

# تحلیل امنیت بوم‌شناختی تغییرات کاربری اراضی حوضه لواسانات با استفاده از خدمات تولیدی اکوسیستم مطالعه موردی: تولید آب<sup>۱</sup>

اسماعیل صالحی<sup>۳</sup>

حسن هویدی<sup>۵</sup>

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۹/۱۱/۲۲

یاسر معرب<sup>۲</sup>

محمد جواد امیری<sup>۴</sup>

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۹/۰۷/۱۱

\*\*\*\*\*

## چکیده

تبدیل پوشش طبیعی فضاهای شهری به سکونتگاه‌های انسانی باعث تغییرات ساختاری و عملکردی این فضاها شده است. لذا خدمات زیست محیطی ارائه شده توسط این زیرساخت‌های بوم‌شناختی روز به روز ضعیف‌تر می‌شود، که این امر منجر به کاهش امنیت بوم‌شناختی شهرها شده و تهدیدی برای توسعه پایدار می‌باشد. از آنجایی که در بین خدمات اکوسیستمی، تولید آب در برابر تغییرات شدید ناشی از تغییرات کاربری اراضی آسیب‌پذیرتر بوده، مورد هدف این تحقیق قرار گرفته است. هدف از این تحقیق، از یک سو پایش تغییرات کاربری اراضی در یک دوره زمانی ۲۰ ساله (۲۰۰۰ - ۲۰۲۰) با استفاده از تصاویر ماهواره لندست و از سوی دیگر ارزیابی امنیت بوم‌شناختی خدمات اکوسیستمی (تولید آب) در دوره‌های زمانی مطرح شده است. این پژوهش در حوضه آبخیز لواسانات که واقع در استان تهران است، انجام شد. داده‌های مورد نیاز این مدل شامل نقشه‌های مرز حوضه، بارش، پتانسیل تبخیر و تعرق، عمق خاک، آب قابل دسترس گیاه و کاربری‌های اراضی و پوشش گیاهی و همچنین یک جدول خصوصیت بیوفیزیکی می‌باشد که در نرم‌افزار InVEST 3.7.0 وارد شده و به وسیله آن، مدل نقشه‌سازی میزان تولید آب در دهه‌های مختلف بدست آمد. پس از وارد کردن داده‌های مورد نیاز مدل، نتایج نشان داد که میزان تولید آب در سال‌های ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ به ترتیب برابر با ۲۶۴۱۷۳۴/۸۱۶، ۳۳۱۸۹۵۰/۹۱۵ و ۷۷۳۷۲۰۱/۲۱۵ متر مکعب بوده است. محاسبات مدل نشان می‌دهد که میزان تولید آب در حوضه لواسانات در حال افزایش می‌باشد. این افزایش به این دلیل است که کاربری‌های ساخته شده در حال افزایش بوده لذا مقدار آب در دسترس به صورت رواناب افزایش و امنیت بوم‌شناختی محدوده مورد مطالعه کاهش یافته است.

واژه‌های کلیدی: امنیت بوم‌شناختی، کاربری اراضی، تولید آب.

\*\*\*\*\*

۱- این مقاله برگرفته از رساله دکتری تحت عنوان: «تدوین رهیافت برنامه‌ریزی کاربری زمین بر مبنای مفهوم امنیت اکولوژیکی (مطالعه موردی: حوضه لواسانات)» از دانشگاه تهران می‌باشد.

۲- دانشجوی دکتری برنامه‌ریزی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران yasser.moarab@ut.ac.ir

۳- دانشیار برنامه‌ریزی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران (نویسنده مسئول) Tehran.saleh@ut.ac.ir

۴- استادیار برنامه‌ریزی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران Mjamiri@ut.ac.ir

۵- استادیار برنامه‌ریزی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران hoveidi@ut.ac.ir

۱- مقدمه

لذا ساختن الگوی امنیت بوم‌شناختی سیمای سرزمین<sup>۱</sup>، از طریق تعامل بین فرآیندهای اکولوژیکی<sup>۲</sup> و الگوهای سیمای سرزمین<sup>۳</sup> برای حفاظت مؤثر از امنیت بوم‌شناختی شهری، یکی از راه‌های مهم برای حفظ پایداری است (Teng et al., 2011; Wu et al., 2013; Yu et al., 2006). مفهوم الگوی امنیت بوم‌شناختی سیمای سرزمین توسط Yu در سال ۱۹۹۶ ارائه شده است که به دنبال درک آن بود. Yu اعتقاد بر این داشت که، از منظر اکولوژی سیمای سرزمین و شناسایی الگوی کلیدی سیمای سرزمین، امنیت بوم‌شناختی مفیدترین رویکرد در حفظ فرآیندهای بوم‌شناختی می‌باشد (Yu, 1995, 1996). الگوهای امنیت بوم‌شناختی<sup>۴</sup> (ESPs) می‌تواند یکپارچگی ساختار، عملکرد و فرآیندهای اکوسیستم را حفظ کند (Zhang et al., 2015). الگوهای امنیت بوم‌شناختی، منابع و کریدورهای مهم بوم‌شناختی را برای جریان و ارتباط خدمات اکوسیستم (خدمات بومگان) در یک منطقه حفظ می‌کند که می‌تواند تأثیر مضر فعالیت‌های انسان بر محیط زیست را به حداقل برساند (Yu et al., 1996). مقیاس‌های تحقیقاتی الگوهای امنیت بوم‌شناختی، شامل شهرها (Peng et al., 2019) استان‌ها (peng et al., 2018b) مناطق (Zhang et al., 2017) و کشورها (MacMillan et al., 2007) در سطح جهان می‌باشد. برای ارزیابی امنیت بوم‌شناختی، نشانگرها نقش مهمی بازی می‌کنند. همچنین باید گفت اکوسیستم‌های متفاوت در بعدهای مختلف زمان و مکان مستلزم داشتن سیستم‌های شاخص منحصر به فرد خود هستند (Zhao et al., 2006). لذا خدمات اکوسیستمی یک شاخص منحصر به فرد در ارزیابی امنیت بوم‌شناختی می‌باشد و ارزیابی خدمات اکوسیستمی به عنوان یک موضوع گسترده مورد توجه بسیاری از کشورها قرار گرفته و به عنوان پایه‌ای در تصمیم‌گیری برای تعادل اجتماعی- اقتصادی و حفاظت از اکوسیستم بکار گرفته شده است (Chen et al., 2018). اکوسیستم‌ها و نیازهای

افزایش شهرنشینی در مقیاس جهانی و اسکان اکثر جمعیت جهان در مناطق شهری، فرصت‌ها و چالش‌هایی را برای ارتقاء کیفیت زندگی مردم و پایداری به وجود می‌آورد. پتانسیل شهرها برای تأمین نیازهای پایه‌ای مردم به بخشی از مباحث علمی و سیاسی روز تبدیل شده است (Bettencourt and West, 2010).

اگر چه شهرها مساحت کمی از سطح سیاره خاکی را پوشانده‌اند اما مسئول بخش اعظمی از معضلات محیط زیستی اعم از انتشار کربن، مصرف انرژی و منابع، تنزل تنوع زیستی و تخریب اکوسیستم‌ها در مقیاس جهانی می‌باشند (Grimm et al., 2015; McDonald et al., 2008; Seto et al., 2012).

به عنوان مثال، تبدیل پوشش طبیعی سرزمین‌های جنگلی از درخت‌زار به سکونتگاه‌های انسانی، مزارع کشاورزی، جاده، باغ و سایر کاربری‌های انسان‌ساخت، دارای اثرات مستقیم و غیرمستقیم زیادی بر شرایط طبیعی و کارکردهای بوم‌شناختی بالادست و پایین‌دست جنگل (مانند تغییر در کمیت و کیفیت آب، تغییر در جریان رودخانه‌ها، وضعیت اقلیمی، کیفیت زیستگاهی و...) است (Paudyal et al., 2017; Tolessa et al., 2017).

این تغییرات ساختاری و عملکردی، خدمات زیست‌محیطی ارائه شده توسط زیرساخت‌های بوم‌شناختی را تضعیف و امنیت محیط زیست شهرها و توسعه پایدار را تهدید می‌کند. امنیت بوم‌شناختی (امنیت اکولوژیکی) معمولاً به مثابه نوعی از وضعیت و حالت تعریف می‌شود که ساختار و عملکرد اکوسیستم به اندازه کافی برای حفاظت از زیستگاه گونه‌ها و انسان‌ها، حفاظت از مهاجرت حیوانات وحشی و مهیا کردن خدمات اکوسیستمی کافی، برای حمایت از فعالیت‌های زندگی انسانی، اقتصادی و اجتماعی؛ یکپارچه، سالم و پایدار باشد (Guo, 2001; Li and Xu, 2010; Zhou and Shen, 2003).

در واقع برای حفظ امنیت بوم‌شناختی شهر، مدیران و متخصصین امر، همواره به دنبال روشی مناسب برای برنامه‌ریزی شهری با هدف تنظیم ساختار شهر و حمایت از ثبات عملکرد اکوسیستم بوده‌اند (Zhaoxue & Linyu, 2010:1394).

1- Landscape Ecological Security Pattern (LESP)

2- Ecological Processes

3- Landscape Pattern

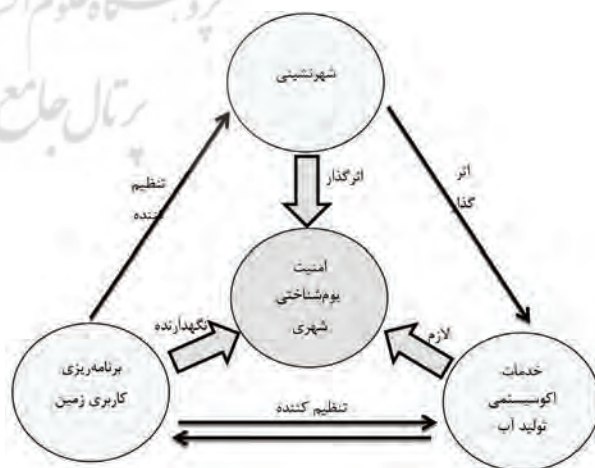
4- Ecological Security Pattern

پس با مدل‌سازی خدمات تولیدی اکوسیستم (تولید آب) در حوضه آبخیز می‌توان از طریق برنامه‌ریزی و سیاست‌گذاری مناسب توسط دولت‌مردان، سیاست توسعه اقتصادی و تغییرات کاربری اراضی را تحت نظارت قرار داد (Lang et al., 2017). در سال‌های اخیر مطالعات بسیاری در زمینه امنیت بوم‌شناختی در سطح جهان انجام شده است (Zhang et al., 2017; Feng et al., 2018; Yang et al., 2018; Li et al., 2019; Wang & Pan, 2019; Yang & Cai, 2020; Li et al., 2020) همچنین ابزارهای مختلفی در این زمینه طراحی و استفاده شده‌اند. اما بنابر پیچیدگی زیاد مسئله، این تحقیقات و ابزارها همچنان در یک مسیر روبه جلو در حال توسعه و پیشرفت می‌باشند. شمار قابل توجهی از این مطالعات به ارزیابی امنیت بوم‌شناختی وضع موجود پرداخته‌اند (Zhang et al., 2017; Hu et al., 2019; Li et al., 2020) یا برخی دیگر از تحقیقات فقط به مباحث لندسکیپ اکولوژی پرداخته‌اند (Liu et al., 2018; Ma et al., 2019) یا برخی دیگر نیز مباحث ردپای اکولوژیکی را به امنیت بوم‌شناختی ربط داده‌اند (Yang & Cai, 2020; Hao et al., 2017). همچنین تعداد زیادی از پژوهش‌ها به ارزیابی امنیت بوم‌شناختی گذشته و وضع موجود پرداخته‌اند (Li et al., 2019; Chi et al., 2019; Wang et al., 2019; Wu et al., 2019; Feng et al., 2018) و برخی دیگر مباحث خدمات اکوسیستمی و امنیت بوم‌شناختی را مورد بحث قرار داده‌اند (Wang & Pan, 2019; Qin et al., 2019; Pasgaard et al., 2017) و برخی دیگر نیز فقط به وضعیت امنیت بوم‌شناختی در گذشته پرداخته‌اند (Lu et al., 2020; Chen et al., 2020). هدف از مطالعه حاضر، از یک سو بررسی تغییرات کاربری اراضی در یک دوره زمانی ۲۰ ساله (۲۰۰۰-۲۰۲۰) با استفاده از تصاویر ماهواره لندست و از سوی دیگر ارزیابی امنیت بوم‌شناختی خدمات اکوسیستمی (تولید آب) در دوره‌های زمانی مطرح شده است.

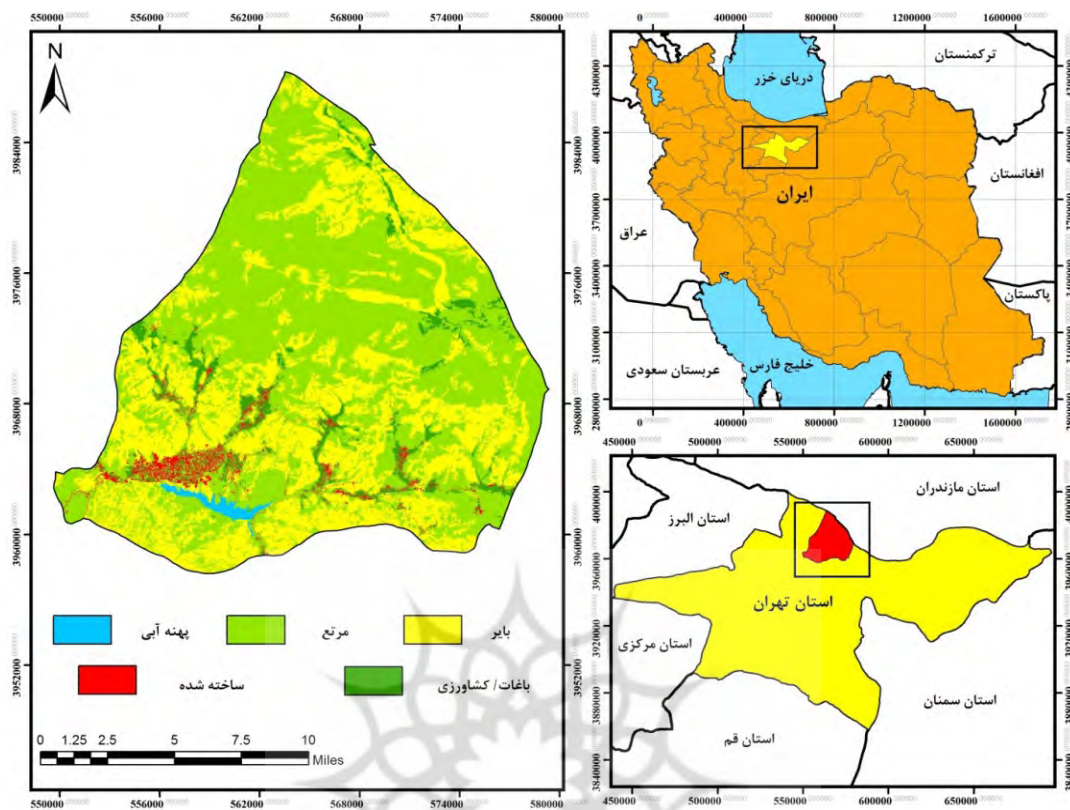
## ۲- روش تحقیق

این مطالعه، ابتدا، به تجزیه و تحلیل زمانی- فضایی تغییرات کاربری اراضی/ پوشش زمین پرداخته و در ادامه،

انسانی در خدمات اکوسیستمی هر دو متغیر هستند که در نتیجه اقدامات مورد استفاده برای ارائه الگوی امنیت بوم‌شناختی باید با توجه به وضعیت جدید هر محدوده تنظیم شود (Chen et al., 2018). یکی از با ارزش‌ترین خدمات فراهم‌سازی اکوسیستم‌ها، تولید آب است (Brisbane, 2007). تولید آب طبیعی به معنی مجموع میانگین بلندمدت جریان سالانه رودخانه‌ها و تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی به وسیله بارش می‌باشد (Fao, 2014). این خدمت اکوسیستمی اغلب در اکوسیستم‌های خشکی تنظیم می‌شود (Brauman et al., 2007) و ارائه آن به خصوصیات حوضه آبخیز مانند توپوگرافی، پوشش گیاهی و کاربری اراضی، اقلیم و دیگر پارامترهای حاکم بر ارائه خدمات بستگی دارد (De Groot et al., 2010). تغییر کاربری/ پوشش زمین در اثر گسترش مناطق مسکونی و انسان ساخت و همچنین گسترش فعالیت‌های کشاورزی یکی از فعالیت‌های متعدد انسانی است که خدمات اکوسیستم را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Li et al., 2007; Haines-Young et al., 2012; Kindu et al., 2016). بنابراین اندازه‌گیری تغییرات ارزش خدمات اکوسیستم در تولید آب در پاسخ به تغییر کاربری اراضی یک راه مؤثر برای ارزیابی هزینه‌های زیست محیطی و مزایای تصمیم‌گیری برنامه‌ریزی کاربری اراضی است (نگاره ۱).



نگاره ۱: رابطه میان شهرنشینی، برنامه‌ریزی کاربری زمین و خدمات اکوسیستمی (تولید آب) در امنیت بوم‌شناختی



نگاره ۲: محدوده مورد مطالعه

برای ارزیابی تغییرات زمانی- فضایی کاربری‌ها از مدل InVEST 3.7.0 استفاده کرده است (نگاره ۳).

## ۲-۲- تجزیه و تحلیل زمانی- فضایی تغییرات کاربری

اراضی/ پوشش زمین (Spatial-temporal changes analysis)

تهیه تصاویر کاربری/ پوشش زمین در دوره زمانی ۲۰ سال (۲۰۲۰، ۲۰۱۰، ۲۰۰۰)، با استفاده از دو سری داده انجام شده است. ابتدا، از تصاویر ماهواره‌ای لندست استفاده شد (جدول ۱). در ادامه، بسیاری از مناطق محدوده مورد مطالعه، کاربری‌ها به صورت انفرادی در روستاهای با تراکم پایین قرار گرفته و یا فاصله کاربری‌ها از همدیگر به اندازه‌ای است که نمی‌توان با استفاده از تصاویر لندست آنها را استخراج کرد. به عبارتی دیگر، استخراج کاربری ساخته شده در این مناطق با استفاده از تصاویر لندست صحت نتایج را بسیار پایین می‌آورد و نمی‌توان از نقشه‌های کاربری/پوشش زمین تهیه شده برای مراحل بعدی ارزیابی یعنی ارزیابی تغییرات کاربری/پوشش زمین استفاده کرد.

## ۲-۱- منطقه مورد مطالعه

لواسانات یکی از بخش‌های شهرستان شمیرانات می‌باشد که در شمال شرقی استان تهران واقع شده است (نگاره ۳). حوضه لواسانات دارای یک شهر به نام لواسان و دو دهستان با نام‌های لواسان بزرگ و لواسان کوچک است (محمودیان، ۱۳۸۸). این حوضه، از شمال به شهرستان نور، از غرب به شهرستان کرج، از شرق به شهرستان دماوند و از جنوب به شهر تهران منتهی شده و در موقعیت جغرافیایی «۵۱ درجه و ۲۴ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۵۰ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۴۶ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳ دقیقه عرض شمالی» قرار گرفته است (رحمانی فضلی، ۱۳۹۶). حوضه لواسانات از سه زیر حوضه کند، افجه و لوارک تشکیل شده است که رودخانه‌های اصلی به همراه شاخه‌های فرعی آن مستقیماً به

منتقل و تصحیح هندسی انجام می‌پذیرد. برای این منظور سعی گردید در انتخاب مقادیر RMS2 (خطای جذر میانگین مربعات)، آنهایی انتخاب شوند که مقدار RMS آنها کمتر از ۱ به دست آمده است.

تصحیح رادیومتریکی زمانی انجام می‌گیرد که، از تصاویر چندزمانه یعنی تصاویری که مربوط به فصول یا سال‌های مختلف و یا سنجه‌های مختلف هستند، استفاده شود (Du et al., 2002). پیش از به کارگیری داده‌های ماهواره‌ای در تجزیه تحلیل رقومی، کیفیت آنها از نظر وجود خطای هندسی، پرتوسنجی مانند راه راه شدگی، زیرهم قرار نگرفتن خطوط اسکن، پیکسل‌های تکراری، خطاهای اتمسفری مانند وجود لکه‌های ابر مورد بررسی قرار گرفت.

با توجه به کاربری‌های موجود در منطقه، اهداف تحقیق و قابلیت تصاویر مورد استفاده براساس قدرت تفکیک مکانی و رادیومتریکی آنها، تصاویر در نرم‌افزار ENVI 5.3 به روش طبقه‌بندی نظارت شده حداکثر احتمال و در پنج کاربری سطوح ساخته شده (منطقه شهری، روستاها، صنایع و جاده‌ها)، اراضی بایر، اراضی مرتع، سطوح آبی و اراضی سبز طبقه‌بندی شدند. بعد از فرآیند طبقه‌بندی، اقدام به ارزیابی صحت طبقه‌بندی به دو صورت دقت کلی (OA) و ضریب کاپا (KC) گردیده است.

### ۲-۳- مدل InVEST

برای تعیین میزان تولید آب در حوضه مورد مطالعه از مدل تولید آب موجود در مجموعه نرم‌افزاری InVEST3.7.0 استفاده شد. مدل InVEST میزان آب را در نقاط مختلف یک چشم‌انداز تخمین می‌زند و نشان می‌دهد که چگونه تغییر در الگوی استفاده از زمین میزان تولید آب و عملکرد آن در بخش‌های مختلف را تحت تأثیر قرار می‌دهد. این ابزار تا امروز به طور گسترده‌ای در سراسر دنیا در پژوهش‌ها و برنامه‌های مدیریتی متنوع به کار گرفته شده (Bai et al., 2013).

*Barano et al., 2010; Boithias et al., 2014; Leh et al., 2013; Zhang et*

1- Overall Accuracy  
2- Kappa Coefficient

جدول ۱: مشخصات تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده

تاریخ	تفکیک مکانی	گذر/ردیف	سنجنده	مشخصات ماهواره
May 15, 2000	۳۰	۱۶۴/۳۵	ETM+	Landsat 7
May 25, 2010	۳۰	۱۶۴/۳۵	ETM+	Landsat 7
May 12, 2020	۳۰	۱۶۴/۳۵	OLI	Landsat 8

بنابراین در این گونه مناطق ترجیح بر این بود که علیرغم صرف وقت زیاد، از دیجیتالی کردن کاربری ساخته شده با استفاده از تصاویر با تفکیک مکانی بالا استفاده شود. در نهایت نتایج دو روش به منظور ایجاد یک نقشه کاربری/پوشش زمین منسجم در سه دوره زمانی مورد نظر، با همدیگر ادغام شدند. به منظور رفع برخی خطاهای موجود در تصاویر، انجام مرحله پیش‌پردازش بر روی تصاویر ضروری است (Rasuly et al., 2013: 3). با توجه به نوع طبقه‌بندی، مرحله پیش‌پردازش تصاویر شامل تصحیحات هندسی و اتمسفری خواهد بود. به منظور تصحیح هندسی تصاویر از نقشه کاربری زمین شهر، تفسیر تصویری، نرم افزار Google Earth و بازدیدهای میدانی از منطقه مورد مطالعه استفاده گردیده است. نکته مهمی که باید ذکر شود این است که تصاویر ماهواره‌ای دارای فرمت رستر هستند و پیکسل‌های این تصاویر سطر و ستون‌هایی می‌سازند که هیچگونه ارتباطی با مختصات زمینی ندارند. بنابراین، برای زمین مرجع نمودن باید نقاطی به تعداد قابل قبول و با پراکنش مناسب در نظر گرفته شود و داده‌های رقومی از تصاویر تهیه شود تا به این وسیله بتوان به شناسایی اراضی به تفکیک نوع کاربری پرداخت و همچنین بتوان مساحت هر یک از این کاربری‌ها را محاسبه نمود. تعداد ۲۰ نقطه کنترل زمینی، از نقشه‌های رقومی با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ استخراج و در تصحیح هندسی تصاویر استفاده شد. این نقاط به نحوی انتخاب گردید که کل محدوده را پوشانده و در روی تصویر واضح و بر روی زمین قابل شناسایی باشند. سپس با استفاده از روش رگرسیون در نرم‌افزار ENVI 5.3 مقدار DNI پیکسل‌ها از تصویر اولیه به تصویر ایجاد شده

که در آن  $ET_0(x)$  تبخیر و تعرق مرجع از پیکسل  $x$  و  $K_C(l_x)$  ضریب تبخیر و تعرق گیاه (پوشش) در ارتباط با پوشش / کاربری  $l_x$  در پیکسل  $x$  است.  $ET_0(x)$  بازتاب شرایط اقلیمی بر اساس تبخیر و تعرق یک گیاه مرجع در آن منطقه می‌باشد.  $K_C(l_x)$  به طور عمده بر اساس مشخصات گیاهی کاربری اراضی در آن پیکسل تعیین می‌شود (Allen *et al.*, 1998). مقدار ارزشی  $ET_0$  را بسته به نوع پوشش گیاهی برای هر پیکسل در نقشه کاربری اراضی تنظیم می‌کند.  $\omega(x)$  یک پارامتر تجربی است که می‌تواند به صورت یک رابطه خطی از  $\frac{AWC \cdot N}{P}$  بیان شود، که در این رابطه  $N$  تعداد اتفاقات در سال، و  $AWC$  مقدار آب (mm) قابل دسترس پوشش گیاهی می‌باشد. رابطه خطی  $\omega(x)$  که توسط Donohue و همکاران ارائه شده و در مدل InVEST بکار رفته است به صورت رابطه (۴) می‌باشد (Donohue *et al.*, 2012):

$$\omega(x) = Z \frac{AWC(x)}{P(x)} + 1.25 \quad (4)$$

در این رابطه  $AWC(x)$  مقدار آب (mm) قابل دسترس پوشش گیاهی در پیکسل  $x$  می‌باشد (Yang *et al.*, 2019)، که به بافت خاک و عمق مؤثر ریشه وابسته است. این پارامتر که تعیین کننده مقدار آبی است که در خاک برای مصرف گیاه نگهداری می‌شود، از ضرب میزان ظرفیت آب قابل دسترس گیاه (PAWC) و مقدار حداقل بین دو مقدار عمق لایه خاک محدود کننده ریشه گیاه و عمق ریشه گیاه بدست می‌آید (Yang *et al.*, 2019):

$$AWC(x) = \text{Min}(\text{Rest. layer. depth, root. depth}). PAWC \quad (5)$$

عمق لایه محدود کننده ریشه، عمقی از خاک است که ریشه به دلیل خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک بیش از آن عمق نمی‌تواند در آن نفوذ کند. همچنین عمق ریشه گیاه معمولاً عمقی در نظر گرفته می‌شود که در آن ۹۵٪ ریشه زیست توده گیاهی در آنجا اتفاق می‌افتد (Yang *et al.*, 2019).

PAWC، یا ظرفیت آب قابل دسترس گیاه، تفاوت بین ظرفیت نگهداری آب زمین و حداقل آب مربوط به نقطه

(Hamel *et al.*, 2001) و مورد آنالیز و ارزیابی قرار گرفته است (Guswa, 2015; Sanchez *et al.*, 2012; Terrado *et al.*, 2014; Pessacg *et al.*, 2015). مدل تولید آب InVEST بر پایه منحنی بادیکو (Budyko, 1974) و طبق تعریف آن، تولید آب طبیعی به معنی مجموع میانگین بلندمدت جریان سالانه رودخانه‌ها و تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی به وسیله بارش می‌باشد (Fao, 2014). منحنی بادیکو یک تابع تجربی است که ارتباط نسبت تبخیر و تعرق واقعی به بارش را نسبت به تبخیر و تعرق پتانسیل به بارش را نشان می‌دهد. در این مدل ابتدا متوسط راندمان سالانه آب  $Y(x)$  برای هر پیکسل از سیمای سرزمین به صورت رابطه (۱) محاسبه می‌شود (Sharp *et al.*, 2019):

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \cdot P(x) \quad (1)$$

که در آن  $AET(x)$  متوسط تبخیر و تعرق واقعی سالانه برای هر پیکسل  $x$  و  $P(x)$  متوسط بارندگی سالانه برای هر پیکسل  $x$  می‌باشد.

در این مدل، کاربری‌های اراضی ورودی به دو دسته کاربری با پوشش گیاهی و بدون پوشش گیاهی تقسیم شده‌اند و برای هر کدام نسبت  $\frac{AET(x)}{P(x)}$  به طور متفاوت محاسبه می‌شود. برای کاربری‌های اراضی با پوشش گیاهی این نسبت بر اساس منحنی بودیکو که توسط فو (Fu, 1981) و ژانگ و همکاران (Zhang *et al.*, 2004) بیان شده است، محاسبه می‌شود (Fu, 1981; Zhang *et al.*, 2004):

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[1 + \left(\frac{PET(x)}{P(x)}\right)^\omega\right]^{1/\omega} \quad (2)$$

که در رابطه یاد شده  $PET(x)$  تبخیر و تعرق پتانسیل پیکسل  $x$  و  $\omega(x)$  یک پارامتر غیر فیزیکی است که به ویژگی‌های اقلیمی - خاکی طبیعی پیکسل وابسته است. تبخیر و تعرق پتانسیل  $PET(x)$  به صورت رابطه (۳) تعریف می‌شود:

$$PET(x) = K_C(l_x) \cdot ET_0(x) \quad (3)$$

تعیین عمق لایه محدود کننده ریشه عبارت است عمقی از خاک که نفوذ ریشه گیاهان به واسطه ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک به طور ملموسی با محدودیت مواجه می‌شود. بارندگی، به منظور تعیین داده‌های میانگین بارش سالانه در محدوده مورد مطالعه، از اطلاعات موجود در لواسانات استفاده شد. میانگین سالانه تبخیر و تعرق مرجع عبارت است از پتانسیل اتلاف آب از خاک هم از طریق تبخیر از خاک و هم از طریق تعرق گیاهی در شرایطی که آب کافی در دسترس باشد.

مقدار (گنجایش) آبی در دسترس گیاه (PAWC) عبارت است از کسری از آب که می‌تواند در پروفیل خاک ذخیره گردد تا برای استفاده گیاه در دسترس باشد. مقدار عددی و کسری این پارامتر می‌تواند از طریق تقسیم مقدار حجمی آب در دسترس گیاه بر عمق خاک محاسبه گردد (Sharp, 2014). ظرفیت حجمی آب در دسترس گیاه معمولاً به صورت میلی‌متر در داده‌های مربوط به حوزه خاک‌شناسی در دسترس است. برای تهیه نقشه پوشش/ کاربری محدوده مورد مطالعه از نقشه کاربری اراضی حوزه آبخیز لواسانات استفاده شد. نقشه‌های وکتوری حوزه به کمک نرم‌افزار Arc GIS تهیه شد. تهیه جدول بیوفیزیکی منعکس‌کننده ویژگی‌های هر LULC می‌باشد و شامل کد، نام، حداکثر عمق ریشه دوانی به میلی‌متر، وجود یا عدم وجود پوشش گیاهی (مقدار ۰ و ۱) و ضریب تبخیر و تعرق گیاه برای هر کاربری می‌شود. پارامتر Z یک ثابت تجربی است که با توجه به الگوهای معمول بارش و ویژگی‌های هیدروژئولوژیکی در نظر گرفته می‌شود و مقدار آن مربوط به توزیع فصلی بارش است که n/۲ در نظر گرفته می‌شود. در نهایت، داده‌های یاد شده در نرم‌افزار InVEST وارد شد. بعد از تجزیه و تحلیل داده‌ها، نتایج در ادامه توضیح داده می‌شود.

### ۳- یافته‌ها

پس از تهیه نقشه‌های کلاس‌های پوشش/ کاربری زمین، تغییرات ایجاد شده طی دوره زمانی مورد مطالعه آشکار

پژمردگی گیاه است (Yang et al., 2019).

پارامتر هیدروژئولوژیکی Z یک پارامتر هیدروژئولوژیکی و یک عدد ثابت تجربی است که گویای الگوی بارش محلی، شدت بارش، تغییرات فصلی آب و هوا و ویژگی‌های توپوگرافی حوضه می‌باشد و مقدار عددی آن بین ۱ تا ۳۰ است. براساس مطالعات (Sharp et al., 2014)، سه روش برای محاسبه پارامتر Z وجود دارد: ۱. مقدار Z می‌تواند به صورت  $N * 0.2$  محاسبه گردد؛ که N در آن تعداد روزهای بارانی در یک سال است (Donohue et al., 2012) هرچه تعداد روزهای بارانی در یک منطقه کمتر باشد مقدار Z کاهش می‌یابد (Redhead et al., 2016). ۲. استفاده از تخمین جهانی  $\omega$  (Liang et al., 1994; Xu et al., 2013). ۳. تخمین زدن با استفاده از کالیبراسیون توسط داده‌های واقعی مربوط به رواناب (Pessacq et al., 2015; Canqiang et al., 2012).

برای کاربری‌های بدون پوشش گیاهی (مانند شهری، تالاب و غیره)، مقدار تبخیر و تعرق واقعی  $AET(x)$  مستقیماً از تبخیر و تعرق مرجع  $ET_0(x)$  طبق رابطه (۶) محاسبه می‌شود:

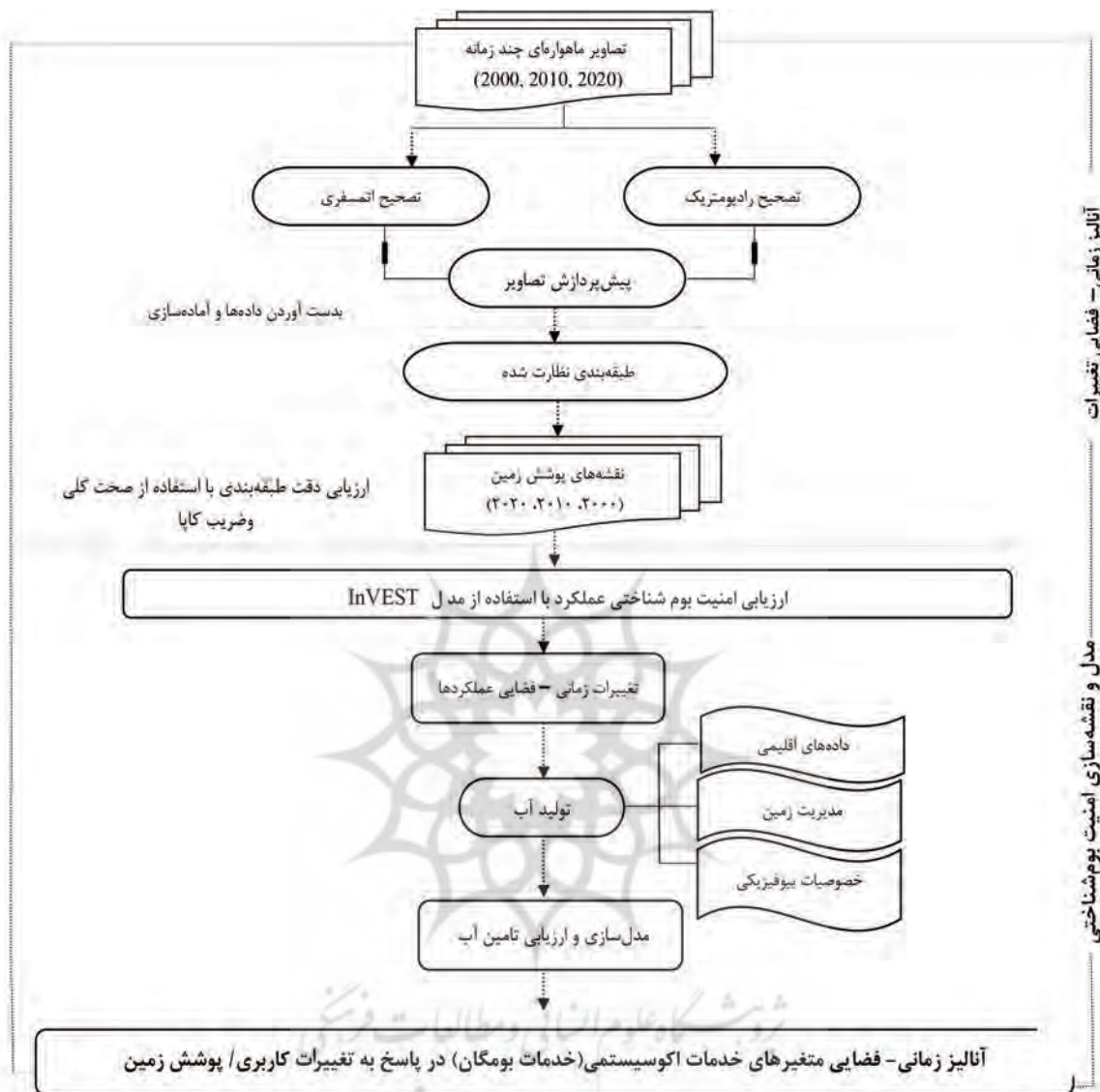
$$AET(x) = \text{Min}(K_c(l_c) \cdot ET_0(x), P(x)) \quad (6)$$

در این رابطه  $ET_0(x)$  تبخیر و تعرق مرجع و  $K_c(l_c)$  فاکتور تبخیر وابسته به کاربری اراضی می‌باشد.

### ۲-۴- مدل‌سازی تولید آب در محدوده مطالعاتی

برای اجرای مدل تولید آب، نیاز به داده‌های مختلفی است که این داده‌ها، شامل نقشه‌های بارش، تبخیر و تعرق پتانسیل، عمق محدود کننده ریشه، آب قابل دسترس گیاه، کاربری اراضی- پوشش گیاهی در قالب رستری، مرز حوضه و زیرحوضه‌ها در قالب وکتوری و همچنین جدول زیست فیزیکی با فرمت CVS می‌باشد.

برای تدارک داده‌های اولیه ورودی برای مدل‌سازی تولید آب در محدوده مورد مطالعه با استفاده از نرم‌افزار محصول آبی InVEST پس از طی مراحل ذیل، مدل مربوطه اجرا گردید:



### نگاره ۳: دیاگرام شماتیکی، برای مدل و نقشه‌سازی امنیت بوم‌شناختی

شد (نگاره ۳). نتایج حاصل از صحت‌سنجی طبقه‌بندی تصاویر نشان می‌دهد که مقدار صحت دقت کلی حاصل از طبقه‌بندی برای سال‌های ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ به ترتیب ۹۵/۷۲، ۹۶/۲۶ و ۹۵/۳۲ درصد و مقدار ضریب کاپا برای هر سه سال برابر ۰/۹۴۸، ۰/۹۴۳ و ۰/۹۳۶ بود، که این میزان صحت در سطح قابل قبولی قرار دارد و نشان‌دهنده همخوانی کاربری‌های طبقه‌بندی شده و واقعیت زمینی، است (جدول ۲). طبقه‌بندی تصاویر با به کارگیری الگوریتم حداکثر احتمال نشان داد پنج طبقه سطوح ساخته شده (منطقه شهری، روستاها، صنایع و جاده‌ها)، اراضی بایر، اراضی مرتع، سطوح آبی و اراضی سبز در منطقه وجود دارد. مطابق نقشه‌های کاربری زمین و اطلاعات به دست آمده از تصاویر ماهواره‌ای می‌توان گفت که مناطق مسکونی به دلیل افزایش جمعیت و تقاضا برای زمین و در نتیجه، رشد شهرنشینی، روند رو به رشدی داشته‌اند، در حالی که در طی دوره زمانی مورد مطالعه مناطق سبز روند کاهش دارند. رشد مناطق مسکونی و کاهش اراضی سبز در بین سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۰ کاملاً مشهود است.



جدول ۲: مساحت و تغییرات کاربری و پوشش اراضی منطقه مورد مطالعه

۲۰۲۰		۲۰۱۰		۲۰۰۰		کاربری / پوشش زمین
درصد	هکتار	درصد	هکتار	درصد	هکتار	
۰/۶۷	۳۵۸/۷۴۴۰۵۷	۰/۶۸	۳۵۸/۸۳	۰/۶۷	۳۵۶/۴۹۷۴۲۸	پهنه‌های آبی
۴/۲۱	۲۲۲۸/۶۶۰۰۷۶	۶/۰۵	۳۲۰۴/۵۸۶۳۱۷	۶/۲۸	۳۳۲۴/۳۶۷۷۶	اراضی باغی / کشاورزی
۳۵/۹۲	۱۹۰۱۵/۵۶۲۷۵۱	۳۶/۰۴	۱۹۰۷۹/۳۸۴۹۶۷	۳۶/۱۱	۱۹۱۱۷/۳۶۲۹۱۵	اراضی بایر
۵۷/۲۲	۳۰۲۸۹/۳۹۵۸۶۱	۵۵/۹۲	۲۹۶۰۱/۸۰۸۸۲۷	۵۶/۱۱	۲۹۷۰۴/۲۹۹۶۴۲	اراضی مرتع
۱/۹۷	۱۰۴۰/۷۹۴۸۷۱	۱/۳۱	۶۸۸/۵۵۱۳۷۹	۰/۸۲	۴۳۰/۶۲۹۹۳۶	مناطق مسکونی
۹۵/۳۲		۹۶/۲۶		۹۵/۷۲		دقت کلی (درصد)
۰/۹۳۶		۰/۹۴۳		۰/۹۴۸		ضریب کاپا

موجود در راهنمای InVEST استفاده شد. پارامتر Z نیز برای این سال با توجه به این که تعداد روزهای بارانی در سال ۸۳ روز بوده است برابر ۱۶ می‌باشد (نگاره ۴).

جدول ۳: تهیه جدول بیوفیزیکال

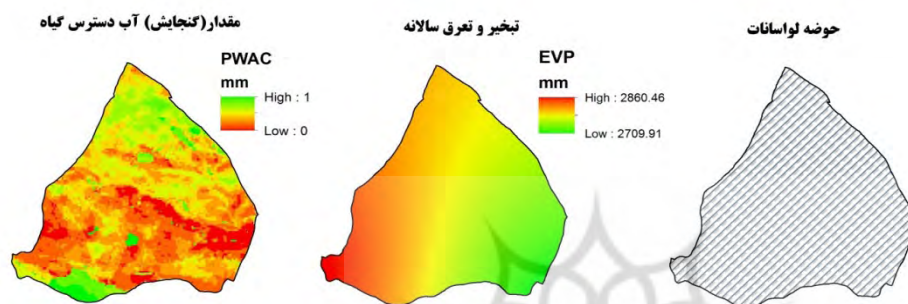
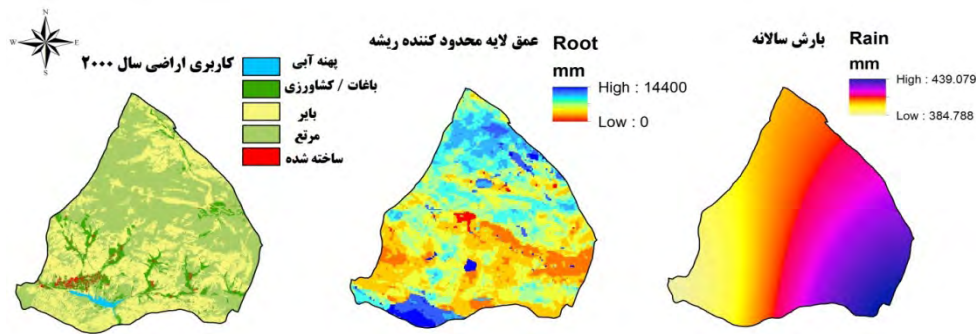
کد	نام کاربری	وجود یا عدم وجود پوشش گیاهی	حداکثر عمق ریشه دوانی	ضریب تبخیر و تعرق گیاه
۱	پهنه آبی	۰	-	۱
۲	باغات / کشاورزی	۱	۱۵۰۰	۰/۶۵
۳	خاک بایر	۰	-	۰/۵
۴	مرتع	۱	۳۵۰	۰/۸
۵	ساخته شده	۰	-	۰

برای سال ۲۰۱۰ نیز، حداقل و حداکثر بارش سالانه به ترتیب ۳۱۱/۰۶۱ و ۴۳۵/۶۸۵ میلی‌متر و عدد ۳۷۶/۶۱۵ میلی‌متر به عنوان متوسط بارندگی سالانه بوده است. همچنین برای این سال، حداقل و حداکثر تبخیر و تعرق سالانه به ترتیب ۲۶۲۰/۶۸ و ۲۷۶۱/۱۱ میلی‌متر و عدد ۲۶۸۲/۶۲ میلی‌متر به عنوان متوسط میانگین سالانه تبخیر و تعرق است. پارامتر Z نیز برای این سال با توجه به این که تعداد روزهای بارانی در سال ۷۰ روز بوده، برابر ۱۴ می‌باشد (نگاره ۵). برای سال ۲۰۲۰، حداقل و حداکثر بارش سالانه به ترتیب ۶۶۵/۷۹۳ و ۶۲۳/۹۱۱ میلی‌متر و عدد

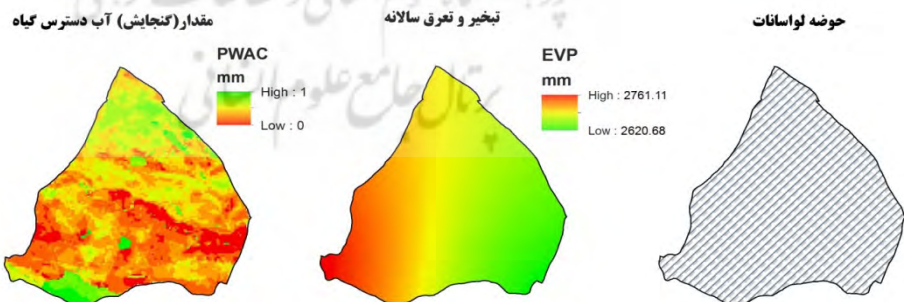
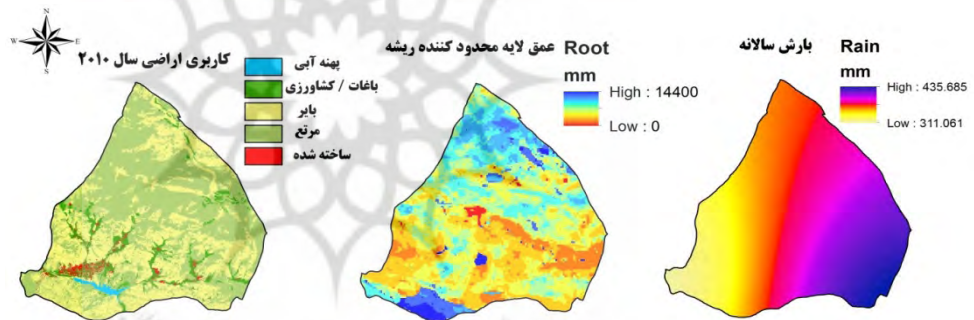
با توجه به روند تغییر کاربری زمین، طی سال‌های آینده روند کاهشی شدیدی در اراضی سبز مشاهده خواهد شد. مراتع از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ روندی کاهشی داشته در حالی که از سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۰ به علت تبدیل مناطق سبز به مراتع روندی افزایشی پیدا کرده است. از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ زمین‌های بایر نیز کاهش پیدا کرده‌اند (جدول ۲).

برای تهیه شیب فایل مربوط به حوضه از نرم‌افزار Arc GIS کمک گرفته شد. از نقشه کاربری اراضی حوضه آبخیز لوسانات که توسط نگارندگان برای سال‌های ۲۰۰۰، ۲۰۱۰، ۲۰۲۰ تهیه شده است، در اینجا استفاده شد. حداقل عمق محدود کننده ریشه ۰ و حداکثر عمق محدود کننده ریشه در کل حوضه ۱۴۴۰۰ میلی‌متر می‌باشد. همچنین، حداقل و حداکثر بارش سالانه در محدوده مورد مطالعه در سال ۲۰۰۰ به ترتیب ۳۸۴/۷۸۸ و ۴۳۹/۰۷۹ میلی‌متر و عدد ۴۱۱/۷۴۰ میلی‌متر به عنوان متوسط بارندگی سالانه برآورد شد. حداقل و حداکثر تبخیر و تعرق سالانه محدوده مطالعه شده نیز، برای این سال به ترتیب ۲۷۰۹/۹۱ و ۲۸۶۰/۴۶ میلی‌متر و عدد ۲۷۸۳/۶۶ میلی‌متر به عنوان متوسط میانگین سالانه تبخیر و تعرق می‌باشد.

براساس اطلاعات خاک‌شناسی، گنجایش آبی در دسترس گیاه بین ۰ تا ۱ برای کاربری‌ها است. برای محاسبه ضریب تبخیر و تعرق گیاهان، وجود یا عدم وجود پوشش گیاهی (مقدار ۰ و ۱) و همچنین حداکثر عمق ریشه‌دوانی، به منظور تهیه جدول بیوفیزیکال (جدول ۳)، از اطلاعات



نگاره ۴: داده‌های ورودی تهیه شده برای مدل‌سازی تولید آب در محدوده مورد مطالعه برای سال ۲۰۰۰

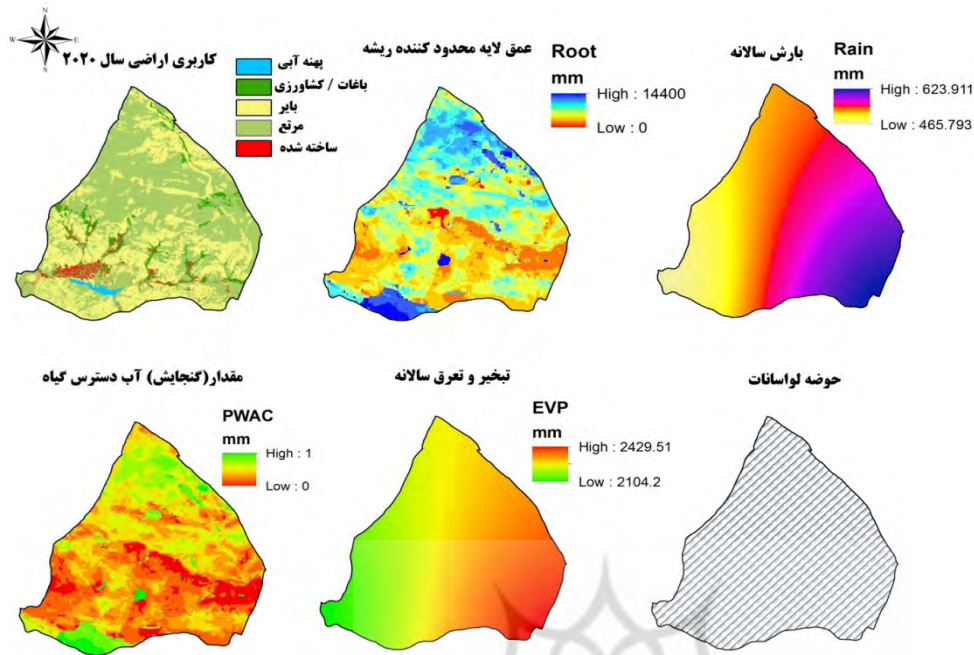


نگاره ۵: داده‌های ورودی تهیه شده برای مدل‌سازی تولید آب در محدوده مورد مطالعه برای سال ۲۰۱۰

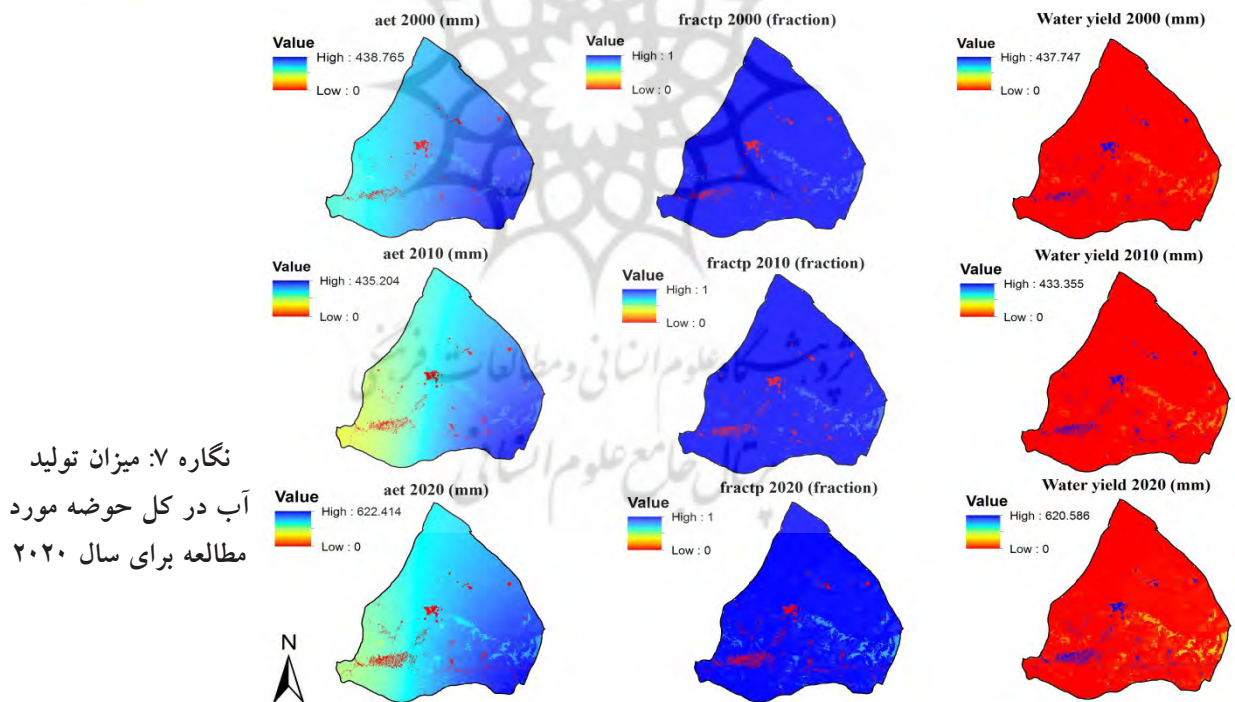
تعداد روزهای بارانی در سال ۹۰ روز بوده، برابر ۱۸ می- باشد (نگاره ۶).

با استفاده از مدل InVEST 3.7.0 میزان تولید آب برای کل حوضه به دست آمد (نگاره ۷). طبق این نتایج میزان تولید آب در کل حوضه لواسانات در سال ۲۰۰۰ برابر

۵۴۴/۸۶۷ میلی‌متر به عنوان متوسط بارندگی سالانه برآورد شده است. همچنین در این سال، حداقل و حداکثر تبخیر و تعرق سالانه به ترتیب ۲۱۰۴/۲ و ۲۴۲۹/۵۱ میلی‌متر و عدد ۲۲۸۴/۵۲ میلی‌متر به عنوان متوسط میانگین سالانه تبخیر و تعرق است. پارامتر Z نیز برای این سال با توجه به این که



نگاره ۶: داده‌های ورودی تهیه شده برای مدل‌سازی تولید آب در محدوده مورد مطالعه برای سال ۲۰۲۰



نگاره ۷: میزان تولید آب در کل حوضه مورد مطالعه برای سال ۲۰۲۰

طبق یافته‌ها، میزان تولید آب در کل حوضه لواسانات در سال ۲۰۱۰ برابر ۳۳۱۸۹۵۰/۹۱۵ متر مکعب بوده است. میانگین تولید آب در هر پیکسل در این سال برابر ۶/۲۷۰ میلی‌متر بوده، همچنین میانگین پتانسیل تبخیر و تعرق هر پیکسل و میانگین واقعی تبخیر و تعرق هر پیکسل به ترتیب

۲۶۴۱۷۳۴/۸۱۶ متر مکعب بوده است. میانگین تولید آب در هر پیکسل در این سال برابر ۴/۹۹۰ میلی‌متر بوده، همچنین میانگین پتانسیل تبخیر و تعرق هر پیکسل و میانگین واقعی تبخیر و تعرق هر پیکسل به ترتیب برابر با ۱۸۸۴/۴۴۶ و ۴۰۶/۷۴۸ میلی‌متر است.

برابر با ۱۸۰۶/۹۶۵ و ۳۷۰/۳۴۰ میلی متر است. میزان تولید آب در کل حوضه لواسانات در سال ۲۰۲۰ نیز، برابر ۷۷۳۷۲۰۱/۲۱۵ متر مکعب بوده است. میانگین تولید آب در هر پیکسل در این سال برابر ۱۴/۶۱۶ میلی متر بوده، همچنین میانگین پتانسیل تبخیر و تعرق هر پیکسل و میانگین واقعی تبخیر و تعرق هر پیکسل به ترتیب برابر با ۱۵۳۵/۰۸۶ و ۵۳۰/۲۴۵ میلی متر است. محاسبات مدل نشان می دهد که میزان تولید آب در حوضه لواسانات در حال افزایش است. این افزایش به این دلیل است که کاربری ساخته شده در حال افزایش بوده لذا مقدار آب در دسترس به صورت رواناب افزایش می یابد. به عبارت دیگر با افزایش میزان حجم رواناب تولیدی که به عنوان معیاری از میزان قابلیت نگهداشت آب در نظر گرفته می شود، که تولید رواناب بیشتر در یک محل به معنی میزان قابلیت نگهداشت آب کمتر در آن محل است. این نتایج با تعداد زیادی از مطالعات دیگر که تأکید می کند فعالیت های انسانی و توسعه مناطق ساخته شده بر حجم و در دسترس بودن منابع آب تأثیرگذار است، تطابق دارد (Smith, 1997; Chen et al., 2016; Yang et al., 2016; Sun et al., 2016; Liu et al., 2017).

این مقاله ارائه دهنده نتایج حاصل از انجام مدل سازی در دهه های مختلف در ارتباط با خدمات تولید آب در حوضه لواسانات می باشد. طبق این نتایج میزان تولید آب در کل حوضه لواسانات در سال ۲۰۰۰ برابر ۲۶۴۱۷۳۴/۸۱۶ متر مکعب، برای سال ۲۰۱۰ برابر ۳۳۱۸۹۵۰/۹۱۵ متر مکعب و برای سال ۲۰۲۰ نیز برابر ۷۷۳۷۲۰۱/۲۱۵ متر مکعب است. از این حجم تولید آب، برای سال ۲۰۰۰، ۱۶۷۷۹۲۶/۳۶۷، برای سال ۲۰۱۰، ۲۲۸۷۱۴۵/۰۵۵ و برای سال ۲۰۲۰، ۴۹۰۸۷۸۶/۶۵۱ متر مکعب به مناطق ساخته شده تعلق دارد. همچنین میزان مساحت مناطق ساخته شده در کل حوضه در سال ۲۰۰۰، برابر ۴۸۲۰۵۷۸/۵۰۵ مترمربع، برای سال ۲۰۱۰، برابر ۶۸۸۵۵۱۳/۷۸۷ متر مربع و برای سال ۲۰۲۰، برابر ۱۰۴۰۷۹۴۸/۷۰۵ مترمربع است.

نتایج مدل سناریوساز InVEST و انعکاس آن در مدل تولید آب نشان داد که افزایش کاربری های انسان ساخت در محدوده مورد مطالعه، تأثیر بسزایی را در افزایش میزان تولید آب و در نتیجه آن، افزایش رواناب دارد. در واقع، میزان رشد تولید آب در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ رشدی ۱/۲۵ برابری که معادل ۱۲۵ درصد، از سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۰ رشدی ۲/۳۳ برابری که معادل ۲۳۳ درصد و در مدت ۲۰ سال، میزان تولید آب رشدی ۲/۹۲ برابری یعنی ۲۹۲ درصدی داشته است. حجم تولید آب مناطق ساخته شده نیز در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ رشدی ۱/۳۶ برابری معادل ۱۳۶ درصد، از سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۰ رشدی ۲/۱۴ برابری که معادل ۲۱۴ درصد و در مدت ۲۰ سال رشدی ۲/۹۲ برابری یعنی معادل ۲۹۲ درصدی داشته است. همچنین میزان

۴- نتیجه گیری

علیرغم همه تلاش های به عمل آمده در این پژوهش، به دلیل وجود محدودیت های مختلف زمانی، بودجه ای و داده های در دسترس امکان مدل سازی و ارزیابی کمی برای طیف جامع و گسترده تری از خدمات اکوسیستمی که بتواند همه نیازهای ارزیابان محیط زیستی را در ارتباط با خدمات چندگانه اکوسیستمی در محدوده مورد مطالعه پوشش دهد در این تحقیق میسر نگردید. لذا از بین خدمات اکوسیستم، تولید آب که در برابر تغییرات شدید ناشی از تغییرات کاربری اراضی آسیب پذیرتر بوده (Tao et al., 2016) مورد بحث قرار گرفته است. عرضه آب یکی از اجزای مهم خدمات اکوسیستم است که به شدت به شرایط طبیعی و اقتصادی منطقه بستگی دارد

### تشکر و قدردانی

پژوهش حاضر تحت حمایت صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور انجام گرفته است. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از صندوق مذکور تشکر و قدردانی نمایند.

### ۵- منابع و مآخذ

۱. شفيعی ثابت، شکيبا، محمدی؛ ناصر، علیرضا، اشکان (۱۳۹۸)، آشکارسازی و پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی با استفاده از مدل CA-Markov مطالعه موردی: محور کلان-شهر تهران دماوند، فصلنامه علمی- پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (سپهر)، دوره ۲۸، شماره ۱۱۱، ص ۱۷۵-۱۹۰.  
۲. طالاری، آرش، ۱۳۹۵، تحلیل مورفومتری حوضه لواسانات و تأثیر آن بر تغییرات شبکه زهکشی، دانشگاه تهران، دانشکده جغرافیا، گروه جغرافیای طبیعی، استاد راهنما: دکتر ابراهیم مقیمی، استاد مشاور: دکتر مجتبی یمانی.  
۳. ممبئی، عسگری؛ مریم، حمیدرضا (۱۳۹۷)، پایش، بررسی و پیش‌بینی روند تغییرات مکانی کاربری اراضی/ پوشش زمین با استفاده از مدل زنجیره‌ای مارکوف مطالعه موردی: شوشتر - خوزستان، فصلنامه علمی- پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (سپهر)، دوره ۲۷، شماره ۱۰۵، ص ۳۵-۴۷.

4. Bettencourt, L., West, G., 2010. A unified theory of urban living.pdf. Nat. Int. J. sciences 467, 912-913. <https://doi.org/10.1038/467912a>

5. Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K.E., and Mooney, H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annu. Rev. Environ. Resource. 32: 67-98.

6. Brisbane Declaration. 2007. The Brisbane Declaration: Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. In 10th International River Symposium, Brisbane, 3-6.

7. Chen, L., Sun, R., Yang, L. (2018). Regional Eco-security: Concept, Principles and Pattern Design,

مساحت مناطق شاخه شده از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ رشدی ۱/۴۲ برابری یعنی معادل ۱۴۲ درصد، از سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۲۰ رشدی ۱/۵۱ برابری که معادل ۱۵۱ درصد و در مدت ۲۰ سال رشدی ۲/۱۵ برابری یعنی معادل ۲۱۵ درصدی داشته است. از سوی دیگر، با توجه به نتایج بدست آمده می‌توان نتیجه‌گیری کرد که بخشی از افزایش ناگهانی حجم تولید آب در سال ۲۰۲۰، به علت افزایش بارندگی‌ها در اثر تغییر اقلیم در این سال اتفاق افتاده است لذا این نتیجه‌گیری، از میزان اهمیت بارش به عنوان ورودی مدل InVEST که در بسیاری از مطالعات به اثبات رسیده (Yang et al., 2019; Hamel & Guswa, 2015; Marquès et al., 2013; Sánchezcanales et al., 2012) پرده‌برداری می‌کند. همچنین براساس نقشه‌های تولید شده توسط مدل، تغییر در سطح پوشش مناطق ساخته شده و از بین رفتن مناطق باغی- کشاورزی و مراتع و تبدیل آنها به سطوح ساخته شده منجر به کاهش توان حوضه لواسانات در ایجاد تعادل آبی و افزایش رواناب در این منطقه شده است. این تغییرات، پیامدهای مهم محیط زیستی همچون افزایش فرسایش خاک، کاهش منطقه‌ای تغذیه آب‌های زیرزمینی و جابه‌جایی آلودگی‌ها را به دنبال دارد، که در نتیجه آن امنیت بوم‌شناختی حوضه لواسانات در سال‌های مورد بررسی کاهش پیدا کرده است.

در نهایت، مسلماً افزایش زیرساخت‌ها و فعالیت‌های انسانی بدون توجه به ظرفیت منطقه، امنیت بوم‌شناختی حوضه لواسانات را در آینده با مشکلات زیادی روبه‌رو خواهد کرد. بنابراین تدوین برنامه‌های مدیریتی براساس اصول توسعه پایدار، ارزیابی توان سرزمین و استفاده درست از منابع برای جلوگیری از تغییرات در ساختار منطقه و حفظ پیوستگی مکانی آن ضروری می‌باشد.

برنامه‌ریزی‌های توسعه حوضه لواسانات باید براساس اصول حفاظتی و حمایتی از عرصه‌های سبز صورت گیرد در غیر این صورت با روند کنونی، پوشش‌های طبیعی تخریب و طبق پیش‌بینی انجام گرفته شده کاربری‌های انسان‌ساخت افزایش خواهد یافت.

- N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bal, X., Briggs, J.M., 2015. Global Change and the Ecology of Cities. *Science* 319, 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
18. Guo, Z.W.(2001). To build the early warning and maintaining system of nationalecological security. *Science and Technology Review* 1, 54–56, in Chinese.
19. Haines-Young, R., Potschin, M. and Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*. 21, 39-53.
20. Hamel, P., & Guswa, A. J. (2015). Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: Case study of the Cape Fear basin, North Carolina. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 839–853.
21. Hao, H., Bin, Ch., Zhiyuan, M., Zhenghua, L., Senlin, Zh., weiwei, Y., Jianji, L., Wenjia, H., Jianguo, D., Guangcheng, Ch.(2017). Assessing the ecological security of the estuary in view of the ecological services: A case study of the Xiamen Estuary, *Ocean & Coastal Management*, 137, 12-23.
22. Hu, M., Li, Zh, Yuan, M, Fan, Ch., Xia, B., 2019, Spatial differentiation of ecological security and differentiated management of ecological conservation in the Pearl River Delta, China, *Ecological Indicators*, 104, 439- 448.
23. Jie X., Yu, X. Na, L. & Hao W. A.N.G. Spatial and temporal patterns of supply and demand balance of water supply services in the Dongjiang Lake Basin and its beneficiary areas. *Journal of resources and ecology*, 2015; 6(6), 386-396.
24. Kindu, M., Schneider, T., Teketay, D. and Knoke, T., 2016. Changes of ecosystem service values in response to land use/land cover dynamics in Munessa–Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. *Science of The Total Environment*. 547, 137-147.
25. Lang, Y., Song, W., & Deng, X. Projected land use changes impacts on water yields in the karst mountain areas of China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2017.
26. Li, J.H., Chen, Y.N., Xu, Ch.Ch., Li, Zh., 2019. Evaluation and analysis of ecological security in arid Challenges Towards Ecological Sustainability in China, [https://doi.org/10.1007/978-3-030-03484-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-03484-9_2).
8. Chen, M., Qin, X., Zeng, G., & Li, J. Impacts of human activity modes and climate on heavy metal “spread” in groundwater are biased. *Chemosphere*, 2016; 152, 439-445.
9. Chen, N., Qin, F., Zhai, Y., Zhang, R., Cao, F., 2020, Evaluation of coordinated development of forestry management efficiency and forest ecological security: A spatiotemporal empirical study based on China’s provinces, *Journal of Cleaner Production*, 260, 121042.
10. Chi, Y., Zhang, Zh., Gao, J., Xie, Z., Zhao, M., Wang, E., 2019, Evaluating landscape ecological sensitivity of an estuarine island based on landscape pattern across temporal and spatial scales, *Ecological Indicators* 101, 221- 237.
11. Congalton, R.G., (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data, *Remote Sensing of Environment*, 37, 35-46.
12. De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., and Willemsen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7: 3. 260-272.
13. Droogers, P., Allen, R.G., 2002. Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions. *Irrigation and drainage systems* 16, 33-45.
14. Du Y, Teillet PM, Cihlar J. (2002). Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection. *Remote sensing of Environment*, 82(1): 123-134.
15. FAO. 2014. <http://data.fao.org/measure?entryId%4afb484eb-3a92-4b22-b657a4c575ae52b1&tab%4metadata> (accessed 25/08/14).
16. Feng, Y., Yang, Q., Tong, X., Chen, L., 2018. Evaluating land ecological security and examining its relationships with driving factors using GIS and generalized additive model. *Sci. Total Environ*. 633, 1469-1479.
17. Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M., Grimm,

Yangtze River Economic Belt in China, , Journal of Environmental Management, 258, 110048 .

36. Ma, L., Bo, J., Li, X., Fang, F., Cheng, W., 2019, Identifying key landscape pattern indices influencing the ecological security of inland river basin: The middle and lower reaches of Shule River Basin as an example, Science of the Total Environment 674 (2019) 424–438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.107>

37. MacMillan, R.A., Moon, D.E., Coup\_e, R.A., 2007. Automated predictive ecological mapping in a Forest Region of B.C., Canada, 2001e2005. Geoderma 140 (4), 353e373. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.04.027>.

38. Marquès, M., Bangash, R. F., Kumar, V., Schuhmacher, M., & Sharp, R. (2013). The impact of climate change on water provision under a low flow regime: A case study of the ecosystems services in the Francoli river basin. Journal of Hazardous Materials, 263(1), 224-232.

39. Mcdonald, R.I., Kareiva, P., Forman, R.T.T., 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. Biol. Conserv. 141, 1695–1703. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.025>

40. Mitsova D, Shuster W, Wang X. (2011). A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation. Landscape and Urban Planning, 99(2): 141-153.

41. Nachtergaele, F., Van Velthuizen, H., Verelst, L., Batjes, N., Dijkshoorn, K., Van Engelen, V., Fischer, G., Jones, A., Montanarella, L., Petri, M., 2008. Harmonized world soil database. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

42. Pasgaard, M. Van Hecken, G. Ehammer, A. Strange, N. (2017). Unfolding scientific expertise and security in the changing governance of Ecosystem Services, Geoforum, 84 (2017) 354–367.

43. Paudyal, K., Baral, H., Putzel, L., Bhandari, S. and Keenan, R. (2017). Change In Land Use And Ecosystem Services Delivery From Community-Based Forest Landscape Restoration In The Phewa Lake Watershed, Nepal. International Forestry Review. 19, 88-101.

areas of Central Asia based on the emergy ecological footprint (EEF) model, Journal of Cleaner Production 235, 664-677.

27. Li, R.Q., Dong, M., Cui, J.Y., Zhang, L.L., Cui, Q.G. and He, W.M., 2007. Quantification of the impact of land-use changes on ecosystem services: a case study in Pingbian County, China. Environmental Monitoring and Assessment. 128(1-3), 503-510.

28. Li, S., Xiao, W., Zhao, Y., Lv, X., 2020, Incorporating ecological risk index in the multi-process MCRE model to optimize the ecological security pattern in a semi-arid area with intensive coal mining: A case study in northern China, , Journal of Cleaner Production, 247, 119143.

29. Li, Z.X., Xu, L.Y. (2010). Evaluation indicators for urban ecological security based onecological network analysis. Procedia Environ. Sci. 2, 1393–1399.

30. Li, Zh., Yuan, M., Hu, M., Wang, Y., Xia, B., 2019, Evaluation of ecological security and influencing factors analysis based on robustness analysis and the BP-DEMALTE model: A case study of the Pearl River Delta urban agglomeration, Ecological Indicators, 101, 595-602.

31. Lillesand T, Kiefer RW, Chipman J. (2014). Remotesensing and image interpretation. John Wiley & Sons, 704 pp.

32. Liqueste C., Maes, J., La Notte A., & Bidoglio G. Securing water as a resource for society: an ecosystem services perspective. Ecohydrology & Hydrobiology, 2011; 11(3-4), 247-259.

33. Liu, P., Jia, Sh., Han, R., Zhang, H., 2018, Landscape Pattern and Ecological Security Assessment and Prediction Using Remote Sensing Approach, Journal of Sensors Volume 2018, Article ID 1058513, 14 pages <https://doi.org/10.1155/2018/1058513>

34. Liu, Y., Song, W., & Mu, F. Changes in ecosystem services associated with planting structures of cropland: A case study in Minle County in China. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 2017; 102, 10-20.

35. Lu, Sh., Tang, X., Guan, X., Qin, F., Liu, X., Zhang, D., 2020, The assessment of forest ecological security and its determining indicators: A case study of the

Journal, 1997; 11(1), 8-13.

54. Sun S., Sun G., Cohen E., McNulty S.G., Caldwell P.V., Duan K. & Zhang Y. Projecting water yield and ecosystem productivity across the United States by linking an ecohydrological model to WRF dynamically downscaled climate data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2016; 20(2), 935.

55. Tao J.I.N., Xiaoyu Q. & Liyan H. Changes in grain production and the optimal spatial allocation of water resources in China. *Journal of resources and ecology*, 2016; 7(1), 28-35.

56. Teng M, Wu C, Zhou Z, Lord E, Zheng Z (2011) Multipurpose greenway planning for changing cities: a framework integrating priorities and a least-cost path model. *Landsc Urban Plan* 103:1-14.

57. Tolessa, T., Senbeta, F. and Kidane, M. (2017). The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia. *Ecosystem services*. 23, 47-54.

58. Wang Y, Mitchell BR, Nugranad-Marzilli J, Bonyng G, Zhou Y, Shriver G. (2009). Remote sensing of land-cover change and landscape context of the National Parks: A case study of the Northeast Temperate Network. *Remote Sensing of Environment*, 113(7): 1453-1461.

59. Wang, H., Qin, F., Zhang, X., 2019, A spatial exploring model for urban land ecological security based on a modified artificial bee colony algorithm, *Ecological Informatics* 50 (2019) 51 – 61.

60. Wang, Y., Pan, J., 2019. Building ecological security patterns based on ecosystem services value reconstruction in an arid inland basin: A case study in Ganzhou District, NW China, *Journal of Cleaner Production* 24, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118337>

61. Wu J, Zhang L, Peng J, Feng Z, Liu H, He S (2013) The integrated recognition of the source area of the urban ecological security pattern in Shenzhen. *Acta Ecol Sinica* 33:4125-4133.

62. Wu, X., Liu, Sh., Sun, Y., An, Y., Dong, Sh., Liu, G., 2019, Ecological security evaluation based on entropy matter-element model: A case study of Kunming city, southwest China, *Ecological Indicators*, 102, 469- 478.

63. Yang, Q., Liu, G., Hao, Y., Coscieme, L., Zhang, J.,

44. Peng, J., Yang, Y., Liu, Y.X., Hu, Y.N., Du, Y.Y., Meersmans, J., Qiu, S.J., 2018b. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Sci. Total Environ.* 644, 781e790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.292>.

45. Peng, J., Zhao, S.Q., Dong, J.Q., Liu, Y.X., Meersmans, J., Li, H.L., Wu, J.S., 2019. Applying ant colony algorithm to identify ecological security patterns in megacities. *Environ. Model. Softw* 117, 214e222. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.03.017>.

46. Qin, K., Liu, J., Yan, L., Huang, H., 2019, Integrating ecosystem services flows into water security simulations in water scarce areas: Present and future, *Science of Total Environment*, 670, 1037- 1048.

47. Rasuly, A & et al (2013). Simulation of land use/cover change dynamics in future based on Markov-CA model, *ISPRS International Journal of Geo-Information* 2: 1-13.

48. Richards JA, Richards J. (2013). Remote sensing digital image analysis, vol 3. Springer, doi:10.1007/978-3-642-30062-2

49. Ritchie, M., Debba, P., Lück-Vogel, M., & Goodall, V. (2018). Assessment of accuracy: systematic reduction of training points for maximum likelihood classification and mixture discriminant analysis (Gaussian and t-distribution). *South African Journal of Geomatics*, 7(2), 132-146.

50. Sánchezcanales, M., et al. (2012). Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. *Science of the Total Environment*, 440, 140-153.

51. Seto, K.C., Guneralp, B., Hutyrá, L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>

52. Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., and Vigerstol, K. 2014. InVEST user's guide. The Natural Capital Project, Stanford. 161p.

53. Smith, E. J. The balance between public water supply and environmental needs. *Water and Environment*



Environmental Sciences, 2 .pp 1399–393.

73. Zhou, C.X., Shen, W.S. (2003). Research progress of ecological security. RuralEco-Environ. 19 (1), 56–59 (in Chinese).

Jiang, N., Casazza, M., Giannetti, B.F., 2018. Quantitative analysis of the dynamic changes of ecological security in the provinces of China through emergy-ecological footprint hybrid indicators. J. Clean. Prod. 184, 678-695.

64. Yang, X., Zhou, Z., Li, J., Fu, X., Mu, X., & Li, T. Trade-offs between carbon sequestration, soil retention and water yield in the Guanzhong-Tianshui Economic Region of China. Journal of Geographical Sciences, 2016; 26(10), 1449-1462.

65. Yang, Y., Cai, Z., 2020, Ecological security assessment of the Guanzhong Plain urban agglomeration based on an adapted ecological footprint model, Journal of Cleaner Production, 260, 120973.

66. Yu K (1995) Security Patterns in Landscape Planning: With a Case in South China. Dissertation, Harvard University.

67. Yu K (1996) Security patterns and surface model in landscape ecological planning. Landsc Urban Plan 36:1–17.

68. Yu K, Li D, Li N (2006) The evolution of greenways in China. Landsc Urban Plan 76:223–239.

69. Zhang, L.Q., Peng, J., Liu, Y.X., Wu, J.S., 2017. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: a case study in Beijing-Tianjin-Hebei region, China. Urban Ecosyst. 20 (3), 701e714. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0629-y>.

70. Zhang, Y.J., Yu, B.Y., Ashraf, M.A., 2015. Ecological security pattern for the landscape of mesoscale and microscale land: a case study of the Harbin city center. J. Environ. Eng. Landsc. Manag. 23 (3), 192-201. <https://doi.org/10.3846/16486897.2015.1036872>.

71. Zhao, Y. Z., Zou, X. Y., Cheng, H., Jia, H. K., Wu, Y. Q., Wang, G. Y., et al., 2006. Assessing the ecological security of the Tibetan plateau: Methodology and a case study for Lhaze County. Journal of Environmental Management, 80(2), 120–131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.019>.

72. Zhaoxue, L. Linyu X. (2010). Evaluation indicators for urban ecological security based on ecological network analysis. International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference. Procedia



پرویشگاه علوم انسانی و مطالعات فرهنگی  
پرتال جامع علوم انسانی