

تأثیر توسعه شهری بر وضعیت هیدرولوژی حوضه آبریز مطالعه موردی: حوضه تجریش (شمال تهران)

سیدموسی حسینی^۱، دانشیار ژئومورفولوژی، دانشکده جغرافیا، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
سمانه ریاهی، دانشجوی دکتری ژئومورفولوژی، دانشکده علوم جغرافیایی، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.
عبدالکریم ویسی، دانشجوی دکتری ژئومورفولوژی، دانشکده جغرافیا، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۰۹/۱۵ پذیرش نهایی: ۱۳۹۷/۰۲/۰۵

چکیده

در طول نیم قرن گذشته، وضعیت هیدرولوژیکی رودخانه‌ی دربند به دلیل افزایش جمعیت و توسعه‌ی شهری تهران، تحت تأثیر قرار گرفته است. در این پژوهش با استفاده از عکس‌های هوایی سالهای ۱۳۴۵، ۱۳۵۸ و تصاویر ETM⁺ و IKONOS سال ۱۳۹۰، میزان تغییرات پوشش و کاربری اراضی در دو حوضه آبریز بالادست ایستگاه هیدرومتری پس قلعه (به عنوان حوضه مرجع) و بالادست ایستگاه تجریش برای سه دوره‌ی زمانی شناسایی شده و با به کارگیری نقشه‌های مذکور، با روش SCS-CN به تخمین کمی تغییرات نگهداشت سطحی آب و حجم رواناب اقدام و از آماره‌ی من‌کندال به عنوان روشی برای بررسی روند داده‌های داده‌های کمی و کیفی آب رودخانه استفاده شده است. در طول این سه دوره شماره‌ی منحنی و ضریب رواناب بالادست ایستگاه تجریش از سال ۱۳۴۵ تا ۱۳۹۰ افزایش یافته و ضریب نگهداشت سطحی و تلفات اولیه در مقایسه با حوضه مرجع کاهش یافته است. این تغییرات منجر به برهم خوردن رابطه بین بارش-شماره منحنی (CN-P) و بارش-تلفات اولیه (P-λ) و افزایش غلظت پارامترهای شیمایی آب در حوضه تجریش شده است. نتایج این تحقیق نشان داد که استفاده از مدل‌های هیدرولوژیک مرسوم به منظور مدلسازی و پیش‌بینی وضعیت هیدرولوژیک حوضه‌هایی که دستخوش تغییرات شدید کاربری و توسعه شهری می‌باشند، می‌تواند همراه با خطاهای زیادی باشد.

واژه‌های کلیدی: رودخانه‌ی دربند، پوشش و کاربری زمین، نمودار پایپر، SCS-CN.

مقدمه

در سراسر تاریخ بشر، جوامع و روخانه‌ها ارتباط تنگاتنگی با یکدیگر داشته‌اند به طوری که ظهور تمدن بشری از حاشیه رودخانه‌ها شروع شد (Stevaux et al, ۲۰۰۹). وضعیت کمی و کیفی جریان آب در رودخانه‌ها در برابر تغییرات کاربری زمین بسیار آسیب‌پذیر هستند (Kang et al, ۲۰۱۰). آرایش طبیعی فرایندهای انتقال و رسوب از حوضه‌های کوهستانی نیمه‌خشک به سمت پایین‌دست، متأثر از دخالت‌های انسانی است. حوضه‌های طبیعی و شهری به دلیل توسعه شهرنشینی در معرض تغییرات سریع کاربری اراضی می‌باشد (Furusho et al, ۲۰۱۳). از این رو اهمیت کاربری اراضی به عنوان یک متغیر محیطی باعث شده است تا تغییرات آن به عنوان یک موضوع مهم در تغییرات محیطی و توسعه پایدار مطرح شود (Verburg et al, ۲۰۰۹). کمیت و کیفیت آب، یکی از پایه‌های اصلی توسعه پایدار به شمار می‌روند. توسعه‌ی شهرنشینی و صنعتی شدن شهرها و جوامع تأثیرات نامطلوبی بر عملکرد حوضه‌های آبخیز می‌گذارد و باعث افزایش و شدت رواناب و آلودگی، کاهش جریان پایه و کاهش تغذیه‌ی سفره‌های آب زیرزمینی می‌شود. از این رو مسئولان شهری را بر آن می‌دارد که به اثرات مخرب محیطی این روند شهرنشینی و افزایش ساخت و سازها بیشتر توجه نمایند. در این راستا توجه به اثر نوع پوشش و کاربری اراضی بر رواناب شهری و تغییرات هیدروشمیایی آب حائز اهمیت می‌باشد. تغییرات انسانی ناشی از تغییرات کاربری اراضی در رودخانه‌های کوچک تأثیرات بیشتری دارد (Fyodorova, ۲۰۰۲). نتایج این تأثیرات در حوضه‌های تحت تأثیر شهرسازی، تخریب خطوط تقسیم آب، قطع کردن مسیل‌های زهکشی طبیعی و افزایش سطوح نفوذناپذیر و تغییر در پارامترهای شیمیایی آب می‌باشد (Shi et al, ۲۰۰۷). با توسعه اراضی شهری، سطوح زمین غیرقابل نفوذ به سرعت گسترش یافته، ظرفیت نگهداشت بارش کم و ضریب رواناب افزایش می‌یابد. ناحیه شهری شده در شرایط بارش‌های با شدت بالا، مستعد خطر سیلاب بیشتری می‌شود (Chen et al, ۲۰۰۷). شناخت روابط بین کاربری زمین و تأثیرات آن بر کمیت و کیفیت آب برای شناسایی تهدیدات اولیه آب‌های سطحی مفید است چرا که می‌تواند به کاهش مخاطرات در این مناطق کمک کند (Abler et al, ۲۰۰۲). مطالعات مختلف در سطح جهانی و داخلی نشان داده است که تغییرات کاربری اراضی اثرات قابل توجهی بر ویژگی‌های کمی و کیفی آب رودخانه‌ها دارد که دارای مکانیسم پیچیده‌ای هستند (Amiri and Nakane, ۲۰۰۹). به طور کلی جنگل‌زدایی، فعالیت‌های کشاورزی و شهرسازی باعث تغییرات ویژگی‌های سطح زمین (White et al, ۲۰۰۶) و حجم رواناب (Strayer et al, ۲۰۰۳)، دمای آب (Li et al, ۲۰۰۲)، ایجاد آلودگی (Li et al, ۲۰۰۹)، افزایش تولیدات جلبکی (Allan, ۲۰۰۴) و کاهش غلظت اکسیژن محلول در آب می‌شود (Vega et al, ۱۹۹۸). در همین راستا عبدالستار و همکاران (Abdel-Satar et al, ۲۰۱۷) نشان دادند که کیفیت آب رودخانه‌ی نیل به مواد غیرارگانیک و فلزهای سنگین در مکان‌هایی که متأثر از بار متمرکز شهری، کشاورزی و صنعتی است، مرتبط است که کاهش جدی کیفیت آب در مقایسه با مکان‌های دیگر را نشان می‌دهد. زیمرمن و همکاران (۲۰۱۶، Zimmermann) در پژوهش خود در گام اول به بررسی تأثیر زیرساخت‌های فضای سبز شهر رزاریو^۱ آرژانتین بر ضریب رواناب پرداخته‌اند و در گام بعدی راهی برای ارتباط شاخص با خطر سیل پیشنهاد نمودند. نتایج ایشان نشان داد که افزایش نفوذناپذیری خطر سیل را از ۱/۹ تا ۴ برابر افزایش می‌دهد و توسعه‌ی زیرساخت‌های فضای سبز، سیاست قوی برای کاهش اثرات تغییرات اقلیمی و شهری است بیرهانا و همکاران (Birhanua et al, ۲۰۱۶) عامل سیل‌خیزی از سال ۱۹۸۸ به بعد در شهر آدیس آبابا را عامل اقلیم و شهرنشینی دانسته است و یافته‌های مدل SWAT نشان داد که افزایش

^۱.Rosario

جریان پیک ۱۰ و ۲۵ درصد به ترتیب ناشی از عامل اقلیم و شهرنشینی می‌باشد. کوستا و همکاران (Costa et al, ۲۰۱۶) به بررسی رودخانه‌ی سیوونگ در شهر جاکاراتا اندونزی پرداخته‌اند که رودخانه‌ی مذکور بسیار سیل‌خیز و آلوده است و دولت با احداث سد باعث کاهش میانگین رواناب و افزایش میزان آلودگی آب سطحی و آبخوان شده است. ژو و لی (۲۰۱۴)، Zhu & Li) با بررسی تأثیر بلند مدت تغییر پوشش و کاربری زمین از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۰ به این نتیجه رسیدند که افزایش جریان سطحی به توسعه‌ی شهری بسیار مرتبط است و هیچ افزایش روانابی در بالادست حوضه به دلیل وجود پارک ملی وجود ندارد. در حالی که افزایش ۱۰ درصدی رواناب در پایین دست حوضه به خصوص نزدیک به شهر رخ داده است. ژو و همکاران (Zhou, et al, ۲۰۱۳) با بررسی هیدرولوژیکی دلتای رود یانگتس^۱ دریافته‌اند که قابل توجه‌ترین تأثیر شهرسازی در رواناب سطحی، دبی پیک، سطح سیلاب می‌باشد. یا و همکاران (Yaa et al, ۲۰۱۲) به بررسی تأثیر شهرنشینی بر شبکه‌ی رودخانه و فرایندهای هیدرولوژیکی حوضه‌ی رودخانه‌ی کینهو^۲ با استفاده از تکنولوژی GIS و آنالیز تغییرات کاربری با استفاده از تصاویر RS و نقشه‌های توپوگرافی پرداخته‌اند و نتایج بررسی نشان داده است که در بازه‌ی زمانی ۱۹۹۱ تا ۲۰۰۶، نفوذناپذیری ارتباط لگارتیمی و با ضریب همبستگی ۹۹ درصدی با رواناب دارد. هی و همکاران (۲۰۱۱)، He et al) با استفاده از تصاویر SPOT از سال ۲۰۰۲ تا ۲۰۰۹ تغییرات الگوی چشم‌انداز را که ناشی از عوامل انسانی و طبیعی در بالادست رودخانه‌ی زرد بوده‌است را مشخص نمودند که این تغییرات موجب کاهش مساحت رودخانه‌ی زرد و تالاب شده است که به دلیل کاهش آب بالادست بوده است و نویسندگان بر این باور هستند که تأثیر شهرسازی در این تالاب به مراتب بیشتر از عامل طبیعی است. سلگی و شیخ‌زاده (۱۳۹۵) در مطالعه کیفیت آب رودخانه ارس با استفاده از متغیرهای فیزیکی شیمیایی به این نتیجه رسیده‌اند که نیترات، نیتريت و هدایت الکتریکی بیشتر از استاندارد WHO و سایر متغیرها (سدیم، پتاسیم، کلسیم) دارای مقایری کمتر یا در دامنه این استاندارد بودند. به نظر می‌رسد ورود رواناب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری عامل مهم تأثیرگذار بر کیفیت آب رودخانه ارس هستند. صمدی (۱۳۹۴) بر اساس نتایج بدست آمده، کاربری اراضی، فعالیتهای صنعتی و کشاورزی بیشترین تأثیر آلودگی نیترات را بر آبهای زیرزمینی کاشان را ایجاد کرده و با توجه به مستعد بودن آبخوان برای احداث واحدهای صنعتی جدید، باید در مکان‌یابی اینگونه صنایع دقت شود و سعی گردد در مناطقی با آسیب‌پذیری کمتر، توسعه و تخصیص داده شوند. میرزایی و همکاران (۱۳۹۵) در نتایج بدست آمده از این مقاله به این نتیجه رسیده‌اند که احداث شهرک‌ها و جنگل‌کاری به ترتیب می‌تواند باعث کاهش و افزایش کیفیت آب خروجی از حوضه موردنظر (واقع در استان مازندران) شود. با فرض عدم تأثیر سایر عوامل، در صورتی که مناطق مسکونی یکپارچه نباشد و در قطعات کوچک توزیع شود، تراکم حاشیه بیشتر خواهد شد که منجر به کاهش اسیدیته رودخانه‌های استان مازندران شده است در حالی که در صورت مساوی بودن مساحت جنگل در دو سیما، جنگل‌های یکپارچه و وسیع توانایی بیشتری در تعدیل PH دارد. مردیان و همکاران (۱۳۹۲) روند منفی آبدی و رسوبدهی در خروجی حوضه‌ی رودخانه‌ی تیره در طی دوره‌ی ۱۳۵۴ تا ۱۳۸۲ علی‌رغم روند صعودی بارش سالانه و عدم احداث سازه‌های مهندسی از جمله سد را ناشی از عوامل درون حوضه‌ای و مدیریتی همانند افزایش سطح زیر کشت متناسب با تغییرات کاربری اراضی، افزایش جذب و ربایش آب در ارتباط با سفره‌های آبهای زیر زمینی و تغذیه آبخوان و عملیات بیو-مکانیک حفاظت آب و خاک در دامنه‌ها می‌داند. جعفربیگلو و همکاران (۱۳۹۳) با استفاده از عکس‌های هوایی و تصاویر ماهواره‌ای، میزان تغییرات پوشش و کاربری اراضی حوضه‌ی رودخانه‌ی دربند را مشخص

^۱. Yangtze

^۲. Kinho

کرده‌اند و افزایش دبی ایستگاه مقصودبیک را ناشی از تغییرات پوشش و کاربری زمین در منطقه دانسته‌اند. دنوهو و همکاران (Donohue et al, ۲۰۰۶) که زمین‌های شهری، بایر و مرتعی از فاکتورهای مهم تأثیرگذار بر ویژگی‌های کیفی آب رودخانه آیریش^۱ می‌دانند. لی و همکاران (Lee et al, ۲۰۰۹) دریافتند که کاربری شهری نسبت به کشاورزی اهمیت بیشتری در جهت کاهش کیفیت آب در کره جنوبی دارد. فیشر و همکاران (Fisher et al, ۲۰۰۰) بیان کردند که اثرات کشاورزی به منظور کاهش آلودگی غیرنقطه‌ای منابع آب سطحی در حوضه جورجیای آمریکا باید در مدیریت منابع طبیعی در اولویت قرار گیرد. علی‌رغم مطالعات بسیاری که ارتباط بین تغییرات کاربری اراضی و ویژگی‌های کمی و کیفی آب صورت گرفته است اما ارتباط سیستماتیک این تغییرات بر وضعیت هیدرولوژی حوضه آبریز به طور کامل درک نشده است (Huang et al, ۲۰۱۳). برای مثال؛ با توجه به تأثیر کاربری کشاورزی و شهری در ویژگی‌های کمی و کیفی آب در مقیاس حوضه‌ای، میزان اهمیت آن‌ها تاکنون نامشخص باقی مانده است.

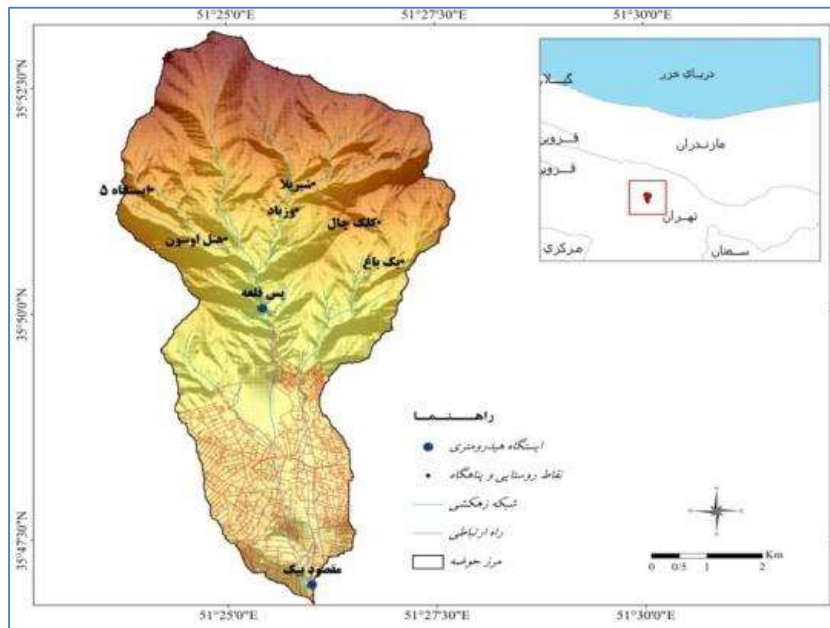
شهر تهران به عنوان بزرگترین کلان‌شهر ایران به دلایل افزایش جمعیت و پیامدهای آن، با روند رو به رشدی از تغییر پوشش و کاربری اراضی روبه‌رو می‌باشد. در این تحقیق تأثیر توسعه شهری بر وضعیت هیدرولوژی حوضه‌ی تجریش (رودخانه دربند) واقع در شمال شهر تهران مورد بررسی قرار گرفته است. این رودخانه نقش کلیدی در تخلیه رواناب سطحی حوضه بالادست و بویژه حوضه شهری مرتبط ایفا می‌کند. جمعیت تهران پس از اصلاحات ارضی و انقلاب اسلامی به مرور افزایش یافته است و به دلیل وجود منابع طبیعی و فرهنگی و تاریخی، جمعیت به‌ویژه اقشار مرفه و تحصیل کرده گرایش بیشتری به اسکان در این منطقه داشته‌اند که رشد سالانه جمعیت آن بیش از متوسط رشد جمعیت تهران می‌باشد (مهندسی مشاور بافت شهر، ۱۳۸۴). طی دوره ۴۷ ساله به دلیل افزایش جمعیت، تغییرات عمده‌ای در پوشش و کاربری اراضی منطقه رخ داده است که به صورت افزایش ساخت و ساز نمود پیدا کرده است. به نظر می‌رسد که رودخانه دربند به دلیل نیاز انسان به فضای زیست در معرض آسیب و تجاوز به حریم می‌باشد و تغییر پوشش و کاربری‌های ایجاد شده باعث شده است که محدوده مورد بررسی با کاهش سطح نفوذپذیر، افزایش ضریب رواناب (معضل تغییر در رژیم آبدهی) و تغییر در پارامترهای کیفی آب روبه‌رو شود. از این رو به منظور مدیریت محیطی و ارائه راهکارهای مناسب در جهت کاهش اثرات نامطلوب تغییرات کاربری اراضی بر منابع آب منطقه مورد مطالعه، بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی این رودخانه در نتیجه تغییرات کاربری اراضی لازم می‌باشد که هدف اصلی از انجام این تحقیق را نیز تشکیل می‌دهد.

داده‌ها و روش کار

حوضه رودخانه‌ی دربند شامل دو رودخانه دربند و گلابدره می‌باشد که از رودخانه‌های بزرگ حوضه آبریز تهران- کرج به حساب می‌آید. این رودخانه از کوه‌های توچال واقع در شمال شهر تهران سرچشمه گرفته است. حوضه مورد مطالعه در محدوده طول جغرافیایی $51^{\circ}24'$ الی $51^{\circ}28'$ و عرض جغرافیایی $35^{\circ}47'$ الی $35^{\circ}53'$ واقع شده است. طول دره دربند در محدوده مورد مطالعه ۴۷۲۳ متر و عرض متوسط آن ۷ متر است حوضه رودخانه دربند در محدوده مورد مطالعه دارای مساحت $39/88$ کیلومتر مربع می‌باشد (شکل ۱). این محدوده شامل دو بخش می‌گردد که بخش شمالی آن کوهستانی و مرتفع و بخش دیگر آن دشتی کم‌شیب می‌باشد که جزء منطقه‌ی یک تهران می‌باشد و از نظر کاربری زمین دستخوش تغییرات عمده‌ای شده است. در این تحقیق به منظور بررسی دقیق‌تر اثر تغییرات کاربری زمین بر وضعیت هیدرولوژی منطقه، ایستگاه هیدرومتری مقصودبیک به عنوان ایستگاه خروجی و ایستگاه هیدرومتری پس قلعه

^۱.Irish

که یک حوضه طبیعی محسوب شده و تغییر کاربری آن بسیار ناچیز است، به عنوان حوضه مرجع انتخاب گردید. لذا هر گونه انحراف در وضعیت هیدرولوژی این دو منطقه به تغییر کاربری پایین دست این ایستگاه منسوب است.



شکل (۱) نقشه‌ی موقعیت منطقه و ایستگاههای مورد استفاده

در این پژوهش، از داده‌های دبی روزانه و سالانه ایستگاه‌های پل تجریش (مقصودبیک) و پس قلعه، دبی اوج لحظه‌ای دو ایستگاه (طی سال‌های ۱۳۹۰-۱۳۵۱)، داده‌های بارش روزانه و سالانه ایستگاه شمال تهران، در بازه‌ی زمانی مذکور، وقایع ثبت شده بارش و رواناب در دو حوضه و عکس‌های هوایی ۱۳۴۵ و ۱۳۵۸ و تصاویر ETM^+ و ۹۰ IKONOS استفاده شده است.

به منظور بررسی تغییرات کاربری اراضی از تصاویر ماهواره ای ETM^+ با ضریب تفکیک مکانی ۳۰ متری استفاده شده است. در این راستا ابتدا با استفاده از نقاط کنترل زمینی و نقشه‌های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰، عکس‌های هوایی زمین مرجع و سپس موزائیک شده و سپس با همپوشانی آن‌ها با تصاویر ماهواره‌ای، زمین مرجع شدند و اصلاحات ژئومتریک صورت گرفت. سپس نقشه‌ی کاربری و پوشش زمین برای محدوده‌ی زمانی ۱۳۴۵، ۱۳۵۸ و ۱۳۹۳ تهیه گردید. برای تهیه‌ی نقشه‌ی پوشش و کاربری زمین، ابتدا بر اساس داده‌های سنجنده‌های ETM^+ طبقه‌بندی نظارت شده^۱ در ۵،۵ Envi به روش بیشترین شباهت^۲ انجام گرفت که پس از آن نتایج ارزیابی صحت طبقه‌بندی با استفاده از نمونه‌برداری زمینی، بیانگر آن بود که کلیه‌ی طبقات محدوده‌های خارج از شهر به اضافه‌ی محدوده‌های فضای سبز شهری دارای دقت ۱۰۰ درصد بوده ولی در مورد سایر طبقات داخل محدوده‌ی شهری به علت تنوع سطوح و ترکیبی بودن طبقات انتخاب شده در این تحقیق از دقت کافی برخوردار نبوده به همین جهت در طبقه‌بندی انواع کاربری محدوده‌ی شهری به صورت توأمان از روش‌های کامپیوتری و تصاویر دیداری استفاده شده است و نهایتاً نقشه‌ی کاربری تهیه گردید که با نمونه‌برداری‌های زمینی و با دقت ۹۷ درصد تأیید گردید. بررسی روند داده‌های دبی اوج لحظه‌ای، کمیت و کیفیت آب از طریق آماره‌ی

^۱.Supervised Classification

^۲. Maximum Likelihood

من-کندال صورت گرفته است و پس از آن با استفاده از نمودار Piper در نرم افزار aqQA، تیپ آب مشخص شد و در پایان تحلیل فراوانی دبی‌های اوج با روش ویبول انجام شده است.

• تخمین پارامترهای روش SCS-CN

روش شماره منحنی رواناب (SCS-CN) به وسیله‌ی سازمان حفاظت از منابع طبیعی آمریکا (NRCS) پیشنهاد شده است و از ویژگی‌های بارز آن می‌توان به سادگی، قابلیت پیش‌بینی در آینده، ثبات و مدلسازی ویژگی‌های رواناب حوضه‌ی آبریز و ممسک بودن آن به دلیل وابستگی به دو پارامتر شماره منحنی (CN) و تلفات اولیه (λ) اشاره نمود (NRCS, ۱۹۹۷). این روش برآورد رطوبت مناسب برای بسیاری از حوضه‌های کشاورزی و شهری با ابعاد و اقلیم‌های مختلف را تولید می‌کند (Hawkins et al, ۲۰۰۹; Wang et al, ۲۰۰۹; Yuan et al, ۲۰۱۴). در این تحقیق به منظور تخمین پارامترهای این روش که شامل شماره منحنی (CN) و نسبت تلفات اولیه (λ) می‌باشد از روش واسنجی مدل بر اساس داده‌های مشاهداتی استفاده شد. نسبت تلفات اولیه بارش معمولاً برابر ۲۰٪ نگهداشت سطحی حوضه در نظر گرفته می‌شود که تنها برای سی حوضه آبریز در آمریکا که روش بر اساس آنها توسعه داده شده است، تقریب مناسبی است و اعمال آنها در سایر مناطق با خطای زیادی همراه است (Soulisv & Valiantzas, ۲۰۱۲). بر این اساس برای تخمین مقدار مناسب این دو پارامتر، تمامی وقایع بارش-رواناب ثبت شده در دو حوضه آبریز پس قلعه و مقصودبیک یکبار بر اساس سال وقوع و یکبار دیگر بر اساس عمق بارش دسته‌بندی شدند. سپس به کمک روش برازشی حداقل مربعات مقید^۱، پارامترهای CN و λ برای هر دسته از داده‌های عمق بارش-ارتفاع رواناب (R-P) با حداقل نمودن مقادیر SSR_i واسنجی شدند (Hosseini et al, ۲۰۱۶):

$$SSR_i = [(R_i)_{obs} - (R_i)_{est}]^2 = \left((R_i)_{obs} - \frac{(P_i - \lambda_i \times S_i)^2}{P_i + (1 - \lambda_i) \times S_i} \right)^2 \quad (1)$$

بر SCS-CN به ترتیب مقادیر عمق رواناب مشاهداتی و تخمین توسط روش $(R_i)_{obs}$ و $(R_i)_{est}$ که در آن

نیز نگهداشت سطحی حوضه برای واقعه موردنظر (بر حسب میلی‌متر) می‌باشد: S_i (حسب میلی‌متر) و

$$S_i = \frac{25400}{CN_i} -$$

$$254 \quad (2)$$

محدودیت مسئله برنامه‌ریزی فوق شامل $30 < CN < 98$ و $0 < \lambda < 1$ برای هر دسته از داده‌های مرتب شده می‌باشد.

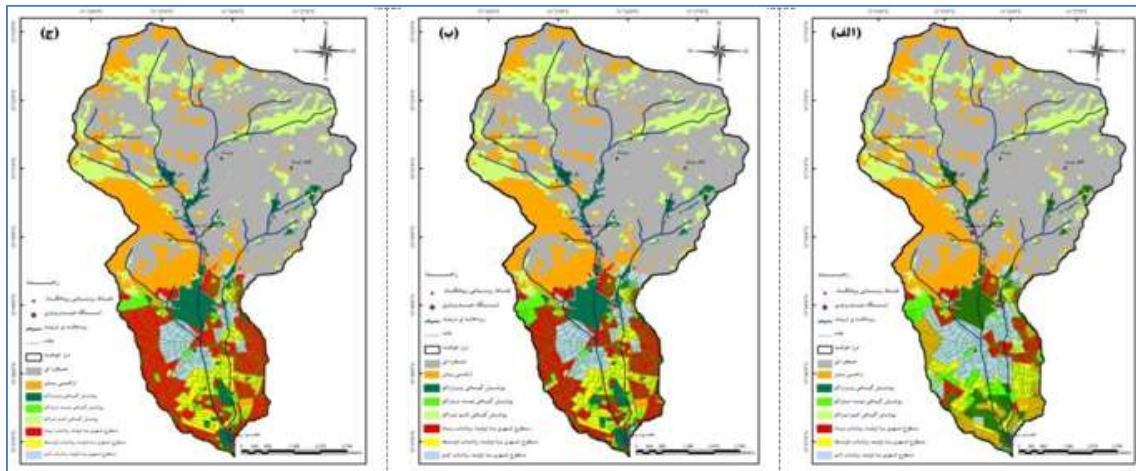
شرح و تفسیر نتایج

• ارزیابی تغییرات پوشش و کاربری اراضی

تغییرات کاربری اراضی حوضه‌ی رودخانه‌ی دربند در سالهای ۱۳۴۵، ۱۳۵۸، ۱۳۹۰ به شرح زیر می‌باشد که در جدول ۱ و در شکل ۲ آورده شده است. بر اساس جدول ۱، در طول سه دوره مساحت طبقه‌ی سطوح شهری با تولید رواناب کم (مانند منازل و مجتمع‌های ویلایی) همانند پوشش گیاهی کم‌تراکم و نیمه‌متراکم و پرتراکم و اراضی‌بایر روند نزولی داشته است ولی مساحت سطوح شهری با تولید رواناب متوسط در سال ۱۳۵۸ در مقایسه با سال ۱۳۴۵ افزایش یافته‌است اما در سال ۱۳۹۰ میزان آن کاهش یافته است که نشان‌دهنده‌ی آن است که مناطقی با سطوح رواناب متوسط تبدیل به سطوح دارای رواناب زیاد شده که علت آن تبدیل ساختمان‌های ویلایی گذشته به آپارتمان‌ها، سطوح شیروانی و بزرگراهها

^۱. Constrained Least Square Fitting Method

در دوره‌ی جدید بوده‌اند و نیز میزان مساحت اراضی بایر در سال ۱۳۴۵ در مقایسه با ۱۳۵۸ و ۱۳۹۰ بیشتر بوده است و در دو دهه‌ی اخیر کاربری آن به بخش ساخت و ساز شهری تبدیل شده‌است. می‌توان عنوان کرد که میزان کاربری شهری افزایش یافته‌است و با توجه به یافته‌های حاصل از تغییر کاربری اراضی میزان اراضی بایر در سال ۱۳۴۵ بیشتر بوده است. پوشش گیاهی به مرور زمان کاهش یافته است، سطوح شهری با تولید رواناب زیاد در سال ۱۳۹۰ با مساحت ۵/۰۲ کیلومترمربع تفاوت چشم‌گیری در مقایسه با سال ۱۳۴۵ ایجاد شده است که دارای مساحت ۱/۷۸ کیلومترمربع بوده است (جدول ۱).



شکل ۲) نقشه‌های تغییرات کاربری اراضی حوضه تجریش در سال‌های ۱۳۴۵ (الف) ۱۳۵۸ (ب) و ۱۳۹۰ (ج)

جدول ۱) مقایسه‌ی میزان و درصد تغییرات کاربری اراضی در حوضه آبریز تجریش در سال‌های ۱۳۴۵، ۱۳۵۸، ۱۳۹۰

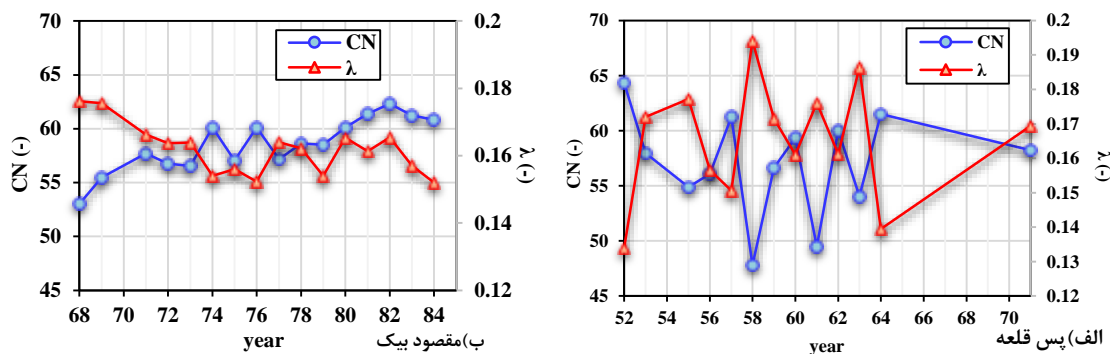
| سال ۱۳۹۰ | سال ۱۳۵۸ | سال ۱۳۴۵ | کاربری‌های اراضی |
|--------------|--------------|--------------|-------------------------------------|
| مساحت Km^2 | مساحت Km^2 | مساحت Km^2 | |
| ۶/۶۱ | ۶/۶۵ | ۷/۷۷ | اراضی بایر |
| ۱۵/۹۹ | ۱۵/۹۹ | ۱۵/۹۹ | سطوح صخره‌ای |
| ۱/۸۷ | ۱/۹۹ | ۲/۴۷ | پوشش گیاهی متراکم |
| ۰/۳۹ | ۰/۵۳ | ۰/۸۹ | پوشش گیاهی نیمه‌متراکم |
| ۶/۴۵ | ۶/۴۴ | ۶/۴۹ | پوشش گیاهی کم‌تراکم |
| ۵/۰۲ | ۴/۶۰ | ۱/۷۸ | سطوح شهری با تولید رواناب زیاد |
| ۱/۷۶ | ۱/۷۹ | ۱/۴۵ | سطوح شهری با تولید رواناب متوسط |
| ۱/۷۹ | ۱/۹۱ | ۳/۰۵ | سطوح شهری با تولید رواناب کم |
| ۷۰/۸۰ | ۷۰/۳۱ | ۶۷/۴۴ | میانگین وزنی CN |
| ۱۰۴/۷ | ۱۰۷/۲۶ | ۱۲۲/۶۶ | ضریب نگهداشت سطحی |
| ۳۱۲/۵ | ۵۰۰/۶۹ | ۳۴۴/۳۵ | بارش سالیانه به میلی‌متر |
| ۲۱۴/۴ | ۳۹۱/۶۰ | ۲۳۱/۱۶ | ارتفاع رواناب با روش SCS (میلی‌متر) |

• تغییرات پارامترهای روش SCS-CN

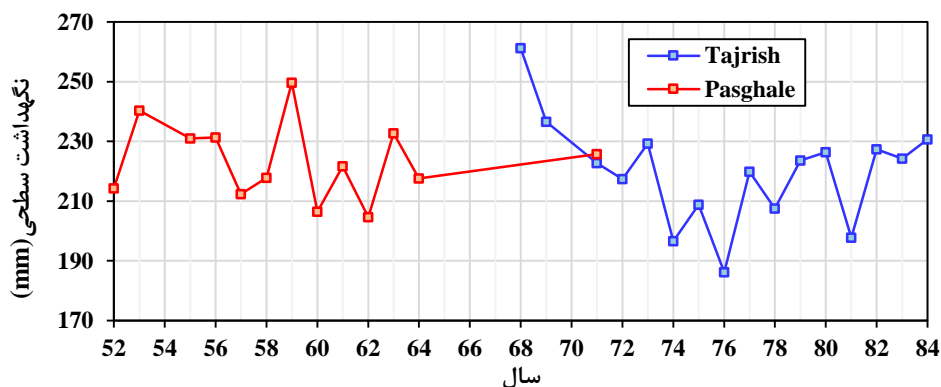
الف) روند زمانی تغییرات پارامترها

فعالیت‌های انسانی و تغییرات کاربری اراضی در منطقه شمال تجریش، چرخه هیدرولوژی و تولید رواناب را طی سال‌های ۱۳۴۵ تا ۱۳۹۰ به شدت متأثر ساخته است. به طوری که روند کاهشی ضریب رواناب و نسبت تلفات اولیه (λ) و نگهداشت سطحی (S) در ایستگاه مقصودبیک که در بخش پائین دست حوضه مشهود است. مقدار ضریب رواناب در

سال ۱۳۴۵ به ۷۰/۳۱ و ۷۰/۸۰ در سال‌های ۱۳۵۸ و ۱۳۹۰ متغیر بوده است. از این رو نسبت میزان نگهداشت سطحی که از ۱۲۲/۶۶ در سال ۱۳۴۵ به ۱۰۷/۲۶ در سال ۱۳۵۸ و ۱۰۴/۷۶ در سال ۱۳۹۰ روند کاهشی داشته است که در واقع ناشی از افزایش سطوح غیر قابل نفوذ و کاهش ذخیره چالابی در حوضه مقصودبیک می‌باشد. در مقابل تغییر ضریب نگهداشت سطحی در حوضه‌ی بالادست حوضه بسیار ناچیز بوده است بالطبع ضریب رواناب، تلفات اولیه (λ) و نگهداشت سطحی (S)، در ایستگاه پس‌قلعه عدم روند، قابل مشاهده است. طبق روش SCS که به منظور برآورد ارتفاع رواناب استفاده شده است، ارتفاع رواناب در سال ۱۳۵۸ نسبت به سال ۱۳۴۵ افزایش یافته است اما در سال ۱۳۹۰ به دلیل کاهش بارش در آن سال، کاهش یافته است در قسمت بالادست و در محدوده‌ی حوضه‌ی پس‌قلعه به علت ارتفاع و شیب بالای منطقه، امکان ساخت و ساز و تغییر کاربری زمین در آن وجود نداشته است. به همین دلیل میزان CN و ضریب نگهداشت سطحی و λ در آن تغییری نکرده است (جدول ۱). مقادیر CN و λ در ایستگاه مقصودبیک دارای نوسان کمتری نسبت به ایستگاه پس‌قلعه است. میزان CN در ایستگاه مقصودبیک بین ۵۳ تا ۶۲ و میزان λ از ۰/۱۵ تا ۰/۱۷۳. متغیر می‌باشد در حالی که این مقادیر برای ایستگاه پس‌قلعه به ترتیب بین ۴۸ تا ۶۴ و ۰/۱۳ تا ۰/۱۹۵. در نوسان است (شکل ۳).



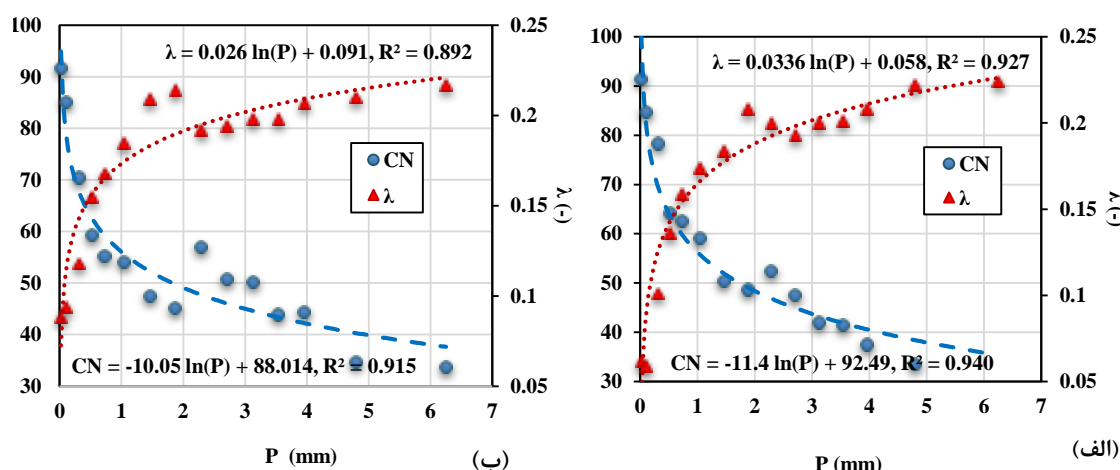
شکل ۳ روند تغییرات سالانه پارامترهای (CN)، (λ) دو حوضه آبریز پس‌قلعه (الف) و مقصودبیک (ب) که توسط مدل SCS واسنجی شده



شکل ۴ روند تغییرات سالانه پارامترهای (S) دو حوضه آبریز پس‌قلعه و مقصودبیک که توسط مدل SCS واسنجی شده بررسی رابطه بین مقادیر شماره منحنی و عمق بارش و همچنین نسبت تلفات اولیه واسنجی شده و عمق بارش در دو ایستگاه مورد مطالعه نشان می‌دهد که ضریب تبیین این روابط در ایستگاه پس‌قلعه به ترتیب ۰/۹۴ و ۰/۹۳ است در حالیکه این میزان در ایستگاه مقصودبیک ۰/۹۱ و ۰/۸۹ است که کمتر از ایستگاه پس‌قلعه است (شکل ۳). در اغلب

حوضه‌ها معمولاً یک همبستگی سیستماتیک بین CN محاسبه شده و عمق بارش وجود دارد به گونه‌ای که CN محاسبه شده نزدیک به یک عدد ثابت همراه با افزایش عمق بارش است که به ویژگی‌های خاص حوضه برمی‌گردد (۲۰۱۵). Kowalik et al (۲۰۱۵). علت پایین بودن ضریب تبیین در ایستگاه مقصودبیک به تغییرات کاربری اراضی برمی‌گردد که منجر به افزایش سطوح غیرقابل نفوذ و کاهش ذخیره چالایی شده است و در نتیجه باعث برهم‌خوردن رابطه بین بارش-رواناب در این ایستگاه شده است. در حوضه‌های غیرهمگن یا در آن دسته از حوضه‌هایی که دستخوش تغییرات کاربری اراضی می‌شوند، در نظر گرفتن یک مقدار واحد برای پارامترهای ذکر شده با خطای بسیار همراه است (Grunwald and Norton, ۲۰۰۰) و در نتیجه منجر به برآوردهای غیرقابل اعتماد می‌شود چرا که این پارامترها دارای تغییرات زمانی و مکانی بسیار بالایی هستند. از این رو، استفاده از این روابط برای استخراج CN و λ منجر به نتایج دقیق‌تری می‌شود.

در بسیاری از مطالعات پیشین ثابت شده است که مقدار λ باید ۰/۰۵ باشد که با توجه به آن، در ۳۲۷ حوضه در آمریکا مقدار رواناب اندازه‌گیری شده است (Woodward et al, ۲۰۰۴). برخی مطالعات نیز نشان داده‌اند که مقادیر در نظر گرفته شده برای λ باید بین ۰/۰۱ تا ۰/۰۵ می‌تواند نتایج واقعی‌تر در همه مناطق ارائه دهد (Yuan et al, ۲۰۱۴). با توجه به این روابط مقدار $\lambda = 0.25$ تنها برای بارش‌های بیشتر از ۱۰۰ میلی‌متر در حوضه مورد مطالعه قابل استفاده است و در بارش‌های مختلف معادله تغییر می‌کند. از این رو برخلاف تصور و به دلیل تغییرات زمانی بارش و شرایط هیدرولوژیکی موثر در تولید رواناب، مقادیر CN برای حوضه‌های شهری می‌تواند دامنه گسترده‌ای داشته باشد.

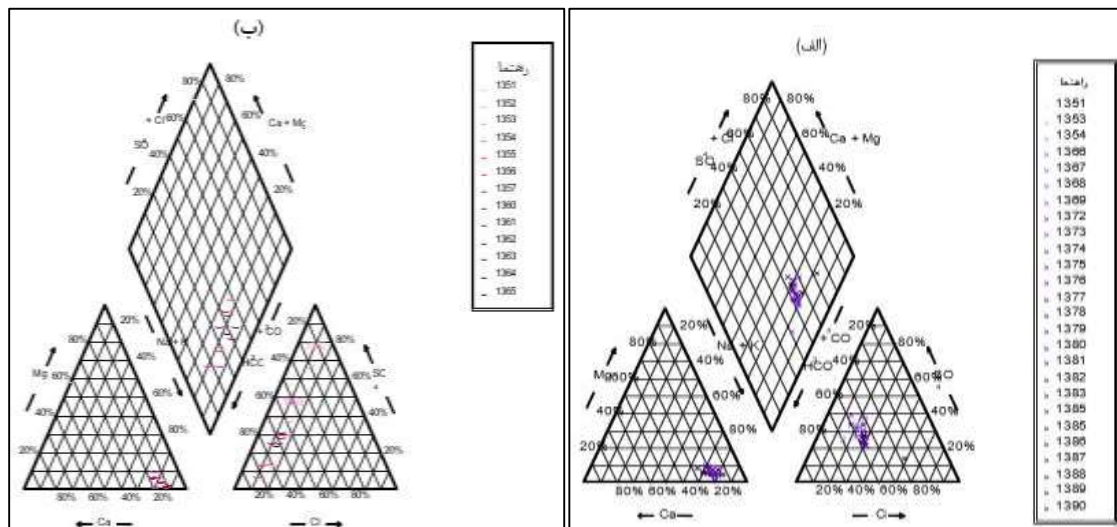


شکل ۵) رابطه بین مقادیر واسنجی شده (CN-P) و (λ -P) در حوضه آبریز الف) پس قلعه و ب) مقصودبیک.

• کیفیت پارامترهای آب سطحی

در این تحقیق به منظور تشخیص تیپ آب، رخساره‌های هیدروشیمیایی و مسیر تکامل ژئوشیمیایی در دو حوضه مورد مطالعه، از نمودار پایپر استفاده شده است (Piper, ۱۹۴۴). نمودار پایپر مشخصات شیمیایی آب را برحسب غلظت نسبی اجزاء آن و نه بر حسب غلظت مطلق آن‌ها نشان می‌دهد (Li et al, ۲۰۱۴). بر اساس نتایج آزمایش ژئوشیمیایی نمودار پایپر برای نمونه‌های آب در سال‌های مختلف تهیه شده است. با توجه به نمودار پایپر توزیع یون‌ها در نمودار مربوط به کاتیون‌ها در هر دو ایستگاه مقصودبیک و پس قلعه به طور کلی بیشتر به سمت سدیم است. در مثلث مربوط به آنیون‌ها هردو ایستگاه مورد مطالعه گرایش بیشتری به سمت بی‌کربنات کلسیم را نشان می‌دهند. از منظر آنیونی یون بی‌کربنات در تمامی ایستگاهها غالب و تیپ آب بی‌کربناته می‌باشد. از منظر کاتیونی کاتیون غالب در ایستگاه‌های مورد مطالعه

سدیم می‌باشد و دارای رخساره سدیمی است. رخساره سدیمی نشان‌دهنده تاثیرپذیری آب‌های منطقه از سازندهای آذرین است که در این منطقه برونزد دارد که سازند توف که بخش عمده‌ی منطقه را در برمی‌گیرد، نماینده‌ی سازند آذرین محسوب می‌شود. براساس این نمودار در ایستگاه پس‌قلعه در طی دوره آماری تراکم نمونه‌ها در منطقه ۹ قرار گرفته است که منطقه خنثی محسوب می‌شود و در واقع هیچ زوج آنیونی و کاتیونی از ۵۰ درصد تجاوز نمی‌کند. اما با توجه به نمودار پایپر ایستگاه مقصودبیک تراکم نمونه‌ها در منطقه ۷ قرار می‌گیرد که مربوط به تیپ آب‌های شورمرزه است. تغییرات کاربری اراضی و در رأس آن افزایش کاربری‌های شهری در طی سه دهه اخیر می‌تواند علت اصلی تغییرات رخساره هیدروشیمیایی و تیپ آب در رودخانه دربند باشد (شکل ۵).



شکل ۵) نمودار پایپر ایستگاه‌های مورد مطالعه در بازه‌ی زمانی مورد مطالعه (الف) مقصودبیک (ب) پس قلعه

• روند تغییرات آبدهی و ویژگی‌های هیدروشیمیایی

به منظور تعیین روند داده‌های بارش و دبی و متغیرهای کیفی آب از آماره‌ی من-کندال استفاده شده است. در آماره‌ی من-کندال هر مقدار سری زمانی به صورت بهم پیوسته و پشت سر هم با بقیه‌ی مقادیر سری، مورد مقایسه قرار می‌گیرد. به منظور مقایسه روند دبی در ایستگاه مقصودبیک در منتهی‌الیه حوضه و ایستگاه پس قلعه که در بخش طبیعی واقع در بخش شمالی حوضه و نیز داده‌های بارش ایستگاه شمال تهران از آماره‌ی من-کندال استفاده شده است و بر اساس جدول فوق با در نظر گرفتن سطح معنی داری ۰/۰۵ بارش ایستگاه مذکور دارای روند نمی‌باشد اما داده‌های دبی ایستگاه پل تجریش روند رو به بالا و دبی ایستگاه پس قلعه همانند بارش روند نداشته است. ضریب رواناب که از تقسیم ارتفاع متوسط رواناب سالانه بر ارتفاع بارش سالانه متناظر قابل محاسبه است، در ایستگاه مقصودبیک دارای روند روبه بالا و در ایستگاه پس قلعه بدون روند می‌باشد. در ادامه روند داده‌های کیفی ایستگاه‌های هیدرومتری ذکر شده با استفاده از آماره‌ی من-کندال مورد مقایسه قرار گرفته است. یافته‌های حاصل از این بررسی حاکی از آن است که داده‌های سدیم و بی‌کربنات کلسیم در هر دو ایستگاه دارای روند صعودی است که به دلیل تأثیر سازندهای زمین‌شناسی منطقه (سازندهای توف) بر کیفیت شیمیایی منابع آب سطحی است. روند تغییرات کلر، سولفات، منیزیم، EC، PH و TDS در طی دوره آماری بررسی شده در ایستگاه مقصودبیک دارای روند افزایشی می‌باشند در حالی که در پارامترهای ذکر شده در ایستگاه پس قلعه فاقد روند می‌باشند. از این رو می‌توان افزایش آن را به عوامل انسانی از جمله تخلیه فاضلاب‌های انسانی، صنعتی،

فضولات کشتارگاه‌ها و تخلیه زباله‌ها به محیط زیست نسبت داد. از آنجایی که میزان منیزیم در آب به طور اساسی از سنگ‌های آذرین و تخریبی‌های حاوی منیزیم به دست می‌آید، منشأ این یون در آب رودخانه‌ی دربند در ارتباط با تشکیلات آذرین این حوضه است. سدیم به طور عمده از فلدسپات‌های موجود در سنگ‌های آذرین و از تولیدات عمل متلاشی شدن آن‌ها در موارد دیگر حاصل می‌شود. به همین دلیل میزان آن در هر دو ایستگاه دارای روند صعودی می‌باشد. از آنجایی که اصولاً منشأ کلر در آبهای سطحی و زیرزمینی به فاضلاب شهری و سازندهای تبخیری برمی‌گردد، روند افزایشی آن در ایستگاه مقصودبیک ناشی از تغییرات کاربری اراضی و تخلیه‌ی فاضلاب‌های شهری به رودخانه‌ی دربند می‌باشد. میزان هدایت الکتریکی در ارتباط با غلظت نمک‌های محلول در آب است. روند افزایشی هدایت الکتریکی نشان دهنده‌ی خطر شوری آب در نتیجه‌ی افزایش مساحت کاربری‌های شهری می‌باشد.

جدول ۲) نتایج آزمون من-کندال در تشخیص روند داده‌های بارش، دبی و کیفیت آب رودخانه تجریش در ایستگاه پس قلعه و مقصودبیک ($\alpha=0,05$)

| پارامتر روند ایستگاه | دبی | ضریب رواناب | کلر | کلسیم | سولفات | منیزیم |
|-------------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|----------------------------|--------------------------|
| مقصود بیک | افزایشی p-value=۰/۰۰۸ | افزایشی p-value=۰/۰۰۳ | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۰۱ | افزایشی p-value=۰ | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۶ | افزایشی p-value=۰/۰۱۷ |
| پس قلعه | بدون روند | بدون روند | بدون روند | بدون روند | بدون روند | بدون روند |
| پارامتر روند ایستگاه | بی کربنات | سدیم | EC | PH | TDS | بارش |
| مقصود بیک | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۰۱ | افزایشی p-value=۰/۰۰۴۷ | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۰۰۹ | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۱ | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۰۱ | بدون روند |
| پس قلعه | افزایشی p-value=۰/۰۲ | افزایشی p-value=۰/۰۰۰۸ | بدون روند | افزایشی p-value=۰/۰۰۶ | بدون روند | بدون روند |

• فراوانی دبی حداکثر روزانه

در این مرحله دبی‌های لحظه‌ای در دوره‌ی بازگشت‌های مختلف بر اساس رابطه‌ی تجربی ویبول ($P = \frac{m}{n+1}$) محاسبه شدند. در این تحقیق با توجه به کوتاه بودن طول دوره‌ی آماری ایستگاه پس قلعه تحلیل فراوانی برای این ایستگاه انجام نشد. اما با توجه به طول دوره‌ی آماری ۲۶ سال برای ایستگاه مقصودبیک، دوره‌ی بازگشت‌های ۲، ۵، ۱۰، و ۲۵ ساله مد نظر قرار گرفته شده است. محدودیت طول دوره آماری در حوضه‌ی انتخابی مانع از لحاظ کردن دوره بازگشت‌های بالاتر از ۲۵ سال در تحلیل فراوانی شد. لازم به ذکر است که برآورد مقادیر مربوط به دوره بازگشت‌های بالاتر (>50) در این تحقیق مستلزم استفاده از توزیع‌های آماری و انجام آنالیز فراوانی سیل بود که به دلیل تعداد محدود داده‌های ثبت شده، خود باعث وارد کردن خطا در محاسبات می‌گردد. لذا چون روش‌های تجربی خود حالت برآورد داشته و گاهی میزان خطای نسبتاً بالایی را در برآورد دبی سیل دارند، بنابراین وارد کردن خطای دیگری به این علت (آنالیز فراوانی) در محاسبات جایز نبود. در پایان دبی حداکثر لحظه‌ای برای ایستگاه‌های مقصودبیک در جدول ۳ برآورد شده است. نتایج جدول نشان می‌دهد که در ایستگاه مقصودبیک برای دوره‌های قبل از ۱۳۶۸ و بعد از آن تفاوت معنی داری وجود دارد.

جدول ۳) محاسبه‌ی دوره‌ی بازگشت دبی لحظه‌ای در ایستگاه‌های مقصودبیک و پس قلعه

| دوره‌ی بازگشت | دوره آماری مورد بررسی | |
|---------------|-----------------------|-----------|
| | قبل از سال ۱۳۶۸ | ۱۳۶۸-۱۳۹۱ |
| ۲ | ۳/۲۵ | ۷/۱۵ |
| ۵ | ۵/۲۲ | ۱۳/۸۲ |
| ۱۰ | ۶/۷ | ۱۹/۳ |
| ۲۵ | ۸/۷۳ | ۲۷/۵۳ |

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از بررسی تغییرات کاربری اراضی در حوضه‌ی دریند نشان دهنده‌ی آن است که سطح شهری با تولید رواناب کم در سال ۱۳۴۵ به سطوح با تولید رواناب متوسط یا زیاد در سالهای ۱۳۵۸ و ۱۳۹۰ تغییر یافته است و میزان تغییرات قابل توجه بوده است (۳/۰۵ کیلومتر در سال ۱۳۴۵ به ۱/۹۱ کیلومتر مربع در سال ۵۸ و ۱/۷۹ در سال ۱۳۹۰ تبدیل شده است) و همچنین سطوح مربوط به اراضی بایر و پوشش گیاهی متراکم در طول دوره‌ی مورد مطالعه کاهش یافته و در مقابل سطوح شهری با تولید رواناب زیاد و پوشش گیاهی نیمه‌متراکم و کم‌تراکم جایگزین آن شده است. فعالیت‌های انسانی و تغییر کاربری اراضی سیکل هیدرولوژی و تولید رواناب را در طی سال‌های ۱۳۹۰-۱۳۵۱ به شدت متأثر ساخته است. به طوری که آثار این تغییرات سبب افزایش شماره‌ی منحنی (از ۶۷/۴۴ در سال ۱۳۴۵ به ۷۰/۳۱ در سال ۱۳۵۸ و ۷۰/۸۰ در سال ۱۳۹۰) و کاهش میزان ضریب نگهداشت سطحی (۱۲۲/۶۶ در سال ۱۳۴۵ به ۱۰۷/۲۶ در سال ۱۳۵۸ و ۱۰۴/۷۶ در سال ۱۳۹۰) شده است.

بر اساس آماره‌ی من‌کندال، دبی ایستگاه مقصودبیک روند رو به بالا و بارش عدم روند در مشاهدات را نشان می‌داد. با توجه به اینکه بسیاری از پارامترهای شیمیایی آب رودخانه دریند در ایستگاه مقصودبیک دارای روندی افزایشی بوده است؛ بنابراین در آینده نیز همین وضعیت ممکن است ادامه یابد. مقادیر کلر، سولفات، سدیم، هدایت الکتریکی و TDS افزایش خواهند داشت و ممکن است در سال‌های آتی آب از نظر کشاورزی در کلاس آبهای نامناسب قرار گیرد. با توجه به مشکلاتی که افزایش شوری به همراه دارد از جمله سمیت برای گیاه، مشکلات اسمزی، پراکندگی ذرات خاک، به هم خوردن پایداری ذرات خاک، پائین آمدن ضریب هدایت هیدرولیکی خاک، ایجاد وضعیت ماندابی به هنگام آبیاری، بنابراین باید راهکارهای مناسبی را بدین منظور اتخاذ کرد.

شهرنشینی با خود مجموعه‌ای از چالش‌های محیطی در مقیاس محلی، منطقه‌ای و محیط‌های وسیع‌تر را به همراه دارد که تأثیر مستقیم بر روی ویژگی‌های فیزیکی و بیوشیمیایی سیستم‌های هیدرولوژیکی دارد (Fletcher et al, ۲۰۱۳). در حوضه‌ی دریند، توسعه‌ی شهری طی دوره‌ی ۴۵ ساله منجر به افزایش سطوح غیرقابل نفوذ و کاهش نفوذ چالابی و در نتیجه کاهش نگهداشت سطحی شده است. از این رو افزایش سطوح غیرقابل نفوذ، افزایش میزان CN و در نتیجه افزایش حجم رواناب و همچنین کاهش λ را در پی داشته است. این تغییرات منجر به برهم خوردن رابطه بین CN-P و CN- λ شده است. وجود این شرایط باعث می‌شود تا مدل‌های بارش-رواناب مانند SCS-CN دقت بالایی نداشته باشد و پیش‌بینی دقیق صورت نگیرد. از آنجایی که روش SCS به عنوان یکی از روشهای پرکاربرد در محاسبه‌ی ارتفاع رواناب در حوضه، از بارش تأثیر می‌پذیرد. بنابراین بررسی‌های به عمل آمده بیانگر این است که مدل SCS رایج، نتایج مطلوبی را ارائه ننموده و تشخیص نقاط پیک را امکان‌پذیر نساخته است. نتیجه مذکور با یافته‌های (Bansik et, ۱۹۸۹)

al, ۱۹۹۱؛ Overland et al, ۲۰۰۶؛ Siriwardena et al, ۲۰۰۷؛ Chen et al, ۲۰۰۷) هم‌خوانی دارد. نتایج تحقیق حاضر نشان داد در حوضه‌هایی که دست‌خوش تغییرات شدید کاربری توسط انسان می‌باشد، استفاده از مدل‌های مرسوم به منظور کمی نمودن رفتار هیدرولوژیک حوضه و پیش‌بینی برای وضعیت آینده می‌تواند همراه با خطای زیادی باشد.

منابع

جعفریگللو، منصور؛ سیدموسی حسینی و سمانه ریاهی. ۱۳۹۳. اثرات تغییر پوشش و کاربری زمین در منطقه تجریش بر رژیم آبردهی رودخانه دربند. *پژوهش‌های ژئومورفولوژی کمی*، ۳: ۹۵-۱۱۳

سلگی، عیسی؛ حسن شیخ‌زاده. ۱۳۹۵. مطالعه کیفیت آب رودخانه ارس با استفاده از متغیرهای فیزیکی شیمیایی. *تحقیقات منابع آب*، ۱۲(۳): ۲۰۷-۲۱۳

صمدی، جواد. ۱۳۹۴. ارزیابی تأثیر کاربری اراضی و آسیب‌پذیری آبخوان کاشان بر آلودگی آبهای زیرزمینی با استفاده از روش DRATIC و مدل تخریب. *تحقیقات منابع آب ایران*، ۱۱: ۲۴-۱۳

مردیان، مهدی؛ واحد بردی شیخ، علی نجفی نژاد، جواد وروانی (۱۳۹۲). ارزیابی روند رسوبدهی و بررسی ارتباط آن با مقادیر بارش و دبی سالانه در سرشاخه‌های اصلی رودخانه تیره لرستان. *تحقیقات منابع آب ایران*، ۹: ۸۴-۸۷

مهندسین مشاور بافت شهر. ۱۳۸۴. تهیه‌ی الگوی توسعه و طرح تفصیلی منطقه و همکاری با شهرداری منطقه‌ی ۱ الگوی توسعه‌ی منطقه‌ی ۱، وزارت مسکن و شهرسازی-شهرداری تهران

میرزایی، محسن؛ علیرضا ریاحی بختیاری، عبدالرسول سلمان ماهینی و مهدی غلامعلی فرد. ۱۳۹۵. مدل‌سازی ارتباط کیفیت آب‌های سطحی و سنجه‌های سیمای زمین با استفاده از سیستم استنتاج عصبی_فازی (مطالعه‌ی موردی: استان مازندران). *آب و فاضلاب*، ۱: ۹۲-۸۰.

Abler, D., J. Shortle, J. Carmichael, and R. Horan. ۲۰۰۲. Climate change. Agriculture and water quality in the Chesapeake Bay Region. *Climatic Change*, ۵۵۳: ۳۳۹-۳۵۹.

Allan, J D. ۲۰۰۴. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, ۳۵: ۲۵۷-۲۸۴.

Abdel-Satar, A M., Ali. M H, and M E. Goher. ۲۰۱۷. Indices of water quality and metal pollution of Nile River. *Egypt. Egyptian Journal of Aquatic Research*, ۱۰: ۱۰۱۶

Amiri, B J., and k. Nakane. ۲۰۰۹. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku district of Japan. *Water resources management*, ۲۳۵: ۹۳۱-۹۵۶.

Bansik, M M., D. Gorski, and K. Mitchellj ۱۹۸۹. Rainfall Erosivity for East and Central Poland. Pупlished by the American society of Agricultural and biological Engineers. St. Joseph. Michigan www. Asabe.org Basin. China. *Procedia Engineering*, ۲۸: ۷۶۷ – ۷۷۱.

Birhanua , D., K. Kim , CH. Jangb, and S. Parka .۲۰۱۶. Flood Risk and Vulnerability of Addis Ababa City Due to Climate Change and Urbanization. *Procedia Engineering* , ۱۵۴: ۶۹۶ – ۷۰۲

Chen, I., B. Fu. W, Z. Huang, D.Wu , and L.Gui. ۲۰۰۷. The effect of land uses and rainfall regimes on runoff and soil erosion in the semi-arid loess hilly area. China . *Journal of Hydrology*, ۳۳۵۲. ۲۴۷-۲۵۸

Costa, D., P. Burlandoc, and C. Priad .۲۰۱۶. The importance of integrated solutions to flooding and water quality problems in the tropical megacity of Jakarta. *Sustainable Cities and Society*, ۲۰: ۱۹۹-۲۰۹

Donohue, I., M. L. McGarrigle and P. Mills. ۲۰۰۶. Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research*, ۴۰۱: ۹۱-۹۸.

Fisher, D S., J L. Steiner, DM. Endale, J A. Stuedemann, H H. Schomberg, A.Franzluebber, and S.R Wilkinson. ۲۰۰۰. The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia. *Forest Ecology and Management*, ۱۲۸۱: ۳۹-۴۸.

Fletcher, T D., H. Andrieu, and P. Hamel .۲۰۱۳. Understanding, Management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters; a state of the art review. *Adv. Water Resour*, ۵۱: ۲۶۱-۲۷۹

- Furusho, C., K. Chancibault, and H. Andrieu. ۲۰۱۳. Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers: Evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Hydrology* ۴۸۵: ۱۳۹-۱۴۷
- Fyodorova, Y. V. ۲۰۰۲. Management of quantitative and qualitative river runoff characteristics with measures in the catchment. *International Association of Hydrological Sciences. Publication*, ۲۷۳: ۱۳۷-۱۴۴.
- Grunwald, S., and L. D. Norton. ۲۰۰۰. Calibration and validation of a non-point source pollution model. *Agricultural Water Management*, ۴۵(۱): ۱۷-۳۹.
- Hawkins, R.H., T.J. Ward, D.E. Woodward, and M. van. ۲۰۰۹. Curve Number Hydrology: *State of the Practice*. ASCE: Reston. VA.
- He, X., Y. Gao, J. Niu, and Y. Zhao. ۲۰۱۱. Landscape Pattern Changes under the Impacts of Urbanization in the Yellow River Wetland- taking Zhengzhou as an example. *Procedia Environmental Sciences*, ۱۰: ۲۱۶۵-۲۱۶۹.
- Hosseini, S.M., N. Mahjouri, and S. Riahi. ۲۰۱۶. Development of a direct geomorphologic IUH model for daily runoff estimation in engaged watersheds. *Journal of Hydrologic Engineering*, ۲۱(۶): ۱-۱۳
- Huang, J., Q. Li, R. Pontius, G. Klems, and H. Hong. ۲۰۱۳. Detecting the dynamic linkage between landscape characteristics and water quality in a subtropical coastal watershed. southeast China. *Environmental Management: ۵۱(۱): ۳۲-۴۴*
- Kang, J.H., S.W. Lee, K. Cho, S.J. Ki, S.M. Cha, and J.H. Kim. ۲۰۱۰. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water research*, ۴۴(۱۴): ۴۱۴۳-۴۱۵۷.
- Kowalik, T., and A. Walega. ۲۰۱۵. Estimation of CN parameter for small agricultural watersheds using asymptotic functions. *Water*, ۷(۳): ۹۳۹-۹۵۵.
- Lee, S.W., S.J. Hwang, S.B. Lee, H.S. Hwang, and H.C. Sung. ۲۰۰۹. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, ۹۲(۲): ۸۰-۸۹.
- Li, P., H. Qian, and J. Wu. ۲۰۱۴. Hydrogeochemistry and quality assessment of shallow groundwater in the southern part of the Yellow River alluvial plain Zhongwei section. Northwest China. *Earth Sciences Research Journal*, ۱۸(۱): ۲۷-۳۸
- Natural Resources Conservation Service ۱۹۹۷.
- Overland, H., and H. Kleeberg. ۱۹۹۱. Influence of land use change on discharge and sediment transport of floods. *IAHS Publication United Kingdom*, ۲۰۳
- Piper, A.M., ۱۹۴۴. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos. Transactions American Geophysical Union*, ۲۵(۶): ۹۱۴-۹۲۸.
- Shi, P.J., Y. Yuan, J. Zheng, J.A. Wang, Y. Ge, and G. Qiu. ۲۰۰۷. The effect of land use/cover change on surface runoff in Shenzhen region. China. *Catena*. ۶۹(۱): ۳۱-۳۵.
- Siriwardena, L., B. Finlayson, and T.A. McMahon. ۲۰۰۶. The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: The Comet River. Central Queensland. Australia. *Journal of Hydrology*, ۳۲۶(۱): ۱۹۹-۲۱۴.
- Soulis, K.X., and J.D. Valiantzas. ۲۰۱۲. SCS-CN parameter determination using rainfall-runoff data in heterogeneous watersheds-the two-CN system approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, ۱۱۶(۳): ۱۰۰۱.
- Stevaux, J.C., E.M. Latrubesse, M.L.D.P. Hermann, and S. Aquin. ۲۰۰۹. Floods in urban areas of Brazil. *Developments in Earth Surface Processes*, ۱۳: ۲۴۵-۲۶۶.
- Strayer, D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay, and R. Naiman. ۲۰۰۳. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, ۶(۵): ۴۰۷-۴۲۳.
- Tong, S.T., and W. Chen. ۲۰۰۲. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of environmental management*, ۶۶(۴): ۳۷۷-۳۹۳.

- Vega, M., R.Pardo , E.Barrad , and E.Debán . ۱۹۹۸. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water research*, ۳۲۱۲:۳۵۸۱-۳۵۹۲.
- Verburg, P H., and K P. Overmars. ۲۰۰۹. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape ecology*, ۲۴۹: ۱۱۶۷-۱۱۸۱.
- Wang, X., DW. Hoffman, JE. Wolfe, JR. Williams, and W E. Fox. ۲۰۰۹. Modeling the Effectiveness of conservation practices at Shoal Creek watershed. Texas. Using APEX. *Transactions of the ASABE*, ۵۲: ۱۱۸۱-۱۱۹۲.
- White, M D ., and K A .Greer . ۲۰۰۶. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Penasquitos Creek. California. *Landscape and Urban Planning*, ۷۴۲:۱۲۵-۱۳۸.
- Woodward, D E., R H. Hawkins, R. Jiang, A. T .Hjelmfelt Jr, M. Van. J. A, and Quan. Q. D. ۲۰۰۳. Runoff curve number method: examination of the initial abstraction ratio. In World Water. *Environmental Resources Congress*: ۱-۱۰.
- Yaa, L., X.Youpeng, and SH .Yi. ۲۰۱۲. Hydrological Effects of Urbanization in the Qinhuai River. *School of Geographic and Oceanographic Sciences. Nanjing University. Nanjing*. ۲۱۰۰۹۳. China
- Yuan, Y., W. Nie, S C. McCutcheon, and E V .Taguas. ۲۰۱۴. Initial abstraction and curve numbers for semiarid watersheds in Southeastern Arizona. *Hydrological Processes*, ۲۸۳: ۷۷۴-۷۸۳.
- Zhou, Z., Xu, Y.Chen, Y.Xu, Y.Gao, and J. Du . ۲۰۱۳. Hydrological response to urbanization at different spatio-temporal scales simulated by coupling of CLUE-S and the SWAT model in the Yangtze River Delta Region. *Journal of Hydrology*, ۴۸۵: ۱۱۳-۱۲۵
- Zhu, Ch., and Y. Li . ۲۰۱۴. Long-term hydrological impacts of land use/land cover change from ۱۹۸۴ to ۲۰۱۰ in the Little River Watershed. Tennessee. *International Soil and Water Conservation Research*, ۲: ۱۱-۲۲
- Zimmermann, A., I. Bracalenti, R.Piaceen, and L.Inostroza . ۲۰۱۶. Urban flood risk reduction by increasing green area for adaption to climate change. *Procedia engineering*, ۱۶۱:۲۲۴۱ – ۲۲۴۶

