پژوهش‌های آبخیزداری

دوره ۳۲، شماره ۲، شماره پیاپی ۱۲۳، تابستان ۱۳۹۸، صفحات ۹۴- ۷۹
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2019.124151.1170

بررسی کارآیی ساختارهای مختلف مدل ترکیبی در روش انگشت‌نگاری رسوب برای تعیین سهم منابع مختلف رسوب ته‌نشین‌شده در مخزن سد خاکی لاور فین، استان هرمزگان

سمانه حبیبی
دانش‌آموخته‌ی دکترای مهندسی آبخیزداری، گروه مهندسی منابع طبیعی، دانشکده‌ی کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران
حمید غلامی*
(نویسنده‌ی مسئول)* عضو هیات علمی گروه مهندسی منابع طبیعی، دانشکده‌ی کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران
ابوالحسن فتح‌آبادی
عضو هیات علمی گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده‌ی کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد، ایران
دسموند والینگ
استاد گروه جغرافیای طبیعی، دانشگاه اکستر، اکستر، انگلستان

*رایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: hgholami@hormozgan.ac.ir
تاریخ دریافت: ۲۳ آبان ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: ۲۱ اسفند ۱۳۹۷

چکیده
برای مهارکردن فرسایش و کاهش‌دادن رسوب خروجی هر آبخیز باید قسمت‌هایی از آن که سهم‌شان در رسوب خروجی بیش‌تر است شناسایی گشته، و اقدام‌های حفاظتی بر آن‌ها متمرکز شود. یکی از متداول‌ترین روش‌هایی که در سال‌های اخیر در تعیین سهم منابع مختلف به‌کار رفته روش انگشت‌نگاری است. تاکنون ساختارهای مختلفی از این روش داده شده که لازم است کارآیی آن‌ها نسبت به یک‌دیگر مقایسه، تا ضعف‌ها و قوت‌های آن‌ها شناسایی شود. برای کمّی‌کردن سهم منابع در تولید رسوب‌های ته‌نشین‌شده در مخزن سد لاور فین در استان هرمزگان، کارآیی هشت مدل ترکیبی کولینز، هیوز، موتا، اسلاتری، لندور، لندور اصلاح‌شده، مدل بیزی با تبدیل CLR، مدل بیزی با توزیع دریکله بررسی و مقایسه گردیدند. پس از جمع‌آوری اطلاعات اولیه و تهیه‌ی نقشه‌های پایه در بازدید میدانی، ۲۳ نمونه‌ی سطحی از سه زیرحوضه و نه نمونه از رسوب‌های ته‌نشین‌شده در مخزن سد جمع‌آوری، و برای هر نمونه ۵۶ ردیاب اندازه‌گیری شد. ترکیب بهینه‌ی ردیاب با استفاده از روش‌های آماری شناسایی، و مدل‌های مختلف ترکیبی اجرا شدند. نتایج نشان دادند که چهار عنصر Nd، La، Mn و Th ترکیب بهینه‌ی ردیاب‌ها بود. نتایج مدل‌های ترکیبی نشان داد که در حالتی که اندازه‌ی ردیاب‌های نمونه‌های رسوب در دامنه‌ی اندازه‌ی متوسط ردیاب‌های منابع باشد عمل‌کرد تمام مدل‌ها شبیه است. در حالتی که اندازه‌ی ردیاب‌های نمونه‌های رسوب خارج از اندازه‌ی متوسط ردیاب‌های منابع باشد، بسته به نوع تابع، بهینه‌سازی عمل‌کرد مدل‌های مختلف متفاوت، و عمل‌کرد مدل‌ها با تابع هدف مشابه یکسان بود، به‌طوری که در این پژوهش مدل‌های کولینز با هیوز و بیزی با تبدیل CLR، موتا با اسلتری و لندور با لندور اصلاح‌شده شبیه عمل کردند. به‌طور کلی، کارآیی مدل‌های ترکیبی مختلف در انگشت‌نگاری متفاوت است، و خروجی آن ها به نوع تابع هدف، که در بهینه‌سازی کمینه می‌شود، بستگی دارد.

واژگان کلیدی: تحلیل تابع تشخیص، ترکیب بهینه ردیاب‌ها، مدل ترکیبی، منشاءیابی رسوب

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

فرسایش شـدید خاک تهدیدی جدی برای مدیریت پایدار زمین و اسـتفاده از منابع آب در بسیاری از نقاط جهان است (کولینز و همـکاران ۲۰۰۱؛ موکوندان و همکاران ۲۰۱۰). برای درک‌کردن بهتـر فرآیندها و مهارکردن اولیه‌ی عوامل فرسـایش آبی و دادن مرجعی مفید برای استفاده‌ی علمی از زمین و اقدام‌های حفاظتی، به‌دسـت آوردن میزان فرسایش و سـهم منابع رسوب مهم است. میزان آورد رسوب‌ها اطلاعات کمی در باره‌ی هدررفت خاک ناشی از آب می‌دهد، در حالی که هیچ اطلاعاتی درباره‌ی منابع رسوب، که نشان دهد کدام قسمت‌ها بیش‌ترین رسوب را در آبخیز تولید می‌کند نمی‌دهد. شناسایی منابع رسـوب برای تعیین ترازمندی رسوب آبخیز (بیلان)، توسعه‌ی مدل‌ها و اجرای راه‌بردهای حفاظت خاک ضروری است (پورتو و همکاران ۲۰۱۶). تعیین منابع رسوب به دو روش نامسـتقیم و مستقیم اسـت. در روش‌های نامستقیم تعیین منابع رسوب شامل تفسیر چشمی منابع بالقوه با عکس‌های هوایی و مشاهده‌های صحرایی، پیمایش و اندازه‌گیری‌های محلی با استفاده از نیم‌رخ‌سنج (پروفیل‌متر)، و اندازه‌گیری هدررفت خاک در جاهایی با کاربری متفاوت، با اسـتفاده از قطعه‌های فرسایشی است. این روش‌ها معمولا با مشکلات مکانی و زمانی نمونه‌برداری و تنگناهای اجرایی مواجه است، و باوجود پیشرفت‌های اخیر هنوز نتوانسته اسـت ارتباط بین منبع و رسوب را به‌خوبی برقرار کند، برخـی از این روش‌ها نیز به زمان و هزینـه‌ی زیادی نیاز دارد، و عدم‌قطعیت‌های زیادی در منشـایابی رسوب‌ها هست. در مقابل، روش‌های مستقیم ارتباط بین منبع و رسوب را مستقیمانه بررسی می‌کند و نیاز به اطلاعات جانبی کم‌تری دارد. این روش‌ها برخلاف روش‌های سـنتی با مرتبط‌کردن منابع رسوب به رودخانه و تولید رسوب، سهم هر یک از منابع رسوب را مستقیمانه تعیین می‌کند. از میـان این روش‌ها می‌توان به روش‌های رسـوب نگار، حلقه‌ی هیسـترتیس و روش انگشت‌نگاری اشـاره کرد (کولینز و والینگ ۲۰۰۴). یکـی از این روش‌ها که در سـال‌های اخیر برای تعیین منابع رسـوب به‌گستردگی به‌کارگرفته‌شـده روش انگشت‌نگاری رسوب است. این روش بر اسـاس مقایسه‌ی مستقیم ویژگی‌های رسـوب‌های آبی و بادی با منابع آن‌ها پایه‌گذاری شـده اسـت (والینگ و همکاران ۱۹۹۳؛ جعفری تختی‌نژاد و همکاران ۲۰۱۹؛ غلامی و همکاران ۲۰۱۷؛ دهمرده‌بهـروز و همکاران ۲۰۱۹). در این روش مجموعه‌یی از ویژگی‌های رسوب‌ها در نمونه‌های منابع اندازه‌گیری و مقایسـه می‌شود، تا سـهم منابع مختلف در رسوب خروجی حوضه تعیین شود (کولینز و همکاران ۱۹۹۷).

انـواع مختلفی از ویژگی‌هـا مثل مشـخصه‌های فیزیکی (اندازه، شکل ذره و رنگ رسوب‌ها)، مشـخصه‌های زمین‌شیمیایی (مثل عناصر زمین‌شـیمیایی)، رادیونوکلوییدها (مثـل ^{7}Be، ^{137}Cs، ^{210}Pb ناپایدار)، مشـخصه‌های مغناطیسی معدنی (مثل خاصیت مغناطیسی) و مشخصه‌های زیسـتی (مثل ایزوتوپ‌های پایدار با ترکیـب خاص، گروه‌های میکروبی، گـرده و آنزیم‌های خاک)، را می‌توان در تشـخیص منابع بالقوه‌ی رسـوب‌ها به‌کار برد (کولینز و همکاران ۲۰۱۷؛ حدادچی و همکاران ۲۰۱۳؛ اونس و همکاران ۲۰۱۷؛ والینگ ۲۰۰۵). در این روش پس از تعیین ترکیب بهینه‌ی ردیاب‌هایی که قادراند منابع مختلف را تفکیک کنند، سهم منابع مختلـف با به‌کاربردن مدل ترکیبی چندمتغیره تعیین می‌شـود. مدل‌های ترکیبی پرکاربردترین مدل‌ها برای روش انگشـت‌نگاری رسـوب اسـت که محققان مختلف در دهه‌های گذشته آن‌ها را روشـی جایگزین و پذیرفتنی برای تعیین منابع اصلی رسوب در توصیف سـهم منابع رسوب‌ها دانسته اند. مدل‌های ترکیبی اغلب بخشـی از روش انگشت‌نگاری رسـوب‌ها برای تعیین کمی سهم منابع اسـت که در سال‌های اخیر در بسیاری از کشورهای جهان به‌کار گرفته‌شده است (کویتر و همکاران ۲۰۱۳).

در ابتدا در روش انگشت‌نگاری با مقایسه‌ی ردیاب‌ها در نمونه‌های منبع و رسـوب سـهم کیفی منابع مختلف تعیین می‌شـد (وود ۱۹۷۸؛ وال و ویلدینگ ۱۹۷۵؛ کلاگس و هسیه ۱۹۷۵). به‌تدریج مدل ترکیبی برای تعیین سـهم منابـع مختلف با به‌کاربردن حل معادلـه و در نظر گرفتـن میانگین ردیاب‌ها در منابع و رسـوب برای کمّی‌کردن سـهم منابع مختلف گسترش پیدا کرد (والینگ و همـکاران ۱۹۹۳؛ پیرت و والینـگ ۱۹۸۶؛ حبیبی و همکاران ۲۰۱۹). کولینز و همکاران (۱۹۹۷) روی‌کردی جامع برای تعیین ردیاب‌های بهینه و برآورد کمّی سـهم منابـع با به‌کاربردن مدل ترکیبـی چند متغیره دادنـد، و روی‌کردهـای مختلفی از مدل ترکیبی در تحقیقات اسلاتری و همکاران (۲۰۰۰)، موتا و همکاران (۲۰۰۳)، و جلیـس و همکاران (۲۰۰۹) داده شـد. در اغلب این روی‌کردها، با کم‌ترین کردن تابع هدف که نشان‌دهنده‌ی اختلاف بین اندازه‌ی عنصرهای مشاهده‌یی در رسوب‌ها، و اندازه‌ی عناصر برآوردشـده برای هر نمونه‌ی رسـوب با به‌کاربردن منابع اسـت، اندازه‌ی سـهم منابع مختلف برآورد می‌شـود. مدل‌های کولینز و همکاران (۱۹۹۷)، موتا و همکاران (۲۰۰۳)، و اسلاتری و همکاران (۲۰۰۰) از این گروه است. با توجه به منابع عدم‌قطعیت، که ناشی از تعداد کم نمونه‌های برداشته از منابع است، روی‌کردهای مبتنی بـر نمونه‌برداری از نمونه‌های منابع توسـعه پیدا کرد. برای نمونه هیـوز و همکاران (۲۰۰۹) برای بررسـی تغییرات منابع رسـوب در یک دوره‌ی ۲۵۰ سـاله در آبخیزی گرمسـیری در کوئینزلند مرکزی در اسـترالیا روی کردی مبتنی بر نمونه‌ی بوت اسـترپی از منابـع و ردیاب‌های زمین‌شـیمیایی و رادیواکتیو به‌کار بردند، و منابـع آب‌راه رودخانه را مهم‌ترین منبع تولیدکننده‌ی رسـوب در منطقه دانسـتند. نتایج انگشت‌نگاری منابع رسوب در آبخیزی در جنوب اسـترالیا بـا به‌کاربردن روش شبیه‌سـازی مونت‌کارلو (موتا و همکاران، ۲۰۰۳) نشـان داد که سـهم تولید رسـوب از زمین‌های جنگلی بی‌به‌هم‌ریختگی ۵۰ تا ۷۰٪ است. نتایج کولینز و والینگ (۲۰۰۷) در بررسـی ذخیره و منشـأ رسوب ریزدانه در

www.SID.ir

Archive of SID

بستر دو رودخانه با روش انگشت‌نگاری نشان داد که منبع رسوب ریزدانـــه در دو حوضه متفاوت اســـت. کولینز و همکاران (۲۰۱۲) از چارچوب مدل‌ســـازی عددی مونت‌کارلو برای کمی‌کردن منابع رســـوب ریزدانه در آبخیزی در جنوب انگلســـتان، خاک سطحی چراگاه را منبع اصلی رســـوب در منطقه دانستند. مشکل اساسی در روش‌های شبیه‌ســـازی عدم‌قطعیت درنظر نگرفتن همبستگی ردیاب‌ها در منابع اســـت. در پژوهش‌هـــای حدادچی و همکاران (۲۰۱۳ و ۲۰۱۴) مدل‌هـــای مختلف ترکیبـــی چندمتغیره برای انگشـــت‌نگاری منابع رسوب در آبخیز بررسی و مقایسه شد. بسته به نوع مدل ترکیبی به‌کاررفته، اندازه‌ی ســـهم‌های منابع مختلف بسیار متغیر بود.

یکی از مشکلات عمده‌ی روش انگشت‌نگاری، تعیین میزان صحت نتایج با اطلاعات به‌دســـت آمده از سایر روش‌ها است، زیرا تعیین منابع مکانی فرســـایش با روش‌های دیگر هزینه‌بر و زمان‌بر است و در برخی شـــرایط اندازه‌گرفتنی نیست، و در عمل امکان اجرای ایـــن روش‌ها برای تعییـــن توزیع مکانی منابع مکانی فرســـایش نیست (کولینز و والینگ ۲۰۰۴). در این حالت، در سال‌های اخیر به‌کاربردن نمونه‌های رســـوب مصنوعی که سهم منابع مختلف در آن‌ها شناخته شده اســـت راه‌کاری جای‌گزین در روش منشأیابی بوده است (حدادچی و همکاران ۲۰۱۴؛ لاسبی و همکاران ۲۰۱۵). حدادچی و همکاران (۲۰۱۴) برای ارزیابی دقت مدل‌های ترکیبی به‌کاررفته در روش انگشت‌نگاری رسوب نمونه‌های مصنوعی به‌کار بردنـــد و نتیجه گرفتنـــد که مدل توزیعـــی دقیق‌ترین تخمین از سهم منابع رســـوب را در آبخیز به‌دست می‌دهد. نتایج منشأیابی رسوب با به‌کاربردن نسبت های ایزوتوپی نیتروژن و کربن (لاسبی و همـــکاران ۲۰۱۵) نشـــان داد که فرســـایش کانالی منبع اصلی تأمین‌کننده‌ی رسوب در خلیج موریتون، جنوب شرقی کوئینزلند استرالیا اســـت. به‌کاربردن نمونه‌های رسوب با اندازه‌ی سهم‌های مشـــخص این امکان را به ما می‌دهد تا توانایی روش‌های مختلف را مقایســـه کنیم. به‌کاربردن نمونه‌هـــای مصنوعی برای اولین بار در تحقیق لیز (۱۹۹۷) گزارش شـــد. غلامی و همکاران (۲۰۱۹) برای کمّی‌کردن ســـهم منابع رســـوب‌های ســـاحلی در خروجی آبخیز جگین، شرق اســـتان هرمزگان روش شبیه‌سازی مصنوعی منت کارلو و ساخت نمونه‌های مصنوعی را به‌کار بردند. نتایج آن‌ها نشان داد که منبع غالب رسوب در منطقه، زمین‌شناسی آن شامل ماسه‌سنگ‌ها همراه با سیلت‌سنگ و گل‌سنگ است.

در روش انگشـــت‌نگاری رســـوب، برای نمونه‌برداری و اندازه‌گیری ردیاب‌هـــا در منابع و رســـوب‌ها هزینه‌های زیادی می‌شـــود. در این روش پس از تعیین ردیاب‌های اصلی ســـهم منابع مختلف با به‌کاربردن مدل ترکیبی چندمتغیره برآورد کرده‌می‌شـــود. صحت نتایج این روش بســـتگی به توانایی مدل ترکیبی به‌کاررفته دارد. بنابراین، به‌کاربردن مدلی که صحت آن بیش‌ترین باشـــد اهمیت زیـــادی دارد. در تحقیقـــات اندکی، عمل‌کـــرد مدل‌های مختلف ترکیبی مقایسه شده است، در حالی که برای افزایش اطمینان به مدل‌ها و تفســـیر بهتر نتایج آن‌ها، نیاز است تا عمل‌کرد مدل‌های مختلف مقایســـه، ضعف‌ها و قوت‌های هر مدل شـــناخته شود. در این پژوهش کارآیی هشـــت مدل ترکیبی متداول شـــامل کولینز، هیوز، موتا، اسلاتری، لندور، لندور اصلاح‌شده، مدل بیزی با تبدیل CLR و مدل بیزی با توزیع دریکله در منشأیابی رسوب‌های آبی در حوضه‌ی سد لاور فین استان هرمزگان بررسی و مقایسه شد.

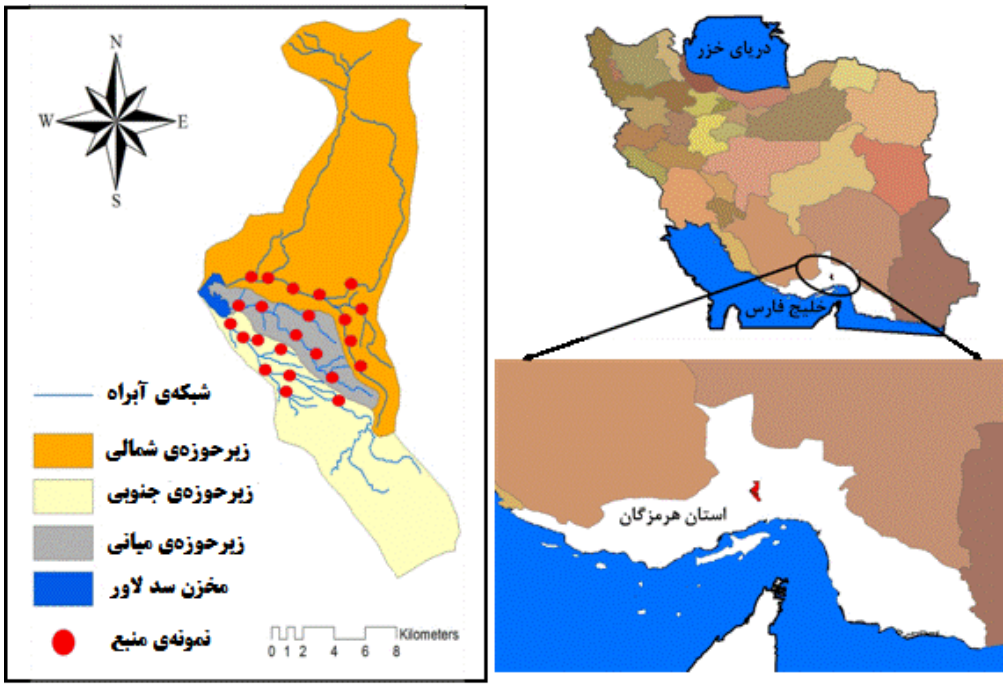
مواد و روش‌ها

منطقه‌ی بررسی‌شده

آبخیز سد لاور فین (شکل ۱) در استان هرمزگان در ۶۰ کیلومتری شـــمال غربی بندرعباس و در نزدیکی شهر فین است. این حوضه در سرشـــاخه‌های رودخانه‌ی کُل و بر اســـاس تقسیم‌بندی طرح جامع آب کشور بخشی از آبخیز خلیج‌فارس و دریای عمان است. مساحت آن ۲۱۱۰۰ هکتار و در طول شرقی ″۶ ′۱ °۵۶ تا ″۵۵ ′۹ °۵۶ و عرض شـــمالی ″۳۵ ′۲۴ °۲۷ تا ″۶ ′۳۲ °۲۷ واقع شده است. محدوده‌ی بررسی در زاگرس چین‌خورده، و شامل سه زیرحوضه‌ی شـــمالی، میانی و جنوبی اســـت. عمدتا از سازندهای دوران چهارم شـــامل ماسه‌سنگ‌ها، پادگانه‌ها و مخروط‌افکنه‌های جوان، پادگانه‌های آب‌رُفتی، ســـازندهای رسی و آهک‌رسی به‌ویژه در زیرحوضه‌ی جنوبی تشـــکیل شده است. بخش عمده‌ی منطقه به‌ویژه در زیرحوضه‌های میانی و جنوبی زمین‌های بایر اســـت، و در بخش‌هـــای دیگری از حوضه، به‌ویژه در زیرحوضه‌ی شـــمالی دو کاربری کشـــاورزی و مسکونی اســـت، و فعالیت‌های عمده‌ی کشاورزی کشت صیفی‌جات است.

www.SID.ir

Archive of SID



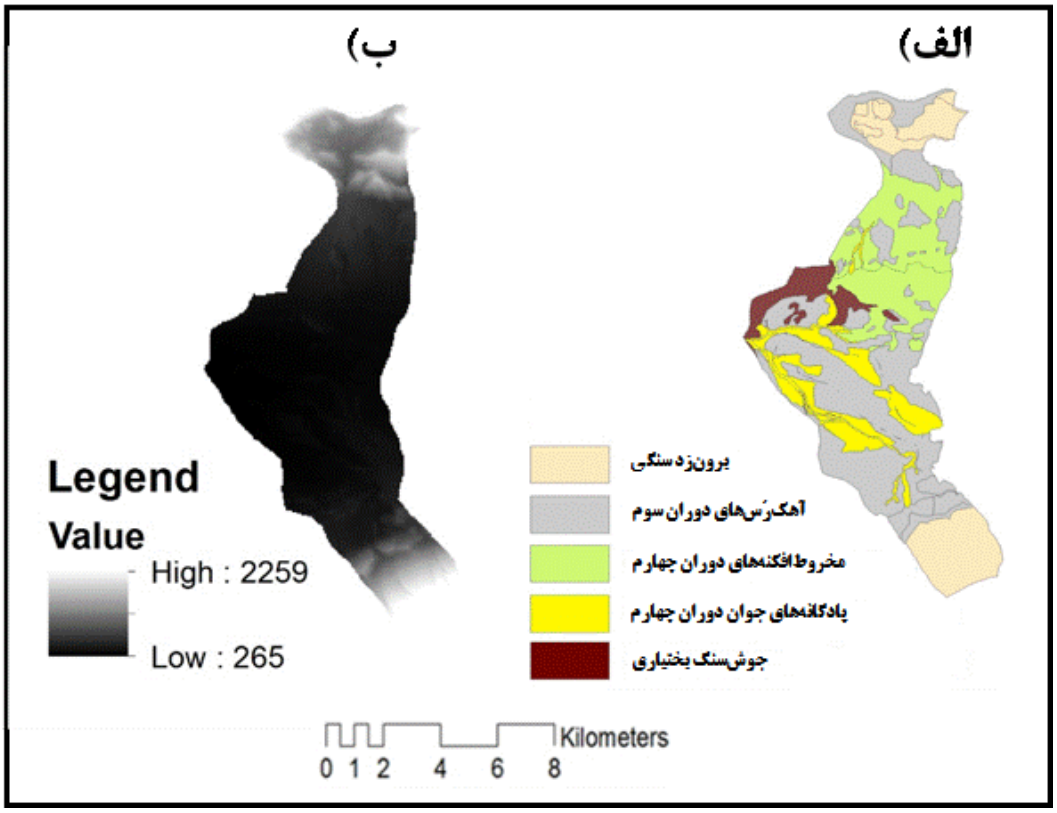
شکل۱- موقعیت آبخیز سد لاور و نقطه‌های نمونه‌برداری.

روش تحقیق

پس از جمع‌آوری اطلاعات اولیه و تهیه‌ی نقشه‌های پایه (نقشه‌ی زمین‌شناسی و نقشه‌ی طبقه‌های ارتفاعی) (شکل ۲)، بازدیدهای میدانی در پاییز ۱۳۹۶ در سه روز نمونه‌برداری انجام و ۲۳ نمونه از بستر آبراه اصلی سه زیرحوضه (نُه نمونه از زیرحوضه‌ی شمالی، شش نمونه از زیرحوضه‌ی میانی، هشت نمونه از زیرحوضه جنوبی)، و نُه نمونه از رسوب‌های مخزن سد خاکی لاور برداشته شد. نمونه‌ها در مجاورت هوا خشک کرده شد. برای کم‌ترین کردن تاثیر اندازه‌ی ذره‌ها بر ویژگی‌های اندازه‌گیری‌شده، تمامی نمونه‌ها از الک ۶۳ میکرومتری عبور داده شد. مراحل آماده‌سازی و اندازه‌گیری عنصرهای زمین‌شیمیایی در آزمایشگاه مرکزی دانشگاه هرمزگان انجام شد. از هر نمونه ۰/۵ گرم خاک با دو اسید (HF و $HClO_4$) حل کرده، و ۴۸ ساعت روی دستگاه گرم‌کن گذاشته شد. پس از خنک شدن، محلول ژله‌یی دوباره دو ساعت با اسیدهای HNO_3 و HCl در دستگاه گرم‌کن گذاشته شد. نمونه‌ها پس از رقیق کردن، برای خوانده‌شدن با دستگاه ICP-OES آماده شد. برای هر نمونه ۵۶ عنصر زمین-شیمیایی اصلی، کم‌یاب و نادر خاکی (Ca، Be، Ba493، Ba445، Al، Ce، Co، Cr، Cs، Cu، Dy، Er، Eu، Fe، Ga، Gd، Hf، Ho، K، La، Li، Lu، Mg، Mn، Mo، Na، Nb، Nd، Ni، P، Pb، Pr، Rb، Sb، Sc، Sm، Sn، Sr، Ta، Tb، Te، Th، S، Bi، As، Ag، Zr، Zn، Yb، Y، W، V، Tm، Tl، Ti و Sb) اندازه‌گیری شد.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل۲- الف) نقشه‌ی زمین‌شناسی، و ب) نقشه‌ی طبقه‌های ارتفاعی آبخیز.

تعیین ترکیب بهینه‌ی ردیاب‌ها و اجرای مدل‌های ترکیبی

در روش انگشت‌نگاری معمولاً با طیف گسترده‌یی از ردیاب‌ها انجام می‌شود. معمولاً تمام ردیاب‌های اندازه‌گیری‌شده توانایی به‌کاربرده‌شدن در مدل ترکیبی ندارند. در این حالت باید ردیاب‌هایی را که در فرسایش تغییر نکرده است و توانایی تفکیک‌کردن منابع مختلف را دارند انتخاب، و در مدل ترکیبی به‌کاربرد. در منابع مختلف آزمون‌های مختلفی برای تعیین‌کردن ردیاب‌های بهینه به‌کاررفته است، و در این پژوهش دو آزمون دامنه و تحلیل تشخیص چندمتغیره برگزیده شد. در آزمون دامنه، بیشینه و کمینه‌ی هر ردیاب در رسوب تعیین، و با کمینه و بیشینه‌ی آن‌ها در منابع مقایسه کرده‌می‌شود. اگر ردیاب‌های اندازه‌گیری‌شده در رسوب در دامنه‌ی بیشینه و کمینه‌ی آن‌ها در منابع نباشد، نامحافظه‌کار دانسته می‌شود و در مرحله‌های بعد به‌کاربرده نمی‌شود. پس از تعیین ردیاب‌های محافظه‌کار، ترکیب ردیاب‌های بهینه با آزمون تحلیل تشخیص چندمتغیره با کمینه‌کردن ویلکس لامبدا انتخاب می شود.

کمّی‌کردن سهم منابع رسوب‌های ته‌نشین‌شده در مخزن سد

در روش انگشت‌نگاری پس از تعیین ترکیب بهینه‌ی ردیاب‌ها، با به‌کاربردن مدل‌های ترکیبی چندمتغیره (جدول۱) سهم منابع تعیین کرده‌شد. در این پژوهش هشت مدل رایج و کاربردی کولینز و همکاران (۱۹۹۷) (معادله‌ی ۱)، اسلاتری و همکاران (۲۰۰۰) (معادله‌ی ۲)، موتا و همکاران (۲۰۰۳) (معادله‌ی ۳)، هیوز و همکاران (۲۰۰۹) (معادله‌ی ۴)، لندور (دورئوکس و همکاران ۲۰۱۰) (معادله‌ی ۵)، لندور اصلاح‌شده (جلیس و همکاران ۲۰۰۹) (معادله‌ی ۶)، بیزی با تبدیل CLR (رابطه‌ی ۷)، و مدل بیزی با توزیع پیشین دریکله (رابطه‌ی ۸) بررسی شد. در این رابطه‌ها (جدول ۱) باید فرض‌های زیر رعایت شود:

$$0 \leq Aj \geq 1 \quad (1)$$

$$\Sigma Aj = 1 \quad (2)$$

Aj: سهم نسبی منبع j در نمونه‌ی رسوب

www.SID.ir

Archive of SID

به دلیل این‌که تعـــداد ردیاب‌ها بیش‌تر از تعداد منابع اســـت، بیش‌برازشـــی اتفـــاق می‌افتـــد. در این حالت به‌جای داشـــتن یک جـــواب بهینه، مجموعه‌یی از جواب‌ها هســـت که می‌تواند محدودیت‌ها را برآورد کند (کولینز و همکاران ۱۹۹۷).

جدول ۱- مدل‌های ترکیبی به‌کاررفته در پژوهش.

شماره‌ی معادله	معادله	نام مدل
۱	$f(X_j)=\sum_{i=1}^{n}\left(\left(B_i-\sum_{j=1}^{m}A_j\,.X_{j,i}\right)/B_i\right)^2$	کولینز
۲	$f(X_j)=\sum_{i=1}^{n}\left(\sum_{j=1}^{m}AjXj,i-Bi\right)^2$	اسلاتری
۳	$f(Xj)=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Bi-\sum_{j=1}^{m}Xj,iAj)^2}{n}}$	موتا
۴	$f(Xj)=\sum_{i=1}^{n}[\frac{\sum_{i=2}^{1000}\sum_{j=1}^{m}Xj,iAj\ /1000-Bi}{Bi}]^2$	هیوز
۵	$\mathrm{F}(X_j)=(\frac{1}{n})\sum_{i=1}^{n}\left\lvert B_i-\sum_{j=1}^{m}AjX_{j,i}\right\rvert/\sqrt{\sum_{j=1}^{m}Aj^2\ VAR_{i,j}}$	لندور
۶	$\mathrm{F}(X_j)=(\frac{1}{n})\sum_{i=1}^{n}\left\lvert B_i-\sum_{j=1}^{m}AjX_{j,i}\right\rvert/\sqrt{\sum_{j=1}^{m}Aj^2\ (VAR_{i,j}/m_j)}$	لندور اصلاح شده
۷	$\phi_i=\mathrm{CLR}(\mathrm{P_i})=\log[\frac{\mathrm{P_{i1}}}{\mathrm{g(P_i)}},\dots,\frac{\mathrm{P_{ik}}}{\mathrm{g(P_i)}}]$	CLR
۸	$f(P)=\frac{\Gamma(\sum_{i=1}^{n}a_i)}{\prod_{i=1}^{n}\Gamma(a_i)}\prod_{i=1}^{n}p_i^{a_i-1}$	دریکله

Bi اندازه‌ی ردیاب i (i=۱ تا n) در نمونه‌ی رسوب، Xji مقدار ردیاب i در منبع j (j=۱ تا m)، Aj سهم نسبی منبع j در نمونه‌ی رسوب، m تعداد منبع‌های رسوب، n تعداد ردیاب‌های بررسی‌شده.

در رابطه‌های یک تا ســـه برای برآوردکردن اندازه‌ی سهم‌ها فقط انـــدازه‌ی میانگین ردیاب‌ها در منابع و رســـوب بـــه‌کار می‌رود. بـــرای اجرای مدل هیـــوز و همـــکاران (۲۰۰۹) در ابتدا با روش بوت اســـترپ برای هر منبـــع، اندازه‌ی ردیاب‌هـــا در نمونه‌های مشـــاهده‌یی ۲۰۰۰ مرتبه نمونه‌گیری، و سپس رابطه‌ی ۴ اجرا شد. ردیاب‌ها در این رابطه دوباره نمونه‌گیری شد. در روش‌های لندور و لندور اصلاح‌شـــده عـــلاوه بر مقدار ردیـــاب در منابع و رسوب، اندازه‌ی پراش ردیاب‌ها در منابع نیز محاسبه و در رابطه گذاشته شد. در سال‌های اخیر به عدم‌قطعیت مربوط به نتیجه‌ی ســـهم‌های داده‌شده برای منبع رســـوب با مدل‌های ترکیبی در مطالعه‌ی انگشت‌نگاری توجه زیادی شده است (والینگ ۲۰۰۵). پژوهش‌های زیادی روش‌های متعددی برای بررسی عدم‌قطعیت مربوط به سهم منابع رســـوب به‌کاربرده اند، و روش شبیه‌سازی مونت‌کارلو رایج‌تر بوده اســـت (موتا و همکاران ۲۰۰۳؛ کالینز و همکاران ۲۰۱۳؛ اســـمیت و بلیک ۲۰۱۴). پژوهش‌های دیگری ماننـــد غلامی و همکاران (۲۰۱۷) و دیویس و همکاران (۲۰۱۸) برای بررســـی عدم‌قطعیت سهم منابع رســـوب‌های بادی و آبی روی‌کـــرد بیزیـــن را برگزیدند. اخیرا دهمرده‌بهـــروز و همکاران (۲۰۱۹) ســـهم منابع ریزگرد اتمســـفری را بـــا روش GLUE بررسی کردند. در این پژوهش برای کمی‌کردن سهم از روی‌کرد

www.SID.ir

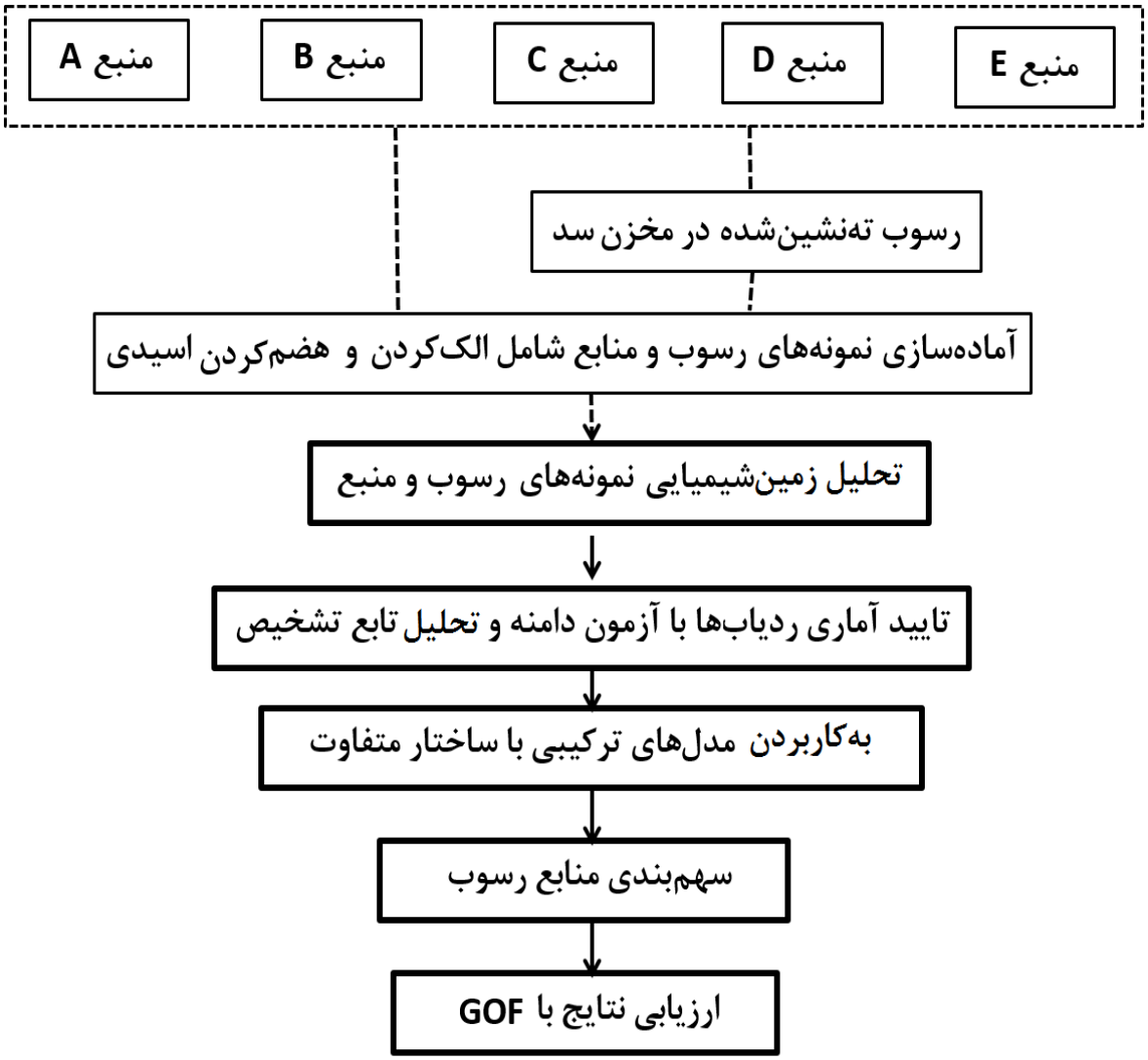
Archive of SID

بیزین شـــامل تبدیل CLR و توزیع دریکله به‌کاربرده شـــد. در هر دو روش بیزی برای مقـــدار ردیاب‌ها در منابع توزیع بهنجار چندمتغیـــره که ماتریس واریانس کواریانس آن توزیع پیشـــین ویشـــارت داشـــت، به کار رفت. برای حالت تبدیل CLR برای سهم‌ها توزیع بهنجار به‌کار رفت. با توجه به آن‌که اندازه‌ی توزیع بهنجار از منفی تا مثبت بی‌نهایت اســـت، بـــرای آن‌که اندازه‌ی به‌دســـت‌آمده بین صفر تا یک، و جمع آن‌ها یک باشـــد تبدیل CLR به‌کار برده‌شـــد. برای حالت توزیع دریکله برای سهم‌ها، تابع توزیع پیشن دریکله که تضمین می‌کند اندازه‌ی سهم‌ها بین صفـــر تا یک، و جمع آن‌ها یک اســـت، به‌کار رفت. مراحل روش تحقیق در شکل ۳ نشان داده شده است.

ارزیابی نتایج مدل‌های ترکیبی با به‌کاربردن GOF

نتایج مدل ترکیبی با GOF پیشنهادشـــده‌ی کولینز و همکاران (۲۰۱۲) ارزیابی شـــد (رابطه‌ی ۳). هرچه مقدار GOF به یک نزدیک‌تر باشد نشان دهنده‌ی دقت بیش‌تر مدل است.

$$GOF = 1 - \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\left(B_i - \sum_{j=1}^{m} A_{ji} . X_j\right)/B_i\right)^2 \qquad (۲)$$



شکل ۳- نمودار جریانی روش تحقیق.

www.SID.ir

Archive of SID

نتایج

برای انتخاب ردیاب‌هـــای بهینه دو روش آماری آزمون دامنه و تحلیل تشخیص گام‌به‌گام(DFA) به‌کار برده‌شد. نتایج آزمون دامنه نشـــان داد که از ۵۶ عنصر اندازه‌گیری‌شـــده، غلظت ۱۷ عنصـــر (Ni، Mo، Mg، Li، Cr، Co، Ce، Al فSc، Rb، As، Zr، W، Tl، Te، Sn، و S) در نمونه‌های رسوب خارج از دامنه‌ی این ردیاب در منابع است، که ردیاب‌های نامحافظه‌کار دانسته‌شـــد و در مراحـــل بعـــدی به‌کار برده نشـــد. ۳۹ عنصر باقی‌مانده (Ga، Fe، Eu، Er، Dy، Cu، Cs، Ca، Be، Ba، Pb، P، Nd، Nb، Na، Mn، Lu، La، K، Ho، Hf، Gd، Pr، Sb، Sm، Sr، Ta، Tb، Th، Ti، Tm، V، Y Yb، Zn، Bi، Ag، و Sb) در مرحلـــه‌ی دوم آماری (تحلیل تشـــخیص چندمتغیره) به‌کار برده‌شد (جدول ۲). از ۳۹ ردیاب به‌کاررفته، چهـــار ردیاب Nd، La، Mn و Th ردیاب‌های بهینه دانســـته شد.

جدول ۲- نتیجه‌ی تحلیل تشخیص گام‌به‌گام (DFA) برای انتخاب ترکیب بهینه از ردیاب‌ها برای تشخیص منابع رسوب.

گام	ردیاب‌های بهینه	ویلکس لامبدا	معنی‌داری
۱	Mn	۰/۵۶۴	۰/۰۰۳
۲	La	۰/۳۴۶	۰/۰۰۰
۳	Nd	۰/۱۴۸	۰/۰۰۰
۴	Th	۰/۰۸۲	۰/۰۰۰

ارزیابی نتیجه‌ی مدل‌های ترکیبی

پس از تعیین‌کردن ترکیب بهینه‌ی ردیاب‌ها، مدل‌های مختلف ترکیبی اجرا شـــد. برای مقایســـه و ارزیابی بهتر، این مدل‌ها با به کاربردن نمونه‌های رســـوب مصنوعی اجرا شـــد. برای تولید نمونه‌های رسوب مصنوعی با درنظرگرفتن سهم‌های فرضی برای هر یک از منبع‌ها، این سهم‌ها در میانگین مقدار ردیاب‌های هر یک از منبع‌ها ضرب، و با هم جمع شـــدند، تا اندازه‌ی ردیاب‌ها در هر یک از نمونه‌های رســـوب مصنوعی محاسبه شود. در این پژوهش در مجموع هفت نمونه‌ی رســـوب مصنوعی تولید شد. در جدول ۳ اندازه‌ی ســـهم‌های به‌دست‌آمده برای هفت نمونه رسوب مصنوعی آورده شد (با توجه به عمل‌کرد مشابه مدل‌های مختلف، فقط نتیجه‌ی برخی از مدل‌ها آورده شد). اختلاف‌های جزئی میان مدل‌های مختلف در اندازه‌ی سهم‌های به‌دست‌آمده دیده می‌شود، و می‌توان گفت عمل‌کرد مدل‌های مختلف شبیه بود.

جدول ۳- عمل‌کرد مدل‌های مختلف برای نمونه‌های رسوب مصنوعی.

شماره‌ی نمونه	کولینز			موتا			اسلتری		
	X1	X2	X3	X1	X2	X3	X1	X2	X3
S1	۰/۳۳	۰/۳۳	۰/۳۴	۰/۳۳	۰/۳۳	۰/۳۴	۰/۳۳	۰/۳۳	۰/۳۴
S2	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
S3	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰
S4	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰
S5	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰
S6	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰
S7	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰	۰/۲۰	۰/۲۰	۰/۶۰

www.SID.ir

Archive of SID

مقدار سهم‌های محاسبه‌شده در سه زیرحوضه‌ی شمالی (x_1)، میانی (x_2) و جنوبی (x_3) به‌همراه مقدار معیار GOF برای نمونه‌های رسوب در جدول ۴ آورده شد. بزرگ‌ترین مقدار GOF برای روش‌های کولینز و هیوز برای تمام نمونه‌های رسوب محاسبه شد. بعد از این دو مدل، روش‌های بیزی با تبدیل CLR، تابع دریکله، موتا و اسلتری در رتبه‌ی بعدی بودند. مشابه همین یافته در تحقیق حدادچی و همکاران (۲۰۱۳) مشاهده شد. دلیل این مسأله را می‌توان در آن دانست که معیار GOF رابطه‌یی مشابه با تابع هدف روش‌های کولینز و هیوز دارد. پالازون و همکاران (۲۰۱۵) نشان دادند که GOF معیار مناسبی برای ارزیابی عمل‌کرد روش انگشت‌نگاری نیست. در واقع GOF نشان‌دهنده‌ی خطای بهینه‌سازی است، و نشان‌دهنده‌ی عمل‌کرد مدل نیست. تابع در روش‌های بیزی، مانند روش‌های دیگر بهینه نمی‌شود، اما مقدار GOF داده‌شده‌ی این دو روش مشابه مقدار داده‌شده‌ی سایر روش‌ها است.

روش‌های موتا با اسلتری و لندور با لندور اصلاح‌شده دوبه‌دو مشابه یک‌دیگر عمل کردند (جدول ۴). برای نمونه‌های S۱، S۳، S۴ و S۵ در روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR بیش‌ترین سهم به منبع سه داده شد، در حالی‌که در روش اسلتری و موتا از اندازه‌ی سهم منبع سه کاسته، و به سهم منبع یک افزوده شد. در روش‌های لندور و لندور اصلاح‌شده بر خلاف روش‌های کولینز و هیوز بیش‌ترین سهم به منبع یک داده شده است. در روش بیزی با توزیع دریکله از سهم منبع سه کاسته و به سهم منابع یک و دو اضافه شد. برای نمونه‌ی S۶ در روش‌های کولینز، هیوز و بیزی، با تبدیل CLR از سهم منبع سه کاسته و به سهم منبع دو افزوده شد. در حالی که در روش‌های دیگر به منبع یک سهم ۱۰۰٪ داده شد.

در روش بیزی با تابع دریکله بیش‌ترین سهم در منبع دو است. برای نمونه‌ی S۷ در روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR سهم ۱۰۰٪ به منبع سه داده شد، درحالی‌که در روش‌های اسلتری و موتا از سهم منبع سه کاسته و به سهم منبع یک افزوده شد. روش‌های لندور و لندور اصلاح شده برای منبع یک سهم ۱۰۰٪ گرفتند. در روش بیزی با توزیع دریکله دو منبع یک و سه سهم تقریباً مشابهی داشت. برای نمونه‌های رسوب S۲، S۸ تا S۱۱ در روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR و دریکله بیش‌ترین سهم برای منبع دو بود. در روش‌های موتا، اسلتری، لندور و لندور اصلاح‌شده برای این پنج نمونه، بیش‌ترین سهم در منبع یک بود. در مجموع، با توجه به نتایج این قسمت در روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR بیش‌ترین سهم‌ها به‌ترتیب به منابع سه و دو، و در روش‌های اسلتری و موتا بیش‌ترین سهم‌ها به منابع سه و یک داده شد.

در روش‌های موتا و اسلتری در بیش‌تر نمونه‌ها سهم‌های داده‌شده به منبع یک مشابه سهم‌های داده‌شده به منبع دو با روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR بود. برای روش‌های لندور و لندور اصلاح‌شده بیش‌ترین سهم به منبع یک داده‌شد، به‌طوری که به شش نمونه رسوب سهم ۱۰۰٪ داده‌شد. پس از منبع یک، منبع دو سهم بیش‌تری از منبع سه داشت. در روش بیزی با تابع دریکله در مجموع سهم تمام منابع در نمونه‌های رسوب برداشته‌شده نسبتا یکسان بود. در جدول ۵ ضریب همبستگی بین سهم‌های به‌دست‌آمده با روش‌های مختلف آورده شد. بیش‌ترین ضریب همبستگی بین اندازه‌ی سهم‌های به‌دست‌آمده با روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR، با سهم‌های به‌دست‌آمده با روش‌های موتا و اسلتری است. کم‌ترین ضریب همبستگی نیز برای سهم‌های به دست‌آمده با روش لندور و لندور اصلاح‌شده با سهم به‌دست‌آمده با روش‌های کولینز و هیوز و بیزی با تبدیل CLR است. عمل‌کرد روش‌های موتا و اسلتری بین روش‌های کولینز، هیوز، لندور و لندور اصلاح‌شده است. روش بیزی با توزیع دریکله کم‌ترین همبستگی را با روش‌های لندور و لندور اصلاح‌شده داشت.

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۴- سهم‌بندی منبع رسوب با مدل‌های ترکیبی به‌کاررفته در انگشت‌نگاری رسوب و ارزیابی نتیجه با معیار GOF.

نمونه	S1				S2				S3			
مدل	X1	X2	X3	GOF	X1	X2	X3	GOF	X1	X2	X3	GOF
کولینز	۰	۰/۰۰۷	۰/۹۹	۹۹/۵۱	۰	۰/۶۴	۰/۳۶	۹۸/۴۳	۰	۰/۰۳	۰/۹۷	۹۹/۰۲
موتا	۰/۳۷	۰	۰/۶۳	۹۹/۲۹	۰/۴۳	۰/۱۲	۰/۴۵	۹۸/۱۹	۰/۴	۰	۰/۶	۹۸/۸۰
اسلاتری	۰/۳۶	۰	۰/۶۳	۹۹/۲۹	۰/۴۳	۰/۱۳	۰/۴۴	۹۸/۱۹	۰/۴	۰	۰/۶	۹۸/۸۰
لندور	۰/۵۶	۰/۲	۰/۲۴	۹۸/۳۵	۱	۰	۰	۹۸/۱۳	۱	۰	۰	۹۷/۸۹
لندور اصلاح‌شده	۰/۵۵	۰/۲۱	۰/۲۴	۹۸/۵۱	۰/۷۳	۰	۰/۳	۹۸/۱۳	۱	۰	۰	۹۷/۸۹
هیوز	۰	۰/۰۲	۰/۹۸	۹۹/۵۱	۰/۰۳	۰/۴۸	۰/۴۹	۹۸/۴۶	۰	۰/۰۵	۰/۹۵	۹۹/۰۱
CLR	۰/۱	۰/۲	۰/۷	۹۹/۳۴	۰/۰۷	۰/۲۳	۰/۷	۹۸/۳۱	۰/۰۵	۰/۱	۰/۸۵	۹۸/۹۱
دریکله	۰/۱۷	۰/۲۳	۰/۶	۹۹/۲۹	۰/۳۵	۰/۲۳	۰/۴۲	۹۸/۲۸	۰/۴۴	۰/۱۲	۰/۴۴	۹۸/۶۴
نمونه	S4				S5				S6			
مدل	X1	X2	X3	GOF	X1	X2	X3	GOF	X1	X2	X3	GOF
کولینز	۰/۰۳۵	۰/۱۷۳	۰/۸	۹۹/۷	۰	۰/۱۴	۰/۸۶	۹۸/۴۵	۰	۰/۳۷	۰/۶۳	۹۶/۴۶
موتا	۰/۳	۰/۰۳	۰/۶۷	۹۹/۶	۰/۴۸	۰	۰/۵۲	۹۸/۱۸	۱	۰	۰	۹۵/۶۵
اسلاتری	۰/۳	۰/۰۲	۰/۶۸	۹۹/۶	۰/۴۸	۰	۰/۵۲	۹۸/۱۸	۱	۰	۰	۹۵/۶۵
لندور	۰/۶۲	۰/۳۸	۰	۹۹/۱	۱	۰	۰	۹۷/۳۸	۱	۰	۰	۹۵/۶۵
لندور اصلاح‌شده	۰/۴۸	۰/۲۳	۰/۲۹	۹۹/۱	۱	۰	۰	۹۷/۵۲	۱	۰	۰	۹۵/۶۵
هیوز	۰/۰۴	۰/۱۸	۰/۷۸	۹۹/۶۷	۰	۰/۱۷	۰/۸۳	۹۸/۴۵	۰	۰/۴۱	۰/۵۹	۹۶/۴۶
CLR	۰/۱۱	۰/۱۴	۰/۷۵	۹۹/۶۷	۰/۰۶	۰/۳	۰/۶۴	۹۸/۲۹	۰/۱	۰/۶۲	۰/۲۳	۹۶/۲۷
دریکله	۰/۲۳	۰/۱۷۲	۰/۶	۹۹/۶۴	۰/۴۳	۰/۲۷	۰/۳۰	۹۸/۰۲	۰/۳۰	۰/۵۷	۰/۱۳	۹۶/۱۵
نمونه	S7				S8				S9			
	X1	X2	X3	GOF	X1	X2	X3	GOF	X1	X2	X3	GOF
کولینز	۰	۰	۱	۹۹/۱	۰/۰۸۴	۰/۸۰۳	۰/۱۱۲	۹۵/۹۱	۰/۲۵	۰/۷	۰/۰۵	۹۸/۴۳
موتا	۰/۲	۰	۰/۸	۹۸/۹	۱	۰	۰	۹۵/۳	۰/۸۲	۰/۱۸	۰	۹۸/۲۳
اسلاتری	۰/۲	۰	۰/۸	۹۸/۹	۱	۰	۰	۹۵/۳	۰/۸۱	۰/۱۹	۰	۹۸/۲۳
لندور	۱	۰	۰	۹۷/۶	۱	۰	۰	۹۵/۳	۰/۸۱	۰/۱۹	۰	۹۸/۲۳
لندور اصلاح‌شده	۱	۰	۰	۹۷/۶	۱	۰	۰	۹۵/۳	۰/۸۱	۰/۱۹	۰	۹۸/۲۳
هیوز	۰	۰	۱	۹۹/۰۷	۰/۱۲	۰/۸۴	۰/۰۴	۹۵/۹۰	۰/۲۸	۰/۷۲	۰	۹۸/۴۵
CLR	۰/۰۴	۰/۱۱	۰/۸۱	۹۸/۸۴	۰/۰۷	۰/۷۴	۰/۱۰	۹۵/۸۸	۰/۰۸۶	۰/۳۸	۰/۴۹	۹۸/۲۸
دریکله	۰/۴۴	۰/۱۳	۰/۴۳	۹۸/۴	۰/۲۳	۰/۶۸	۰/۰۷	۹۵/۸۹	۰/۴۱	۰/۳۶۶	۰/۲۲	۹۸/۳۶

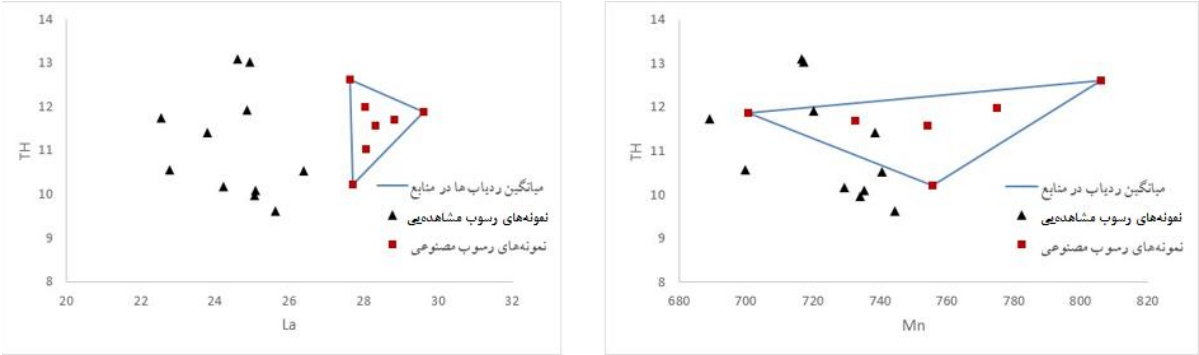
جدول ۵- ضریب همبستگی بین مدل‌های مختلف ترکیبی.

مدل	زیرحوضه‌ی شمالی	زیرحوضه‌ی میانی	زیرحوضه‌ی جنوبی
اسلاتری و کولینز	۰/۵۵۸	۰/۷۵۲	۰/۸۷۱
اسلاتری و لندور	۰/۳۶۶	۰/۴۳۶	۰/۴۸۳
کولینز و لندور	-۰/۰۳۷	۰/۱۴۶	۰/۲۷۳
CLR و دریکله	۰/۰۵۳	۰/۷۵۲	۰/۶۹۷
دریکله و اسلاتری	-۰/۱۶۵	۰/۱۳۲	۰/۸۴۴
دریکله و کولینز	۰/۰۸۱	۰/۶۸۹	۰/۶۵۳
دریکله و لندور	۰/۵۷۹	-۰/۱۰۶	۰/۷۲۶

www.SID.ir

Archive of SID

در حالی که روش‌های مختلف برای نمونه‌های رسوب مصنوعی نتایج کاملا مشابهی دادند، نتیجه‌ی مدل‌های مختلف برای داده‌های رسوب واقعی متفاوت بود. دلیل این مسأله در نمودارهای شکل ۴ دیده می‌شود (طرح‌های پراکنش برای برخی از ردیاب‌ها آورده شد). در نمونه‌های رسوب مصنوعی مقدار تمام ردیاب‌ها در دامنه‌ی مقدار متوسط ردیاب‌های منبع‌ها است، و مقدار ردیاب ها در آن‌ها درون چندضلعی‌های ردیاب‌های منبع‌ها است، درحالی‌که برای ردیاب‌های مشاهده‌یی این مسأله صادق نیست، و برخی ردیاب‌های مشاهده‌یی در خارج از دامنه‌ی مقدار متوسط ردیاب‌های منبع‌ها است، و در نمودارها نیز خارج از چندضلعی‌های منبع‌ها است. در حالت نمونه‌های رسوب واقعی، نوع تابع هدف تعریف‌شده برای بهینه‌سازی سهم منبع‌ها، عامل موثر بر عمل‌کرد مدل‌ها است. گرچه ساختار روش‌های هیوز و کولینز و موتا و اسلتری متفاوت است، به‌دلیل این که در نهایت تابع هدف آنان مشابه است، عمل‌کرد آن‌ها نیز مشابه بود.



شکل ۴- قطعه‌های زوجی ردیاب‌های بهینه.

بحث و نتیجه گیری

کارآیی مدل‌های ترکیبی با ساختارهای متفاوت در روش انگشت‌نگاری رسوب‌های آبی ته‌نشین‌شده در مخزن سد لاور فین در استان هرمزگان بررسی شد. با درنظرگرفتن سه زیرحوضه‌ی منبع تولید رسوب، از منبع‌ها و رسوب‌ها نمونه‌برداری، و مقدار ردیاب‌های آن‌ها گرفته‌شد. در مجموع ۵۶ ویژگی اندازه‌گیری شد، که از این تعداد ۱۷ ردیاب با آزمون دامنه رد شد، و از ۳۹ ردیاب باقی‌مانده چهار ردیاب Nd ، La ، Mn و Th با آزمون تحلیل تشخیص چندمتغیره، ترکیب بهینه دانسته شد. نتیجه‌ی مدل‌های ترکیبی نشان داد که اگر مقدار ردیاب‌های نمونه‌های رسوب در محدوده‌ی مقدار متوسط ردیاب‌ها در منابع باشد، تمام روش‌ها سهم‌های یکسان و برابر با سهم واقعی مشاهده‌یی را به‌دست می‌دهد، اما اگر مقدار ردیاب‌ها خارج از چندضلعی‌های منبع‌ها باشد، بسته به شکل تابع بهینه‌سازی، عمل‌کرد مدل‌های مختلف متفاوت است، به طوری که مدل‌هایی که تابع هدف آن‌ها شکل یکسانی داشت عمل‌کرد مشابه داشتند. برای نمونه‌های رسوب مشاهده‌یی، بیش‌ترین تفاوت بین نتایج روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR با روش‌های لندور و لندور اصلاح‌شده بود، به‌طوری که در روش‌های کولینز، هیوز و بیزی با تبدیل CLR بیش‌ترین سهم به منابع دو و سه داده شد، درحالی‌که در روش لندور و لندور اصلاح‌شده بیش‌ترین سهم به منبع یک داده شده بود.

بنابراین، اگرچه ردیاب‌های مشابهی برای تمام مدل‌های ترکیبی انتخاب شد، اما بسته به نوع مدل ترکیبی به‌کاررفته تفاوت زیادی در نتیجه‌ها بود. این مسأله نشان‌دهنده‌ی اهمیت نوع مدل ترکیبی به‌کاررفته در جواب‌های نهاییِ به‌دست‌آمده از این روش است. مدل‌های ترکیبی مبتنی بر بهینه‌سازی نمی‌تواند دامنه‌ی عدم‌قطعیت بدهد، و برای برآوردکردن دامنه‌ی عدم‌قطعیت نیاز به داده‌های شبیه‌سازی‌شده‌ی مونت‌کارلو است، درحالی‌که روش‌های بیزی می‌تواند دامنه‌ی عدم‌قطعیت را برآورد کند. به‌علاوه، این پژوهش نشان داد که دقت برآورد روش بیزی با تبدیل CLR مشابه با روش‌های کولینز و هیوز است. به دلیل این‌که توزیع پیشین برای این مدل توزیع بهنجار است و برای نشان‌دادن اختلاف بین مقدارهای اندازه‌گیری‌شده با برآوردشده‌ی ردیاب‌ها در شبیه‌سازی مونت-کارلو از زنجیره مارکف استفاده می‌شود، نتایج این مدل با مدل‌های بیزی با تابع توزیع دریکله، هیوز و کولینز شبیه بود.

نتایج این تحقیق نشان داد که اضافه‌کردن متغیرهای جدید

www.SID.ir

Archive of SID

مانند پراش ردیاب‌ها به ساختار مدل‌ها لزوما منجر به بهبود عمل‌کرد مدل ترکیبی نشد، و در برخی موارد بدتر هم شد، موضوعی که در تحقیقات حدادچی و همکاران (۲۰۱۴)، اسمیت و بلیک (۲۰۱۴)، پالازون و همکاران (۲۰۱۵) به آن اشاره شده است. دو روش کولینز و هیوز با روش بیزی با تبدیل CLR مشابه هم عمل کردند. در تحقیق حدادچی و همکاران (۲۰۱۴) دو روش کولینز و هیوز مشابه عمل نکرده بودند، و دلیل آن به‌کاربردن ضریب‌های اصلاحی در مدل کولینز بود. حدادچی و همکاران (۲۰۱۳) در مقایسه‌ی روی‌کردهای مختلف مدل ترکیبی مشاهده کردند که مدل‌هایی که شکل تابع هدف‌شان یکسان است نتایج مشابه می‌دهند. در این پژوهش، در حالتی که برای روش بیزی تابع توزیع پیشین دریکله به‌کاربرده شد، نسبت به حالتی که تبدیل CLR برای سهم به‌کاررفت تفاوت بین سهم‌های به‌دست‌آمده زیاد بود. در حالی‌که در تحقیق کوپر و همکاران (۲۰۱۵) این دو تابع عمل‌کرد مشابهی داشت. دلیل این مسأله را می‌توان در ساختار مدل بیزی به‌کاررفته در دو پژوهش دید. در این پژوهش مدل بیزی به‌کاررفته کاملا بیزی است، به‌طوری‌که تمام اندازه‌های سنجه‌ها با داده‌های مشاهده یِ درون مدل برآورد می‌شود، درحالی‌که در پژوهش پیش‌گفته برخی از سنجه‌ها به‌صورت اعداد ثابت به مدل معرفی شد. دلیل عمل‌کرد نه‌چندان خوب روش لندور و لندور اصلاح‌شده را می‌توان به‌کاربردن پراش ردیاب‌ها در مدل ترکیبی دانست. حدادچی و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند که پراش ردیاب‌ها از بزرگی اندازه‌ی ردیاب‌ها اثر می‌گیرند؛ برای نمونه تغییر غلظت ردیاب a (با غلظت کم‌تر)، بیش‌تر از ردیاب b (با غلظت بیش‌تر) است، اما به‌دلیل بیش‌تر بودن غلظت ردیاب b، واریانس آن بزرگ‌تر، و درنتیجه تأثیر آن بر خروجی مدل کم‌تر است. در پژوهش وال و همکاران (۲۰۱۶) از آن‌جاکه در روش کولینز داده‌های شبیه سازی‌شده‌ی مونت‌کارلو به‌کاربرده شد، تفاوت‌هایی در نتیجه‌ی روش‌های هیوز و کولینز بود. به‌طور کلی، نتیجه‌ی مدل‌های مختلف به تابع هدف کمینه‌شده و سنجه‌های اصلاحی اضافه‌شده به ساختار مدل‌ها وابسته است، و مدل‌هایی مانند کولینز اصلاح‌شده به‌دلیل به‌کاربردن ضریب‌های اصلاحی w، z، o و sv در ساختار مدل، منجر به عدم‌قطعیت کم‌تری در سهم تخمین‌زده‌شده‌ی مدل می شود.

www.SID.ir

Archive of SID

فهرست منابع

Brosinsky A, Foerster S, Segl K, Kaufmann H. 2014. Spectral fingerprinting: sediment source discrimination and contribution modelling of artificial mixtures based on VNIR-SWIR spectral properties. J. Soil Sediments 14: 1949–1964.

Collins AL, Pulley S, Foster IDL, Gellis A, Porto P, Horowitz AJ. 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 Environment Management, 194: 86–108. https://doi.org/10.1016/j.jenvman. 2016.09.075

Collins AL, Walling DE, Leeks GJL. 1997. Fingerprinting the origin of fluvial suspended sediment in larger river basins: combining assessment of spatial provenance and source type. Geografiska Annaler. 79: 239–254.

Collins AL, Walling DE. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. Prog. Phys. Geogr. 28: 159–196.

Collins AL, Walling DE. 2007. The storage and provenance of fine sediment on the channel bed of two contrasting lowland permeable catchments, UK. River Res. Appl. 23: 429–450.

Collins AL, Walling DE, Sichingabula HM, Leeks GJL. 2001. Using 137Cs measurements to quantify soil erosion and redistribution rates for areas under different land use in the Upper Kaleya River basin, southern Zambia. Geoderma. 104: 299–323.

Collins AL, Zhang Y, Walling DE, Grenfell SE, Smith P, Grischeff J, Brogden D. 2012. Quantifying fine-grained sediment sources in the River Axe Catchment, southwest England: Application of a Monte-Carlo numerical modelling framework incorporating local and genetic algorithm optimisation. Hydrological Processes. 26 (13): 1962–1983. doi:10.1002/hyp.8283.

Collins AL, Zhang YS, Duethmann D, Walling DE, Black KS. 2013. Using a novel tracing-tracking framework to source fine-grained sediment loss to watercourses at sub-catchment scale. Hydrological Processes. 27 (6): 959–974. doi:10.1002/hyp.9652.

Cooper RJ, Krueger T, Hiscock KM, Rawlins BG. 2015. High-temporal resolution fluvial sediment source fingerprinting with uncertainty: A Bayesian approach. Earth Surface Processes and Landforms. 40(1): 78–92. doi:10.1002/esp.3621.

Dahmardeh Behrooz R, Gholami H, Telfer MW, Jansen JD, Fathabadi A. 2019. Uisng GLUE to pull apart the provenance of atmospheric dust. Aeolian Research. 37: 1–13. https://doi.org/10.1016/j.aeolia. 2018.12.001.

Davies J, Olley J, Hawker D, McBroom J. 2018. Application of the Bayesian approach to sediment fingerprinting and source attribution. Hydrological Processes. 32(26): 3978–3995.

Devereux OH, Prestegaard KL, Needelman BA, Gellis AC. 2010. Suspended-sediment sources in an urban watershed, Northeast Branch Anacostia River, Maryland. Hydrological Processes. 24: 1391–1403. doi. 10.1002/hyp.7604.

Franks SW, Rowan JS. 2000. Multi-parameter fingerprinting of sediment sources: Uncertainty estimation and tracer selection. Comput. Methods Water Resour. 13:1067–1074.

Gellis AC, Hupp CR, Pavich MJ, Landwehr JM, Banks WSL, Hubbard BE, Langland MJ, Ritchie JC, Reuter JM. 2009. Sources, transport, and storage of sediment in the Chesapeake Bay Watershed. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report. 2008–5186. pp. 95: 10.3133/sir20085186

www.SID.ir

Archive of SID

Gholami, H., Jafari TakhtiNajad, E., Collins, A.L. and Fathabadi, A. 2019. Monte Carlo fingerprinting of the terrestrial sources of different particle size fractions of coastal sediment deposits using geochemical tracers: some lessons for the user community. Environ Sci Pollut Res. https://doi.org/10.1007/s11356-019-05443-0

Gholami H, Telfer MW, Blake WH, Fathabadi A. 2017. Aeolian sediment fingerprinting using a Bayesian mixing model. Earth Surf. Process. Landforms. 42: 2365–2376. doi: 10.1002/esp.4189.

Habibi S, Gholami H, Fathabadi A, Jansen J. 2019. Fingerprinting sources of reservoir sediment via two modelling approaches. Science of the Total Environment, 663- 78-96. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv. 2019.01.327.

Haddachi A, Olley J, Pietsch T. 2015. Quantifying sources of suspended sediment in three size fractions. J. Soils Sediments. 15: 2086–2100.

Haddadchi A, Olley J, Laceby P. 2014. Accuracy of mixing models in predicting sediment source contributions. Sci. Total Environ, Nov. 1: 497–498:139–52.

Haddadchi A, Ryder D, Evrard O, Olley J. 2013. Sediment fingerprinting in fluvial systems: Review of tracers, sediment sources and mixing models. International Journal of Sediment Research. 28: 560–578. doi.org/10.1016/S1001-6279 (14)60013-5.

Hughes AO, Olley JM, Croke JC, McKergow LA. 2009. Sediment source changes over the last 250 years in a dry-tropical catchment, central Queensland, Australia. Geomorphology. 104: 262–275. doi.org/10.1016/j.geomorph. 2008.09.003.

Jafari TakhtiNajad, E, Gholami H, Collins AL. and Fathabadi, A. 2019. Identifying and quantifying the terrestrial sediment source contributions to coastal dunes for targeting wind erosion mitigation in Jagin Wateershed, Hormozgan province, Iran. Watershed Management Research, vol 32, no.1, Ser.No:122, Springer, 3-18. Doi:10.22092/wmej.2019.123109.1142.

Klages MG, Hsieh YP. 1975. Suspended solids carried by the Gallatin River of southwestern Montana: II. Using minerology for inferring sources. J Environ Qual. 4:68–73.

Koiter AJ, Owens PN, Petticrew EL, Lobb DA. 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.

Laceby JP, Olley J, Pietsch TJ, Sheldon F, Bunn SE. 2015. Identifying subsoil sediment sources with carbon and nitrogen stable isotope ratios. Hydrol. Process. 29(8): 1956–1971. doi: 10.1002/hyp.10311.

Lees JA. 1997. Mineral magnetic properties of mixtures of environmental and synthetic materials: linear additivity and interaction effects. Geophys. J. Int. 131: 335–346.

Miller J, Macklin G, Orbock Miller SM. 2015. Application of geochemical tracers to fluvial sediment. Springer Publishing.

Motha JA, Wallbrink PJ, Hairsine PB, Grayson RB. 2003. Determining the sources of suspended sediment in a forested catchment in southeastern Australia. Water Resources. 39 (3): 1056. doi:10.1029/2001wr000794.

Mukundan R, Walling DE, Gellis AC, Slattery MC, Radcliffe DE. 2012. Sediment source fingerprinting: transforming from a research tool to a management tool. J. Am. Water Resour. Assoc. 48: 1241–1257.

Owens PN, Blake WH, Gaspar L, Gateuille D, Koiter AJ, Lobb DA, Petticrew EL, Reiffarth DG, Smith HG, Woodward JC. 2017. Fingerprinting and tracing the sources of soils and sediments: earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications. Earth Sci. Rev. 162:1–23. https://doi.org/10.1016/j. earscirev.2016.08.012.

www.SID.ir

Archive of SID

Palazón L, Gaspar L, Latorre B, Blake WH, Navas A. 2015. Identifying sediment sources by applying

1655 a fingerprinting mixing model in a Pyrenean drainage catchment. J. Soils Sediments. 15: 2067–2085.

Peart MR, Walling DE. 1986. Fingerprinting sediment source: the example of a drainage basin in Devon, UK. In: Drainage Basin Sediment Delivery. IAHS Publ. 159, IAHS Press, Wallingford, UK. pp 41–55.

Porto P, Walling DE, Cogliandro V, Gallegari G. 2016. Validating a mass balance accounting approach to using 7Be measurements to estimate event-based erosion rates over an extended period at the catchment scale. Water Resource Research. 52(7): 5285–5300.

Slattery M, Walden J, Burt TP. 2000. Fingerprinting suspended sediment sources using mineral magnetic measurements- A quantitative approach. Tracers in geomorphology, John Wiley and Sons: pp. 309–322.

Smith HG, Blake WH. 2014. Sediment fingerprinting in agricultural catchments: A critical re-examination of source discrimination and data corrections. Geomorphology. 204: 177–191.

Vale SS, Fuller IC, Procter JN, Basher LR, Smith I E. 2016. Characterization and quantification of suspended sediment sources to the Manawatu River, New Zealand. Science of the Total Environment. 543: 171–186.

Wall GJ, Wilding LP. 1975. Minerology and related parameters of fluvial suspended sediments in Northwestern Ohio. J Environ Qual. 5:168–173.

Walling DE. 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. Science of the Total Environment. 344(1–3): 159–184. doi:10.1016/j.scitotenv. 2005.02.011.

Walling DE, Woodward JC, Nicholas AP. 1993. A multi-parameter approach to fingerprinting suspended-sedimentsources. In: Tracers in hydrology. IAHS Publ. 215, IAHS Press, Wallingford, UK. pp 313–318.

Wood PA. 1978. Fine-sediment mineralogy of source rocks and suspended sediment, rother catchment, West Sussex.Earth Surf Process. 3: 255–263.

www.SID.ir

Watershed Management Research

VOL. 32, No. 2, Ser. No: 123, Summer 2019, pp:79-94
DOI: 10.22092/wmej.2019.124151.1170

Assessment of the Applicability of the Mixing Models Used in the Sediment Fingerprinting of Different Sources Deposited in the Lavar Fin Reservoir, the Province of Hormozgan

Samaneh Habibi
Ph.D. student in Watershed Management, Department of Natural Resources Engineering, University of Hormozgan, Bandar-Abbas, Hormozgan, Iran
Hamid Gholami*
(Corresponding Author)* Department of Natural Resources Engineering, University of Hormozgan, Bandar-Abbas, Hormozgan, Iran
Aboalhassan Fathabadi
Department of Rangeland and Watershed Management Engineering, University of Gonbad, Gonbad, Iran.
Desmond Walling
Professor of Physical Geography, University of Exeter, Exeter, UK

*Corresponding Email: hgholami@hormozgan.ac.ir
Received: 14 November 2018 Accepted: 12 March 2019

Abstract
Identification of the erosion-pron parts of a watershed is of at most importance if the soil conservation activities are to be implemented on it to mitigate sedimentation into the flood-receiving reservoir. Sediment fingerprinting is one of the most common methods used for quantifying source contributions of the suspended load. As the mixing models with different structures of sediment fingerprinting method are implemented, their advantages and disadvantages should be identified. The applicability of eight mixing models, namely: Collins, Hughes, Motha, Slattery, Landwher, Modified Landwher, and Bayesian with the CLR transformation and the Dirichlet distribution were investigated in order to quantify source contributions of sediment deposited in the Lavar Reservoir, the Province of Hormozgan. Twenty-three soil samples were collected from the contributing watersheds, 9 sediments samples were extracted from the reservoir, and concentration of 56 elements were measured in each of the samples. The optimum composite fingerprints were identified by statistical methods and the mixing models were executed. Based on the results, four geochemical properties, namely Mn, La, Nd and Th were selected as optimum fingerprints. The results obtained by all of the mixing models were similar when the values of tracer concentrations in the sediment samples fall inside of those ranges in the source samples. When the values of tracers in the sediment samples fall outside of those values in the source samples, the mixing models with the same objective functions presented similar results. The results of Collins, model were similar to those of Hughes, and the results of Bayesian models were similar to those of Hughes the with the CLR transformation; the results calculated by the Motha were similar to those presented by Slattery, and results of Landwher were similar to the modified Landwher. Generally, applicability of the various mixing models in fingerprinting are different, as their outputs are dependent on the target functions, which are minimized in optimization.

Keywords: Discriminant function analysis, mixing model, optimum composite fingerprints, sediment sourcing

www.SID.ir