

Land use Changes Prediction and Environmentally Unstable Areas Prioritization of Halil-Rud River Basin

ABBAS MIRZAEI^{1*}, MANSOUR ZIBAEI², ABDOLKARIM ESMAEILI³,
MOHAMMAD BAKHSHOODEH⁴

1, PhD. Student, agricultural economics, Faculty of Agriculture,
university of Shiraz, Shiraz, Iran

2, 3, 4, Professors, Agricultural economics, Faculty of Agriculture,
University of Shiraz, Shiraz, Iran

(Received: Aug, 7, 2018 - Accepted: Dec. 30, 2018)

ABSTRACT

Land use change prediction can provide necessary input for decision-making of environmental management and the future planning. The aims of this study was assess the Land use change and to predict the change for 2030, 2042 and 2054 by Markov chain model and to prioritize sub-watersheds using fuzzy analytical hierarchy process (FAHP) in order to recognize and manage environmentally unstable areas in the future. Land use changes were examined applying Remote Sensing (RS) and Geographic Information System (GIS) in Halil-Rud river basin. For this purpose, Landsat TM, ETM and OLI images and Maximum Likelihood (ML) classifier algorithm were used for 1994, 2006 and 2018 and five types of Land use including middle grassland, poor grassland, agriculture (cultivation-gardening), water coverage (including water of river, reservoir and wetland) and other non-vegetation uses (including rocky surface, mountain, soil, very poor grassland and settlement) were identified in the basin. Results showed that during 2018-2054, middle and poor grasslands and water coverage will change to agriculture and devoid of vegetation lands in such a way that the share of middle and poor grassland coverage will decrease by 65.12 percent. Also, finding of FAHP approach indicated that sub-watersheds of Roodbar-Jonub and Ghalehganj will face the most severe environmental crises over the next 36 years. Finally, Land use and environmental conditions are predicted critical for all the sub-watersheds in 2054. Therefore, it is very necessary to apply policies (including water resources management) to change the level basin environmental destruction process.

Keywords: Remote sensing (RS), Geographic information system (GIS), Markov chain, Fuzzy analytical hierarchy process (FAHP), Land use

پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین و اولویت‌بندی مناطق ناپایدار زیست محیطی حوضه آبریز رودخانه هلیل رود

عباس میرزایی^{۱*}، منصور زیبایی^۲، عبدالکریم اسماعیلی^۲، محمد بخشوده^۲
^۱، دانشجوی دکتری گروه اقتصاد کشاورزی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران
^۲، ^۳، ^۴، استادان گروه اقتصاد کشاورزی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران
 (تاریخ دریافت: ۹۷/۵/۱۶ - تاریخ تصویب: ۹۷/۱۰/۹)

چکیده

پیش‌بینی تغییر کاربری زمین می‌تواند اطلاعات مهمی را برای تصمیم‌سازی مدیریت زیست محیطی و برنامه‌ریزی آینده مهیا سازد. اهداف اصلی این مطالعه ارزیابی تغییر کاربری زمین و پیش‌بینی تغییر برای سال‌های ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴ با استفاده از مدل زنجیره مارکف و اولویت بندی زیرحوضه‌ها با بکارگیری فرایند تحلیل سلسله مراتبی فازی (FAHP) برای شناسایی مناطق ناپایدار زیست محیطی در آینده است. تغییرات کاربری زمین با استفاده از سنجش از راه دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در حوضه آبریز رودخانه هلیل رود بررسی شد. برای این منظور، از تصاویر لندست TM، ETM و OLI و الگوریتم طبقه بندی حداکثر راستنمایی برای سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸ استفاده شد و پنج نوع کاربری زمین شامل مرتع متوسط، مرتع فقیر، زمین کشاورزی (زراعی-باغی)، پوشش آبی (شامل آب رودخانه، سد و تالاب) و سایر کاربری‌های فاقد پوشش گیاهی (شامل رخنمون سنگی، کوه، خاک، مرتع بسیار فقیر و مناطق مسکونی) در حوضه مشخص شد. نتایج نشان داد که طی سال‌های ۲۰۱۸-۲۰۵۴، مرتع متوسط، فقیر و پوشش آبی به زمین‌های کشاورزی و فاقد پوشش گیاهی تغییر خواهند یافت، به گونه‌ای که سهم پوشش مرتعی متوسط و فقیر به میزان ۶۵/۱۲ درصد کاهش خواهد یافت. همچنین، نتایج حاصل از بکارگیری رهیافت FAHP نشان داد که زیرحوضه‌های رودبار-جنوب و قلعه گنج در ۳۶ سال آینده با شدیدترین بحران‌های زیست محیطی روبرو خواهند شد. نهایتاً اینکه در سال ۲۰۵۴، شرایط کاربری زمین و زیست محیطی تمامی زیرحوضه‌ها، بحرانی پیش‌بینی می‌شود. بنابراین، اعمال سیاست‌هایی (از جمله مدیریت منابع آب) در جهت تغییر در روند تخریب زیست محیطی سطح حوضه پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: سنجش از راه دور، سامانه اطلاعات جغرافیایی، زنجیره مارکف، فرایند تحلیل سلسله مراتبی فازی، کاربری زمین.

مقدمه

بیشترین اثر را بر تخریب پوشش گیاهی، تخریب زمین، از دست دادن تنوع زیستی، آلودگی منابع آب زیر زمینی و آب دریا و فرسایش خاک‌ها داشته است (Mahapatra and et al., 2013; Kaliraj and et al., 2014). از طرف دیگر، مدیریت ناکارآمد نیز منجر به این شده که منابع

رشد سریع جمعیت، تغییرات آب و هوایی، توسعه توریسم و شهرنشینی باعث تغییر وضعیت موجود کاربری زمین و پوشش گیاهی در جهان شده است (Joshi and et al., 2011; Rawat and et al., 2013). این عوامل

2000). همچنین، از طریق پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین می‌توان به شناسایی آسیب‌پذیری مناطق مختلف نیز پرداخت (Baby, 2015). حفاظت مناسب و مدیریت حوضه آبریزی که در آن تغییر سریع کاربری زمین وجود دارد، بسیار الزامی است. تشخیص تغییر کاربری آینده زمین به رتبه‌بندی مناسب زیرحوضه‌های آبریز مختلف از منظر آسیب‌پذیری زیست محیطی کمک می‌کند.

استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و ترکیب فنون سنجش از راه دور^۱ و سامانه‌ی اطلاعات جغرافیایی^۲ یک قالب موفق برای تعیین کاربری زمین و پوشش گیاهی تلقی می‌شود (Kawakubo and et al., 2011; Misra and et al., 2013; Rawat and Kumar, 2015). مطالعات زیادی از این تکنیک‌ها به منظور استخراج کاربری زمین و پوشش گیاهی در مناطق مختلف بهره گرفته‌اند (Ali Mohammadi and et al., 2010; Zhang and et al., 2010; Kaliraj and Chandrasekar, 2012; Rezaei Moghadam and et al., 2015; Kundu and et al., 2017a; Kaliraj and et al., 2017; Ayanlade and Howard, 2017; Kundu and et al., 2017b; Gadrani and et al., 2018).

پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین جهت برنامه‌ریزی مناسب آینده بسیار مهم است. مدل زنجیره مارکف^۳ بطور گسترده جهت پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین در آینده بکار رفته است. این مدل با استفاده از ماتریس توسعه یافته‌ای که احتمال انتقال از یک طبقه کاربری به طبقه‌ی دیگر را ارزیابی می‌کند، به پیش‌بینی کاربری زمین در آینده می‌پردازد (Brown and et al., 2000). مطالعات مختلفی از مدل زنجیره مارکف به منظور پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین استفاده کرده‌اند (Peterson and et al., 2009; Ali Mohammadi and et al., 2010; Zhang and et al., 2011; Yeh and Liaw, 2015). از مطالعات نیز به استفاده از مدل مارکف در کنار سایر مدل‌ها جهت پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین و پوشش گیاهی آینده پرداخته‌اند (Al-sharif and Pradhan, 2015; Hashem and Balakrishnan, 2015; Huang and et al., 2015; Mishra and Rai, 2016; Kundu and et al., 2017a). مزیت این روش در این است که این روش با توجه به شرایط گذشته وضعیت کاربری زمین حوضه مورد نظر و همچنین استخراج احتمال تغییر از یک

زمین و آب مورد سوء استفاده و تخریب قرار گیرد (Kuenzer and et al., 2014; Ayanlade and Drake, 2016).

تحلیل تغییرات کاربری زمین، اطلاعات کلی برای مدیریت صحیح مناطق را مهیا می‌سازد. تحلیل روند این تغییرات برای دستیابی به اطلاعات قابل اتکا به منظور حمایت مناسب از برنامه‌ریزی مدیریت منابع در مقیاس ملی و منطقه‌ای بسیار ضروری است (Zhang and Zhu, 2015; Butt and et al., 2011). تغییرات کاربری زمین بدون در نظر گرفتن پایداری محیط زیست باعث افزایش شدید تقاضای زمین برای فعالیت‌های کشاورزی، معدن و شهرسازی گشته است (Zoran, 2006; Santhiya and et al., 2010). در ایران نیز تغییرات کاربری زمین بدون توجه به مسئله پایداری منجر به تخریب محیط زیست گشته است و تبدیل از جنگل به دیگر کاربری‌های زمین به خصوص مناطق و زمین زراعی در مناطق نیمه خشک ایران مشاهده شده است. به گونه‌ای که پوشش جنگلی طی سال‌های ۲۰۰۷-۱۹۸۵ حدود ۳۰/۴۲ درصد کاهش و سایر کاربری‌های شهری و زراعی افزایش یافته است (Fathizad and et al., 2015).

درک تغییرات کاربری زمین در جهان نگرانی عمده‌ای برای دانشمندان طی چند دهه گذشته بوده است. در برخی مطالعات به تبدیل اراضی زراعی و جنگل‌ها به مناطق شهری به‌عنوان یکی از مهم‌ترین انواع تغییر کاربری زمین به علت اثرات اجتماعی-اقتصادی و زیست محیطی اشاره شده است (Meyfroidt and et al., 2013; Barati and et al., 2015; Romijn and et al., 2015). برخی از مطالعات، روند کاهشی سهم پوشش گیاهی در کاربری زمین برای مناطق مختلف را نتیجه گرفته‌اند (Mukhopadhyay and et al., 2014; Kundu and et al., 2017a). در پژوهش‌های معدودی نیز به تغییر کاربری به طور خاص در بخش کشاورزی اشاره شده است (Mohammadzade and et al., 2015).

پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین، می‌توان میزان گسترش و تخریب منابع را مشخص و این تغییرات را در مسیرهای مناسب هدایت کرد (Brown and et al., 2015).

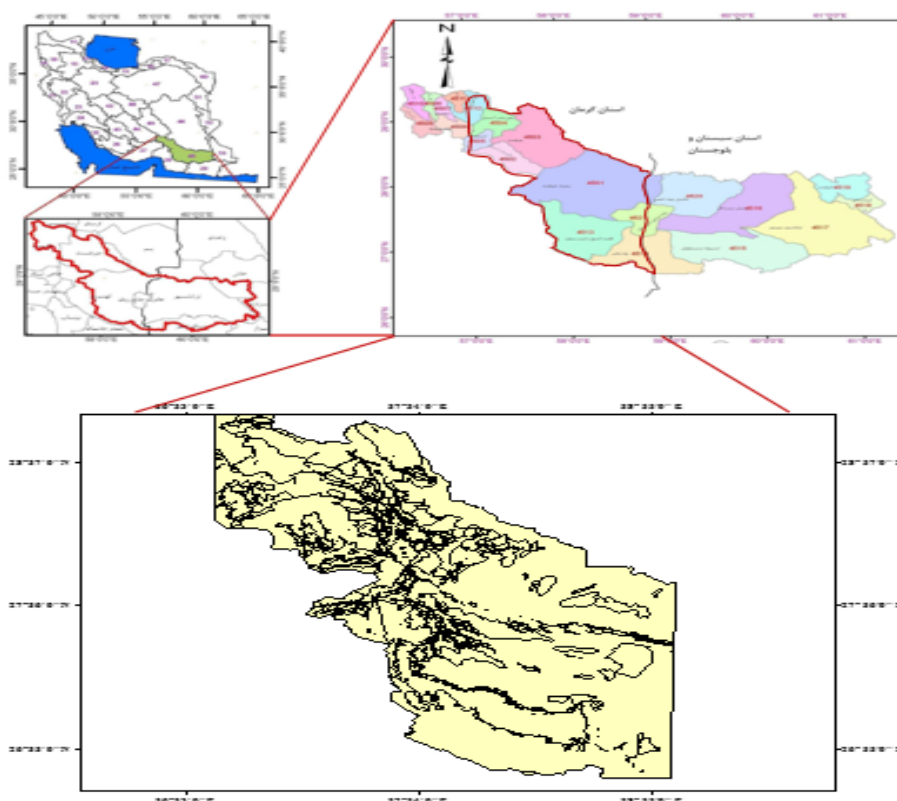
Kundu and et al. (2017a). جهت اولویت‌بندی آسیب-پذیری زیست محیطی حوضه‌های آبریز از پیش‌بینی آینده تغییرات کاربری زمین استفاده شده است.

در این مطالعه، شرایط آینده حوضه آبریز رودخانه هلیل رود واقع در استان کرمان از طریق بررسی تغییرات کاربری زمین در دهه‌های مختلف گذشته پیش‌بینی شد و سپس به اولویت‌بندی زیرحوضه‌های مختلف این حوضه جهت شناسایی زیرحوضه‌های دارای تنش زیست محیطی برای کمک به فرآیند حفاظت و مدیریت بهتر این حوضه در آینده پرداخته شد.

حوضه آبریز رودخانه هلیل رود (حوضه آبریز غرب جازموریان) که از شهرستان جیرفت تا تالاب جازموریان در نظر گرفته شده است، در طول شرقی ۵۷ درجه و ۰ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۰ دقیقه و عرض شمالی ۲۶ درجه و ۴۲ دقیقه تا ۲۹ درجه و ۲۸ دقیقه قرار گرفته و به طور کامل در استان کرمان واقع می‌باشد (شکل ۱).

کاربری به کاربری دیگر به پیش‌بینی کاربری زمین حوضه در آینده می‌پردازد (Yeh and Liaw, 2015; Kundu and et al., 2017a). چرا که روند گذشته شرایط حوضه می‌تواند بهترین پیش‌بینی برای شرایط آینده حوضه باشد، در صورتی که تغییری در نگرش و اجرای سیاست‌های لازم جهت جلوگیری از تخریب زیست محیطی صورت نگیرد.

مطالعات زیادی جهت اولویت بندی آسیب‌پذیری حوضه‌های آبریز از طریق تکنیک‌هایی مانند سنجش از راه دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی براساس عواملی مانند فرسایش خاک، عوامل زمین شناسی، شاخص عملکرد رسوب و میزان تمایل به تخریب وجود دارد (Jain and Das, 2010; Shinde and et al., 2010; Sharma and et al., 2010; Jaiswal and et al., 2013). اما تنها در مطالعه



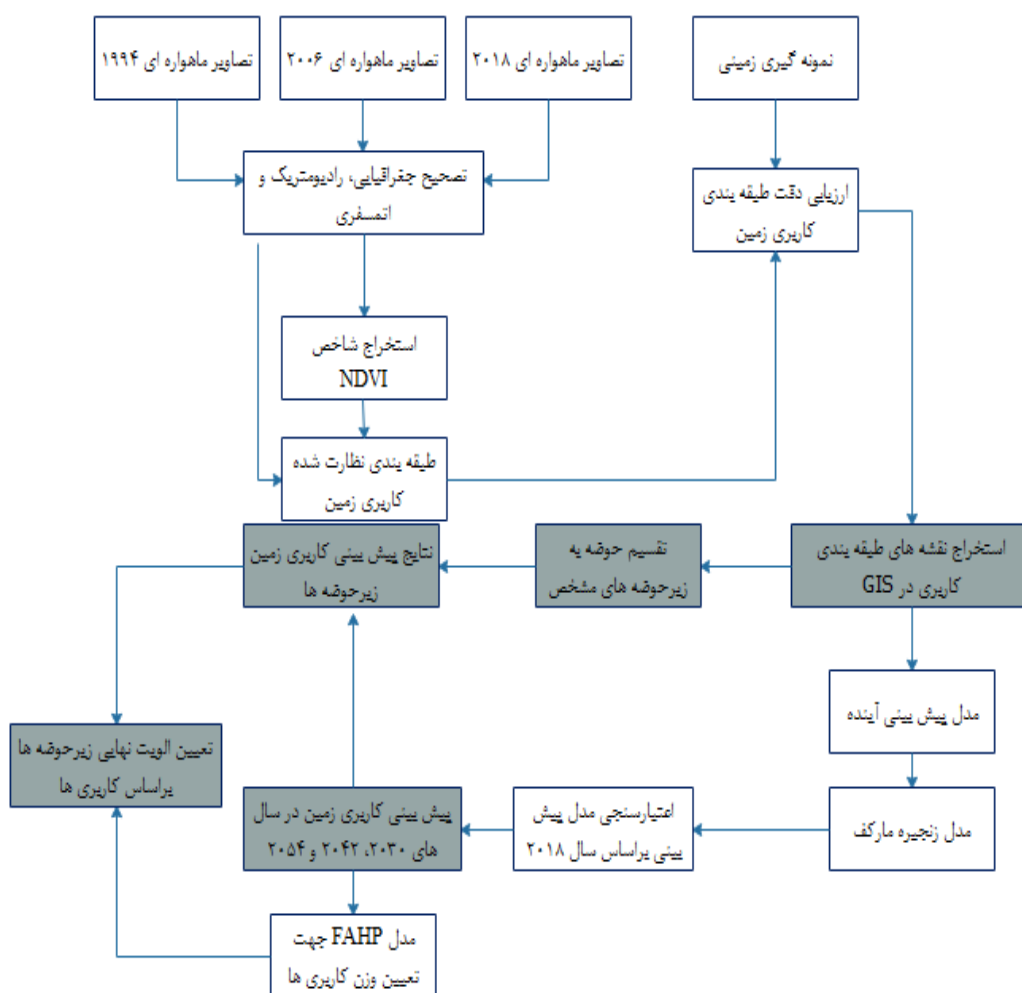
شکل (۱): موقعیت حوضه رودخانه هلیل رود از سد جیرفت تا تالاب جازموریان

و اقتصادی سطح حوضه که با یکدیگر در تضاد هستند لازم است تا مدیریت یکپارچه در این حوضه برای حل منازعات بین مصارف صورت گیرد که برای حفاظت و مدیریت مناسب حوضه، پیش‌بینی شرایط کاربری زمین در آینده و به دنبال آن شناسایی زیرحوضه‌های آسیب‌پذیر مورد نیاز است.

روش تحقیق

روش شناختی مطالعه‌ی حاضر در شکل (۲) نشان داده شده است.

تالاب جازموریان در انتهای این حوضه بدلیل خشکسالی، بهره‌برداری بی‌رویه از سفره‌های آب زیرزمینی جهت توسعه‌ی اراضی کشاورزی، عدم رعایت حق آبه تالاب در بالادست و طراحی و اجرای سدهای مخزنی، تبدیل به خاک و خواستگاه برداشت ریزگرد شده است، به گونه‌ای که منشأ تشکیل ۲۵ درصد ریزگردهای کشور است (Department of Natural Resources and Watershed Management of South Kerman, 2017). از طرف دیگر دشت جیرفت که در این حوضه آبریز واقع است، یکی از مهمترین مناطق کشاورزی استان و کشور به حساب می‌آید. بنابراین، به‌دلیل مسائل زیست‌محیطی



شکل (۲): متدولوژی پیش‌بینی کاربری زمین (Kundu and et al., 2017a)

در گام دوم با بکارگیری مدل زنجیره مارکف، کاربری زمین برای سال‌های ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۸ پیش‌بینی شد. در گام سوم نیز با تعیین وزن کاربری‌های مختلف در

همانگونه که ملاحظه می‌گردد مطالعه به سه بخش قابل تفکیک است. در گام نخست، نقشه‌های کاربری زمین در سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸ استخراج شده است.

پیش‌بینی کاربری زمین با استفاده از مدل زنجیره مارکف پیش‌بینی آینده تغییر کاربری زمین با استفاده از مدل زنجیره مارکف صورت گرفت. این مدل انواع کاربری زمین در زمان‌های مختلف را تحلیل و داده‌ها، ماتریس‌های انتقال و همچنین مقادیر احتمال شرطی را تولید می‌کند. ماتریس انتقال بیانگر تعداد پیکسل‌هایی است که از یک نوع کاربری به نوع دیگر در یک واحد زمانی مشخص تغییر می‌یابد. بنابراین، میزان احتمال تغییر از یک نوع به نوع دیگر کاربری زمین، داده‌های ماتریس انتقال را تشکیل می‌دهند. در مدل زنجیره مارکف، تغییر در کاربری زمین دارای فرایندهای تصادفی است و انواع مختلف کاربری زمین بیان‌کننده‌ی یک حالت (وضعیت) از زنجیره می-باشند (Weng, 2002).

(۱)

$$P(S_{t+1} = i_{t+1} | S_t = i_t, S_{t-1} = i_{t-1}, \dots, S_0 = i_0) = P(S_{t+1} = i_{t+1} | S_t = i_t)$$

معادله (۱) بیان می‌کند که احتمال توزیع یک حالت (S) در مرحله زمانی t+1 بستگی به آن حالت در مرحله زمانی t (یعنی it) دارد. زنجیره مارکف را می‌توان بصورت زیر نیز بیان کرد.

$$P(S_t = j | S_t = i) = p_{ij} \quad (2)$$

در معادله (۲)، p_{ij} احتمال قرار داشتن سیستم در زمان t+1 در حالت j، در صورتی که در دوره قبل (t) در حالت i قرار داشته است. بنابراین، معادله زیر برای چنین زنجیره‌ای ارائه شد.

$$\sum_j P\{(S_t = j | P(S_t = i))\} = 1 \text{ for all } i \quad (3)$$

معادله (۳) بیانگر آنست که هیچ احتمال منفی وجود ندارد و مجموع احتمال‌های هر ردیف ماتریس انتقال یک است. در ادامه، میزان ارزش‌های احتمال بصورت زیر محاسبه شد.

$$P_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i} \quad (4)$$

n_{ij} تعداد دفعاتی است که داده مشاهده شده از حالت i به حالت j انتقال یافته و n_i نیز کل داده‌های مشاهده شده است. بعد از یک زمان مشخص، فرایند مارکف در حالت j که مستقل از حالت ابتدایی i است، تنظیم می-شود. بردار بدست آمده با این احتمالات (π_j) را توزیع

قالب روش FAHP و استفاده از داده‌های هر منطقه از حوضه آبریز، مناطق ناپایدار زیست محیطی در رابطه با تغییر کاربری مشخص شد.

استخراج نقشه‌های کاربری زمین

در مطالعه حاضر از تکنیک‌های سنجش از راه دور (RS) و سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) برای استخراج کاربری زمین و پوشش گیاهی حوضه رودخانه هلیل رود بهره گرفته شد. برای این منظور، تصاویر ماهواره‌ای لندست TM، ETM و OLI از این حوضه در سه سال ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸ و در سه فریم دانلود شد (<https://earthexplorer.usgs.gov>). سپس با استفاده از بسته نرم افزار ENVI 5.3، تصحیح جغرافیایی، رادیومتریک و اتمسفری صورت گرفت.

در ادامه شاخص NDVI^۱ جهت تشخیص و شناسایی پوشش گیاهی برای سطح حوضه محاسبه گردید. سپس با استفاده از نمونه برداری و روش حداکثر راستنمایی^۲ (ML) و با کمک شاخص NDVI، سنجش از راه دور تصاویر ماهواره‌ای انجام گرفت و کاربری زمین به پنج نوع مختلف شامل کشاورزی (زراعی-باغی)، مرتع فقیر، مرتع متوسط، آب و زمین فاقد پوشش گیاهی (رخنمون سنگی، کوه، خاک، مراتع بسیار فقیر و مناطق مسکونی) دسته-بندی گردید. دقت طبقه‌بندی تصاویر با استفاده از نمونه-گیری سیستماتیک تصادفی ارزیابی شد. برای این منظور، ۳۰۰ نمونه از تصاویر طبقه‌بندی جمع آوری و سپس دقت آن‌ها با استفاده از عکس‌های هوایی، نقشه‌های کاربری و توپوگرافی و تصاویر ماهواره‌ای برای نوع کاربری مشخص و ماتریس خطای مربوط به هر طبقه تشکیل و شاخص کاپا^۳ و دقت کلی محاسبه شد. شاخص دقت کلی از تقسیم تعداد پیکسل‌هایی که برای هر یک از انواع کاربری-های مذکور به درستی طبقه‌بندی شده‌اند به تمامی تعداد پیکسل‌های نمونه بررسی شده، محاسبه گردید. حال آنکه، شاخص کاپا میزان دقت را بر عکس روش دقت کلی بر اساس تمامی پیکسل‌هایی که درست و غلط طبقه‌بندی شده‌اند محاسبه می‌نماید.

اگر $d(A_i) = \min V(S_i \geq S_k), k = 1, 2, \dots, n; k \neq i$

باشد، آنگاه بردار وزن‌ها به صورت رابطه (۹) است.

$$\hat{W} = (\hat{d}(A_1), \hat{d}(A_2), \dots, \hat{d}(A_i))^T \quad (9)$$

در آن A_i ها n عنصر هستند. از طریق نرمال کردن می‌توان بردار نرمال وزن‌ها را بدست آورد.

$$W = (d(A_1), d(A_2), \dots, d(A_i))^T \quad (10)$$

که W وزن غیرفازی معیارها یا زیرمعیارها است (چانگ، ۱۹۹۶). در ادامه، شاخص سازگاری پاسخ‌های کارشناسان با استفاده از روابط زیر محاسبه گردید.

$$CI^m = \frac{(\lambda_{max}^m - n)}{(n-1)} \quad (11)$$

$$CI^g = \frac{(\lambda_{max}^g - n)}{(n-1)} \quad (12)$$

در این رابطه λ_{max}^m و λ_{max}^g به ترتیب ریشه مشخصه حدود بالا و میانی فازی هستند و n اندازه ماتریس مقایسه زوجی است. نرخ ناسازگاری بصورت روابط زیر محاسبه شد.

$$CI^g = \frac{CI^g}{RI^g} \quad (13)$$

$$CI^m = \frac{CI^m}{RI^m} \quad (14)$$

شاخص تصادفی (RI) توسط Gogus and Boucher (1998) فراهم شده است. در صورتی که نرخ ناسازگاری حاصل کمتر از ۰/۱ باشد، ماتریس سازگار و قابل استفاده تشخیص داده می‌شود.

محاسبه اولویت نهایی

اولویت‌بندی آسیب‌پذیری مناطق حوضه آبریز رودخانه هلیل رود با توجه به پنج نوع کاربری زمین استخراج شده، صورت گرفت. در ابتدا تمامی داده‌های کاربری زمین نرمال سازی شد تا اثرات هر عامل دقیق نشان داده شود (Jaiswal and et al., 2014). جهت نرمال سازی داده‌ها از رابطه زیر استفاده شد.

$$L_{ij} = \left[\frac{LP_{ij} - OLB_i}{OUB_i - OLB_i} \right] \quad (15)$$

حالت پایدار^۱ و یا توزیع تعادلی برای فرایند مارکف می‌نامند.

$$\lim_{n \rightarrow \infty} p_{ij}(n) = \pi_j \quad (5)$$

پیدا کردن توزیع احتمال حالت پایدار بدین صورت است که ماتریس انتقال بدست آمده را در خودش ضرب کرده و تا آنجایی این کار ادامه یابد که احتمالات بدست آمده بدون تغییر و ثابت شوند. برای این منظور از نرم افزار Excel بهره گرفته شده است.

تعیین اولویت نهایی مناطق ناپایدار زیست محیطی با توجه به تغییرات کاربری زمین

فرایند تحلیل سلسله مراتبی فازی^۲ (FAHP)

روش‌های متعددی به منظور محاسبه وزن معیارها در تحلیل سلسله مراتبی فازی در مطالعات مختلف ارائه شده است. در این تحقیق از روش تحلیل توسعه‌ای (مقداری)^۳ Chang (1996) استفاده شد که در مطالعه‌ی Asadpour and et al. (2016) جهت الویت‌بندی ترکیب تولید زراعی بکار رفته است. برای این منظور، در ابتدا پرسشنامه‌هایی جهت استخراج ماتریس مقایسه زوجی انواع کاربری زمین از ده کارشناس زیست محیطی با شناخت کافی نسبت به حوضه رودخانه هلیل رود تکمیل شد. بدین صورت که مقایسه اهمیت میان طبقات کاربری زمین به صورت زوجی پرسیده شد و کارشناسان پاسخ‌های کلامی مختلف را انتخاب کردند و سپس با توجه به یک تناظر، عبارات کلامی به اعداد فازی مثلثی تبدیل شد (Chang, 1996; Asadpour and et al., 2016).

$$S_i = \sum_{j=1}^m M_{gi}^j \otimes \left[\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m M_{gi}^j \right] \quad (6)$$

که در آن M_g^j ها $(j=1, 2, \dots, m)$ اعداد فازی مثلثی هستند (Şener and Şener, 2015). درجه احتمال اعداد فازی مثلثی بصورت رابطه (۷) است.

$$V(M_1 \leq M_2) = \begin{cases} 1, & \text{if } m_2 \geq m_1 \\ 0, & \text{if } u_2 \geq l_1 \\ \frac{l_2 - u_2}{(m_2 - u_2) - (m_1 - l_1)}, & \text{other} \end{cases} \quad (7)$$

به منظور محاسبه درجه احتمال برای k عدد فازی محدب از رابطه (۸) استفاده شد.

$$V(M \geq M_1, M_2, \dots, M_k) = V[(M \geq M_1) \text{ and } \dots \text{ and } (M \geq M_k)] = \min V(M \geq M_i), i = 1, 2, \dots, k \quad (8)$$

نتایج و بحث

تعیین کاربری زمین با روش حداکثر راستنمایی

تعیین انواع کاربری زمین در سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸ با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در این سال‌ها و با روش حداکثر راستنمایی صورت گرفت. کل میزان زمین حوضه آبریز رودخانه هلیل رود ۵۰۸۲۵۵۰ هکتار است که به پنج نوع کاربری کشاورزی (زراعی-باغی)، مرتع متوسط، مرتع فقیر، پوشش آبی (شامل آب رودخانه، سد و تالاب) و سایر کاربری‌های فاقد پوشش گیاهی (شامل رخنمون سنگی، کوه، خاک، مرتع بسیار فقیر و مناطق مسکونی) تقسیم شد. نقشه‌های کاربری زمین برای سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸ در شکل (۳) و همچنین مساحت و سهم هریک از کاربری‌ها در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول (۱): مساحت و سهم انواع کاربری زمین در سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸

انواع مختلف کاربری	۱۹۹۴		۲۰۰۶		۲۰۱۸	
	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)
کشاورزی	۱۱۱۷۵۶	۲/۲۰	۱۳۴۱۵۱	۲/۶۴	۱۷۳۵۱۰	۳/۴۱
مرتع متوسط	۲۴۵۱۹۲	۴/۸۲	۴۵۶۹۴	۰/۹۰	۷۸۳۶	۰/۱۵
مرتع فقیر	۳۱۸۳۹۹۰	۶۲/۶۵	۱۹۷۰۷۲۹	۳۸/۷۷	۱۳۸۸۸۹۰	۲۷/۳۳
پوشش آبی	۴۰۱۹۹	۰/۷۹	۲۹۷۱۳	۰/۵۹	۲۰۱۹۱	۰/۴۰
فاقد پوشش گیاهی	۱۵۰۱۴۱۳	۲۹/۵۴	۲۹۰۲۲۶۳	۵۷/۱۰	۳۴۹۲۱۲۳	۶۸/۷۱

مأخذ: یافته‌های تحقیق.

است که معادل سهمی حدود ۵۷ درصد از سطح حوضه است. مساحت زمین کشاورزی، ۱۳۴۱۵۱ هکتار و سهم آن در این سال حدود ۲/۶۴ درصد بوده است. مرتع متوسط به نسبت سال ۱۹۹۴ کاهش یافته و مساحت این نوع از کاربری زمین به ۴۵۶۹۴ هکتار رسیده که معادل ۰/۹۰ درصد از سطح حوضه را در بر گرفته است. مساحت پوشش آبی در سطح حوضه نیز ۲۹۷۱۳ هکتار و ۰/۵۹ درصد سطح حوضه را پوشش داده است. در سال ۲۰۱۸، مجدداً سهم مرتع فقیر از پوشش حوضه به شدت کاهش و سهم زمین فاقد پوشش گیاهی به شدت افزایش یافته و به ترتیب ۱۳۸۸۸۹۰ و ۳۴۹۲۱۲۳ هکتار از اراضی را به خود اختصاص داده اند. به طوری که زمین فاقد پوشش گیاهی ۶۸/۷۱ درصد و مرتع فقیر ۲۷/۳۳ درصد از سطح حوضه را شامل شده‌اند. سهم سه کاربری کشاورزی، آب و مرتع متوسط نیز به ترتیب حدود ۳/۴۱، ۰/۴۰ و ۰/۱۵

LP_{ij} میزان کاربری زمین طبقه i در منطقه (زیر حوضه) j، OLB_i حداقل میزان کاربری طبقه i برای تمامی مناطق، OUB_i حداکثر میزان کاربری طبقه i برای تمامی مناطق و L_{ij} میزان کاربری نرمال شده طبقه i در منطقه j است. در پایان اولویت هر منطقه با استفاده از معادله زیر تخمین زده شد.

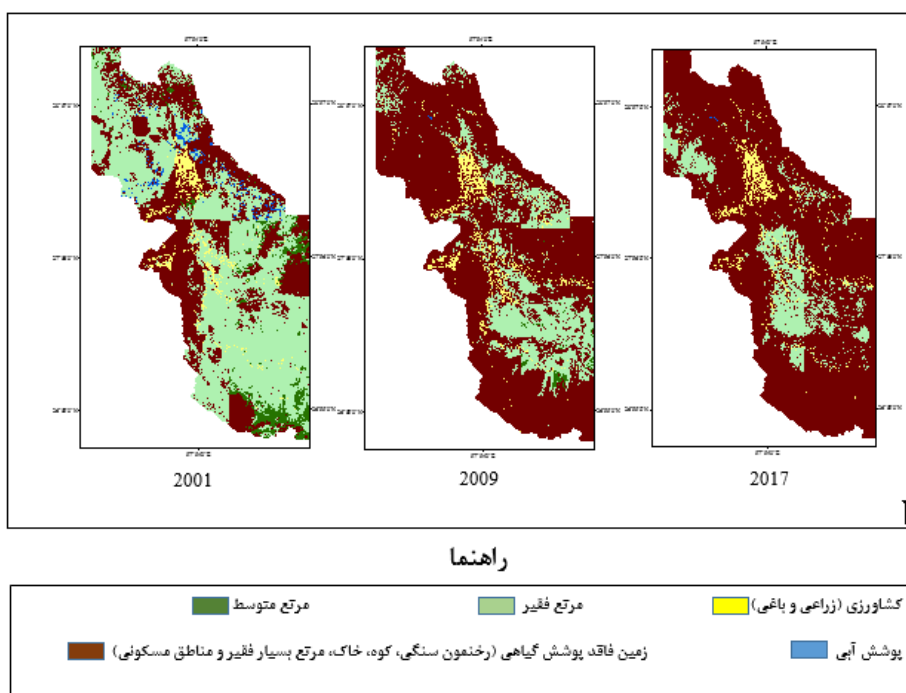
$$F_j = \sum_{i=1}^n W_i \cdot L_{ij} \quad (16)$$

F_j وزن اولویت منطقه j از منظر پایداری زیست محیطی، W_i وزن اهمیت طبقه کاربری i از منظر پایداری زیست محیطی که از روش FAHP ماسبه شده است و L_{ij} مقادیر نرمال شده میزان کاربری زمین طبقه i در منطقه j است.

نتایج جدول (۱) بیانگر آنست که در سال ۱۹۹۴، مرتع فقیر با مساحت ۳۱۸۳۹۹۰ هکتار، حدود ۶۲/۶۵ درصد سطح حوضه را پوشش داده است. زمین فاقد پوشش گیاهی (شامل رخنمون سنگی، کوه، خاک، مرتع بسیار فقیر و مناطق مسکونی) ۱۵۰۱۴۱۳ هکتار و حدود ۲۹/۵۴ درصد سطح حوضه را در بر گرفته است. پس از مرتع فقیر و زمین فاقد پوشش گیاهی، سه نوع کاربری مرتع متوسط با مساحت ۲۴۵۱۹۲ هکتار، کشاورزی با مساحت ۱۱۱۷۵۶ هکتار و پوشش آب با مساحت ۴۰۱۹۹ هکتار به ترتیب حدود ۴/۸۲، ۲/۲۰ و ۰/۷۹ درصد سطح حوضه را پوشش داده‌اند. در سال ۲۰۰۶، میزان مرتع فقیر به شدت کاهش یافته و با مساحت ۱۹۷۰۷۲۹ هکتار، حدود ۳۹ درصد سطح حوضه را به خود اختصاص داده است. این در حالی است که مساحت زمین فاقد پوشش گیاهی در حوضه افزایش و به ۲۹۰۲۲۶۳ هکتار رسیده

کشاورزی چندان معنی‌دار نیست. افزایش زمین‌های فاقد پوشش گیاهی، کاهش مراتع و پوشش آبی در منطقه می‌تواند به دلیل بروز خشکسالی‌های شدید طی این سال‌ها و مدیریت نادرست منابع آب باشد.

درصد است. شکل (۳) نشان می‌دهد که از سال ۱۹۹۴ تا سال ۲۰۱۸، مرتع فقیر، متوسط و پوشش آبی کاهش و کاربری کشاورزی و زمین‌های فاقد پوشش گیاهی در طی این سال‌ها افزایش یافته است که البته افزایش کاربری



شکل (۳): نقشه‌های کاربری زمین در سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸

جدول (۳): مقایسه کاربری زمین طبقه‌بندی شده و پیش‌بینی شده در سال ۲۰۱۸

انواع مختلف کاربری	طبقه‌بندی سال ۲۰۱۸	پیش‌بینی سال ۲۰۱۸	خطا (هکتار)	خطا (درصد)
کشاورزی	۱۷۳۵۱۰	۱۵۱۴۳۴	۲۲۰۷۶	۱۲/۷۲
مرتع متوسط	۷۸۳۶	۸۵۱۵	-۶۷۹	-۸/۶۶
مرتع فقیر	۱۳۸۸۸۹	۱۲۳۴۵۳	۱۵۴۳۵۲	۱۱/۱۱
پوشش آبی فاقد پوشش گیاهی	۲۰۱۹۱	۲۱۹۶۲	-۱۷۷۱	-۸/۷۷
	۳۴۹۲۱۲	۳۶۶۶۱۰	۱۷۳۹۷۸	-۴/۹۸

مأخذ: یافته‌های تحقیق.

نتایج مربوط به دقت طبقه‌بندی کاربری‌های زمین در جدول (۲) ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد شاخص کاپا طی این سال‌ها نرخی بین ۰/۸۳ تا ۰/۸۸ را داشته است. همچنین دقت کلی طبقه‌بندی طی این سال‌ها حدود ۸۶ تا ۹۱ درصد است. با مقایسه دقت محاسبه شده با اطلاعات مطالعه‌ی لندیس و کوچ (۱۹۷۷) می‌توان فهمید که طبقه‌بندی کاربری زمین طی سال‌های مورد بررسی تقریباً عالی ارزیابی می‌شود.

جدول (۲): آماره‌های شاخص کاپا و دقت کلی

آماره‌ها	۱۹۹۴	۲۰۰۶	۲۰۱۸
شاخص کاپا	۰/۸۳	۰/۸۵	۰/۸۸
دقت کلی (%)	۸۶	۸۷	۹۱

مأخذ: یافته‌های تحقیق

بیشترین خطا ۱۲/۷۲ درصد و مربوط به کاربری کشاورزی است. میانگین قدر مطلق خطا ۹/۲۵ درصد است که نشان از مفید بودن و قابلیت استفاده از مدل زنجیره مارکف جهت پیش‌بینی کاربری زمین است.
پیش‌بینی کاربری زمین در سال‌های ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴

پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین در آینده با استفاده از مدل زنجیره مارکف برای سال‌های ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴ صورت گرفت که نتایج آن در جدول (۴) ارائه شد.

جهت اعتبارسنجی مدل، ماتریس انتقال مدل زنجیره مارکف براساس تغییرات کاربری زمین از سال ۱۹۹۴ تا ۲۰۰۶ استخراج گردید و براساس آن کاربری زمین در سال ۲۰۱۸ پیش‌بینی شد. سپس نتایج کاربری زمین استخراج شده از تصاویر ماهواره‌ای در سال ۲۰۱۸ با کاربری زمین پیش‌بینی شده از طریق مدل زنجیره مارکف در همین سال مقایسه شد. نتایج جدول (۳) بیانگر آنست که اختلاف کمی بین خروجی مدل زنجیره مارکف و طبقه‌بندی کاربری زمین وجود دارد. به طوری که

جدول (۴): پیش‌بینی کاربری زمین در سال‌های ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴

انواع کاربری	۲۰۱۸		۲۰۳۰		۲۰۴۲		۲۰۵۴	
	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)	مساحت (هکتار)	سهم (درصد)
کشاورزی	۱۷۳۵۱۰	۳/۴۱	۱۸۷۲۸۱	۳/۶۹	۱۹۸۹۳۸	۳/۹۱	۲۰۹۲۷۰	۴/۱۲
مرتع متوسط	۷۸۳۶	۰/۱۵	۱۴۶۰	۰/۰۳	۲۷۲	۰/۰۰۵	۵۱	۰/۰۰۱
مرتع فقیر	۱۳۸۸۸۹۰	۲۷/۳۳	۹۰۲۲۰۳	۱۷/۷۵	۶۳۴۰۶۱	۱۲/۴۸	۴۸۷۱۰۱	۹/۵۸
پوشش آبی	۲۰۱۹۱	۰/۴۰	۱۴۹۲۴	۰/۲۹	۱۱۰۳۱	۰/۲۲	۸۱۵۳	۰/۱۶
فاقد پوشش گیاه	۳۴۹۲۱۲۳	۶۸/۷۱	۳۹۷۶۶۸۲	۷۸/۲۴	۴۲۳۸۲۴۸	۸۳/۳۹	۴۳۷۷۹۷۵	۸۶/۱۴

مأخذ: یافته‌های تحقیق.

سال ۲۰۱۸ به ۸۱۵۳ هکتار در سال ۲۰۵۴ خواهد رسید که نشان از کاهش سهم آب در حوضه از ۰/۴۰ به ۰/۱۶ درصد است. مناطق فاقد پوشش گیاهی در سطح حوضه طی سال‌های پیش‌بینی، روند افزایشی را نشان می‌دهند. به گونه‌ای که مساحت این مناطق در سال ۲۰۵۴ به نسبت سال ۲۰۱۸ حدود ۸۸۵۸۵۲ هکتار افزایش خواهد یافت. سهم این مناطق در حوضه نیز به رقم بالای ۸۶/۱۴ درصد در سال ۲۰۵۴ خواهد رسید. این پیش‌بینی از کاهش سطح مراتع و پوشش آبی نشان می‌دهد که در ۳۶ سال آینده دیگر خبری از تالاب جازموریان در این حوضه نخواهد بود که عامل بروز ریزگردها و بدتر شدن اوضاع، نه تنها در سطح حوضه بلکه در سطح کشور خواهد شد.
اولویت‌بندی مناطق ناپایدار زیست محیطی با توجه به تغییرات کاربری زمین

اولویت‌بندی حوضه یا زیرحوضه‌ها بر مبنای تغییر کاربری زمین و اثرات آن در آینده، سیاستمداران و برنامه‌ریزان را در مدیریت و برنامه‌ریزی منابع طبیعی منطقه

نتایج نشان می‌دهد که مناطق کشاورزی در سطح حوضه از سال ۲۰۱۸ تا ۲۰۵۴ افزایش ناچیزی خواهد یافت، به گونه‌ای که در سال ۲۰۳۰، افزایش ۱۳۷۷۱ هکتاری و در سال ۲۰۵۴، افزایش ۳۵۷۶۰ هکتاری پیش‌بینی می‌شود. سهم مناطق کشاورزی از کل حوضه آبریز نیز در سال ۲۰۵۴ به ۴/۱۲ درصد خواهد رسید. مراتع متوسط در سطح حوضه در سال ۲۰۱۸، حدود ۷۸۳۶ هکتار است اما طی سال‌های آینده روند کاهشی خواهد گرفت. به گونه‌ای که سهم این مناطق در سال ۲۰۵۴ بسیار ناچیز و نزدیک صفر است. در سال ۲۰۱۸، درصد مراتع فقیر ۲۷/۳۳ است که در سال ۲۰۳۰ به ۱۷/۷۵ درصد، در سال ۲۰۴۲ به ۱۲/۴۸ درصد و در سال ۲۰۵۴ به ۹/۵۸ درصد کاهش خواهد یافت. کاهش مراتع فقیر از سال ۲۰۱۸ تا سال ۲۰۵۴ حدود ۹۰۱۷۸۹ هکتار است که نشان از کاهش شدید این کاربری طی سال‌های آینده در حوضه دارد. سهم پوشش آبی در حوضه نیز روند کاهشی خواهد داشت، به طوری که از ۲۰۱۹۱ هکتار در

جهت استخراج ماتریس مقایسه زوجی انواع کاربری زمین از ده کارشناس زیست محیطی با شناخت کافی نسبت به حوضه رودخانه هلیل رود تکمیل شد. سپس میانگین هندسی نظرات کارشناسان محاسبه و ماتریس مقایسه زوجی تجمیع شد^۱ بدست آمد. در پایان وزن اهمیت نهایی هر کاربری با استفاده از روش FAHP محاسبه شد (جدول ۵).

کمک خواهد کرد. انواع کاربری زمین برای تحلیل این اولویت‌بندی استفاده شده است. پنج نوع کاربری زمین به عنوان عامل‌ها موثر در اولویت‌بندی زیر حوضه‌های مختلف در زمان حال و آینده به کار گرفته شد. برای دستیابی به این هدف، در ابتدا وزن اهمیت هر یک از کاربری‌های زمین از منظر مسائل زیست محیطی استخراج شد. برای این منظور، در ابتدا پرسشنامه‌هایی

جدول (۵): ماتریس مقایسه زوجی فازی تجمیعی و وزن محاسبه شده انواع کاربری

کشاورزی	مرتع متوسط	مرتع فقیر	پوشش آبی	فاقدپوشش گیاه
(۱، ۱، ۱)	(۰/۵۷، ۰/۳۹، ۰/۳۵)	(۰/۶۲، ۰/۴۷، ۰/۴۲)	(۰/۴۹، ۰/۳۵، ۰/۳۱)	(۵/۴۸، ۴/۸۸، ۳/۶۸)
(۲/۸۶، ۲/۵۷، ۱/۷۵)	(۱، ۱، ۱)	(۱/۳۷، ۱/۳۵، ۱/۱۷)	(۱، ۰/۸۵، ۰/۸۵)	(۷/۲۵، ۶/۱۳، ۵)
(۲/۴۱، ۲/۱۱، ۱/۶۲)	(۰/۹۰، ۰/۷۴، ۰/۷۳)	(۱، ۱، ۱)	(۰/۹۰، ۰/۵۸، ۰/۵۸)	(۶/۷۵، ۵/۸۹، ۵)
(۳/۱۹، ۲/۸۴، ۲/۰۶)	(۱/۱۸، ۱/۱۸، ۱)	(۱/۷۳، ۱/۷۱، ۱/۱۲)	(۱، ۱، ۱)	(۷/۸۲، ۶/۴۳، ۵)
(۰/۲۷، ۰/۲۱، ۰/۱۸)	(۰/۲، ۰/۱۶، ۰/۱۴)	(۰/۲، ۰/۱۷، ۰/۱۵)	(۰/۲، ۰/۱۶، ۰/۱۳)	(۱، ۱، ۱)
وزن (Wi)	۰/۰۵۲	۰/۳۰۴	۰/۴۰۷	۰
CRg		۰/۰۱۷		
CRm		۰/۰۲۶		

مأخذ: یافته‌های تحقیق.

وزن و کاربری‌های ناسازگار با محیط زیست کمترین وزن را به خود اختصاص داده‌اند.

پس از محاسبه وزن کاربری‌ها بایستی حوضه آبریز رودخانه هلیل رود را به زیرحوضه‌های مشخصی تقسیم کرد. بنابراین، قسمت‌هایی از پنج شهرستان جیرفت (۱)، عنبرآباد (۲)، کهنوج (۳)، رودبار جنوب (۴) و قلعه گنج (۵) واقع در این حوضه، به عنوان زیرحوضه‌های مشخصی در نظر گرفته شدند. جدول (۶) اولویت نهایی آسیب‌پذیری هر زیرحوضه برای سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶، ۲۰۱۸، ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴ را نشان می‌دهد.

نرخ سازگاری محاسبه شده برای حدود بالا و پایین (CR_g) و حدود میانی (CR_m) به ترتیب ۰/۰۱۷ (یا ۱/۷ درصد) و ۰/۰۲۶ (یا ۲/۶ درصد) محاسبه شد. بنابراین، سازگاری پاسخ‌های کارشناسان به دلیل کمتر از ۰/۱ بودن این نرخ، قابل قبول است و وزن‌های محاسبه شده از روش FAHP می‌تواند برای تحلیل اولویت‌بندی زیرحوضه‌ها استفاده شود. نتایج نشان می‌دهد که کاربری پوشش آبی، مرتع متوسط، مرتع فقیر، کشاورزی و زمین فاقد پوشش گیاهی به ترتیب دارای بیشترین وزن اهمیت می‌باشند. به عبارتی، کاربری‌های سازگار با محیط زیست بیشترین

جدول (۶): داده‌های نرمال شده انواع مختلف کاربری زمین و اولویت‌بندی نهایی زیرحوضه‌ها

اولویت نهایی	فاقد پوشش گیاهی		پوشش آبی		مرتع فقیر		مرتع متوسط		کشاورزی		
	اصلی	نرمال	اصلی	نرمال	اصلی	نرمال	اصلی	نرمال	اصلی	نرمال	
											۱۹۹۴
۰/۲۴۳	۰/۷۱۹	۳۹۹۴۱۲	۰/۰۰۹	۱۶۳۲۱	۱	۵۵۰۷۳۸	۰	۱۱۲۸۹	۰/۰۴۹	۳۷۵۵۷	۱
۰/۲۴۱	۰/۵۳۵	۲۵۷۳۲۱	۰/۰۰۸	۲۲۲۹۴	۱	۴۶۴۳۷۶	۰	۱۸۶۵۳	۰/۰۲۰	۲۷۷۵۷	۲
۰/۱۵۱	۱	۴۰۵۲۰۱	۰	۰	۰/۶۲۸	۲۵۴۶۰۴	۰	۰	۰/۰۳۸	۱۵۲۲۴	۳
۰/۲۵۲	۰/۱۸۲	۲۰۵۰۲۹	۰	۱۵۸۴	۱	۱۱۲۰۳۸۹	۰/۰۴۸	۵۵۵۳۷	۰/۰۱۴	۱۷۳۸۳	۴
۰/۲۹۹	۰/۲۹۵	۲۳۴۴۵۰	۰	۰	۱	۷۹۳۸۸۲	۰/۲۰۱	۱۵۹۷۱۳	۰/۰۱۷	۱۳۸۳۶	۵
											۲۰۰۶
۰/۱۲۷	۱	۶۳۹۳۰۱	۰/۰۲۴	۱۵۳۹۲	۰/۴۹۱	۳۱۳۶۰۸	۰	۰	۰/۰۷۳	۴۷۰۱۵	۱
۰/۱۵۳	۱	۴۷۱۸۵۳	۰/۰۲۸	۱۳۳۲۱	۰/۵۸۳	۲۷۴۸۸۰	۰	۰	۰/۰۶۴	۳۰۳۴۸	۲
۰/۰۵۵	۱	۵۳۷۸۷۶	۰	۰	۰/۲۲۴	۱۲۰۲۵۰	۰	۰	۰/۰۳۱	۱۶۹۰۳	۳
۰/۲۴۲	۰/۹۲۴	۶۵۵۸۲۹	۰	۰	۱	۷۰۹۵۴۰	۰/۰۱۳	۸۹۰۸	۰/۰۳۶	۲۵۶۴۶	۴
۰/۲۳۸	۱	۵۹۸۴۰۴	۰	۰	۰/۹۲۳	۵۵۲۴۵۱	۰/۰۶۱	۳۶۷۸۶	۰/۰۲۴	۱۴۲۴۰	۵
											۲۰۱۸
۰/۱۱۹	۱	۶۴۱۱۸۸	۰/۰۱۷	۱۰۷۱۱	۰/۴۵۰	۲۸۸۵۴۲	۰	۰	۰/۱۱۷	۷۴۸۷۵	۱
۰/۰۹۱	۱	۵۵۶۸۶۵	۰/۰۱۷	۹۴۸۰	۰/۳۴۴	۱۹۱۶۴۲	۰	۰	۰/۰۵۸	۳۲۴۱۵	۲
۰/۰۴۷	۱	۵۵۲۷۱۹	۰	۰	۰/۱۹۱	۱۰۵۴۶۵	۰	۰	۰/۰۳۰	۱۶۸۴۵	۳
۰/۱۱۱	۱	۹۳۵۸۳۶	۰	۰	۰/۴۵۵	۴۲۵۸۴۱	۰/۰۰۵	۴۴۱۱	۰/۰۳۶	۳۳۸۳۵	۴
۰/۱۱۳	۱	۸۰۵۵۱۶	۰	۰	۰/۴۶۹	۳۷۷۴۰۰	۰/۰۰۴	۳۴۲۵	۰/۰۱۹	۱۵۵۴۰	۵
											۲۰۳۰
۰/۰۷۷	۱	۷۲۰۵۶۲	۰/۰۱۱	۷۷۳۴	۰/۲۸۲	۲۰۳۴۵۲	۰	۰	۰/۱۱۶	۸۳۵۶۸	۱
۰/۰۴۹	۱	۶۳۵۴۷۰	۰/۰۱۱	۷۱۹۰	۰/۱۷۷	۱۱۲۲۸۰	۰	۰	۰/۰۵۶	۳۵۴۶۲	۲
۰/۰۳۹	۱	۵۶۸۸۴۰	۰	۰	۰/۱۵۷	۸۹۰۶۲	۰	۰	۰/۰۳۰	۱۷۱۲۷	۳
۰/۰۶۲	۱	۱۰۸۷۷۹۷	۰	۰	۰/۲۵۴	۲۷۶۱۰۸	۰/۰۰۱	۷۹۷	۰/۰۳۲	۳۵۲۲۱	۴
۰/۰۵۵	۱	۹۶۴۰۱۴	۰	۰	۰/۲۳۰	۲۲۱۳۰۱	۰/۰۰۱	۶۶۳	۰/۰۱۶	۱۵۹۰۳	۵
											سال ۲۰۴۲
۰/۰۶۳	۱	۷۴۹۶۸۲	۰/۰۰۹	۷۱۲۰	۰/۲۲۵	۱۶۸۵۸۳	۰	۰	۰/۱۲۰	۸۹۹۳۱	۱
۰/۰۳۴	۱	۶۶۸۷۲۴	۰/۰۰۶	۳۹۱۰	۰/۱۲۱	۸۰۶۹۶	۰	۰	۰/۰۵۵	۳۷۰۷۲	۲
۰/۰۳۰	۱	۵۸۷۲۸۹	۰	۰	۰/۱۱۹	۷۰۱۶۰	۰	۰	۰/۰۳۰	۱۷۵۸۰	۳
۰/۰۳۵	۱	۱۱۹۲۷۸۱	۰	۰	۰/۱۴۲	۱۶۹۳۶۵	۰	۲۳۰	۰/۰۳۱	۳۷۵۴۷	۴
۰/۰۳۴	۱	۱۰۳۹۷۷۴	۰	۰	۰/۱۴۰	۱۴۵۲۵۷	۰	۴۲	۰/۰۱۶	۱۶۸۰۸	۵
											۲۰۵۴
۰/۰۵۹	۱	۷۶۱۸۸۶	۰/۰۰۸	۵۸۸۲	۰/۱۹۹	۱۵۱۸۴۵	۰	۰	۰/۱۲۶	۹۵۷۰۳	۱
۰/۰۲۹	۱	۶۷۹۷۶۴	۰/۰۰۳	۲۲۷۱	۰/۱۰۲	۶۹۴۱۲	۰	۰	۰/۰۵۷	۳۸۹۵۵	۲
۰/۰۲۷	۱	۵۹۳۵۸۱	۰	۰	۰/۱۰۶	۶۳۱۸۰	۰	۰	۰/۰۳۱	۱۸۲۶۸	۳
۰/۰۲۳	۱	۱۲۴۹۴۳۲	۰	۰	۰/۰۸۹	۱۱۱۲۲۲	۰	۴۵	۰/۰۳۱	۳۹۲۲۴	۴
۰/۰۲۱	۱	۱۰۹۳۳۱۴	۰	۰	۰/۰۸۴	۹۱۴۴۱	۰	۶	۰/۰۱۶	۱۷۱۲۰	۵

زیرحوضه‌ای که بالاترین اولویت را داشته باشد بیشترین تنش و آسیب‌پذیری را نسبت به تغییرات کاربری زمین خواهد داشت و این منطقه به عنوان یک تهدید زیست

بازه اولویت نهایی محاسبه شده برای تمامی سال‌ها از ۰/۰۲۱ تا ۰/۲۹۹ است که ۰/۰۲۱ بیانگر منطقه یا زیرحوضه‌ای با بالاترین اولویت است. به عبارتی،

کل مراتع و آب از حوضه حدود ۹/۶ درصد است. در طی سال‌های پیش‌بینی، میزان اولویت‌نهایی دو منطقه‌ی قلعه گنج و رودبار به شدت روند کاهشی در پیش خواهد گرفت و این مناطق در سال ۲۰۵۴ به عنوان آسیب‌پذیرترین مناطق حوضه به حساب می‌آیند و شرایط زیست محیطی این مناطق به شدت بحرانی خواهد شد. بنابراین اتخاذ سیاست‌های مدیریتی در این حوضه جهت جلوگیری از خشک شدن و از بین رفتن مراتع سطح حوضه ضروری به نظر می‌رسد. در نتیجه بایستی سیاست‌های مناسب در زمینه مدیریت منابع آب سطحی و زیرزمینی در سطح حوضه اعمال شود. چرا که تأخیر در اجرای این سیاست‌ها می‌تواند اثرات فاجعه‌باری را نه تنها در سطح حوضه بلکه در سطح کشور پدید آورد.

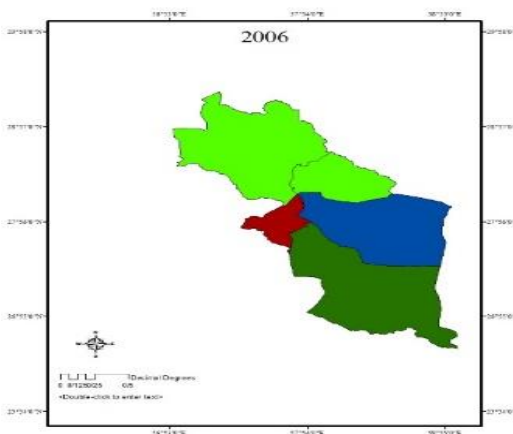
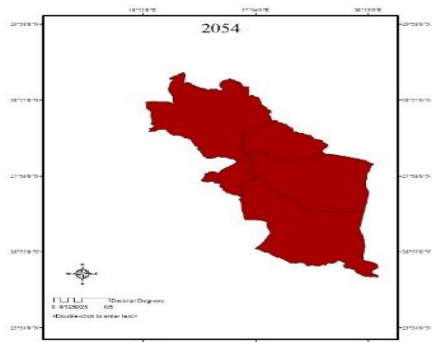
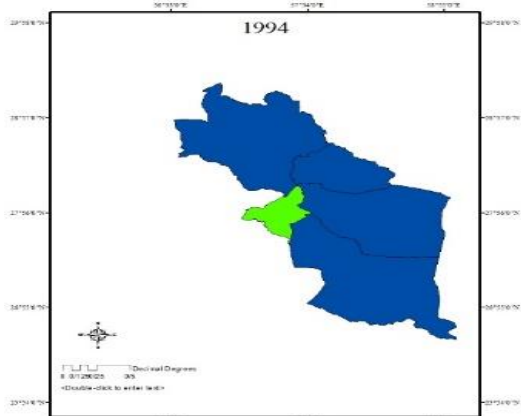
براساس بازه‌ی اولویت‌نهایی محاسبه شده برای تمامی سال‌ها، مناطق حوضه آبریز در پنج سطح ۰/۰۲ تا ۰/۰۶ (اولویت خیلی زیاد)، ۰/۰۶۱ تا ۰/۱۲ (اولویت زیاد)، ۰/۱۲۱ تا ۰/۱۸ (اولویت متوسط)، ۰/۱۸۱ تا ۰/۲۴ (اولویت کم) و ۰/۲۴۱ تا ۰/۲۹۹ (اولویت خیلی کم) دسته‌بندی گردید (شکل ۴). شکل (۴) نشان می‌دهد که در سال ۱۹۹۴، بیشتر مناطق حوضه در اولویت خیلی کم قرار داشته‌اند. بنابراین، مسائل و تهدیدهای زیست محیطی خیلی کمی را متحمل شده‌اند و تنها منطقه کهنوج در اولویت متوسط قرار دارد. در سال ۲۰۰۶، تنها منطقه رودبار در اولویت خیلی کم قرار دارد و مشکلات زیست محیطی خیلی کمی را تجربه کرده است. منطقه قلعه گنج در اولویت کم و دو منطقه‌ی جیرفت و عنبرآباد در اولویت متوسط قرار گرفته و لذا تهدیدها و مشکلات زیست محیطی بیشتری را در مقایسه با سال ۱۹۹۴ تجربه کرده‌اند. منطقه کهنوج در این سال به وضعیت بحرانی رسیده و دارای اولویت خیلی زیاد است. در سال ۲۰۱۸، کهنوج همچنان در شرایط بسیار بحرانی و اولویت خیلی زیاد قرار دارد و سایر مناطق نیز در اولویت زیاد قرار گرفته‌اند. بنابراین، در این سال مشکلات افزایش و شرایط نامساعد زیست محیطی در کل حوضه گسترش یافته است. با بررسی نقشه‌ها از سال ۲۰۰۶ تا ۲۰۱۸ مشخص می‌شود که منطقه رودبار به شدت دچار بحران زیست محیطی شده و از اولویت خیلی کم در سال ۲۰۰۶ به اولویت زیاد در سال ۲۰۱۸ رسیده است. پیش‌بینی شرایط

محیطی به حساب خواهد آمد و ۰/۲۹۹ نیز بیانگر منطقه یا زیرحوضه‌ای با پایین‌ترین اولویت است که این منطقه دارای پایین‌ترین تنش و آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات کاربری زمین است.

در سال ۱۹۹۴، مناطق کهنوج (۳) و قلعه گنج (۵) به ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین اولویت‌نهایی را دارند. بنابراین در این سال، کهنوج به نسبت سایر مناطق حوضه با توجه به تغییرات کاربری زمین دارای تنش بیشتری بوده و آسیب‌پذیرتر از سایر مناطق است. این در حالی است که منطقه قلعه گنج به نسبت سایر مناطق تهدید زیست محیطی کمتری را تجربه کرده است. در سال ۲۰۰۶، منطقه کهنوج با اولویت‌نهایی ۰/۰۵۵ همچنان دارای بیش‌ترین اولویت است. اما منطقه رودبار با اولویت‌نهایی ۰/۲۴۲، پایین‌ترین اولویت را به خود اختصاص داده است. در این سال در مقایسه با سال ۱۹۹۴، میزان اولویت‌نهایی تمامی مناطق کاهش یافته است. بنابراین می‌توان گفت که شرایط زیست محیطی طی این سال‌ها نامساعدتر شده است. در این میان، منطقه جیرفت با بیشترین کاهش و منطقه رودبار با کم‌ترین کاهش میزان اولویت‌نهایی روبرو است. در سال ۲۰۱۸، منطقه کهنوج با میزان اولویت‌نهایی ۰/۰۴۷ همچنان دارای بیش‌ترین اولویت بوده است. اما در این سال، منطقه جیرفت در مقایسه با سایر مناطق با میزان اولویت‌نهایی ۰/۱۱۹ پایین‌ترین اولویت را دارد. در سال ۲۰۱۸ در مقایسه با سال ۲۰۰۶، میزان اولویت‌نهایی تمامی مناطق روند کاهشی داشته است که بیانگر بدتر شدن شرایط زیست محیطی کل حوضه است. منطقه رودبار با بیشترین و جیرفت با کم‌ترین کاهش میزان اولویت‌نهایی روبرو بوده‌اند. به عبارتی، طی این ۱۲ سال، شرایط زیست محیطی منطقه رودبار جنوب به شدت نامساعد گشته است.

میزان اولویت‌نهایی تمامی مناطق حوضه در سال‌های پیش‌بینی ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴ نیز روند کاهشی خواهد داشت. به گونه‌ای که میزان اولویت‌نهایی تمامی زیرحوضه‌ها در سال ۲۰۵۴ از ۰/۰۲۱ تا ۰/۰۵۹ است. این بدین مفهوم است که در ۳۶ سال آینده شرایط زیست محیطی حوضه به شدت نامساعد خواهد شد. این نتیجه از آمار و ارقام پیش‌بینی کاربری زمین در سطح حوضه نیز قابل دریافت است. به طوری که در سال ۲۰۵۴، سهم

در سال ۲۰۳۰ نشان می‌دهد که تمامی مناطق در اولویت‌های زیاد و خیلی زیاد جای خواهند گرفت. به عبارتی، طی ۱۲ سال آینده پیش‌بینی می‌شود که بحران زیست محیطی در سطح حوضه افزایش خواهد یافت. در سال ۲۰۴۲، تنها منطقه جیرفت در اولویت زیاد و سایر مناطق حوضه در اولویت خیلی زیاد قرار خواهند گرفت و در سال ۲۰۵۴ تمامی مناطق حوضه به بالاترین سطح از بحران زیست محیطی رسیده و در اولویت خیلی زیاد جای خواهند داشت.

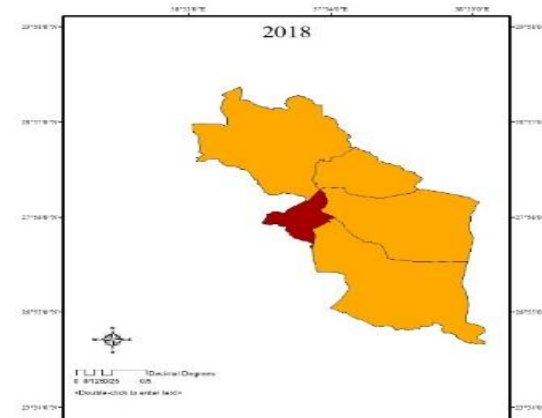
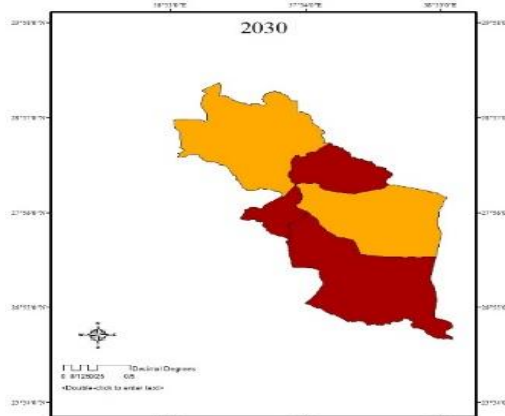


نتیجه‌گیری و پیشنهادها

تغییرات کاربری زمین به عنوان عامل اصلی تعیین‌کننده‌ی فرایندهای زیست محیطی-هیدرولوژیکی در سطح حوضه آبریز به حساب می‌آید. در این مطالعه، تصاویر ماهواره‌ای سطح حوضه رودخانه هلیل رود در سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۸ به منظور شناسایی تغییرات کاربری زمین استفاده و سپس از مدل زنجیره مارکف به منظور پیش‌بینی آینده حوضه در سال‌های ۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴ بهره گرفته شد. همانگونه که از نتایج پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین پیداست، در دوره مطالعاتی ۳۶ سال آینده، سطح زمین‌های فاقد پوشش گیاهی شامل رخنمون سنگی، کوه، خاک، مراتع بسیار فقیر و مناطق مسکونی حوضه آبریز به شدت افزایش خواهد یافت، حال آنکه سطح مراتع و پوشش آبی روند کاهشی در پیش خواهد گرفت. بنابراین، ادامه این روند می‌تواند به تشدید آسیب‌های زیست محیطی و کاهش هرچه بیشتر مراتع در سطح حوضه منجر شود. اگرچه نتایج دقت پیش‌بینی مدل مارکف نشان از اختلاف بین نتایج مدل و کاربری استخراج شده از تصاویر ماهواره‌ای در سال ۲۰۱۸ دارد، اما این اختلاف چندان قابل توجه نبوده است. البته با توجه به اینکه هدف پیش‌بینی

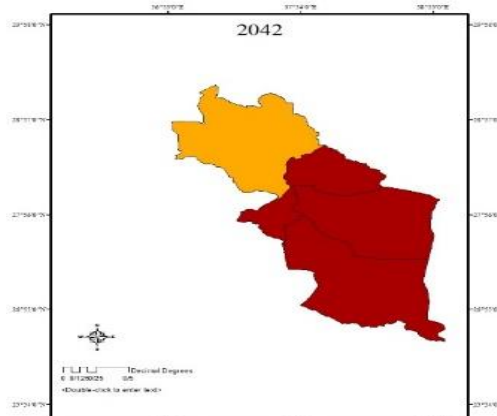
تغییرات کاربری، ارزیابی پیامدهای ادامه روند موجود در سطح حوضه است، نتایج این پیش‌بینی علی‌رغم اختلاف نسبت به آنچه در آینده اتفاق خواهد افتاد، می‌تواند هشدار برای وضعیت کاربری‌ها در آینده باشد.

در این مطالعه با استفاده از عامل تغییرات کاربری زمین به اولویت بندی آسیب‌پذیری زیرحوضه‌ها پرداخته شد. توجه به نقشه‌های اولویت بندی نشان می‌دهد که در سال‌های پیش‌بینی شده (۲۰۳۰، ۲۰۴۲ و ۲۰۵۴)، سرعت گسترش بحران زیست محیطی برای مناطق رودبار و قلعه گنج که در پایین دست حوضه قرار دارند و تالاب جازموریان بعنوان یکی از کانون‌های تشکیل ریزگرد در کشور در این مناطق واقع است، بیش از سایر مناطق است. این در حالی است که سرعت گسترش بحران زیست محیطی در منطقه جیرفت به نسبت سایر مناطق کم‌تر است. اما نتایج بیانگر آن است که تا ۳۶ سال آینده تمامی مناطق این حوضه در شرایط بسیار بحرانی قرار خواهند گرفت. بنابراین توجه به این حوضه و اعمال سیاست‌هایی



راه‌نمای نقشه

Red	خیلی زیاد) -۱۰۶ - -۱۰۲
Yellow	زیاد) -۱۰۶۱ - -۱۰۱۲
Light Green	متوسط) -۱۰۱۸ - -۱۰۱۲۱
Dark Green	کم) -۱۰۲۴ - -۱۰۱۸۱
Blue	خیلی کم) -۱۰۲۹۹ - -۱۰۲۴۱



شکل (۴): اولویت‌بندی زیرحوضه‌ها و مناطق حوضه آبریز رودخانه هلیل رود

در جهت تغییر در روند تخریب آن بسیار الزامی است. مدیریت آب در این حوضه می‌تواند نقش اساسی را در تغییر ادامه روند موجود و بهبود شرایط زیست محیطی منطقه ایفا کند.

REFERENCES

1. Ali Mohammadi, A., Mosivand, A. J. and Shayan, S. (2010) Prediction of land use change and land cover using satellite imagery and Markov chain model. *Lecturer in Humanities - Space Planning and Design*. 14 (3): 117-130. (Persian)
2. Al-sharif, A. A. and Pradhan, B. (2015) A novel approach for predicting the spatial patterns of urban expansion by combining the chi-squared automatic integration detection decision tree, Markov Chain and cellular automata models in GIS. *Geocarto International*. 30: 858-881.
3. Asadpour, H., Yousefpour, F. and Feyzabadi, Y. (2016) Comparison between definitive and fuzzy decision models and their application in appointing the priority of agricultural production combination. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*. 64 (4): 833-846. (Persian)
4. Ayanlade, A. and Drake, N. (2016) Forest loss in different ecological zones of the Niger Delta, Nigeria: evidence from remote sensing. *Geographical Journal*. 81 (5): 717-735.
5. Ayanlade, A. and Howard, M. T. (2017) Understanding changes in a Tropical Delta: A multi-method narrative of landuse/landcover change in the Niger Delta. *Ecological Modelling*. 364: 53-65.
6. Baby, S. (2015) Monitoring the coastal land use land cover changes (LULCC) of Kuwait from space-borne Landsat sensors. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*. 44 (6): 1-7.
7. Barati, A. A., Asadi, A., Kalantari, KH., Azadi, H. and Mamoorian, M. (2015) Analyzing the impact of agricultural land use change according to the experts opinion of agricultural land organization in Iran. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*. 45 (4): 639-650. (Persian)
8. Brown, D. G., Pijanowski, B. C. and Duh, J. (2000) Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management*. 59: 247-263.
9. Butt, A., Shabbir, R., Ahmad, S. S. and Aziz, N. (2015) Land use change mapping and analysis using Remote Sensing and GIS: a case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*. 18: 251-259.
10. Chang, D. Y. (1996) Applications of the extent analysis method on fuzzy AHP. *European Journal of Operational Research*. 95 (3): 649-655.
11. Department of Natural Resources and Watershed Management of South Kerman. (2017). (Persian)
12. Fathizad, H., Rostami, N. and Faramarzi, M. (2015) Detection and prediction of land cover changes using Markov Chain model in semi-arid rangeland in western Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187: 1-12.
13. Gadrani, L., Lominadze, G. and Tsitsagi, M. (2018) Assessment of landuse/landcover (LULC) change of Tbilisi and surrounding area using remote sensing (RS) and GIS. *Annals of Agrarian Science*. 163-169.
14. Gogus, O. and Boucher, T. O. (1998) Strong transitivity, rationality and weak monotonicity in fuzzy pairwise comparisons. *Fuzzy Sets and Systems*. 94 (1): 133-144.
15. Hashem, N. and Balakrishnan, P. (2015) Change analysis of land use/land cover and modelling urban growth in Greater Doha, Qatar. *Annual GIS*. 21: 233-247.
16. Huang, Y., Nian, P. and Zhang, W. (2015) Prediction of interregional land use differences in Beijing: a Markov model. *Environmental Earth Science*. 73: 4077-4090.
17. Jain, M. K. and Das, D. (2010) Estimation of sediment yield and areas of soil erosion and deposition for watershed prioritization using GIS and remote sensing. *Water Resource Management*. 24: 2091-2112.
18. Jaiswal, R., Thomas, T., Galkate, R., Ghosh, N. and Singh, S. (2014) Watershed prioritization using Saaty's AHP based decision support for soil conservation measures. *Water Resources Management*. 28: 475-494.
19. Jaiswal, R. K., Thomas, T., Galkate, R. V. and Singh, S. (2013) Rainfall analysis & assessment of irrigation water in a command of drought affected Bundelkhand Region (M.P.) Indian Nationality Conference on Sustainable Water Resource Development and Management (SWARDAM 2013) Aurangabad (India). pp. 20-27 (Sept 30 Oct 01 2013).
20. Joshi, R. R., Warthe, M., Dwivedi, S., Vijay, R. and Chakrabarti, T. (2011) Monitoring changes in land use land cover of Yamuna riverbed in Delhi: a multi-temporal analysis. *International Journal of Remote Sensing*. 32 (24): 9547-9558.
21. Kaliraj, S. and Chandrasekar, N. (2012) Spectral recognition techniques and MLC of IRS P6 LISS III image for coastal landforms extraction along South West Coast of Tamilnadu, India. *Bonfring International Journal of Advances in Image Processing*. 2 (3): 01-07.
22. Kaliraj, S., Chandrasekar, N., Ramachandran, K. K., Srinivas, Y. and Saravanan, S. (2017) Coastal landuse and land cover change and transformations of Kanyakumari coast, India using remote sensing and GIS. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*. 20: 169-185.
23. Kaliraj, S., Chandrasekar, N., Simon Peter, T., Selvakumar, S. and Magesh, N. S. (2014) Mapping of coastal

- aquifer vulnerable zone in the south west coast of Kanyakumari, south India, using GIS-based DRASTIC model. *Environmental Monitoring and Assessment*.
24. Kawakubo, F. S., Morato, R. G., Nader, R. S. and Luchiari, A. (2011) Mapping changes in coastline geomorphic features using Landsat TM and ETM imagery: examples in southeastern Brazil. *International Journal of Remote Sensing*. 32 (9): 2547-2562.
 25. Kuenzer, C., Van Beijma, S., Gessner, U. and Dech, S. (2014) Land surface dynamics and environmental challenges of the Niger Delta, Africa: remote sensing-based analyses spanning three decades (1986–2013). *Applied Geography*. 53: 354-368.
 26. Kundu, S., Khare, D. and Mondal, A. (2017a) Landuse change impact on sub-watersheds prioritization by analytical hierarchy process (AHP). *Ecological Informatics*. 42: 100-113.
 27. Kundu, S., Khare, D. and Mondal, A. (2017b) Past, present and future land use changes and their impact on water balance. *Journal of Environmental Management*. 197: 582-596.
 28. López, E., Bocco, G., Mendoza, M. and Duhau, E. (2001) Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe: a case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning*. 55, 271-285.
 29. Mahapatra, M., Ratheesh, R., Rajawat, A. S. (2013) Shoreline change monitoring along the South Gujarat coast using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Geography, Environment and Earth Science*. 3 (2): 115-120.
 30. Meyfroidt, P., Lambin, E. F., Erb, K. H. and Hertel, T. W. (2013) Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5 (5): 438-444.
 31. Mishra, V. N. and Rai, P. K. (2016) A remote sensing aided multi-layer perceptron-Markov chain analysis for land use and land cover change prediction in Patna district (Bihar), India. *Arabian Journal of Geosciences*. 9: 1-18.
 32. Misra, A., Murali, R. M. and Vethamony, P. (2013) Assessment of the land use/land cover (LU/LC) and mangrove changes along the Mandovi-Zuari estuarine complex of Goa, India. *Arabian Journal of Geosciences*. 8 (1): 267-279.
 33. Mohammadzade, SH., Sedighi, H., Pezeshki Rad, GH., Makhdom, M. and Sharifi Kia, M. (2015) Analyzing the impact of changing agronomic land use to orchard from the viewpoint of orchardist in the west of Urmia lake basin. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*. 45 (4): 775-785.
 34. Mukhopadhyay, A., Mondal, A., Mukherjee, S., Khatua, D., Ghosh, S., Mitra, D. and Ghosh, T. (2014) Forest cover change prediction using hybrid methodology of geo informatics and Markov Chain model: a case study on sub-Himalayan town Gangtok, India. *Journal of Earth System Science*. 123: 1349-1360.
 35. Peterson, L., Bergen, K., Brown, D., Vashchuk, L. and Blam, Y. (2009) Forested land-cover patterns and trends over changing forest management eras in the Siberian Baikal region. *Forest Ecology and Management*. 257: 911-922.
 36. Rawat, J. S., Biswas, V., Kumar, M. (2013) Changes in land use/cover using geospatial techniques: a case study of Ramnagar town area, district Nainital, Uttarakhand. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*. 16: 111-117.
 37. Rawat, J. S., Kumar, M. (2015) Monitoring land use/cover change using remote sensing and GIS techniques: a case study of Hawalbagh block, district Almora, Uttarakhand, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*. 18 (1): 77-84.
 38. Rezaei Moghadam, M. H., Andaryani, S., Vali zadeh, K. H. and Almaspour, F. (2016) Determine the best land cover and land-use extraction algorithm and discovery of changes from Landsat satellite imagery (Case study: Maragheh Sufi Basin). *Geographical Space Journal*. 16 (55): 65-85. (Persian)
 39. Romijn, E., Lantican, C. B., Herold, M., Lindquist, E., Ochieng, R., Wijaya, A., Murdiyarso, D. and Verchot, L. (2015) Assessing change in national forest monitoring capacities of 99 tropical countries. *Forest Ecology and Management*. 352: 109-123.
 40. Santhiya, G., Lakshumanan, C. and Muthukumar, S. (2010) Mapping of landuse/landcover changes of Chennai coast and issues related to coastal environment using remote sensing and GIS. *International Journal of Geomatics and Geosciences*. 1 (3): 563-576.
 41. Şener, E. and Şener, Ş. (2015) Evaluation of groundwater vulnerability to pollution using fuzzy analytic hierarchy process method. *Environmental Earth Sciences*. 73 (12): 8405-8424.
 42. Sharma, S., Rajput, G., Tignath, S. and Pandey, R. (2010) Morphometric analysis and prioritization of a watershed using GIS. *Journal of Indian Water Resources Society*. 30: 33-39.
 43. Shinde, V., Tiwari, K. and Singh, M. (2010) Prioritization of micro watersheds on the basis of soil erosion hazard using remote sensing and geographic information system. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*. 5: 130-136.
 44. Weng, Q. (2002) Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing,

- GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*. 64: 273-284.
45. Yeh, C. K. and Liaw, S. C. (2015) Application of landscape metrics and a Markov Chain model to assess land cover changes within a forested watershed, Taiwan. *Hydrological Process*. 29: 5031-5043.
46. Zhang, X., Kang, T., Wang, H. and Sun, Y. (2010) Analysis on spatial structure of land use change based on remote sensing and geographical information system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 125: 145-150.
47. Zhang, R., Tang, C., Ma, S., Yuan, H., Gao, L. and Fan, W. (2011) Using Markov chains to analyze changes in wetland trends in arid Yinchuan Plain, China. *Mathematical and Computer Modelling*. 54: 924-930.
48. Zhang, R. and Zhu, D. (2011) Study of land cover classification based on knowledge rules using high-resolution remote sensing images. *Expert Systems with Application*. 38 (4): 3647-3652.
49. Zoran, M. E. (2006) The use of multi-temporal and multispectral satellite data for change detection analysis of Romanian Black Sea Coastal zone. *Journal of Optoelectronics and Advanced Materials*. 8: 252-256.