازی در کشور به چالش کشیده شود. پیامدهای زیست محیطی سدها می‌تواند در بالادست، مخزن و پایین دست رخ دهد. در این بررسی به طور موردی، پیامدهای زیست محیطی سد اکباتان همدان در پایین دست آن ارزش‌گذاری می‌شود. زیرا با توجه به پستی و بلندی (توپوگرافی) و زمین شناسی منطقه، دریاچه سد پهناوری اندکی داشته و با توجه به شیب تند بالادست سد که در دامنه کوه الوند واقع است، آسیب و زیان زیست‌محیطی در مخزن و بالادست سد دیده نشده و یا خفیف بوده است.

سد اکباتان در محل تقاطع رودخانه‌های ابرو و یلفان درهفت کیلومتری جنوب شرق شهر همدان به ارتفاع ۵۴ متر در سال ۱۳۴۲ ساخته شد. میانگین آورد بلند مدت سالانه این دو رودخانه ۵۵ میلیون متر مکعب است. امتداد رودخانه در پایین دست سد به نام رودخانه آبشینه

Archive of SID

www.SID.ir

معروف است و از سرشاخه های مهم و پرآب رود قره‌چای به شمار می‌آید. رشد پرشتاب جمعیت شهر همدان و به دنبال آن افزایش تقاضای آب آشامیدنی و مصرف خانگی، همچنین نظر به کاهش ظرفیت مخزن که ناشی از انباشت رسوب در گذر زمان بوده است، به اضافه، کمبود شدید آب آشامیدنی این شهر موجب شد تا دیوار سد به میزان ۲۵ متر بالابرده شود و این اقدام در سال ۱۳۸۶ به بهره برداری رسیده و ظرفیت سد به ۴۳ میلیون متر مکعب افزایش یافته و این افزایش ظرفیت به مصرف خانگی شهر همدان اختصاص داده شود. تخصیص آب کشاورزی به میزان ۱۰/۵ میلیون متر مکعب بود و در سد جدید این سهم بدون تغییر باقی ماند. بنا بر داده‌های ایستگاه آب‌سنجی (هیدرومتری) خروجی سد، پیش از بالابردن، میزان آب خروجی از آن در دوره سال آبی ۸۱-۱۳۸۰ لغایت ۸۶-۱۳۸۵ به طور میانگین ۲۹/۲۵۳ میلیون متر مکعب بود. از سال ۱۳۸۶ تا کنون این میزان به ۵/۶۹۵ میلیون متر مکعب درسال کاسته شده است. به عبارت دیگر بیش از ۸۰ درصد میزان جریان آب رودخانه در پایین دست کاهش یافته که در بیشتر سال‌ها در حد صفر بوده‌است (شرکت آب منطقه ای همدان، ۱۳۹۲).

کاهش شدید آب در پایین‌دست رودخانه سر منشأ آسیب و زیان‌های زیست‌محیطی و خدمات بوم نظامی رودخانه آن شده است. منطقه پایین دست سد و حواشی رودخانه، به دلیل وجود جنگل‌های صنوبر، سپیدار و تبریزی و دیگر درختان در کنار وجود جریان آب رودخانه، چشم-اندازی زیبا و دلنشین داشته است. وجود یک پل قدیمی، چشم انداز و زیبایی جالب زیست محیطی منطقه و نزدیکی آن به شهر همدان، آن را تبدیل به یک ناحیه گردشگری و تفرجگاهی نموده بود و هزاران نفر از مردم همدان اوقات فراغت خود را در این منطقه که به نام قهوه‌خانه آبشینه شهرت دارد سپری می‌کردند. اما پس از بالابردن دیواره سد، جنگل‌ها رو به تخریب و نابودی گذاشت. ورود پساب‌های روستایی و کارگاه‌های صنعتی به بستر رودخانه و جریان نداشتن مناسب آب که باعث حمل و رقیق کردن این پساب‌ها می‌شد اکنون چشم انداز نامطلوبی ایجاد کرده است. تجاوز و تصرف حریم رودخانه در بخش‌های مختلف آن در حال رخ دادن است. بر پایه بررسی‌های میدانی محقق، چاه‌های آب جایگزین حقابه‌های سنتی کشاورزان شده و تغذیه نشدن سفره‌های آب زیرزمینی باعث افت سطح ایستابی آب‌های زیرزمینی شده که در پی آن ۱۶رشته قنات بطورکامل خشک شده‌اند. هرچند پیامدهای پدیده قطع جریان آب از بالا دست رودخانه، آسیب و زیان به محیط‌زیست و خدمات بوم نظامی تا مقصد رودخانه که

Archive of SID

www.SID.ir

دریاچه نمک قم است می‌تواند ادامه داشته باشد، اما آسیب و زیان ها در منطقه یادشده بیشتر قابل لمس و توجه شده است که مسیری به طول ۱۴ کیلومتر دارد.

با توجه به اینکه حدود شش سال از بهره‌برداری پروژه می‌گذرد و اغلب پیامدهای زیست محیطی آن محقق شده، هدف این تحقیق، ارزش‌گذاری پیامدهای یاد شده در قالب ارزیابی پس از اجرا و بر پایه ترجیح‌های اظهار شده است. بررسی دقیق هزینه‌های ناملموس زیست محیطی که بدون قیمت‌های بازاری‌اند، اطلاعات دقیق‌تری را برای سیاست‌گذاران فراهم می‌کند و به آنان در تصمیم‌گیری‌های درست و بهینه کمک می‌کند. بدین منظور باید پیامدهای جانبی غیر اقتصادی بطور مناسب ارزش‌گذاری و داخلی شوند (وانگ و همکاران،۲۰۱۰).

روش تحقیق

بنا بر نظریه اقتصادی نئوکلاسیک‌ها، قیمت‌های بازار به عنوان ارزشی که جامعه برای کالاها و خدمات بازاری قائل است کفایت می‌کند (وگا و آلپیزار،۲۰۱۱). اما برای کالا و خدمات زیست محیطی، به دلیل نارسایی‌های بازار، قیمت‌ها وجود ندارند و ارزشی که افراد برای آنها قائل‌اند به آسانی قابل مشاهده نیست (هانلی و همکاران،۱۹۹۸). روش‌های ترجیح‌های اظهار شده یک مجموعه رهیافت‌ها یا روش‌هایی برای برآورد ارزش کالاها و خدماتی هستند که به طور عموم در بازار خرید و فروش نمی‌شوند. چگونگی عمل این روش‌ها چنین است که در غیاب بازار واقعی با ایجاد پیش فرض‌هایی، در آن افراد با تقلید از بازارهای واقعی تصمیم‌سازی می‌کنند و امکان برآورد ارزش‌های استفاده‌ای (Use value) و غیراستفاده‌ای (Nonuse value) را فراهم می‌سازند (فریمن،۱۹۹۳).

همه روش‌های خانواده ترجیح های اظهار شده از پیمایش‌های میدانی استفاده می‌کنند و از پرسش‌شوندگان می‌خواهند ترجیح‌های‌شان را در یک یا چند پیش فرض که بیانگر ساختار یک وضعیت موجود هستند بیان کنند. از بین روش‌های ترجیح های اظهار شده، روش ارزش‌گذاری مشروط بارها توسط محققان برای برآورد ارزش‌های استفاده‌ای و غیراستفاده‌ای کالاهای زیست محیطی استفاده شده است. در این روش پیش‌فرضی به عنوان گزینه انتخاب در مقابل وضعیت موجود در پیش روی پاسخ‌دهنده قرار داده می‌شود و بیشترین تمایل به پرداختش را برای یک تغییر فرضی در یک کالا یا خدمت زیست‌محیطی پرسیده می‌شود (هانلی و همکاران.۲۰۰۱). اما در شرایطی که ویژگی‌های مختلف و انتخاب‌های چندگانه در نظر گرفته می‌شود، استفاده از این روش مشکل‌زا است. چون در این صورت برای هر انتخاب پیمایش جداگانه بایستی انجام

Archive of SID

www.SID.ir

شود که دارای هزینه قابل توجهی خواهد بود (استرور و همکاران، ۱۹۹۸). روش آزمون انتخاب (CE) روشی مناسب برای اندازه‌گیری ارزش‌های اقتصادی پیامدهای مختلف زیست محیطی ساخت سد است. چون به جای اینکه تمایل به پرداخت (WTP) تنها برای یک انتخاب منفرد برآورد شود، انتخاب‌های متفاوتی را برای دامنه‌ای از ویژگی‌ها مدل‌سازی می‌کند.

طراحی آزمون انتخاب

طراحی یک آزمون انتخاب دارای چندین مرحله است که این مراحل باید به صورت روند تکاملی منسجم و متوالی همراه با بازخورد نسبت به مراحل پیش انجام شود: نخستین گام گزینش ویژگی‌ها است. بنا بر ادبیات موضوع فهرست بلندی از پیامدهای زیست‌محیطی ساخت سدها وجود دارد (کمیسیون جهانی سدها، ۲۰۰۰). با توجه به ادبیات موضوع و مشورت با متخصصان محیط زیست محلی، دیدگاه استادان، تعداد چهار ویژگی زیست محیطی که مورد توجه عموم بوده و بر گزینش افراد تأثیرگذار می‌باشند و از سوی دیگر با برنامه‌های سیاسی منطقه، شهر یا کشور هماهنگی داشته و برای پاسخگویان قابل درک و با اهمیت هستند، گزینش شدند. این ویژگی‌ها بعلاوه ویژگی قیمت در جدول۱ نشان داده شده‌اند. این ویژگی به صورت افزایش در قبض‌های آب بها به طور ماهیانه به عنوان ابزار پرداخت در نظر گرفته شد.

برای ویژگی‌های اول تا چهارم سه سطح تعریف شدند که پایین‌ترین سطح بیانگر وضعیت موجود و بالاترین سطح هم بیانگر وضعیت پیش از بالابردن دیوار سد اکباتان است. وضعیت میانی هم بیانگر یک بهبود نسبی در ویژگی‌ها در مقایسه با سطح وضعیت موجود است. اما در مورد ویژگی قیمت برای استخراج دامنه قابل قبولی برای آن، در آغاز۳۰ پرسشنامه در قالب روش ارزشگذاری مشروط به صورت پیش آزمون تکمیل شد و بر پایه آن چهار سطح قیمت بصورت تمایل به پرداخت ماهیانه تعریف شد. قیمت صفر بیانگر وضعیت موجود است.

پس از مرحله نخست، مجموعه انتخاب‌ها بر پایه یک طرح آماری تعیین می‌شوند. در این بررسی هر مجموعه انتخاب شامل سه گزینه است که یک گزینه نشان‌دهنده وضعیت موجود و دو گزینه بدیل(بدیل) مقابل گزینه موجود قرار دارند که نشان‌دهنده بهبود در ویژگی‌های زیست محیطی می‌باشند. با توجه به چهار ویژگی سه سطحی و یک ویژگی چهار سطحی امکان ایجاد ۳۲۴ گزینه مختلف وجود دارد و با توجه به اینکه در هر مجموعه انتخاب دوگزینه بدیل قرار می‌گیرد، شمار حالت‌های میسر برای مجموعه انتخاب‌ها برابر ۱۰۴۹۷۶ خواهد بود و از لحاظ اجرایی این عمل غیر ممکن است. لذا باید ترکیب بهینه‌ای از مجموعه انتخاب‌ها را

Archive of SID

www.SID.ir

برگزید. بدین منظور با استفاده از نرم افزار SPSS۱۸ شمار ۱۴ بردار متعامد از سطوح ویژگی‌ها گزینش شدند. درگام بعدی برپایه اصول ناهمپوشانی، توازن مطلوبیت و نبود رابطه غالب و مغلوبی شمار آنها به ۲۴ مجموعه کاهش و در نهایت هفت مجموعه انتخاب از بین آنها بطور تصادفی انتخاب و در پرسشنامه گنجانده شدند. یکی از مجموعه انتخاب‌ها هم به طور نامشخص برای راستی آزمایی پاسخ‌دهنده تکرار شد.

جدول(۱) ویژگی ها و سطوح مورد استفاده در آزمون انتخاب

ویژگی	شمار سطوح	تعریف سطوح
بوم گردشگری	۳ سطح	بازدید از منطقه بطور اتفاقی وعبوری بازدید برنامه ریزی شده بازدید مشابه پیش از بالابردن سد
زیبایی و چشم انداز	۳ سطح	وضعیت موجود وضعیت مناسب وضعیت پیش از بالابردن سد
تنوع گونه ای	۳ سطح	وضعیت موجود وضعیت مناسب وضعیت پیش از بالابردن سد
حفاظت منابع طبیعی	۳ سطح	وضعیت موجود وضعیت مناسب وضعیت پیش از بالابردن سد
قیمت	۴ سطح	صفر، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۱۵۰۰۰ ریال

مأخذ: یافته‌های تحقیق

در بررسی‌های صورت‌گرفته در اقتصاد محیط‌زیست با روش‌آزمون انتخاب، شمار مجموعه انتخاب‌ها در هر پرسشنامه بین۴ تا ۱۶ مجموعه و شمار گزینه‌ها در هر مجموعه انتخاب بین دو تا هفت گزینه پیشنهاد می‌شود. هنشر و همکاران (۲۰۰۴) پیشنهاد کرده‌اند که هر پرسشنامه بیشینه دارای نه مجموعه انتخاب و سطوح مورد نظر هر ویژگی بین دو تا چهار سطح باشد که سطح "وضعیت کنونی" اغلب به عنوان نقطه آغاز در نظر گرفته می‌شود و سطوح دیگر می-توانند به صورت افزایشی و رو به بهبودی یا حالت‌های بدتر و بهتر در نظرگرفته شوند. پرسشنامه نهایی شامل سه بخش است. بخش اول سنجش دیدگاه‌های پاسخ‌دهنده در مورد ساخت سد و طرح‌های منابع آب و تأثیر آنها بر محیط زیست، بخش دوم شامل مجموعه

Archive of SID

www.SID.ir

انتخاب‌ها بوده و بخش سوم ویژگی‌های جمعیتی (دموگرافیکی) پاسخ‌دهنده را مورد پرسش قرار می‌دهد.

زیربنای نظری آزمون انتخاب، مبتنی بر مدل مطلوبیت تصادفی است. کاربرد این روش به طور نظری بر پایه نظریه ارزش‌گذاری ویژگی‌های لنکستر بوده و با نظریه مطلوبیت تصادفی ترکیب شده‌است (منسکی،۱۹۷۷). این روش ارتباط قوی بین رهیافت مطلوبیت تصادفی و مدل‌سازی تقاضای خدمات تفرجی و زیست‌محیطی برقرار می‌کند (باکستایل و همکاران،۱۹۹۱). زیر بنای این مدل تابع مطلوبیت غیرمستقیم است. فرض‌های رهیافت آزمون مبتنی بر عقلایی بودن رفتار افراد بوده، به گونه‌ای که انتخاب آنها در جهت بیشینه کردن مطلوبیت با توجه به محدودیت هزینه‌هایشان است. مطلوبیت فرد i تابع انتخاب بدیل jاز مجموعه انتخاب C_j است که به صورت رابطه ۱ است (هانلی و همکاران، ۱۹۹۸):

$$U_{ij} = V_{ij}\left(Z_{ij}, S_i\right) \qquad (۱)$$

در رابطه بالا یک سطح مشخص مطلوبیت برای فرد i، با انتخاب کالای j مرتبط است. انتخابj در مقایسه با انتخاب k در صورتی برگزیده می‌شود که $U_{ij} > U_{ik}$ همه برای $j \neq k$ برقرار باشد. در اینجا Z ویژگی زیست‌محیطی است و مطلوبیت هر انتخاب تابع آن است. نظر افراد ممکن‌است نسبت به این ویژگی‌ها متفاوت باشد، درنتیجه ویژگی‌های اقتصادی و اجتماعی آنها (S) هم بر مطلوبیت تأثیر خواهد داشت. حال فرض می‌شود که تابع مطلوبیت افراد دارای دو بخش است که یک بخش آن، جزء معین، V_{ij}، و قابل مشاهده و جزء دیگر تصادفی و غیر قابل مشاهده است. این فرض از آنجا ناشی می‌شود که به دلیل نداشتن آگاهی کامل از بهینه سازی و همچنین به این دلیل که تحلیل‌گر نمی‌تواند همه متغیرهای مرتبط را به طور دقیق اندازه‌گیری کند، دارای خطاهای بسیاری در این بهینه‌سازی‌است (لوویر و همکاران،۲۰۰۰). در این صورت تابع مطلوبیت تصادفی هر فرد به صورت زیر خواهد بود (هانلی و همکاران، ۱۹۹۸):

$$U_{ij} = V_{ij}\left(Z_{ij}, S_i\right) + \varepsilon_{ij}(Z_{ij}, S_i) \qquad (۲)$$

حال احتمال اینکه فرد i انتخاب j را نسبت به انتخاب k برگزیند، چنین خواهد بود:

$$\Pr_i(j \mid C_j) = \Pr\{V_{ij} + e_{ij} > V_{ik} + e_{ik}\} \qquad (۳)$$

for all j C $= \Pr\{V_{ij} - V_{ik} > e_{ik} - e_{ij}\}$

Archive of SID

www.SID.ir

برای برآورد معادله بالا، فرض می‌شود که توزیع جمله‌های خطا به طور مستقل از هم و به طور یکسان بوده (iid) و دارای توزیع (Weibull) می‌باشند (مکفادن، ۱۹۷۴). یعنی احتمال برگزیده شدن گزینه j توسط i به صورت زیر است (هانلی و همکاران، ۱۹۹۸):

$$\Pr_i(j \mid C_j) = \exp(\mu V_{ij}) \Big/ \sum_{k \in C_i} \exp(\mu V_{ik}) \qquad (۴)$$

در اینجا μ مشخصه(مشخصه) مقیاس است و چون به طور مستقل قابل تشخیص نیست، به طور معمول فرض می‌شود برابر یک است و اشاره به خطای واریانس ثابت دارد. هم چنان که $\mu \to \infty$ میل می‌کند، مدل به سمت معین شدن پیش می‌رود (هانلی و همکاران،۱۹۹۸). مدل بالا در قالب الگوی لاجیت شرطی توسعه‌یافته توسط مکفادن (۱۹۷۴) قابل برآورد است، مشروط به اینکه گزینش‌ها با ویژگی استقلال گزینه‌های نامرتبط (IIA) سازگار باشند. مفهوم آن این است که، نسبت احتمال‌های گزینش هر جفت گزینه به طور کلی تحت تأثیر مطلوبیت-های نظام یافته سیستماتیک جفت گزینه‌های دیگر قرار نمی‌گیرد. مجموعه داده‌های CE می-تواند با استفاده از آماره هاسمن-مکفادن برای ویژگی IIA آزمون شوند. اگر معلوم شود که IIA نقض شده است، آنگاه بایستی از مدل‌های پیچیده‌تر مانند مدل لاجیت آشیانه‌ای استفاده‌کرد. اگر V(.) به صورت تابع خطی $V = \beta(X_n)$ باشد، که در آن X یک بردار قابل مشاهده از ویژگی‌ها و β بردار مشخصه‌های برآوردی باشد، آنگاه با فرض دو گزینه انتخاب j و k مدل چنین خواهد بود (هانلی و همکاران، ۱۹۹۸) :

$$\Pr_i(j \mid C_i) = e^{-\mu\beta'(x_{ij}-x_{ik})} \Big/ 1 + e^{-\mu\beta'(x_{ij}-x_{ik})} \qquad (۵)$$

تابع لگاریتم راست نمایی به شکل زیر خواهد شد:

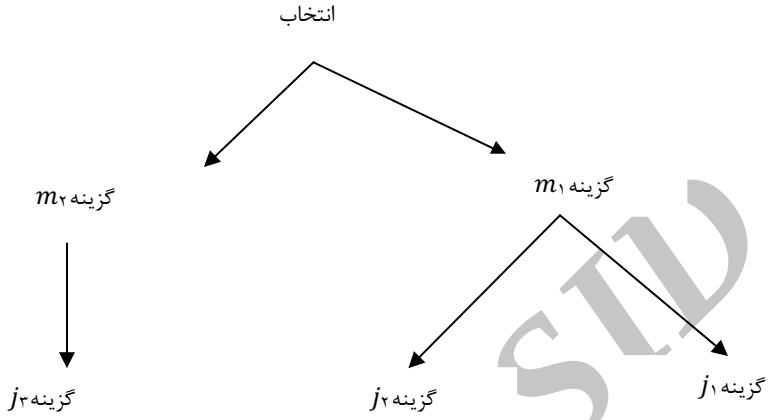
$$\ln L = \sum_{i=1}^{N} \sum_{j=1}^{N} \{Y_{ij} . \ln[\Pr_i(j / C_i)]\} \qquad (۶)$$

در تابع بالا، اگر پاسخ دهنده iام گزینه j را انتخاب کند، Y_{ij} برابر یک، در غیر این صورت برابر صفر خواهد بود. تابع بالا با استفاده از روش بیشینه راست نمایی قابل برآورد است. مدل لاجیت شرطی چارچوب‌های آماری را در زمینه اینکه چگونه نوسان‌ها و تغییر ویژگی‌های زیست محیطی بر احتمال گزینش تأثیر می‌گذارد، فراهم می‌کند(هان و همکاران، ۲۰۰۸)، اما همان

Archive of SID

www.SID.ir

طور که گفته شد در صورت نقض ویژگی استقلال گزینه‌های نامرتبط (IIA) بایستی از مدل لاجیت آشیانه‌ای استفاده کرد.



نمودار(۱) شکل انتخاب مرحله‌ای افراد در مدل لاجیت آشیانه‌ای دو سطحی

مدل لاجیت آشیانه‌ایی علاوه بر رهایی از فرض واریانس همسانی بین گزینه‌های مختلف الگوی لاجیت شرطی، دارای ساختاری جذاب است (قربانی و فیروززارع۱۳۸۸). گروه‌بندی گزینه‌ها به زیرگروه‌ها به گونه‌ای است که در درون هر یک از این زیرگروه‌ها فرض واریانس همسانی رعایت و در درون هر زیرگروه فرض استقلال گزینه‌های نامرتبط حفظ می‌شود، این در حالی است که بین زیرگروه‌های مختلف، واریانس‌ها متفاوت خواهند بود. این گونه تصریح الگو، توصیف‌کننده‌ی الگوی لاجیت آشیانه‌ای است(گرین، ۲۰۰۰). در نمودار۱، در سطح اول، در آغاز تصمیم‌گیرنده از بین دو گزینه m_1 و m_2 یکی را بر می‌گزیند. سپس وی در سطح پایین‌تر، از بین گزینه‌های J گزینش می‌کند. درمدل لاجیت آشیانه‌ای فرض می‌شود اجزاء اخلال e_{ij} از توزیع ارزش بی نهایت تعمیم یافته(GEV) پیروی می‌کنند که تعمیم یافته نوع I توزیع ارزش بی‌نهایت است و اجازه می‌دهد بدیلهای درون آشیانه‌های ساختار درختواره‌ای با هم همبسته باشند. فرض می-شود ρ_m نشان دهنده همبستگی در آشیانه m است، و مشخصه ناهمگنی بدین صورت تعریف شود (هیزیس، ۲۰۰۲): $\tau_m = \sqrt{1-\rho_m}$. گزینه‌ها در صورتی در آشیانه m بطورکامل همبسته هستند که $\tau_m = 0$ باشد، در حالیکه $\tau_m = 1$ نشانه استقلال گزینه‌ها است.

Archive of SID

www.SID.ir

مقدار شمول، IV، برای آشیانه m ام به ارزش انتظاری مطلوبیتی که تصمیم‌گیرنده i با انتخاب یک گزینه از آشیانه m به دست می‌آورد مربوط است. این ارزش چنین نشان داده می‌شود (هیزیس، ۲۰۰۲):

$$IV_m = \ln \sum_{j \in B_m} \exp(V_k / \tau_m) \qquad (۷)$$

B_m؛ مجموعه گزینه‌های موجود در آشیانه m است. مشخصه مقدار شمول، IV، یا جانشینی بین آشیانه‌ها است. در برآورد معادله‌ ای آشیانه‌ای این مشخصه برای آشیانه‌ی پایه، ثابت و برابر یک در نظر گرفته و مقدار آن برای آشیانه دوم برآورد می‌شود. این مشخصه هرچه به یک نزدیکتر باشد نشان می‌دهد که گزینه‌های قرار گرفته در آشیانه دوم درجه جانشینی به نسبت بالایی نسبت به آشیانه اول برخوردار است و معنی‌داری نبودن اختلاف مشخصهIV از عدد یک نشان می‌دهد که تفاوت معنی‌داری بین مدل لاجیت آشیانه‌ای و مدل لاجیت شرطی وجود ندارد(گرین ۲۰۰۰). مشخصه‌های برآوردی الگوی لاجیت شرطی یا آشیانه‌ای، به خودی خود تفسیری ندارند. چنانچه از معادله برآوردی دیفرانسیل کلی گرفته شود، نسبت ضریب هر ویژگی به ضریب ویژگی قیمت، میانگین میل نهایی به پرداخت به دست می‌آید:

$$MWTP = -\beta_i / \beta_k \qquad (۸)$$

β_i ضریب ویژگی مورد نظر و β_k ضریب ویژگی قیمت است. میانگین میل نهایی به پرداخت یا همان قیمت ضمنی آن ویژگی است. تغییرات رفاه اقتصادی هماهنگ با نظریه تقاضا را با استفاده از معادله زیر به دست می‌آید. با مشاهده انتخاب‌های برگزیده و ارتباط‌های سطوح مختلف ویژگی‌ها با تغییرات پولی می‌توان مقادیر رفاه اقتصادی را به دست آورد. اختلاف جبرانی هیکسین که به آن مازاد جبرانی یا مازاد اقتصادی هم گفته می‌شود، برای مورد تحت بررسی ما چنین است (کلستاد، ۲۰۱۱):

$$CS = ES = -\frac{1}{b_y}\left[\ln\left(\sum \exp \beta' x_{ij}^0\right) - \ln\left(\sum \exp \beta' x_{ij}^1\right)\right] \qquad (۹)$$

در معادله بالا $x_{ij}^{\prime}$ ؛ بیانگر مطلوبیت حالت اولیه و $x_{ij}^{\prime}$ ؛ نشاندهنده حالت بدیل یا حالت پس از تغییر است. ضریب b_y؛ مطلوبیت نهایی درآمد و ضریب ویژگی هزینه در رابطه برآورد شده است. در مدل‌های لاجیت شرطی و آشیانه‌ای علاوه بر متغیرهای زیست محیطی، متغیرهای اقتصادی-اجتماعی نیز شامل سن، جنسیت، سطح تحصیلات، بومی بودن، اخلاق زیست

Archive of SID

www.SID.ir

محیطی، تجربه بازدید از سد و منطقه، درآمد و آگاهی استفاده شد. مدل‌های بالا با استفاده از بسته نرم افزاری STATA۹ برآورد شد.

در سال‌های اخیر بدلیل تخریب منطقه، بازدید و استفاده‌های تفرجی از آن به شدت کاهش یافته است و با توجه به دسترسی آزاد به آن برای بازدیدکنندگان، آماری از شمار بازدید-کنندگان وجود ندارد. نظر به اینکه بخش اعظم آب به مصارف خانگی شهر همدان اختصاص یافته و بازدیدکنندگان از منطقه هم ساکنان شهر همدان می‌باشند، سرپرستان خانوارها که دارای درآمد و مستقل هستند جامعه آماری را تشکیل دادند. در مجموع با شمار ۲۵۰ نفر در سال ۱۳۹۲ به طور تصادفی و در نقاط مختلف شهر مصاحبه به عمل آمد که ۳۸ مورد از پرسشنامه‌ها بر پایه پرسش راستی‌آزمایی و صفر اعتراضی حذف و در نهایت ۲۱۲ پرسشنامه برای تحلیل نهایی باقی ماند. البته باید توجه داشت که در روش آزمون انتخاب شمار مشاهدها و شمار افراد مصاحبه شونده برابر نیستند. با توجه به ۷ مجموعه انتخاب در هر پرسشنامه، شمار مشاهده‌ها به ۱۴۸۴ افزایش یافت.

نتایج و بحث

نخستین گام در تصریح مدل‌های اقتصاد سنجی و برآورد آنها این است علامت ضرایب برآوردی سازگار با نظریه اقتصادی بوده و یا از یک منطق عقلانی پیروی کند. سپس به دیگر آماره‌ها برای بررسی نیکویی برازش و دیگر مشخصه‌ها رجوع می‌شود. در جدول (۳) نتایج برآورد مدل لاجیت شرطی نشان داده شده و همه نتایج برابر انتظار است. اما یکی دیگر از ضرورت‌های مهم در تصریح مدل لاجیت شرطی این است که انتخاب‌ها از درون یک مجموعه‌ی گزینه‌ها، بایستی از ویژگی استقلال گزینه‌های نامرتبط پیروی کنند. در صورت نقض این فرضیه برآوردهای الگوی لاجیت شرطی تورش دار و ناکارامد خواهند بود. در این حالت از مدل‌های پیچیده‌تری مانند لاجیت آشیانه‌ای بایستی استفاده شود. در جدول (۲) نتایج آزمون هاسمن برای آزمون کردن فرضیه استقلال گزینه‌های نامرتبط نمایش داده شده است.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول(۲) آزمون هاسمن برای استقلال گزینه های نامرتبط(IIA)

گزینه حذف شده	آماره χ^2	سطح معنی داری
گزینه وضعیت موجود	۴/۱۸	۰/۹۸۹
گزینه ۱	-۳۲/۱۵	ماتریس اختلاف واریانس مثبت معین نیست.
گزینه ۲	-۲۱/۸۷	ماتریس اختلاف واریانس مثبت معین نیست.

مأخذ: محاسبات پژوهش

نتایج آزمون هاسمن نشان می‌دهد که با حذف گزینه وضعیت، موجود فرضیه صفر مبنی بر وجود استقلال گزینه‌های نامرتبط رد نمی‌شود. به عبارت دیگر نتایج برآورد مدل لاجیت شرطی کارا هستند. اما در مورد حذف گزینه‌های یک و دو آماره هاسمن منفی است. یکی از یافته‌های ناسازگار در باره آزمون هاسمن این است که به رغم توزیع نامتقارن کای دو، انتظار می‌رود نتایج آن هم مثبت باشد، اما در کارهای عملی گاهی نتایج منفی به دست می‌آید. مقادیر منفی از آزمون هاسمن و مک فادن(۱۹۸۴)، بارها رخ داده‌است. به نظر آنان نتیجه منفی هنوز فرضیه صفر را تأیید می‌کند. در این زمینه وایجوربرگ (۲۰۱۱) پیشینه این موضوع را از سال ۱۹۸۴ تا فوریه ۲۰۱۰ مورد بررسی قرار داد. بررسی وی از مرور ۳۸۸ مقاله، نشان داد که در ۱۶/۲ درصد موارد علامت این آماره منفی گزارش شده که فرضیه وجود IIA را حتی در این حالت رد نکرده‌اند.

برای رهایی از فرض واریانس همسانی و اطمینان خاطر از نبود نقض IIA ، مدل لاجیت آشیانه-ای نیز برازش شد. بدین منظور همان طور که پیشتر بیان شد بایستی گزینه‌ها به زیر گروه‌ها تقسیم شوند. برای تعیین زیر گروه‌ها به ماهیت مساله و پرسش‌های تحقیق می‌توان توجه کرد. راه حل مناسب این است که گزینه‌های مرتبط در یک زیر گروه جای داده شوند، به طوری که اجزای خطا در درون این آشیانه با هم همبستگی داشته و با اجزای خطای مربوط به گزینه‌های دیگر که در گروه یا آشیانه دیگر قرار گرفته‌اند مرتبط نباشند (هاشمی بناب، ۱۳۹۱). لذا در این تحقیق گزینه وضعیت کنونی در یک گروه و گزینه‌های اول و دوم که در برگیرنده سطوح متفاوتی از بهبود در وضعیت موجود هستند در زیرمجموعه گروه برنامه حفاظت و بهبود قرار گرفتند. احتمال جایگزینی در مورد این دو گزینه در مقایسه با گزینه سوم که وضعیت کنونی یا نبود حفاظت را نشان می‌دهد به نسبت بالا است و به این ترتیب احتمال نقض عدم همبستگی و استقلال گزینه‌ها وجود دارد. در نتیجه مطلوبیت افراد در سطوح بالاتر یعنی در گزینش بین حفاظت یا عدم حفاظت بوم نظام تعیین می‌شود که این گزینش متأثر از ویژگی‌های اقتصادی-

Archive of SID

www.SID.ir

اجتماعی مخاطب خواهد بود و به صورت اثرگذاری متقابل با جمله ثابت وارد مدل شده‌اند. در سطوح پایین تر افراد پس از انتخاب برنامه حفاظتی و نشان دادن تمایل به پرداخت برای بهبود منطقه مورد نظر با گزینش یکی از گزینه‌های اول یا دوم ترجیح‌های خود در ارتباط با ویژگی-های برنامه نشان می‌دهند. نتایج برآورد مدل لاجیت آشیانه‌ای در جدول ۳ نشان داده و با مدل لاجیت شرطی مقایسه شده است.

مقایسه نتایج مدل آشیانه‌ای و شرطی نشان می‌دهد که ضرایب از نظر علامت همانند بوده و تفاوتی ندارند. شمار متغیرهای معنی‌دار نشده نیز همانند هستند. دیگر متغیرها تنها سطح معنی‌داری برخی از آنها تغییرکرده است. مقدار ضرایب اهمیت نسبی آنها را در تأثیرگذاری متغیر مربوطه نشان می‌دهد. در هر دو مدل ضریب ویژگی حفاظت منابع طبیعی بزرگتر از دیگر ویژگی‌ها است. یعنی برای پاسخ دهندگان اهمیت نسبی آن بیشتر از موارد دیگر بوده است. در مقابل متغیر گردش و تفرج کمترین نقش را دارد. این موضوع به طور کامل منطقی است، زیرا منطقه مورد بررسی به دلیل تخریب و از دست دادن جاذبه گردشگری، کمتر مورد استفاده قرار می‌گیرد. نکته جالب توجه این است متغیر جمعیتی بومی بودن فرد پاسخ‌دهنده در هر دو الگو معنی‌دار بوده و تأثیری مثبت بر انتخاب گزینه‌های حفاظتی دارد و افراد بومی در مقایسه با مهاجران تجربه و آشنایی بیشتری با منطقه داشته‌اند. اخلاق‌گرایی زیست‌محیطی در هر دو مدل به طورکامل معنی‌دار است و این متغیر بر انتخاب افراد تأثیر مستقیم دارد. مقایسه مقادیر ضرایب در هر دو مدل نشان می‌دهد که اختلاف آنها بسیار اندک است.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول(۳) نتایج نهایی برآورد مدل‌های لاجیت شرطی و آشیانه ای در شهر همدان

متغیر	الگوی لاجیت شرطی		الگوی لاجیت آشیانه ای	
	ضریب	انحراف معیار	ضریب	انحراف معیار
جمله ثابت دو گزینه	-۲/۳۲۰۸	۰/۸۱۸	-۲/۰۷۱۱	۱/۰۲۳۹
گردش و تفریح	۰/۵۸۴۵	۰/۱۸۹	۰/۵۲۴۴	۰/۲۳۲
زیبایی وچشم انداز	۰/۶۲۹۲	۰/۱۴۲	۰/۵۵۴۳	۰/۲۲۷
حفظ تنوع گونه ای	۰/۷۵۵۶	۰/۱۲۲	۰/۶۷۱۵	۰/۲۳۸
حفاظت منابع طبیعی	۰/۹۲۲۷	۰/۱۴۱	۰/۸۲۲۸	۰/۲۸۲
قیمت	-۰/۰۰۰۵۵	۰/۰۰۰۲	-۰/۰۰۰۴۸	۰/۰۰۰۲۵
سن[1]	-۰/۰۲۱۶	۰/۰۱	-۰/۰۲۱	۰/۰۱۰
جنسیت	-۰/۰۲۹۴	۰/۴۲۴	-۰/۰۳۲	۰/۴۲۳
بعد خانوار	۰/۰۵۵۷	۰/۰۹	۰/۰۵۵	۰/۰۹
بومی بودن	۰/۲۶۲۴	۰/۱۵۳	۰/۲۶۱	۰/۱۵۳
تحصیلات	۰/۱۷۸۵	۰/۰۹۱	۰/۱۷۷	۰/۰۹۱
درآمد	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۲	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۲۸
اخلاق زیست محیطی	۰/۰۸۵۴	۰/۰۲۷	۰/۰۸۴	۰/۰۲۷
تجربه بازدید از سایت	۰/۰۷۲۱	۰/۲۷۳	۰/۰۷۱	۰/۲۷۲
تجربه بازدید از سد	۱/۳۷۷۸	۰/۲۹۵	۱/۳۷۴	۱/۳۷۴
آگاهی	۰/۱۵۱۲	۰/۰۹۸	۰/۱۵۰	۰/۰۹۸

مأخذ: یافته های تحقیق

معنی دار در سطح ۱٪، معنی دار در سطح ۵ ٪، معنی دار در سطح ۱۰ ٪

۱-متغیرهای اقتصادی –اجتماعی به صورت حاصلضرب آنها در عرض از مبدأ استفاده شده‌اند.

جدول (۴) مشخصه‌ها و نیکویی برازش این دو مدل را نشان می‌دهد و با توجه به این جدول معلوم می‌شود که نتایج مدل تفاوت معنی‌داری با یکدیگر ندارند. برابر جدول۳ آماره لگاریتم تابع راست نمایی مدل لاجیت شرطی و آشیانه‌ای به ترتیب برابر ۱۱۹۲/۳۲ و ۱۱۹۲/۲۴ است و اختلاف ناچیزی دارند. آماره‌های نسبت راست نمایی برای لاجیت شرطی و والد برای آشیانه-ای که معادل آمارهF در برآورد حداقل مربعات معمولی هستند، هر دو معنی‌دار می‌باشند و نشان می‌دهند که کل مدل‌های برآوردی بطور معنی‌داری در سطح ۱ درصد متفاوت از صفر هستند. آماره R^2 برای مدل لاجیت شرطی برابر ۰/۲۶۸۷ است و بنا به نظر لویر و همکاران (۲۰۰۰) این آماره بایستی بالاتر از ۰/۱ باشد تا مدل پذیرفته شود و مقدار آن در بازه ۰/۲ تا ۰/۳ معادل همین ضریب در دامنه ۰/۷ تا ۰/۹در روش حداقل مربعات معمولی است. جزء متفاوت مدل لاجیت آشیانه‌ای نسبت به مدل لاجیت شرطی، مشخصهIV یا جانشینی بین

Archive of SID

www.SID.ir

آشیانه‌ها است. این مشخصه برای آشیانه‌ی برنامه کنونی، به عنوان پایه برآورد، ثابت و برابر یک در نظر گرفته و مقدار آن برای آشیانه دوم برآوردمی‌شود. برابر جدول این مشخصه برای برنامه حفاظت و بهبود، ۰/۸۷ برآورد شده است. در این مدل آماره نسبت راست نمایی در ارتباط با مشخصه جانشینی نشان می‌دهد که فرض صفر این آزمون رد نمی‌شود و مدل لاجیت آشیانه‌ای نتایج متفاوتی نسبت به مدل لاجیت شرطی ارائه نمی‌دهد. در نتیجه از همان مدل لاجیت شرطی می‌توان برای برآورد تمایل به پرداخت نهایی استفاده کرد.

جدول(۴) ویژگی‌ها و نیکویی برازش‌ها و مقایسه الگوهای لاجیت شرطی و آشیانه‌ای

الگوی لاجیت آشیانه‌ای		الگوی لاجیت شرطی	
شمار مشاهدات	۴۴۵۲	شمار مشاهدات	۴۴۵۲
شمار نمونه	۱۴۸۴	شمار نمونه	۱۴۸۴
لوگ راست نمایی	-۱۱۹۲/۲۴	لوگ راست نمایی	-۱۱۹۲/۳۲۲۵
آماره Wald	۳۹۶/۲۸	آماره LR	۸۷۶/۰۴
ناهمگنی مشخصهها(ضریب IV):		آماره مکفادن (Pseudo R^2)	۰/۲۶۸۷
برنامه کنونی (ثابت)	۱	-	-
برنامه بهبود و حفاظت	۰/۸۷۴۱(۰/۳۰۵)	-	-
آزمون LR برای مشخصه IIA (IV=۱):		$Prob: \chi^2 = 0.692$	$\chi^2 = 0.16$

مأخذ: یافته‌های تحقیق

با توجه به ناممکن بودن تفسیر مستقیم ضرایب در این گونه الگوها، نرخ‌های نهایی جانشینی بین ویژگی‌های غیر بازاری و ویژگی پولی محاسبه می‌شود. نتایج این محاسبه را می‌توان به عنوان نسبت‌های میانگین تمایل به پرداخت نهایی برای تغییر در هر ویژگی یا قیمت‌های ضمنی هر ویژگی تفسیر نمود. این نتایج در جدول (۵) نشان داده شده است. بر پایه نتایج جدول بالاترین رقم تمایل نهایی به پرداخت در هر دو مدل مربوط به حفاظت منابع طبیعی است، پس از آن حفاظت گونه‌های جانوری، چشم انداز و گردش و تفرج در رتبه‌های بعدی قرار دارند. بر پایه دیدگاه‌های پاسخ‌دهندگان، این نتایج هم مؤید نظر آنان است و این افراد برای منابع طبیعی بیشتر از دیگر ویژگی‌ها ارزش قائل بودند.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول(۵) تمایل نهایی به پرداخت ماهیانه شهروندان همدانی برای حفاظت و بهبود منطقه تفرجی پایین دست سد اکباتان (ارقام به ریال در ماه)

ویژگی	مدل لاجیت شرطی	مدل لاجیت آشیانه‌ای
گردش و تفریح	۱۰۶۲۶/۲	۱۰۹۲۵
زیبایی وچشم انداز	۱۱۴۴۰	۱۱۵۴۷/۹
حفظ تنوع گونه ای	۱۳۷۳۸/۲	۱۳۹۸۹/۶
حفاظت منابع ببیعی	۱۶۷۷۶/۴	۱۷۱۴۱/۷

مأخذ: یافته‌های تحقیق

با توجه به تغییرات مازاد اقتصادی می‌توان تغییرات رفاهی را مشخص کرد. نتایج در جدول (۶) و بنابر نتایج الگوی لاجیت شرطی که مقادیر تمایل نهایی به پرداخت آن منطقی‌تر به نظر می‌رسد محاسبه و نشان داده شده است. ستون اول راهبردها و سیاست‌های مختلف را نشان می‌دهد. در راهبرد اول وضعیت کنونی حاکم است و در نتیجه تغییرات رفاهی صفر است. اما در راهبرد دوم منطقه به طور کامل احیاء شده و به شرایط و وضعیت پیش از سال۱۳۸۶ بر می‌گردد. در این صورت رفاه اقتصادی برای یک خانوار به میزان ۶۲۹۶۷ ریال در ماه افزایش می‌یابد. پس منطقی است که فرض شود سرپرست خانوار مایل خواهد بود تا این مبلغ را برای جبران آسیب و زیان‌های زیست‌محیطی پرداخت نماید. اما در سیاست یا راهبرد سوم بهبود شرایط زیست‌محیطی یا همان ویژگی‌ها در حد میانگین است و میزان تغییر رفاه ۱۰۳۸۵ ریال در ماه می‌باشد که بسیار کمتر از راهبرد شماره ۲ است. نظر به اهمیت بالاتر منابع طبیعی از دیدگاه مصاحبه‌شوندگان در این گزینه نقش حفاظت منابع طبیعی در حد وضعیت پیش از بالابردن دیواره سد می‌باشد. اما ویژگی‌های دیگر در حد بهبود نسبی می‌باشند. در این راهبرد تغییرات رفاه اقتصادی ۲۷۱۶۲ ریال در ماه است.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول(۶) بررسی پیامدهای رفاهی سیاست‌های مختلف بهبود و احیاء منطقه پایین دست سد اکباتان

شماره راهبرد	گردش و تفریح	چشم انداز	حفظ تنوع گونه‌ای	حفاظت منابع طبیعی	رفاه اقتصادی (ریال در ماه)
۱	وضعیت کنونی	وضعیت کنونی	وضعیت کنونی	وضعیت کنونی	۰
۲	قبل از بالابردن	پیش از بالابردن	پیش از بالابردن	پیش از بالابردن	۶۲۹۶۷
۳	بهبود نسبی	بهبود نسبی	بهبود نسبی	تخریب میانگین	۱۰۳۸۵
۴	بهبود نسبی	بهبود نسبی	بهبود نسبی	بدون تخریب	۲۷۱۶۲
۵	وضعیت کنونی	قیل از بالابردن	قیل از بالابردن	قیل از بالابردن	۴۱۷۱۳
۶	قیل از بالابردن	وضعیت کنونی	وضعیت کنونی	وضعیت کنونی	-۲۰۹۴۲

مأخذ: یافته های تحقیق

در راهبرد پنجم، گردش‌گری در منطقه در سطح وضعیت کنونی است، ولی دیگر ویژگی‌ها در شرایط پیش از بالابردن دیواره سد می‌باشند. در این حالت هم تغییرات رفاهی در حد بالایی است و برابر ۴۱۷۱۳ ریال درماه می‌باشد. راهبرد ششم برعکس راهبرد پیشین است و در شرایطی که چشم انداز و زیبایی منطقه از بین رفته، تنوع گونه‌ای کاهش یافته، جنگل‌ها و قنات‌ها خشک شده‌اند و سطح آب‌های زیرزمینی افت نموده است، استفاده‌های گردش و تفرجی از منطقه در سطح پیش از بالابردن دیوار سد، باعث کاهش رفاهی خانوارها می‌شود. این میزان کاهش معادل ۲۰۹۴۲- ریال در ماه است. با توجه به اینکه استفاده‌های تفریحی در گروه ارزش‌های استفاده‌ای و ویژگی‌های دیگر در حیطه ارزش‌های غیر استفاده‌ای قرار می‌گیرند، به نظر می‌رسد برای مردم همدان در شرایط کنونی ارزش‌های اختیار، میراثی و وجودی بیشتر از ارزش‌های استفاده‌ای باشد که تغییرات رفاهی راهبردهای جدول۶ گویای این موضوع است.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

برابر سرشماری عمومی نفوس و مسکن سال ۱۳۹۰ شمار ساکنان شهر همدان ۱۵۶۵۵۶ خانواده بوده است(مرکزآمار ایران ۱۳۹۱). در صورت جبران آسیب و زیان‌های زیست محیطی منطقه و احیاء آن به وضعیت زمان پیش از بالابردن دیوار سد، ماهیانه ۶۲۹۶۷ ریال رفاه اقتصادی هر خانوار افزایش می‌یابد، در نتیجه کل تمایل به پرداخت شهروندان همدانی برای دستیابی به این هدف برابر ۱۱۸/۲۹ میلیارد ریال در سال خواهد بود. در واقع این مبلغ به عنوان هزینه‌های سالیانه زیست محیطی پروژه بالابردن دیوار سد اکباتان بایستی افزوده شود. بیرو (۱۹۹۸) زیان‌های زیست محیطی سد کایراک تپه در ترکیه را بر پایه تمایل به پرداخت

Archive of SID

www.SID.ir

افراد برابر ۱۲/۶۶میلیون دلار آمریکا برآورد کرد و نشان داد که با منظور کردن این رقم در تحلیل منفعت به هزینه سد، این نسبت از ۱/۳۵به ۰/۸۴کاهش می‌یابد. به طور همانندی بررسی هان وهمکاران (۲۰۰۸) در کره جنوبی نشان داد که با برآورد زیان‌های زیست محیطی نسبت منفعت-هزینه کاهش یافته و اجرای پروژه سد غیراقتصادی می‌شود. بررسی الپ و یتس(۲۰۰۹) در زمینه سد یوسفلی ترکیه هم به همین نتایج ختم شده است. این محققان به دلیل غیر اقتصادی بودن پروژه ها پیشنهاد اجرایی نشدن پروژه‌ها را ارائه نمودند. اما بررسی‌های این افراد ارزیابی پیش از اجراء پروژه بود ولی این بررسی ارزیابی پس از اجرا می‌باشد، لذا نمی-توان از اجرا نشدن یا تخریب سد سخن گفت. از سوی دیگر، برابر نظر افراد نمونه، در صورتی تمایل به پرداخت خواهند داشت که پرداخت‌های آنان بطور کامل برای احیاء منطقه و پایین دست سد هزینه و سرمایه‌گذاری شود. اما در این شرایط احیاء منطقه پایین دست سد اکباتان بدون آزاد سازی حق آبه زیست محیطی از سوی سد و آنهم به طور منظم سالیانه امکان پذیر نیست و چنین تصوری غیر محتمل و غیر قابل برنامه‌ریزی است. سرریزهای اتفاقی که هر از چندسالی به دلیل ریزش‌های جوی مناسب رخ می‌دهد کمکی به احیاء منطقه نخواهدکرد.

راه حل پیشنهادی این مطالعه، انتقال پساب تصفیه شده از تصفیه‌خانه آب و فاضلاب همدان به ناحیه مورد نظر است. ظرفیت این تصفیه خانه برای جمعیت ۵۰۰ هزارنفری طراحی شده و در صورت بهره‌برداری کامل به میزان ۱۰۰۰ لیتر در ثانیه پساب خروجی تصفیه شده خواهد بود. فاصله اقلیدوسی این تصفیه خانه تا پای سد اکباتان حدود۱۵ کیلومتر می‌باشد، اجرای پروژه انتقال آب از این تصفیه‌خانه به نقاط آسیب دیده می‌تواند فرایند برگشت‌پذیری را در منطقه ایجاد کند. منابع مالی این پروژه نیز از محل تمایل به پرداخت مردم شهر همدان قابل تأمین است. مبلغ تمایل به پرداخت می‌تواند با استفاده از قبض‌های آب از آنان وصول شود. ۵۳/۲ درصد از اعضای نمونه چگونگی پرداخت تمایل به پرداخت خود را از راه افزایش در قبض آب انتخاب کردند. ۵۲/۷ درصد از اعضای نمونه هم سازمان حفظ محیط‌زیست را به عنوان مجری این برنامه گزینش نمودند.

برای انجام کامل‌تر تحلیل منفعت-هزینه پروژه‌های سد سازی، می‌بایستی از ابزار آزمون انتخاب برای ارزش‌گذاری‌پیامدهای زیست محیطی استفاده شود. این روش ابزار مناسبی را برای ارزش-گذاری همزمان انواع ویژگی‌های زیست محیطی که ممکن است در نتیجه اجرای پروژه آسیب و زیان ببینند فراهم می‌کند (هان و همکاران ۲۰۰۸). ارزیابی پیامدهای زیست محیطی(EIA)

Archive of SID

www.SID.ir

بدون ریالی کردن این پیامدهای نمی‌تواند کمکی به تصمیم‌گیرندگان پروژه نماید. نسبت منفعت- هزینه و نرخ بازده داخلی، شاخص‌های اساسی در تصمیم‌گیری و داوری در خصوص پذیرش یا رد پروژه‌ها است. با ریالی شدن پیامدهای زیست محیطی و انعکاس آن در این معیارها، می‌توان انتظار داشت تصمیم‌های عقلایی بهتری در مورد این گونه پروژه‌ها گرفته شود.

منابع

شرکت مدیریت منابع آب (۱۳۹۰)، گزارش اطلاعات پایه ای منابع آب، وزارت نیرو، تهران.

شرک سهامی آب منطقه ای همدان (۱۳۹۲)، واحد بررسی های آمار و اطلاعات، همدان.

قربانی، م. و فیروز زارع، ع. (۱۳۸۸). ارزش‌گذاری ویژگی‌های مختلف آلودگی هوا در مشهد. *مجله تحقیقات اقتصادی*، (۸۹): ۲۴۱-۲۱۵.

کرمی، ا. (۱۳۹۱). برآورد ارزش اقتصادی-زیست محیطی آب زاینده رود در استان اصفهان. پایان نامه کارشناسی ارشد اقتصاد کشاورزی. دانشگاه تهران.

ماجد، و. (۱۳۹۲)، ارزش گذاری اقتصادی آب در چارچوب مدیریت پایدار منابع: کاربرد ارزشگذاری خدمات برگشت ناپذیر محیطی برای رودخانه زرینه رود، *رساله دکتری اقتصاد*، دانشگاه تهران.

مرکز آمار ایران (۱۳۹۱). نتایج سرشماری عمومی نفوس و مسکن ۱۳۹۰. معاونت راهبردی استانداری همدان.

نیکویی، ع. و ر. و زیبایی، م. (۱۳۹۱). ارزش زیست محیطی و گردشگاهی *جریان رودخانه زاینده رود در شهر اصفهان: کاربرد روش گزینش دوگانه حدی*. مجله اقتصاد کشاورزی، ۶(۲): ۱۵۱-۱۲۱.

هاشمی بناب، صدیقه (۱۳۹۱)، ارزش گذاری پیامدهای اقتصادی-زیست محیطی تغییرکاربری اراضی در استان مازندران، *رساله دکتری اقتصاد کشاورزی*، دانشگاه تهران.

Alp, E. & Yetis, U. (۲۰۱۰). Application of the contingent valuation method in a developing country: A case study of the Yusufeli Dam in northeast Turkey, *Water Science and Technology* ,۶۲(۱) :۹۹-۱۰۵.

Arthington, A.H., et al. (۲۰۱۰). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, ۵۵ (۱): ۱–۱۶.

Archive of SID

www.SID.ir

Bahatia, R., Malik, R.P.S., Bhatia, M. (۲۰۰۷). Direct and indirect economic impacts of the Bhakra multipurpose dam, India. *Irrigation and Drainage* ۵۶(۱): ۱۹۵–۲۰۶.

Beck M. W. , Claassen, A. H. & Hundt, P. J. (۲۰۱۲). Environmental and livelihood impacts of dams: common lessons across development gradients that challenge sustainability, *International Journal of River Basin Management*, ۱۰(۱):۱-۲۰.

Biro Y. (۱۹۹۸). Valuation of the environmental impacts of the Kayratepe dam hydroelectric project Turkey: an exercise in contingent valuation. *Ambio*, ۲۷(۱): ۲۲۴–۲۲۹.

Bockstael, N.E. (۱۹۹۶). Economics and ecological modeling: The importance of a spatial perspective. *American Journal of Agricultural Economics*, ۷۸(۵):۱۱۶۸–۱۱۸۰.

Brauman, K.A., et al. (۲۰۰۷). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, ۳۲, ۶۷–۹۸.

Brismar, A. (۲۰۰۲). River systems as providers of goods and services: a basis for comparing desired and undesired effects of large dam projects, *Environmental Management*, ۲۹(۵): ۵۹۸–۶۰۹.

Daubert, J. T. & Young, R. A. (۱۹۸۱). Recreational Demands for Maintaining Instream Flows: A Contingent Valuation Approach. *American Journal of Agricultural Economics*, ۶۳(۴):۶۶۶-۶۷۶.

Dorcey, T., Steiner, A., Acreman, M., & Orlando, B. (۱۹۹۷). Large Dams: Learning from the Past Looking at the Future. Workshop proceedings, Gland, Switzerland: IUCN/The World Bank.

Duffield, J. W., Neher, C. J. & Brown, T.C. (۱۹۹۲). Recreation benefits of instream flow: Application to Montana's Big Hole and Bitterroot Rivers. *Water Resources Research*, ۲۸(۹): ۲۱۶۹- ۲۱۸۱.

Freeman, A.M. (۱۹۹۳). *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington, DC: Resources for the Future.

Goldsmith, E. & Hildyard, N. (۱۹۸۴). The social and environmental effects of large dams. San Francisco, CA: Sierra Club Books.

Archive of SID

www.SID.ir

González C. A., Loomis JB. (۱۹۹۷). Economic benefits of maintaining ecological integrity of Rio Mameyes, in Puerto Rico. *Ecological Economic*, ۲۱(۱): ۶۳–۷۵.

Green, W.H. (۲۰۰۰). Econometric analysis. Prentice Hall International Editions. New York University.

Han, S. , Kwak, S. J. & Yoo, S. H. (۲۰۰۸). Valuing environmental impacts of large dam construction in Korea: An application of choice experiments, *Environmental Impact Assessment Review*, ۲۸(۱): ۲۵۶–۲۶۶.

Hanley, N. & Spash CL., (۱۹۹۳). Cost–benefit analysis and the environment. Edward Elgar, Aldershot, UK.

Hanley, N., Wright, R. E. & Adamowicz, V. (۱۹۹۸). Using Choice Experiments to Value the Environment: Design Issues, Current Experience, and Future Prospects. *Environmental and Resource Economics*, ۱۱(۳–۴): ۴۱۳–۴۲۸.

Hanley, N., Mourato, S. & Wright, R.E. (۲۰۰۱). Choice Modeling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuation? *Journal of Economic Surveys*, ۱۵(۳): ۴۳۵–۶۲.

Hausman, J., & McFadden, D. (۱۹۸۴). Specification Tests for the Multinomial Logit Model. *Econometrica*, ۵۲(۵): ۱۲۱۹-۱۲۴۰

Hensher, D.A., Rose, J. & Greene, W. H. (۲۰۰۴). Applied choice analysis: A primer. Cambridge University Press: Cambridge.

Heiss, F. (۲۰۰۲). Structural choice analysis with nested logit models. Stata Journal ۲: ۲۲۷–۲۵۲.

Kolstad, C. D. (۲۰۱۱). Environmental Economics (۲nd edition) New York, New York: Oxford University Press.

Louviere, J. J., Hensher, D. A., & Swait, J. D. (۲۰۰۰). Stated Choice methods: Analysis and Applications. Cambridge University press, Cambridge.

Manski, C. (۱۹۷۷). The Structure of Random Utility Models. *Theory and Decision* ۸(۲): ۲۲۹–۲۵۴.

McFadden, D. (۱۹۷۴). Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior. In: Frontiers of Econometrics. Academic Press, London, p. ۱۰۵–۱۴۲.

Archive of SID

www.SID.ir

Mitchell R. and Carson, R. T. (۱۹۸۹). Using .Surveys To Value Public Goods: The Contingent valuation Method, Resources for the Future, Washington, D.C.

Sanders L.D., Walsh R.G. & Loomis J.B. (۱۹۹۰). Toward empirical estimation of the total value of protecting rivers. *Water Resource Research*, ۲۶:۱۳۴۵–۵۷.

Streever WJ, Callaghan-Perry M, Searles A, Stevens T, & Svoboda P. (۱۹۹۸). Public attitudes and values for wetland conservation in New South Wales, Australia. *Journal of Environmental Management*, ۵۴(۱):۱–۱۴.

Vega, D.C. & Alpizar, F. (۲۰۱۱). Choice Experiments in Environmental Impact Assessment: The Toro ۳ Hydroelectric Project and the Recreo Verde Tourist Center in Costa Rica, Environment for Development Discussion Paper Series, EfD DP.

Vijverberg Win. (۲۰۱۱). Testing for IIA with the Hausman-McFadden Test, IZA DP No. ۵۸۲۶, discussion paper series, Institute for the Study of Labor.

Wang, G., Fang, Q., Zhang, L., Chen, W., Chen Z. & Hong, H. (۲۰۱۰). Valuing the effects of hydropower development on watershed ecosystem services: Case studies in the Jiulong River Watershed, Fujian Province, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, ۸۶(۲): ۳۶۳–۳۶۸.

Williams, P.B. (۱۹۹۱). The debate over large dams-the case against. *Civil Engineering*, ۶۱(۱):۴۶-۴۸.

World Commission on Dams. (۲۰۰۰). Dams and development: A new framework for decision-making. The Report of world commission on Dams, London. UK: Earth scan Publications.

Archive of SID

www.SID.ir