



The efficiency of weathering indices and geochemical elements in sub_basin spatial sediment sources fingerprinting (case study: Alvand watershed, Kermanshah province)

Parvin Roshannekoo¹ | Kazem Nosrati² | Reza Dehbandi³

1. Department of Physical Geography, Faculty of Earth Science Shaheid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail:

p_roshannekoo@sbu.ac.ir

2. Corresponding Author, Department of Physical Geography, Faculty of Earth Science Shaheid Beheshti, University, Tehran, Iran. E-mail: k_nosrati@sbu.ac.ir

3. Department of Chemical Engineering, University of Science and Technology of Mazandaran, Behshahr, Iran /School of Geography, Earth and Environmental Sciences, University of Birmingham, Edgbaston, B15 2TT Birmingham, United Kingdom

. E-mail: rezadehbandi65@gmail.com

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: June. 30, 2024

Revised: Oct. 19, 2024

Accepted: Nov. 4, 2024

Published online: March. 2025

Keywords:

*Alvand watershed,
Sediment fingerprinting,
mixing model,
Weathering indices.*

ABSTRACT

Erosion caused by water and sediment transport in watersheds leads to on-site and off-site effects that can cause significant damage to lands and infrastructure. Understanding the source of sediment yield in river systems is essential for effective watershed management. A key challenge in sediment source fingerprinting is the use of appropriate tracers. Therefore, the purpose of this study was to investigate the effectiveness of weathering indicators and geochemical elements in determining the contribution of sub-basin sediment sources in Alvand watershed by using a Bayesian sediment fingerprinting model. First, 27 samples were taken from the outlet of three sub-basins as sediment sources and 9 samples were taken from the outlet of the main basin as sediment target. 9 geochemical elements (Al-Ca-Fe-K-Na-Mg-Si-Ti-P) were measured for the predominant particle size fraction ($<125 \mu$) and 42 weathering indices were calculated based on the geochemical elements in sediment source samples and target sediment samples. Using Kruskal-Wallis test and discriminant function analysis three geochemical elements (Na, Mg, Si) and three weathering indices (CPA, ALK, R) were selected as composite fingerprints. The sediment source apportionment technique was prepared based on the Bayesian model, and the percentage contribution of each sediment source was determined. For the three sediment sources in the Alvand watershed, namely Basin 1 (Ghaleh Shahin), Basin 2 (Patagh), and Basin 3 (Rijab), the estimated percentages were 97.7%, 0.8%, and 1.1%, respectively. The Ghaleh Shahin sub-basin was identified as the dominant sediment source. The results showed that a combination of weathering indicators and geochemical elements can create an appropriate combination of tracers to be used in sediment provenance.

Cite this article Roshannekoo, P. A., Nosrati, K. B., & Dehbandi, R. C. (2025) The efficiency of weathering indices and geochemical elements in sub_basin spatial sediment sources fingerprinting (case study: Alvand watershed, Kermanshah province), *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (1),1-16. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.378696.669743>

© The Author(s).

Publisher: The University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.378696.669743>



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

One of the key issues in soil and water management is soil erosion and sediment production in the watershed, which can lead to problems in environmental, economic, and social issues. Every year, over 75 billion tons of soil from the Earth's surface, equivalent to 134 tons per km², are exposed to erosion. In Iran, the consequences of soil erosion include accumulation of sediments behind dams, loss of vegetation cover, increased flooding, and soil loss. Sediment fingerprinting is a technical technique that determines the relative contribution of sediment sources through field sampling, analysis, and statistical modeling and has predominated by indirect tracing methods. Sediment source tracing methods are increasing worldwide, and the scope of conventional sediment tracing methods needs further examination. One possible method is using tracers to identify sediment sources and quickly deliver sediments, responsible for detecting and investigating chemical substances.

Data and research methods

The study area in this research includes the Alvand watershed located in the southwest of Kermanshah province. The study area ranges between latitudes 33 degrees 57 minutes to 34 degrees 34 minutes and longitudes 45 degrees 32 minutes to 46 degrees 28 minutes, situated between the Tigris and Iran Plateau. The four main sub-catchments of the Alvand watershed include Chelh-Gilan Gharb, Koferavor-Sagan, Sar Pol Zohab, and Qasr-e Shirin. Due to the vastness of the Alvand watershed, this study focused on the Sar Pol Zohab sub-catchment, which includes three sub-catchments: Qale Shahin, Reijab, and Patagh. This watershed, with an area of 1671.93 square kilometers, follows the general direction of the Zagros, running from northwest to southeast. Its maximum elevation is 2474 meters, and its minimum elevation is 486 meters at the watershed outlet. The study area has a Mediterranean climate with a rainy season corresponding to the cold season. The average annual precipitation in the watershed is about 600 millimeters, with an average annual temperature of 13 degrees Celsius. Generally, in the eastern mountainous regions of the watershed, there is more precipitation and lower temperatures, while in the lower western regions, precipitation is less, and temperatures are higher.

Sampling is done in two ways, one based on sediment sources and the other based on the target sediment or basin output. In other words, in sediment provenance, samples should be taken from sediment sources and sediment outputs. All sediment and source samples were dried at 60 degrees temperature and for 24 hours. They were sieved using a sieve smaller than 125 micrometers. XRF analysis was performed on 36 sediment samples. 20 grams of each sample were taken for this purpose, and the concentrations of important geochemical elements including Al, Ca, Fe, K, Na, Mg, Si, Ti, P, and LOI were measured using X-ray fluorescence (XRF) equipment. In order to assess the efficiency of air pollution indices computable using the measured geochemical elements, 42 air pollution indices (Table 1) were calculated to provide useful tracers for inclusion in sediment provenance. All elements were converted to oxide percentages, and then the molecular weights of the oxide forms were calculated using molar mass.

For investigating the proportion of each source of sediment in tributary, three main steps were used. First, the non-conservative behavior of tracers and a mass conservation test was performed. Second, a two-stage statistical procedure identified the optimum set of source material properties to use as composite fingerprints. The abilities of individual properties to discriminate among sources were tested via the Kruskal-Wallis rank sum test, and those properties that return a P value >0.05 were excluded. Then, a stepwise discriminant function analysis (DFA) was performed to determine the proportion of samples that were accurately classified into the correct source groups. Third the mixture sampling-Importance-Resampling (Mix SIR) Bayesian model was used to estimate source proportion.

Results

The results of the standard bracket test showed that in the erosion units under the sub-basins, 11 trace elements (WIP, PI, KR, IR, WI-1, WI-2, SSAF, STI, SF, Birkeland, LOI) were not conservative and were excluded from further analysis. For the sediment sources erosion, among 9 geochemical elements and 42 air pollution indices that passed the Kruskal-Wallis test, 3 elements (Na, Mg, Si) and 3 pollution indices (CPA, ALK, R) were selected for the composite fingerprint, which separated and classified 96.6% of the sample sources correctly.

Discussion

This research looked into how much sediment each sub-basin contributes using sediment fingerprinting approach based on geochemical elements and weathering indices. The results revealed that the Qaleh Shahin

sub-basin had the highest sediment yield (97%) among other sub-basins, with three chemical elements (Na, Mg, Si) and three weathering indices (CPA, ALK, R) identified as the best tracers out of 9 elements and 42 indices examined, as they had the highest ability to discriminate sediment sources.

Author Contributions

Conceptualization, K.N. and R.D.; methodology, K.N. and P.R.; software, P.R.; validation, K.N., P.R. and R.D.; formal analysis, P.R.; investigation, K.N., P.R. and R.D.; resources, K.N.; data curation, P.R.; writing—original draft preparation, P.R.; writing—review and editing, K.N. and P.R.; visualization, K.N., P.R. and R.D.; supervision, K.N.; project administration, K.N.; funding acquisition, K.N. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Data Availability Statement

Data is available on reasonable request from the authors.

Acknowledgments

We acknowledge the support of Grant number 600.871 funded by the research council of Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest.

کارایی شاخص‌های هوازدهی و عناصر ژئوشیمیایی در منشأیابی منابع رسوب زیرحوضه‌ها (منطقه مطالعاتی: حوضه آبخیز الوند، استان کرمانشاه)

پروین روشن نکو^۱ | کاظم نصرتی^۲ | رضا دهبندی^۳

۱. گروه جغرافیای طبیعی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: p_roshannekoo@sbu.ac.ir

۲. نویسنده مسئول، گروه جغرافیای طبیعی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: k_nosrati@asbu.ac.ir

۳. گروه مهندسی شیمی، دانشگاه علم و فناوری مازندران، بهشهر، ایران

/ دانشکده جغرافیا، علوم زمین و محیط زیست، دانشگاه بیرمنگهام، اجباستون، بیرمنگهام، انگلستان

. رایانامه: rezadehbandi65@gmail.com

چکیده

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۴/۱۰

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۷/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۸/۱۴

تاریخ انتشار: فروردین ۱۴۰۴

واژه‌های کلیدی:

حوضه آبخیز الوند،

عناصر ژئوشیمیایی،

شاخص‌های هوازدهی،

منشأیابی رسوب،

مدل ترکیبی.

فرسایش ناشی از آب و انتقال و رسوب‌گذاری در حوضه‌های آبخیز منجر به اثرات محلی و برون محلی می‌گردد که باعث آسیب قابل توجهی به اراضی و زیرساخت‌ها می‌شود. شناخت منشأ تولید رسوب در سیستم‌های رودخانه‌ای برای مدیریت موثر حوضه آبخیز ضروری است. از چالش‌های مهم منشأیابی رسوب کاربرد ردیاب‌های مناسب است. بدین ترتیب هدف از این مطالعه بررسی کارایی شاخص‌های هوازدهی و عناصر ژئوشیمیایی در منشأیابی منابع رسوب زیرحوضه‌ها در حوضه آبخیز الوند است. ابتدا ۲۷ نمونه از خروجی سه زیرحوضه به عنوان منبع رسوب و ۹ نمونه از خروجی حوضه اصلی به عنوان رسوب هدف نمونه‌برداری شد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها ۹ عنصر ژئوشیمیایی شامل (Al, Ca, Fe, k, Na, Mg, Si, Ti) با اندازه ذرات کوچکتر از ۱۲۵ میکرون اندازه‌گیری شدند. و ۴۲ شاخص هوازدهی بر اساس عناصر ژئوشیمیایی در نمونه‌های رسوب منبع و نمونه‌های رسوب هدف محاسبه شدند. با استفاده از تحلیل آماری کروسکال-والیس و تحلیل آماری تابع تشخیص، سه عنصر ژئوشیمیایی (Na, Mg, Si) و سه شاخص هوازدهی (CPA, ALK, R) به عنوان ردیاب‌های بهینه در تفکیک منابع رسوب انتخاب شدند. تکنیک تعیین سهم منابع رسوب براساس مدل بیسین تهیه و درصد سهم هر یک از منابع رسوب تعیین شد که میزان سهم تولید رسوب هر یک از زیر حوضه‌ها شامل زیر حوضه ۱ (قلعه شاهین)، زیر حوضه ۲ (پاتاق) و زیر حوضه ۳ (ریجاب) به ترتیب مقادیر ۹۷/۷٪، ۰/۸٪ و ۱/۱٪ به دست آمد. بر اساس ردیاب‌های ذکر شده در فوق زیرحوضه قلعه شاهین به عنوان منبع رسوب غالب شناسایی شد. نتایج نشان داد ترکیبی از شاخص‌های هوازدهی و عناصر ژئوشیمیایی می‌توانند ترکیب مناسبی از ردیاب‌ها را ایجاد نماید تا در منشأیابی رسوب مورد استفاده قرار گیرد.

استناد: روشن نکو، پروین؛ نصرتی، کاظم؛ دهبندی، رضا، (۱۴۰۴) کارایی شاخص‌های هوازدهی و عناصر ژئوشیمیایی در منشأیابی منابع رسوب زیرحوضه‌ها (منطقه مطالعاتی:

حوضه آبخیز الوند، استان کرمانشاه)، مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۶ (۱)، ۱۶-۰۱. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.378696.669743>



© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.378696.669743>

مقدمه

فرسایش خاک یک مشکل جدی زیست محیطی است که بر کیفیت فیزیکی و شیمیایی و زیستی آب و خاک در سراسر جهان تأثیر می‌گذارد (Nosrati et al., 2019). یکی از مسائل مطرح در زمینه مدیریت آب و خاک، مسئله فرسایش خاک و تولید رسوب در حوضه آبخیز است که می‌تواند مشکلات چالش برانگیزی در مسائل زیست محیطی، اقتصادی و اجتماعی به وجود آورد (Eftimo et al., 2014). هر ساله بیش از ۷۵ میلیارد تن خاک از سطح کره زمین، معادل ۱۳۴ تن در هر کیلومترمربع، در معرض فرسایش قرار می‌گیرد (سبحانی، ۱۳۸۱). اما این مسئله در کشورهای در حال توسعه به علت نرخ بالای رشد جمعیت و فشار بر زمین‌های حساس به فرسایش، تهدیدی جدی برای پایداری مدیریت اراضی و بهره‌برداری از منابع آب به شمار می‌آید (Morgan, 2009). نرخ فرسایش آبی در کشور ایران نیز به عنوان یک کشور در حال توسعه در سال‌های ۱۳۳۰، ۱۳۴۰، ۱۳۵۰، ۱۳۶۰، ۱۳۷۲ و ۱۳۷۸ با لحاظ نمودن ۱۲۰ میلیون هکتار از اراضی تحت فرسایش به ترتیب برابر با ۴/۲، ۶/۳، ۸/۳، ۱۲/۵، ۲۰/۸، ۲۲/۵ تن بر هکتار بر سال برآورد شده است (Nosrati et al., 2011)، تحقیقات نشان می‌دهد میزان فرسایش در کشور ایران، از حداقل یک میلیارد تا نزدیک به پنج میلیارد تن در سال گزارش شده است (آمار ارائه شده از سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، تهیه شده توسط موسسه تحقیقات خاک و آب)، همچنین محمدی و همکاران در سال ۹۶ طی پژوهشی میزان فرسایش سالانه خاک در کشور را حدود ۲۴ تن بر هکتار بر سال محاسبه کردند. در ایران تبعات فرسایش خاک شامل انباشت رسوبات در پشت سدها، از بین رفتن پوشش گیاهی، افزایش وقوع سیلاب و آلودگی خاک می‌شود. فرسایش خاک با اثرات محلی (on-site) مانند کاهش حاصلخیزی و به تبع آن کاهش توان تولیدات کشاورزی و کاهش رطوبت قابل دسترس خاک و اثرات برون محلی (off-site) مانند پر شدن منابع و ذخایر آبی از رسوبات و به تبع آن کاهش ذخیره منابع آب، موجب به خطر افتادن امنیت غذایی به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک که کشاورزی وابسته به ذخایر منابع آب است، می‌گردد. رسوبات می‌توانند تأثیرات مخربی بر جنبه‌های مختلف حوضه داشته باشند؛ مانند کیفیت آب (Isaka and Ashraf, 2017)، فرایندهای رودخانه‌ای (Day and Ali, 2019)، کدورت (Malhotra et al., 2020)، شدت سیل (Krishnayanti et al. 2021)، فعالیت‌های تفریحی (Koiter et al., 2013)، آلودگی آب (Zhang et al., 2017) و زیستگاه آبی (Ranjbar Jafarabadi et al., 2017). بنابراین، شناسایی منابع اصلی رسوبات برای ارزیابی دینامیک رسوب و در صورت لزوم، تعیین اقدامات جهت مدیریت محیط زیست ضروری است (Gaspar et al., 2019a).

روش‌های مختلفی برای بررسی فرسایش خاک و شناسایی منبع رسوب مانند عکس‌برداری هوایی، پین‌ها و پلات‌های فرسایش به منظور تعیین محل وقوع انواع مختلف فرسایش خاک یعنی کانال رودخانه، خندق، فرسایش سطحی و حاشیه رودخانه وجود دارد. با این حال، این روش‌های غیرمستقیم معمولاً زمان‌بر و پرهزینه هستند. این رویکردها اطلاعاتی در مورد حجم رسوب ارائه می‌دهند و قادر به شفاف‌سازی کارایی حرکت رسوب در داخل جریان رودخانه نیستند که برای مطالعه شناسایی منبع رسوب ضروری است (Walling, 2005a). منشأیابی رسوبی تکنیکی است که سهم نسبی منابع رسوب را با استفاده از نمونه‌برداری میدانی، تجزیه و تحلیل آزمایشگاهی و مدل‌سازی آماری تعیین می‌کند (Davis and Fox, 2009) و بر محدودیت‌های روش‌های غیرمستقیم غلبه کرده است.

حبیبی و همکاران (۱۳۹۷)، به منشأیابی رسوبات ته‌نشین شده در مخزن سد لارفین در استان هرمزگان با استفاده از مدل ترکیبی چند متغیره پرداختند. به منظور کمی کردن سهم منابع با استفاده از مدل ترکیبی، شش ردیاب Cr, La/Yb, Nd/Yb, Th, Bi و Pr به عنوان ترکیب بهینه ردیاب‌ها جهت تفکیک منابع تولید رسوب تعیین شدند. براساس نتایج، زیرحوضه‌ی جنوبی با میانگین سهم ۶۶ درصد به عنوان منبع اصلی تأمین‌کننده‌ی رسوب در مخزن سد شناسایی شد.

کالینز و همکاران (۲۰۱۰)، به بررسی تخصیص منابع رسوب در مقیاس حوضه با استفاده از روش منشأیابی مرکب اصلاح شده، شامل وزن‌دهی شاخص و اطلاعات قبلی پرداختند که به این خاطر مدل موازنه جرم اصلاح شده با ترکیب رویکرد مونت کارلو برای نشان دادن عدم قطعیت اطراف منبع و قدرت تشخیص ردیاب‌های جداگانه و اطلاعات قبلی در مورد فرسایش کرانه، مورد استفاده قرار گرفت، برآورد میانگین کلی سهم از انواع منابع منفرد، محدود شده توسط حدود اطمینان ۹۵٪، 42 ± 2 ٪ (خاک‌های سطحی مرتع)، 22 ± 2 ٪ (خاک‌های سطحی کشت شده)، 22 ± 1 ٪ (کرانه‌های کانال / منابع زیر سطحی)، 12 ± 2 ٪ (حاشیه جاده‌های آسیب دیده)، ارزیابی شد.

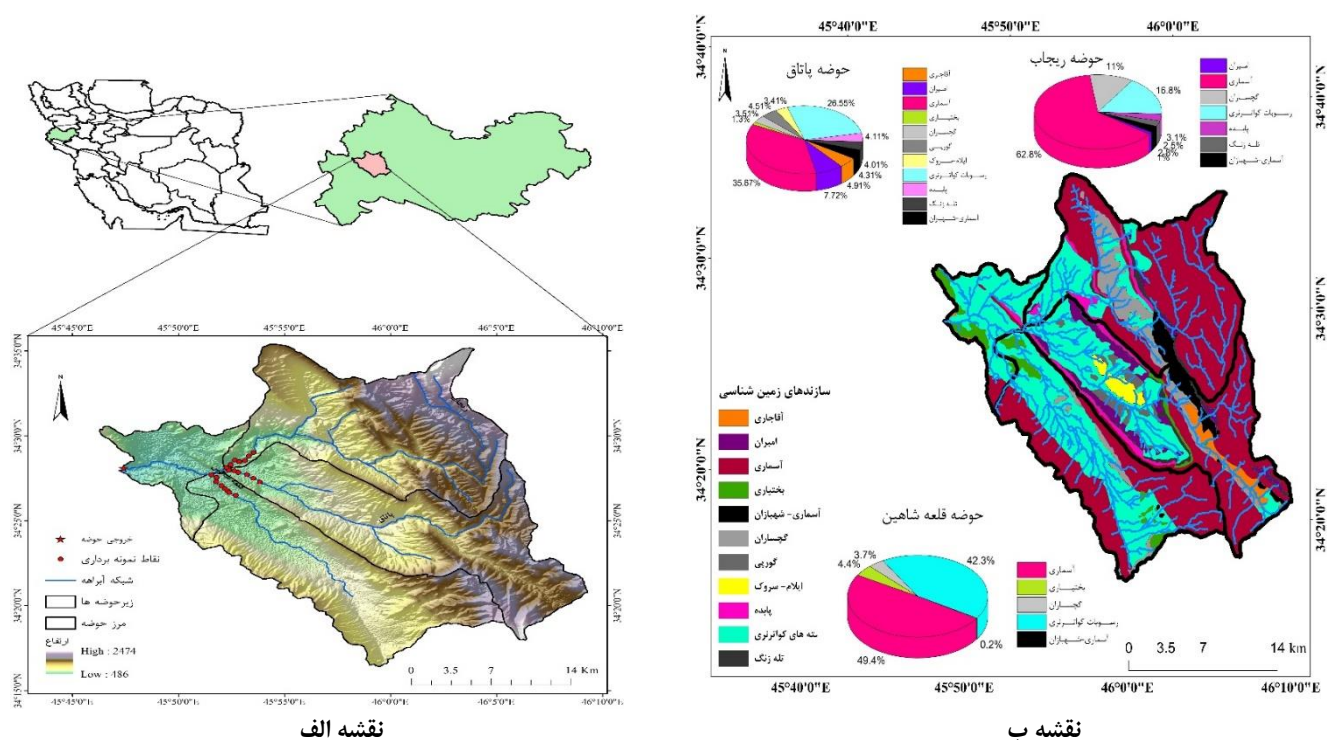
درخشان بابایی و همکاران (۲۰۲۴)، با استفاده از روش منشأیابی به بررسی سهم منابع رسوب زیرحوضه‌ها و مناطق توپوگرافی با استفاده از ردیاب‌های ژئوشیمیایی و شاخص‌های هوازدگی در حوضه آبخیز کن پرداختند. به این منظور از سه رویکرد آماری جدید (H Kruskal-wallis) و با الگوریتم‌های بهینه‌سازی ازدحام ذرات (KW-PSO)، پرسپترون چند لایه (KW-MLP) و تابع شعاعی (KW-RBF) برای شناسایی ردیاب‌های ترکیبی برای تخصیص منابع استفاده شد. نتایج نشان دادند که میانگین مشارکت از منطقه توپوگرافیک، معادل

با این بود که منبع اصلی رسوبات زیرحوضه‌ها بر اساس مناطق توپوگرافی باشد، با مشارکت‌های تخمین زده شده به ترتیب ۵۷٪، ۴۹٪ و ۵۲٪ (بازه عدم قطعیت ۵٪ تا ۹۵٪) براساس شاخص‌های هوازدهی KW-MLP، KW-RBF و KW-RBF به عنوان ردیاب‌های جدید. در مطالعات مختلف از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رسوبات به عنوان ردیاب مانند رادیونوکلیدها (Cao et al., 2020)، مواد آلی (Chen et al., 2019)، ایزوتوپ‌های پایدار (Koiter et al., 2013)، مغناطیس معدنی (Sharif et al., 2018)، اندازه، شکل یا رنگ ذرات (Lisby et al., 2017) و نشانگرهای زیستی (Chen et al., 2017) استفاده می‌کنند که در این میان، ویژگی‌های ژئوشیمیایی به طور گسترده برای منشأیابی رسوب در یک سیستم زهکشی استفاده شده است (Navas et al., 2020). ویژگی‌های که اندازه‌گیری می‌شود تحت عنوان ردیاب شناخته می‌شود و انتخاب آن‌ها خیلی مهم است چرا که باید قابلیت تفکیک منابع رسوب را داشته باشد به عبارتی دچار تهمی‌شدگی و غنی‌شدگی نشده باشند. منشأیابی رسوب نشان‌دهنده یک رویکرد مستقیم است که در دهه ۱۹۷۰ با استفاده از خواص خاک به شکل ردیاب برای ارائه اطلاعات منبع رسوب، به کار گرفته شد (Walling, 2005). درحالی‌که روش‌های منشأیابی منبع رسوب در سراسر جهان در حال افزایش است، دامنه افزایش منشأیابی مرسوم باید بیشتر مورد بررسی قرار گیرد. یکی از روش‌های ممکن، استفاده از ردیاب‌ها است که مبنای فیزیکی و شیمیایی مناسبی را برای تشخیص منابع رسوب که مسئول انتقال و تحویل سریع رسوب هستند فراهم می‌کند (Collins et al., 2020). با توجه به اینکه اندازه‌گیری خیلی از ردیاب‌ها موجب آلودگی‌هایی در محیط می‌شوند و استفاده بیشتر از این ردیاب‌ها موجب آلودگی بیشتر محیط خواهد شد پس اگر بتوانیم ردیاب‌های دوستدار محیط معرفی کنیم بسیار سودمند خواهد بود. هوازدهی شیمیایی یک فرایند مهم در چرخه‌های ژئوشیمیایی در حوضه رودخانه است (Guo et al., 2018). هوازدهی شیمیایی فرایند مهمی است که تکامل سطح زمین را کنترل می‌کند (Remo and Rudiman, 1992)، شکل‌دادن به چشم‌انداز (Moquet et al., 2011)، تنظیم آب‌وهوای جهانی (Moosdorf et al., 2011) و بر چرخه‌های بیو ژئوشیمیایی و تشکیل خاک (Babchuk et al., 2014). بنابراین، برآوردهای دقیق و قابل اعتماد شدت هوازدهی شیمیایی و تغییرات آن، بررسی الگوهای تحرک و انتقال عناصر، و بازسازی تغییرات دیرینه محیطی، همه پیش‌نیازهای لازم برای درک بهتر فرایندهای سطح زمین هستند (Chatlat et al., 2013). شاخص‌های هوازدهی را می‌توان با اندازه‌گیری عناصر محدود ژئوشیمیایی محاسبه کنیم بنابراین در این پژوهش هدف بررسی کارایی شاخص‌های هوازدهی در منشأیابی رسوب است که آیا می‌توان از شاخص‌های هوازدهی به عنوان ردیاب در تکنیک منشأیابی رسوب استفاده کرد.

روش‌شناسی پژوهش

موقعیت و مشخصات عمومی ناحیه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق شامل حوضه آبخیز الوند واقع در جنوب غرب استان کرمانشاه می‌شود. رودخانه الوند رودخانه‌ای مرزی است که بین کشورهای ایران و عراق واقع شده است. محدوده مورد مطالعه در حد فاصل بین‌النهرین و فلات ایران، در بین عرض‌های جغرافیایی ۳۳ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۳۴ دقیقه و طول‌های جغرافیایی ۴۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۲۸ دقیقه واقع شده است. مساحت حوضه آبخیز الوند ۲۸۱۰ کیلومتر مربع محاسبه شده است. چهار زیر حوضه اصلی حوضه آبخیز الوند شامل زیرحوضه‌های چله-گیلانغرب، کفرآور-سگان، سرپل‌ذهاب و قصرشیرین می‌شود. به دلیل وسعت زیاد حوضه الوند، در این تحقیق زیر حوضه سرپل‌ذهاب که خود شامل سه زیرحوضه؛ قلعه شاهین، ریجاب و پاتاق می‌باشد، مورد بررسی قرار گرفت. زیر حوضه سرپل‌ذهاب بیشترین مساحت سازندهای کارستی را نیز در کل حوضه به خود اختصاص داده است. این حوضه با مساحت ۱۶۷۱،۹۳ کیلومتر مربع به تبعیت از روند عمومی زاگرس دارای جهت شمال غرب-جنوب شرق است. حداکثر ارتفاع آن ۲۴۷۴ متر و حداقل ارتفاع آن ۴۸۶ متر در خروجی حوضه می‌باشد. حوضه مورد مطالعه دارای اقلیم مدیترانه‌ای با فصل بارشی منطبق بر فصل سرد سال است. میانگین بارش سالانه حوضه حدود ۶۰۰ میلیمتر و دمای میانگین سالانه نیز ۱۳ درجه سانتیگراد است. به طور کلی در نواحی کوهستانی شرقی حوضه بارش بیشتر و دما کمتر و در نواحی کم ارتفاع غربی بارش کمتر و دما بیشتر است.



شکل ۱. منطقه مورد مطالعاتی و نقاط نمونه‌برداری (الف)، نقشه زمین‌شناسی و نمودار دایره‌ای سهم هر سازند در زیر حوضه‌ها

نمونه‌برداری

به منظور منشأیابی رسوب و تعیین سهم هریک از منابع در تولید رسوب، نمونه‌برداری از منابع رسوب و رسوبات هدف انجام شد. در این مطالعه هریک از زیر حوضه‌ها به عنوان منبع تولید رسوب و خروجی اصلی حوضه اصلی حوضه به عنوان رسوبات هدف در نظر گرفته شد. نقاط نمونه‌برداری با ارزیابی اولیه مسیرهای تحویل رسوب با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، نقشه‌های خاک، زمین‌شناسی و شیب و همچنین مشاهدات میدانی تعریف شدند. با توجه به اینکه در این جا منابع رسوب را زیرحوضه‌ها در نظر گرفته‌ایم تعداد ۲۷ نمونه از خروجی هر کدام از زیر حوضه‌ها در حد فاصل ۱۰۰ متر و به صورت ترکیبی نمونه‌برداری شد و تعداد ۹ نمونه رسوب نیز در خروجی اصلی کل حوضه به مانند زیر حوضه‌ها نمونه‌برداری شد. در مجموع ۳۶ نمونه از رسوبات خروجی از سه زیر حوضه و حوضه اصلی جمع‌آوری شد. نمونه‌ها شامل رسوبات تازه ته‌نشین شده از رسوبات معلق است که این رویکرد نمونه‌برداری جایگزینی برای نمونه‌برداری از رسوبات معلق در رخدادهای بارش-رواناب از زیرحوضه‌ها یا حوضه اصلی در مناطق کوهستانی با محدودیت نمونه‌برداری است (Nosrati et al., 2018).

اندازه‌گیری‌های عناصر ژئوشیمیایی

تمام نمونه‌های منبع و رسوب در آون در دمای ۶۰ درجه و به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. با استفاده از الک کوچکتر از ۱۲۵ میکرومتر غربال شدند. اندازه مش الک شده براساس اندازه غالب ذرات در نمونه‌های رسوب انتخاب شد تا اطمینان حاصل شود که نمونه‌های منبع و رسوب با استفاده از ردياب‌های ژئوشیمیایی به طور مستقیم قابل مقایسه هستند.

آنالیز XRF روی ۳۶ نمونه رسوب انجام شد. ۲۰ گرم از هر نمونه به این منظور و غلظت عناصر ژئوشیمیایی مهم شامل Al- Ca- Fe- K- Na- Mg- Si- Ti- P- LOI با استفاده از دستگاه فلورسانس اشعه ایکس (XRF) ساخت شرکت PHILIPS مدل PW11480 در آزمایشگاه مرجع دانشگاه علم و صنعت ایران اندازه‌گیری شدند.

محاسبه شاخص‌های هوازدگی

برای تعیین درجه هوازدگی خاک و رسوبات از شاخص‌های هوازدگی استفاده می‌شود. هوازدگی شیمیایی فرآیندی است که در آن مواد معدنی اولیه حل شده یا به مواد معدنی دیگر تبدیل می‌شوند. شدت هوازدگی را می‌توان با استفاده از شاخص‌های شیمیایی مختلف اندازه‌گیری و طبقه‌بندی کرد (Price and Wolbel, 2003). اغلب، عناصر متحرک و به راحتی قابل شستشو با اجزای کمتر متحرک مقایسه می‌شوند که در نتیجه باید درجه هوازدگی را نشان دهد. این شاخص‌ها را می‌توان برای تشخیص تنوع رسوبات رودخانه در طول پروفیل‌های



طولی و ارزیابی تکامل و حاصلخیزی خاک استفاده کرد. هر شاخص هوازدگی می‌تواند منعکس کننده حساسیت مناطق رسوبی بالقوه به فرسایش ناشی از فعل و انفعالات بین آب و هوا، زمین‌شناسی، خاک‌شناسی، فرآیندهای تکتونیکی، پوشش گیاهی و فعالیت‌های انسانی باشد. به منظور بررسی کارایی شاخص‌های هوازدگی قابل محاسبه با استفاده از عناصر ژئوشیمیایی اندازه‌گیری شده، برای ارائه ردیاب‌های مفید برای گنجاندن در منشایابی رسوب، ۴۲ شاخص هوازدگی (جدول ۱) محاسبه شد. همه عناصر به درصد اکسید تبدیل شدند و سپس وزن مولکولی اکسیدهای عنصری با استفاده از جرم مولی محاسبه شد. در نهایت بر اساس فرمول‌های ارائه شده در جدول ۱، شاخص‌های مختلف هوازدگی محاسبه شد. خلاصه آمار برای همه عناصر ژئوشیمیایی و شاخص‌های هوازدگی در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۱. توصیف شاخص‌های هوازدگی و نسبت‌های عنصری

شاخص هوازدگی	فرمول	منبع
WIP (Weathering Index of Parker)	$[2\text{Na}_2\text{O}/0.35 + \text{MgO}/0.9 + 2\text{K}_2\text{O}/0.25 + \text{CaO}/0.7] \times 100$	Parker (1970)
CPA (Chemical Proxy of Alteration)	$[\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Na}_2\text{O})] \times 100$	Buggle et al. (2011); Cullers (2000)
PI (Product Index)	$[(\text{SiO}_2 \times 100)/(\text{SiO}_2 + \text{TiO}_2 + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{Al}_2\text{O}_3)]$	Ruxton (1968)
ALK Ratio	$[(\text{K}_2\text{O}/(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O}))] \times 100$	Harnois and Moore (1988)
CIA (Chemical Index of Alteration)	$[\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O})] \times 100$	Nesbitt and Young (1982)
Kr (Silica- Sesquioxide Ratio)	$[\text{SiO}_2/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3)]$	Moignien (1966);
AKN (Alumina to potassium-sodium oxide Ratio)	$[\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O})]$	Harnois and Moore (1988)
ACN (Alumina to Calcium-sodium oxide Ratio)	$[\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O})]$	Harnois and Moore (1988)
MWPI	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO} + \text{MgO})/(\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO} + \text{MgO})] \times 100$	Vogel (1975)
IR	CIA/WIP	Garzanti et al., 2014
V (Vogt's Residual Index)	$[(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{K}_2\text{O})/(\text{MgO} + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O})]$	Vogt (1927)
R	$\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$	Ruxton (1968)
CIW (Chemical Index of Weathering)	$[\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O})] \times 100$	Harnois and Moore (1988)
PIA (Plagioclase Index of Alteration)	$[(\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O})/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} - \text{K}_2\text{O})] \times 100$	Fedo et al. (1995)
CALMAG Index	$[\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{MgO})]$	Nordt and Driese (2010); Udagedara et al. 2016
Brown1	$\text{Ln} ((\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O})/\text{Al}_2\text{O}_3)$	Von Eynatten et al. (2003); McLemore et al. (2008)
Brown2	$\text{Ln} (\text{Na}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3)$	Von Eynatten et al. (2003); McLemore et al. (2008)
WI-1	$[(\text{SiO}_2 + \text{CaO})/(\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2)]$	Darmody et al. (2005); McLemore et al. (2008)
WI-2	$[(\text{SiO}_2 + \text{CaO})/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2)]$	Darmody et al. (2005); McLemore et al. (2008)
Mg Index	$100 \times (\text{Al}_2\text{O}_3/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{MgO}))$	Maynard (1992); McLemore et al. (2008)
Rc (Residual coefficient)	$[(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3)/(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO} + \text{MgO})]$	Li et al. (1995); McLemore et al. (2008)
ba1	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O})/\text{Al}_2\text{O}_3]$	Rocha Filho et al. (1985); DuzgorenAydin et al. (2002); McLemore et al. (2008)
ba2	$[(\text{CaO} + \text{MgO})/\text{Al}_2\text{O}_3]$	Rocha Filho et al. (1985); DuzgorenAydin et al. (2002); McLemore et al. (2008)
ba3	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{MgO})/\text{Al}_2\text{O}_3]$	Rocha Filho et al. (1985); DuzgorenAydin et al. (2002); McLemore et al. (2008)
AI	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O})/(\text{K}_2\text{O} + \text{MgO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO})]$	Piché and Jébrak (2004); McLemore et al. (2008)
AI2	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{MgO})/(\text{K}_2\text{O} + \text{MgO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO})] \times 100$	Ishikawa et al. (1976); Large et al. (2001); McLemore et al. (2008)
Chittleborough	$[(\text{CaO} + \text{MgO} + \text{Na}_2\text{O})/\text{TiO}_2]$	Chittleborough (1991); McLemore et al. (2008)
Colman	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO} + \text{MgO})/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2)]$	Colman (1982); McLemore et al. (2008)
Birkeland	$[\text{SiO}_2/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2)]$	Birkeland (1999); McLemore et al. (2008)
Ba (Bases to Alumina)	$[(\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO})/\text{Al}_2\text{O}_3]$	Rocha Filho et al. (1985); Duzgoren-Aydin et al. (2002); McLemore et al. (2008)
CCPI	$[(100 \times (\text{MgO} + \text{FeO})) / (\text{MgO} + \text{FeO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O})]$	Large et al. (2001); McLemore et al. (2008)
S/SAF Index	$[\text{SiO}_2/(\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3)]$	Hill et al. (2000); Udagedara et al. (2016)
Alumina-titania Index	$[(\text{Al}_2\text{O}_3/\text{TiO}_2)/((\text{SiO}_2/\text{TiO}_2) + (\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3) + (\text{Al}_2\text{O}_3/\text{TiO}_2)) \times 100$	Jayawardena and Izawa (1994); Udagedara et al. (2016)
STI (Silica-titania Index)	$[(\text{SiO}_2/\text{TiO}_2)/((\text{SiO}_2/\text{TiO}_2) + (\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3) + (\text{Al}_2\text{O}_3/\text{TiO}_2)) \times 100$	Jayawardena and Izawa (1994); Udagedara et al. (2016)
FENG	$[\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3]/(\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} + \text{MgO} + \text{P}_2\text{O}_5)$	Feng (1997)
SF	$\text{SiO}_2/\text{Fe}_2\text{O}_3$	Jenny (1941)
sesquioxide content (SOC)	$\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$	Irfan (1996); McLemore et al. (2008); Ng et al. (2001)
	$\text{Al}_2\text{O}_3/\text{Fe}_2\text{O}_3$	Jenny (1941)
	$\text{Al}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$	Xie et al. (2012)
	LOI	Suoeka et al. (1985)

انتخاب ردیاب‌ها

ردیاب‌های حفاظت شده

ردیاب‌های رسوب باید رفتار محافظه کارانه‌ای را در حین جداسازی و انتقال رسوب در یک حوضه از خود نشان دهند (Lamba et al., 2015). بر این اساس، اولین گام در پرداختن به این نیاز حذف ردیاب‌های غیر محافظه کارانه از دو روش شناسایی و حذف شدند (Nosrati et al., 2018). در ابتدا، آزمایش برکت یا محدوده استاندارد برای اطمینان از اینکه غلظت ردیاب در نمونه‌های رسوب هدف (که از خروجی حوضه اصلی جمع‌آوری شده‌اند) در محدوده غلظت گروه‌های منبع زیرحوضه باشد، انجام شد (Nosrati et al., 2018). در مرحله بعد، میانگین غلظت هر ردیاب در هر نمونه رسوب هدف با محدوده میانگین غلظت مربوطه در نمونه‌های زیرحوضه مقایسه شد (Haddadchi et al., 2014). ردیاب‌هایی که در این محدوده قرار نداشتند از تجزیه و تحلیل بعدی حذف شدند. این آزمایش‌های محدوده، عدم وجود کامل تغییرات در ویژگی‌های ردیاب را تأیید نمی‌کنند، اما در عوض یک غربالگری اولیه برای حذف ردیاب‌هایی ارائه می‌کنند که تغییرات قابل توجهی را بین منابع رسوب نمونه‌برداری شده بالادست و رسوبات هدف نشان می‌دهند.

تفکیک منابع رسوب

به کارگیری آزمون‌های آماری یکی از ابزارهای پرکاربرد برای شناسایی مجموعه‌ای از ردیاب‌ها است که می‌توانند بین منابع بالقوه رسوب تمایز قائل شوند (Hadadchi et al., 2014). در این مطالعه، ردیاب‌های ژئوشیمیایی و شاخص‌های هوازدگی در قالب یک روش آماری دو مرحله‌ای (Minella et al. 2008). برای انتخاب ردیاب‌هایی که قادر به تفکیک منابع رسوب زیرحوضه‌ها باشند، استفاده شد. در مرحله اول آزمون H یا کروסקال-والیس برای تعیین ردیاب‌هایی که قادر به تفکیک منابع رسوب بودند استفاده شد. به عبارتی این آزمون خواص ردیابی که تفاوت معنی‌داری بین گروه‌های منبع نداشته باشد را شناسایی می‌کند (Walling, 2013). در نتیجه ردیاب‌هایی که سطح معنی‌داری آن‌ها کمتر از ۰/۰۵ باشد منابع رسوب را از هم تفکیک می‌کند و وارد مرحله‌ی دوم یعنی آنالیز تابع تشخیص (DFA) گام به گام می‌شود. این آنالیز برای کاهش خصوصیات انتخابی اولیه به طوری که دارای حداقل همبستگی و حداکثر توان تفکیک براساس کمینه کردن ویلکس لامبدا می‌باشند به کار گرفته می‌شود.

تعیین سهم منابع رسوب

اخیرا در مطالعات منشایی برای تخصیص منبع رسوب از مدل اصلاح شده بیسین (MixSIR) استفاده می‌شود (Nosrati et al., 2014; Nosrati et al., 2021c). این مدل با در نظر گرفتن ۱۰^۶ تکرار برای نمونه‌برداری مجدد برای برآورد احتمال پسین، توانست تابع تراکمی پسین صحیحی از داده‌ها ایجاد کند. مراحل اجرای مدل به صورت زیر است: ۱- توزیع‌های احتمال قبلی برای پارامترهای مدل ۲- ساخت یک تابع درستمایی برای مدل آماری ۳- استخراج توزیع‌های احتمال پسین برای پارامترها با استفاده از قانون بیسین برای تنظیم توزیع‌های قبلی بر اساس داده‌های مشاهده شده، جزئیات بیشتر در مورد این مدل در مراجع ذکر شده ارائه شده است.

یافته‌های پژوهشی و بحث

انتخاب ردیاب‌ها

جدول ۲ غلظت ردیاب‌ها که شامل ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی است در منابع رسوب زیرحوضه‌ها و نمونه‌های رسوب هدف در خروجی اصلی حوضه الوند را مقایسه می‌کند. نتایج آزمایش استاندارد برکت نشان داد که در واحدهای فرسایشی زیر حوضه‌ها ۱۱ ردیاب (WIP, PI, KR, IR, WI-1, WI-2, SSAF, STI, SF, Birkeland, LOI) محافظه کارانه نبوده و از تجزیه و تحلیل بعدی حذف شدند. به منظور انتخاب ردیاب‌ها در مرحله اول از آزمون کروسکال-والیس استفاده شد که نتایج آزمون در هر مجموعه از منابع رسوب در جدول ۲ خلاصه شده است. با توجه به این جدول از ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی که به عنوان ردیاب مورد استفاده قرار گرفته‌اند ۳ عنصر و ۳ شاخص هوازدگی قادر به تفکیک و جداسازی واحدهای رسوبی بوده‌اند. در این جدول مقدار آماره H نیز در نظر گرفته شده است. هرچه مقدار آماره H بالاتر باشد قدرت تفکیک ردیاب نیز بیشتر است و با افزایش مقدار آماره H سطح معنی‌داری نیز مناسب خواهد بود.



جدول ۲. غلظت ردیاب‌ها در رسوب زیرحوضه‌ها و رسوب خروجی حوضه و نتایج آزمون کروסקال والیس برای تفکیک منابع رسوبی زیرحوضه‌ها. واحدهای تمام عناصر mg kg^{-1} است.

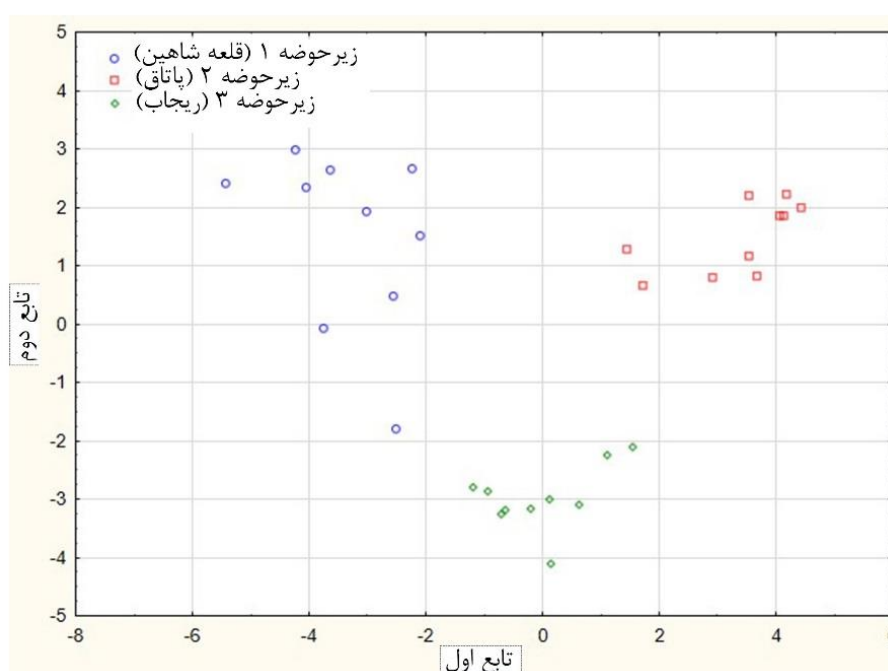
ردیاب‌ها	منابع رسوب								آزمون کروסקال والیس		نمونه‌های رسوب	
	زیرحوضه ۱				زیرحوضه ۲				H-value	سطح معنی داری	حوضه اصلی	
	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار			میانگین	انحراف معیار
Al	۸/۲۳	-/۹۱	۸/۳۵	-/۵۲	۸/۴۷	-/۲۸	-/۸۲	-/۶۶۱	۰/۸۲	۰/۶۶۱	۸/۳۴	-/۱۹
Ca	۲/۴۵	-/۱۷	۲/۴۸	-/۱۱	۲/۸۳	-/۳۹	۱/۶۰	-/۴۴۹	۱/۶۰	-/۴۴۹	۲/۴۴	-/۱۷
Fe	۳/۵۷	-/۵۵	۳/۰۹	-/۱۶	۳/۰۰۱	-/۱۱	۷/۹۱	-/۰۱۹*	۷/۹۱	-/۰۱۹*	۳/۱۶	-/۳۰
K	۱/۱۵	-/۳۱	-/۸۸	-/۰۰۹	۱/۰۴	-/۰۷	۱۱/۸۲	-/۰۰۳*	۱۱/۸۲	-/۰۰۳*	۱/۱۲	-/۲۳
Na	-/۶۲	-/۱۰	-/۷۰	-/۰۴	-/۴۱	-/۰۳	۲۰/۷۹	-/۰۰۰*	۲۰/۷۹	-/۰۰۰*	-/۵۲	-/۰۴
Mg	۳/۵۴	-/۱۲	۴/۱۷	-/۱۵	۴/۰۴	-/۱۱	۱۹/۳۸	-/۰۰۰*	۱۹/۳۸	-/۰۰۰*	۴/۱۳	-/۱۵
Si	۳۴/۲۰	۳/۸۲	۳۲/۳۵	۱/۰۷	۳۱/۲۷	-/۶۷	۱۳/۱۶	-/۰۰۱*	۱۳/۱۶	-/۰۰۱*	۳۳/۸۱	۳/۳۰
Ti	-/۵۴	-/۱۰	-/۴۴	-/۰۱	-/۴۱	-/۰۲	۱۱/۵۱	-/۰۰۰*	۱۱/۵۱	-/۰۰۰*	-/۴۶	-/۰۷
Po	-/۲۴	-/۰۲	-/۲۲	-/۰۲	-/۲۰	-/۰۳	۴/۷۱	-/۰۰۹۵	۴/۷۱	-/۰۰۹۵	-/۲۱	-/۰۱
WIP	۲۵۹/۶۴	۲۹/۹۶	۲۶۱/۳۳	۶/۶۹	۲۴۵/۶۴	۷/۲۹	nc	nc	۷/۲۹	nc	۲۶۴/۰۷	۲۱/۱۱
CPA	۸۸/۷۶	۲/۳۹	۸۷/۸۲	-/۹۵	۹۲/۵۷	-/۶۱	۲۰/۵۸	-/۰۰۰*	۲۰/۵۸	-/۰۰۰*	۹۰/۵۱	-/۵۵
PI	۸۳/۷۶	۱/۱۵	۸۳/۴۴	-/۷۵	۸۲/۸۹	-/۳۰	nc	nc	nc	nc	۸۴/۰۰۳	۱/۰۱
ALK	۵۴/۲۳	۶/۹۹	۴۵/۴۱	۱/۵۷	۶۲/۴۷	۲/۸۸	۲۰/۰۵	-/۰۰۰*	۲۰/۰۵	-/۰۰۰*	۵۷/۹۲	۴/۵۰
CIA	۷۵/۰۹	۳/۲۰	۷۶/۴۴	۱/۲۸	۷۸/۴۴	-/۶۸	۹/۷۸	-/۰۰۷*	۹/۷۸	-/۰۰۷*	۷۶/۵۲	۱/۸۱
KR	۵/۵۳	-/۵۲	۵/۳۳	-/۳۰	۵/۱۰	-/۱۲	nc	nc	nc	nc	۵/۵۸	-/۴۳
ACN	۴/۳۵	-/۸۰	۴/۰۶	-/۳۵	۴/۹۶	-/۳۴	۸/۸۸	-/۰۱۲*	۸/۸۸	-/۰۱۲*	۴/۶۴	-/۲۱
MWPI	۱۴/۷۱	۱/۵۵	۱۶/۷۵	-/۳۶۵	۱۶/۵۱	-/۲۹	۱۱/۸۸	-/۰۰۳*	۱۱/۸۸	-/۰۰۳*	۱۶/۸۸	۱/۱۲
AKN	۳/۷۱	-/۷۰	۳/۹۵	-/۲۷	۴/۶۸	-/۲۱	۱۷/۲۴	-/۰۰۰*	۱۷/۲۴	-/۰۰۰*	۴/۰۲	-/۴۸
V	-/۹۰	-/۱۱	-/۷۶	-/۰۵	-/۸۴	-/۰۲	۹/۷۱	-/۰۰۸*	۹/۷۱	-/۰۰۸*	-/۸۰	-/۰۴۲
R	۷/۰۷۴	-/۷۲	۶/۵۹	-/۴۰	۶/۲۶	-/۱۵	۱۱/۷۴	-/۰۰۳*	۱۱/۷۴	-/۰۰۳*	۶/۹۵	-/۵۴
IR	-/۲۹	-/۰۴	-/۲۹	-/۰۱	-/۳۱	-/۰۱	nc	nc	nc	nc	-/۲۹	-/۰۲
CALMAG	-/۴۶	-/۰۲	-/۴۳	-/۰۱	-/۴۴	-/۰۰۷	۷/۵۳	-/۰۰۲۳*	۷/۵۳	-/۰۰۲۳*	-/۴۳	-/۰۱
Brown1	-/۱۸	-/۰۳	-/۱۹	-/۰۱	-/۱۴	-/۰۰۷	۱۳/۵۳	-/۰۰۰*	۱۳/۵۳	-/۰۰۰*	-/۱۶	-/۰۰۶
Brown2	-/۱۲	-/۰۳	-/۱۲	-/۰۱	-/۰۸	-/۰۰۷	۲۰/۵۸	-/۰۰۰*	۲۰/۵۸	-/۰۰۰*	-/۱۰	-/۰۰۶
WI-1	۱۹/۸۴	۲/۱۶	۲۱/۸۹	-/۹۹	۲۱/۷۲	-/۶۵	nc	nc	nc	nc	۲۲/۱۹	۲/۲۶
WI-2	۵/۲۳	-/۴۵	۵/۰۹	-/۲۸	۴/۸۹	-/۱۰	nc	nc	nc	nc	۵/۳۱	-/۴۰
Mg Index	۴۷/۷۱	۲/۹۱	۴۴/۱۲	۱/۸۹	۴۵/۳۲	-/۸۲	۸/۷۶	-/۰۰۱۲*	۸/۷۶	-/۰۰۱۲*	۴۴/۰۸	۱/۰۷
Rc	-/۸۹	-/۰۹	-/۷۸	-/۰۵	-/۸۲	-/۰۲	۷/۰۱۳	-/۰۰۳۰*	۷/۰۱۳	-/۰۰۳۰*	-/۷۹	-/۰۲
Ba1	-/۲۷	-/۰۵	-/۲۵	-/۰۱	-/۲۱	-/۰۰۹	۱۷/۲۴	-/۰۰۰*	۱۷/۲۴	-/۰۰۰*	-/۲۵	-/۰۳
Ba2	۱/۱۵	-/۱۴	۱/۳۲	-/۱۰	۱/۲۶	-/۰۳	۷/۵۳	-/۰۰۲۳*	۷/۵۳	-/۰۰۲۳*	۱/۳۲	-/۰۵
Ba3	۱/۳۸	-/۱۵	۱/۵۲	-/۱۱	۱/۴۲	-/۰۴	۶/۱۵	-/۰۰۴۶*	۶/۱۵	-/۰۰۴۶*	۱/۵۲	-/۰۵
Al	-/۱۹	-/۰۲	-/۱۶	-/۰۰۶	-/۱۴	-/۰۰۴	۲۴/۳۶	-/۰۰۰*	۲۴/۳۶	-/۰۰۰*	-/۱۵	-/۰۱
Al2	۸۷/۳۷	۱/۶۰	۸۷/۷۵	-/۶۱	۹۰/۴۶	-/۴۶	۱۴/۱۵	-/۰۰۱*	۱۴/۱۵	-/۰۰۱*	۸۹/۸۲	-/۴۵
Chittleborou gh colman	۱۶/۰۱	۳/۷۲	۲۱/۱۱	۱/۲۵	۲۱/۶۳	۱/۵۳	۱۱/۸۱	-/۰۰۳*	۱۱/۸۱	-/۰۰۳*	۲۰/۷۶	۲/۷۱
Ba	۱/۰۵	-/۱۱	۱/۲۰	-/۰۸	۱/۱۴	-/۰۲	۹/۰۶	-/۰۱۱*	۹/۰۶	-/۰۱۱*	۱/۱۹۷	-/۰۴
CCPI	-/۳۴	-/۰۵	-/۳۰	-/۰۲	-/۲۷	-/۰۱	۹/۷۸	-/۰۰۷*	۹/۷۸	-/۰۰۷*	-/۳۰	-/۰۳
SSAF	۸۳/۲۶	۲/۳۳	۸۵/۵۷	-/۵۲	۸۷/۰۱	-/۴۳	۲۲/۰۳	-/۰۰۰*	۲۲/۰۳	-/۰۰۰*	۸۵/۲۸	۱/۶۱
Alumina- titania STI	۱۱/۶۲	۱/۰۶	۱۲/۴۶	-/۶۹	۱۳/۰۴	-/۳۲	۱۳/۱۰	-/۰۰۱*	۱۳/۱۰	-/۰۰۱*	۱۱/۸۸	-/۸۶
FENG	۸۱/۴۸	-/۵۸	۸۱/۹۳	-/۴۶	۸۱/۶۳	-/۲۷	nc	nc	nc	nc	۸۲/۱۷	-/۹۲
SF	۲۵/۸۰	۳/۶۰	۲۷/۸	۱/۴۰	۲۷/۷۳	۱/۲۵	nc	nc	nc	nc	۲۸/۵۰	۲/۹۱
SOC	۱/۰۳	-/۱۱	۱/۰۱	-/۰۵	۱/۰۱	-/۰۳۱	-/۶۰	-/۷۴	-/۶۰	-/۷۴	۱/۰۰۶	-/۰۳
PIA	۸۲/۲۵	۳/۲۰	۸۲/۰۸	۱/۳۲	۸۵/۹۸	-/۶۴	۱۲/۶۲	-/۰۰۲*	۱۲/۶۲	-/۰۰۲*	۸۴/۱۶	-/۷۸
CIW	۸۴/۶۳	۲/۷۶	۸۳/۸۱	۱/۱۳	۸۷/۶۲	-/۵۶	۱۳/۵۳	-/۰۰۱*	۱۳/۵۳	-/۰۰۱*	۸۶/۱۸	-/۴۹
Ba (Bases to alumina) Birkeland	-/۳۳	-/۰۵	-/۳۰	-/۰۲	-/۲۷	-/۰۱	۹/۷۸	-/۰۰۷*	۹/۷۸	-/۰۰۷*	-/۳۰	-/۰۳
Al2O3/Fe2O 3	۵/۱۸	-/۴۵	۵/۰۵	-/۲۸	۴/۸۴	-/۱۰۳	nc	nc	nc	nc	۵/۲۷	-/۴۰
Al2O3/SiO2	۳/۶۶	-/۴۸	۴/۲۲	-/۱۶	۴/۴۳	-/۱۸	۱۵/۷۰	-/۰۰۰*	۱۵/۷۰	-/۰۰۰*	۴/۱۰	-/۲۹
Potassium/so dium LOI	-/۱۴	-/۰۱	-/۱۵	-/۰۰۹	-/۱۵۹۸۰۲	-/۰۰۳	۱۲/۱۵	-/۰۰۲*	۱۲/۱۵	-/۰۰۲*	-/۱۴	-/۰۱
	۱/۲۳	-/۳۵	-/۸۳	-/۰۵۳	۱/۶۷	-/۱۹	۱۴/۸۱	-/۰۰۱*	۱۴/۸۱	-/۰۰۱*	۱/۴۰	-/۲۸
	۲۴/۴۶	۳/۳۷	۲۶/۲۲	-/۶۳	۲۷/۱۷	-/۵۳	nc	nc	nc	nc	۲۵/۴۴	۲/۵۵

دومین مرحله انتخاب ترکیب بهینه ردیاب تحلیل تابع تشخیص گام به گام برای منابع رسوب است. برای منابع رسوبی فرسایش در بین ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدگی عبور یافته از آزمون کروסקال والیس، ۳ عنصر (Na, Mg, Si) و ۳ شاخص هوازدگی (CPA, ALK, R) برای ترکیب بهینه ردیاب که ۹۶/۶ درصد از نمونه‌های نوع منبع را تفکیک و به درستی طبقه‌بندی نمودند انتخاب شدند (جدول ۳). آماره ویلکس لامبدا معیاری مناسب برای نسبت اختلاف‌های درون گروهی به اختلاف‌های بین گروهی است، با اضافه شدن هر ردیاب مقدار ویلکس لامبدا کاهش یافته و سطح معنی‌داری بهبود یافته و در نتیجه توان جداسازی تحلیل و میزان تفکیک بین گروه‌ها افزایش یافته است.

جدول ۳. وضعیت گام‌های مختلف ورود عناصر به مدل در منابع رسوب

ردیاب	ویلکس لامبدا	F-remove	H-value	سطح معنی‌داری	تاب آوری
Na	۰/۰۲۶	۵/۳۰	۲۰/۷۹	۰/۰۱	۰/۹۹
Mg	۰/۰۵۹	۲۵/۵۲	۱۹/۳۸	۰/۰۰	۰/۱۲
Si	۰/۰۲۷	۵/۶۸	۱۳/۱۶	۰/۰۱	۰/۹۸
CPA	۰/۰۲۶	۵/۳۴	۲۰/۵۸	۰/۰۱	۰/۹۹
ALK	۰/۰۲۴	۳/۸۹	۲۰/۰۵	۰/۰۳	۰/۵۸
R	۰/۰۲۵	۴/۳۶	۱۱/۸۸	۰/۰۲	۰/۹۷

در جدول ۴ نتایج آزمون تابع تحلیل تشخیص آمده است که با توجه به این جدول دو تابع براساس ویژگی‌های ردیاب‌ها مشخص شده است. درصد واریانس دو تابع به ترتیب ۷۲/۵ و ۲۷/۵ است و همچنین درصد تجمعی واریانس دو تابع برابر ۷۲/۵ و ۱۰۰ درصد است. در جدول مذکور معنی‌داری توابع به وسیله آماره کای مشخص شده است. جدول ۵ درصد طبقه‌بندی صحیح در هر گروه و تعداد نمونه‌های درست طبقه‌بندی شده را نشان می‌دهد. با توجه به این جدول نمونه‌ها از ۹۰ تا ۱۰۰ درصد صحیح برداشت و طبقه‌بندی شده‌اند. در این جدول درصد صحیح طبقه‌بندی در زیرحوضه اول ۹۰ درصد، در زیر حوضه دوم ۱۰۰ درصد و در زیر حوضه سوم نیز ۱۰۰ درصد است. درصد طبقه‌بندی صحیح کلی برابر با ۹۶/۶۶ درصد است. برای بررسی بیشتر توان توابع تشخیص در جداسازی گروه‌ها، نمودار پراکنش تابع ۱ در مقابل تابع ۲ نشان داده شده است. که نشانگر این مطلب است که تفکیک منابع رسوب رودخانه‌ای توسط توابع ۱ و ۲ به درستی انجام شده است. چراکه دارای قدرت تفکیک منابع ۹۶/۶۶ درصد بوده است.



شکل ۲. نمودار پراکنش توابع تحلیل تشخیص براساس ترکیب بهینه ردیاب‌های ژئوشیمیایی

جدول ۴. ویژگی‌های توابع تحلیل تشخیص در منابع رسوب فرسایش

تابع	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد تجمعی واریانس	همبستگی کانونی	کای اسکور	سطح معنی داری
۱	۲۲/۵۹۳	۷۲/۵	۷۲/۵	۰/۹۷۹	۱۰۸/۴۰۶	<۰/۰۰۱
۲	۸/۵۷۷	۲۷/۵	۱۰۰	۰/۹۴۶	۴۵/۱۸۶	<۰/۰۰۱

جدول ۵. صحت طبقه‌بندی منابع رسوب براساس ردیاب‌های ژئوشیمیایی مورد استفاده در تحلیل توابع تشخیص

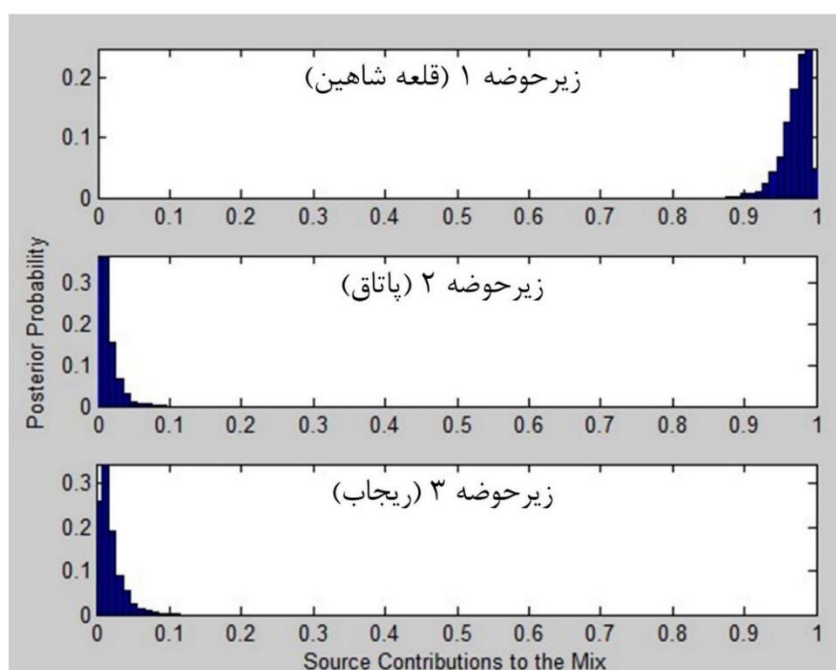
منابع رسوب	درصد صحت طبقه‌بندی	نمونه‌های تایید شده توسط تحلیل تشخیص در منابع رسوب
زیرحوضه ۱	۹۰	۰
زیر حوضه ۲	۱۰۰	۱۰
زیر حوضه ۳	۱۰۰	۰
مجموع	۹۶/۶۶	۱۰

تعیین سهم منابع رسوب

جدول ۵ سهم هر یک از زیر حوضه‌ها در تولید رسوب را نمایش می‌دهد، از تکنیک منشایابی رسوب براساس برآورد عدم قطعیت استفاده شد و با در نظر گرفتن این که میانگین سهم هر منبع برابر با میانه یا صدک ۵۰ باشد، صدک ۵ و ۹۵ میانه سطوح اطمینان عدم قطعیت می‌باشد که نتایج حاصل از ترکیب ردیاب‌ها مشخص می‌کند برای سه منبع رسوب یعنی زیرحوضه اول، دوم و سوم سهم نسبی تولید رسوب هریک به ترتیب ۹۷/۷٪، ۰/۸٪ و ۱/۱٪ درصد است. بر اساس جدول ۵- بیشترین سهم تولید رسوب از آن زیر حوضه اول با مساحت ۱۶۹/۴۲ کیلومتر مربع است. توزیع سهم هریک از منابع رسوب براساس برآورد توزیع احتمال پسین در شکل ۳ نشان داده شده است.

جدول ۵. سهم زیرحوضه‌ها در تولید رسوب

منابع	مساحت Km ²	درصد مساحت	سهم تولید رسوب میانه بر حسب درصد (۵-۹۵)
زیر حوضه ۱ (قلعه شاهین)	۱۶۹/۴۲	۲۹/۱۹۰	۹۷/۷٪
زیر حوضه ۲ (پاتاق)	۱۹۸/۲۸	۳۴/۱۶۲	۰/۸٪
زیر حوضه ۳ (ریجاب)	۲۱۲/۶۹	۳۶/۶۴۶	۱/۱٪



شکل ۳. سهم منابع رسوب حوضه الوند با استفاده از مدل عدم قطعیت

در مطالعات منشایابی رسوب دو رویکرد برای انتخاب منابع رسوب وجود دارد یکی براساس منابع مکانی مانند کاربری اراضی، زیرحوضه‌ها و زمین‌شناسی، رویکرد دوم براساس نوع فرسایش که به سطحی و زیر سطحی تقسیم می‌شود. با توجه به اینکه در مطالعه اخیر زیرحوضه‌ها به عنوان منابع رسوب در نظر گرفته شده است نمونه‌های برداشت شده از خروجی زیرحوضه‌ها می‌تواند شاخصی از فرایندهای مختلف ژئومورفویک (فرسایش و رسوب) یا تغییرات زمین‌شناسی و ... باشند. بنابراین دلیل ترکیب بهینه ردیاب‌ها با سایر مطالعات می‌تواند به این دلیل باشد. در این‌جا مهم است که به خاطر داشته باشید که برآوردهای منبع وابسته به مقیاس هستند زیرا می‌توانند برای مکان‌های نمونه‌برداری مختلف در امتداد یک شبکه کانال متفاوت باشند (Koiter et al., 2013). از نظر کاربری اراضی در حوضه مورد مطالعه می‌توان گفت که کشت دیم و آبی به نسبت بیشتر است که نسبت به سایر زیرحوضه‌ها در زیرحوضه اول میزان کشت آبی بیشتر است، پس می‌توان استنباط کرد در اراضی کشاورزی تخریب ناشی از هدررفت رسوبات ریزدانه مانند رس‌ها بیشتر است (Blanco, H and Lal, R, 2008).

در سایر مطالعات که از شاخص هوازدهی در منشایابی رسوب به عنوان ردیاب استفاده شده اصولاً شاخص‌های مرسوم و رایج مانند (WIP, CIW, FENG, ...) انتخاب شده اما در این مطالعه به بررسی جامع‌تری از شاخص‌های هوازدهی که شامل ۴۲ شاخص است پرداخته شده است و همچنین در مطالعه حاضر به بررسی زیرحوضه‌ها به عنوان منبع رسوب پرداخته‌ایم که در دیگر مطالعات اصولاً به مقایسه بین زیرحوضه و دیگر منابع رسوبی پرداخته شده است (Derakhshan Babaei et al., 2024). خواص ژئوشیمیایی خاک، معمولاً خاک سطحی را بر اساس تفاوت‌های حاصل از هوازدهی متمایز می‌کند. با توجه به نرخ فرسایش بالا (Derakhshan Babaei et al., 2020) در زیرحوضه اول، شیب هوازدهی زیاد است و به نظر می‌رسد که مواد فرسایش یافته دارای ترکیب نسبتاً مشابهی نسبت به خاک سطحی باشد. از ۹ عنصر ژئوشیمیایی و ۴۲ شاخص هوازدهی که در ابتدا در فهرست نهایی قرار گرفتند، تقریباً سه چهارم آن‌ها دو تست براکت مبتنی بر محدوده معمولی را گذراندند.

شاخص هوازدهی R شاخص Al/Si یا Al_2O_3/SiO_2 ، که به عنوان معیاری برای رس‌پذیری پیشنهاد شده است، ضریب راکستون، R نامیده می‌شود (Ruxton, 1968). شاخص R مناسب‌ترین شاخص برای مطالعه پروفیل‌های هوازدهی سنگ‌های فلسیک همگن و میانی است. اکسید آلومینیوم جزء غیر متحرک محسوب می‌شود. به طور کلی، شاخص R همبستگی خوبی با از دست دادن کل عناصر دارد (Price and Wolbel, 2003). اگرچه این شاخص به طور گسترده توسط بسیاری از محققان استفاده می‌شود.

به عنوان یک نسخه اصلاح شده از CIW برای سنگ‌های خاک‌زا (شیل، سیلت سنگ و ماسه سنگ) غنی شده با کربنات کلسیم پیشنهاد شد. فرمول آن فاقد SaO است. این شاخص برای تخمین درجه هوازدهی لس مناسب‌تر می‌باشد (Bagle et al., 2011). مقدار CPA بر اساس فرمول $100 \times Al_2O_3 / (Al_2O_3 + Na_2O)$ محاسبه می‌شود. باید بر نکته زیر تأکید کرد؛ از آنجایی که فرمول اخیر فاقد $*CaO$ است، این شاخص عاری از عدم قطعیت‌های مربوط به محاسبه آن است (Buggle et al., 2011).

نسبت ALK یک شاخص هوازدهی شیمیایی است که فراوانی نسبی پتاسیم (K) به سدیم (Na) در سنگ یا رسوب را نشان می‌دهد. با استفاده از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$نسبت\ ALK = K_2O + Na_2O \times 100$$

در معادله بالا K_2O نشان دهنده درصد وزنی اکسید پتاسیم (K_2O) در نمونه است. Na_2O نشان دهنده درصد وزنی اکسید سدیم (Na_2O) در نمونه است. هرچقدر مقدار شاخص ALK بالاتر باشد نشان دهنده هوازدهی شدیدتر است.

نتیجه گیری

همانطور که از نتایج پیداست زیرحوضه قلعه شاهین بیشترین میزان تولید رسوب (۹۷٪) را در میان دیگر زیرحوضه‌ها داشته و سه عنصر شیمیایی (Na, Mg, Si) و سه شاخص هوازدهی (CPA, ALK, R) از میان ۹ عنصر و ۴۲ شاخص مورد بررسی به عنوان بهترین ردیاب‌ها شناخته شدند به طوری که بیشترین قدرت تفکیک منابع رسوب را به خود اختصاص دادند. در بازدیدهای میدانی و بررسی نقشه‌های زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه متوجه شده که سهم غالب کاربری اراضی مربوط به کشت دیم و آبی است. در مقایسه با سایر زیرحوضه‌ها کشت آبی، کاربری غالب در زیرحوضه اول محسوب می‌شود؛ بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که نوع بهره‌برداری از اراضی عامل بسیار مهمی در فرسایش و تولید رسوب در این زیرحوضه است، همچنین از نظر لیتولوژیکی سازند آسماری و رسوبات کواترنری در حوضه الوند به عنوان سازندهای غالب به شمار می‌روند. تراکم رسوبات کواترنری در زیرحوضه اول ۴۲٪ است که نسبت به سایر زیرحوضه‌ها بیشترین

درصد را دارد، می‌تواند دلیلی بر میزان بیشتر آورد رسوب در زیرحوضه اول یعنی قلعه شاهین به شمار آید چرا که اکثر اراضی کشاورزی مخصوصا آبی بر روی این سازند می‌باشند همچنین در این زیرحوضه کشت به صورت دو زمانه یعنی هم در پاییز و هم در بهار انجام می‌شود در نتیجه عوامل متعددی بر میزان آورد رسوب و فرسایش در زیر حوضه قلعه شاهین دخیل می‌باشد. همچنین از نظر تمرکز مجامع انسانی در این زیرحوضه به نسبت دو زیرحوضه دیگر حداکثر ظرفیت مجامع انسانی را در منطقه شاهد هستیم بنابراین میزان استفاده و فرسایش در این حوضه بیشتر شده است. اما در زیرحوضه ۲ یعنی زیرحوضه پاتاق با بررسی نقشه‌های زمین‌شناسی و همچنین بازدید میدانی، مشاهده می‌کنیم که میزان و تنوع سازندهای کربناته بیشتر است به صورتی که اگر سازندها را به دو دسته کربناته و غیر کربناته تقسیم کنیم در حدود ۷۳٪ سازندها در زیرحوضه دوم یعنی پاتاق کربناته هستند و این مسئله در میزان فرسایش و تولید رسوب تاثیر گذار است. در زیرحوضه ۳ (ریجاب) نیز میزان سازندهای کربناته به نسبت بیشتر است و همچنین به علت وجود تعداد زیاد مزارع پرورش ماهی در مسیر رودخانه در سرشاخه‌ها که این خود در نقش تله‌های رسوب گیر عمل کرده و باعث شده که رسوب خروجی در زیرحوضه ریجاب از میزان واقعی کمتر باشد و همچنین کشاورزی در این زیرحوضه به دلیل کوهستانی بودن منطقه به صورت باغ و محدود می‌باشد که نسبت به دیگر انواع کشت میزان فرسایش آن کمتر است.

منابع

- حبیبی، سمانه؛ غلامی، حمید؛ فتح آبادی، ابوالحسن؛ والینگ، ودموند (۱۳۹۷). منشأیابی رسوبات تهنشین شده در مخزن سد با استفاده از روش انگشتنگاری (مطالعه موردی: حوزه آبریز سد لاور فین، استان هرمزگان). مجله پژوهش‌های فرسایش محیطی، سال ۸، شماره ۳، صص ۱-۱۵.
- سبحانی، بهروز (۱۳۸۰)، مقایسه دو روش فائو و پسیاک اصلاح شده برای محاسبه فرسایش و رسوب با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی، نشریه علوم کشاورزی و منابع طبیعی، دوره ۸، شماره ۴، زمستان ۸۰، صص ۱۵-۲۸.
- محمدی، شاهین؛ کریمزاده، حمیدرضا؛ علیزاده، میثم (۱۳۹۷). برآورد مکانی فرسایش خاک کشور ایران با استفاده از مدل RUSLE، نشریه اکوهیدرولوژی، دوره ۵، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۷، صص ۵۵۱-۵۶۹.
- مؤسسه مطالعات و تحقیقات برنامه ریزی و اقتصاد کشاورزی. سمینار آب و کشاورزی، همایش چالشها و چشم اندازهای توسعه ایران (۱۳۸۰). مؤسسه مدیریت و برنامه ریزی آموزش و پژوهش، وابسته به سازمان مدیریت و برنامه ریزی ایران، صص ۲۸-۴۹.

REFERENCES

- Babechuk, M. G., Widdowson, M., & Kamber, B. S. (2014). Quantifying chemical weathering intensity and trace element release from two contrasting basalt profiles, Deccan Traps, India. *Chemical Geology*, 363, 56-75. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.10.027>
- Blanco, H. and Lal, R. (2008). *Principles of soil conservation and management*, Springer Verlag, 601p, DOI 10.1007/978-1-4020-8709-7
- Buggle, B., Glaser, B., Hambach, U., Gerasimenko, N., & Marković, S. (2011). An evaluation of geochemical weathering indices in loess-paleosol studies. *Quaternary International*, 240(1-2), 12-21, <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2010.07.019>
- Cao, Z., Zhang, Z., Zhang, K., Wei, X., Xiao, S., & Yang, Z. (2020). Identifying and estimating soil erosion and sedimentation in small karst watersheds using a composite fingerprint technique. *Agriculture, ecosystems & environment*, 294, 106881, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106881>.
- Chen, F. X., Fang, N. F., Wang, Y. X., Tong, L. S., & Shi, Z. H. (2017). Biomarkers in sedimentary sequences: Indicators to track sediment sources over decadal timescales. *Geomorphology*, 278, 1-11, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.027>.
- Chen, F., Wang, X., Li, X., Wang, J., Xie, D., Ni, J., & Liu, Y. (2019). Using the sediment fingerprinting method to identify the sediment sources in small catchments with similar geological conditions. *Agriculture, ecosystems & environment*, 286, 106655, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106655>.
- Chetelat, B., Liu, C., Wang, Q., Zhang, G., (2013). Assessing the influence of lithology on weathering indices of Changjiang river sediments. *Chem. Geol.* 359: 108-115, <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.09.018>.
- Collins, A., Walling, D., Webb, L., & King, P. (2010). Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information. *Geoderma*, 155(3-4), 249-261. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.008>

- Collins, A., Blackwell, M., Boeckx, P., Chivers, C.A., Emelko, M., Evrard, O., et al., (2020). Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. *J. Soil. Sediment.* 20 (12): 4160–4193, <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02755-4>
- Davis, C.M., Fox, J.F. (2009). Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. *J. Environ. Eng.* 135: 490–504, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:7\(490\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:7(490))
- Derakhshan-Babaei, F., Nosrati, K., Tikhomirov, D., Christl, M., Sadough, H., Egli, M. (2020). Relating the spatial variability of chemical weathering and erosion to geological and topographical zones. *Geomorphology* 363: 107235, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107235>.
- Derakhshan-Babaei, F., Nosrati, K., Fiener, P., Egli, M., & Collins, A. L. (2024). Source fingerprinting sediment loss from sub-catchments and topographic zones using geochemical tracers and weathering indices. *Journal of Hydrology*, 633: 131019, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131019>.
- Dey, S., Ali, S.Z., (2019). Bed sediment entrainment by streamflow: state of the science. *Sedimentology* 66: 1449–1485. <https://doi.org/10.1111/sed.12566>.
- Efthimiou, N., Lykoudi, E. and Karavitis, C. (2014). Soil erosion assessment using the RUSLE model and GIS. *European Water.*, 47: 15-30.
- Gaspar, L., Blake, W.H., Smith, H.G., Lizaga, I., Navas, A. (2019a). Geoderma testing the sensitivity of a multivariate mixing model using geochemical fingerprints with artificial mixtures. *Geoderma* 337: 498–510. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.005>
- Guo, Y., Yang, S., Su, N., Li, C., Yin, P., Wang, Z. (2018). Revisiting the effects of hydrodynamic sorting and sedimentary recycling on chemical weathering indices *Geochim. Cosmochim.* 227: 48–63, <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.02.015>
- Habibi, S., Gholami, H., Fathabadi, A., Desmond, W. (2018). Origin of sediments deposited in the dam reservoir using fingerprinting method (Case study: Laverfin dam catchment, Hormozgan province). *Journal of Environmental Erosion Research*, Vol. 8, No. 3, pp. 1-15. (in persian).
- Haddadchi, A., Nosrati, K., 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, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.12.011>.
- Harnois, L., & Moore, J. M. (1988). Geochemistry and origin of the Ore Chimney Formation, a transported paleoregolith in the Grenville Province of southeastern Ontario, Canada. *Chemical Geology*, 69(3-4), 267-289, [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(88\)90039-3](https://doi.org/10.1016/0009-2541(88)90039-3).
- Issaka, S., Ashraf, M.A. (2017). Impact of soil erosion and degradation on water quality : a review. *Geol. Ecol. Landscapes* 9508, 1–11. <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1301053>.
- Institute for Studies and Research on Planning and Agricultural Economics. Seminar on Water and Agriculture, Conference on Challenges and Prospects of Iranian Development (2001). Institute for Management and Planning, Education and Research, affiliated with the Iranian Management and Planning Organization, pp. 28-49. (in persian).
- Koiter, A.J., Owens, P.N., Petticrew, E.L., Lobb, D.A. (2013). The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth-Sci. Rev* <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.05.009>
- Krisnayanti, D.S., Bunganaen, W., Frans, J.H., Seran, Y.A., Legono, D. (2021). Curve number estimation for ungauged watershed in semiarid region. *Civ. Eng. J.* 7, 1070–1083. <https://doi.org/10.28991/cej-2021-03091711>.
- Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N., (2017). The particle size characteristics of fluvial suspended sediment in the humber and tweed catchments. *UK. Earth-Sci. Rev.* 169, 85–103, [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00384-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00384-3).
- Malhotra, K., Lamba, J., Shepherd, S. (2020). Sources of stream bed sediment in an urbanized watershed. *Catena* 184, 104228. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104228>
- Mc Carney-Castle, K., Childress, T.M., Heaton, C.R. (2017). Sediment source identification and load prediction in a mixed-use Piedmont watershed, South Carolina. *J. Environ. Manag.* 185, 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.036>.
- Minella, J. P., Walling, D. E., & Merten, G. H. (2008). Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. *Journal of Hydrology*, 348(3-4), 546-563, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.026>.
- Mohammadi, Sh., Karimzadeh, H., Alizadeh, M. (2018). Spatial estimation of soil erosion in Iran using the



- RUSLE model, *Journal of Ecohydrology*, Volume 5, Number 2, Summer 2018, pp. 551-569. (in persian).
- Morgan, R. P. C. (2009). *Soil erosion and conservation*. John Wiley & Sons.
- Moquet, J.-S., Crave, A., Viers, J., Seyler, P., Armijos, E., Bourrel, L., Chavarri, E., Lagane, C., Laraque, A., Casimiro, W.S.L., Pombosa, R., Noriega, L., Vera, A. Guyot, J.-L. (2011). Chemical weathering and atmospheric/soil CO₂ uptake in the Andean and Foreland Amazon basins. *Chem. Geol.* 287, 1–26.
- Moosdorf, N., Hartmann, J., Lauerwald, R., Hagedorn, B., Kempe, S. (2011). Atmospheric CO₂ consumption by chemical weathering in North America. *Geochim. Cosmochim. Acta* 75, 7829–7854, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.026>.
- Navas, A., Lizaga, I., Gaspar, L., Latorre, B., Dercon, G. (2020). Unveiling the provenance of sediments in the moraine complex of aldegonda glacier (Svalbard) after glacial retreat using radionuclides and elemental fingerprints. *Geomorphology* 367, 107304, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107304>.
- Nosrati, K., Govers, G., Semmens, B. X., & Ward, E. J. (2014). A mixing model to incorporate uncertainty in sediment fingerprinting. *Geoderma*, 217, 173-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.002>.
- Nosrati, K., Collins, A. L., & Madankan, M. (2018). Fingerprinting sub-basin spatial sediment sources using different multivariate statistical techniques and the Modified MixSIR model. *CATENA*, 164, 32-43. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.003>.
- Nosrati, K., Collins, A.L. (2019). 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. *J. Hydrol.* 569, 506–518. , <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.019>.
- Nosrati, K., Mohammadi-Raigani, Z., Haddadchi, A., Collins, A.L. (2021c). Elucidating intra-storm variations in suspended sediment sources using a Bayesian fingerprinting approach. *J. Hydrol.* 596, 126115.
- Raymo, M.E., Ruddiman, W.F. (1992). Tectonic forcing of late Cenozoic climate. *Nature* 359, 117–122.
- Price, J.R., Velbel, M.A. (2003). Chemical weathering indices applied to weathering profiles developed on heterogeneous felsic metamorphic parent rocks. *Chem. Geol.* 202 (3), 397–416. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126115>.
- Ranjbar Jafarabadi, A., Riyahi Bakhtiyari, A., Shadmehri Toosi, A., Jadot, C. (2017). Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran. *Chemosphere* 185, 1090–1111. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.110>
- Ruxton, B.P. (1968). Measures of the degree of chemical weathering of rocks. *J. Geol.* 76 (5), 518–527.
- Sherriff, S.C. Rowan, J.S., Fenton, O., Jordan, P., (2018). Sediment fingerprinting as a tool to identify temporal and spatial variability of sediment sources and transport pathways in agricultural catchments. *Agr Ecosyst Environ* 267, 188–200. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.023>.
- Sobhani, B. 2001. Comparison of two modified FAO and Psiak methods to calculate erosion and sedimentation using geographic information system, *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources*, 8(4):15-28. (In Persian)
- Walling, D.E. (2005). Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Sci. Total Environ.* 344: 159–184. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.011>.
- Walling, D. E., Golosov, V., & Olley, J. (2013). *Tracer Applications in Sediment Research*, Melbourne, Australia, July 2011. *Hydrological Processes*, 27(6): 775-974. [10.1002/hyp.9701](https://doi.org/10.1002/hyp.9701)
- Zhang, Y., Chu, C., Li, T., Xu, S., Liu, L., Ju, M. (2017). A water quality management strategy for regionally protected water through health risk assessment and spatial distribution of heavy metal pollution in 3 marine reserves. *Sci. Total Environ.* 599–600: 721–731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.232>.