

کمی سازی سهم منابع رسوب معلق در طول رخداد سیلاب با استفاده از روش منشأیابی در حوضه کمیش، شرق کرمانشاه

❖ زینب محمدی رایگانی؛ دکتری ژئومورفولوژی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

❖ کاظم نصرتی*؛ دانشیار، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

چکیده

فرسایش خاک تشدید شونده تهدید جدی برای پایداری مدیریت منابع زمین و استفاده از منابع آب در بسیاری از مناطق جهان است. پژوهش حاضر با هدف تعیین سهم نسبی منابع رسوب سطحی کاربری کشاورزی و مرتع و زیر سطحی کانال رودخانه در تولید رسوب معلق در طول یک رخداد سیلاب، در حوضه کوهستانی کمیش با استفاده از یک روش منشأیابی ژئوشیمیایی و مدل غیر ترکیبی بیزی انجام شد. به این منظور، ۳۴ ردیاب ژئوشیمیایی برای ارزیابی منابع اصلی تولید رسوب حوضه شامل اراضی کشاورزی، مرتع و کانال رودخانه (۶۹ نمونه) و همچنین ۱۰ نمونه رسوب هدف برداشت شده در طول یک رخداد سیل در خروجی حوضه کمیش اندازه‌گیری شد. در این راستا، از دو روش آماری آزمون کرو سکال وایلیس^۱ و تحلیل تابع تشخیص^۲ به منظور انتخاب ترکیب بهینه ردیاب استفاده شد. نتایج مدل منشأیابی رسوب بر اساس عدم قطعیت بیزی^۳ نشان داد سهم نسبی رسوب (دامنه عدم قطعیت) منابع کاربری کشاورزی و مرتع و کانال رودخانه به ترتیب $31/8$ ($12/7-50/3$)، $33/2$ ($17/5-49$) و $35/2$ ($25/6-44/6$) درصد است. این نتایج نشان می‌دهد منابع رسوب کاربری سطحی و زیر سطحی سهم یکسانی در تأمین رسوبات معلق در طول رخداد سیلاب حوضه کمیش دارند. هرچند سهم منابع رسوب در طول رخداد سیلاب به طور متناوب بین خاک‌های سطحی و زیر سطحی به صورت جزئی تغییر می‌کند. در نتیجه، شیوه‌های مدیریت هدفمند باید از طریق کنترل فرسایش و کاربری اراضی این منابع متمرکز شوند تا اثرات آن‌ها بر روی نهشته‌های رسوب ریزدانه به حداقل برسد.

کلید واژگان: حوزه آبخیز کمیش، فرسایش سطحی و زیر سطحی، کاربری اراضی، مدل غیر ترکیبی بیزی، منشأیابی رسوب معلق

۱. مقدمه

بشر امروز برای ادامه زیست خویش بر روی کره زمین با تنگناهایی روبه‌رو است که یکی از آنها، تخریب منابع طبیعی و مسائل فرسایش خاک و تولید رسوب می‌باشد [۲۸]. رسوبات معلق جریان نقش حیاتی در چرخه زیستی، بیوشیمیایی، انرژی و مواد مغذی و تکامل شکل‌های رودخانه‌ای و ساحلی بازی می‌کنند [۱۳]. گرچه رسوب جزء طبیعی و ضروری سیستم‌های رودخانه‌ای است که ساختار بنیادین را برای چشم اندازهای رودخانه‌ای فراهم می‌کند [۲۴]، و نقش مهمی در عملکرد هیدرولوژیکی، ژئومورفولوژیکی و اکولوژیکی رودخانه‌ها دارد [۴۰]. با این وجود، عرضه بیش از حد رسوب ریزدانه از فرسایش شتابنده خاک اغلب محیط زیست رودخانه و ساحلی را تخریب می‌کند [۵۰]. ورودی‌های رسوب بیش از حد به رودخانه‌ها به دلیل افزایش فرسایش (به عنوان مثال به علت جنگل زدایی، کشاورزی) و یا اختلال در سطح زمین (از جمله عملیات جنگل‌داری، معدن و ساخت و ساز) می‌تواند منجر به ته‌نشست رسوب در کانال‌های رودخانه یا مخازن [۳۲]، سیل‌های گلی و آسیب‌های مربوط به آن [۳]، هزینه عملیات و نگهداری تصفیه آب [۵]، تغییر شکل مورفولوژی کانال [۹، ۱۷]، تخریب گسترده زمین [۱۴، ۵۳]، انتقال مواد مغذی و آلاینده‌ها [۲، ۴]، و همچنین اثرات مضر فرسایش بیش از حد خاک و رسوبات ریزدانه بر محیط زیست آبی شود [۱۰]. بار رسوب معلق که توسط یک رودخانه حمل می‌شود، معمولاً ترکیبی از رسوب حاصل از مکان‌های مختلف و انواع منبع رسوب در داخل حوضه آبخیز است [۲۱، ۴۱]. شناسایی منابع عمده رسوبات ریز در یک حوضه، یک ضرورت کلیدی برای استفاده از اقدامات هدف‌گذاری شده برای کاهش اثرات تولید رسوب بیش از حد است [۲۴، ۵۰]. از آنجا که بررسی ورودی‌های رسوب با استفاده از روش‌های نظارت سنتی رسوب نظیر پین‌های فرسایش [۱] و بررسی ویژگی‌های فرسایش [۵۴] زمان‌بر و پرهزینه بود [۳۲]. روش منشایی رسوب برای شناسایی منابع اصلی رسوب در حوضه‌ها،

به‌منظور تعیین سهم نسبی این منابع در بار رسوب و برای نشان دادن تنوع زمانی و مکانی سهم‌های منبع [۴۹]، در مطالعات ژئومورفولوژی به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته است [۱۱، ۳۸، ۳۹ و ۴۳]. در روش مذکور، سهم هر یک از منابع رسوب در تولید رسوب خروجی حوضه بر اساس مقایسه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک فرسایش یافته از منابع رسوب و رسوب تولیدی تعیین می‌شود [۴۴، ۵۱]. رسوب تحویلی به جریانات می‌تواند از منابع مختلف (به عنوان مثال، محل‌های ساخت و ساز، مناطق کشاورزی، کانال رودخانه‌ها) منشاء یابد و سهم منابع مختلف از رسوب‌های معلق می‌تواند بسته به حساسیت خاک‌های مختلف به فرسایش متفاوت باشد. محققان تاکنون با موفقیت از تکنیک‌های منشایی رسوب برای تعیین سهم نسبی منابع رسوبات معلق بر اساس انواع کاربری زمین، مناطق متنوع زمین‌شناسی، انواع خاک‌های ناهمگن، انشعاب زیر حوضه‌ها و منابع سطحی در مقابل منابع زیرسطحی استفاده کرده‌اند [۸، ۱۸ و ۲۵]. به طور کلی نتایج حاصل از منشایی رسوب می‌تواند اطلاعات مربوط به سهم نسبی زمین‌های بالادست (فرسایش خاک انواع مختلف کاربری زمین و انواع پوشش‌های سطحی) در مقابل سهم کانال (کانال‌های رودخانه‌ها و بسترهای کانال) را فراهم کند. تمایز بین این دو دسته گسترده (منابع سطحی بالادست و کانال رودخانه) مهم است، زیرا استراتژی‌های مدیریت کاهش رسوب از منبع متفاوت است و به روش‌های بسیار متفاوت نیاز دارد. کاهش منابع کشاورزی ممکن است شامل حفاظت خاک و عملیات شخم باشد، در حالی که کاهش منابع کانال رسوب ممکن است شامل احیاء جریان، تثبیت کانال و (یا) کنترل شیب به منظور جلوگیری از برش کناره‌ای باشد [۱۲].

تکنیک منشایی با استفاده از ردیاب‌های ژئوشیمیایی توسط Juracek و Ziegler در سال ۲۰۰۹، برای منشایی رسوبات پنج زیرحوضه دریاچه پری در کانزاس به منظور بررسی فرسایش سطحی و زیر سطحی مورد استفاده قرار گرفت. نتایج آن‌ها نشان داد که حاشیه آبراهه اصلی حوضه بیشترین سهم را در تولید رسوب معلق دارد [۲۳]. در

طول رخداد سیلاب در خروجی اصلی حوضه رودخانه کمیش، در شرق کرمانشاه می باشد. در نهایت، تکنیک های نظارت سنتی و رد یابی رسوب می تواند اطلاعات ارزشمندی را در مورد تغییرات زمانی بار رسوب و فرسایش در این حوضه کوهستانی ارائه دهد.

۲. روش شناسی

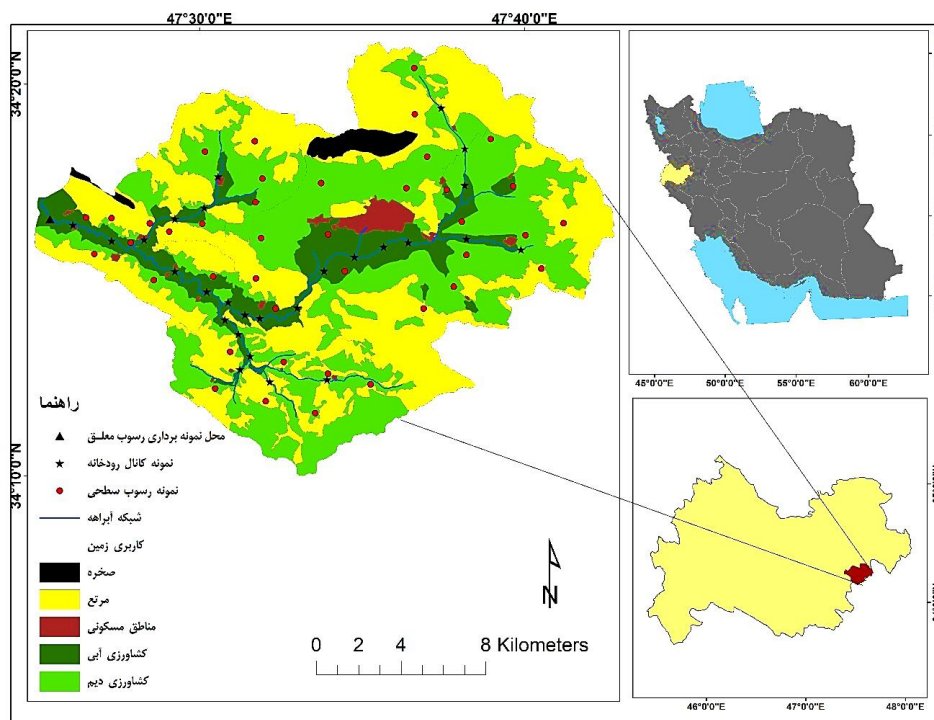
۲.۱. معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه مطالعاتی حوضه کمیش در شرق استان کرمانشاه و با مرکزیت شهرستان هرسین در محدوده جغرافیایی ۲۴' ۴۷' تا ۲۲' ۴۷' طول شرقی و ۳۴' ۲۰' تا ۳۴' ۹' عرض شمالی با مساحت ۳۰۸ کیلومتر مربع یکی از سرشاخه های رودخانه گاماسیاب بوده و در حوضه زهکشی رودخانه سیمره واقع شده است (شکل ۱). توپوگرافی حوضه رودخانه کمیش کوهستانی با حداقل و حداکثر ارتفاع ۱۳۰۰ تا ۲۶۰۰ متر و میانگین ۱۹۰۰ متر از سطح دریا است. شیب متوسط ۱۱ درصد و شیب اصلی رودخانه ۱/۸ درصد است. مساحت کاربری اراضی شامل مراتع (۱۳۳ km²; ۴۳٪)، اراضی زیر کشت شامل کشاورزی دیم، کشاورزی آبی و باغداری (۱۶۳ km²; ۵۲/۹٪)، رخنمون سنگی (۶ km²; ۱/۹٪) و مناطق مسکونی (۶ km²; ۱/۹٪) می باشد. از منظر چینه شناسی، سازندهای زمین شناسی از دوره مزوزوئیک تا کواترن با خصوصیات مختلف سنگ شناسی متغیر است.

میانگین بلند مدت (۳۰ سال) بارندگی سالانه ثبت شده در ایستگاه کمیش در منطقه مورد مطالعه تقریباً ۳۷۰ میلی متر است. در قسمت های مرتفع منطقه میزان بارش بیشتر به صورت برف است. متوسط دبی سالانه بر اساس گزارش ۳۰ ساله (۱۳۶۴-۱۳۹۴) از ایستگاه هیدرولیک در خروجی حوضه زهکشی ۱/۲۱ m³ s⁻¹ برآورد شده است، بیشترین تخلیه در ماه های اسفند و فروردین رخ می دهد که میانگین ماهانه به ترتیب ۱۱ و ۵/۸۱ m³ s⁻¹ است.

پژوهشی حوضه نانجینگ چین را منشایابی کردند. نتایج نشان داد اراضی کشاورزی با ۷۶/۶ درصد منبع اصلی تولید رسوب بودند [۵۶]. در تحقیقی دیگر منابع مختلف رسوبات ورودی به خلیج چسپیک در ویرجینیا را به دست آوردند. نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که کانال های رودخانه، مرتع، جنگل و اراضی کشاورزی به ترتیب ۷۶، ۱۰، ۹ و ۷ درصد در تولید رسوب سهم دارند [۱۲]. همچنین در مطالعه ای، سهم منابع رسوب را بر اساس عناصر ژئوشیمیایی در حوضه کانسیکائو جنوب برزیل را بررسی کردند. آن ها به این نتیجه رسیدند که ۷۶ درصد از رسوبات رودخانه کانسیکائو متعلق به اراضی کشاورزی می باشد [۴۷]. در تحقیقی دیگر سهم فرسایش های سطحی و زیرسطحی با استفاده از روش منشایابی در حوضه مرگن پلشت در ماکو با استفاده از عناصر ژئوشیمیایی، رادیواکتیو و کربن آلی تعیین کردند. آن ها به این نتیجه رسیدند سهم فرسایش های سطحی و زیرسطحی در تولید رسوب به ترتیب برابر با ۳۰/۶۵، ۶۹/۳۵ درصد است [۱۸]. در تحقیقی با استفاده از روش منشایابی اهمیت نسبی جاده های تفریحی آسفالت نشده به عنوان منبع رسوب در کنار خاک های سطحی دامنه ای و کانال های رودخانه در یک حوضه کوهستانی در شمال تهران را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که جاده های تفریحی با ۸۲ درصد منبع غالب تولید رسوب معلق هستند [۳۱].

آنچه مسلم است، بیشتر مطالعات منشایابی انجام گرفته در سطح ایران و جهان تنها یک نمونه از رسوبات معلق در حین رخداد بارندگی برداشت شده است و کمتر پژوهشی مبتنی بر نمونه برداری در طول رخداد های سیلاب بوده است. بر این اساس، در این پژوهش سعی شده تا با رویکرد نمونه برداری از رسوبات معلق در طول رخداد سیلاب، به منظور بررسی تغییرات زمانی و تنوع درون رخداد سهم منابع رسوب، این مهم تحقق یابد. بنابراین هدف از این مطالعه منشایابی و تعیین سهم نسبی منابع مختلف رسوب معلق از نظر نوع منبع سطحی شامل کاربری کشاورزی و مرتع و زیر سطحی کانال رودخانه با استفاده از رسوب های معلق جمع آوری شده در



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی حوضه آبخیز کمیش و نقاط نمونه‌برداری منابع کاربری سطحی (کشاورزی-مرتع) و زیر سطحی (کانال رودخانه)

۲.۲. نمونه‌برداری و اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی

نمونه‌برداری منابع فرسایش سطحی و زیر سطحی: نمونه‌های منبع رسوب با فرسایش سطحی با استفاده از بیلچه از عمق ۵-۰ سانتی‌متری از کاربری‌های کشاورزی (۲۷ نمونه) و مرتع (۱۵ نمونه) برداشت شد (شکل ۱). به منظور اینکه نمونه‌ها معرف کاملی از نقطه نمونه‌برداری شده باشند، در یک محدوده بیش از ۱۰۰ متر مربع، حدود ۱۰ نمونه فرعی^۱ با استفاده از روش نمونه‌برداری سیستماتیک-تصادفی جمع‌آوری شد و پس از مخلوط کردن آنها، حدود ۱ کیلوگرم نمونه برداشت شد [۴۸]. همچنین نمونه‌های منبع رسوب از واحدکاری با فرسایش زیرسطحی (کانال رودخانه) از ۲۷ مکان که در امتداد شبکه رودخانه فرسایش داشتند با جمع کردن کل سطح عمودی بخش‌های فعال در حال فرسایش دیواره در

بر اساس گزارش فوق متوسط تولید رسوب معلق سالانه ۹/۸۵ تن در هکتار در سال برآورد شده است (سازمان مدیریت منابع آب ایران). براساس مشاهدات میدانی، فرسایش در سراسر منطقه مورد مطالعه بسیار مشهود است. پس از وقوع بارندگی، حجم زیادی از خاک تحت فرسایش و انتقال متعاقب آن قرار گرفته و در بستر کانال اصلی در خروجی حوضه ته‌نشین می‌شود. رواناب و فرسایش دارای تأثیرات مهم خارج از محل در این حوضه زهکشی است، به عنوان مثال، سیلاب‌های گل‌آلود که روی مزارع و باغ‌های حاشیه رودخانه تأثیر می‌گذارند (شکل ۲). در نتیجه، بخش قابل توجهی از باغ‌ها و زمین‌های کشاورزی اطراف رودخانه تحت تأثیر فرسایش قرار گرفته و در دشت سیلابی رودخانه ادغام شده‌اند که این امر باعث ایجاد مشکلات عمده اجتماعی و اقتصادی منطقه در سال‌های اخیر شده است.

^۱Sub-sample

در هر مکان نمونه برداری جمع آوری شده است (شکل ۱).

کیسه های نمونه برداشت شد. هر نمونه ترکیبی از ۵ نمونه فرعی می باشد که در طول ۱۰ متر پیمایش (فاصله ۲ متر)



شکل ۲. عکس هایی از اثرات سیلاب گل آلود در اراضی کشاورزی و باغ های حاشیه رودخانه در حوضه آبخیز کمیش

خشک شدند و به صورت دستی با استفاده از یک هاون تفکیک و تجزیه شدند. نمونه ها قبل از آنالیز ژئوشیمیایی با استفاده از الک >۶۳ میکرومتر غربال شدند. اندازه مش الک شده بر اساس کسر اندازه غالب در نمونه های رسوب انتخاب شد تا اطمینان حاصل شود که نمونه های منبع و رسوب با استفاده از ردیاب های ژئوشیمیایی به طور مستقیم قابل مقایسه هستند [۴۲، ۴۳ و ۴۸].

آنالیزهای ژئوشیمیایی روی ۷۹ نمونه رسوب و منبع انجام شد. به این منظور غلظت عناصر ژئوشیمیایی مهم (عناصر اصلی و کمیاب) شامل Ag, Ar, As, Ba, Be, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Sc, Sr, Ti, Th, U, V, Y, Zn, Ya و Zr با استفاده از طیف سنج جرمی پلاسما (ICP-MS)، در آزمایشگاه مطالعات مواد معدنی زر آزما اندازه گیری شد. برای تهیه نمونه ها، ۰/۲۵ گرم از هر نمونه (>۶۳ میکرومتر) با *aqua regia* (ترکیب سه به یک اسید کلریدریک غلیظ و اسید نیتریک) در دمای ۲۲۰ درجه سانتی گراد به مدت ۴ ساعت در یک صفحه داغ هضم شد.

رسوب معلق: نمونه رسوب معلق گسسته از خروجی کلی حوضه کمیش در رخداد سیل با دبی پیک $m^3 s^{-1}$ ۸/۷ جمع آوری شد. در این رخداد نمونه برداری، در تاریخ ۱۴ آبان ۱۳۹۷، در کل ۱۰ نمونه رسوب معلق شامل هفت نمونه در طول افزایش دبی هیدروگراف سیل، یک نمونه بلافاصله پس از اوج جریان و دو نمونه در طول رکود رخداد (شکل ۶) برداشت گردید. به منظور جمع آوری حجم رسوب کافی برای تجزیه و تحلیل ژئوشیمیایی ردیاب، حجم زیادی از آب، بین ۵۰ تا ۲۰۰ لیتر، در نمونه برداری هیدروگراف سیل به صورت دستی جمع آوری شد. همچنین غلظت رسوب در ۱۰ نمونه رسوب معلق برداشت شده در طول سیلاب به ترتیب برابر ۳/۲۷، ۳/۹۱، ۴/۹، ۶/۵، ۷/۴، ۹/۳، ۱۰/۱۲، ۸/۵۷، ۷/۳۵ و ۷/۱ گرم بر لیتر بود.

۲،۳. آماده سازی نمونه ها و تجزیه و تحلیل

ژئوشیمیایی

تمام نمونه های منبع و رسوب به آرامی در مجاورت هوا

تشخیص بین منابع کشاورزی، مرتع و کانال رودخانه استفاده شد. به عبارتی این آزمون خواص ردیابی که تفاوت معنی‌داری بین گروه‌های منبع نداشته باشد را شناسایی می‌کند [۴۹]. کروسکال والیس یک شکل ناپارامتری ANOVA یک طرفه برای مقایسه بیش از دو گروه است و فرضیه صفر را آزمایش می‌کند که گروه‌های مختلف در مقایسه از یک توزیع مشابه یا از توزیع‌هایی با همان میانگین استفاده می‌شود [۴۵]. بنابراین، کروسکال والیس کمک می‌کند تا هر ردیابی که اختلاف معنی‌داری در میزان غلظت بین حداقل دو منبع رسوب را نشان نمی‌دهد حذف کند [۴۳]. در مرحله دوم، ردیاب‌هایی که از نظر آماری اختلاف معنی‌داری بین منابع بالقوه با استفاده از KW-H دارند، وارد تحلیل تابع تشخیص شدند. DFA یک ردیاب ترکیبی مطلوب که تمایز میان منابع را به حداکثر می‌رساند را شناسایی می‌کند در حالی که حداقل تعداد مشخصه‌های ردیاب بر اساس کمینه کردن ویکس لامبدا می‌باشد [۴۲، ۲۰].

۲.۵. تعیین سهم نسبی منابع رسوب در تولید رسوب

بعد از مشخص کردن ترکیب بهینه ردیاب (با استفاده از تحلیل تابع تشخیص)، برای تعیین سهم و اهمیت نسبی هر یک از منابع بالقوه در تولید رسوب از مدل‌های ترکیبی استفاده می‌شود [۵۲]. انواع مختلف مدل‌های ترکیبی یا الگوریتم‌ها برای تخمین سهم نسبی منابع رسوب بالقوه استفاده شده است [۷، ۳۳]. نوع و ساختار مدل‌های ترکیبی آماری می‌تواند به طور قابل ملاحظه بر برآوردهای سهم منابع تأثیر داشته باشد [۱۵، ۴۶]. از این رو، آن‌ها یک مسئله مهم تحقیق برای مطالعات منشاء‌یابی رسوب هستند [۲۶]. اکثر این مدل‌ها مبتنی بر برنام‌های خطی بوده و وابسته به راه‌حل‌های بهینه مقادیر میانگین ردیاب‌ها هستند [۵۲]. در این پژوهش برای تعیین سهم نسبی رسوب از مدل غیر ترکیبی بی‌زی برای تعیین سهم نسبی رسوبات و تخمین عدم قطعیت آن‌ها استفاده شد. در مدل

غلظت‌های حاصل به میلی‌گرم در هر کیلوگرم بیان شد. نتایج نشان داد که خطای تحلیلی برای هر عنصر کمتر از ۵ درصد بود. نتایج اندازه‌گیری‌های ژئوشیمیایی نمونه‌های رسوب در جدول (۱) خلاصه شده است.

۲.۴. انتخاب ویژگی‌های ردیاب بهینه

اولین مرحله از روش استاندارد منشأ‌یابی شامل حذف خصوصیات ردیاب غیر محافظه کارانه برای تحلیل است. به این منظور ردیاب‌های غیر محافظه کارانه بر اساس دو روش شناسایی و حذف شدند [۲۷]. در ابتدا تست استاندارد براکت یا دامنه [۱۱] برای اطمینان از اینکه غلظت‌های ردیاب رسوبات هدف (که از رسوبات معلق نمونه برداری شده در رخدادهای سیلاب در خروجی اصلی حوضه جمع‌آوری شده‌اند) در محدوده غلظت ویژگی‌های ردیاب نمونه‌های خاک و رسوب منابع سطحی کاربری کشاورزی و مرتع و زیر سطحی (کانال رودخانه) قرار دارد اعمال شد و ردیاب‌های تمام نمونه‌های رسوب که غلظت‌های بالاتر یا پایین‌تری نسبت به نمونه‌های هر منبع را نشان دادند، غیر محافظه کارانه شناخته شد و در مرحله اول حذف شدند [۲۷، ۲۹، ۴۸]. در مرحله دوم میانگین غلظت ژئوشیمیایی نمونه‌های رسوب هدف پایین دست با محدوده غلظت متوسط نمونه‌های منبع بالادست (رسوبات منابع سطحی و زیر سطحی) مقایسه شد [۱۶ و ۵۵]. همچنین در این مرحله ردیاب‌هایی که در محدوده غلظت متوسط نمونه‌های منبع قرار نداشتند، حذف شدند.

مرحله دوم روش منشأ‌یابی شناسایی مجموعه بهینه‌ای از ردیاب‌ها است که قادر به تفکیک بین منابع رسوب بالقوه است [۱۳، ۴۲]. برای انجام این کار یک روش آماری دو مرحله‌ای [۶] شامل آزمون کروسکال والیس (KW-H) و تحلیل تابع تشخیص (DFA) برای شناسایی ترکیب بهینه ردیاب استفاده شد. در مرحله اول، آزمون کروسکال والیس برای ارزیابی توانایی هر یک از ویژگی‌های ردیاب به منظور

^۱Conservative test

^۲Wilks' lambda

اطلاعات اولیه نمونه‌های رسوب با استفاده از ضرایب آلفا و بتا برای هر کدام از منابع رسوب براساس تابع توزیع بتا به صورت زیر محاسبه می‌شود (رابطه ۵):

$$L(f_q | \alpha_i, \beta_i) = \prod_{k=1}^n \frac{f_i^{\alpha_i-1} (1-f_i)^{\beta_i-1}}{B(\alpha_i, \beta_i)} \quad \text{رابطه ۵}$$

در نهایت درست‌نمایی اطلاعات اولیه در درست‌نمایی نمونه‌های رسوب به منظور محاسبه احتمال پسین غیرنرمال ضرب شد. مدل بیزی برای تعیین سهم نسبی منابع دارای دو شرط تغییرپذیری درصد سهم منابع رسوب بین صفر تا یک و مجموع سهم نسبی منابع رسوب برابر یک می‌باشد. با توجه به اینکه از خروجی حوضه ۱۰ نمونه رسوب معلق برداشت شده بود مدل عدم قطعیت بیزی یکبار به وسیله برنامه *Simulink* در نرم‌افزار *Matlab* برای تک تک نمونه‌ها اجرا شد و بار دیگر مجموع آن‌ها یکجا مورد استفاده قرار گرفتند. مدل 10^6 بار برای ترکیب‌های رسوب هدف تکرار شد و سهم نسبی رسوبات در هر سه منبع کشاورزی، مرتع و کانال جریان در صدک‌های ۵، ۵۰ و ۹۵ به دست آمدند و صدک پنجاه میانگرم سهم نسبی هر منبع در تولید رسوب و صدک ۵ و ۹۵ بیانگر عدم قطعیت موجود در منابع تولید رسوب هستند.

۳. نتایج

۳.۱. ردیاب ترکیبی انتخاب شده برای تفکیک

منابع رسوب بالقوه

جدول (۱) غلظت‌های ردیاب در منابع رسوب سطحی و زیر سطحی و نمونه‌های رسوب هدف در خروجی اصلی حوضه کمیش را مقایسه می‌کند. نتایج آزمایش استاندارد براکت نشان داد در واحدهای فرسایش سطحی کاربری کشاورزی و مرتع و زیر سطحی (کانال رودخانه) به عنوان منبع رسوبات، ۸ ردیاب (Zr, U, Na, Mg, Li, Al) منبع رسوبات، ۸ (K/Na و Fe/Mn) محافظه کارانه نبودند و از تجزیه و تحلیل بعدی حذف شدند.

بیزی، توابع احتمال سهم نسبی برای هر منبع رسوب f_i در منابع رسوب i در تمام نمونه‌های رسوب برداشت شده از خروجی حوضه محاسبه شدند. همچنین تابع احتمال سهم نسبی منابع رسوب (f_q) با تولید داده‌های تصادفی از روی داده‌های اولیه محاسبه شد. مطابق آنچه که ذکر شد احتمال پسین با ضرب احتمال اولیه در درست‌نمایی آن و تقسیم آن بر مجموع کل به دست آمد.

$$P(f_q | data) = \frac{L(data | f_q) \times p(f_q)}{\sum L(data | f_q) \times p(f_q)} \quad \text{رابطه ۱}$$

به این ترتیب $L(data | f_q)$ درست‌نمایی داده‌ها و f_q توزیع سهم منابع رسوب، $P(f_q)$ احتمال اولیه براساس اطلاعات اولیه و $L(data | f_q) \times P(f_q)$ احتمال پسین غیرنرمال است. از فرض‌های اولیه این مدل توزیع نرمال آن است، به عبارت دیگر فرض می‌شود توزیع داده‌ها نرمال است. برای به دست آوردن عدم قطعیت در منابع رسوب، میانگین و واریانس ردیاب‌ها در منابع تعریف می‌شوند و توزیع پیشنهادی برای محاسبه احتمال اولیه و پسین براساس میانگین و انحراف معیار نمونه‌های تصادفی رسوبات صورت می‌گیرد. میانگین و انحراف معیار برای محاسبه احتمال و درست‌نمایی داده‌ها به شکل زیر محاسبه می‌شود (روابط ۲، ۳، ۴):

$$\hat{\mu}_j = \sum_{i=1}^n (f_i \times m_{j_{Source_i}}) \quad \text{رابطه ۲}$$

$$\hat{\sigma}_j = \sqrt{\sum_{i=1}^n (f_i^2 \times S_{j_{Source_i}}^2)} \quad \text{رابطه ۳}$$

$$\text{رابطه ۴}$$

$$L(x | \hat{\mu}_j, \hat{\sigma}_j) = \prod_{k=1}^n \prod_{j=1}^n \left[\frac{1}{\hat{\sigma}_j \times \sqrt{2 \times \pi}} \times \exp \left(-\frac{(X_{kj} - \hat{\mu}_j)^2}{2 \times \hat{\sigma}_j^2} \right) \right]$$

که در آن X_{kj} مشخصات k ام نمونه رسوب است. درست‌نمایی سهم نسبی منابع رسوب f_q براساس

جدول ۱. داده غلظت ردیاب برای منابع رسوب فرسایش سطحی و زیر سطحی و نمونه رسوب هدف خروجی حوضه، نتایج آزمون تعیین ردیاب‌های محافظه کارانه یا محافظه کار و نتایج آزمون کروسکال والیس برای تفکیک منابع رسوبی فرسایش سطحی و زیر سطحی؛ واحدهای تمام عناصر mg kg^{-1} است

ردیاب‌ها	منابع رسوب			آزمون کروسکال والیس	نمونه‌های رسوب هدف (۱۰ نمونه)	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	p-value	سطح معنی‌داری	میانگین	انحراف معیار			
	کشاورزی		مرتع																کانال رودخانه		
	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار																میانگین	انحراف معیار	میانگین
Ag	۰/۳۰	۰/۲۹	۰/۰۴	۰/۲۹	۰/۰۴	۰/۳۱	۰/۰۵	۱/۴	۰/۴۸۵	۰/۳۸	۰/۰۶	۰/۳۸	۰/۰۶	n.c.	n.c.	۰/۴۸۵	۰/۳۸	۰/۰۶			
Al	۴۶۳۳۶/۵	۵۹۷۷/۹	۴۶۹۲۴/۱	۷۸۵۹/۷	۴۵۸۸/۴	۳۹۰۵۱/۷	n.c.	n.c.	n.c.	۵۵۶۵۴/۵	۲۵۰۲/۴	۵۵۶۵۴/۵	۲۵۰۲/۴	n.c.	n.c.	n.c.	۵۵۶۵۴/۵	۲۵۰۲/۴			
As	۳/۴	۱	۴/۴	۰/۸	۰/۳	۳/۳	۰/۳	۳۰/۲۹	۰/۰۰*	۴	۰/۳	۴	۰/۳	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۴	۰/۳			
Ba	۲۲۷	۲۴/۹	۲۴۰/۹	۴۲/۹	۴۷/۸	۲۱۶/۸	۱۲/۳	۱۲/۳	۰/۰۰۲*	۲۳۳/۴	۱۰/۲	۲۳۳/۴	۱۰/۲	۰/۰۰۲*	۰/۰۰۲*	۰/۰۰۲*	۲۳۳/۴	۱۰/۲			
Be	۱/۴	-/۲	۱/۵	-/۳	۱/۲	۱/۱	۲۵/۶	۲۵/۶	۰/۰۰*	۱/۴	۰/۰۷	۱/۴	۰/۰۷	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۱/۴	۰/۰۷			
Ca	۸۸۷۰۲/۸	۲۵۴۳۹/۵	۷۱۶۹۱/۸	۲۶۸۰۰/۴	۱۸۸۹۳/۳	۱۰۸۰۴/۲	۱۹/۳	۱۹/۳	۰/۰۰*	۸۶۰۴۰/۲	۴۸۴۹/۳	۸۶۰۴۰/۲	۴۸۴۹/۳	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۸۶۰۴۰/۲	۴۸۴۹/۳			
Cd	-/۳۰	۰/۰۲	۰/۳۱	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۲۸	۱۱/۸	۱۱/۸	۰/۰۰۳*	۰/۲۹	۰/۰۲	۰/۲۹	۰/۰۲	۰/۰۰۳*	۰/۰۰۳*	۰/۰۰۳*	۰/۲۹	۰/۰۲			
Ce	۴۷/۲	۵/۱	۵۰	۷/۹	۶/۸	۴۵/۸	۹/۷	۹/۷	۰/۰۰۸*	۴۶/۳	۲	۴۶/۳	۲	۰/۰۰۸*	۰/۰۰۸*	۰/۰۰۸*	۴۶/۳	۲			
Co	۲۲/۸	۷/۵	۲۱/۵	۱۱/۳	۸/۷	۲۲/۷	۲/۵	۲/۵	۰/۲۸۴	۲۱/۹	۰/۱	۲۱/۹	۰/۱	۰/۲۸۴	۰/۲۸۴	۰/۲۸۴	۲۱/۹	۰/۱			
Cr	۲۷۹/۸	۱۳۵/۷	۲۵۴/۲	۱۹۴/۲	۱۶۷/۴	۳۱۱/۵	n.c.	n.c.	n.c.	۱۷۳	۱۴/۶	۱۷۳	۱۴/۶	n.c.	n.c.	n.c.	۱۷۳	۱۴/۶			
Cu	۳۶/۹	۶/۶	۳۶/۸	۵/۴	۶/۴	۳۳/۷	n.c.	n.c.	n.c.	۴۰/۸	۳/۰	۴۰/۸	۳/۰	n.c.	n.c.	n.c.	۴۰/۸	۳/۰			
Fe	۳۵۲۹۸/۴	۷۲۶۵	۳۳۴۲۱/۲	۴۶۷۶/۷	۶۶۴۴	۳۱۹۲۹/۹	n.c.	n.c.	n.c.	۳۹۳۷۰/۹	۱۳۶۲/۲	۳۹۳۷۰/۹	۱۳۶۲/۲	n.c.	n.c.	n.c.	۳۹۳۷۰/۹	۱۳۶۲/۲			
K	۱۱۷۸۵/۳	۱۳۹۲/۶	۱۲۸۸۶/۶	۲۴۹۸/۲	۱۳۳۷/۵	۱۰۳۹۷/۲	۱۷/۸	۱۷/۸	۰/۰۰*	۱۲۰۲۴/۶	۴۹۳/۲	۱۲۰۲۴/۶	۴۹۳/۲	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۱۲۰۲۴/۶	۴۹۳/۲			
La	۲۰/۹	۲/۲	۲۱/۹	۳/۳	۳/۴	۲۰/۵	۸/۱	۸/۱	۰/۰۱۷*	۲۱/۱	۰/۹	۲۱/۱	۰/۹	۰/۰۱۷*	۰/۰۱۷*	۰/۰۱۷*	۲۱/۱	۰/۹			
Li	۲۳/۹	۵/۸	۲۳/۹	۳/۹	۲/۵	۲۲/۶	n.c.	n.c.	n.c.	۲۹/۵	۱/۳	۲۹/۵	۱/۳	n.c.	n.c.	n.c.	۲۹/۵	۱/۳			
Mg	۱۸۵۴۲/۵	۴۴۹۰/۹	۱۶۳۴۷	۶۱۳۴/۴	۵۰۱۰/۲	۲۰۵۸۵/۱	n.c.	n.c.	n.c.	۳	۰/۰	۳	۰/۰	n.c.	n.c.	n.c.	۳	۰/۰			
Mn	۷۰۰/۵	۱۱۲/۲	۷۸۳	۸۸/۷	۱۱۴/۴	۶۵۰	۱۳/۶	۱۳/۶	۰/۰۰۱*	۶۷۴/۲	۲۶	۶۷۴/۲	۲۶	۰/۰۰۱*	۰/۰۰۱*	۰/۰۰۱*	۶۷۴/۲	۲۶			
Mo	۰/۸	۰/۰۷	۰/۸	۰/۰۷	۰/۰۵	۰/۶۹	۲۶/۲	۲۶/۲	۰/۰۰*	۰/۷۵	۰/۰۶	۰/۷۵	۰/۰۶	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۷۵	۰/۰۶			
Na	۴۰۲۱	۷۷۸/۸	۳۸۶۷/۵	۷۵۶/۵	۴۶۴/۹	۴۱۲۸/۲	n.c.	n.c.	n.c.	۲۵۵۹/۲	۱۶۶/۲	۲۵۵۹/۲	۱۶۶/۲	n.c.	n.c.	n.c.	۲۵۵۹/۲	۱۶۶/۲			
Ni	۱۹۰/۴	۱۰۸/۷	۱۶۷/۸	۲۰۰/۸	۱۰۹/۲	۲۰۹/۶	۷/۸	۷/۸	۰/۰۲۰*	۱۸۷/۶	۶/۱	۱۸۷/۶	۶/۱	۰/۰۲۰*	۰/۰۲۰*	۰/۰۲۰*	۱۸۷/۶	۶/۱			
P	۸۱۶/۹	۲۷۸	۸۱۱/۳	۲۵۲/۳	۲۸۹/۹	۸۵۵/۳	n.c.	n.c.	n.c.	۶۹۰/۹	۳۲/۶	۶۹۰/۹	۳۲/۶	n.c.	n.c.	n.c.	۶۹۰/۹	۳۲/۶			
Pb	۱۵/۱	۴/۵	۱۵/۵	۳/۲	۲/۰	۱۲/۱	۱۷/۳	۱۷/۳	۰/۰۰*	۱۵/۱	۳/۴	۱۵/۱	۳/۴	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۱۵/۱	۳/۴			
S	۳۳۹/۴	۹۸/۸	۳۶۵/۴	۵۴/۸	۱۱۳/۲	۳۸۴/۸	۵/۹	۵/۹	۰/۰۵۰*	۳۶۹/۱	۱۴/۴	۳۶۹/۱	۱۴/۴	۰/۰۵۰*	۰/۰۵۰*	۰/۰۵۰*	۳۶۹/۱	۱۴/۴			
Sb	۱/۰	۰/۰۹	۰/۱	۰/۰۶	۰/۰۸	۱/۰۳	۴/۴	۴/۴	۰/۱۰۹	۱/۰	۰/۰۶	۱/۰	۰/۰۶	۰/۱۰۹	۰/۱۰۹	۰/۱۰۹	۱/۰	۰/۰۶			
Sc	۱۱/۳	۲/۱	۱۰/۹	۱/۳	۱/۶	۱۰/۰	۹/۵	۹/۵	۰/۰۰۹*	۱۱/۳	۰/۵	۱۱/۳	۰/۵	۰/۰۰۹*	۰/۰۰۹*	۰/۰۰۹*	۱۱/۳	۰/۵			
Sr	۱۹۲/۱	۴۱/۸	۱۶۰/۰	۳۴/۳	۴۲/۸	۲۸۷/۱	۴۳/۷	۴۳/۷	۰/۰۰*	۲۶۰/۹	۱۲/۸	۲۶۰/۹	۱۲/۸	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۲۶۰/۹	۱۲/۸			
Th	۱۰/۶	۰/۷	۱۱/۰	۱/۴	۱/۳	۱۰/۳	۱۰/۴	۱۰/۴	۰/۰۰۶*	۹/۶	۰/۳	۹/۶	۰/۳	۰/۰۰۶*	۰/۰۰۶*	۰/۰۰۶*	۹/۶	۰/۳			
Ti	۴۱۶۷/۰	۱۲۰۳/۱	۳۷۰۳/۷	۵۴۶/۱	۱۲۰۹/۱	۴۰۲۱/۵	۱/۷	۱/۷	۰/۴۱۸	۴۱۹۱/۴	۱۶۹/۹	۴۱۹۱/۴	۱۶۹/۹	۰/۴۱۸	۰/۴۱۸	۰/۴۱۸	۴۱۹۱/۴	۱۶۹/۹			
U	۲۰/۶	۳/۵	۱۹/۴	۴/۷	۴/۳	۲۱/۳	n.c.	n.c.	n.c.	۲۵/۶	۴/۶	۲۵/۶	۴/۶	n.c.	n.c.	n.c.	۲۵/۶	۴/۶			
V	۸۱/۶	۱۵/۷	۷۷/۱	۱۰/۵	۱۳/۳	۷۳/۰	۶/۹	۶/۹	۰/۰۳۲*	۸۱/۷	۱/۲	۸۱/۷	۱/۲	۰/۰۳۲*	۰/۰۳۲*	۰/۰۳۲*	۸۱/۷	۱/۲			
Y	۱۶/۲	۲/۳	۱۷/۳	۲/۹	۱/۴	۱۴/۴	۱۸/۳	۱۸/۳	۰/۰۰*	۱۶/۳	۰/۷	۱۶/۳	۰/۷	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۱۶/۳	۰/۷			
Yb	۱/۸	۰/۲	۱/۸	۰/۲	۰/۱	۰/۶	۱۹/۳	۱۹/۳	۰/۰۰*	۱/۸	۰/۱	۱/۸	۰/۱	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۰/۰۰*	۱/۸	۰/۱			
Zn	۷۱/۸	۱۶/۱	۷۰/۸	۱۰/۴	۹/۴	۶۱/۶	۱۲/۸	۱۲/۸	۰/۰۰۲*	۷۱/۹	۱/۶	۷۱/۹	۱/۶	۰/۰۰۲*	۰/۰۰۲*	۰/۰۰۲*	۷۱/۹	۱/۶			
Zr	۱۳۶/۸	۲۴/۰	۱۳۳/۷	۲۰/۹	۳۳/۸	۱۲۷/۷	n.c.	n.c.	n.c.	۸۲/۷	۳/۸	۸۲/۷	۳/۸	n.c.	n.c.	n.c.	۸۲/۷	۳/۸			

* مقدار p بحرانی = ۰/۰۵، n.c. ردیاب غیر محافظه کارانه

منظور آنته‌خاب ترکیب بهینه‌تر ردیاب در مرحله اول از آزمون کروسکال والیس استفاده شد. نتایج آزمون کروسکال والیس در هر مجموعه از منابع رسوب در جدول

همچنین نتایج مقایسه میانگین رسوب با منابع رسوب نشان داد که همه ردیاب‌های باقی مانده، به جز Cr، Cu، Fe و P محافظه کارانه هستند (جدول ۱). به

آزمون‌های مختلف در تحلیل تابع تشخیص بیانگر این بود که قدرت تفکیک تمام ردیاب‌ها کامل است. نتایج مربوطه در جدول (۲) ارائه شده است. همچنین بزرگ‌ترین مقدار ویژه از اولین تابع (۴/۸) مربوط به مقدار ویژه در جهت حداکثر گسترش از میانگین‌های گروه است. اولین تابع ارزش ویلکس لامبدا (۰/۰۰۰) نشان داد ۰/۹۳ درصد از واریانس کل در بین نمونه‌های منابع رسوب، توسط ردیاب‌ها توضیح داده شده است. مقدار همبستگی کانونی ۰/۹۰ بود و نشان‌دهنده همبستگی قوی بین نمرات تفکیک کننده و گروه‌های منبع مجزا است (جدول ۳).

(۱) خلاصه شده است. برای واحدهای فرسایش سطحی (کشاورزی و مرتع) و زیر سطحی (کانال رودخانه) به عنوان منابع رسوبات، چهار ردیاب (Ag, Co, Sb, Ti) از آزمون عبور نکردند و حذف شدند (جدول ۱). دومین رویکرد انتخاب ترکیب بهینه ردیاب تحلیل تابع تشخیص گام به گام برای منابع رسوب بود. برای منابع رسوبی فرسایش سطحی و زیر سطحی، در بین ۲۰ ردیاب عبور یافته از آزمون کرو سگال والیس، چهار ردیاب (Sr, Mn, Sc, Mo) برای ترکیب بهینه ردیاب که ۹۶ درصد از نمونه‌های نوع منبع را تفکیک و به درستی طبقه‌بندی نمودند انتخاب شدند (جدول ۲). نتایج

جدول ۲. وضعیت گام‌های مختلف ورود عناصر به مدل در منابع رسوب فرسایش سطحی و زیر سطحی

ردیاب	ویلکس لامبدا	F-remove	سطح معنی‌داری	تولرنس
Sr	۰/۳۵۸	۵۹/۰۹	۰/۰۰۰	۰/۳۳
Sc	۰/۲۲۳	۳۶/۲۵	۰/۰۰۰	۰/۲۳
Mn	۰/۱۷۴	۲۹/۸۵	۰/۰۰۰	۰/۳۲
Mo	۰/۱۳۷	۲۶/۷۳	۰/۰۰۰	۰/۷۳

جدول ۳. ویژگی‌های توابع تحلیل تشخیص در منابع رسوب فرسایش سطحی و زیر سطحی

تابع	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد تجمعی واریانس	همبستگی کانونی	کای اسکور	سطح معنی‌داری
۱	۴/۴۸	۹۳/۲	۹۳/۲	۰/۹۰	۱۲۸/۰	۰/۰۰۰
۲	۰/۳۳	۶/۸	۱۰۰	۰/۵۰	۱۸/۲۵	۰/۰۰۰

درصد است.

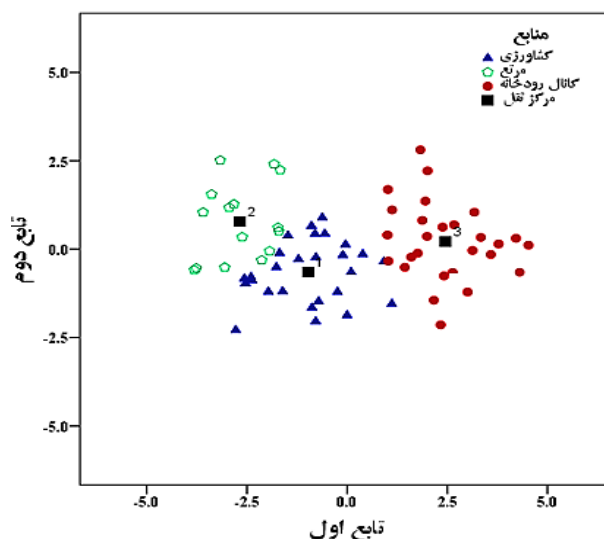
نمودار پراکندگی^۱ توابع تشخیصی اول و دوم برای توصیف منابع فرسایش سطحی و زیر سطحی، نشان می‌دهد که منابع رسوب به ویژه کانال رودخانه (فرسایش کناره‌ای) از دو منبع خاک سطحی دیگر با استفاده از ردیاب ترکیبی انتخاب شده کاملاً جدا از هم و تفکیک شده بودند (شکل ۳).

جدول (۴) درصد طبقه‌بندی صحیح در هر گروه و تعداد نمونه‌های درست طبقه‌بندی شده را نشان می‌دهد. با توجه به این جدول نمونه‌ها در کاربری اراضی از ۹۲/۶ تا ۱۰۰ درصد صحیح برداشت و طبقه‌بندی شده‌اند. در این جدول درصد صحیح طبقه‌بندی در زمین کشاورزی ۹۲/۶ درصد، مرتع ۹۳/۳ درصد و کانال رودخانه ۱۰۰ درصد است. درصد طبقه‌بندی صحیح کلی برابر با ۹۶

^۱Scatterplot

جدول ۴. صحت طبقه‌بندی نمونه‌های برداشت شده از منابع رسوب فرسایش سطحی و زیر سطحی

منابع	پیش‌بینی عضویت در گروه‌ها			جمع کل
	کشاورزی	مرتع	کانال رودخانه	
تعداد				
کشاورزی	۲۵	۰	۲	۲۷
مرتع	۱	۱۴	۰	۱۵
کانال رودخانه	۰	۰	۲۷	۲۷
درصد				
کشاورزی	۹۲/۶	۰/۰	۷/۴	۱۰۰
مرتع	۶/۷	۹۳/۳	۰/۰	۱۰۰
کانال رودخانه	۰/۰	۰/۰	۱۰۰	۱۰۰



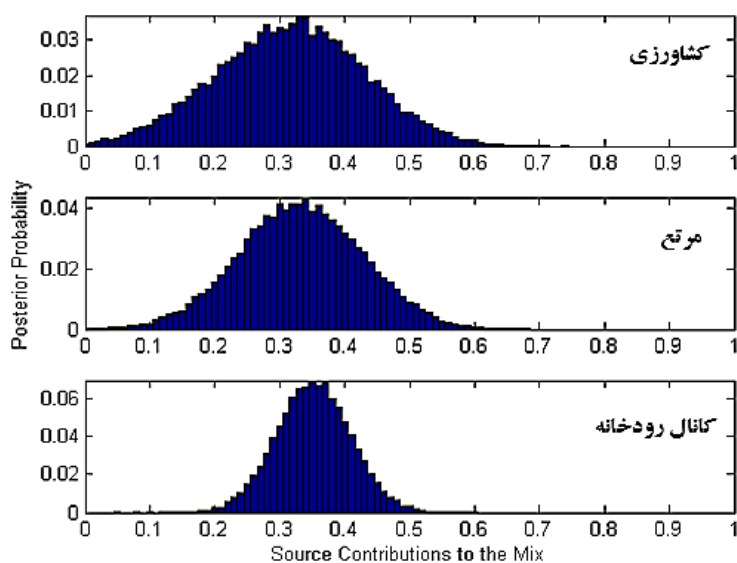
شکل ۳. توابع تشخیصی اول و دوم با استفاده از DFA محاسبه شده با انتخاب امضای ترکیبی

(شامل ۴ ردیاب: Sr، Sc، Mn و Mo) برای سه منبع رسوب فرسایش سطحی کاربری کشاورزی-مرتع و زیر سطحی (کانال رودخانه)

۳.۲. سهم منابع رسوب

دامنه عدم قطعیت مربوطه از منابع کاربری کشاورزی و مرتع و کانال رودخانه (فرسایش کناره‌ای) به ترتیب ۳۱/۸ درصد (۱۲/۷ - ۵۰/۳)، ۳۳/۲ درصد (۱۷/۵ - ۴۹) و ۳۵/۲ درصد (۲۵/۶ - ۴۴/۶) برآورد شد.

شکل (۴) خروجی مدل غیر ترکیبی بیزی را برای مجموع نمونه‌های رسوب معلق ارائه می‌دهد که با استفاده از ترکیب بهینه ردیاب (جدول ۵)، سهم نسبی رسوب با



شکل ۴. هیستوگرام توابع چگالی پسین سهم‌های برآوردی برای منابع رسوب کاربری کشاورزی و مرتع و زیر سطحی (کانال رودخانه) با استفاده از ترکیب بهینه ردیاب

جدول ۵. نتایج تقسیم‌بندی و عدم قطعیت مرتبط با سهم منابع رسوب کاربری و فرسایش زیرسطحی با استفاده از ترکیب بهینه ردیاب‌ها شامل Sr، Sc، Mn و Mo

منابع رسوب سطحی و زیر سطحی			نمونه رسوب
کانال رودخانه (%)	مرتع (%)	کشاورزی (%)	
۳۰/۳ (۶۲/۷-۵۵/۷)	۳۵/۱ (۵۸/۸-۶۶/۸)	۳۲/۳ (۴۵-۷۰)	۱
۳۵/۸ (۹۱/۵-۶۴/۵)	۳۱ (۴۷-۶۳/۱)	۲۹/۷ (۳۸-۶۷/۲)	۲
۳۵/۱ (۹۲-۶۱/۵)	۳۱/۵ (۵۱-۶۲/۱)	۳۰/۷ (۷۲-۶۷/۴)	۳
۴۷/۲ (۱۳۲-۷۹)	۲۱/۸ (۲۲-۵۸/۴)	۲۳/۸ (۲۱-۶۸/۳)	۴
۲۷/۲ (۴۹-۵۴/۶)	۳۶/۹ (۶۸-۶۹/۶)	۳۳/۳ (۴۶-۷۰/۱)	۵
۲۶/۵ (۳۵-۶۲/۵)	۲۷/۵ (۲۹-۶۸/۶)	۴۱ (۶۲-۷۹/۴)	۶
۳۶/۷ (۸۵-۶۶/۷)	۳۰/۴ (۴۵-۶۴/۲)	۲۸/۷ (۳۱-۶۸/۸)	۷
۳۲/۴ (۴۴-۷۵/۹)	۲۰/۳ (۱۷-۶۸/۶)	۳۷/۴ (۲۸-۸۲)	۸
۲۷/۴ (۴۴-۵۴/۴)	۳۶/۵ (۳-۶۹/۳)	۳۳/۴ (۴۵-۷۰/۹)	۹
۳۱/۷ (۶۶-۵۹/۲)	۲۹/۶ (۲-۶۳/۷)	۳۶ (۴۷-۷۲/۸)	۱۰
۳۵/۲ (۶-۴۴/۶)	۳۳/۲ (۵-۴۹)	۳۱/۸ (۳۷-۵۰/۱۲)	ترکیب کل

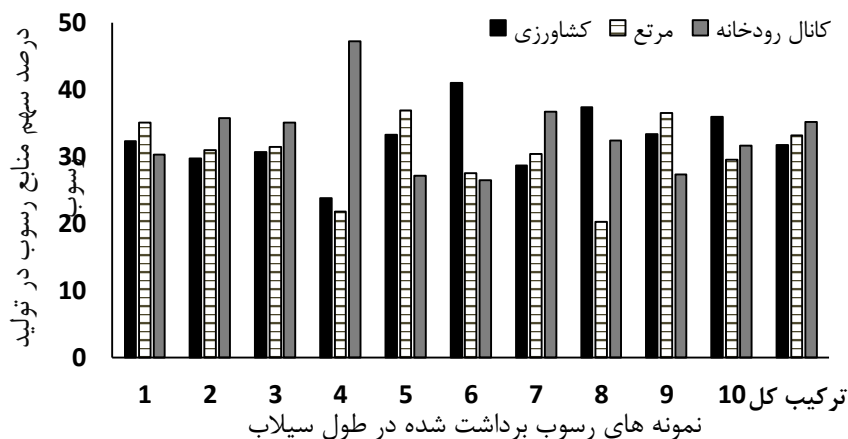
*مقادیر موجود در پرانتز دامنه عدم قطعیت را نشان می‌دهد (۹۰٪ محدوده اطمینان: ۰.۵-۰.۹۵٪)

مرتع و کانال رودخانه (فرسایش کناره‌ای) بر روی ده نمونه رسوب منفرد جمع‌آوری شده در طول رخداد

همچنین نتایج حاصل از اجرای مدل غیر ترکیبی بی‌زی برای تعیین سهم نسبی منابع کاربری کشاورزی و

رودخانه کمتر است و همچنین سهم ویژه بسیار بیشتر که نشان‌دهنده نرخ فرسایش و تولید رسوب بسیار بالاتر در کانال رودخانه می‌باشد. مطالعات اخیر تأثیر کانال‌های فرسایش یافته رودخانه را بر دینامیک رسوب تأیید می‌کند [۳۵]. این مطالعات نشان می‌دهند که کانال‌های رودخانه منشأ اصلی تولید رسوب معلق هستند که توسط سیستم‌های رودخانه‌ای در ایران [به‌عنوان مثال: ۱۸ و ۳۳] و در سطح بین‌المللی [به‌عنوان مثال: ۴ و ۵] حمل می‌شوند.

سیلاب در حوضه مطالعاتی محاسبه شد (شکل ۵ و جدول ۵). ترکیب بهینه ردیاب (Mo، Mn، Sc، Sr) نشان داد منابع رسوب سطحی و زیر سطحی سهم یکسانی در تولید و انتقال رسوب در سطح حوضه آبخیز را دارا هستند. با استفاده از مساحت خاک‌های سطحی کشاورزی و مرتع و زیر سطحی کانال رودخانه (به ترتیب ۱۶۳، ۱۳۳ و ۰/۶۰ کیلومتر مربع)، اهمیت ویژه مربوطه [۳۵] (بر اساس میانگین کلی سهم نسبی ترکیب بهینه ردیاب) این منابع ۰/۲۰، ۰/۲۵ و ۵۸/۳۳ برآورد شد. در اینجا مساحت کانال



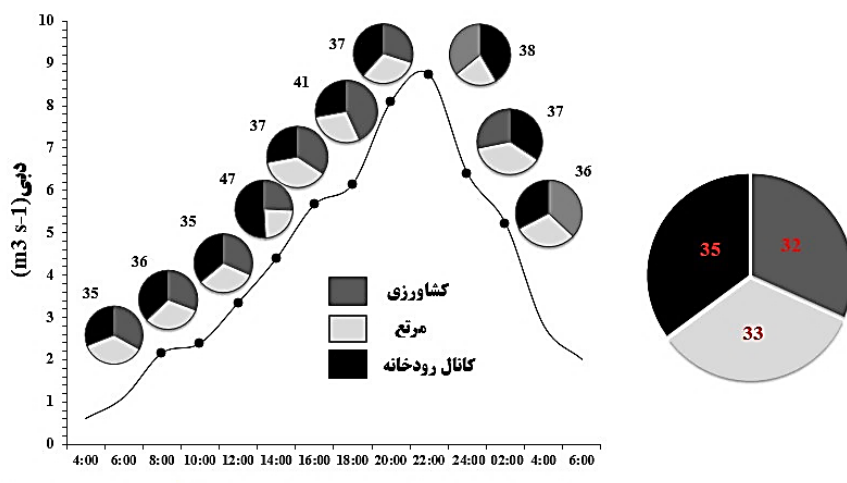
شکل ۵. سهم منابع سطحی و زیر سطحی در تولید رسوب در طول رخداد سیلاب

داشتند. در حالی که در اوج دبی و زمان رکود رخداد سیلاب (نمونه‌های ۸ و ۱۰)، دوباره مناطق سطحی کاربری کشاورزی (۳۶٪-۳۸٪) و در نمونه نهم مراتع (۳۷٪) منبع اصلی رسوب بودند (شکل ۶). این نتایج با مطالعه [۵] مطابقت نشان می‌دهد، به طوری که در هر دو مطالعه کانال رودخانه بر روی هیدروگراف در حال افزایش غلبه داشت. همچنین با مطالعه [۴۸] که منابع رسوب در تغییر درون رخداد که در آن منابع کشاورزی فعالیت بیشتری در طول روند افزایش هیدروگراف در حالی که فرسایش کناره‌ای کانال رودخانه نشان‌دهنده تمایل به افزایش در طول کاهش هیدروگراف سیل ارائه شده است،

همچنین سهم متناسب خاک‌های کاربری کشاورزی و مرتع و کانال رودخانه (فرسایش کناره‌ای) به رسوبات معلق جمع‌آوری شده در طول رخداد سیلاب به‌منظور بررسی تغییرات زمانی منابع رسوب (شکل ۶) استفاده گردید. نتایج حاکی از آن بود که در رخداد سیلاب (آبان ۱۳۹۷)، فرسایش کناره‌ای کانال رودخانه سهم بیشتری از رسوبات فرسایش یافته از کاربری‌های کشاورزی و مرتعی در هنگام بالا آمدن (صعود) هیدروگراف با سهم بین ۳۵٪ در نمونه سوم تا ۴۷٪ در نمونه رسوب چهارم را به خود اختصاص می‌دهد. تنها در نمونه‌های ۵ و ۶ به ترتیب مناطق کاربری مرتع (۳۷٪) و کشاورزی (۴۱٪) تسلط

^۱Specific importance

است. سهم منابع رسوب با نمودارهای دایره‌ای برای ده نمونه رسوب منفرد جمع‌آوری شده در طول رخداد (شکل ۶، نمودار سمت چپ) بر روی هیدروگراف سیل و برای کل نمونه‌های رسوب به صورت یکجا (شکل ۶، نمودار سمت راست) نشان داده شده است.



شکل ۶. سهم منابع سطحی و زیر سطحی در نمونه‌های رسوب معلق زیر رخداد سیلاب (نمودار سمت چپ) و در طول کل رخداد سیلاب در حوضه آبخیز کمیش (نمودار دایره‌ای سمت راست).

حجم زیست توده و تسهیل عملیات مکانیکی عامل اصلی افزایش فرسایش خاک و تولید رسوب در دامنه‌های شیب‌دار است [۲۲]. از طرفی، فشارهای کاربری زمین ساحل رودخانه، به‌ویژه توسعه زمین‌های کشاورزی تا حاشیه رودخانه در حوضه کمیش نه تنها منجر به ورود خاک شستشو یافته سطحی به داخل جریان می‌شود، بلکه می‌تواند نقش تأثیرگذاری در فرسایش دیواره کانال رودخانه ایفا کند. در نتیجه، شیوه‌های مدیریت هدفمند باید از طریق کنترل فرسایش کناره‌ای کانال و کاربری اراضی این منابع متمرکز شوند تا اثرات آن‌ها بر روی نهشته‌های رسوب ریزدانه به حداقل برسد. بنابراین اقدامات مدیریتی از جمله حفاظت خاک، عملیات شخم، کاهش شیب اراضی با استفاده از تراس‌بندی و تلاش برای تثبیت و بازسازی کانال، کنترل شیب به منظور جلوگیری از برش کناره‌ای و یا مدیریت سیلاب برای کاهش

نتایج این مطالعه نشان داد که سهم نسبی منابع رسوب کاربری کشاورزی و مرتع و زیر سطحی (فرسایش کناره‌ای) در تولید رسوب حوضه آبخیز کمیش تقریباً یکسان است. همچنین منابع رسوب در تغییر درون رخداد سیلاب که در آن منابع کانال رودخانه فعالیت بیشتری در شاخه بالا رونده هیدروگراف (۴۷ درصد، نمونه چهارم) در حالی که فرسایش سطحی کاربری کشاورزی (۳۸ درصد، نمونه هشتم) و مرتع (۳۷ درصد، نمونه نهم) نشان‌دهنده تمایل به افزایش در طول شاخه پایین رونده هیدروگراف سیل نشان دادند. در حال حاضر، گسترش کشاورزی دیم در سطح حوضه و شخم شدید در جهت شیب یکی از عوامل بروز مشکلات فرسایش در حوضه مورد مطالعه است. به‌عبارتی شیوه‌های معمول و سنتی کشاورزی دیم از جمله شخم شدید با ادوات سنگین به علاوه حذف معمول پسماندهای زراعی با سوزاندن به منظور کاهش

فرسایش کانال می‌تواند شرایط اکولوژیک حوضه آبخیز را بهبود بخشد و تأثیر مطلوبی بر شرایط رسوبات این حوضه داشته باشد. اطلاعات کمی در مورد منابع رسوب معلق به رودخانه‌ها می‌تواند به استراتژی‌های مدیریت هدفمند در مهم‌ترین منابع رسوب معلق در حوضه آبخیز کمک کند. در نتیجه تحقیقات آینده باید برنامه‌های نمونه‌برداری درون سیلاب را، با وجود تلاش‌های نمونه‌برداری از آن‌ها، به‌منظور به حداکثر رساندن احتمال توصیف تمام سناریوهای واکنش رسوب در طول سیلاب برای تقسیم سهم منبع را گسترش دهد.

تشکر و قدردانی

این تحقیق خروجی رساله دکتری ژنومورفولوژی دانشگاه شهید بهشتی تهران با عنوان "تحلیل مکانی و زمانی منشاءبایی رسوب با استفاده از تکنیک‌های آماری چند متغیره و مدل‌های ترکیبی در حوضه کمیش در شرق کرمانشاه" است. این رساله با پشتیبانی مالی صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور (INSF)، مورخ ۱۳۹۷/۶/۲۴ تحت قرارداد شماره ۹۶۰۱۵۲۸۲ انجام شد. بدین‌وسیله از این سازمان تشکر و قدردانی می‌شود.

References

- [1] Anh, P. T. Q., Gomi, T., MacDonald, L. H., Mizugaki, Sh., Khoa, P. V. and Furuichi, T. (2014). Linkages among land use, macronutrient levels, and soil erosion in northern Vietnam: A plot-scale study. *Geoderma*, v. 232-234, p. ۳۵۲-۳۶۲, ۰۰۰.
- [2] Blake, W.H. et al., (2018). A deconvolutional Bayesian mixing model approach for river basin sediment source apportionment. *Scientific reports*, 8(1): 13073.
- [3] Boardman, J., Burt, T.P., Evans, R., Slattery, M.C. and Shuttleworth, H. (1996). Soil erosion and flooding as a result of a summer thunderstorm in Oxfordshire and Berkshire, May 1993. *Applied Geography*, 16(1): 21-34. DOI:[https://doi.org/10.1016/0143-6228\(95\)00023-2](https://doi.org/10.1016/0143-6228(95)00023-2).
- [4] Carter, J., Owens, P.N., Walling, D.E. and Leeks, G.J. (2003). Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. *Science of the total environment*, 314: 513-534.
- [5] Cashman, M.J., Gellis, A., Sanisaca, L.G., Noe, G.B., Cogliandro, V. and Baker, A. (2018). Bank-derived material dominates fluvial sediment in a suburban Chesapeake Bay watershed. *River Research and Applications*, 34(8): 1032-1044.
- [6] Collins, A.L., Walling, D. and Leeks, G. (1997a). Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. *Catena*, 29(1): 1-27.
- [7] Collins, A.L., Walling, D.E. and Leeks, G.J. (1997b). Fingerprinting the origin of fluvial suspended sediment in larger river basins: combining assessment of spatial provenance and source type. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 79(4): 239-254.
- [8] Collins, A.L., Pulley, S., Foster, I.D.L., Gellis, A., Porto, P. A. and Horowitz, J. (2017). Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: A review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. *Journal of Environmental Management*, 194: 86-108. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.075>

- [9] Collins, A.L. and Walling, D.E. (2007). Sources of fine sediment recovered from the channel bed of lowland groundwater-fed catchments in the UK. *Geomorphology*, 88(1): 120-138. DOI:https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.10.018
- [10] Evans, R. Collins, A.L., Zhang, Y., Foster, I.D.L., Boardman, J., Sint, H., Lee, M.R.F. and Griffith, B.A. (۲۰۱۷). A comparison of conventional and ¹³⁷Cs-based estimates of soil erosion rates on arable and grassland across lowland England and Wales. *Earth-Science Reviews*, 173: 4۹-۶۴. DOI:https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.08.00۵.
- [11] Foster, I.D.L. and Lees, J.A. (2000). Tracers in Geomorphology, Theory and Applications in Tracing Fine Particulate Sediments. In: Foster, I.D.L. (Ed.), *Tracers in Geomorphology*. Wiley, Chichester UK, pp. 3-20.
- [12] Gellis, A. and Gorman Sanisaca, L. (2018). Sediment Fingerprinting to Delineate Sources of Sediment in the Agricultural and Forested Smith Creek Watershed, Virginia, USA. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(6): 1197-1221.
- [13] Gray, Andrew B. (2018). The impact of persistent dynamics on suspended sediment load estimation. *Geomorphology* ۳۲۲:۱۳۲-۱۴۷.
- [14] Guo, Y. Yang, SH., Su, N., Li, CH., Yin, P and Wang, ZH. (2018). Revisiting the effects of hydrodynamic sorting and sedimentary recycling on chemical weathering indices. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 227: 48-۶۳. DOI:https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.02.015.
- [15] Haddadchi, A., Nosrati, K. and Ahmadi, F. (2014). Differences between the source contribution of bed material and suspended sediments in a mountainous agricultural catchment of western Iran. *CATENA*, 116: 105-113. DOI:https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.12.011
- [16] Haddadchi, A., Olley, J. and Pietsch, T. (2015). Quantifying sources of suspended sediment in three size fractions. *Journal of soils and sediments*, 15(10): 2086-2100.
- [17] Haddadchi, A., Ryder, D.S., Evrard, O. and Olley, J. (2013). Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. *International Journal of Sediment Research*, 28(4): 560-578.
- [18] Hakimkhani, S., Ahmadi, H. and Ghayoumian, J. (2009). Determining erosion types contributions to the sediment yield using sediment fingerprinting method (case study: Margan watershed, Makoo). *Soil Water Sci J* 19:83-9۶.
- [19] Heidary, K., Najafi Nejad, A., Khormali, F. and Baba Nejad, M. (2013). Determining land units contributions to suspended sediment yield using sediment fingerprinting method (Case study: Tull bane basin, Golestan province), *Environmental Erosion Researches*, 3, 27 - 38.
- [20] Hughes, A.O., Olley, J.M., Croke, J.C. and McKergow, L.A. (2009). Sediment source changes over the last 250 years in a dry-tropical catchment, central Queensland, Australia. *Geomorphology*, 104(3): 262-275. DOI:https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.09.003.
- [21] Koiter, A., Owens, P., Petticrew, E. and Lobb, D. (2013). The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth-Science Reviews*, 125: 24-42.
- [22] Jin, K. et al., (2007). Effects of different management practices on the soil-water balance and crop yield for improved dryland farming in the Chinese Loess Plateau. *Soil and Tillage Research*, 96(1-2): 131-144.
- [23] Juracek, K. E., and Ziegler, A. C. (2009), Estimation of sediment sources using selected chemical tracers in the Perry lake basin, Kansas, USA, *Int J Sediment Res* 24, 108-125.
- [24] Laceby, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J., Minella, J. P.G. and Owens, P.N. (2017). The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Science Reviews*, 169: 85-1۰۳. DOI:https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.04.0۰۹.
- [25] Malhotra, K., Lamba, J., Srivastava, P. and Shepherd, S. (2018). Fingerprinting Suspended Sediment Sources in an Urbanized Watershed. *Water*, 10(11): 1573.

- [26] Manjoro, M., Rowntree, K., Kakembo, V., Foster, I. and Collins, A.L. (2017). Use of sediment source fingerprinting to assess the role of subsurface erosion in the supply of fine sediment in a degraded catchment in the Eastern Cape, South Africa. *Journal of Environmental Management*, 194: 27-41. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.019>.
- [27] Mohammadi Raigani, Z., Nosrati, K. and Collins, A.L. (2019). Fingerprinting sub-basin spatial sediment sources in a large Iranian catchment under dry-land cultivation and rangeland farming: Combining geochemical tracers and weathering indices. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 24: 100613. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100613>.
- [28] Morgan, R. P. C. (2009). *Soil and Water Conservation*, 3th edition. PP: 1-3۰۳.
- [29] Mukundan, R., Radcliffe, D., Ritchie, J., Risse, L. and McKinley, R. (2010). Sediment fingerprinting to determine the source of suspended sediment in a southern Piedmont stream. *Journal of environmental Quality*, 39(4): 1328-۱۳۳۷.
- [30] Navratil, O., Olivier, E., Esteves, M., Legout, C., Ayrault, S., Némery, J., Mate-Marin, A., Ahmadi, M., Lefèvre, I., Poirel, A. and Bonté, PH. (2012). Temporal variability of suspended sediment sources in an alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(8): ۸۲۸-۸۴۶.
- [31] Nosrati, K. and Collins, A.L. (2019a). Investigating the importance of recreational roads as a sediment source in a mountainous catchment using a fingerprinting procedure with different multivariate statistical techniques and a Bayesian un-mixing model. *Journal of Hydrology*, 569: 506-5۱۸.
- [32] Nosrati, K., Collins, A.L. and Madankan, M. (2018a). Fingerprinting sub-basin spatial sediment sources using different multivariate statistical techniques and the Modified MixSIR model. *CATENA*, 164: 32-43. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.003>.
- [33] Nosrati, K., Govers, G., Semmens, B.X. and Ward, E.J. (2014). A mixing model to incorporate uncertainty in sediment fingerprinting. *Geoderma*, 217: 173-180.
- [34] Nosrati, K., Haddadchi, A., Collins, A.L., Jalali, S. and Zare, M.R. (2018b). Tracing sediment sources in a mountainous forest catchment under road construction in northern Iran: comparison of Bayesian and frequentist approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(31): 30979-30997.
- [35] Nosrati, K. and Collins, A.L. (2019b). Fingerprinting the contribution of quarrying to fine-grained bed sediment in a mountainous catchment, Iran. *River Research and Applications*, 35(3): 290-300. DOI:10.1002/rra.3408.
- [36] Nosrati, K., Ahmadi, F., Nazari Samani, A.A. and Servati, M. R. (2016). Determining of landuse effects on sediment yield of watershed through sediment fingerprinting technique of suspended load and bed materials in Taleghani catchment, Khorram Abad, *Journal of Range and Watershed Management*. 68 (4), 751-7۶۵.
- [37] Nosrati, K. and Jalali, S. (2017). Investigating suspended sediment yield in Ziarat Drainage Basin, Gorgan in different seasons using sediment fingerprinting technique, *ECO HYDROLOGY*, 4 (3), 8۸۷-۸۹۵.
- [38] Olley, J. and Caitcheon, G. (2000). Major element chemistry of sediments from the Darling–Barwon river and its tributaries: implications for sediment and phosphorus sources. *Hydrological Processes*, 14(7): 1159-1175.
- [39] Owens, P.N., W.H. Blake., L. Gaspar., D. Gateuille., A.J. Koiter., D.A. Lobb., E.L. Petticrew., D.G. Reiffarth., H.G. Smith. and J.C. Woodward. (2016). Fingerprinting and tracing the sources of soils and sediments: Earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications. *Earth-Science Reviews*, 162: 1-23. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.012>
- [40] Owens, P. N. Blake, W. H. and Petticrew, E. L. (2006). Changes in sediment sources following wildfire in mountainous terrain: a paired-catchment approach, British Columbia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 6, 637-۶۴۵.

- [41] Owens, P.N., Walling, D.E. and Leeks, G.J.L. (1999). Use of floodplain sediment cores to investigate recent historical changes in overbank sedimentation rates and sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. *Catena* 36, 21–47.
- [42] Palazón, L. and Navas, A. (2017). Variability in source sediment contributions by applying different statistic test for a Pyrenean catchment. *Journal of Environmental Management*, 194: 42-53. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.058>.
- [43] Pulley, S., Foster, I. and Antunes, P. (2015). The uncertainties associated with sediment fingerprinting suspended and recently deposited fluvial sediment in the Nene river basin. *Geomorphology*, 228: 303-319.
- [44] Rose, Lucy A., Karwan, D.L. and Aufdenkampe, A.K. (2018). Sediment fingerprinting suggests differential suspended particulate matter formation and transport processes across hydrologic regimes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123(4):1213-1229.
- [45] Smith, H.G. and Blake, W.H. (2014). Sediment fingerprinting in agricultural catchments: a critical re-examination of source discrimination and data corrections. *Geomorphology*, 204: 177-191.
- [46] Smith, H.G., Evrard, O., Blake, W.H. and Owens, P.N. (2015). Preface—Addressing challenges to advance sediment fingerprinting research. *Journal of Soils and Sediments*, 15(10): 2033-2۰۳۷.
- [47] Tiecher, T., Caner, L., Minella, J.P., Pellegrini, A., Capoane, V., Alvarez, J., Schaefer, G. and Dos Santos, D. (2018b). Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). *Land Degradation & Development*. LDD- 16- 0821.
- [48] Tiecher, T., Caner, L., Minella, J.P., Pellegrini, A., Capoane, V., Alvarez, J., Schaefer, G. and Dos Santos, D. (2018a). Tracing sediment sources in two paired agricultural catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. *GEODER*11778.
- [49] Walling, D.E. (2013). The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *J. Soils Sediments* 1310, 1658e1675.
- [50] Walling, D., and Collins, A. L. (2008). The catchment sediment budget as a management tool, *Environmental Science & Policy*, 11, 136-143.
- [51] Walling, D.E., Collins, A.L. and Stroud, R. (2008). Tracing suspended sediment and particulate phosphorus sources in catchments. *J. Hydrol.* 350, 274e289.
- [52] Walling, D., Woodward, J. and Nicholas, A. (1993). A multi-parameter approach to fingerprinting suspended-sediment sources. *IAHS publication* (215): 329-338.
- [53] Wallbrink, P., Martin, C. and Wilson, C. (2003). Quantifying the contributions of sediment, Sediment-P and fertiliser-P from forested, cultivated and pasture areas at the landuse and catchment scale using fallout radionuclides and geochemistry. *Soil and Tillage Research* 69, 53-68.
- [54] Wang, W., Fang, N., Shi, Z. and Lu, X. (2018). Prevalent sediment source shift after revegetation in the Loess Plateau of China: Implications from sediment fingerprinting in a small catchment. *Land Degradation & Development*, ۲۹(۱۱): ۳۹۶۳-۳۹۷۳.
- [55] Wilkinson, S.N., Hancock, G.J., Bartley, R., Hawdon, A.A. and Keen, R.J. (2013). Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 180: 90-102. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.002>.
- [56] Zhou, H., Chang, W. and Zhang, L. (2016). Sediment sources in a small agricultural catchment: A composite fingerprinting approach based on the selection of potential sources. *Geomorphology*, 266: 11-19. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.05.007>.

