

Assessing the Impacts of Land Use Changes on Runoff in Arid and Semi-Arid Regions (Case Study: Meymeh Watershed, Ilam)

Samira Foladvand¹ , Mohsen Tavakoli^{2,*} , Haidar Ebrahimi³ , Haji Karimi⁴ 

Received: 10-12-2025, Revised: 01-02-2026, Accepted: 12-02-2026, Published: 14-02-2026

<https://doi.org/10.22034.19.71.3>

Extended Abstract

Introduction

In recent decades, water resources, as one of the most vital environmental and developmental components, have been subjected to increasing pressures. Climate change, population growth, and human interventions, including land use changes, have disrupted the natural hydrological cycle, leading to increased surface runoff, reduced infiltration, and threats to the sustainability of water resources. Due to its semi-arid climate and high evaporation, Iran is one of the regions highly sensitive to land use changes, where even minor alterations in land cover can have profound effects on surface and base flows. In this context, hydrological simulation models provide the capability to analyze water cycle components, including precipitation, runoff, evapotranspiration, and baseflow, with high precision. Additionally, land use change prediction models enable the assessment of future trends and spatial patterns of land transformation. Despite these advances, in the Meymeh watershed located in Ilam province, due to its semi-arid climate, significant topographic variation, and notable human pressure, there has not yet been a comprehensive study that integratively examines the impact of land use changes on runoff. This scientific gap provides an opportunity to use spatial data, advanced modeling, and scenario analysis to identify past trends and assess the future outlook of the region under potential land use changes, with results applicable for sustainable water resource management.

Materials and Methods

The study area, Meymeh watershed in Dehloran County, Ilam Province, covers an area of 1,633 km² with elevations ranging from 216 to 2,486 meters above sea level. It comprises two main regions: mountainous and hilly areas. The climate of the watershed is semi-arid, with an annual average rainfall of 433 mm and an average temperature of 27°C. Land cover includes forests, rangelands, agricultural lands, and residential areas. To simulate hydrological processes, the SWAT model was employed. By dividing the watershed into sub-basins and Hydrological Response Units (HRUs), SWAT calculates precipitation, surface runoff, baseflow, and groundwater recharge. Meteorological data, streamflow records, soil characteristics, DEM, and land use maps were prepared and input into the model. Model calibration was performed for the period 2010–2016 and validation for 2017–2020 using NSE, R², and PBIAS indices, and sensitive parameters were optimized. Land use changes were identified using

1. M.Sc. Student, Department of Range and Watershed Management, Agriculture Faculty, Ilam University, Ilam, Iran
2. Associate Professor, Department of Range and Watershed Management, Agriculture Faculty, Ilam University, Ilam, Iran, Corresponding author: m.tavakoli@ilam.ac.ir
3. Ph.D. Graduated, Department of Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Kashan, Kashan, Iran
4. Full Professor, Department of Range and Watershed Management, Agriculture Faculty, Ilam University, Ilam, Iran

Landsat satellite imagery for five time periods: 1986, 1997, 2005, 2013, and 2019. Future land use for 2030 was predicted using the Markov and CA–Markov models. Transition probability matrices between land use classes and cellular automata algorithms were used to simulate the spatial distribution of changes. The 2030 predicted map was used as input for SWAT to analyze the effects of land use changes on runoff and baseflow. This integrated approach allowed examination of both spatial and temporal impacts of land use changes and the assessment of sustainable management scenarios.

Results and Discussion

SWAT model results indicated that during the calibration period (2010–2016), NSE was 0.73, R^2 was 0.81, and PBIAS was -44.4%, demonstrating a good fit between the model and observed data. In the validation period (2017–2020), NSE was 0.65, R^2 was 0.68, and PBIAS was -53.2%. Analysis of land use changes showed that from 1986 to 2019, medium forests decreased by 4,900 ha and medium rangelands by 8,900 ha, while agricultural lands increased more than fivefold (12,413 ha) and barren lands increased by approximately 6,500 ha. Predictions for 2030 indicate 75,726 ha of sparse forests, 29,505 ha of medium rangelands, 25,363 ha of barren lands, 16,772 ha of agricultural lands, and 614 ha of residential areas. The impact of land use change on runoff in 2030 includes a 6.1% increase in annual runoff and an increase in average surface flow from 5.53 to 6.56 m^3/s , while baseflow is projected to decrease by approximately 8%. These changes reflect reduced infiltration, increased surface runoff, and threats to groundwater resources. Runoff increases were most pronounced in Farvardin (March–April) and Esfand (February–March), with the runoff-to-precipitation ratio rising from 0.36 to 0.41. The results indicate that land use changes, particularly the expansion of agricultural and barren lands, directly affect flow fluctuations, streamflow sustainability, and flood risk, emphasizing the need for land use management to maintain hydrological stability.

Conclusion

This study showed that land use changes in the Meymeh watershed significantly affect surface runoff, baseflow, and soil infiltration capacity. The reduction of forests and rangelands, alongside the expansion of agricultural and barren lands, leads to increased annual runoff and decreased baseflow in the 2030 projection. These changes indicate reduced infiltration and threats to groundwater resources, which could challenge sustainable water management. Additionally, the use of SWAT and CA–Markov models enabled the evaluation of spatial and temporal effects of land use changes and future trend prediction, highlighting that the nature of land use changes, particularly agricultural expansion and barren lands, is the main driver of flow fluctuations and increased flood risk. Limitations of this study include the quality of meteorological and land use data, the assumption of stationary Markov matrices, and the simplification of physical processes in SWAT, which may affect prediction accuracy. To improve water resource management, it is recommended to use higher-resolution satellite data and integrated hydro-climatic models and plan land use according to the watershed's natural capacity. Protective measures such as forest and rangeland restoration and control of agricultural expansion can reduce surface runoff and enhance groundwater recharge. The findings provide practical guidance for policymakers and water resource managers to achieve sustainable management and mitigate risks associated with land use changes.

Keywords: Land cover, River flow, Simulation, SWAT model, CA–Markov model

Article Type: Research Article.

Conflicts of interest

The authors of this article declared no conflict of interest regarding the authorship or publication of this article.

Data Availability Statement:

The datasets are available upon a reasonable request to the corresponding author.

Authors' contribution

Samira Foladvand: Conceptualization, Methodology, Software, Formal analysis and investigation, Writing - Original draft preparation, Manuscript editing.

Mohsen Tavakoli: Resources, Methodology, Software, Formal analysis and investigation, Manuscript editing, Supervision.

Haidar Ebrahimi: Resources, Methodology, Software, Formal analysis and investigation, Manuscript editing, Supervision.

Haji Karimi: Conceptualization, Supervision.

Citation: Foladvand S, Tavakoli M, Ebrahimi H, Karimi H. Assessing the Impacts of Land Use Changes on Runoff in Arid and Semi-Arid Regions (Case Study: Meymeh Watershed, Ilam). jwmseir 2025; 19 (71): 35-51

Iran-Watershed Management Science & Engineering, Year 2025, Vol 19, No 71, PP 35-51

Publisher: Watershed Management Society of Ira

© Author(s)



بررسی تأثیرات تغییر کاربری اراضی بر رواناب در مناطق خشک و نیمه خشک (مطالعه موردی: حوضه میمه، ایلام)

سمیرا فولادوند^۱، محسن توکلی^{۲*}، حیدر ابراهیمی^۳، حاجی کریمی^۴

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۹/۱۹، تاریخ داوری: ۱۴۰۴/۱۱/۱۲، تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۲۳، تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۱/۲۵
<https://doi.org/10.22034/19.71.3>

چکیده

در سال‌های اخیر، منابع آب به‌عنوان مؤلفه‌ای حیاتی در توسعه و محیط زیست با فشارهای فزاینده‌ای مواجه شده‌اند و تغییرات اقلیمی، رشد جمعیت و مداخلات انسانی، ازجمله تغییر کاربری اراضی، چرخه هیدرولوژیک را مختل کرده و پایداری منابع آب را تهدید می‌کنند. این مطالعه با هدف بررسی اثرات تغییرات کاربری اراضی بر رواناب سطحی و جریان پایه در حوزه آبخیز میمه واقع در استان ایلام، با اقلیم نیمه‌خشک و ناهمواری زیاد، انجام شد. برای این منظور از مدل SWAT جهت شبیه‌سازی فرآیندهای هیدرولوژیکی و از مدل CA-Markov برای پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی تا سال ۲۰۳۰ استفاده شد. مدل واسنجی شد و در دوره ۲۰۱۰-۲۰۱۶ شاخص‌های NSE برابر ۰/۷۳، R^2 برابر ۰/۸۱ و PBIAS معادل ۴۵/۴- درصد به دست آمد و در دوره اعتبارسنجی ۲۰۱۷-۲۰۲۰ شاخص‌های NSE برابر ۰/۶۵، R^2 برابر ۰/۶۸ و PBIAS معادل ۵۳/۲- درصد بود که نشان‌دهنده تطابق قابل قبول مدل با داده‌های مشاهده‌شده است. تحلیل تغییرات تاریخی کاربری اراضی بین سال‌های ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۹ کاهش ۴۹۰۰ هکتار جنگل و ۸۹۰۰ هکتار مرتع و افزایش ۱۲۴۱۳ هکتار اراضی کشاورزی و ۶۵۰۰ هکتار اراضی بدون پوشش را نشان داد. پیش‌بینی برای سال ۲۰۳۰ حاکی از کاهش جنگل به ۷۵۷۲۶ هکتار، مراتع به ۲۹۵۰۵ هکتار و افزایش اراضی کشاورزی به ۱۶۷۷۲ هکتار و بدون پوشش به ۲۵۳۶۳ هکتار است. اثر تغییرات کاربری بر رواناب شامل افزایش ۶/۱ درصدی رواناب سالانه و افزایش میانگین دبی سطحی از ۵/۵۳ به ۶/۵۶ مترمکعب بر ثانیه بود، درحالی‌که جریان پایه حدود ۸ درصد کاهش یافت. بیشترین افزایش رواناب در ماه‌های فروردین و اسفند مشاهده شد و نسبت رواناب به بارش از ۰/۳۶ به ۰/۴۱ رسید که نشان‌دهنده کاهش نفوذ و تهدید منابع زیرزمینی است. نتایج بیانگر تأثیر مستقیم گسترش اراضی کشاورزی و مناطق بدون پوشش بر نوسانات دبی، پایداری جریان‌ها و افزایش خطر سیلاب است. یافته‌ها بر ضرورت مدیریت کاربری اراضی، احیای جنگل‌ها و مراتع و کنترل توسعه کشاورزی برای حفظ پایداری هیدرولوژیکی تأکید دارند. این پژوهش راهنمای عملی برای سیاست‌گذاران و مدیران منابع آب جهت کاهش مخاطرات ناشی از تغییر کاربری فراهم می‌کند.

کلیدواژه‌ها: پوشش زمین، جریان رودخانه، شبیه‌سازی، مدل SWAT، مدل CA-Markov.

نوع مقاله: پژوهشی

استناد: فولادوند سمیرا، توکلی محسن، ابراهیمی حیدر، کریمی حاجی. بررسی تأثیرات تغییر کاربری اراضی بر رواناب در مناطق خشک و نیمه خشک (مطالعه موردی: حوضه میمه، ایلام). مجله علوم و مهندسی آبخیزداری ایران. ۱۴۰۴؛ ۷۰(۱۹): ۳۵-۵۱

علوم و مهندسی آبخیزداری ایران سال ۱۴۰۴، دوره ۱۹، شماره ۷۱، ۳۵-۵۱



ناشر: انجمن آبخیزداری ایران

- ۱ - دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشگاه کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران
- ۲ - دانشیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشگاه کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران، نویسنده مسئول: m.tavakoli@ilam.ac.ir
- ۳ - دانش‌آموخته مقطع دکتری، گروه آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان، ایران
- ۴ - استاد تمام، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشگاه کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران

در عصر حاضر، موضوع تأمین و مدیریت منابع آب یکی از مهم ترین چالش های زیست محیطی و توسعه ای در سطح جهانی به شمار می رود. آب، به عنوان یک مؤلفه حیاتی برای بقای اکوسیستم ها و پشتیبان توسعه اقتصادی و اجتماعی، تحت فشار مضاعفی از سوی تغییرات اقلیمی، رشد جمعیت و مداخلات انسانی قرار گرفته است. با این حال، سهم قابل استفاده از منابع تجدیدپذیر آبی بسیار محدود است و تنش آبی گریبان گیر جوامع بسیاری شده است [۲۷، ۱۸]. این امر به خصوص در مناطق خشک و نیمه خشک دنیا نمود بیشتری دارد؛ مناطقی که با میانگین بارش پایین و تبخیر بالا روبه رو هستند و حتی کوچک ترین اختلال در چرخه طبیعی آب می تواند پیامدهای زیانباری در تأمین آب پایدار داشته باشد.

یکی از فرآیندهای انسانی که به طرز چشمگیری بر چرخه هیدرولوژیک و پایداری منابع آب تأثیر می گذارد، تغییر کاربری اراضی است. تغییر کاربری آب تبدیل پوشش و استفاده زمینی از یک نوع به نوع دیگر گفته می شود که این تغییرات می تواند اثرات عمیقی بر نفوذ، رواناب، تبخیر و تعرق و بیلان آبی کلی حوزه داشته باشند [۲۲، ۱۶، ۴۶]. وقتی پوشش گیاهی حذف یا کاهش یابد، ظرفیت ذخیره موقت آب در خاک کاهش می یابد؛ در مقابل، سطوح نفوذناپذیر مانند آسفالت و بتن، سهم رواناب سطحی را افزایش می دهند [۲۹، ۵۲]. حتی نسبت های کوچک تغییر در کاربری زمین می تواند تغییرات قابل توجهی در جریان های هیدرولوژیک ایجاد نماید [۴۶].

در مناطق خشک و نیمه خشک، حساسیت نسبت به تغییر کاربری بیشتر است چون ظرفیت ذخیره آب در خاک پایین است و اثر کوچک بر نفوذ یا رواناب می تواند به کاهش تغذیه سفره های زیرزمینی و شدت جریان پایه منجر شود [۲۸، ۵۱]. افزون بر این، ورود آلودگی ها از طریق رواناب سطحی حاوی کودها، نیترات ها، فسفات ها و سموم می تواند کیفیت منابع آب سطحی و زیرزمینی را تهدید کند [۳، ۱۲]. در کنار اثرات کمی، اثرات کیفی مانند افزایش رسوب گذاری، کاهش ظرفیت مخازن و نیروی آلودگی نیز پدید می آیند [۴۰]. در ایران، شواهدی از تبدیل مراتع و پوشش طبیعی به اراضی کشاورزی یا زمین بایر و گسترش ساخت و ساز در برخی مناطق وجود دارد که به تغییر الگوی رواناب منجر شده است [۲۶، ۳۵، ۳۶]. این تحولات نه تنها منابع آب را تحت فشار قرار می دهند بلکه فرآیندهای مدیریت سیلاب، آبخوان سازی و توسعه اکولوژیکی مناطق را نیز پیچیده می سازند.

برای بررسی اثرات تغییر کاربری اراضی بر فرآیندهای هیدرولوژیک، به ویژه در شرایطی که داده های میدانی محدود دارند، استفاده از مدل های شبیه سازی هیدرولوژیکی ضروری است [۱۳]. در میان مدل های موجود، مدل SWAT^۲ یکی از ابزارهای برجسته

است که توانایی شبیه سازی فرآیندهای پیچیده هیدرولوژیک شامل بارش، رواناب سطحی و زیرسطحی، تبخیر و تعرق، انتقال رسوب و تأثیرات مدیریتی را داراست [۱، ۴، ۲۴]. مدل SWAT با تقسیم بندی حوزه به واحدهای پاسخ هیدرولوژیک (HRU) امکان بررسی فضایی و مکانی تغییرات کاربری و خاک را فراهم می کند و کاربرد وسیع در مطالعات جهانی و ملی دارد [۲۴، ۳۸، ۵۹]. پژوهش ها نشان داده اند که تغییر کاربری از پوشش طبیعی به کشاورزی یا شهری معمولاً منجر به افزایش رواناب سطحی، کاهش نفوذ و تغذیه آبخوان ها و افزایش خطر فرسایش می شود، و سناریوهای بازسازی پوشش طبیعی یا تغییر الگوی کشت می تواند تا بخشی اثرات منفی آن را کاهش دهند [۶، ۳۲].

مدل SWAT نه تنها برای شبیه سازی وضعیت فعلی بلکه برای پیش بینی وضعیت آینده تحت سناریوهای مختلف تغییر کاربری، اقلیم یا مدیریت آب کاربرد دارد. در مطالعات متعددی در سطح جهان، سناریوهای تغییر کاربری وارد مدل SWAT شده اند تا اثرات احتمالی توسعه شهری یا سیاست های حفاظتی بر رواناب و تغذیه زیرزمینی بررسی شوند [۶، ۳۸، ۵۹]. در کنار آن، تلفیق مدل SWAT با الگوریتم های واسنجی مانند SUFI-2^۳ نیز دقت پیش بینی ها را تقویت کرده است [۵۹]. تجربه های موفق در نقاط مختلف جهان گویای توانمندی این مدل در شرایط اقلیمی و ژئومورفولوژیک مختلف است [۲، ۳۰، ۴۷، ۶۲].

در ایران نیز، مدل SWAT در حوزه های مختلف مانند زارین رود، سفارود، مرگرد و نیرچای به کار رفته و عملکرد مناسبی در شبیه سازی رواناب و بیلان آبی ارائه کرده است [۷، ۴۴، ۴۹، ۵۳]. همچنین، تلاش برای ترکیب مدل SWAT با مدل های پیش بینی تغییر کاربری مانند زنجیره مارکوف یا مدل های آمایش مکان محور در برخی مطالعات کشور صورت گرفته است [۲۵، ۵۰]. برای مثال، در حوزه آبخیز دوبرج استان ایلام، بررسی تغییر کاربری از سال ۱۳۷۳ تا ۱۳۹۳ نشان داد که تبدیل جنگل و مرتع به زمین بایر منجر به افزایش رواناب خروجی شده است و مدل SWAT توانسته این روند را به خوبی شبیه سازی کند [۹].

با وجود این پیشینه ها، در منطقه حوزه آبخیز میمه واقع در استان ایلام به دلیل ویژگی های اقلیمی خشک و نیمه خشک، ناهموازی زیاد و فشار انسانی چشمگیر، هنوز پژوهش جامعی که به طور تلفیقی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر رواناب را با استفاده از مدل SWAT و پیش بینی تغییر کاربری با مدل مارکوف انجام دهد، به چشم نمی خورد. این خلأ علمی فرصتی فراهم می سازد تا با استفاده از داده های مکانی، مدل سازی پیشرفته و سناریوپردازی، ضمن شناسایی روندهای گذشته، چشم انداز آینده منطقه را در برابر تغییرات احتمالی اراضی سنجیده شود.

در پژوهش حاضر، تلاش شده است با ارزیابی تأثیر تغییر کاربری

1- Land Use / Land Cover (LU/LC)

2 - Soil and Water Assessment Tool

3- Sequential Uncertainty Fitting – Version 2

۱۸° ۶' و ۴۷° ۴۶' شرقی) واقع شده است. این حوضه از دو ناحیه کوهستانی و تپه‌ماهور تشکیل شده و حداقل و حداکثر ارتفاع آن به ترتیب ۲۱۶ و ۲۴۸۶ متر از سطح دریا است (شکل ۱). طول رودخانه اصلی حوضه مورد مطالعه ۱۱۵ کیلومتر است که از به هم پیوستن دو شاخه به نام‌های میمه و گوراب تشکیل می‌شود و سپس ۴ رودخانه فرعی به آن می‌ریزد که از بالادست به سمت پایین‌دست عبارت‌اند از خربزان، ورازان و سرکده (ترکیب قده و سیول). این حوضه با مساحت ۱۶۳۳ کیلومترمربع بر اساس طبقه‌بندی هیدرولوژیکی به ۱۰ زیرحوضه تقسیم می‌شود.

براساس روش طبقه‌بندی اقلیم دمارتن، این منطقه دارای اقلیم نیمه‌خشک با میانگین بارندگی سالانه ۴۳۳ میلی‌متر است. بخش عمده بارندگی منطقه در فصول پاییز و زمستان رخ می‌دهد و میانگین دمای سالانه هوا ۲۷ درجه سانتی‌گراد است. سازندهای عمده زمین‌شناسی حوضه عبارت‌اند از گچساران (Gs)، پابده (Pd)، سروک (Sv)، آسماری (As)، رسوبات کواترنر (Qt)، بخش امام حسن (Ehm)، پابده-گورپی (Pd-Gu)، آغاچاری (Aj) و کمتر از ۵ درصد سایر سازندها [۳۴].

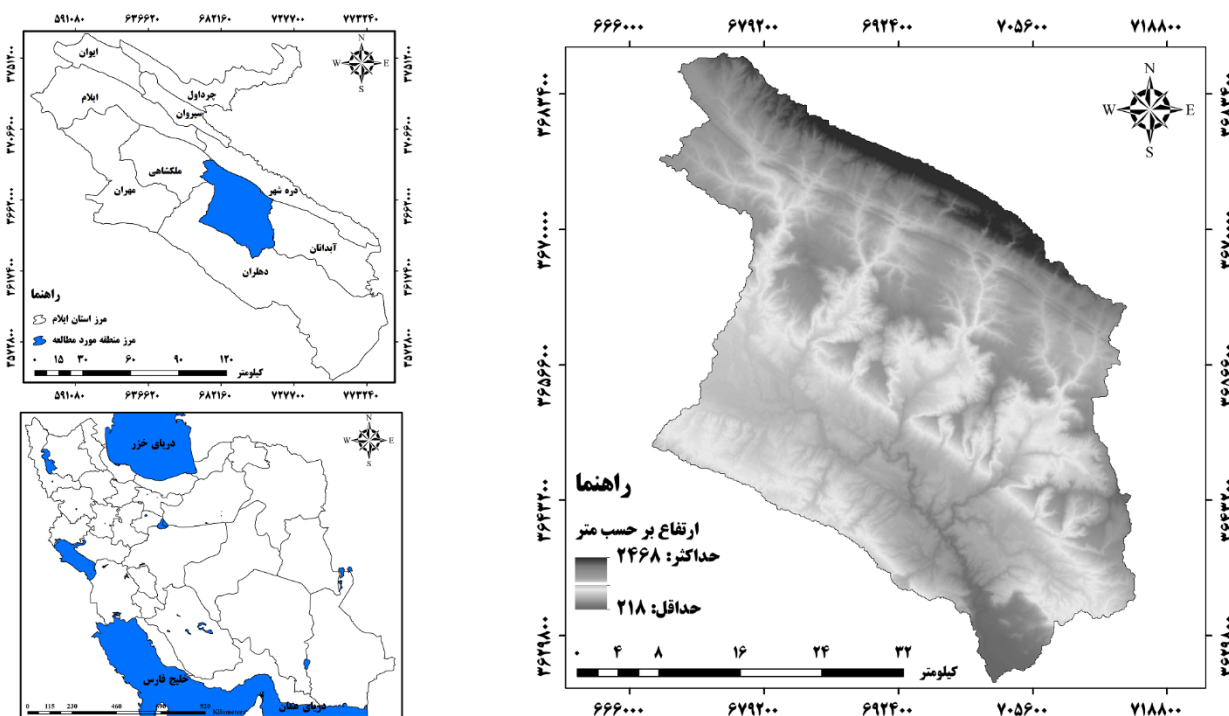
حوضه میمه با انواع کاربری اراضی مختلف شامل زمین‌های کشاورزی، مناطق شهری (حدود ۴ درصد مساحت) و مرتع و جنگل (بیش از ۹۵ درصد مساحت) مشخص می‌شود. همچنین دارای ۲ شهر و ۲۶ روستا و ۱۱۱۶۰ نفر جمعیت می‌باشد [۳۴].

اراضی بر رواناب حوزه آبخیز میمه به کمک مدل SWAT و مدل مارکوف، در چینه‌ای علمی به مدیریت پایدار منابع آب منطقه باز گردد. اهداف این تحقیق شامل شبیه‌سازی مؤلفه‌های چرخه هیدرولوژیک، واسنجی دقیق مدل با استفاده از داده‌های واقعی، تحلیل اثرات تاریخی تغییر کاربری، پیش‌بینی وضعیت‌های آینده رواناب تحت سناریوهای گوناگون کاربری و ارائه الگوهای بهینه برای مدیریت منابع آب است. ضرورت این تحقیق در آن است که حوزه آبخیز میمه به جهت اقلیم حساس، شیب زیاد و فعالیت‌های کشاورزی فراوان و همچنین سد در حال احداث در خروجی، از نقاط آسیب‌پذیر به تغییرات کاربری محسوب می‌شود و مدیریت بی‌رویه می‌تواند شرایط بحرانی منابع آب را تسریع کند. نوآوری این پژوهش در سه محور اصلی نهفته است: اول، تلفیق مدل مارکوف (برای پیش‌بینی تغییر کاربری) و مدل SWAT (برای شبیه‌سازی هیدرولوژیک) به صورت یکپارچه؛ دوم، تلفیق داده‌های ماهواره‌ای چندزمانه با مدل‌های فرایندی برای پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی تا سال ۲۰۳۰؛ و سوم، کاربردی و منطقه‌محور بودن نتایج در رابطه با مدیریت سدها، سیلاب و منابع آب و ارائه راهکارهای محلی بر پایه داده و شبیه‌سازی منطقه‌ای. دستیابی به چنین نتایجی می‌تواند مبنایی نو برای تصمیم‌گیری علمی در توسعه پایدار منابع آب منطقه و حفظ امنیت آبی محلی فراهم آورد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

حوضه میمه در شهرستان دهلران در جنوب استان ایلام (بین عرض‌های جغرافیایی ۱۹° ۳۲' تا ۴۲° ۳۳' شمالی و طول جغرافیایی



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان و کشور

Fig 1. Location of the study area within the province and the country

مدل SWAT یک مدل فیزیک‌مبنا و نیمه‌توزیعی است که به منظور شبیه‌سازی فرآیندهای هیدرولوژیکی، کیفی و رسوبی در مقیاس حوضه‌های آبخیز توسعه یافته است [۴]. این مدل قادر است چرخه‌ی کامل آب شامل بارش، نفوذ، تبخیر و تعرق، رواناب سطحی، جریان پایه و تغذیه آبخوان را در بازه‌های زمانی روزانه، ماهانه و سالانه شبیه‌سازی کند و به همین دلیل به عنوان ابزاری مؤثر در مدیریت منابع آب، ارزیابی اثرات تغییر کاربری اراضی و تحلیل سناریوهای اقلیمی شناخته می‌شود [۲۴، ۴۲]. در این پژوهش از نسخه ArcSWAT استفاده شد که قابلیت یکپارچه‌سازی با محیط GIS را فراهم می‌سازد.

مدل SWAT با تقسیم حوضه به زیرحوضه‌ها و سپس به واحدهای همگن هیدرولوژیکی (HRU) عمل می‌کند. هر HRU بر اساس ترکیب مشخصی از نوع خاک، کاربری اراضی و شیب تعریف می‌شود تا تغییرات مکانی در نفوذ، رواناب و تبخیر و تعرق به طور دقیق‌تر لحاظ گردد. معادله‌ی تراز آب در مدل، پایه‌ی اصلی محاسبات هیدرولوژیکی را تشکیل می‌دهد و در هر HRU میزان تغییر ذخیره‌ی آب در خاک به عنوان حاصل جمع بارش، نفوذ، تبخیر و تعرق، رواناب سطحی و جریان بازگشتی محاسبه می‌شود [۵، ۴۲]. فرآیند نفوذ معمولاً بر اساس روش SCS Curve Number برآورد می‌گردد و تبخیر و تعرق پتانسیل با استفاده از روش Penman-Monteith تعیین می‌شود. داده‌های اقلیمی نظیر بارش، دمای حداقل و حداکثر، تابش خورشیدی، رطوبت نسبی و سرعت باد، ورودی‌های اصلی مدل برای برآورد مؤلفه‌های مذکور هستند. داده‌های مورد استفاده در این پژوهش از منابع مختلف و با اهداف متفاوت گردآوری شدند تا ورودی‌های لازم برای مدل‌های SWAT و زنجیره مارکف تأمین شود. داده‌های هیدرولوژیکی شامل آمار دبی جریان روزانه رودخانه‌ی اصلی حوضه از شرکت آب منطقه‌ای استان اخذ گردید. داده‌های هواشناسی دوره زمانی ۲۰۱۰-۲۰۲۰ دو ایستگاه سینوپتیک و شانزده ایستگاه باران‌سنجی منطقه شامل بارش، دما، تبخیر، رطوبت نسبی، تابش خورشیدی و سرعت باد از اداره کل هواشناسی استان تأمین شد.

برای آماده‌سازی داده‌های مکانی، از نقشه‌های توپوگرافی با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ و مدل ارتفاعی رقومی (DEM) با قدرت تفکیک ۳۰ متر استفاده شد که از پایگاه داده USGS استخراج گردید. داده‌های خاک از مطالعات پیشین (سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، ۱۳۸۹) دریافت شد و پس از پردازش، به فرمت مورد نیاز مدل SWAT تبدیل گردید.

در این پژوهش، در گام نخست، با اولین اجرا برای دوره زمانی (۲۰۱۰-۲۰۲۰) با داده‌های پیش‌فرض مدل، تحلیل حساسیت برای شناسایی پارامترهای مؤثر بر جریان انجام شد و پارامترهای حساس تعیین گردیدند. سپس فرآیند واسنجی مدل با استفاده از داده‌های مشاهداتی دبی در دوره ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۶ صورت گرفت و

بهینه‌سازی پارامترها با بهره‌گیری از الگوریتم SUFI-2 در نرم‌افزار SWAT-CUP انجام پذیرفت [۱]. در این مرحله، مقادیر پارامترها به نحوی تنظیم شدند که بهترین تطابق میان دبی‌های مشاهده‌شده و شبیه‌سازی‌شده حاصل گردد. پس از اتمام واسنجی، مدل بدون تغییر در پارامترها برای دوره اعتبارسنجی ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۰ اجرا شد تا توانایی پیش‌بینی مدل در بازه‌ای مستقل مورد ارزیابی قرار گیرد [۱۱].

برای سنجش کارایی مدل از سه شاخص آماری پرکاربرد استفاده شد: Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE)، ضریب تبیین (R^2) و درصد بایاس (PBIAS). شاخص NSE کارایی مدل در بازتولید تغییرات زمانی جریان را ارزیابی می‌کند و مقادیر بالاتر از ۰/۵ نشان‌دهنده‌ی شبیه‌سازی قابل قبول هستند [۴۱]. ضریب R^2 میزان همبستگی بین مقادیر شبیه‌سازی‌شده و مشاهداتی را نشان می‌دهد و مقادیر نزدیک به ۱ بیانگر دقت بالای مدل است [۳۱]. شاخص PBIAS نیز میزان گرایش مدل به بیش‌برآورد یا کم‌برآورد داده‌ها را مشخص می‌کند و مقادیر نزدیک به صفر مطلوب تلقی می‌شوند. بدین ترتیب، با استفاده از این شاخص‌ها، میزان صحت و پایداری مدل برای شبیه‌سازی فرآیندهای هیدرولوژیکی حوزه ارزیابی شد. در این پژوهش، مدل SWAT نه تنها برای بازسازی شرایط فعلی حوضه بلکه برای شبیه‌سازی وضعیت آینده تحت سناریوهای تغییر کاربری اراضی به کار گرفته شد. در این بخش، نقشه‌های پیش‌بینی‌شده کاربری اراضی حاصل از مدل زنجیره مارکف برای سال ۲۰۳۰ به عنوان ورودی به مدل SWAT داده شد تا اثر تغییرات مکانی پوشش زمین بر مؤلفه‌های هیدرولوژیکی ارزیابی گردد [۴۲]. این فرایند، امکان تحلیل اثرات تغییرات کاربری بر رواناب سطحی، تغذیه آبخوان‌ها و رژیم جریان رودخانه را در شرایط مختلف کاربری فراهم ساخت [۳۸، ۵۹].

مدل Markov Chain

مدل زنجیره مارکف به عنوان یک فرآیند تصادفی مرتبه اول شناخته می‌شود که در آن وضعیت یک پدیده در زمان آتی تنها به وضعیت فعلی آن وابسته است [۴۳]. در زمینه‌ی تحلیل تغییرات کاربری اراضی، این مدل بر اساس ماتریس احتمال انتقال بین کلاس‌های مختلف کاربری، امکان پیش‌بینی سهم هر طبقه در آینده را فراهم می‌کند [۱۰]. این روش به‌ویژه زمانی مفید است که روند تغییرات بر پایه‌ی قوانین ساده‌ی گذار میان حالات قابل تعریف باشد، اما فرآیندهای درونی سیستم به‌طور کامل قابل مشاهده نباشند.

هدف از به‌کارگیری مدل مارکف، پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی در حوزه آبخیز مورد مطالعه تا سال ۲۰۳۰ و فراهم‌سازی داده‌های ورودی لازم برای مدل SWAT بود. این مدل با تحلیل نقشه‌های طبقه‌بندی‌شده کاربری اراضی در دو بازه زمانی متوالی،

ماتریس تغییر وضعیت را محاسبه کرده و احتمال تبدیل هر کلاس به سایر کلاس‌ها را تعیین می‌کند. در این تحقیق، نقشه‌های کاربری مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۱۹۹۷، ۲۰۰۵، ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹ حاصل از تصاویر ماهواره ای لندست برای استخراج ماتریس‌های گذار به کار گرفته شد [۵۸]. انتخاب این سال‌ها بر اساس معیارهایی همچون حداقل پوشش ابری، کیفیت مکانی و رادیومتریک و قابلیت مقایسه‌ی بین‌دوره‌ای صورت گرفت. تصاویر با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر از سنجنده‌های TM، ETM+ و OLI/TIRS انتخاب شدند و پس از انجام تصحیحات اولیه، با استفاده از الگوریتم طبقه‌بندی شیء‌گرا در نرم‌افزار ENVI طبقه‌بندی شدند [۲۰، ۵۴]. نقشه‌های به‌دست‌آمده از طریق بازدید میدانی، عکس‌های هوایی و تصاویر گوگل ارث کنترل و صحت آن‌ها ارزیابی شد. شاخص‌های دقت شامل دقت تولیدکننده، دقت کاربر، دقت کل و ضریب کاپا برای ارزیابی صحت طبقه‌بندی محاسبه گردید. این نقشه‌ها به‌عنوان ورودی مدل مارکف برای تحلیل روند تغییرات تاریخی و پیش‌بینی وضعیت آتی کاربری اراضی مورد استفاده قرار گرفتند.

کلاس‌های کاربری شامل مناطق مسکونی، جنگل با پوشش ضعیف و متوسط، مراتع فقیر و متوسط، اراضی بدون پوشش و اراضی کشاورزی و باغات تعیین گردید. نمونه‌های آموزشی از طریق بازدید میدانی و تصاویر گوگل ارث جمع‌آوری شدند تا صحت تفکیک کلاس‌ها افزایش یابد. در ادامه، شاخص‌های دقت طبقه‌بندی محاسبه و صحت نقشه‌ها تأیید شد. با استفاده از نقشه‌های طبقه‌بندی‌شده، میزان تغییر هر کلاس کاربری در بازه‌های زمانی مختلف محاسبه و به‌عنوان ورودی برای مدل مارکف به کار گرفته شد تا الگوی زمانی و مکانی تغییرات استخراج شود.

باوجود توانایی مدل مارکف در پیش‌بینی کمی تغییرات، این روش فاقد بُعد مکانی است و نمی‌تواند محل وقوع تغییرات را تعیین کند. برای رفع این محدودیت، از مدل سلول‌های خودکار مارکف (CA-Markov) استفاده شد که با ترکیب قوانین همسایگی مکانی با احتمالات زمانی، توزیع فضایی تغییرات را نیز شبیه‌سازی می‌کند [۱۹]. در مدل CA-Markov، ابتدا ماتریس احتمال انتقال توسط مدل مارکف تولید می‌شود و سپس الگوریتم سلول‌های خودکار با در نظر گرفتن اثر همسایگی و نقشه‌های شایستگی، مکان‌های محتمل برای تغییرات را مشخص می‌سازد [۳۷].

اجرای مدل در محیط نرم‌افزار IDRISI Selva انجام شد که در این فرآیند، نقشه‌های مربوط به سال‌های ۱۹۸۶ و ۲۰۰۵ برای پیش‌بینی نقشه سال ۲۰۱۳ استفاده گردید و صحت مدل با مقایسه نقشه پیش‌بینی‌شده با نقشه واقعی سال ۲۰۱۳ ارزیابی شد [۴۸]. سپس با بهره‌گیری از نقشه‌های ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹، وضعیت کاربری اراضی برای سال ۲۰۳۰ شبیه‌سازی شد. بدین ترتیب، نقشه‌ی پیش‌بینی‌شده سال ۲۰۳۰ به‌عنوان ورودی سناریوی آینده در مدل SWAT مورد استفاده قرار گرفت تا اثر تغییرات کاربری بر پاسخ هیدرولوژیکی حوضه تحلیل شود [۲۰، ۴۸]. مدل مارکف به‌واسطه‌ی

فرض ایستایی زمانی در ماتریس انتقال، مناسب‌ترین ابزار برای تحلیل روندهای بلندمدت تغییرات کاربری اراضی محسوب می‌شود و تلفیق آن با مدل SWAT، امکان بررسی تأثیرات مکانی و زمانی این تغییرات بر فرآیندهای هیدرولوژیکی را فراهم می‌آورد [۸، ۶۰].

داده‌های مورد استفاده و روش تهیه آن‌ها

در فرآیند مدل‌سازی هیدرولوژیکی، داده‌های آماده‌سازی‌شده وارد مدل SWAT شدند. مدل بر اساس DEM، شبکه آبراهه‌ها را استخراج و حوضه را به زیرحوضه‌ها و سپس HRU ها تقسیم کرد. سپس با ترکیب داده‌های بارش و دبی، مدل برای دوره واسنجی و اعتبارسنجی اجرا شد و نتایج حاصل برای سنجش عملکرد مدل از نظر تطابق با مشاهدات مورد ارزیابی قرار گرفت [۱].

برای تحلیل تغییرات کاربری اراضی در حوضه‌ی آبخیز، از تصاویر ماهواره‌ای لندست در پنج مقطع زمانی شامل سال‌های ۱۹۸۶، ۱۹۹۷، ۲۰۰۵، ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹ استفاده شد.

به‌منظور پیش‌بینی وضعیت کاربری اراضی در سال ۲۰۳۰، مدل‌های مارکف و CA-Markov در نرم‌افزار IDRISI Selva اجرا شدند. نقشه‌های کاربری سال‌های ۱۹۸۶ و ۲۰۰۵ برای پیش‌بینی سال ۲۰۱۳ و سپس نقشه‌های ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹ برای شبیه‌سازی وضعیت ۲۰۳۰ استفاده گردیدند. با مقایسه‌ی نقشه‌ی پیش‌بینی‌شده سال ۲۰۱۳ با نقشه‌ی واقعی همان سال، صحت عملکرد مدل تأیید شد.

نتایج و بحث

نتایج مدل هیدرولوژیکی SWAT

نتایج حاصل از اجرای مدل هیدرولوژیکی SWAT در حوزه آبخیز میمه نشان داد که مدل توانسته است دبی روزانه سطحی و جریان پایه را با دقت مناسبی شبیه‌سازی کند. بر این اساس، در دوره واسنجی مدل (۲۰۱۰ تا ۲۰۱۶)، شاخص کارایی NSE برابر ۰/۷۳، ضریب تعیین (R^2) برابر ۰/۸۱ و PBIAS معادل ۴۵/۴- درصد به‌دست آمد. مقادیر به‌دست‌آمده نشان داد که مدل قادر است نوسانات فصلی جریان را با دقت بالا بازتولید کند. میانگین دبی مشاهده‌شده ۵/۲۳ مترمکعب بر ثانیه و میانگین شبیه‌سازی‌شده ۷/۶۱ مترمکعب بر ثانیه بود که بیش‌برآورد مدل را نشان می‌دهد. نمودار تطبیقی دبی‌ها بیانگر آن است که مدل در بازتولید پیک‌های جریان فصلی عملکرد مناسبی دارد و انحرافات عمدتاً در دبی‌های حادی مشاهده می‌شود (شکل ۲).

در مرحله اعتبارسنجی مدل برای دوره ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۰ نیز شاخص NSE برابر ۰/۶۵، R^2 برابر ۰/۶۸ و PBIAS برابر ۵۳/۲- درصد بود. این نتایج نشان داد که مدل در دوره اعتبارسنجی نیز رفتار هیدرولوژیکی حوزه را به‌درستی بازتاب می‌دهد و مقادیر شبیه‌سازی‌شده با داده‌های مشاهده‌شده انطباق قابل‌قبولی دارند. مقایسه دبی‌های مشاهده‌شده و شبیه‌سازی‌شده نشان داد که میانگین جریان‌های شبیه‌سازی‌شده (۵/۷۷ مترمکعب بر ثانیه) بیش از

جریان‌های واقعی (۳/۷۶ مترمکعب بر ثانیه) بوده است. انحراف معیار دبی مشاهده‌شده ۱۹/۲۱ و برای داده‌های شبیه‌سازی‌شده ۱۵/۳۰ به دست آمد که نشانگر هم‌خوانی نسبی توزیع دبی‌ها است (شکل ۳).

در مرحله تحلیل حساسیت مشخص شد که پارامترهای مرتبط با رواناب سطحی و جریان زیرزمینی بیشترین تأثیر را بر خروجی مدل دارند. همچنین در تحلیل عدم قطعیت، محدوده اطمینان ۹۵ درصدی (95%PPU) برای مقادیر دبی شبیه‌سازی‌شده محاسبه شد. حدود بالایی و پایینی این محدوده نشان دادند که بیش از ۹۰ درصد مقادیر مشاهده‌شده در بازه عدم قطعیت مدل قرار دارند که نشان‌دهنده اعتمادپذیری قابل قبول مدل است. در مجموع، شاخص‌های r -factor برابر ۰/۹۶ و p -factor برابر ۱/۶۲ محاسبه شد که نشان‌دهنده همپوشانی مناسب خروجی مدل و داده‌های واقعی است. بررسی آماری کلی مدل در بازه یازده ساله واسنجی و اعتبارسنجی نشان داد که میانگین دبی مشاهده‌شده برابر ۳/۹۸ مترمکعب بر ثانیه و میانگین شبیه‌سازی‌شده ۵/۸۳ مترمکعب بر ثانیه بوده است. حداقل

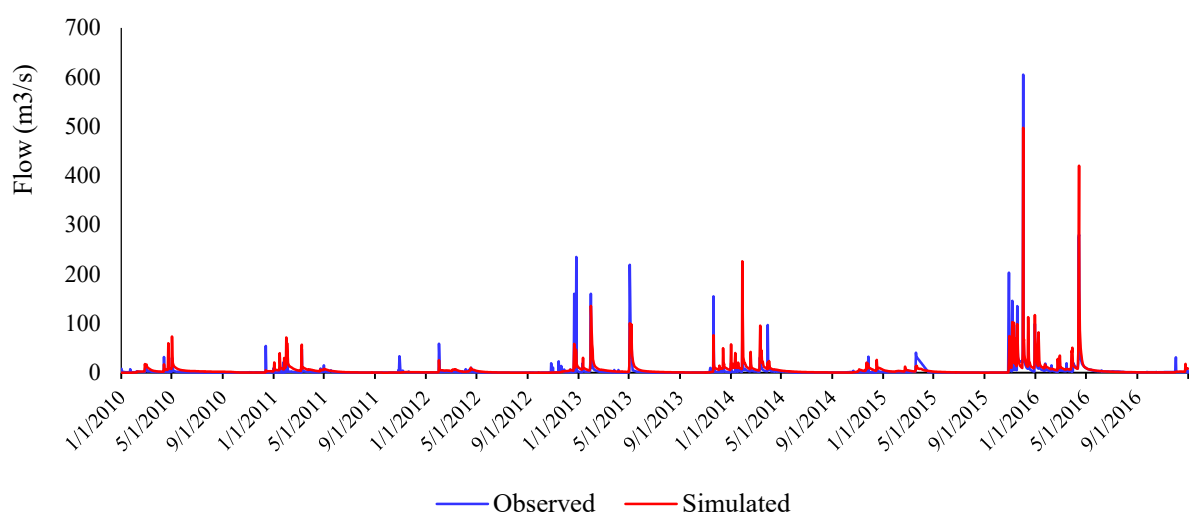
دبی مشاهده‌شده ۱/۴۴ و حداکثر ۸/۳۴ مترمکعب بر ثانیه درحالی‌که برای دبی شبیه‌سازی‌شده به ترتیب ۲/۴۸ و ۸/۵۵ مترمکعب بر ثانیه ثبت گردید. انحراف معیار داده‌های مشاهده‌شده ۲/۴۴ و برای داده‌های شبیه‌سازی‌شده ۲/۳۸ بود که بیانگر توانایی مدل در حفظ پراکندگی طبیعی داده‌ها می‌باشد. به‌طورکلی، مدل SWAT توانسته است رفتار هیدرولوژیکی حوزه را با دقت بالا بازسازی کرده و ابزار قابل‌اتکایی برای تحلیل سناریوهای آبی در حوزه میمه فراهم آورد.

روند تغییرات کاربری اراضی ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۹

تحلیل روند تغییرات کاربری اراضی در حوزه آبخیز میمه طی دوره ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۹ نشان‌دهنده دگرگونی گسترده در ساختار فضایی پوشش زمین است. نتایج طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای نشان داد که در این بازه زمانی، پوشش‌های طبیعی شامل جنگل‌ها و مراتع با کاهش پیوسته‌ای روبه‌رو بوده‌اند، درحالی‌که کاربری‌های انسانی مانند کشاورزی، باغات و مناطق مسکونی رشد چشمگیری داشته‌اند. در سال ۱۹۸۶ مساحت جنگل با پوشش متوسط برابر با ۲۱۵۹۳/۹

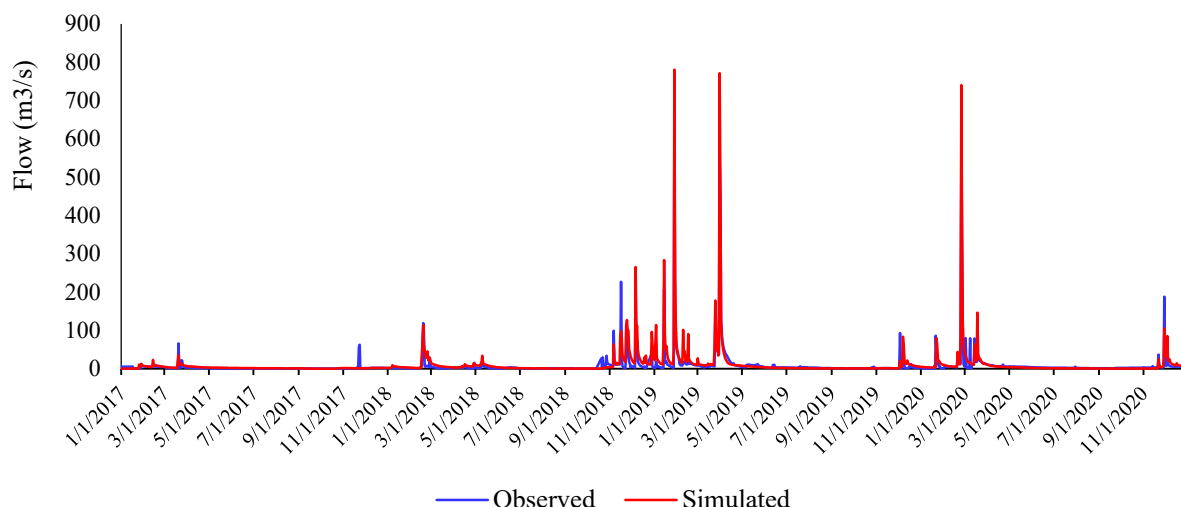
جدول ۱- دقت مدل‌سازی در مرحله واسنجی و مرحله اعتبارسنجی
Table 1. Model accuracy in calibration and validation periods

توابع هدف (شاخص‌های ارزیابی مدل) Objective functions (model evaluation indices)	مرحله واسنجی (دوره ۲۰۱۰ – ۲۰۱۶)		مرحله اعتبارسنجی (دوره ۲۰۱۷ – ۲۰۲۰)	
	Calibration (2010-2016)		Validation (2017-2020)	
	مشاهده‌ای Observed	شبیه‌سازی‌شده Simulated	مشاهده‌ای Observed	شبیه‌سازی‌شده Simulated
متوسط (Mean (m ³ /s)	5.23	7.61	3.76	5.77
(R2)		0.81		0.68
(NS)		0.73		0.65
PBIAS		-45.4		-53.2



شکل ۲- مقایسه دبی رواناب مشاهده‌شده و شبیه‌سازی‌شده در دوره واسنجی (۲۰۱۰–۲۰۱۶)

Fig 2. Comparison of observed and simulated runoff discharge during the calibration period (2010–2016)



شکل ۳- مقایسه دبی رواناب مشاهده شده و شبیه سازی شده در دوره اعتبارسنجی (۲۰۱۷-۲۰۲۰)

Fig 3. Comparison of observed and simulated runoff discharge during the validation period (2017–2020)

جدول ۲- تغییرات مساحت کاربری اراضی حوزه آبخیز میمه در دوره های مختلف

Table 2. Changes in land-use area of the Meymeh watershed during different periods

Land use نوع کاربری	1986 (km ²)	1997	2005	2013	2019	1986-2019(%)
Forest جنگل	60.8	54.2	49.7	43.6	38.1	-37.3
Range مرتع	182.4	176.9	167.5	154.3	146.8	-19.5
Agriculture کشاورزی	79.7	92.6	101.3	112.4	126.3	+58.4
Urban شهری	7.3	9.8	11.5	13.2	15.8	+116.4
Bareland بایر	49.8	46.5	51.5	56.7	53.0	+6.4

هکتار بود که در پایان دوره (۲۰۱۹) به ۱۶۶۹۴/۴ هکتار کاهش یافت، یعنی حدود ۴۹۰۰ هکتار از اراضی جنگلی از بین رفته است. جنگل با پوشش ضعیف نیز از ۸۳۵۶۶/۵ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۷۹۴۳۰/۱ هکتار در سال ۲۰۱۹ کاهش یافت. اگرچه در برخی مقاطع مانند سال ۲۰۱۳ مقدار این کاربری به حداقل خود (۷۶۲۶۲/۷ هکتار) رسید، اما در سال ۲۰۱۹ اندکی بهبود یافته و افزایش نسبی نشان داد.

مراتع متوسط از ۴۰۵۱۱/۲ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۳۱۵۸۹/۷ هکتار در سال ۲۰۱۹ کاهش یافتند، یعنی حدود ۲۲ درصد از وسعت خود را از دست داده اند. این کاهش بیانگر افت کیفیت مراتع و تبدیل بخشی از آن ها به مراتع فقیر یا اراضی کشاورزی است. مراتع فقیر از ۳۷۳۸ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۶۰۴۱ هکتار در سال ۲۰۱۳ افزایش یافتند اما در سال ۲۰۱۹ مجدداً کاهش یافته و به ۴۵۳۹ هکتار رسیدند که احتمالاً ناشی از تغییر در بهره برداری یا بهبود پوشش گیاهی در برخی مناطق بوده است.

در مقابل، اراضی کشاورزی و باغات طی این دوره به شدت افزایش یافته اند. از مقدار ۲۴۶۱ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۱۲۸۷۴ هکتار در سال ۲۰۱۹ رسیده اند، یعنی بیش از پنج برابر رشد داشته اند. این افزایش نشان دهنده تبدیل بخش قابل توجهی از اراضی طبیعی به زمین های زراعی است. مناطق مسکونی نیز از ۷۴/۴ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۲۷۲ هکتار در سال ۲۰۱۹ افزایش یافته اند که بیانگر گسترش سکونتگاه ها و توسعه انسانی در منطقه است.

اراضی بدون پوشش نیز از ۱۱۴۱۷ هکتار به ۱۷۹۶۱ هکتار افزایش یافته اند، به طوری که حدود ۶۵۰۰ هکتار زمین جدید بدون پوشش ایجاد شده است. این روند حاکی از فرسایش خاک، بیابان زایی و افزایش سطوح بایر در منطقه می باشد.

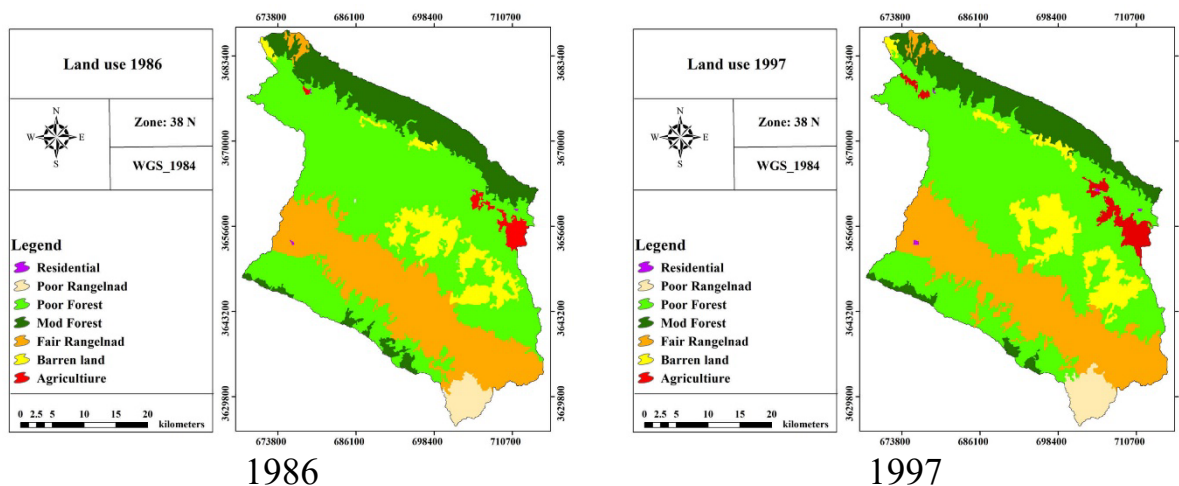
در مجموع، از سال ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۹ حدود ۴۹۰۰ هکتار از جنگل های متوسط، ۸۹۰۰ هکتار از مراتع متوسط و بیش از ۴۱۰۰ هکتار از جنگل های ضعیف کاسته شده، در حالی که حدود ۱۰۴۰۰ هکتار زمین کشاورزی و ۶۵۰۰ هکتار زمین بدون پوشش به منطقه افزوده شده است. این تغییرات نشان دهنده جابجایی تعادلی میان کاربری های طبیعی و انسانی بوده است که در آن پوشش های گیاهی طبیعی به نفع توسعه انسانی کاهش یافته اند (جدول ۲ و شکل ۴).

در سال ۲۰۱۹، اراضی کشاورزی و باغات طی این دوره به شدت افزایش یافته اند. از مقدار ۲۴۶۱ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۱۲۸۷۴ هکتار در سال ۲۰۱۹ رسیده اند، یعنی بیش از پنج برابر رشد داشته اند. این افزایش نشان دهنده تبدیل بخش قابل توجهی از اراضی طبیعی به زمین های زراعی است. مناطق مسکونی نیز از ۷۴/۴ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۲۷۲ هکتار در سال ۲۰۱۹ افزایش یافته اند که بیانگر گسترش سکونتگاه ها و توسعه انسانی در منطقه است.

اراضی بدون پوشش نیز از ۱۱۴۱۷ هکتار به ۱۷۹۶۱ هکتار افزایش یافته اند، به طوری که حدود ۶۵۰۰ هکتار زمین جدید بدون پوشش ایجاد شده است. این روند حاکی از فرسایش خاک، بیابان زایی و افزایش سطوح بایر در منطقه می باشد.

در مجموع، از سال ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۹ حدود ۴۹۰۰ هکتار از جنگل های متوسط، ۸۹۰۰ هکتار از مراتع متوسط و بیش از ۴۱۰۰ هکتار از جنگل های ضعیف کاسته شده، در حالی که حدود ۱۰۴۰۰ هکتار زمین کشاورزی و ۶۵۰۰ هکتار زمین بدون پوشش به منطقه افزوده شده است.

این تغییرات نشان دهنده جابجایی تعادلی میان کاربری های طبیعی و انسانی بوده است که در آن پوشش های گیاهی طبیعی به نفع توسعه انسانی کاهش یافته اند (جدول ۲ و شکل ۴).



شکل ۴- نقشه کاربری اراضی حوضه مورد مطالعه در سال‌های مختلف

Fig 4. Land-use map of the study watershed in different years

درصد افزایش نشان می‌دهد (از ۲۷۲ هکتار به ۶۱۴ هکتار). در مقابل، پوشش جنگلی در مجموع حدود ۱۰ درصد کاهش یافته است. نتایج مدل CA-Markov نشان داد که احتمال انتقال اراضی مرتعی به کشاورزی در حدود ۰/۲۱ و احتمال تبدیل جنگل‌های متوسط به ضعیف حدود ۰/۱۷ است، در حالی که احتمال بازگشت اراضی کشاورزی به وضعیت مرتعی کمتر از ۰/۰۳ برآورد شده است. این مقادیر بیانگر پایداری نسبی تغییرات انسانی و تداوم روند تخریب پوشش طبیعی می‌باشد.

جدول ۳- پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی تا سال ۲۰۳۰

Table 3. Predicted land-use changes up to the year 2030

نوع کاربری	2019 (km ²)	2030 (km ²)	Changes (%)
جنگل Forest	38.1	34.5	-9.5
مرتع Range	146.8	137.6	-6.3
کشاورزی Agriculture	126.3	136.9	+8.4
شهری Urban	15.8	20.4	+29.1
بایر Bareland	53.0	51.9	-2.1

نتایج پیش‌بینی هیدرولوژیک با شرایط کاربری سال ۲۰۳۰ و تحلیل تغییرات آن

پس از شبیه‌سازی الگوی کاربری اراضی سال ۲۰۳۰، نقشه پیش‌بینی شده به عنوان ورودی جدید در مدل SWAT استفاده شد تا اثر تغییرات کاربری بر پاسخ هیدرولوژیکی حوزه بررسی گردد. نتایج نشان داد که تغییر در پوشش اراضی، به‌ویژه افزایش اراضی کشاورزی و کاهش جنگل و مرتع، تأثیر قابل توجهی بر جریان‌های سطحی و پایه دارد.

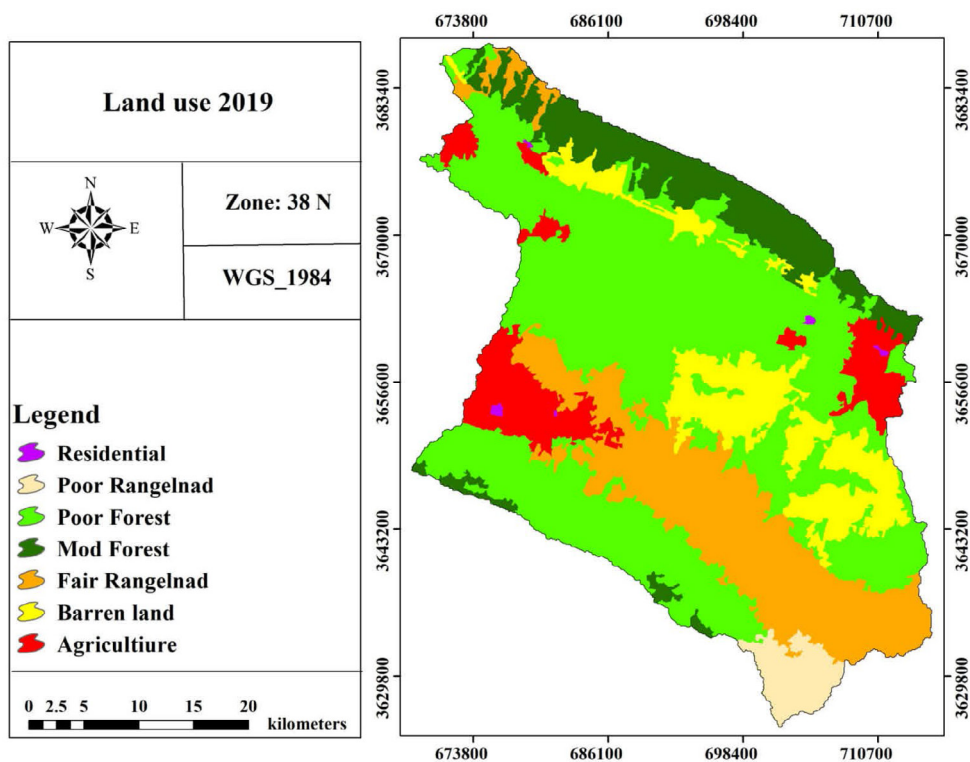
در سناریوی ۲۰۳۰، مجموع رواناب سالانه حدود ۱/۶٪ افزایش نسبت به شرایط کاربری ۲۰۱۹ نشان داد. میانگین دبی سطحی از

نتایج زنجیره مارکف و پیش‌بینی کاربری اراضی سال ۲۰۳۰ نتایج اجرای مدل زنجیره مارکف و مدل ترکیبی CA-Markov برای پیش‌بینی کاربری اراضی سال ۲۰۳۰ نشان داد که الگوی تغییرات در آینده نزدیک نسبتاً پایدار خواهد بود، اما روند کلی تبدیل پوشش‌های طبیعی به اراضی کشاورزی و سکونتگاهی همچنان ادامه خواهد داشت.

در ابتدا دقت مدل با شبیه‌سازی وضعیت سال ۲۰۱۳ بر اساس داده‌های سال‌های ۱۹۸۶ تا ۲۰۰۵ مورد ارزیابی قرار گرفت. مقایسه نتایج شبیه‌سازی شده و واقعی نشان داد که اختلاف بین مساحت پیش‌بینی شده و واقعی برای اکثر کلاس‌ها کمتر از یک درصد است. برای مثال، جنگل با پوشش ضعیف تنها ۱۶۸ هکتار (۰/۲۱ درصد) کمتر از مقدار واقعی پیش‌بینی شده بود و مراتع متوسط حدود ۱۹۲ هکتار (۰/۵ درصد) بیشتر از مقدار واقعی برآورد شد. این اختلافات ناچیز صحت بالای مدل را تأیید کرد.

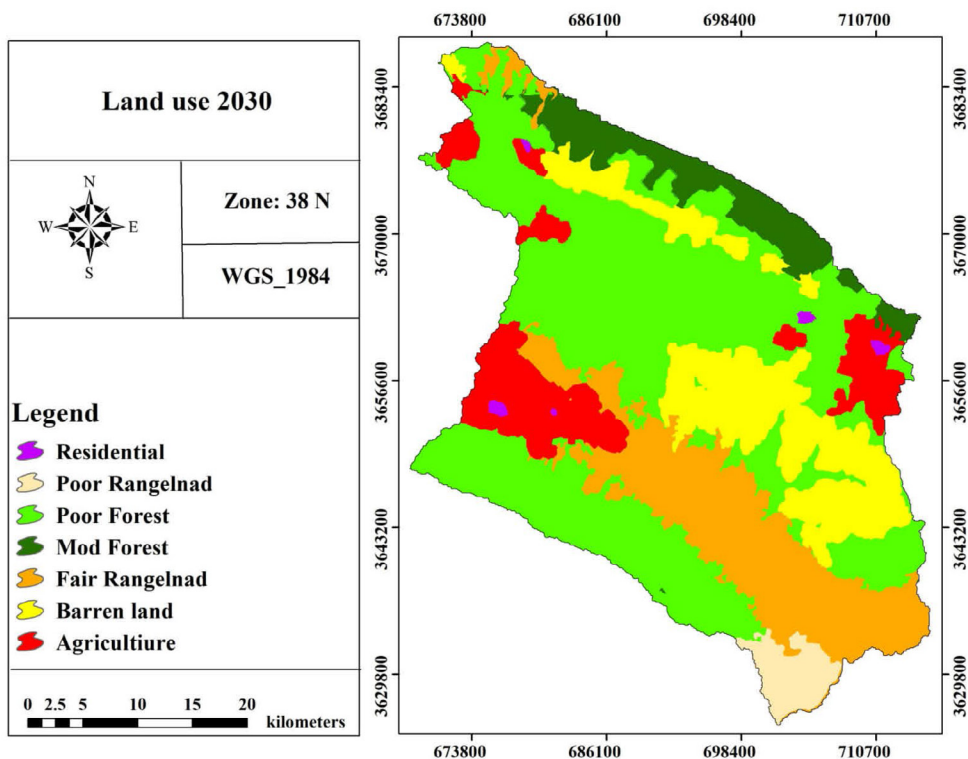
با استفاده از ماتریس انتقال استخراج شده از داده‌های سال‌های ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹، تغییرات آتی برای دوره ۲۰۱۹ تا ۲۰۳۰ شبیه‌سازی گردید. بر اساس نتایج مدل CA-Markov، پیش‌بینی شد که در سال ۲۰۳۰ بیشترین مساحت مربوط به جنگل با پوشش ضعیف با مقدار ۷۵۷۲۶ هکتار خواهد بود. پس از آن، مراتع متوسط با ۲۹۵۰۵ هکتار، اراضی بدون پوشش با ۲۵۳۶۳ هکتار و جنگل‌های با پوشش متوسط با ۱۱۱۲۱ هکتار در رتبه‌های بعدی قرار دارند. اراضی کشاورزی و باغات نیز با ۱۶۷۷۲ هکتار و مناطق مسکونی با ۶۱۴ هکتار پیش‌بینی شده‌اند. مراتع فقیر نیز با ۴۲۶۰ هکتار مساحت، نسبت به سال ۲۰۱۹ کاهش جزئی خواهند داشت (جدول ۳).

به‌طورکلی، الگوی پیش‌بینی شده نشان‌دهنده پایداری نسبی کاربری‌های طبیعی است، اما روند افزایش اراضی کشاورزی همچنان تداوم دارد. رشد مناطق مسکونی نیز هرچند از نظر مقدار مطلق محدود است، ولی از نظر درصدی نسبت به سال ۲۰۱۹ حدود ۱۲۶



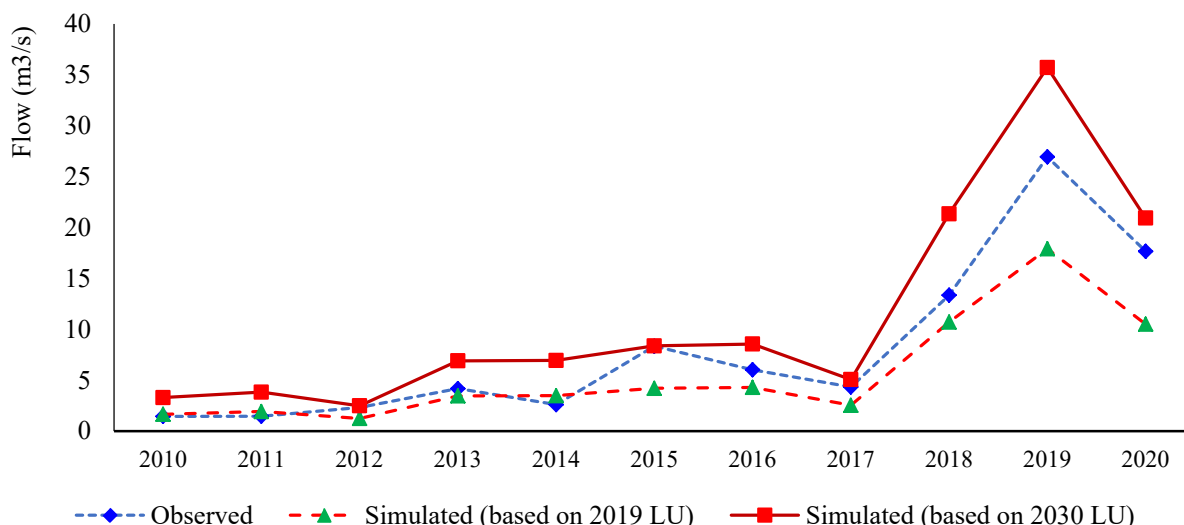
شکل ۵- نقشه شبیه‌سازی کاربری اراضی سال ۲۰۱۹ با استفاده از مدل CA-Markov

Fig 5. Simulated land-use map for 2019 using the CA-Markov model



شکل ۶- نقشه شبیه‌سازی کاربری اراضی سال ۲۰۳۰ با استفاده از مدل CA-Markov

Fig 6. Simulated land-use map for 2030 using the CA-Markov model



شکل ۷- روند تغییرات دبی حوزه آبخیز بر اساس کاربری اراضی سال ۲۰۱۹ و کاربری اراضی پیش‌بینی شده برای سال ۲۰۳۰
Fig 7. Trend of watershed discharge changes based on 2019 land use and predicted land use for 2030

توانسته است رفتار هیدرولوژیکی حوزه آبخیز را با دقت قابل قبولی بازتولید کند. شاخص‌های آماری عملکرد مدل مانند R^2 و NSE مقادیر رضایت‌بخشی داشتند که بیانگر توان مدل در شبیه‌سازی قابل قبول دبی‌های مشاهده‌شده است. این نتایج با یافته‌های Arnold و همکاران [۵] در سال ۲۰۱۲ و Moriasi و همکاران [۴۱] در سال ۲۰۱۲ هم‌راستا بوده و نشان می‌دهد که استفاده از SWAT در مدل‌سازی فرآیندهای هیدرولوژیکی حوزه‌های مشابه می‌تواند نتایج قابل‌اعتمادی ارائه دهد. همچنین تحلیل عدم قطعیت مدل محدوده ۹۵ درصد پیش‌بینی را در بر گرفت که میزان اعتمادپذیری نتایج را در پیش‌بینی جریان‌های آبی نشان می‌دهد. در مجموع، انتخاب پارامترهای حساس و بهینه‌سازی آن‌ها نقش مهمی در افزایش دقت مدل و کاهش خطاهای ناشی از داده‌های ورودی ایفا کرده است [۱۹].

تحلیل تغییرات دبی و رواناب در بازه زمانی مورد مطالعه در شرایط کاربری پیش‌بینی شده برای سال ۲۰۳۰ نشان داد که میانگین دبی سالانه افزایش یافته است. این افزایش با فرض ثبات پارامترهای هواشناسی، بیانگر تأثیر تغییرات کاربری اراضی بر فرآیندهای هیدرولوژیکی حوزه است، موضوعی که Hattermann و همکاران [۳۳] نیز در سال ۲۰۱۷ بر آن تأکید کرده‌اند. مدل SWAT توانست روند کلی تغییرات را با دقت قابل قبولی بازسازی کند، هرچند در برخی سال‌ها مانند ۲۰۱۹ اختلاف قابل توجهی میان مقادیر مشاهده‌شده و شبیه‌سازی‌شده وجود داشت. این اختلافات می‌تواند ناشی از خطا در داده‌های بارش ورودی یا در نظر نگرفتن جزئیات مکانی کاربری اراضی باشد؛ نتیجه‌ای که با بررسی‌های Tan و همکاران [۵۵] در سال ۲۰۱۹ نیز هم‌خوانی دارد. از نظر حجم رواناب نیز روندی افزایشی مشاهده شد که به‌طوری‌که Bezak و همکاران [۱۵] در سال ۲۰۲۱ نیز به چنین افزایشی در نتیجه تغییرات کاربری و کاهش پوشش گیاهی اشاره کرده‌اند. همچنین افزایش ارتفاع متوسط رواناب

۵/۸۳ مترمکعب بر ثانیه در شرایط فعلی به ۶/۵۶ مترمکعب بر ثانیه در سناریوی پیش‌بینی‌شده افزایش یافت. این افزایش عمدتاً ناشی از کاهش نفوذپذیری خاک در اثر گسترش اراضی زراعی و مناطق بدون پوشش است.

هم‌زمان، دبی پایه حدود ۸٪ کاهش یافت که نشان‌دهنده کاهش تغذیه سفره‌های زیرزمینی و افزایش رواناب لحظه‌ای است. حجم کل رواناب سالانه از ۲/۱۸۴ میلیون مترمکعب در دوره فعلی به ۲۰۷/۵ میلیون مترمکعب در سناریوی ۲۰۳۰ افزایش یافت و نسبت رواناب به بارش از ۳۶٪ به ۴۱٪ تغییر کرد. این تغییرات نشان‌دهنده افزایش سهم رواناب سطحی از کل بارش و کاهش ظرفیت نفوذ آب در خاک است.

بیشترین افزایش دبی ماهانه در ماه‌های فروردین و اسفند مشاهده شد؛ به‌طوری‌که میانگین دبی فروردین از ۷/۸ به ۹/۴ مترمکعب بر ثانیه افزایش یافت. در ماه‌های تابستان که سهم تبخیر بالا است، تفاوت قابل توجهی بین دو سناریو مشاهده نشد.

درنهایت، نتایج شبیه‌سازی نشان داد که تغییرات کاربری اراضی سال ۲۰۳۰ اثر مستقیمی بر تعادل آبی حوزه دارد. افزایش اراضی کشاورزی و بدون پوشش ضمن افزایش رواناب، باعث کاهش ظرفیت نفوذ، افت آب زیرزمینی و کاهش جریان پایه شده است. چنین وضعیتی می‌تواند خطر وقوع سیلاب‌های فصلی را افزایش دهد و پایداری اکولوژیکی حوضه را تحت تأثیر قرار دهد.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش، مدل SWAT با هدف شبیه‌سازی فرآیندهای هیدرولوژیکی و بررسی تغییرات جریان، حجم و عمق رواناب در بازه زمانی ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۰ در شرایط کاربری اراضی پیش‌بینی شده برای سال ۲۰۳۰ نسبت به شرایط موجود به کار گرفته شد. نتایج تحلیل حساسیت، واسنجی و اعتبارسنجی مدل نشان داد که SWAT

در دوره مورد مطالعه در شرایط کاربری پیش بینی شده برای سال ۲۰۳۰ نشان‌دهنده کاهش نفوذپذیری خاک و تشدید جریان سطحی است؛ پدیده‌ای که مطابق با یافته‌های Wang و همکاران [۵۷] در سال ۲۰۲۲، می‌تواند به کاهش تغذیه آب زیرزمینی و افزایش خطر وقوع سیلاب منجر شود.

نتایج حاصل از تحلیل تغییرات کاربری اراضی نشان داد که بین افزایش رواناب و تغییر الگوی کاربری اراضی رابطه مستقیمی وجود دارد. این روند با نتایج پژوهش‌های Feng و همکاران [۲۱] در سال ۲۰۱۳ و Yang و همکاران [۶۱] در سال‌های ۲۰۱۹ مطابقت دارد، به‌طوری‌که آن‌ها نیز کاهش پوشش گیاهی و تغییرات فضایی کاربری اراضی را از عوامل اصلی افزایش رواناب و خطر سیلاب معرفی کرده‌اند. همچنین نتایج مطالعه Zuo و همکاران [۶۳] در سال ۲۰۱۶ تأیید می‌کند که تبدیل اراضی جنگلی به کاربری‌های کشاورزی یا شهری موجب افزایش رواناب و کاهش ذخیره آب زیرزمینی می‌شود. درنهایت، نتایج پژوهش حاضر همسو با بررسی‌های van Roosmalen و همکاران [۵۶] در سال ۲۰۰۹ نشان می‌دهد که مدیریت پایدار کاربری اراضی از طریق حفاظت از جنگل‌ها، احیای مراتع و کنترل توسعه بی‌رویه اراضی کشاورزی و شهری می‌تواند نقش مؤثری در کاهش رواناب سطحی و افزایش نفوذپذیری خاک داشته باشد.

با وجود دقت قابل‌قبول شبیه‌سازی‌ها، پژوهش حاضر با محدودیت‌هایی نیز همراه بوده است. کیفیت و تراکم داده‌های هواشناسی و کاربری اراضی یکی از مهم‌ترین منابع عدم قطعیت در نتایج محسوب می‌شود، زیرا دقت پایین داده‌های ورودی مستقیماً بر صحت خروجی مدل تأثیر می‌گذارد؛ موضوعی که Beven در سال ۲۰۱۶ [۱۳] نیز به آن اشاره کرده است. فرآیند واسنجی نیز منبع دیگری از عدم قطعیت است، زیرا انتخاب پارامترهای حساس و محدوده تغییرات آن‌ها می‌تواند نتایج متفاوتی ایجاد کند Clark و همکاران [۱۷] در سال ۲۰۱۶ بیان کرده‌اند که انتخاب نادرست پارامترها در مدل‌های هیدرولوژیکی می‌تواند دقت پیش‌بینی‌های بلندمدت را تحت تأثیر قرار دهد. افزون بر این، ساختار درونی مدل SWAT نیز به دلیل ساده‌سازی فرآیندهای فیزیکی ممکن است تمام تعاملات واقعی سیستم هیدرولوژیکی را بازتاب ندهد، مسئله‌ای که Arnold و همکاران [۵] در سال ۲۰۱۲ نیز به آن اشاره کرده‌اند.

در جمع‌بندی نهایی، نتایج این پژوهش نشان داد که مدل SWAT قادر است تغییرات هیدرولوژیکی ناشی از تغییرات کاربری اراضی را با دقت مناسبی شبیه‌سازی کند. با این حال، وجود عدم قطعیت‌ها در داده‌ها و ساختار مدل ایجاب می‌کند که نتایج با احتیاط تفسیر شوند و در کنار داده‌های میدانی مورد استفاده قرار گیرند. از دیدگاه مدیریتی، یافته‌ها بیانگر ضرورت برنامه‌ریزی کاربری اراضی بر اساس ظرفیت‌های طبیعی حوزه و اجرای اقدامات حفاظتی چون احیای جنگل‌ها و مراتع برای کاهش رواناب و کنترل سیلاب است. پیشنهاد می‌شود در مطالعات آینده از مدل‌های هیدرولوژیکی-اقلیمی

ترکیبی و داده‌های ماهواره‌ای با تفکیک‌پذیری بالاتر استفاده شود تا دقت شبیه‌سازی‌ها افزایش یابد. همچنین، توسعه سامانه‌های پایش و هشدار سیلاب بر مبنای خروجی مدل می‌تواند گامی مؤثر در جهت مدیریت پایدار منابع آب و کاهش اثرات منفی تغییرات اقلیمی در حوزه‌های مشابه باشد.

تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ‌گونه تضاد منفعی در خصوص نگارش و انتشار مطالب و نتایج این پژوهش ندارند.

دسترسی به داده‌ها

داده‌ها و نتایج استفاده‌شده در این پژوهش از طریق مکاتبه با نویسنده مسئول در اختیار قرار خواهد گرفت.

مشارکت نویسندگان

سمیرا فولادوند: مفهوم‌سازی، روش‌شناسی، نرم‌افزار، تحلیل و بررسی رسمی، نگارش - تهیه پیش‌نویس اصلی، بازبینی مقاله.
محسن توکلی: مفهوم‌سازی، روش‌شناسی، نرم‌افزار، تحلیل و بررسی، بازبینی مقاله، نظارت.
حیدر ابراهیمی: مفهوم‌سازی، روش‌شناسی، نرم‌افزار، تحلیل و بررسی، بازبینی مقاله، نظارت.
حاجی کریمی: مفهوم‌سازی، نظارت.

منابع مورد استفاده

1. Abbaspour, K. C. 2015. SWAT calibration and uncertainty programs. A user manual, 103, 17-66
2. Aboelnour, M. A., Tank, J. L., Hamlet, A. F., Bertassello, L. E., Ren, D., & Bolster, D. 2025. A SWAT model depicts the impact of land use change on hydrology, nutrient, and sediment loads in a Lake Michigan watershed. Modeling Earth Systems and Environment, 11(1), 22. DOI:10.1007/s40808-024-02259-x
3. Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35(1), 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
4. Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 34(1), 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
5. Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., ... & Jha, M. K. 2012. SWAT: Model use, calibration, and validation. Transactions of the ASABE,

17. Clark, M. P., Wilby, R. L., Gutmann, E. D., Vano, J. A., Gangopadhyay, S., Wood, A. W., ... & Brekke, L. D. 2016. Characterizing uncertainty of the hydrologic impacts of climate change. *Current climate change reports*, 2(2), 55-64.
18. Connor, R., & Miletto, M. 2022. The United Nations World Water Development Report 2022: groundwater: making the invisible visible; executive summary.
19. Eastman, J. R. 2006. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. Worcester: Clark Labs, Clark University
20. Eastman, J. R. 2016. IDRISI TerrSet manual. Clark University, Worcester, MA.
21. Feng, X., Fu, B., Lu, N., Zeng, Y., & Wu, B. 2013. How ecological restoration alters ecosystem services: an analysis of carbon sequestration in China's Loess Plateau. *Scientific reports*, 3(1), 2846. DOI:10.1038/srep02846
22. Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. 2005. Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574. DOI: 10.1126/science.1111772
23. Forests, Rangelands and Watershed Organization of Iran. 2011. Feasibility study report on watershed management and renewable natural resources in the Meymeh watershed, Ilam Province. (in Persian)
24. Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4), 1211-1250. doi: 10.13031/2013.23637
25. Ghazavi, R., & Fazeli, A. 2018. Investigating the impact of land-use change on surface runoff generation potential using remote sensing and the SWAT model. *Journal of Water and Soil Conservation*, 25(6), 191-206. (in Persian). 10.22069/jwsc.2019.12697.273
26. Gholami, V. 2013. The influence of deforestation on runoff generation and soil erosion (Case study: Kasilian Watershed). (in Persian). 272-278. DOI:10.17221/20/2013-JFS
27. Gleick, P. H. 2018. Transitions to freshwater sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(36), 8863-8871. DOI:10.1073/pnas.1808893115
28. Graaf, I. E., Gleeson, T., Van Beek, L. P. H., Sutanudjaja, E. H., & Bierkens, M. F. 2019. Environmental flow limits to global groundwater pumping. *Nature*, 574(7776), 90-94. DOI: 10.1038/s41586-019-1594-4
29. Gregory, J. H., Dukes, M. D., Jones, P. H., & Miller, G. L. 55(4), 1491-1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>
6. Ashraf, A., Naz, R., Wahab, A., Ahmad, B., Yasin, M., & Saleem, M. 2014. Assessment of land-use change and its impact on watershed hydrology using remote sensing and SWAT modeling techniques. *International Journal of Agricultural Sciences and Technologies (IJAST)*, 2(2), 61-68. DOI:10.14355/ijast.2014.0302.02
7. Asghari Saraskenroud, S., & Mahdinejad, M. 2020. Analysis of the impact of land use on the simulation results of hydrological parameters in the Nayerchai watershed using the SWAT model. *Water Resources Engineering*, 13(46), 69-83. <https://sid.ir/paper/998875/fa>
8. Baker, W. L. 1989. A review of models of landscape change. *Landscape Ecology*, 2(2), 111-133. <https://doi.org/10.1007/BF00137155>
9. Balouei F, soltani kopaei S. 2021. Effect of landuse Change on Surface Runoff Using SWAT Model and GIS in Doiraj Watershed of Ilam Province. *jwmseir* 2021; 15 (53) :1-11. <http://jwmseir.ir/article-1-913-fa.html>
10. Balzter, H. 2000. Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 126(2-3), 139-154. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00262-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00262-3)
11. Baninajar, H., Sarang, A., & Karbassi, A. 2023. Multi-criteria calibration and uncertainty analysis of SWAT model: integrating in-situ discharge and remotely sensed ET in the Ilam dam basin, and direct calibration in ungauged basins. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3377076/v1>
12. Berndtsson, J. C. 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36(4), 351-360. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.014>
13. Beven, K. 2016. Facets of uncertainty: epistemic uncertainty, non-stationarity, likelihood, hypothesis testing, and communication. *Hydrological Sciences Journal*, 61(9), 1652-1665. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1031761>
14. Beven, K. J. 2012. Rainfall-runoff modelling: the primer. John Wiley & Sons.
15. Bezak, N., Mikoš, M., Borrelli, P., Liakos, L., & Panagos, P. 2021. An in-depth statistical analysis of the rainstorms erosivity in Europe. *Catena*, 206, 105577. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105577>
16. Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185-228. <https://doi.org/10.1016/j.agr.2004.01.015>

40. Milliman, J. D., & Farnsworth, K. L. 2013. River discharge to the coastal ocean: a global synthesis. Cambridge University Press.

41. Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>

42. Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R., & King, K. W. 2005. Soil and water assessment tool: theoretical documentation: version 2005.

43. Norris, S. 1997. Jr; markov chains, Cambridge University Press, 237 p.

44. Nouri, Z., Talebi, A., & Asadi, M. A. 2019. Investigation of the SWAT Model Efficiency to Determine Water Balance Components (Case Study: Semirom Mehrgerd Watershed). *Iranian Water Resources Research*, 15(3), 133-143. (in Persian). 20.1001.1.17352347.1398.15.3.10.1

45. Palizvan, H., Izadbakhsh, M. A., Shabanlou, S., & Yosefvand, F. 2025. Analysis of Spatial and Temporal Changes in the Water Salinity (EC) Along the Meymeh River via the SWAT Semidistributed Model and Field Data. *Irrigation and Drainage*. (in Persian). <https://doi.org/10.1002/ird.3122>

46. Paul, M. J., & Meyer, J. L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

47. Piniewski, M., Szcześniak, M., Kardel, I., Berezowski, T., Okruszko, T., Srinivasan, R., ... & Kundzewicz, Z. W. 2017. Hydrological modelling of the Vistula and Odra river basins using SWAT. *Hydrological Sciences Journal*, 62(8), 1266-1289. <https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1321842>

48. Pontius, G. R., & Malanson, J. 2005. Comparison of the structure and accuracy of two land change models. *International Journal of Geographical Information Science*, 19(2), 243-265. <https://doi.org/10.1080/13658810410001713434>

49. Rahvareh, M., Motamedvaziri, B., Moghaddamnia, A., & Moridi, A. 2023. Modeling runoff management strategies under climate change scenarios using hydrological simulation in the Zarrineh River Basin, Iran. *Journal of Water and Climate Change*, 14(7), 2205-2226. <https://doi.org/10.2166/wcc.2023.511>

50. Rashtbari M, Taleai M. 2020. Prediction of Land Use Change and its Hydrological Effects Using Markov Chain Model and SWAT Model. *jgit 2020*; 7 (4) :41-59. <http://jgit.kntu.ac.ir/article-1-762-fa.html>

2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of soil and water conservation*, 61(3), 117-124. DOI:10.1080/00224561.2006.12435870

30. Guug, S. S., Abdul-Ganiyu, S., & Kasei, R. A. 2020. Application of SWAT hydrological model for assessing water availability at the Sherigu catchment of Ghana and Southern Burkina Faso. *HydroResearch*, 3, 124-133. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2020.10.002>

31. Gupta, H. V., Sorooshian, S., & Yapo, P. O. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of hydrologic engineering*, 4(2), 135-143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))

32. Hashemi Aslani, Z., Nasiri, V., Maftai, C., & Vaseashta, A. 2023. Synergetic integration of SWAT and multi-objective optimization algorithms for evaluating efficiencies of agricultural best management practices to improve water quality. *Land*, 12(2), 401. <https://doi.org/10.3390/land12020401>

33. Hattermann, F. F., Krysanova, V., Gosling, S. N., Dankers, R., Daggupati, P., Donnelly, C., ... & Samaniego, L. 2017. Cross-scale intercomparison of climate change impacts simulated by regional and global hydrological models in eleven large river basins. *Climatic Change*, 141(3), 561-576. DOI: 10.1007/s10584-016-1829-4

34. Ilam Regional Water Company. 2022. Study and design of a monitoring network for water resources quality in the

35. Kavian, A., Azmoodeh, A., & Solaimani, K. 2014. Deforestation effects on soil properties, runoff and erosion in northern Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(5), 1941-1950. DOI:10.1007/s12517-013-0853-1

36. Khaleghi, M. R. 2017. The influence of deforestation and anthropogenic activities on runoff generation. 45-253.

37. Khoshgofar, M. M., Talei, M., & Malekpour, P. 2010. Spatio-temporal modeling of urban sprawl: an approach based on integrating cellular automata and Markov chains. In *Proceedings of Geomatics (National Conference & Exhibition)*. (in Persian).

38. Lu, J., Zhang, Q., Werner, A. D., Li, Y., Jiang, S., & Tan, Z. 2020. Root-induced changes of soil hydraulic properties—A review. *Journal of Hydrology*, 589, 125203. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))

39. Mebarki, H., Maref, N., & Dris, M. E. A. 2024. Modelling the monthly hydrological balance using Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: A case study of the Wadi Mina upstream watershed. *Journal of Groundwater Science and Engineering*,

58. 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(3), 273-284. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0509>
59. Winkler, R. D., Allen, D. M., Giles, T. R., Heise, B. A., Moore, R. D., Redding, T. E., ... & Wei, X. 2021. Approaching four decades of forest watershed research at Upper Penticton Creek, British Columbia: A synthesis. *Hydrological Processes*, 35(5), e14123. <https://doi.org/10.1002/hyp.14123>
60. Wu, Q., Li, H. Q., Wang, R. S., Paulussen, J., He, Y., Wang, M., ... & Wang, Z. 2006. Monitoring and predicting land use change in Beijing using remote sensing and GIS. *Landscape and urban planning*, 78(4), 322-333. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.10.002>
61. Yang, W., Long, D., & Bai, P. 2019. Impacts of future land cover and climate changes on runoff in the mostly afforested river basin in North China. *Journal of Hydrology*, 570, 201-219. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.055>
62. Zhang, H., Wang, B., Li Liu, D., Zhang, M., Leslie, L. M., & Yu, Q. 2020. Using an improved SWAT model to simulate hydrological responses to land use change: A case study of a catchment in tropical Australia. *Journal of Hydrology*, 585, 124822. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124822>
63. Zuo, D., Xu, Z., Yao, W., Jin, S., Xiao, P., & Ran, D. 2016. Assessing the effects of changes in land use and climate on runoff and sediment yields from a watershed in the Loess Plateau of China. *Science of the Total Environment*, 544, 238-250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.060>
51. Scanlon, B. R., Keese, K. E., Flint, A. L., Flint, L. E., Gaye, C. B., Edmunds, W. M., & Simmers, I. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(15), 3335-3370. <https://doi.org/10.1002/hyp.6335>
52. Shuster, W. D., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E., & Smith, D. R. 2005. Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*, 2(4), 263-275. <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>
53. Taghvaye Salimi, E., Nohegar, A., Malekian, A., Hosseini, M., & Holisaz, A. 2016. Runoff simulation using SWAT model and SUFI-2 algorithm (Case study: Shafaroud watershed, Guilan Province, Iran). *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 14(1), 69-80. (in Persian). DOI: JR_CJES-14-1_007
54. Tahir, Z., Haseeb, M., Mahmood, S. A., Batool, S., Abdullah-Al-Wadud, M., Ullah, S., & Tariq, A. 2025. Predicting land use and land cover changes for sustainable land management using CA-Markov modelling and GIS techniques. *Scientific Reports*, 15(1), 3271. DOI:10.1038/s41598-025-87796-w
55. Tan, M. L., Gassman, P. W., Srinivasan, R., Arnold, J. G., & Yang, X. 2019. A review of SWAT studies in Southeast Asia: applications, challenges and future directions. *Water*, 11(5), 914. <https://doi.org/10.3390/w11050914>
56. van Roosmalen, L., Sonnenborg, T. O., & Jensen, K. H. 2009. Impact of climate and land use change on the hydrology of a large-scale agricultural catchment. *Water Resources Research*, 45(7). <https://doi.org/10.1029/2007WR006760>
57. Wang, R., Wang, H., Xi, Z., Tuovinen, O. H., Gong, L., & Huang, X. 2022. Hydrology driven vertical distribution of prokaryotes and methane functional groups in a subtropical peatland. *Journal of Hydrology*, 608, 127592. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127592>