



Evaluation of Natural Capital Changes and Ecological Sustainability in the Hara Protected Area

Parvaneh Sobhani¹ | Afshin Danehkar²

1. Department of Environmental Science, Natural Resources Faculty, University of Tehran, Karaj, Iran.

2. Corresponding Author, Department of Environmental Science, Natural Resources Faculty, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: danehkar@ut.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:

Received: 11 May 2024

Received in revised form:
05 Jun 2024

Accepted: 15 Jun 2024

Available online: 21 Jun 2024

Keywords:

Ecological footprint,
Natural capital,
Biological carrying capacity,
Evaluating sustainability,
Hara protected area.

ABSTRACT

The increased demand and consumption level of human societies has led to excessive exploitation of natural capital and increased ecological unsustainability in natural ecosystems, especially in Protected Areas (PAs). Therefore, the continuation of the process of using ecosystem services leads to an increase in ecological pressures and a decrease in the capacity of natural resources to meet human needs. Therefore, in the present study, the spatial-temporal changes in natural capital and the level of ecological sustainability in the Hara PAs from 1989 to 2021 were evaluated using the ecological footprint model. As the results revealed, tidal zones have the most increasing trend among the existing uses, and water areas show the most decreasing trend. In addition, the obtained results indicate that the extent of mangrove habitats has decreased during the studied years. Also, the performance and equivalence results among the uses of the region showed that the water areas (Aquaculture and fishing area) have assigned the highest equivalence coefficient and during this period, they show the greatest decrease in surface area. While mangrove forests with the lowest level of land use have the highest productivity coefficient. In the studied area, the ecological footprint has an increasing trend, the Biological Capacity (BC) is decreasing, and the Ecological Deficit (ED) is increasing. Thus, the ecological footprint index has increased from 1989 to 2021, which indicates the high intensity of resource use. Also, the foot depth index has an increasing trend, which indicates the increase in the intensity of natural capital consumption and the decrease in capital accumulation during the studied years. Therefore, it is necessary to change the pattern of production and consumption to create ecological balance and control unsustainability in this area. On the other hand, preventing the increase of land cover/use changes as well as the protection of natural capital requires the creation of an integrated management for sustainable development and use of natural resources according to the region's BC.

Cite this article: Sobhani, P., & Danehkar, A. (2024). Evaluation of Natural Capital Changes and Ecological Sustainability in the Hara Protected Area. *Geography and Environmental Sustainability*, 14 (2), 49-63. DOI: 10.22126/GES.2024.10607.2754



© The Author (s).
DOI: 10.22126/GES.2024.10607.2754

Publisher: Razi University

ارزیابی تغییرات سرمایه طبیعی و میزان پایداری اکولوژیک در منطقه حفاظت شده حرا

پروانه سبحانی^۱ | افشین دانه کار^۲

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
۲. نویسنده مسئول، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: danehkar@ut.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
<p>نوع مقاله: مقاله پژوهشی</p> <p>تاریخچه مقاله:</p> <p>تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۲۲</p> <p>تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۰۳/۱۶</p> <p>تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۳/۲۶</p> <p>دسترسی آنلاین: ۱۴۰۳/۰۴/۰۱</p> <p>کلیدواژه‌ها:</p> <p>ردپای اکولوژیک، سرمایه طبیعی، ظرفیت برد زیستی، ارزیابی پایداری، منطقه حفاظت شده حرا.</p>	<p>افزایش تقاضا و سطح مصرفی جوامع انسانی، منجر به بهره‌برداری بی‌رویه از سرمایه طبیعی و افزایش ناپایداری اکولوژیک در اکوسیستم‌های طبیعی به‌ویژه مناطق تحت حفاظت شده است. از این‌رو، تداوم روند استفاده از خدمات اکوسیستمی، منجر به افزایش فشارهای اکولوژیک و کاهش ظرفیت سرمایه‌های طبیعی در تأمین نیازهای بشری می‌شود. بر این اساس، در مطالعه حاضر به ارزیابی تغییرات مکانی-زمانی سرمایه طبیعی و میزان پایداری اکولوژیک در منطقه حفاظت شده حرا طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ با استفاده از مدل ردپای اکولوژیک پرداخته شد. نتایج نشان داد که در بین کاربری‌های موجود، پهنه‌های جزرومدی بیش‌ترین روند افزایشی و پهنه‌های آبی بیش‌ترین روند کاهشی را دارند. علاوه‌براین، نتایج به‌دست آمده حاکی از آن است که وسعت رویشگاه‌های مانگرو طی سال‌های مورد مطالعه، کاهش یافته است. همچنین نتایج عملکرد و هم‌ارزی در بین کاربری‌های منطقه نشان داد که، پهنه‌های آبی (بسترصید) بیشترین ضریب هم‌ارزی را به خود اختصاص داده‌اند و در طی این دوره، بیشترین کاهش سطح را نشان می‌دهند. در حالی که، جنگل‌های مانگرو با کمترین سطح در بین کاربری‌ها، بیشترین ضریب عملکرد را دارا می‌باشند. در محدوده مورد مطالعه، ردپای اکولوژیک دارای روند افزایشی، ظرفیت زیستی کاهشی و کسری اکولوژیک از روند افزایشی برخوردار است. بدین ترتیب، شاخص اندازه ردپای اکولوژیک طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ افزایش یافته است که این نتایج حاکی از شدت بالای استفاده از منابع دارد. همچنین شاخص عمق پا نیز از روند افزایشی برخوردار است که نشان دهنده افزایش شدت مصرف سرمایه طبیعی و کاهش انباشت سرمایه در طی سال‌های مورد مطالعه می‌باشد. بنابراین، تغییر در الگوی تولید و مصرف به‌منظور ایجاد تعادل اکولوژیک و کنترل ناپایداری در این منطقه امری ضروری است. از طرفی، جلوگیری از افزایش تغییرات پوشش/ کاربری اراضی و همچنین حفاظت از سرمایه طبیعی، مستلزم ایجاد مدیریتی یکپارچه برای توسعه پایداری و استفاده از منابع طبیعی با توجه به ظرفیت برد زیستی منطقه می‌باشد.</p>
<p>استناد: سبحانی، پروانه؛ دانه کار، افشین (۱۴۰۳). ارزیابی تغییرات سرمایه طبیعی و میزان پایداری اکولوژیک در منطقه حفاظت شده حرا. <i>جغرافیا و پایداری محیط</i>، ۱۴ (۲)، ۴۹-۶۳. DOI: 10.22126/GES.2024.10607.2754</p>	
<p>© نویسندگان. DOI: https://doi.org/10.22126/GES.2024.10607.2754</p>	
<p>ناشر: دانشگاه رازی</p>	
	

مقدمه

سرمایه طبیعی شامل منابع طبیعی و خدمات محیط زیستی در اکوسیستم‌های بکر و طبیعی است که نقش مهمی در رفاه انسان و توسعه پایدار دارد (Polasky & Daily, 2021; Dong et al., 2021). با این حال، تغییر در سیستم‌های طبیعی ممکن است این سرمایه ارزشمند طبیعی را تهدید و نابود کند (Costanza et al., 2021). بنابراین، بررسی روند تغییرات مکانی و زمانی در سرمایه طبیعی به ارزیابی عملکرد اکوسیستم‌ها و سطوح توسعه پایدار در بستری از طبیعت کمک می‌کند (Zhang et al., 2023).

گسترش جمعیت و رشد سریع اقتصادی، تقاضای انسان برای استخراج و مصرف از سرمایه طبیعی را افزایش داده است. این تقاضا از ظرفیت بازسازی پیشی گرفته و منجر به ناپایداری و پیامدهایی چون کاهش منابع، گرمایش جهانی، جنگل‌زدایی و نابودی تنوع زیستی شده است (Xu & Zhao, 2023; Hariram et al., 2023). توانایی سیستم‌های طبیعی در تأمین منابع و جذب زائدات، عملکرد مهم سرمایه طبیعی است. از این رو، افزایش فشار بر اکوسیستم‌ها منجر به کاهش سرمایه طبیعی و تهدید زیستگاه‌ها شده است (Adla et al., 2022). به عبارت دیگر کاهش موجودی سرمایه طبیعی به‌عنوان شواهدی از ناپایداری محیطی مطرح است (Gómez-Baggethun & de Groot, 2010). بنابراین، حفاظت از سرمایه طبیعی برای حفظ بقای انسان و در دسترس بودن خدمات محیط زیستی در راستای تحقق اهداف توسعه پایدار، امری ضروری است.

بر این اساس، در دهه ۱۹۹۰، مفهوم ردپای اکولوژیک (EF)^۱ برای سنجش پایداری پیشنهاد شد (Rees, 1992). ردپای اکولوژیک یک ابزار حساب‌داری منابع طبیعی است که به‌عنوان یکی از شاخص‌های توسعه پایدار، توجه زیادی را در سراسر جهان به خود جلب کرده است (Yang & Hu, 2018). از طرفی دیگر ردپای اکولوژیک به‌عنوان یک مدل ترکیبی شناخته شده پایداری، تقاضای انسان در طبیعت را با ارزیابی تولید بیولوژیکی و استفاده از زمین اندازه‌گیری می‌کند. این مدل بیان‌کننده مقدار مصرف و تقاضای مردم از کالاهای طبیعی و خدمات می‌باشد که وابسته به مساحت زمین مولد زیستی و مناطق آبی بر اساس میزان تولید منابع مصرفی و جذب ضایعات تولید شده توسط جمعیت است (Ulucak & Khan, 2020).

ردپای اکولوژیک، کاربری‌های مختلف زمین را مورد ارزیابی قرار می‌دهد و بر حسب وزن در هکتار (بهره‌وری زیستی) یا هکتار جهانی (gha) اندازه‌گیری می‌شود (Monfreda et al., 2004). تمایز انباشت و جریان در روش ردپای اکولوژیک برای منابع مورد استفاده توسط انسان، این امکان را می‌دهد تا آستانه استفاده انسانی از منابع را شناسایی کرده و حاکی از آن است که فراتر از چنین استفاده‌ای ناپایدار بوده و ظرفیت سرمایه‌های محیط زیستی برای چنین منابعی را به خطر می‌اندازد (Mancini et al., 2018). این امر موجب ایجاد اثرات برگشت‌ناپذیری بر اکوسیستم‌های طبیعی سرزمین شده است که نتیجه آن پیامدهایی چون کاهش منابع زیستی، نابودی گونه‌ها و تضعیف خدمات اکوسیستمی می‌باشد (Monteiro et al., 2021; Aburas et al., 2016).

باتوجه به اهمیت و ضرورت مسئله، در این زمینه مطالعاتی انجام شده است که می‌توان به نظری و کلانتری (۱۴۰۲)، در بررسی عوامل مؤثر بر ردپای اکولوژیک شهر ساری اشاره نمود. نتایج به‌دست‌آمده از مقایسه ردپای اکولوژیک مصرف و ظرفیت زیستی در این شهر، حاکی از کمبود اکولوژیک می‌باشد و همچنین به لحاظ اکولوژیک نیز ناپایدار است. در مطالعه‌ای دیگر، زنگ و همکاران (۲۰۲۳)، به بررسی تغییرات زمانی و محرک‌های فضایی ردپای اکولوژیک آب در رودخانه یانگ تسه پرداختند. آن‌ها بیان کردند که شهرنشینی و ردپای اکولوژیک آب همبستگی فضایی قابل‌توجهی دارند که نشان‌دهنده اثرات خارجی محیط زیستی شهرنشینی بر استفاده از منابع آب است (Zhang et al., 2023). همچنین زنگ و زو (۲۰۲۲)، تنوع زمانی و مکانی ظرفیت برد منابع آبی و زمین را بر اساس ردپای اکولوژیک در کشور چین مورد بررسی قرار دادند. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که نیمی از شهرها در این منطقه از نظر منابع آب و زمین در وضعیت ناهماهنگ و ناپایداری قرار دارند (Zhang & Zho., 2022).

لی و همکاران (۲۰۲۲)، ارزش فیزیکی سرمایه‌های طبیعی را بر اساس مدل ردپای اکولوژیک به‌صورت کمی ارزیابی

کردند. مطابق نتایج، بین سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۸، مقادیر فیزیکی ردپای اکولوژیک سرانه و کمبود اکولوژیک سرانه افزایش یافته است، در حالی که به دلیل توسعه فعالیت‌های انسانی، مقدار فیزیکی سرانه ظرفیت برد زیستی کاهش یافته است (Li et al., 2022). علاوه بر این، گالی و همکاران (۲۰۲۰)، ردپای اکولوژیک را در شش منطقه شهری پرتغال ارزیابی کردند و دریافتند که سنجش ردپای اکولوژیک می‌تواند در حمایت از استراتژی‌های محلی و دستیابی به اهداف توسعه پایدار (SDGs)^۱ مفید باشد (Galli et al., 2020).

علی‌رغم اهمیت اکوسیستم‌های طبیعی و مناطق حفاظت شده، متأسفانه تا کنون توجه کافی به مطالعه تغییرات سرمایه طبیعی و تنوع زیستی، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک کشور که دارای منابع اکولوژیک محدودی می‌باشند، نشده است (Sobhani et al., 2022). در مطالعه حاضر به بررسی تغییرات مکانی و زمانی سرمایه طبیعی در منطقه حفاظت شده حرا، به‌عنوان یکی از عمده‌ترین بوم‌سازگان طبیعی حرا در جنوب ایران پرداخته شده است که نتایج این مطالعه می‌تواند تکمیل‌کننده این محدودیت‌ها باشد. جنگل‌های مانگرو منطقه حفاظت شده حرا، از غنی‌ترین زیستگاه‌های تالابی به شمار می‌روند که دارای اهمیت و کارکردهای چندجانبه غیر قابل‌جانشین هستند. در این راستا ارزش‌های زیستگاهی، جاذبه‌های جنگل‌شناسی، غنای تنوع زیستی و به‌ویژه توان بالای گردشگری در جنگل‌های مانگرو کشور سبب شده است که در دو دهه اخیر بیشتر مورد توجه برنامه‌ریزان و تصمیم‌گیران قرار گیرد (سبحانی و دانه کار، ۱۴۰۲/ب). بدین ترتیب در این مطالعه به‌منظور ارزیابی پایداری استفاده از منابع طبیعی به بررسی تغییرات مکانی و زمانی منطقه حفاظت شده حرا بر اساس مدل ردپای اکولوژیک پرداخته شد. از این رو عمده‌ترین سوالات تحقیق عبارتند از: ۱) بر اساس روند تغییرات کاربری اراضی طی سال‌های ۱۹۸۹ تا ۲۰۲۱، ردپای اکولوژیک، ظرفیت زیستی و مازاد/کسری اکولوژیک از چه وضعیتی برخوردار است؟ ۲) با توجه به میزان فشار اکولوژیک در منطقه، پایداری اکوسیستم طی سال‌های مورد مطالعه چه تغییراتی داشته است؟

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

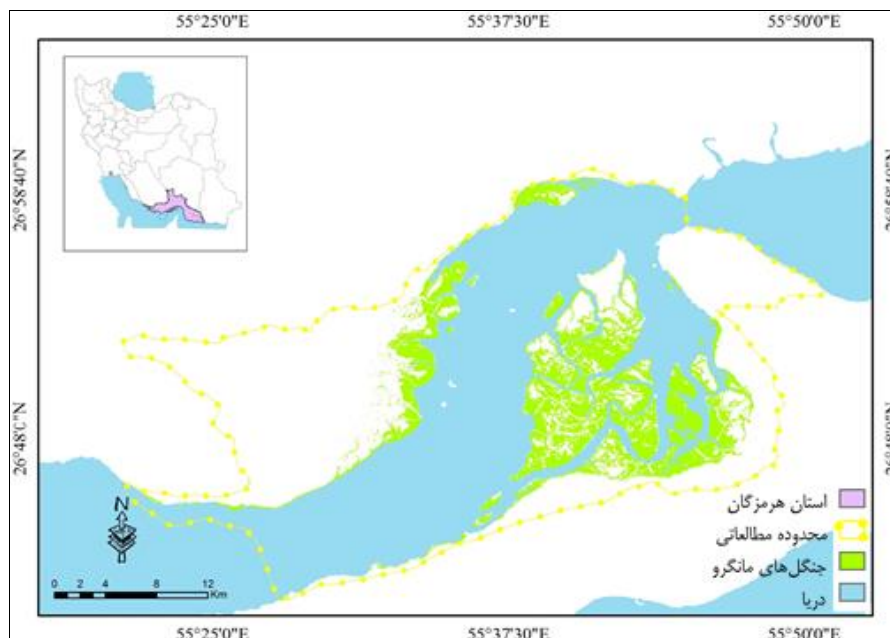
جنگل‌های مانگرو منطقه حفاظت شده حرا، با مساحتی بالغ بر ۷۰۵۸/۱۶ هکتار در کرانه ساحلی سه شهرستان خمیر، قشم و بندرلنگه توزیع شده‌اند. این منطقه با مختصات جغرافیایی ۲۶ درجه و ۴۳ دقیقه و ۴۷ ثانیه تا ۲۷ درجه و ۰۱ دقیقه و ۰۲ ثانیه شمالی و ۵۵ درجه و ۲۳ دقیقه و ۴۶ ثانیه تا ۵۵ درجه و ۵۴ دقیقه و ۰۱ ثانیه شرقی به‌عنوان یکی از بوم‌سازگان ساحلی جنوب کشور در برگیرنده ۶ رویشگاه قابل‌تفکیک (پهل، مردو، خمیر - لشتان، سایه خوش، ساحل قشم و خورخوران) است (سبحانی و دانه کار، ۱۴۰۲/ب). محدوده مورد مطالعه، از نظر تنوع زیستی نیز یکی از کانون‌های مهم زیستی کشور در حوزه خلیج فارس محسوب می‌شود و از نظر بوم‌شناختی، اقتصادی - اجتماعی و همچنین ارائه خدمات ارزشمند اکوسیستمی، نقش بسیار مهمی را در بین مناطق ساحلی ایفا می‌نماید. از این رو، ارزیابی پایداری اکولوژیک و بررسی تغییرات مکانی و زمانی سرمایه طبیعی در این رویشگاه‌ها به‌منظور مدیریت و بهبود در وضعیت حفاظتی آن‌ها امری ضروری است. در شکل ۱، موقعیت جغرافیایی این منطقه نمایش داده شده است.

روش بررسی

جمع‌آوری داده‌ها و طبقه‌بندی تصاویر

در این مطالعه، از تصاویر چندطیفی مجموعه لندست در بازه‌های زمانی مختلف (۱۹۸۹، ۱۹۹۹، ۲۰۰۹ و ۲۰۲۱) برای نشان‌دادن سری مکانی - زمانی تغییرات منطقه حفاظت شده حرا و همچنین نقشه طبقات کاربری اراضی در این منطقه استفاده شد. تصاویر مورد مطالعه شامل L5-TM برای سال‌های ۱۹۸۹ و ۱۹۹۹، L7-ETM+ برای سال ۲۰۰۹ و L8 و OLI-TIRS برای سال ۲۰۲۱ است. انتخاب بازه زمانی مورد مطالعه در این تحقیق، باتوجه به توسعه پنج‌ساله بعد از انقلاب، رشد جمعیت، گسترده شدن فعالیت‌های انسانی در این دوره و شروع مطالعات محیط‌زیستی در کشور می‌باشد. برای طبقه‌بندی

تصاویر، روش الگوریتم جنگل تصادفی به کار گرفته شد. این الگوریتم که اغلب به منظور طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای در توان تفکیک‌های مکانی کاربرد دارد، در مقایسه با الگوریتم‌های متداول طبقه‌بندی به روش ماشین بردار پشتیبانی و شبکه‌های عصبی، نتایج چشمگیری داشته و معرف روش‌های جدید طبقه‌بندی ترکیبی است (Zhang et al., 2019; Ao et al., 2018).



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی محدوده مورد مطالعه

روش جنگل تصادفی شیوه طبقه‌بندی نظارت شده‌ای است که در آن مجموعه‌ای از درخت‌ها در تصمیم‌گیری و طبقه‌بندی استفاده می‌شود. در این روش ابتدا تعدادی درخت تصمیم‌گیری که از هم بیشترین تمایز را دارند تشکیل و در مورد هر یک از این درخت‌ها، روند مربوط به تصمیم‌گیری به صورت جداگانه مورد بررسی قرار گرفته می‌شود. جنگل تصادفی یکی از روش‌های یادگیری ماشین است که به دلیل سرعت بالای آن در مورد داده‌هایی با حجم بالا و عدم نیاز به داده‌های آموزشی، مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته است (Fischer et al., 2023). در ادامه به پایش تغییرات و ارزیابی دقت تصاویر پرداخته شد. بارزسازی و پایش تغییرات، در حقیقت کشف تغییرات به وجود آمده در یک مکان است که در فرآیند سنجش از دور، با استفاده از تصاویر دو یا چندزمانه انجام می‌شود (Liu et al., 2007; Munthali et al., 2020). در مطالعه حاضر نیز، دقت طبقه‌بندی بر اساس شاخص کاپا و صحت کلی مورد بررسی قرار گرفت.

در این مطالعه برای تمایز پهنه‌های آبی از سایر طبقات کاربری اراضی از شاخص نرمال شده تفاوت پهنه‌های آبی (NDWI) استفاده شد. در این شاخص از باند سبز مرئی و باند مادون قرمز نزدیک برای بارزسازی پهنه‌های آبی و حذف پوشش‌های گیاهی و خاک استفاده می‌شود. دامنه تغییرات این شاخص بین +۱ و -۱ قرار دارد که هر چه ارزش پیکسل به +۱ نزدیک‌تر باشد نشان‌دهنده وجود پهنه‌های آبی و هر چه به -۱ نزدیک‌تر باشد حاکی از وجود پهنه‌های غیرآبی است (Sagar et al., 2017). برای محاسبه این شاخص می‌توان از رابطه ۱، استفاده نمود.

$$NDWI = \frac{(B3 - B5)}{(B3 + B5)} \quad \text{رابطه (۱)}$$

همچنین در مطالعه حاضر از شاخص NDVI، برای تهیه پوشش‌های مانگرو از سایر طبقات کاربری اراضی، مطابق رابطه ۲، استفاده شد. این شاخص، یکی از پرکاربردترین شاخص‌ها بر روی داده‌های سنجش از راه دور می‌باشد که در این رابطه، R و NIR به ترتیب طول موج‌های قرمز مرئی و مادون قرمز نزدیک هستند (Shimu et al., 2019). شاخص NDVI مقادیر نرمال شده بین -۱ و +۱ را شامل می‌شود، به طوری که مناطق دارای پوشش گیاهی متراکم به دلیل انعکاس نسبتاً بالایی در

محدوده مادون قرمز نزدیک و انعکاس کم در محدوده قرمز مرئی، مقادیر بالایی از NDVI را دارا می‌باشند.

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)} \quad \text{رابطه (۲)}$$

از آنجایی که محدوده مورد مطالعه، ساحلی - دریایی است و دارای پهنه‌های جزرومدی و گل‌آلود می‌باشد، از این‌رو، به‌منظور جداسازی و تفکیک بهتر پهنه‌ها از یکدیگر، شاخص NTDI نیز مورد استفاده قرار گرفت. با توجه به این که آب‌های صاف و زلال در محدوده باندهای سبز و به‌ویژه باند قرمز بازتاب بسیار ضعیفی (کم‌تر از ۱۰ درصد) دارند، بنابراین می‌توان از این باندها برای برآورد و بررسی پهنه‌های گلی و جزر و مدی که فاقد شفافیت هستند، استفاده کرد (Lacaux et al., 2007). این شاخص با استفاده از رابطه ۳، قابل محاسبه است.

$$NDTI = \frac{(R - G)}{(R + G)} \quad \text{رابطه (۳)}$$

انتخاب نقاط آموزشی

نمونه‌برداری یکی از مهم‌ترین مراحل طبقه‌بندی تصاویر است که در کیفیت و دقت طبقه‌بندی تأثیر به‌سزایی دارد. در این مطالعه نقاط نمونه‌برداری به‌صورت بصری، به تعداد مورد نظر و تصادفی انتخاب شدند. در واقع برای هر کلاس ۱۵۰۰ نمونه انتخاب شد که از این مجموع نمونه، ۸۰۰ نمونه برای آموزش الگوریتم و ۷۰۰ نمونه برای آزمایش طبقه‌بندی انتخاب شد. سپس به طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای و تهیه نقشه‌های کاربری اراضی با استفاده از الگوریتم جنگل تصادفی، مطابق توضیحات فوق پرداخته شد. بر این اساس، طبقات کاربری اراضی در محدوده مورد مطالعه شامل جنگل‌های مانگرو، پهنه‌های جزر و مدی، اراضی لخت و پهنه‌های آبی می‌باشند. بدین ترتیب پس از شناسایی طبقات کاربری اراضی در منطقه، ردپای اکولوژیک مطابق جدول ۱ و بر اساس یک سیستم جهانی در gha محاسبه شد.

جدول ۱. منابع و جزئیات داده‌ها (<https://data.footprintnetwork.org>)

عوامل	شاخص‌ها
منابع زیستی	- محصولات کشاورزی (مانند غلات، لوبیا، پنبه، محصولات روغنی، محصولات فیبری، تنباکو، نیشکر و غیره) - محصولات مرتعی (مانند گوشت، شیر، پشم، تخم مرغ و عسل) - محصولات جنگلی (مانند الوار و میوه‌های باغی) - محصولات آبی (مانند میگو، خرچنگ و ماهی)
منابع آبی	کل آب مصرفی در کشاورزی، صنعت و فعالیت‌های محیط زیستی
منابع انرژی	مصرف انرژی‌های مختلف و سوخت‌های فسیلی از جمله زغال‌سنگ، کک، نفت، نفت خام، بنزین، نفت سفید، گازوئیل، نفت کوره، گاز و برق
آلاینده‌ها	انتشار آلاینده‌ها از جمله COD, NH3-N, SO2, NOx و زباله‌های جامد
اراضی ساخته شده	اراضی ایجاد شده توسط انسان (مسکن و جاده)

ردپای اکولوژیک

محاسبات ردپای اکولوژیک وابسته به سطح تولید اقتصاد محلی، کل جمعیت و میزان توسعه منطقه دارد و برای منابع مصرفی مختلف در رابطه با مساحت زمین مولد زیستی مربوطه انجام می‌شود. از سوی دیگر، مدل ردپای اکولوژیک عرضه و تقاضای فضای تولید زیستی را در فرایندهای پیچیده اکولوژیک و اقتصادی متعادل و ساده می‌کند (Dang et al., 2018). واحد اندازه‌گیری آن بر اساس میانگین واحد جهانی در هکتار (gha) تعیین می‌شود، زیرا به طور ویژه به عملکرد محصولات زیستی در سطح جهانی اشاره دارد. gha نشان‌دهنده هکتار در پتانسیل تولید زیست‌توده قابل استفاده برابر با میانگین بالقوه جهانی در آن سال است (Monfreda et al., 2004). برای این منظور میانگین تولید جهانی را می‌توان با استفاده از رابطه ۴، محاسبه کرد. در این رابطه، Epj: میانگین محصول جهانی؛ pj: محصول جهانی، و sj: سطح تولید جهانی منابع مولد زیستی در طبقه زاست.

$$E_{pj} = p_j / s_j \quad \text{رابطه (۴)}$$

در محاسبه ردپای اکولوژیک، هر گونه خدمات اکوسیستمی، صرف نظر از این که به صورت محلی تولید، وارد یا صادر شده باشد، به کمک رابطه ۵، می تواند به مساحت زمین مولد زیستی تخصیص داده شود (Yang, 2018; Mancini, 2018; Galli, 2020).

$$EF_c = N \times ef = N \times \sum_i^n \left(\frac{C_i}{Y_{w,i}} \times EQF_i \right) \quad \text{رابطه (۵)}$$

که در آن EF_c کل ردپای اکولوژیک مصرفی، ef سرانه ردپای اکولوژیک، N کل جمعیت، i دسته محصول، C_i سرانه مصرف کالای i ، میانگین بازده جهانی محصول i و EQF_i عامل هم ارزی طبقه کاربری اراضی محصول i است. **ردپای کربن:** نشان دهنده زایدات مدل ردپای اکولوژیک می باشد که مقدار تقاضای جداسازی طولانی مدت انتشار CO_2 توسط اکوسیستم های جنگلی را محاسبه می نماید. ردپای اکولوژیک کربن از رابطه ۶، محاسبه می شود. در رابطه زیر، EF_c مؤلفه ردپای اکولوژیک کربن، یعنی سطح زمین مورد نیاز برای جذب CO_2 ناشی از احتراق انرژی فسیلی، P_c میزان انتشار سالانه CO_2 و Y_c نرخ سالانه جذب کربن به ازای متوسط هکتار جهانی زمین جنگلی، معادل $۳/۶۷$ تن در هکتار است (GFN, 2017).

$$EF_c = \frac{2}{3} \times \frac{P_c}{Y_c} \times EQF \quad \text{رابطه (۶)}$$

ظرفیت زیستی: در این مطالعه، ظرفیت زیستی به طبقات مختلف کاربری اراضی (نوع استفاده از زمین) که دارای توانایی تولید منابع ضروری تجدیدپذیر یا جذب زیادهای CO_2 (خدمات تنظیمی اکوسیستم) می باشند، تقسیم و محاسبه شد (رابطه ۷). در این راستا، ظرفیت زیستی نشان دهنده حداکثر میزان جریان خدمات اکوسیستمی منطقه می باشد. بدین ترتیب، تقاضاهای بشر برای منابع تجدیدپذیر و ترسیب CO_2 ، توسط محصولات یا خدمات اولیه طبقات کاربری اراضی برآورده می شود (Lazarus, 2015; Lin, 2015; Mancini, 2018). علاوه بر این، مطابق کمیسیون جهانی محیط زیست و توسعه (WCED, 1987)، ۱۲ درصد از مناطق مولد زیستی باید برای حفظ تنوع زیستی و یکپارچگی اکوسیستمها ذخیره شود.

$$BC = 0.88 \sum_i A_{N,i} \times YF_{N,i} \times EQF_i \quad \text{رابطه (۷)}$$

$A_{N,i}$ ناحیه تولید زیستی در دسترس برای تولید هر محصول i ، $YF_{N,i}$ عامل عملکرد و EQF_i عامل هم ارزی برای کاربری اراضی تولیدکننده هر محصول i است (Galli, 2020; Mancini, 2018). در ادامه به منظور بررسی مصرف انباشت سرمایه به جریان ($R_{stok \ flow}$) و اشغال جریان سرمایه (O_{flow}) به محاسبه دو شاخص EF_{size} و EF_{depth} مطابق رابطه های ۸ و ۹ پرداخته شد (Long, 2020; Bi, 2021; Wu, 2021).

$$EF_{depth} = 1 + \frac{\sum_i ED_i}{BC} = 1 + \frac{\sum_i \max(EF_i - BC_i, 0)}{BC} \quad \text{رابطه (۸)}$$

$$EF_{size,3D} = \min\{EF, BC\}$$

$$EF_{3D} = EF_{size} \times EF_{depth}$$

برای محاسبه EF_{size} اراضی جنگلی نیز می توان از رابطه ۹ استفاده نمود. در این رابطه EF_{depth} عمق ردپای اکولوژیک، EF_{size} اندازه ردپای اکولوژیک، ED^1 کسری اکولوژیک و عدد ۱، نشان دهنده عمق طبیعی است.

$$EF_{\text{size forest land}} = \min\{EF_{\text{forest land}} + EF_{\text{carbon}}, BC_{\text{forest land}}\}$$

$$EF_{\text{depth forest land}} = 1 + \frac{\max\{EF_{\text{forest land}} + EF_{\text{carbon}}, BC_{\text{forest land}}, 0\}}{BC_{\text{forest land}}} \quad \text{رابطه (۹)}$$

در این مطالعه، با استفاده از شاخص‌های فشار اکولوژیک (EPI)^۱ و پایداری اکولوژیک (ESI)^۲، $R_{\text{stok flow}}$ و OF_{flow} و میزان مازاد جریان سرمایه طبیعی (EF_{remain}) نیز مورد بررسی و تحلیل قرار گرفت.

EPI نشان‌دهنده فشار مصرف منطقه‌ای و وضعیت خدمات اکوسیستمی منطقه می‌باشد که هر چه این مقدار بزرگ‌تر شود، نشان‌دهنده افزایش فشار اکولوژیک است (Yang & Hu, 2018). این شاخص از طریق رابطه ۱۰، قابل محاسبه است. در جدول ۲ نیز طبقه‌بندی وضعیت اکوسیستم بر اساس EPI نمایش داده شده است.

$$EFI = \frac{ef}{bc} \quad \text{رابطه (۱۰)}$$

جدول ۲. طبقه‌بندی وضعیت اکوسیستم بر اساس EPI (Liu et al., 2021)

سطح	۱	۲	۳	۴	۵	۶
EPI	< ۰/۵۰	۰/۵-۰/۸۰	۰/۸۱-۱	۱/۰۱-۱/۵۰	۱/۵۱-۲	> ۲
وضعیت خدمات اکوسیستم	کاملاً امن	بسیار امن	نسبتاً امن	نسبتاً ناامن	بسیار ناامن	کاملاً ناامن

ESI نیز بیان‌کننده این است که چه مقدار از عرضه اکولوژیک پایدار یک منطقه می‌تواند تقاضای اکولوژیک جامعه را برآورده نماید و این شاخص از طریق رابطه ۱۱، قابل محاسبه است (Zhu, 2020). مقدار ESI در بازه عددی {۰ و ۱} قرار دارد که هر چه به ۱ نزدیکتر باشد پایدارتر و هر چه به صفر نزدیکتر شود پایداری کمتر است، و همچنین $ESI = 0/5$ نشان‌دهنده آستانه بین توسعه پایدار و ناپایدار است.

$$ESI = \frac{ec}{ec + ef} \quad \text{رابطه (۱۱)}$$

علاوه بر این، $R_{\text{stok flow}}$ برای درک بهتر سهم استفاده از جریان و انباشت در استفاده از سرمایه طبیعی به کار می‌رود که هر چه مقدار این شاخص بیشتر باشد، پایداری استفاده از سرمایه طبیعی کمتر است (Zhang, 2020). این شاخص از طریق رابطه ۱۲، محاسبه می‌شود.

$$R_{\text{stok flow}} = \frac{EF - EF_{\text{size region}}}{EF_{\text{size region}}} = \frac{ED}{BC} = EF_{\text{size region}} - 1(EF > BC) \quad \text{رابطه (۱۲)}$$

در مطالعه حاضر، OF_{flow} نیز برای توصیف کارایی واقعی استفاده انسانی از جریان و تحلیل وضعیت استفاده بیش از حد به کار گرفته شد که از طریق رابطه ۱۳ قابل محاسبه است (Bi, 2021). انواع کاربری‌ها نیز مطابق رابطه ۱۴ محاسبه می‌شود (Dong, 2019).

$$or_{\text{flow}} = \frac{EF_{\text{size},i}}{BC_i} \times 100 \quad \text{رابطه (۱۳)}$$

$$EF_{\text{remain},i} = 1 - \{\min[EF_i, BC_i] / BC_i\} \quad \text{رابطه (۱۴)}$$

نتایج

بررسی تغییرات مکانی - زمانی طبقات کاربری اراضی

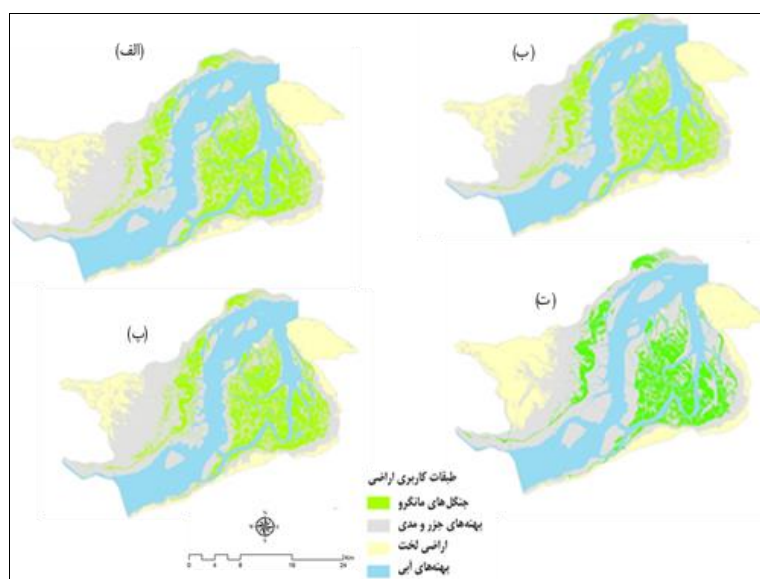
ارزیابی دقت تصاویر تهیه شده، حاکی از آن است که مقادیر به دست از مطلوبیت بالایی برخوردار بوده و در سطح قابل قبولی می باشد (جدول ۳). مطابق نتایج (جدول ۴ و شکل ۲)، در بین کاربری های موجود، پهنه های جزرومدی دارای بیشترین روند افزایشی با مساحت ۳۹۰۲۳ هکتار (۴۵/۲۳ درصد) در سال ۲۰۲۱ در مقایسه با سال ۱۹۸۹ با مساحت ۳۵۸۸۷ هکتار (۴۱/۶۰ درصد) است. درحالی که پهنه های آبی با مساحت ۲۲۹۳۴ هکتار (۲۶/۵۸ درصد) در سال ۲۰۲۱ به نسبت سال ۱۹۸۹ با مساحت ۲۷۴۶۳ هکتار (۳۱/۸۰ درصد)، بیشترین روند کاهشی را داشته اند. جنگل های مانگرو نیز در بین سایر کاربری های این منطقه، با مساحت ۷۰۱۲ هکتار (۸/۱۲ درصد) در سال ۲۰۲۱ در مقایسه با سال ۱۹۸۹ با مساحت ۷۷۰۹ هکتار (۸/۹۳ درصد) کاهش یافته است. در نهایت اراضی لخت با مساحت ۱۷۲۸۷ هکتار (۲۰/۰۴ درصد) در سال ۲۰۲۱ در مقایسه با سال ۱۹۸۹ با مساحت ۱۵۲۲۴ هکتار (۱۷/۶۴ درصد) روند افزایشی را نشان می دهد. به طور کلی نتایج به دست آمده حاکی از آن است که رویشگاه های مانگرو در منطقه حفاظت شده حرا، از سال ۱۹۸۹ تا ۲۰۲۱ روند کاهشی را تجربه کرده است که این کاهش، بیش تر طی سال های ۲۰۰۹ تا ۲۰۲۱ قابل مشاهده است (شکل ۳).

جدول ۳. ارزیابی دقت تصاویر بر اساس صحت کلی و ضریب کاپا طی سال های ۱۹۸۹ - ۲۰۲۱

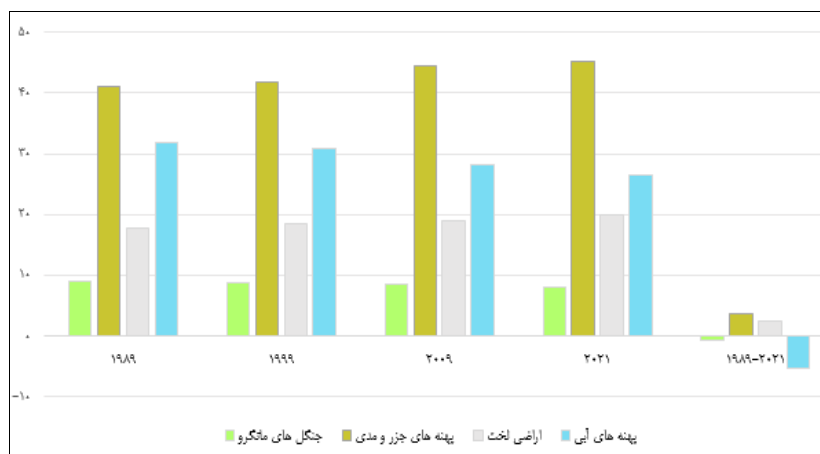
تصاویر ماهواره ای	سال	صحت کلی (%)	ضریب کاپا (%)
L5-TM	۱۹۸۹	۰/۹۳	۰/۸۵
	۱۹۹۹	۰/۹۵	۰/۸۸
L7-ETM+	۲۰۰۹	۰/۹۰	۰/۸۶
L8, OLI-TIRS	۲۰۲۱	۰/۹۸	۰/۹۰

جدول ۴. روند تغییرات کاربری اراضی در منطقه حفاظت شده حرا طی سال های ۱۹۸۹ - ۲۰۲۱

سال	جنگل های مانگرو	پهنه های جزرومدی	اراضی لخت	پهنه های آبی
۱۹۸۹	۷۷۰۹	۳۵۸۸۷	۱۵۲۲۴	۲۷۴۴۶
۱۹۹۹	۷۵۰۳	۳۶۱۲۸	۱۵۹۳۱	۲۶۶۹۴
۲۰۰۹	۷۴۱۸	۳۸۲۵۰	۱۶۳۴۱	۲۴۲۴۷
۲۰۲۱	۷۰۱۲	۳۹۰۲۳	۱۷۲۸۷	۲۲۹۳۴
۱۹۸۹-۲۰۲۱	-۶۹۷	۳۱۳۶	۲۰۶۳	-۴۵۰۲



شکل ۲. نقشه طبقات کاربری اراضی طی سال های: الف: ۱۹۸۹، ب: ۱۹۹۹، پ: ۲۰۰۹ و ت: ۲۰۲۱



شکل ۳. درصد تغییرات کاربری اراضی در منطقه حفاظت شده حرا طی سال‌های ۱۹۸۹ - ۲۰۲۱

بررسی عملکرد و هم‌ارزی در بین کاربری‌های منطقه

به‌منظور ارزیابی عامل عملکرد و هم‌ارزی طی سال‌های مورد مطالعه، به بررسی طبقات کاربری اراضی منطقه پرداخته شد (جدول ۵). مطابق نتایج به‌دست‌آمده، عوامل هم‌ارزی نسبتاً ثابت، درحالی‌که عوامل عملکرد به‌طور قابل‌توجهی در نوسان است. بدین ترتیب در بین کاربری‌های موجود، پهنه‌های آبی (بسترصید) بیشترین ضریب هم‌ارزی را به خود اختصاص داده‌اند و در طی این دوره، بیشترین کاهش سطح را نشان می‌دهند. درحالی‌که، جنگل‌های مانگرو با کمترین سطح در بین کاربری‌ها، بیشترین ضریب عملکرد را دارا می‌باشند.

جدول ۵. عامل عملکرد و هم‌ارزی در بین کاربری‌های منطقه

سال	عامل عملکرد YF		عامل هم‌ارزی EQF	
	جنگل‌های مانگرو	پهنه‌های آبی (بسترصید)	جنگل‌های مانگرو	پهنه‌های آبی (بسترصید)
۱۹۸۹	۰/۳۶	۲/۲۵	۱/۴۳	۳/۴۶
۱۹۹۹	۰/۴۵	۲/۸	۱/۳۲	۳/۲۲
۲۰۰۹	۰/۵۶	۳/۱۱	۱/۲۸	۳/۰۲
۲۰۲۱	۰/۶۷	۳/۳۸	۱/۲۳	۲/۸۷

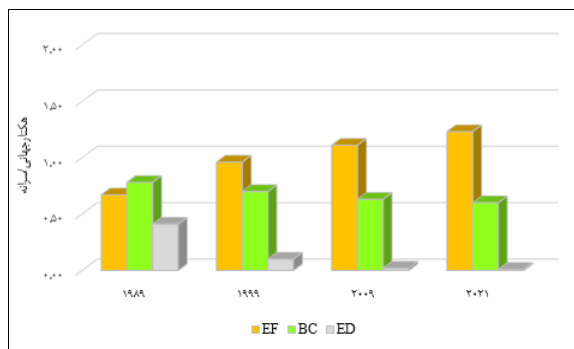
بررسی ردپای اکولوژیک، ظرفیت زیستی و مازاد/کسری اکولوژیک در منطقه

همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، حدود ۸۰ درصد مصرف منابع مربوط به انرژی می‌باشد که در این میان سوخت‌های فسیلی بیش‌ترین درصد را به خود اختصاص داده‌اند. پس از آن پهنه‌های آبی (بسترصید) بیشترین ردپای کربن را در بین طبقات کاربری منطقه نشان می‌دهد (جدول ۶). همان‌طور که در شکل ۴، قابل مشاهده است ردپای اکولوژیک دارای روند افزایشی، ظرفیت زیستی کاهش و کسری اکولوژیک از روند فزاینده‌ای برخوردار است.

جدول ۶. ردپای اکولوژیک، ظرفیت زیستی و مازاد/کسری اکولوژیک در منطقه (سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱)

سال	۱۹۸۹				۱۹۹۹				۲۰۰۹				۲۰۲۱			
	ردپای اکولوژیک	ظرفیت زیستی	مازاد/کسری	ردپای اکولوژیک	ظرفیت زیستی	مازاد/کسری	ردپای اکولوژیک	ظرفیت زیستی	مازاد/کسری	ردپای اکولوژیک	ظرفیت زیستی	مازاد/کسری	ردپای اکولوژیک	ظرفیت زیستی	مازاد/کسری	
منابع	۱۲۳۵۷	۲۷۴۳۶	+۱۵۰۷۹	۲۰۴۷۶	۲۴۶۷۸	+۴۲۰۲	۲۱۰۱۴	۲۲۴۳۷	+۱۲۵۳	۲۲۵۴۱	۲۴۸۲۷	۱۲۸۶	مازاد/کسری	۱۲۸۶	مازاد/کسری	
زیستی	۱۰۶۵	۹۸۷	-۷۸	۱۱۳۴	۸۶۳	-۲۷۱	۱۳۱۴	۷۵۸	-۵۵۶	۱۴۵۲	۶۸۷	-۷۶۵	پهنه‌های آبی (بسترصید)	۱۴۵۲	پهنه‌های آبی (بسترصید)	
انرژی	۱۱۱۱۴	۰	۰	۱۳۵۶۸	۰	۰	۱۸۲۵۶۰	۰	۰	۲۰۱۴۷	۰	۰	جذب کربن	۲۰۱۴۷	جذب کربن	
کل	۲۴۵۴۶	۲۸۴۳۳	۱۵۰۰۱	۳۵۱۷۸	۲۵۵۴۱	۲۹۳۱	۲۰۴۸۸	۳۳۱۲۵	۷۹۷	۴۵۱۴۰	۲۵۵۱۴	۵۲۱	کل	۴۵۱۴۰	کل	
سرانه	۰/۶۷	۰/۷۸	۰/۴۱	۰/۹۶	۰/۷۰	۰/۱۰	۰/۱۱	۰/۶۳	۰/۰۲	۰/۲۳	۰/۶۰	۰/۰۱	سرانه	۰/۲۳	سرانه	

+ : مازاد اکولوژیک، - : کسری اکولوژیک



شکل ۴. روند تغییرات ردپای اکولوژیک، ظرفیت زیستی و مازاد کسری اکولوژیک در منطقه (سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱)

بررسی اندازه و عمق ردپای اکولوژیک در منطقه

همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، شاخص اندازه ردپای اکولوژیک طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ افزایش یافته است که این نتایج حاکی از شدت بالای استفاده از منابع دارد. شاخص عمق پا نیز از روند افزایشی برخوردار است، که نشان دهنده افزایش شدت مصرف سرمایه طبیعی و کاهش انباشت سرمایه در طی سال‌های مورد مطالعه است. همچنین در طی این سال‌ها، پهنه‌های آبی (بسترصید) بیشترین سهم را در بین سرمایه‌های طبیعی به خود اختصاص داده است که این امر می‌تواند به دلیل وسعت بالای این کاربری در منطقه باشد. از طرفی در طی گذشت زمان جریان‌های سرمایه طبیعی جنگل‌های مانگرو به دلیل توسعه فعالیت‌های انسانی روند کاهنده‌ای را نشان می‌دهند.

جدول ۷. اندازه ردپای اکولوژیک و عمق ردپای اکولوژیک در منطقه (سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱)

سال	۱۹۸۹	۱۹۹۹	۲۰۰۹	۲۰۲۱
طبقات کاربری	اندازه ردپا اکولوژیک	اندازه ردپا اکولوژیک	اندازه ردپا اکولوژیک	اندازه ردپا اکولوژیک
جنگل‌های مانگرو	۶۷۵	۸۳۴	۹۲۱	۱۰۵۷
پهنه‌های آبی (بسترصید)	۲۵۳۲۴	۲۸۷۴۲	۳۰۱۵۴	۳۲۶۷۴
کل	۲۵۹۹۹	۲۹۵۷۶	۳۱۰۷۵	۳۳۷۳۱
	عمق ردپا اکولوژیک	عمق ردپا اکولوژیک	عمق ردپا اکولوژیک	عمق ردپا اکولوژیک
جنگل‌های مانگرو	۱/۲	۱/۵۸	۱/۸۶	۲/۰۸
پهنه‌های آبی (بسترصید)	۴/۸۰	۵/۱۱	۵/۶۷	۶/۲۳
کل	۶	۶/۶۹	۷/۳۵	۸/۳۱

بررسی فشار اکولوژیک و پایداری اکولوژیک در منطقه

مطابق نتایج به دست آمده شاخص فشار اکولوژیک طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱، در منطقه حفاظت شده حرا افزایش یافته است (جدول ۸). در حالی که شاخص پایداری اکولوژیک روند کاهشی را نشان می‌دهد. از این رو، نتایج به دست آمده حاکی از افزایش فشار اکولوژیک و کاهش پایداری در منطقه می‌باشد. در بین کاربری‌های اراضی نیز جنگل‌های مانگرو دارای بیشترین پایداری و در مقابل پهنه‌های آبی (بسترصید) با گذشت زمان، وضعیت ناپایداری را نشان می‌دهند.

جدول ۸. وضعیت پایداری منطقه به تفکیک طبقات کاربری اراضی (سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱)

سال	۱۹۸۹	۱۹۹۹	۲۰۰۹	۲۰۲۱
طبقات کاربری	تعداد اکولوژیک	تعداد اکولوژیک	تعداد اکولوژیک	تعداد اکولوژیک
جنگل‌های مانگرو	۰/۶۷	۰/۷۵	۰/۸۴	۰/۹۳
پهنه‌های آبی (بسترصید)	-۰/۰۹	-۰/۲۳	-۰/۳۴	-۰/۴۸
	ESI	ESI	ESI	ESI
جنگل‌های مانگرو	۰/۵۸	۰/۷۲	۰/۸۴	۰/۹۳
پهنه‌های آبی (بسترصید)	۱/۸۷	۲/۳۴	۳/۲۶	۴/۲۶
	EPI	EPI	EPI	EPI
جنگل‌های مانگرو	۰/۵۸	۰/۷۲	۰/۸۴	۰/۹۳
پهنه‌های آبی (بسترصید)	۱/۸۷	۲/۳۴	۳/۲۶	۴/۲۶

+ : مازاد اکولوژیک، - : کسری اکولوژیک

در ادامه به بررسی شاخص‌های انباشت سرمایه به جریان، نسبت اشغال جریان و همچنین مازاد جریان سرمایه طبیعی در محدوده مورد مطالعه پرداخته شد (جدول ۹). مطابق نتایج به دست آمده، استفاده از انباشت سرمایه به جریان طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ افزایش یافته است. از طرفی در بین کاربری‌های موجود، پهنه‌های آبی (بسترصید) نشان دهنده مازاد ردپا و

افزایش هزینه ظرفیت زیستی اکوسیستم در منطقه است.

جدول ۹. شاخص‌های انباشت سرمایه به جریان، نسبت اشغال جریان و مازاد جریان سرمایه طبیعی در منطقه

سال	۱۹۸۹	۱۹۹۹	۲۰۰۹	۲۰۲۱
انباشت سرمایه به جریان	۲/۸۴	۴/۱۱	۴/۳۷	۴/۶۶
نسبت اشغال جریان	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
مازاد جریان طبیعی	۰	۰	۰	۰
انباشت سرمایه به جریان	۰/۵۸	۰	۰	۰
نسبت اشغال جریان	۹۸/۵۶	۰/۳۵	۰	۰/۱۸
مازاد جریان طبیعی	۰	۹۹	۹۹/۲۳	۹۹/۶۸

بحث

رشد سریع جمعیت و افزایش تقاضا و سطح مصرفی جوامع انسانی، منجر به بهره‌برداری بی‌رویه از سرمایه طبیعی و افزایش ناپایداری اکولوژیک و در نهایت تهدید اکوسیستم شده است (Bi et al., 2021؛ صمدپور و همکاران، ۱۴۰۲). از این رو، تداوم روند استفاده از خدمات اکوسیستمی، منجر به افزایش فشارهای اکولوژیک و کاهش ظرفیت سرمایه‌های طبیعی در تأمین نیازهای بشری می‌شود. بنابراین، ارزیابی پایداری اکولوژیک و روند تغییرات ردپای اکولوژیک در طی زمان امری ضروری است. در مطالعه حاضر، به منظور ارزیابی پایداری استفاده از سرمایه طبیعی به بررسی تغییرات مکانی و زمانی منطقه حفاظت شده حرا بر اساس مدل ردپای اکولوژیک طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ پرداخته شد.

همان‌طور که نتایج نشان داد، در بین کاربری‌های موجود، پهنه‌های جزرومدی دارای بیش‌ترین روند افزایشی طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ می‌باشد. در حالی که پهنه‌های آبی در سال ۲۰۲۱ به نسبت سال ۱۹۸۹، بیش‌ترین روند کاهش را نشان می‌دهند. علاوه بر این، نتایج به دست آمده حاکی از آن است که رویشگاه‌های مانگرو در منطقه حفاظت شده حرا، از سال ۱۹۸۹ تا ۲۰۲۱ روند کاهش را تجربه کرده است که این کاهش، بیش‌تر طی سال‌های ۲۰۰۹ تا ۲۰۲۱ قابل مشاهده است. در این راستا، نتایج مطالعات عرفانی فرد و همکاران (۲۰۲۲) و سبحانی و دانه کار (۱۴۰۲/الف)، مورد تأیید قرار گرفت (Erfanifard et al., 2022). نتایج به دست آمده نشان داد که طی دهه‌های اخیر توسعه فعالیت‌های انسانی منجر به تغییر کاربری اراضی و کاهش رویشگاه‌های مانگرو شده است. در مطالعه‌ای دیگر فیض الله پور و همکاران (۲۰۲۳)، بیان کردند که وسعت جنگل‌های مانگرو جزیره قشم، به دلیل صنایع نفت و گاز و کارخانه ذوب روی واقع در این جزیره، کاهش یافته است و همچنین زیستگاه این منطقه به شدت در معرض تهدید و نابودی قرار گرفته است (Feyzolahpour et al., 2023). همچنین نتایج مطالعه کارگاتی همکاران (۲۰۱۸)، حاکی از آن است که تداوم توسعه فعالیت‌های انسانی و اثرات ناشی از آن یکی از مهم‌ترین دلایل کاهش جنگل‌های مانگرو می‌باشد (Carugati et al., 2018).

نتایج عملکرد و هم‌ارزی در بین کاربری‌های منطقه نشان داد که پهنه‌های آبی (بسترصید) بیش‌ترین ضریب هم‌ارزی را به خود اختصاص داده‌اند و در طی این دوره، بیش‌ترین کاهش سطح را نشان می‌دهند. در حالی که، جنگل‌های مانگرو با کمترین سطح در بین کاربری‌ها، بیش‌ترین ضریب عملکرد را دارا می‌باشند. علاوه بر این، حدود ۸۰ درصد مصرف منابع مربوط به انرژی می‌باشد که در این میان سوخت‌های فسیلی بیش‌ترین درصد را به خود اختصاص داده‌اند. پس از آن پهنه‌های آبی (بسترصید) بیش‌ترین ردپای کربن را در بین طبقات کاربری منطقه نشان می‌دهد. به‌طور کلی در محدوده مورد مطالعه، ردپای اکولوژیک دارای روند افزایشی، ظرفیت زیستی کاهش و کسری اکولوژیک از روند افزایشی برخوردار است. در راستای نتایج به دست آمده، سبحانی و همکاران (۲۰۲۲)، نیز بیان کردند که ردپای اکولوژیک و کسری اکولوژیکی در سال ۲۰۱۸ به نسبت دهه‌های گذشته در منطقه حفاظت شده جاجرود افزایش یافته است، در حالی که ظرفیت زیستی منطقه روند کاهش را نشان می‌دهد (Sobhani et al., 2022). این نتایج توسط مطالعات دیگر نیز تأیید شده است (Li et al., 2022; Zhang & Zhu, 2022)، که بیان کردند فعالیت‌های انسانی از ظرفیت زیستی خود فراتر رفته و منجر به افزایش مقادیر ردپا و کسری اکولوژیک شده است.

علاوه بر این، شاخص اندازه ردپای اکولوژیک طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱ افزایش یافته است که این نتایج حاکی از شدت بالای استفاده از منابع دارد. همچنین شاخص عمق پا نیز از روند افزایشی برخوردار است، که نشان دهنده افزایش شدت مصرف سرمایه طبیعی و کاهش انباشت سرمایه در طی سال‌های مورد مطالعه است. در طی این سال‌ها، پهنه‌های آبی (بسترصید) به دلیل افزایش صید و آبی‌پروری بیشترین سهم را در بین سرمایه‌های طبیعی به خود اختصاص داده است که این امر می‌تواند به دلیل وسعت بالای این کاربری و تقاضای بالای جوامع محلی در منطقه باشد. از طرفی در طی گذشت زمان جریان‌های سرمایه طبیعی جنگل‌های مانگرو به دلیل توسعه فعالیت‌های انسانی روند کاهشدهنده‌ای را نشان می‌دهند. دنگ و همکاران (۲۰۱۸)، نیز به این نتیجه رسیدند که افزایش بهره‌وری و تقاضای انسانی در چین منجر به کاهش جریان سرمایه‌های طبیعی در این منطقه شده است (Deng et al., 2018).

مطابق نتایج به دست آمده شاخص فشار اکولوژیک طی سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۲۱، در منطقه حفاظت شده حرا افزایش یافته است. در حالی که شاخص پایداری اکولوژیک روند کاهشی را نشان می‌دهد. از این رو، نتایج به دست آمده حاکی از افزایش فشار اکولوژیک و کاهش پایداری در منطقه می‌باشد. همچنین، سون و هو (۲۰۱۹) و لانگ و همکاران (۲۰۲۰) به چنین نتایجی دست یافتند (Xun & Hu, 2019; Long et al., 2020). آن‌ها بیان کردند که با افزایش فشارهای اکولوژیک بالاتر از حد ظرفیت زیستی منطقه منجر به کاهش جریان سرمایه طبیعی و ناپایداری اکولوژیک در سطح سیستم می‌شود.

نتیجه‌گیری

به طور کلی نتایج به دست آمده، حاکی از آن است که افزایش جمعیت، مصرف، توسعه اقتصادی و همچنین بهره‌وری از منابع، بیش از ظرفیت تحمل زیستی منطقه می‌باشد که منجر به کاهش سرمایه طبیعی طی دهه‌های اخیر و افزایش ناپایداری اکولوژیک شده است؛ بنابراین، تغییر در الگوی تولید و مصرف به منظور ایجاد تعادل اکولوژیک و کنترل ناپایداری در این منطقه امری ضروری است. از طرفی، جلوگیری از افزایش تغییرات پوشش/ کاربری اراضی و همچنین حفاظت از سرمایه طبیعی، مستلزم ایجاد مدیریتی یکپارچه برای توسعه پایداری و استفاده از منابع طبیعی با توجه به ظرفیت تحمل زیستی منطقه هست.

سپاسگزاری

این مقاله با همکاری و مساعدت مالی صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور (INSF)، برگرفته شده از طرح شماره ۴۰۰۵۹۷۲ به انجام رسیده است.

منابع

- سبحانی، پروانه؛ دانه کار، افشین (۱۴۰۲/الف). روند تغییرات کاربری اراضی و میزان ریسک اکولوژیک در منطقه حفاظت شده حرا. توسعه پایدار محیط جغرافیایی، ۵ (۹)، ۱-۱۱۴۷. doi:10.48308/SDGE.2023.232851.1147.۱۹-۱
- سبحانی، پروانه؛ دانه کار، افشین (۱۴۰۲/ب). مروری بر مطالعات سیمای طبیعی و محدوده‌های مدیریتی جنگل‌های مانگروی خمیر و قشم. طبیعت ایران، ۱ (۴)، ۹۷-۱۱۲. doi:10.22034/envj.2023.398768.1292.۱۱۲-۹۷
- سبحانی، پروانه؛ دانه کار، افشین (۱۴۰۲/پ). ارزیابی و پهنه‌بندی خدمات اکوسیستمی در جنگل‌های مانگرو حوزه خمیر و قشم. آمایش سرزمین، ۱۵ (۲)، ۲۷۵-۲۹۲. doi: 10.22059/jtcp.2023.358990.670391.۲۹۲-۲۷۵
- صمدپور، پریمه؛ فریادی، شهرزاد؛ زبردست، لعبت (۱۴۰۲). بررسی پایداری اکوسیستم با تلفیق دو رویکرد ردپای اکولوژیکی و ارزیابی خدمات اکوسیستمی (مورد مطالعه: شهرستان نوشهر). محیط زیست و توسعه فرابخشی، ۱ (۸۰)، ۶۱-۷۸. doi: 10.22034/envj.2023.398768.1292
- نظری، مریم؛ کلاتری، محسن (۱۴۰۲). بررسی عوامل مؤثر بر ردپای اکولوژیکی شهری ساری. جغرافیا و برنامه‌ریزی محیطی، ۲ (۳۴)، ۱۷-۲۶. doi: 10.22108/GEP.2022.133118.1506

References

- Aburas, M. M., Abdullah, S. H., Ramli, M. F., & As' shari, Z. H. (2016). Landscape analysis of urban growth patterns in Seremban, Malaysia, using spatio-temporal data. *In IOP Conference*

- Series: Earth and Environmental Science*, 37 (1), 012055. IOP Publishing. doi:10.1088/1755-1315/37/1/012055.
- Adla, K., Dejan, K., Neira, D., & Dragana, Š. (2022). Degradation of ecosystems and loss of ecosystem services. In *One health*, 281-327. Academic Press. doi:10.1016/B978-0-12-822794-7.00008-3.
- Ao, Y., Li, H., Zhu, L., Ali, S., & Yang, Z. (2019). The linear random forest algorithm and its advantages in machine learning assisted logging regression modeling. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 174, 776-789. doi:10.1016/j.petrol.2018.11.067.
- Bi, M., Yao, C., Xie, G., Liu, J., & Qin, K. (2021). Improvement and application of the three-dimensional ecological footprint model. *Ecological Indicators*, 125, 107480. doi:10.1016/j.ecolind.2021.107480.
- Carugati, L., Gatto, B., Rastelli, E., Lo Martire, M., Coral, C., Greco, S., & Danovaro, R. (2018). Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. *Scientific reports*, 8 (1), 13298. doi:10.1038/s41598-018-31683-0.
- Costanza, R., Atkins, P. W., Hernandez-Blanco, M., & Kubiszewski, I. (2021). Common asset trusts to effectively steward natural capital and ecosystem services at multiple scales. *Journal of environmental management*, 280, 111801. doi:10.1016/j.jenvman.2020.111801.
- Dang, X., Wu, Y., Liu, G., Yang, Q., Yu, X., & Jia, Y. (2018). Spatial-temporal changes of ecological footprint in the Loess Plateau after ecological construction between 1995 and 2010. *Geogr. Res*, 37(4), 761-771. doi:10.1051/e3sconf/202336901001.
- Deng, C., Liu, Z., Li, R., & Li, K. (2018). Sustainability evaluation based on a three-dimensional ecological footprint model: a case study in Hunan, China. *Sustainability*, 10(12), 4498. doi:10.3390/su10124498.
- Dong, J., Zhang, Z., Zhang, H., Gao, F., Zhang, W., & Gong, W. (2021). Sustainable utilization and driving mechanism of natural capital in ecologically fragile areas: a case study of Ningxia. *China Popul. Resour. Environ*, 2, 162-173. doi:10.13292/j.1000-4890.201910.022.
- Erfanifard, Y., Lotfi Nasirabad, M., & Stereńczak, K. (2022). Assessment of Iran's mangrove forest dynamics (1990–2020) using Landsat time series. *Remote Sensing*, 14(19), 4912. doi:10.3390/rs14194912.
- Feyzolahpour, M., Ghasemlu, H., & Fard, M. M. (2023). The impact of human activities on the mangrove forests of the Qeshm Island, Iran. *AUC GEOGRAPHICA*, 58(1), 96-112. doi:10.14712/23361980.2023.8.
- Fischer, J., Wirtz, S., & Scherer, V. (2023). Random forest classifier and neural network for fraction identification of refuse-derived fuel images. *Fuel*, 341, 127712. doi:10.1016/j.fuel.2023.127712.
- Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., & Wackernagel, M. (2020). Assessing the ecological footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. *Cities*, 96, 102442. doi:10.1016/j.cities.2019.102442.
- Global Footprint Network (GFN). (2022). National Footprint Accounts. Available at: www.footprintnetwork.org. <https://www.footprintnetwork.org/licenses/public-data-package-free/>.
- Gómez-Baggethun, E., & De Groot, R. (2010). Natural capital and ecosystem services: the ecological foundation of human society. *Ecosystem services*, 30, 105-121. doi: 10.1039/9781849731058-00105.
- Hariram, N. P., Mekha, K. B., Suganthan, V., & Sudhakar, K. (2023). Sustainalism: An integrated socio-economic-environmental model to address sustainable development and sustainability. *Sustainability*, 15(13), 10682. doi:10.3390/su151310682.
- Lacaux, J.P., Tourre, Y.M., Vignolles, C., Ndione, J.A. & Lafaye, M. (2007), Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sens*. 106. 66–74. doi:10.1016/j.rse.2006.07.012.
- Lazarus, E., Lin, D., Martindill, J., Hardiman, J., Pitney, L., & Galli, A. (2015). Biodiversity loss and the ecological footprint of trade. *Diversity*, 7(2), 170-191. doi:10.3390/d7020170.

- Li, P., Zhang, R., Wei, H., & Xu, L. (2022). Assessment of physical quantity and value of natural capital in China since the 21st century based on a modified ecological footprint model. *Science of the Total Environment*, 806, 150676. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150676.
- Lin, D., Galli, A., Borucke, M., Lazarus, E., Grunewald, N., Martindill, J., & Wackernagel, M. (2015). Tracking supply and demand of biocapacity through ecological footprint accounting. *Sustainability Assessment of Renewables-Based Products: Methods and Case Studies*, 179-199. doi:10.1002/9781118933916.ch12.
- Liu, J., Dietz, T., Stephen, R., Carpenter, S. R., & Taylor, W. W. (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317 (5844). doi:10.1126/science.1144004.
- Liu, T., Wang, H. Z., Wang, H. Z., & Xu, H. (2021). The spatiotemporal evolution of ecological security in China based on the ecological footprint model with localization of parameters. *Ecological Indicators*, 126, 107636. doi:10.1016/j.ecolind.2021.107636.
- Long, X., Yu, H., Sun, M., Wang, X. C., Klemeš, J. J., Xie, W., & Wang, Y. (2020). Sustainability evaluation based on the Three-dimensional Ecological Footprint and Human Development Index: A case study on the four island regions in China. *Journal of Environmental Management*, 265, 110509. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110509.
- Mancini, M. S., Galli, A., Coscieme, L., Niccolucci, V., Lin, D., Pulselli, F. M., & Marchettini, N. (2018). Exploring ecosystem services assessment through Ecological Footprint accounting. *Ecosystem Services*, 30, 228-235. doi:10.1016/j.ecoser.2018.01.010.
- Monfreda, C., Wackernagel, M., & Deumling, D. (2004). Establishing national natural capital accounts based on detailed ecological footprint and biological capacity assessments. *Land use policy*, 21(3), 231-246. doi:10.1016/j.landusepol.2003.10.009.
- Monteiro, E. C., Pizo, M. A., Vancine, M. H., & Ribeiro, M. C. (2021). Forest cover and connectivity have pervasive effects on the maintenance of evolutionary distinct interactions in seed dispersal networks. *Oikos*, 2022 (2). doi:10.1111/oik.08240.
- Munthali, M., Mustak, Sk., Abiodun, A., & Davis, N. (2020), Modelling land use and land cover dynamics of Dedza district of Malawi using hybrid Cellular Automata and Markov model. *Remote Sensing Applications Society and Environment*, 17(4), 100276. doi:10.1016/j.rsase.2019.100276.
- Nazari, M., & Kalantari, M. (2023). Investigating the Factors Affecting the Ecological Footprint of Sari City. *Geography and Environmental Planning*, 34(2), 17-26. doi:10.22108/GEP.2022.133118.1506. (In Persian).
- Polasky, S., & Daily, G. (2021). An introduction to the economics of natural capital. *Review of Environmental Economics and Policy*, 15(1), 87-94. doi:10.1086/713010.
- Rees, W. E. (1992). Ecological Footprints and Appropriated Carrying Capacity: What Urban Economics Leaves Out. *Environ. Urban*, 4, 121-130. doi:10.1177/095624789200400212.
- Sagar, S., Roberts, D., Bala, B., & Lymburner, L. (2017) Extracting the intertidal extent and topography of the Australian coastline from a 28 year time series of Landsat observations. *Remote sensing of environment*, 195, 153-169. doi:10.1016/j.rse.2017.04.009.
- Samadpoor, P., Faryadi, S., & Zebardast, L. (2023). Investigating the sustainability of the ecosystem by combining two approaches of ecological footprint and evaluation of ecosystem services (Case study: city of Nowshahr). *Environment and Interdisciplinary Development*, 8(80), 61-78. doi:10.22034/envj.2023.398768.1292. (In Persian).
- Shimu, S. A., Aktar, M., Afjal, M. I., Nitu, A. M., Uddin, M. P., & Al Mamun, M. (2019). NDVI based change detection in Sundarban Mangrove Forest using remote sensing data. In *2019 4th international conference on electrical information and communication technology (EICT)* (1-5). IEEE. doi:10.1109/EICT48899.2019.9068819.
- Sobhani, P., & Danehkar, A. (2023 a). The trend of land use changes and the level of ecological risk in the Hara Protected Area. *Sustainable Development of Geographical Environment*, 5(9), 1-19. doi:10.48308/SDGE.2023.232851.1147. (In Persian).
- Sobhani, P., & Danehkar, A. (2023b). Natural features and management areas of Khamir and Qeshm mangrove forests. *Iran Nature*, 8(4), 97-112. doi:10.22034/envj.2023.398768.129297. (In Persian).

- Sobhani, P., & Danekar, A. (2023c). Evaluating and zoning of ecosystem services in mangrove forests of Khamir and Qeshm. *Town and Country Planning*, 15(2), 275-292. doi: 10.22059/jtcp.2023.358990.670391. (In Persian).
- Sobhani, P., Esmailzadeh, H., Sadeghi, S. M. M., Wolf, I. D., Esmailzadeh, Y., & Deljouei, A. (2022). Assessing spatial and temporal changes of natural capital in a typical semi-arid protected area based on an ecological footprint model. *Sustainability*, 14(17), 10956. doi:10.3390/su141710956.
- Ulucak, R., & Khan, S. U. D. (2020). Determinants of the ecological footprint: role of renewable energy, natural resources, and urbanization. *Sustainable Cities and Society*, 54, 101996. doi:10.1016/j.scs.2019.101996.
- Wu, F., Yang, X., Shen, Z., Bian, D., & Babuna, P. (2021). Exploring sustainability and decoupling effects of natural capital utilization in China: Evidence from a provincial three-dimensional ecological footprint. *Journal of Cleaner Production*, 295, 126486. doi:10.1016/j.jclepro.2021.126486.
- Xu, Y., & Zhao, F. (2023). Impact of energy depletion, human development, and income distribution on natural resource sustainability. *Resources Policy*, 83, 103531. doi:10.1016/j.resourpol.2023.103531.
- Xun, F., & Hu, Y. (2019). Evaluation of ecological sustainability based on a revised three-dimensional ecological footprint model in Shandong Province, China. *Science of the total environment*, 649, 582-591. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.116.
- Yang, Y., & Hu, D. (2018). Natural capital utilization based on a three-dimensional ecological footprint model: A case study in northern Shaanxi, China. *Ecological indicators*, 87, 178-188. doi:10.1016/j.ecolind.2017.12.010.
- Zhang, F., & Zhu, F. (2022). Exploring the temporal and spatial variability of water and land resources carrying capacity based on ecological footprint: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration, China. *Current Research in Environmental Sustainability*, 4, 100135. doi:10.1016/j.crsust.2022.100135.
- Zhang, L., Huettmann, F., Liu, S., Sun, P., Yu, Z., Zhang, X., & Mi, C. (2019). Classification and regression with random forests as a standard method for presence-only data SDMs: a future conservation example using China tree species. *Ecological Informatics*, 52, 46-56. doi:10.1016/j.ecoinf.2019.05.003.
- Zhang, X., Zhang, D., & Yiwen, Z. (2023). Temporal Changes and Spatial Driving Mechanisms of Water Ecological Footprints in the Context of Urbanization: Taking Three Major Urban Agglomerations in China's Yangtze River Economic Belt as an Example. *Water*, 15(4), 760. doi: 10.3390/w15040760.
- Zhang, Z., Hu, B., Shi, K., Su, K., & Yang, Q. (2020). Exploring the dynamic, forecast and decoupling effect of land natural capital utilization in the hinterland of the Three Gorges Reservoir area, China. *Science of the total environment*, 718, 134832. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134832.
- Zhu, L., Zhang, H., Liao, H., & Peng, R. (2020). Evaluation of ecological sustainability in Chongqing, China based on 3D ecological footprint model. *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 15(1), 89-96. doi:10.18280/ijdne.150112.

