

## بررسی هیدروشیمی و کیفیت آب‌های زیرزمینی در آبخوان دشت بوکان، استان آذربایجان غربی

ظاهر آروم

دانش آموخته کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی، دانشگاه صنعتی شاهرود

گیتی فرقانی تهرانی

استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود

غلامعباس کاظمی

استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۱/۰۷

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۰/۲۵

forghani@shahroodut.ac.ir

### چکیده

دشت بوکان، از دشت‌های مهم استان آذربایجان غربی است که در آن، آب زیرزمینی مهم‌ترین منبع مورد استفاده برای مصارف خانگی، کشاورزی و صنعتی می‌باشد. هدف از این مطالعه، بررسی عوامل طبیعی و انسانی مؤثر بر کیفیت آبخوان این دشت می‌باشد. به این منظور، از آب چشمه و چاه‌های منطقه نمونه برداری و پارامترهای هیدروژئوشیمیایی، غلظت یونهای اصلی و عناصر بالقوه سمی اندازه‌گیری شد. بر اساس موقعیت قرارگیری نمونه‌ها بر روی نمودار پایپر، آب‌های زیرزمینی دشت بوکان دارای تیپ بی‌کربناته و رخساره‌ی کلسیکی بوده و در تعادل با کانیهای کربناته می‌باشد. در آبخوان دشت بوکان، نمونه‌های آب از نظر pH، هدایت الکتریکی، جامدات حل شده کل و غلظت یونهای اصلی، برای مصارف شرب مناسب هستند، اما غلظت عناصر کادمیم، سرب و سلنیم نسبت به استانداردهای سازمان بهداشت جهانی برای آشامیدن، بالاتر است. برای عناصر سرب، روی، کادمیم، آرسنیک و مولیبدن، شیل‌های سیاه و برای کروم و بور، فاضلاب‌های خانگی به عنوان منشاء معرفی شدند. همچنین کودهای شیمیایی، منشاء احتمالی منگنز، سلنیم و مس در آبخوان این دشت می‌باشد. بر اساس نتایج، آب‌های زیرزمینی مورد مطالعه، برای مصارف کشاورزی مناسب و برای مصارف صنعتی نامناسب هستند.

**کلمات کلیدی:** آب زیرزمینی، دشت بوکان، آبخوان، عناصر بالقوه سمی، شیل‌های سیاه

### مقدمه

سیاه، معمولاً می‌توانند از نظر ورود عناصر بالقوه سمی به آب‌های زیرزمینی، اهمیت ویژه‌ای داشته باشند (Kim, 1989). برخی آلاینده‌های عنصری تا صدها سال در آب‌های زیرزمینی باقی می‌مانند، زیرا معمولاً حرکت آب در آبخوان به کندی صورت می‌گیرد و فرآیندهای پاکسازی طبیعی آب بسیار کند عمل می‌کنند (Ravikumar et al., 2011; Devic et al., 2014). در این مطالعه تأثیر عوامل طبیعی (زمین‌شناسی) و انسانی (کشاورزی و فاضلاب خانگی) بر کیفیت آبخوان دشت بوکان مورد بررسی قرار گرفته است. توسعه شهر بوکان در سال‌های اخیر و وسعت زیاد فعالیت‌های کشاورزی از یک سو و تنوع واحدهای زمین‌شناسی از سوی دیگر، بررسی کیفیت آب زیرزمینی این منطقه را ضروری می‌سازد. تا کنون مطالعه‌ای جامع بر روی کیفیت هیدروشیمیایی و ارزیابی غلظت عناصر سمی در آب‌های زیرزمینی دشت بوکان صورت نگرفته است.

بررسی کیفیت آب به عنوان عامل حیات، اهمیت بسیار زیادی دارد چرا که کیفیت آب به طور مستقیم بر سلامتی انسان تأثیرگذار است و همچنین کمیت و کیفیت محصولات کشاورزی، تابع کیفیت منابع آب می‌باشد (Zhang et al., 2012). در این میان، آب‌های زیرزمینی، ذخیره بزرگ آب شیرین در چرخه‌ی هیدرولوژی هستند و آب مورد نیاز مصارف انسانی، کشاورزی، صنعت و اکوسیستم‌های وابسته به آب را به ویژه در طول خشکسالی‌ها، تأمین می‌کنند (Kløve et al., 2013). به طور کلی، کیفیت منابع آب تحت تأثیر عوامل طبیعی (زمین‌شناسی) و انسانی (از قبیل منابع شهری، صنعتی و کشاورزی) قرار دارد. آلودگی آب زیرزمینی توسط عوامل طبیعی و انسانی، به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک مسأله‌ای حائز اهمیت است (Jalali, 2010; Oinam et al., 2012; Pu et al., 2013). ورود فاضلاب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی منشاء برخی عناصر بالقوه سمی مانند آرسنیک، سرب، کادمیم، روی و نیکل در آب‌های زیرزمینی است (Kass et al., 2005; Manzoor et al., 2006; Herrera et al., 2008; Raju et al., 2011). از سوی دیگر، هوازدگی و انحلال خاک‌ها و سنگ‌ها نیز می‌تواند غلظت برخی فلزات بالقوه سمی را به طور قابل توجهی افزایش دهد (Han et al., 2011).

## موقعیت جغرافیایی، اقلیمی، زمین شناسی و هیدروژئولوژیکی منطقه

دشت بوکان با وسعت ۳۳۵۰۰ هکتار، یکی از دشت‌های مهم استان آذربایجان غربی است که در جنوب استان و در ۳۶ درجه و ۲۱ تا ۳۶ درجه و ۳۱ دقیقه عرض شمالی و ۴۵ درجه و ۵۹ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۲۰ دقیقه طول شرقی واقع شده است (شکل ۱). متوسط ارتفاع درشت بوکان از سطح دریا، ۱۳۳۰ متر است. میانگین بارش و دمای سالانه، به ترتیب ۴۸۰ میلی‌متر و ۱۲ درجه سانتی‌گراد است. بر اساس ضریب اقلیمی دومارتن، منطقه مورد مطالعه جزء مناطق با آب و هوای مدیترانه‌ای است.

از نگاه ساختاری، منطقه مورد مطالعه در حاشیه شمال غربی نوار دگرگونی سنندج-سیرجان و در محل تلاقی این زون با زون‌های ساختاری خوی-مهاباد و البرز آذربایجان واقع شده است. در محدوده مورد مطالعه، نهشته‌های مربوط به پالئوزوئیک زیرین تا میانی (اردوسین تا کربونیفر) رخنمون نداشته و نهشته‌های پرمین به شکل ناپیوسته بر روی دولومیت‌های سازند میلا یا واحدهای قدیمی تر جای گرفته‌اند. بر روی دولومیت‌های تریاس، نهشته‌های آواری سازند شمشک (ژوراسیک پایینی) قرار گرفته است (افتخارنژاد، ۱۹۷۳؛ حریری، ۱۳۷۶). به طور کلی، واحدهای سنگی رخنمون یافته در محدوده مورد مطالعه، بسیار متنوع بوده و عبارتند از دولومیت‌های سازند روته (پرمین میانی)، ماسه‌سنگ‌های سازند شمشک (ژوراسیک زیرین)، تناوب آهک و شیل‌های خاکستری (کرتاسه زیرین)، نهشته‌های آواری آتشفشانی (ائوسن)، نهشته‌های کربناته و آواری (الیگومیوسن)، سنگ آهک ریفی و مارن میوسن (سازند قم)، نهشته‌های جوان دوران چهارم شامل مخروط افکنه‌ها و پادگانه‌های قدیمی و جوان رودخانه‌ای دشت آبرفتی (شکل ۱).

دشت بوکان، بستر سیمینه‌رود می‌باشد که وسعت آن متغیر است و جنس سنگ کف از شیل‌های اسلیتی، ماسه‌سنگ، سنگ آهک و سنگ‌های آتشفشانی می‌باشد. محدوده دشت بوکان، حاوی محیط متخلخل مناسب برای ذخیره و انتقال آب زیرزمینی و تشکیل آبخوان است. ضخامت آبرفت در کناره دشت ۱۰ متر و در غرب و جنوب ۴ متر و در شمال بوکان و بستر رودخانه سیمینه رود ۵۰ متر است (عماری، ۱۳۷۷). آبخوان اصلی دشت بوکان از سازندهای کواترنری شامل واحد Q<sub>al</sub> (شامل ریگ، قطعه سنگ، ماسه و رس با بیشترین نفوذپذیری) و نیز واحد Q<sub>ez</sub> (پادگانه‌های جوان متشکل از ماسه ریز، سیلت، رس و کنگلومرا) تشکیل شده است. جهت جریان آب زیرزمینی از جریان آب سطحی پیروی می‌کند، بر این اساس و نیز با توجه به رسم خطوط هم‌تراز (شکل ۲)، جهت جریان از جنوب، شرق و شمال غربی به سمت مرکز حوضه است.

حجم تخلیه سالانه آب زیرزمینی دشت بوکان از طریق چاه‌ها، چشمه‌ها و قنات‌ها ۳۵/۵ میلیون مترمکعب برآورد شده است که ۱۷/۶ میلیون متر مکعب آن مربوط به آب‌های زیرزمینی بوده و توسط ۱۰۰۷ حلقه چاه نیمه عمیق تخلیه می‌شود. حفر چاه‌های عمیق در این دشت معمول نبوده و از مجموع ۴۴ رشته قنات و ۲۲ دهنه چشمه شناسایی شده، ۱۷/۹ میلیون مترمکعب آب جهت رفع نیاز کشاورزی و شرب شهر بوکان و روستاهای اطراف آن، مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد. نفوذ رواناب ناشی از بارندگی و

آبیاری و همچنین ورود آب از مخازن زیرزمینی اطراف به سیستم آبخوان دشت بوکان، از عوامل اصلی تغذیه سیستم فوق می‌باشد. در این میان تغذیه عمده آبخوان از طریق نفوذ رواناب ناشی از بارندگی می‌باشد. تغذیه و تخلیه آبخوان دشت توسط رودخانه سیمینه‌رود ناچیز است (خدایی، ۱۳۹۱).

### روش انجام پژوهش

#### نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

به منظور ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی آبخوان بوکان، تعداد ۱۶ نمونه از آب چاه‌های منطقه و یک نمونه از آب چشمه برداشت شد. نمونه‌برداری از هر چاه، پس از ۲۰ الی ۳۰ دقیقه پمپاژ، انجام شد تا نمونه گرفته شده معرف آب واقعی آبخوان باشد و آلودگی ناشی از تأسیسات چاه و احیاناً آبهای راکد درون چاه به حداقل برسد. در هر ایستگاه نمونه‌برداری، دو بطری یک لیتری پلی‌اتیلنی برداشت شد، یک نمونه برای اندازه‌گیری غلظت یونهای اصلی و بطری دیگر برای اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی. در هر ایستگاه نمونه‌برداری، هر بطری ابتدا سه بار با آب چاه شستشو داده شد و بطری‌ها بطور کامل پر گردید تا حباب هوایی در درون بطری باقی نماند. پارامترهای pH و EC در محل اندازه‌گیری شد. نمونه‌های برداشت شده در مدت زمانی کمتر از ۴۸ ساعت پس از نمونه‌برداری، برای انجام آنالیزهای هیدروشیمیایی به آزمایشگاه آب و خاک معتمد محیط‌زیست استان آذربایجان غربی ارسال گردید. در آزمایشگاه غلظت یونهای سدیم و پتاسیم توسط نورسنج شعله‌ای، غلظت یونهای بی‌کربنات، کلر، کلسیم و منیزیم توسط تیتراسیون و غلظت سولفات با استفاده از اسپکتروفتومتری اندازه‌گیری شد. درصد خطای آنالیز یون‌های اصلی در هر نمونه آب از طریق رابطه زیر محاسبه شد:

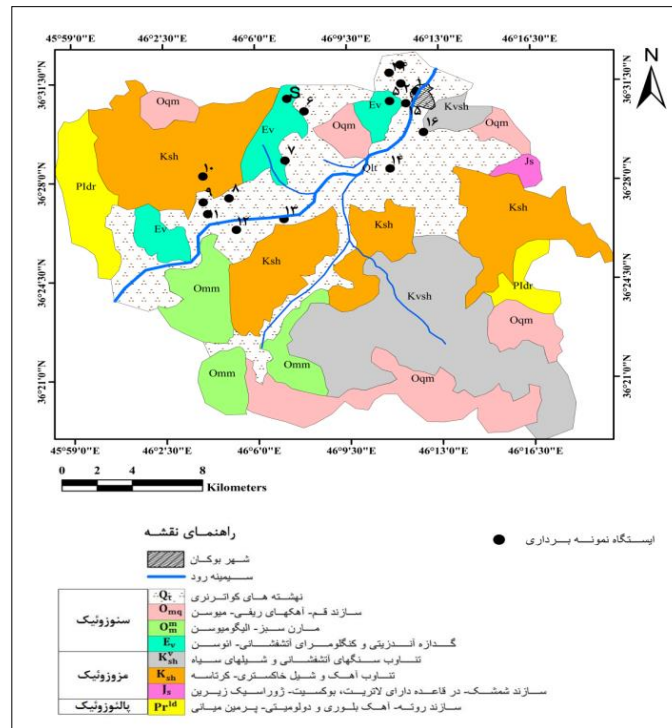
$$\% \text{ Error} = \frac{\left| \sum \text{Cations} - \sum \text{Anions} \right|}{\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions}} \times 100$$

خطای تمامی نمونه‌ها در محدوده قابل قبول (کمتر از ۵٪) قرار دارد. در (جدول ۱)، پارامترهای pH، EC و غلظت یون‌های اصلی ارائه شده است. نمونه‌های آب برداشته شده برای آنالیز غلظت عناصر بالقوه سمی، ابتدا از فیلتر ۰/۴۵ میکرون عبور داده شدند و سپس به هر نمونه چند قطره اسید نیتریک ۱۰ درصد اضافه گردید تا pH آب به کمتر از ۳ کاهش یابد. اسیدی کردن نمونه‌ها به منظور تثبیت آنها، جلوگیری از جذب عناصر بر روی ظرف و جلوگیری از انعقاد و لخته‌سازی مواد کلوئیدی می‌باشد. پس از افزودن اسید، بلافاصله نمونه‌ها برای تعیین غلظت عناصر بالقوه سمی به آزمایشگاه بخش علوم زمین دانشگاه زنجان ارسال شدند. در آزمایشگاه، غلظت عناصر سرب، روی، کادمیم، مس، منگنز، آرسنیک، بور، سلنیم، کروم و مولیبدن توسط دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد (جدول ۲). حد آشکارسازی دستگاه ICP-OES برای عنصر منگنز ۱ ppb، برای عناصر مس، کادمیم، کروم و روی ۵ ppb، برای عنصر مولیبدن ۱۰ ppb و برای عناصر سلنیم، سرب و آرسنیک ۵۰ ppb می‌باشد.

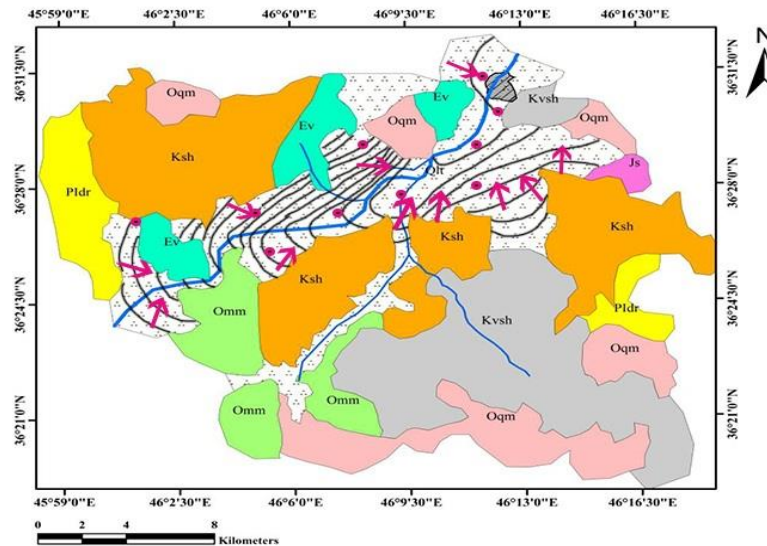
## روش‌های آماری تحلیل داده‌ها

در این پژوهش به منظور تفسیر مجموعه داده‌ها و همچنین ارزیابی منشأ احتمالی عناصر و توجیه رفتار ژئوشیمیایی آنها در آبخوان دشت بوکان،

روشهای آماری چند متغیره، شامل محاسبه ضرایب همبستگی، آنالیز خوشه‌ای سلسله مراتبی و تحلیل مؤلفه اصلی با استفاده از نرم افزار ۱۹ SPSS به‌کار گرفته شدند.



شکل ۱. نقشه زمین‌شناسی دشت بوکان و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری (برگرفته از نقشه‌های ۱:۱۰۰۰۰۰ سقر و میان‌دوآب).



شکل ۲. موقعیت پیرومترها، تراز سطح ایستابی و جهت جریان آبخوان دشت بوکان.

جدول ۱. مقادیر پارامترهای هیدروشیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در مقایسه با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) برای آشامیدن، (EC برحسب  $\mu\text{S}/\text{cm}$  و پارامترهای دیگر بر حسب  $\text{mg}/\text{l}$  می‌باشد).

نمونه	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{NO}_3^-$	T.D.S	EC	pH	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{K}^+$
1		15/0	358	680	7/50	283/65	52/5	47/04	74	28/8	23	1/17
2		34/0	410	824	7/25	366	42	44/7	60	36	34/5	1/95
3		25/0	416	836	7/22	350/7	63	40/8	96	27/6	20/7	0/39
4		18/0	545	1077	7/48	341/6	70	165/12	98	42	57/5	0/78
5		28/0	249	411	7/62	225/7	28	17/76	54	16/8	23	0/39
6		39/0	536	1071	7/23	390/4	91	72	108	45/6	23	5/46
8		25/0	230	353	7/53	225/7	24/5	9/12	50	16/8	16/1	0/39
7		68/0	259	445	7/65	231/8	31/5	23/04	46	21/6	25/3	0/78
8		22/0	216	384	7/67	256/2	17/5	4/8	42	19/2	13/8	0/78
9		21/0	350	700	7/68	372/1	24/5	13/92	64	28/8	18/4	1/17
10		15/0	270	473	7/44	311/1	21	4/8	58	21/6	16/1	0/78
11		13/0	259	680	7/42	256/2	21	22/08	50	24	9/2	1/56
12		23/0	375	548	7/54	353/8	28	15/84	52	20/4	78/2	1/17
13		34/0	371	695	7/41	353/8	38/5	30/24	68	28/8	25/3	2/73
14		33/0	351	671	7/56	311/1	38/5	31/2	58	34/8	16/1	0/78
15		24/0	504	965	6/94	359/9	73/5	92/16	102	39/6	48/3	1/56
16		28/0	364	662	7/71	283/65	28	85/92	72	21/6	32/2	0/78
حداکثر		68/0	545	1077	7/71	390/4	91	165/12	108	45/6	78/2	5/46
حداقل		13/0	216	353	6/94	225/7	17/5	4/8	42	16/8	9/2	0/39
میانگین		27/0	365/64	657/41	7/46	310/2	40/76	42/35	67/76	27/8 8	28/28	1/33
(WHO, 2008)		-	500	-500 1400	7/5	300	250	250	75	50	200	200

جدول ۲. غلظت عناصر بالقوه سمی اندازه‌گیری شده نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان (میکروگرم بر لیتر).

شماره نمونه	Mn	B	Se	Cr	As	Cu	Mo	Zn	Cd	Pb
1	.D.N		222	30	19	6	7	66	17	43
2	10		205	30	25	4	7	189	13	25
3	17		251	39	20	4	6	151	13	19
4	64		287	27	28	8	6	213	18	34
5	.D.N		176	26	18	1	6	99	12	10
6	11		193	20	19	3	7	163	15	20
8	15		201	29	20	2	6	102	9	9
7	13		197	39	19	6	6	159	14	23
8	.D.N		178	45	16	2	6	107	11	17
9	.D.N		204	47	23	2	6	121	16	19
10	12		180	39	16	2	7	173	13	23
11	40		266	18	41	6	7	147	13	23
12	.D.N		229	27	18	5	7	199	15	31
13	.D.N		244	22	20	2	6	125	12	18
14	81		211	22	19	3	6	160	12	21
15	17		199	26	22	4	6	204	14	30
16	.D.N		265	31	22	5	5	145	13	19
حداکثر	81		287	47	41	8	7	227	18	43
حداقل	10		176	18	16	1	5	99	9	9
میانگین حسابی	31		220	31	22	4	6	158	14	23
استاندارد (WHO, 2011)	400		2400	40	50	10	2000	70	3	10
غلظت در آبهای شیرین	4		50	10	2	1	5	10-50	1	5
حدآشکارسازی دستگاه	1		10	50	5	50	5	10	5	50

Not Detected

### نتایج و بحث

#### پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های آبخوان بوکان و مقایسه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی

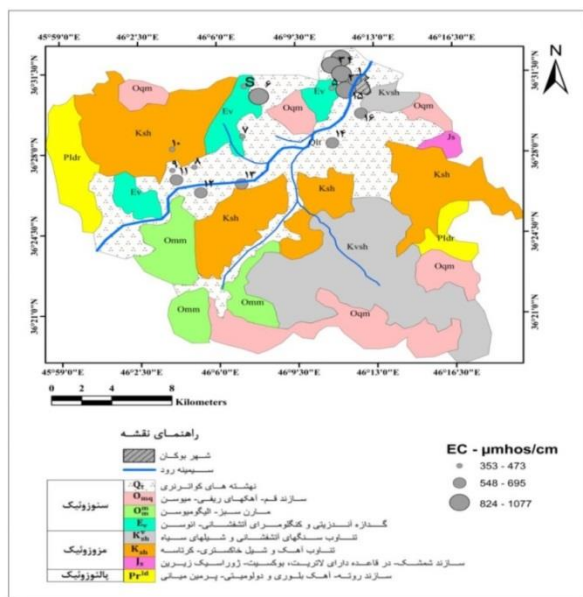
گستره تغییرات EC در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۵۳ تا ۱۰۷۷ میکروموس بر سانتی‌متر متغیر بوده و میانگین آن ۶۵۷/۴۱ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد. بیشترین مقدار EC مربوط به نمونه ۴ می‌باشد که از شمال منطقه برداشت شده است. کمترین مقدار EC مربوط به نمونه S می‌باشد که از چشمه‌ای در بالادست روستای محمودآباد برداشت شده است. با توجه به جهت جریان آب‌برزمینی در آبخوان دشت بوکان، افزایش EC به سمت شمال دشت قابل توجه است (شکل ۳). از سوی دیگر، بالاتر بودن مقدار هدایت الکتریکی در نمونه‌های آب برداشت شده از شمال دشت بوکان می‌تواند ناشی از نفوذ فاضلاب مناطق مسکونی باشد. مقادیر بالاتر شاخص

آلودگی فلز سنگین در نمونه‌های این بخش از دشت مؤید این نتیجه‌گیری است که در ادامه به آن اشاره شده است.

بازه‌ی تغییرات TDS در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲۱۶ تا ۵۴۵ با میانگین ۳۵۶/۶۴ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین مقدار TDS مربوط به نمونه‌ی ۴ و کمترین مقدار مربوط به نمونه ۸ می‌باشد. اگر میزان TDS در نمونه‌ی آب، بیش از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر باشد، در این صورت امکان رخداد فرآیندهایی چون انحلال سنگهای تبخیری، انحلال کربناتها و آلودگی آب وجود دارد (Hounslow, 1995). با توجه به این که نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵ (به ترتیب ۵۴۵، ۵۳۶ و ۵۰۴ میلی‌گرم بر لیتر) دارای مقدار TDS بالاتر از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر هستند و از مناطق مسکونی برداشته شده‌اند، تحت تأثیر فاضلاب‌های خانگی هستند. همچنین نمونه‌های ۲ و ۳ (به ترتیب ۴۱۰ و ۴۱۶ میلی‌گرم بر لیتر) نیز که در اطراف مناطق مسکونی قرار دارند، دارای مقادیر TDS بالایی هستند.

منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه به ترتیب ۲۸/۳، ۱/۳، ۶۷/۸ و ۲۷/۹ میلی-گرم بر لیتر می‌باشد. غلظت سدیم و پتاسیم در نمونه‌های آب برداشت شده از شمال دشت (نواحی مسکونی اطراف شهر بوکان) بالاتر از سایر نمونه‌هاست. این امر می‌تواند به نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان مرتبط باشد، چرا که فاضلاب‌های خانگی از منابع انسانزاد سدیم و پتاسیم در آب‌های زیرزمینی هستند (Mendizabal and Stuyfzand, 2009; Ravikumar et al., 2010). بالاترین غلظت کلسیم در نمونه‌های برداشت شده از شمال آبخوان (منطقه تخلیه آب‌زیرزمینی و پایین دست رخنمون سازندهای آهکی) مشاهده می‌شود. تغییرات غلظت منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه مشابه تغییرات غلظت یون کلسیم است که دلیل آن احتمالاً منشاء یکسان این دو یون یعنی انحلال تشکیلات آهکی، در آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد. به طور کلی هوازگی کانیایی چون سیلیکات‌های منیزیم‌دار، دولومیت و منیزیت که انحلال‌پذیری بالایی دارند، باعث ورود کلسیم و منیزیم به آب‌های زیرزمینی می‌شود (Hounslow, 1995). بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، همه نمونه‌های آب از نظر مقادیر سدیم، پتاسیم و منیزیم در گستره مطلوب برای آشامیدن قرار دارند و در مورد کلسیم به استثنای نمونه‌های ۳، ۴، ۶ و ۱۵، بقیه نمونه‌های آب در گستره مطلوب برای آشامیدن قرار دارند (جدول ۱).

منیزیت که انحلال‌پذیری بالایی دارند، باعث ورود کلسیم و منیزیم به آب‌های زیرزمینی می‌شود (Hounslow, 1995). بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، همه نمونه‌های آب از نظر مقادیر سدیم، پتاسیم و منیزیم در گستره مطلوب برای آشامیدن قرار دارند و در مورد کلسیم به استثنای نمونه‌های ۳، ۴، ۶ و ۱۵، بقیه نمونه‌های آب در گستره مطلوب برای آشامیدن قرار دارند (جدول ۱).



شکل ۳. نقشه پراکندگی هدایت الکتریکی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان.

سختی آب به‌طور معمول به عنوان غلظت کل یونهای کلسیم و منیزیم موجود در آب (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر) و طبق رابطه زیر به دست می‌آید (Ravikumar and Somashekar, 2011):

$$\text{Total Hardness} = 2.5 (\text{Ca}^{2+}) + 4.1 (\text{Mg}^{2+})$$

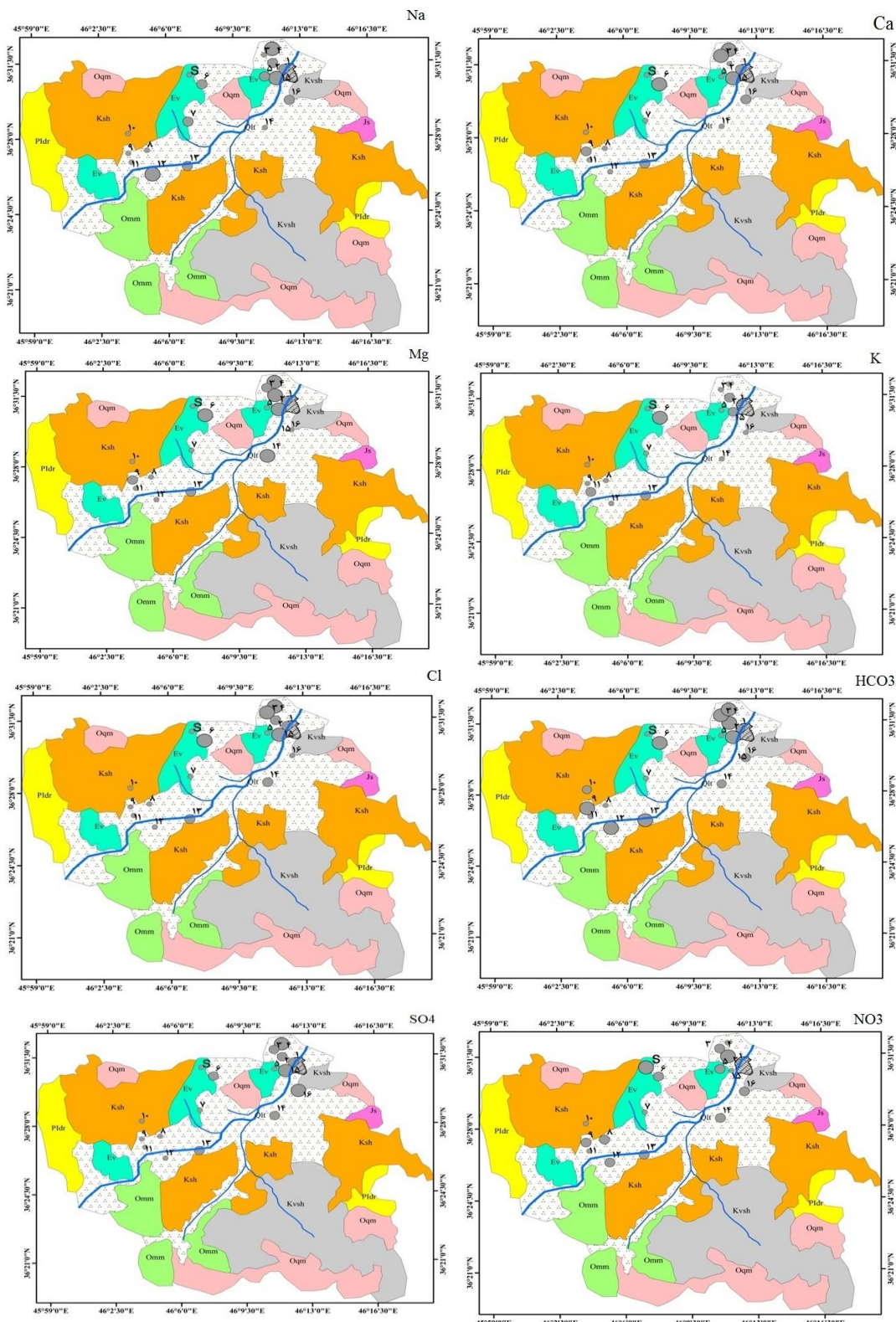
بازه‌ی تغییرات سختی کل در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، بین ۱۸۵ تا ۴۶۰ و میانگین آن ۲۸۵/۵۸ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین مقدار سختی کل مربوط به نمونه‌ی ۶ می‌باشد که از شمال غربی دشت (مناطق دارای رخنمون واحدهای آهکی) برداشت شده است و نمونه‌ی ۸ دارای کمترین مقدار سختی می‌باشد. گستره pH نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۶/۹ تا ۷/۷ بوده و میانگین آن ۷/۵ می‌باشد. کمترین مقدار pH مربوط به ایستگاه ۱۵ است که از مناطق مسکونی برداشت شده و بیشترین مقدار آن نیز مربوط به ایستگاه ۱۶ می‌باشد. نمونه‌های شماره ۸، ۹ و ۱۶ در مقایسه با سایر نمونه‌ها دارای pH بالاتری می‌باشند، این نمونه‌ها از بخش‌هایی برداشت شده‌اند که به‌طور عمده از سازندهای آهکی تغذیه می‌شود.

بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، از نظر مقدار هدایت الکتریکی همه نمونه‌های آب و در مورد جامدات حل شده کل نیز همه نمونه‌های آب (به استثنای نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵) در گستره مطلوب برای آشامیدن قرار دارند. در رابطه با مقدار سختی کل برخی نمونه‌ها دارای سختی کل بالاتر از استاندارد (۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) هستند. همچنین نمونه‌های آب از نظر مقادیر pH در گستره مطلوب برای شرب هستند (جدول ۱).

### غلظت یون‌های اصلی و مقایسه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی

(شکل ۴) نقشه پراکندگی یونهای اصلی را نشان می‌دهد. در نمونه‌های آب زیرزمینی، میانگین غلظت یون‌های کلر، سولفات و بی‌کربنات به ترتیب ۴۰/۸، ۴۲/۴ و ۳۱۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. غلظت یون‌های کلر و سولفات در نمونه‌های برداشت شده از مناطق مسکونی اطراف شهر بوکان بالاتر از سایر نمونه‌ها است، این امر احتمالاً ناشی از نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان است، زیرا یون‌های کلر و سولفات در آب‌های زیرزمینی می‌تواند از منابع فاضلاب‌های شهری، صنعتی و خانگی منشاء بگیرند (Hounslow, 1995). پایین‌ترین غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های برداشت شده از نواحی تغذیه آبخوان مشاهده می‌شود. غلظت یون بی‌کربنات در منطقه میانی دشت (مناطق مسکونی) به بالاترین میزان خود می‌رسد. بنابراین، احتمالاً انحلال کانیهای کربناتی سازندهای آهکی موجود در دو سمت حوضه، باعث افزایش غلظت یون بی‌کربنات در برخی نمونه‌های مورد مطالعه شده است. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، همه نمونه‌های آب از نظر مقادیر کلر و سولفات در گستره مطلوب برای آشامیدن قرار دارند. اکثر نمونه‌ها از نظر غلظت یون بی‌کربنات، در گستره نامطلوب برای مصرف شرب قرار دارند (جدول ۱). میانگین غلظت یون‌های سدیم، پتاسیم، کلسیم و





شکل ۴ نقشه توزیع پراکنندگی یون‌های اصلی در آب‌های زیرزمینی دشت بوکان.

**بررسی تیپ نمونه‌های آب و تعیین منشأ یونها**

بر اساس قرارگیری موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی نمودار پایپر (شکل ۵)، تیپ آب اکثر نمونه‌ها، بی‌کربناته و رخساره بیشتر آنها نیز کلسیک می‌باشد. این امر احتمالاً به دلیل گسترش رخنمون سازندهای آهکی در منطقه است، بنابراین انحلال کربناتها (کلسیت و دولومیت) را می‌توان مهم‌ترین عامل مؤثر بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی آبخوان بوکان به حساب آورد. نمونه‌ی شماره ۱۲ نیز دارای تیپ بی‌کربناته است، اما به دلیل بالابودن غلظت سدیم، رخساره مشخصی ندارد. بالابودن غلظت سدیم در این نمونه آب، احتمالاً ناشی از رخداد فرآیند تبادل یونی معکوس (تبادل یون سدیم موجود در رسها توسط کلسیم و منیزیم) می‌باشد.

برای تعیین منشأ یون‌ها و شناخت فرآیندهای ژئوشیمیایی مؤثر بر ترکیب آب، از شاخص اشباع کانی‌ها، نمودارهای گیبس و دورو، نسبت‌های یونی، روابط ترکیبی بین یون‌ها و ضرایب همبستگی استفاده شد. بر اساس مقادیر شاخص اشباع (شکل ۶) و با در نظر گرفتن خطای  $\pm 0.5$  برای شاخصهای اشباع به دست آمده، نمونه‌های آب نسبت به کانیهای کلسیت، دولومیت و آراگونیت حالت اشباع دارند و انحلال این کانیها نقش تعیین کننده‌ای را در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت بوکان ایفا می‌نماید. شاخص اشباع محاسبه شده برای کانیهای تبخیری مقادیر منفی را نشان می‌دهد، این امر بیانگر تحت اشباع بودن محلول آب زیرزمینی نسبت به این کانیها می‌باشد. عدم حضور واحدهای تبخیری در توالی‌های سنگ‌شناسی دشت بوکان و همچنین انحلال پذیری بالای این نوع کانیها، مقادیر منفی شاخص اشباع کانیهای تبخیری را توجیه می‌کند. برای تأیید فرآیندهای مؤثر بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی از نمودار گیبس (Gibbs, 1970) استفاده شد. در این نمودار، نسبت‌های یون‌های اصلی در مقابل TDS ترسیم می‌شوند (شکل ۷). بر این اساس، اکثر نمونه‌های آب در حوزه تأثیر سنگ قرار دارند و این امر مؤید نقش هوازدگی و انحلال کانیهای کربناتی بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه بوکان است. قرار گرفتن نمونه‌ها در منطقه ۶ نمودار دورو (شکل ۸) نیز بیانگر غالب بودن کلسیم و بی‌کربنات در آب است و با توجه به موقعیت نمونه‌های آب، فرآیند انحلال (کربناتها) در آنها صورت گرفته است. مهم‌ترین فرآیندهای هیدروشیمیایی، شامل واکنشهای رسوبگذاری و انحلال، آمیختگی و تبادل یونی است (Hounslow, 1995). محاسبه برخی نسبت‌های یونی می‌تواند در تشخیص این فرآیندها مؤثر باشد (جدول ۳).

$$\text{نسبت} \quad \frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}} \quad \text{و} \quad \frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$$

نسبت  $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$  برای تمامی نمونه‌های آب بیش از ۰/۵

(میانگین ۰/۸۳) و نسبت  $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$  برای ۷۰ درصد نمونه‌ها بیش از ۰/۵

است. این امر مؤید رخداد فرآیند انحلال کربنات‌ها و سیلیکات‌ها و تأثیر آن بر ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد.

$$\text{نسبت} \quad \frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+} + Ca^{2+}}$$

در صورتی که مقدار این نسبت در حد ۰/۵ باشد، می‌توان نتیجه گرفت که انحلال دولومیت صورت گرفته است و اگر مقدار این نسبت کمتر از ۰/۵ باشد، احتمالاً انحلال همزمان سنگ آهک و دولومیت روی داده است (Hounslow, 1995). مقدار نسبت  $\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+} + Ca^{2+}}$  برای ۸۸/۲ درصد

نمونه‌های مورد مطالعه، کمتر از ۰/۵ و برای ۱۱/۸ درصد نمونه‌ها، ۰/۵ می‌باشد. با توجه به مقادیر pH در نمونه‌های مورد مطالعه، احتمالاً فرآیند انحلال همزمان سنگ آهک و دولومیت رخ داده است. با توجه به ارزیابی شاخص اشباع کانیهای کلسیت و دولومیت که به آن اشاره شد، تقریباً اکثر نمونه‌ها نسبت به این دو کانی، حالت نزدیک به اشباع دارند و این نشان می‌دهد که انحلال این کانیها در تعیین ترکیب هیدروشیمیایی آب نقش داشته است.

$$\text{نسبت} \quad \frac{HCO_3^-}{\sum anions}$$

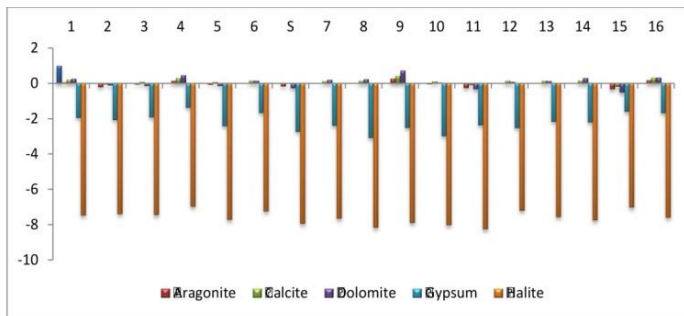
برای بیشتر نمونه‌های مورد مطالعه، نسبت  $\frac{HCO_3^-}{\sum anions}$  بیشتر از ۰/۸

می‌باشد. هنگامی که این نسبت بیش از ۰/۸ باشد، مهم‌ترین عامل در تعیین ترکیب آب، هیدرولیز سیلیکاتها یا انحلال کربناتها می‌باشد (Hounslow, 1995). اگر این نسبت کمتر از ۰/۸ باشد و مقدار سولفات نیز در نمونه بالا باشد، انحلال ژئپس صورت گرفته است و در صورت کم بودن سولفات، می‌توان گفت نفوذ آب شور صورت گرفته است (Hounslow, 1995). بنابراین انحلال کربناتها، نقش عمده‌ای در ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه دارد.

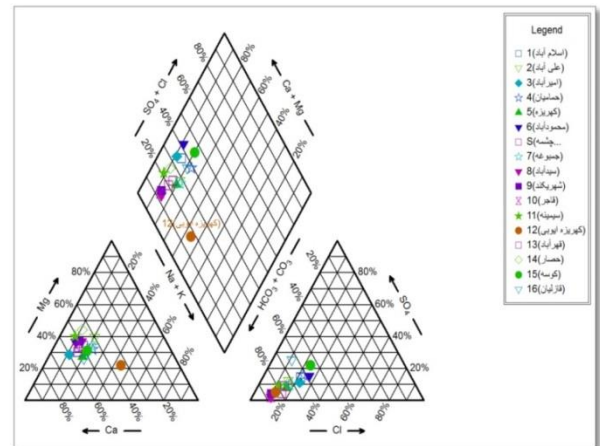
$$\text{نسبت} \quad \frac{Na^+ + K^+ + Cl^-}{Na^+ + K^+ + Cl^- + Ca^{2+}}$$

در صورتی که مقدار این نسبت بیشتر از ۰/۲ و کمتر از ۰/۸ باشد، انحلال پلاژیوکلازها رخ داده است و در حالتی که این نسبت کمتر از ۰/۲ و بیشتر از ۰/۸ باشد، امکان رخداد انحلال پلاژیوکلازها وجود ندارد (Hounslow, 1995). مقدار این نسبت در بیشتر نمونه‌های آب زیرزمینی آبخوان بوکان، بیشتر از ۰/۲ و کمتر از ۰/۸ می‌باشد. بنابراین، امکان رخداد فرآیند هوازدگی پلاژیوکلازها وجود دارد.

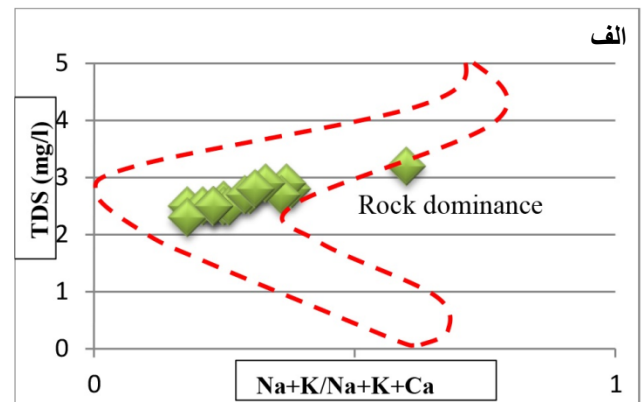
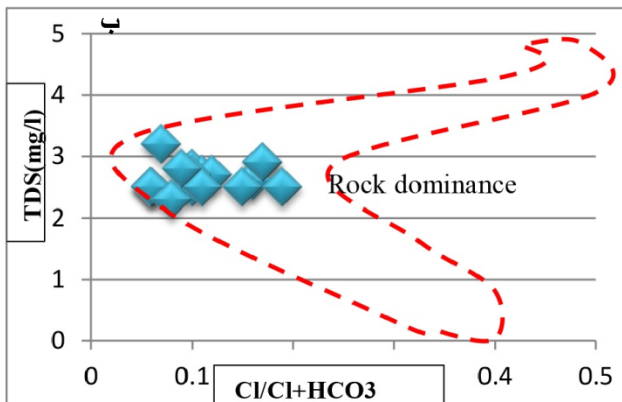




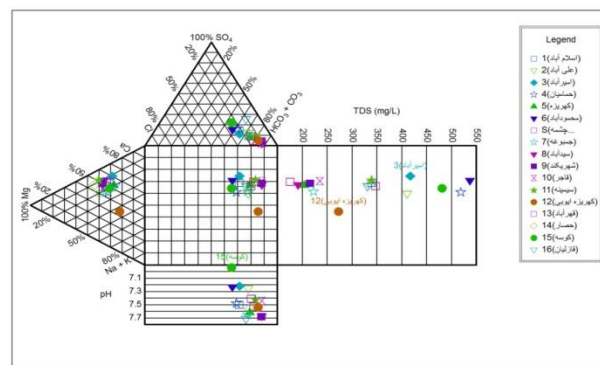
شکل ۶. نمودار شاخص اشباع شستگی کانی‌های اصلی در نمونه‌های آب مورد مطالعه.



شکل ۵. نمودار پایپر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان.



شکل ۷. نمودار گیبس الف- آنیونهای اصلی آب در برابر TDS، ب- کاتیونهای اصلی آب در برابر TDS.



شکل ۸. نمودار دورو نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان.

جدول ۳. نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه (مقادیر بر حسب meq/l)

$\frac{Na^+ + K^+ - Cl^-}{Na^+ + K^+ - Cl^- + Ca^{2+}}$	$\frac{HCO_3^-}{\text{sum anions}}$	$\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$	$\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+} + Ca^{2+}}$	$\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$	شماره نمونه
0/15	65/0	79/0	39/0	4/0	1
0/43	74/0	77/0	5/0	56/0	2
-0/12	68/0	85/0	32/0	33/0	3
0/21	51/0	59/0	42/0	56/0	4
0/18	76/0	88/0	34/0	56/0	5
0/42	61/0	78/0	41/0	28/0	6
0/13	81/0	93/0	36/0	5/0	S
0/30	73/0	83/0	4/0	55/0	7
0/30	87/0	95/0	43/0	55/0	8
0/28	86/0	92/0	43/0	53/0	9
0/23	88/0	97/0	38/0	54/0	10
0/35	8/0	85/0	44/0	4/0	11
0/59	84/0	89/0	4/0	81/0	12
0/45	77/0	84/0	41/0	5/0	13
0/12	74/0	82/0	5/0	39/0	14
0/23	59/0	73/0	39/0	5/0	15
0/28	64/0	67/0	33/0	64/0	16

### نمودارهای پراکندگی

نیز مؤید در تعادل بودن آب زیرزمینی با کربناتها و رخداد فرآیند انحلال و ته‌نشینی در آن می‌باشد. در نمونه‌های ۸، ۹، ۱۰ و ۱۲ که زیر خط تعادل قرار دارند می‌توان چنین گفت که بخشی از غلظت بی‌کربنات در این نمونه‌ها از منابع دیگری مانند انحلال کربن‌دی‌اکسید و تجزیه‌ی مواد آلی وارد آب شده و یا اینکه مقداری از کلسیم و منیزیم در این نمونه‌ها در اثر رخداد فرآیند تبادل یونی از آب زیرزمینی خارج شده است. بنابراین مقدار بی‌کربنات نسبت به کاتیون‌های کلسیم و منیزیم افزایش یافته است.

در نمودار پراکندگی غلظت سدیم در برابر غلظت منیزیم (شکل ۹ج) اکثر نمونه‌ها بالای خط تعادل قرار می‌گیرند. این پراکندگی بیانگر غلظت بالای منیزیم نسبت به سدیم در آب زیرزمینی می‌باشد که ناشی از رخداد فرآیند تبادل یونی معکوس می‌باشد. همچنین محاسبه شاخص اشباع کانی دولومیت و نسبت یونی  $\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+} + Ca^{2+}}$  برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان، به ترتیب مؤید تعادل کانی دولومیت و نیز رخداد انحلال آهک و دولومیت در همه نمونه‌های آب می‌باشد.

در نمودار ترکیبی غلظت سدیم در برابر غلظت کلسیم (شکل ۹د) بیشتر نمونه‌ها (غیر از نمونه‌ی ۱۲) بالای خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند. بنابراین بیشتر نمونه‌ها، تحت تأثیر فرآیند تبادل یونی معکوس هستند. این امر با ترکیب سنگ‌شناسی غالب در دشت بوکان نیز سازگار است.

(۱، ۳، ۴، ۶ و ۱۵) بالای خط تعادل (۱:۱) قرار دارند. این امر بیانگر فراوانی کاتیون‌های کلسیم و منیزیم نسبت به یونهای بی‌کربنات در آب زیرزمینی

(شکل ۹)، نمودارهای ترکیبی یونهای اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان را نشان می‌دهد. قرار گرفتن همه نمونه‌ها روی خط تعادل (۱:۱) نمودار ترکیبی غلظت کل کاتیون‌ها در برابر مجموع غلظت کلسیم و منیزیم (شکل ۹ الف) بیانگر غلظت بالای یونهای کلسیم و منیزیم نسبت به مقدار یونهای سدیم و پتاسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی می‌باشد. این امر با مقادیر شاخص اشباع کانیهای کلسیت و دولومیت در نمونه‌های آب و تعادل این کانیها با آب زیرزمینی، سازگار است. همچنین محاسبه نسبت‌های  $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$  و  $\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+} + Ca^{2+}}$ ، انحلال کربناتها را برای نمونه‌های آب زیرزمینی نشان می‌دهند.

در نمودار پراکندگی غلظت سولفات در برابر غلظت کلسیم (شکل ۹ ب)، همه نمونه‌ها بالای خط تعادل قرار می‌گیرند، که نشان‌دهنده غلظت بالای کلسیم نسبت به سولفات و نیز منشاء غیر تبخیری یون کلسیم در آب زیرزمینی است. عدم رخنمون سازندهای تبخیری در دشت بوکان و مقدار منفی شاخص اشباع کانی ژیبس در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نیز مؤید منشاء غیر تبخیری برای کلسیم می‌باشد. نسبت  $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$  برای نمونه‌های آب زیرزمینی نیز بیانگر منشاء انحلال کربنات برای کلسیم می‌باشد (جدول ۳). محاسبه شاخص اشباع برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در (شکل ۹ ه)، مجموع غلظت کاتیون‌های کلسیم و منیزیم در برابر غلظت یون بی‌کربنات رسم شده است، با توجه به این شکل، بیشتر نمونه‌ها

مسکونی قرار گرفته‌اند، احتمالاً نشت فاضلاب‌های خانگی باعث افزایش این آنیون‌ها در آب شده است. در (شکل ۹ ت)، نمودار پراکندگی مجموع بی‌کربنات و سولفات در برابر مجموع غلظت کلسیم و منیزیم رسم شده است. تعدادی از نمونه‌ها (۴، ۸، ۹، ۱۲، ۱۳ و ۱۶) زیر خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند.

احتمالاً این نمونه‌ها دچار فرآیند تبادل یونی (کاهش کلسیم و منیزیم آب) شده‌اند و یا این که تحت تأثیر نشت فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی، غلظت سولفات در آنها بالا رفته است. اکثر نمونه‌ها بر روی خط تعادل قرار می‌گیرند و در امتداد آن هستند. این امر بیانگر نقش سنگهای آهکی در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی می‌باشد. همچنین شاخص اشباع کانیهای کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت) در نمونه‌های آب زیرزمینی بوکان حدود صفر است و این امر بیانگر تعادل آب زیرزمینی با کربنات‌ها می‌باشد.

برخی نمونه‌ها (۳، ۶ و ۱۵)، بالاتر از خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند، احتمالاً فرآیند تبادل یونی معکوس و نیز نفوذ فاضلاب‌ها، عامل افزایش غلظت یونهای کلسیم و منیزیم در این ایستگاه‌ها می‌باشد. نمودار ترکیبی نسبت سدیم بر کلر در برابر هدایت الکتریکی (شکل ۹ ی) نشان می‌دهد که بیشتر نمونه‌ها روی خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند. تعدادی از نمونه‌ها (۱، ۳، ۶، ۱۱ و ۱۴) زیر خط تعادل قرار می‌گیرند، که بیانگر مقدار بالای یون کلر در این نمونه‌ها نسبت به یون سدیم است. احتمالاً افزایش غلظت کلر ناشی از نشت فاضلاب‌های خانگی و خروج سدیم از آب در اثر فرآیند تبادل یونی معکوس است.

با توجه به موقعیت ایستگاه‌های ۱، ۳ و ۶، نشت فاضلاب‌های خانگی علت افزایش یون کلر در این نمونه‌ها است و نمونه‌های ۱۱ و ۱۴ ممکن است در اثر تبادل یونی معکوس بخشی از یون سدیم را از دست داده باشند. مقدار

نسبت  $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$  در این نمونه‌ها نیز کمتر از ۰/۵ است. همچنین نمونه‌-

های ۲، ۴، ۱۲ و ۱۶ که بالاتر از خط قرار می‌گیرند، دارای غلظت بالای سدیم نسبت به کلر در آب زیرزمینی می‌باشند. احتمالاً منبع سدیم در این نمونه‌ها، مربوط به تبادل یونی و تا حدودی انحلال برخی سیلیکات‌های حاوی سدیم

می‌باشد. همچنین نسبت  $\frac{Na^+ + K^+ + Cl^-}{Na^+ + K^+ - Cl^- + Ca^{2+}}$  برای این نمونه‌های

آب، بیشتر از ۰/۲ و کمتر از ۰/۸ می‌باشد، که این امر رخداد هوازدگی سیلیکات‌ها را محتمل می‌کند.

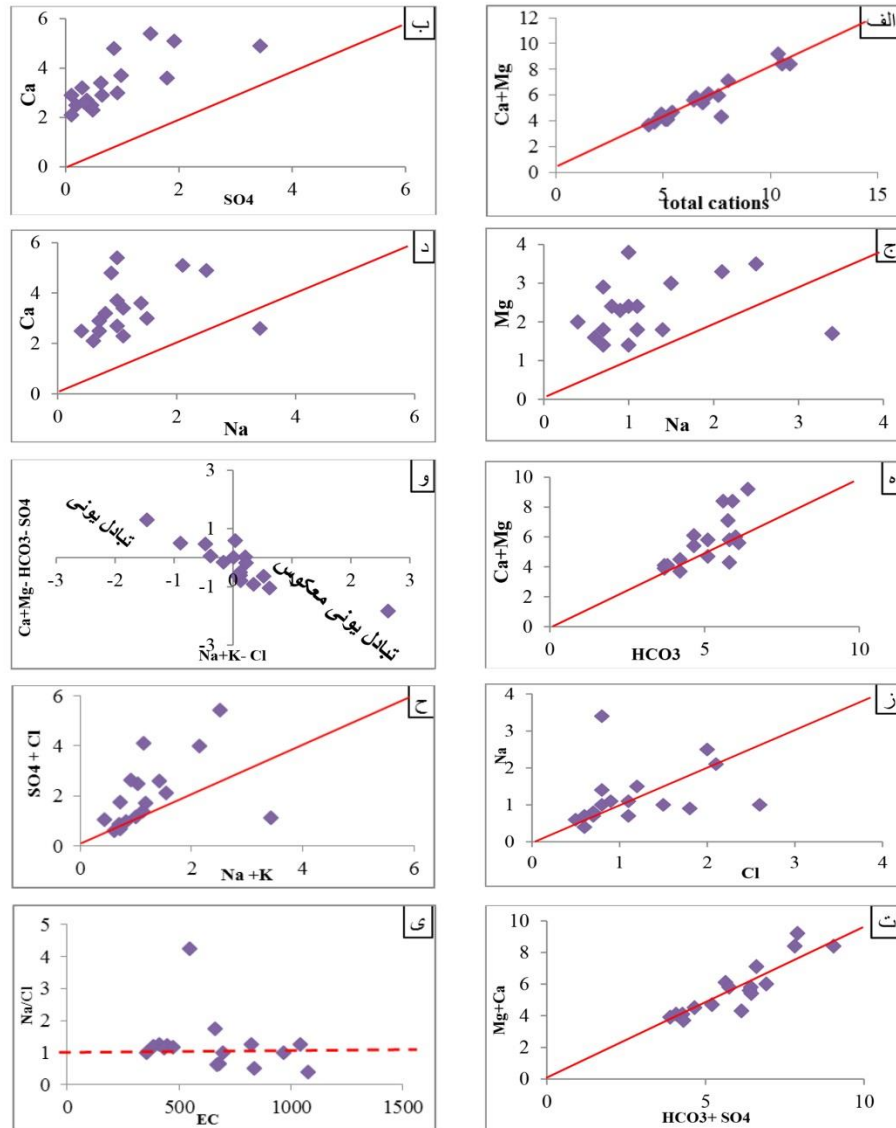
می‌باشد که از منبعی غیر از انحلال کربنات‌ها ایجاد شده‌اند. با توجه به عدم حضور واحدهای تبخیری در منطقه مورد مطالعه، این کاتیون‌ها احتمالاً از هوازدگی سیلیکات‌ها (از قبیل پلاژیوکلاز، پیروکسن) یا از طریق فرآیند تبادل یونی معکوس وارد آب زیرزمینی شده‌اند. همچنین تعدادی از نمونه‌های آب (۲، ۵، ۷، ۱۱ و ۱۳) روی خط تعادل قرار می‌گیرند که نشان دهنده نقش انحلال کربنات‌ها برای تأمین این یونها در نمونه‌های آب می‌باشد.

(شکل ۹) و نشان می‌دهد که در بیشتر نمونه‌های آب، فرآیند تبادل یونی معکوس رخ داده است. این امر سبب افزایش مقدار یونهای کلسیم و منیزیم در مقایسه با یون سدیم شده است. همچنین احتمالاً بخشی از کلسیم و منیزیم در این نمونه‌ها مربوط به انحلال کربنات‌ها (آهک و دولومیت) می‌باشد. در سایر نمونه‌ها (۴، ۱۲، ۱۵ و ۱۶) نیز رخداد فرآیند تبادل یونی سبب افزایش غلظت سدیم شده است.

محاسبه نسبت یونی  $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$  نیز بیانگر رخداد فرآیند تبادل یونی

برای غلظت بالای سدیم در این نمونه‌ها می‌باشد. در (شکل ۹) ز مشاهده می‌شود بخشی از نمونه‌ها (۴، ۷، ۱۲ و ۱۶) بالای خط تعادل (۱:۱) غلظت کلر در برابر سدیم قرار دارند. این امر بیانگر فراوانی کاتیون سدیم در آب زیرزمینی و از منبعی غیر از انحلال کانیهای تبخیری (برای مثال فرآیند تبادل یونی و یا نشت فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی) است. تعدادی از نمونه‌ها (۱، ۳، ۶ و ۱۴) نیز دارای غلظت کلر بالاتر از سدیم بوده و بنابراین زیر خط تعادل (۱:۱) قرار دارند، همانگونه که قبلاً اشاره شد، احتمالاً نفوذ فاضلاب خانگی به طور موضعی سبب افزایش غلظت کلر در این نواحی شده است، به دلیل اینکه یون کلر برخلاف سدیم دچار فرآیند جذب توسط رسها نمی‌شود، افزایش کلر ناشی از نفوذ فاضلاب‌های خانگی در این نمونه‌ها می‌باشد.

همچنین مقدار نسبت یونی  $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$  در این نمونه‌ها کمتر از ۰/۵ می‌باشد که این امر بیانگر منبع دیگری به جز انحلال هالیت برای کلر می‌باشد. با توجه به اینکه این ایستگاه‌ها در نواحی مسکونی واقع شده‌اند احتمالاً نشت فاضلاب‌های خانگی باعث افزایش غلظت کلر در این نمونه‌ها شده است. بر مبنای نمودار پراکندگی مجموع غلظت سدیم و پتاسیم در برابر مجموع غلظت سولفات و کلر (شکل ۹ ج)، تعدادی از نمونه‌ها (۳، ۴، ۶، ۱۵ و ۱۶) بالای خط تعادل (۱:۱) قرار دارند. این امر بیانگر فراوانی آنیون‌های سولفات و کلر در آب زیرزمینی و منبعی غیر از انحلال کانیهای تبخیری برای این آنیون‌ها می‌باشد. با توجه به اینکه این ایستگاه‌ها در پایین دست مناطق



شکل ۹. نمودارهای پراکندگی یونهای اصلی (مقادیر بر حسب meq/l می باشند).

درصد سدیم از رابطه زیر به دست می آید (Ravikumar et al., 2010):

$$Na\% = \frac{Na^+ + K^+}{Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}} \times 100$$

در این رابطه غلظت‌ها بر حسب میلی‌اکی والان بر لیتر هستند. کیفیت آب زیرزمینی از نظر مقدار درصد سدیم، به ۵ رده تقسیم می‌شود (جدول ۵). بر طبق این رده‌بندی، بیشتر نمونه‌های آب در رده‌های خوب و مجاز قرار می‌گیرند.

پارامتر مهم دیگر برای ارزیابی کیفیت آب برای مصارف آبیاری، غلظت سدیم است که با کاهش نفوذپذیری خاک مرتبط است، زیرا سدیم موجود در آب رسوب می‌کند و باعث کاهش دسترس پذیری آب برای گیاه می‌شود.

### بررسی کیفیت آبخوان دشت بوکان برای مصارف کشاورزی و صنعتی

کیفیت آب برای مصارف آبیاری، توسط شاخص شوری، درصد سدیم، نسبت جذب سدیم و نیز نمودار ویلکاکس بررسی شد. شاخص شوری ارتباط نزدیکی با پارامترهای هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده کل (TDS) دارد (Ravikumar et al., 2010). رده‌بندی نمونه‌های آب زیرزمینی بر اساس شاخص شوری (جدول ۴) نشان می‌دهد که ۳۵/۳ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی I و ۶۴/۷ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی II قرار می‌گیرند. بنابراین می‌توان گفت که تمام نمونه‌ها دارای شوری متوسط به پایین هستند و برای آبیاری محصولات کشاورزی با تحمل شوری بسیار کم مناسب می‌باشند.

سازندهای تبخیری در منطقه و در نتیجه غلظت پایین املاح آب (به ویژه سدیم) می‌باشد.

در صورت استفاده از آب‌های زیرزمینی برای مصارف صنعتی، بررسی برخی ویژگیها مانند خوردگی و رسوبگذاری بر روی ابزارهای فلزی، لوله‌های جدار چاه، پمپها و خطوط انتقال آب ضروری است (Todd and Mays, 2005). برای بررسی کیفیت نمونه‌های آب زیرزمینی برای مصارف صنعتی، معمولاً از ضریب اشباع لانتزلیه استفاده می‌شود:

$$SI = pH - pH_s$$

pH، اسیدیته واقعی (یا مقدار pH اندازه‌گیری شده در صحر) و pH<sub>s</sub> میزان اسیدیته در حالت اشباع می‌باشد که تحت عنوان شاخص اشباع از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$pH_s = C + P_{Ca} + P_{alk}$$

C پارامتری است که تابع درجه حرارت و TDS می‌باشد. alk قلیائیت (برحسب میلی‌گرم بر لیتر CaO) و Ca غلظت کاتیون کلسیم (برحسب میلی‌گرم بر لیتر) است. اگر SI منفی باشد، آب دارای خاصیت خوردگی، اگر صفر باشد، در تعادل و اگر مثبت باشد، تمایل به رسوبگذاری در محیط دارد. نتایج حاصل از این محاسبات بر روی نمونه‌های آب (جدول ۷) نشان می‌دهد که اکثر نمونه‌های آب دارای خاصیت خوردگی بوده و این امر بیانگر نامناسب بودن کیفیت آب زیرزمینی این منطقه برای مصرف صنایع گوناگون می‌باشد. نمونه‌های ۴ و ۱۲ دارای خاصیت رسوبگذار هستند. با توجه به اینکه pH نمونه‌های آب، تغییرات زیادی را نشان نمی‌دهد، این پدیده احتمالاً ناشی از بالاتر بودن غلظت سدیم در این دو نمونه آب می‌باشد.

(Ravikumar and Somashekar, 2011). نسبت جذب سدیم نسبت غلظت یونهای سدیم را در یک نمونه آب به غلظت یونهای کلسیم و منیزیم نشان می‌دهد:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

در رابطه فوق، غلظت‌ها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد. بر اساس رده‌بندی آب زیرزمینی بر حسب مقادیر SAR (جدول ۶)، در صورتی که مقدار SAR کمتر از ۳ باشد، خاک از نظر میزان سدیم مشکلی ندارد. اگر این نسبت از ۸ بیشتر شود، نفوذپذیری خاک کاهش یافته و در نتیجه کیفیت آب برای آبیاری، نامطلوب تلقی می‌گردد. در صورتی که این نسبت از ۱۴ بیشتر شود، خاک سدیمی شده و آب برای آبیاری نامناسب می‌باشد (Wilcox, 1955). بر این اساس همه نمونه‌ها از نظر میزان سدیم بدون مشکل (رده I) می‌باشند.

نمودار ویلکاکس بر اساس دو پارامتر SAR و EC و به منظور تعیین کیفیت آب کشاورزی ارائه می‌شود (Wilcox, 1955) (شکل ۱۰). با توجه به این نمودار، بیشتر نمونه‌ها در رده‌ی کمی شور-مناسب برای کشاورزی قرار می‌گیرند. در این میان نمونه‌های ۲، ۳، ۴، ۶ و ۱۵ در رده‌ی شور-قابل استفاده برای کشاورزی قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها از مناطق پایین دست جریان آب زیرزمینی و اطراف مناطق مسکونی برداشت شده‌اند، بر این اساس این نمونه‌ها دارای EC بالاتری نسبت به سایر نمونه‌ها می‌باشند. به طور کلی می‌توان گفت که کیفیت بالای آبخوان دشت بوکان، ناشی از عدم حضور

جدول ۴. رده‌بندی آب زیرزمینی بر اساس شوری و ارزیابی کیفیت آن در آبیاری (Mills, 2003).

شوری	EC (µS/cm)	رده بندی
پایین (مناسب برای آبیاری محصولات)	>۶۵۰	رده I
متوسط (مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بسیار کم)	۶۵۰ - ۱۳۰۰	رده II
بالا (مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا)	۱۳۰۰ - ۳۰۰۰	رده III
بسیار بالا (مناسب برای محصولات با تحمل شوری بالا)	۳۰۰۰ - ۵۰۰۰	رده IV
شدید (نامناسب برای آبیاری)	۵۰۰۰ - ۸۰۰۰	رده V
بسیار شور (نامناسب برای آبیاری)	>۸۰۰۰	رده VI

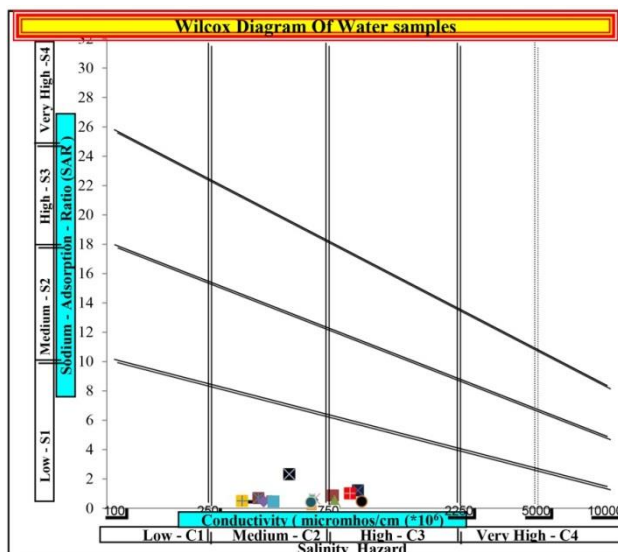


جدول ۵. رده بندی آب بر اساس درصد سدیم (Wilcox, 1955) و موقعیت نمونه های آب مورد مطالعه.

درصد سدیم	طبقه بندی	شماره نمونه ها	درصد نمونه ها
<۲۰	عالی	۱۱	۵/۸
۲۰-۴۰	خوب	۹، ۱۰، ۱۴، ۸، ۵، ۱، ۳، ۶	۴۷/۱
۴۰-۶۰	مجاز	۱۶، ۱۳، ۷، ۵، ۲	۲۹/۴
۶۰-۸۰	مشکوک	۱۵، ۴	۱۱/۸
>۸۰	نامطلوب	۱۲	۵/۸

جدول ۶. کیفیت آب آبیاری بر اساس نسبت SAR و تقسیم بندی نمونه های آب مورد مطالعه (Mills, 2003).

درصد سدیم در هر رده	رده بندی	مقادیر SAR	رده بندی
۱۰۰	بدون مشکل از نظر سدیم	<۳	رده I
-	سدیم کم، بروز مشکل برای گیاهان حساس	۳-۶	رده II
-	شوری متوسط، افزایش خطر شوری	۶-۸	رده III
-	شوری بالا، به طور کلی نامطلوب	۸-۱۴	رده IV
-	شوری بسیار بالا، نامناسب برای آبیاری	>۱۴	رده V



شکل ۱۰. نمودار ویلکاکس نمونه های آب زیرزمینی دشت بوکان.

جدول ۷. نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعت.

نمونه	PHs	pH	pH-PHs	ضریب C	Ca (mg/l)	قلبائیت (بر حسب CaO)	کیفیت آب برای مصارف صنعتی
1	9/7	5/7	4/0	12/11	74	23/15	خورنده
2	8/7	25/7	55/0	13/11	60	34/7	خورنده
3	8/7	22/7	58/0	12/11	96	20/9	خورنده
4	4/7	48/7	08/-0	14/11	98	57/6	رسوبگذار
5	8	62/7	38/0	13/11	54	23/17	خورنده
6	7/7	23/7	47/0	12/11	108	23/2	خورنده
5	2/8	53/7	67/0	12/11	50	16/3	خورنده
7	1/8	65/7	45/0	13/11	46	25/5	خورنده
8	4/8	67/7	73/0	12/11	42	1398	خورنده
9	8	68/7	32/0	12/11	64	1855	خورنده
10	1/8	44/7	66/0	12/11	58	16/2	خورنده
11	4/8	42/7	98/0	11/11	50	9/34	خورنده
12	5/7	54/7	04/-0	16/11	52	78/45	رسوبگذار
13	9/7	41/7	49/0	13/11	68	2545	خورنده
14	1/8	56/7	54/0	12/11	58	16/23	خورنده
15	4/7	94/6	46/0	14/11	102	48/5	خورنده
16	8/7	71/7	09/0	13/11	72	32/32	خورنده

زیرزمینی هستند (Savci, 2012; Leung and Jiao, 2006). لازم به ذکر است که غلظت نسبتاً پایین مس، احتمالاً ناشی از جذب این عنصر در خاکهای رسی، به ویژه در نواحی دور از رودخانه می‌باشد (Sherene, 2010). همچنین در شرایط pH خنثی، احتمالاً بخشی از منگنز همراه با کربنات ته‌نشین و از محیط آبی خارج می‌شود (Smith, 2007). سایر مطالعات هم نشان داده‌اند که در pH های نزدیک به خنثی و در شرایطی که غلظت بی‌کربنات و سولفات در آب بالا باشد، غلظت منگنز به میزان قابل توجهی کاهش می‌یابد (Homoncik et al., 2010). نمونه‌های برداشت شده از اطراف شهر بوکان، غلظت‌های بالاتری از کروم و بور را دارا هستند که احتمالاً مربوط به نشت فاضلاب‌های خانگی به درون آبخوان می‌باشد (Sherene, 2010). زیرا غلظت بور در منابع آب می‌تواند در اثر تخلیه فاضلاب‌ها افزایش یابد (WHO, 2011; Leung and Jiao, 2006). کروم نیز همانند سایر کاتیون‌های فلزی در شرایط pH اسیدی و پتانسیل اکسیدی بالا متحرک است. با توجه به pH خنثی نمونه‌های آب، غلظت پایین کروم در نمونه‌ها قابل توجیه است. براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، عناصر روی، مس، منگنز، کروم، مولیبدن، آرسنیک و بور در همه نمونه‌های آب در گستره مجاز برای آشامیدن قرار دارند. در رابطه با سلنیم، تعداد کمی از نمونه‌های آب دارای مقادیر بالاتر از استاندارد هستند. غلظت کادمیم و سرب برای همه نمونه‌های آب بالاتر از گستره مجاز برای آشامیدن می‌باشد.

### بررسی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

میانگین غلظت عناصر سرب، کادمیم، روی، مس، منگنز، کروم، مولیبدن، آرسنیک، بور و سلنیم در نمونه‌ها، به ترتیب ۲۲/۶، ۱۳/۵۳، ۱۵۷/۹، ۶/۳، ۱۶/۹، ۲۱/۵، ۴۹/۴، ۳/۸ و ۲۱۸/۱ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. غلظت عناصر سرب، روی، کادمیم، آرسنیک و مولیبدن به سمت شمال دشت در جهت جریان آب زیرزمینی افزایش می‌یابد. از سوی دیگر، در این بخش از دشت، شیل‌های سیاه نیز گسترش قابل توجهی دارند، شیل‌های سیاهی که در تماس با آبخوان هستند، به دلیل دارا بودن غلظت‌های بالایی از عناصر بالقوه سمی از جمله سرب، روی، کادمیم، آرسنیک، مولیبدن و بور می‌توانند منبع بالقوه ورود عناصر به آب‌های زیرزمینی باشند (Siegel, 2002; Jeng, 1991; Plant and Raiswell, 1983). همچنین غلظت این عناصر در اطراف شهر بوکان و نواحی مسکونی روستایی نسبتاً بالاتر از سایر نقاط می‌باشد، بنابراین، نشت فاضلاب‌های خانگی به درون آبخوان نیز می‌تواند از منابع ورود این عناصر باشد. سایر مطالعات نیز نشان داده‌اند که کادمیم، روی، مولیبدن و سرب می‌توانند از طریق نشت فاضلاب‌ها وارد آب‌های زیرزمینی شوند (WHO, 2011; Manahan, 2010). در مناطق تحت تأثیر فعالیتهای کشاورزی، غلظت مس، سلنیم و منگنز بالاتر از سایر نقاط است، زیرا کودهای شیمیایی، منبع بالقوه این عناصر در منابع آب سطحی و

## بررسی همبستگی عناصر بالقوه سمی و یون‌های اصلی در نمونه‌های آب

در این پژوهش از روش همبستگی پیرسون، برای تعیین رابطه بین غلظت عناصر بالقوه سمی نمونه‌های آب استفاده گردید (جدول ۸). به طور کلی، ضریب همبستگی میان عناصر بالقوه سمی، در تمام موارد مثبت و در بیشتر موارد بالاتر از ۰/۷ می‌باشد. این مطلب منشاء مشترک و یا خصوصیات ژئوشیمیایی مشابه عناصر را نشان می‌دهد. این منشاء مشترک در اکثر موارد هوازگی شیل‌های سیاه می‌باشد چرا که این عناصر به صورت جزئی و کمپاد در ساختمان شیل‌ها جایگزین شده‌اند.

همبستگی مثبت و معنادار میان کادمیم با سرب ( $r=0.794$ ) و روی با سرب ( $r=0.925$ )، ناشی از رفتار ژئوشیمیایی مشابه در شرایط مشابه pH و منشاء یکسان آن‌ها یعنی شیل‌های سیاه می‌باشد (Jeng, 1991). همبستگی بالای مولیبدن با سرب، روی و کادمیم ( $r=0.760$ )، به رغم تفاوت ویژگی‌های ژئوشیمیایی (مولیبدن برخلاف سرب، روی و کادمیم، اکسی‌انیون تشکیل داده و در pH بالا متحرک‌تر است)، منشاء مشابه (شیل‌های سیاه) آنها را بیان می‌کند. همبستگی مثبت و بالای آرسنیک با مولیبدن ( $r=0.710$ )، به دلیل شباهت رفتار ژئوشیمیایی این دو عنصر در pH خنثی تا قلیایی می‌باشد. همبستگی بالای آرسنیک با سرب ( $r=0.762$ ) و روی با کادمیم ( $r=0.715$ )، به دلیل منشاء مشترک آنها یعنی شیل‌های سیاه می‌باشد (Lee et al., 1998; Jeng, 1991). بور با آرسنیک به علت داشتن خاصیت شبه فلزی و رفتار ژئوشیمیایی مشابه، دارای همبستگی مثبت و نسبتاً بالایی ( $r=0.670$ ) می‌باشند (Mattu and Schreier, 2000). همچنین بور با کروم به علت منشاء مشترک یعنی فاضلاب‌های خانگی دارای همبستگی مثبت و نسبتاً بالایی ( $r=0.641$ ) می‌باشند (Sherene, 2010; WHO, 2011). همبستگی پایین کروم با سایر عناصر بالقوه سمی (به جز بور)، به دلیل منشاء متفاوت (فاضلاب‌های خانگی) و خصوصیات ژئوشیمیایی متفاوت آنها است. زیرا بر خلاف تمامی عناصر، کروم در محیط‌های آبی کمپلکس‌آنیونی تشکیل می‌دهد، در حالی که عناصر دیگر به صورت کاتیون‌های آزاد در آب حضور دارند.

سلنیم به علت منشاء متفاوت (کودهای شیمیایی)، با هیچ یک از عناصر بالقوه سمی همبستگی معناداری نشان نمی‌دهد (Smith, 1999). همچنین با توجه به این که فلزات در pH اسیدی متحرک هستند و تغییرات چندانی در pH نمونه‌های آب مشاهده نمی‌شود، همبستگی معناداری بین عناصر بالقوه سمی و pH وجود ندارد (Berkowitz et al., 2007). همبستگی نسبتاً پایین میان سولفات و عناصر بالقوه سمی به این علت است که این عناصر تمایلی برای تشکیل کمپلکس سولفاتی ندارند، زیرا این عناصر بالقوه سمی فقط در pH های اسیدی، کمپلکس سولفاتی ایجاد می‌نمایند (Smith, 1999). همبستگی مثبت و بالای سولفات با کلر ( $r=0.817$ )، احتمالاً بیانگر منشاء مشترک یعنی فاضلاب‌های خانگی برای این دو آنیون می‌باشد. همبستگی مثبت و بالای منیزیم با کلسیم ( $r=0.760$ ) و کلسیم با بی‌کربنات ( $r=0.665$ ) و نیز منیزیم با بی‌کربنات ( $r=0.759$ ) بیانگر منشاء مشترک این یونها و رخداد انحلال کربنات‌ها می‌باشد.

## شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

شاخص آلودگی فلزات سنگین برای محاسبه آلودگی در آب شرب و طبق رابطه زیر محاسبه می‌شود (Mohan et al., 1996):

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

در این رابطه  $W_i$  وزن پارامتر نام است که از طریق معکوس استاندارد ( $W_i = \frac{1}{S_i}$ ) محاسبه می‌شود.  $S_i$  مقدار مجاز یا استاندارد عنصر،  $n$  تعداد عناصر مورد مطالعه و  $Q_i$  زیرشاخص پارامتر نام عناصر بالقوه سمی است که از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{|M_i - I_i|}{S_i - I_i}$$

در این رابطه،  $M_i$  مقدار ایده‌آل برای عنصر و  $I_i$  غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه است. اگر HPI بیشتر از ۱۰۰ باشد، آب به فلزات سنگین آلوده است. در صورتی که HPI برابر ۱۰۰ باشد، آب در آستانه‌ی آلودگی به فلزات سنگین قرار دارد و اگر HPI کمتر از ۱۰۰ باشد، آب فاقد آلودگی به فلزات سنگین است (Mohan et al., 1996). نتایج محاسبه شاخص آلودگی فلزات سنگین آبخوان بوکان (شکل ۱۱) نشان می‌دهد که همه نمونه‌های آب از لحاظ محتوای فلزات بالقوه سمی، در رده آلودگی بالا قرار می‌گیرند.

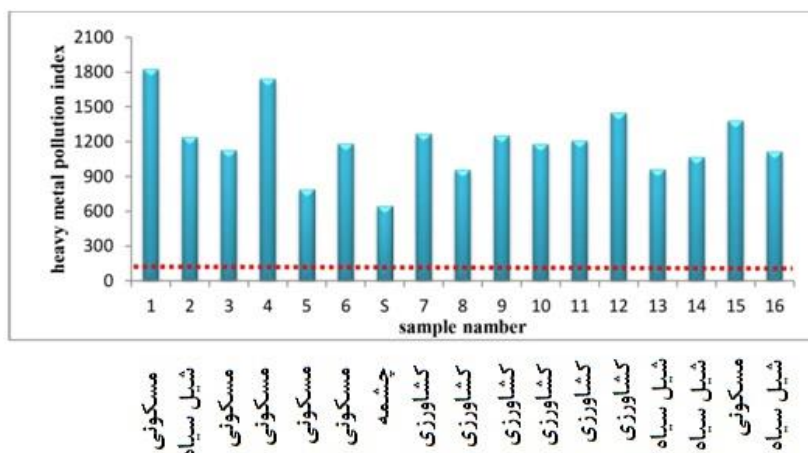
بر اساس این شاخص، چاه‌های شماره ۱۰۴، ۱۲، ۱۵ دارای بیشترین آلودگی و چشمه S دارای کمترین میزان آلودگی می‌باشد. میزان آلودگی بالا در این نمونه‌ها را می‌توان به وجود سازندهای حاوی شیل در آبخوان، نشت فاضلاب مناطق مسکونی و نفوذ پسابهای کشاورزی نسبت داد. در نمونه شماره ۴ که دارای بیشترین میزان آلودگی است، نفوذ فاضلاب شهری عامل اصلی آلودگی آب و کاهش کیفیت آن می‌باشد. همانگونه که دیده می‌شود روند آلودگی فلزات از تمرکز مناطق مسکونی و جریان آب زیرزمینی پیروی می‌کند.

## تحلیل مؤلفه اصلی

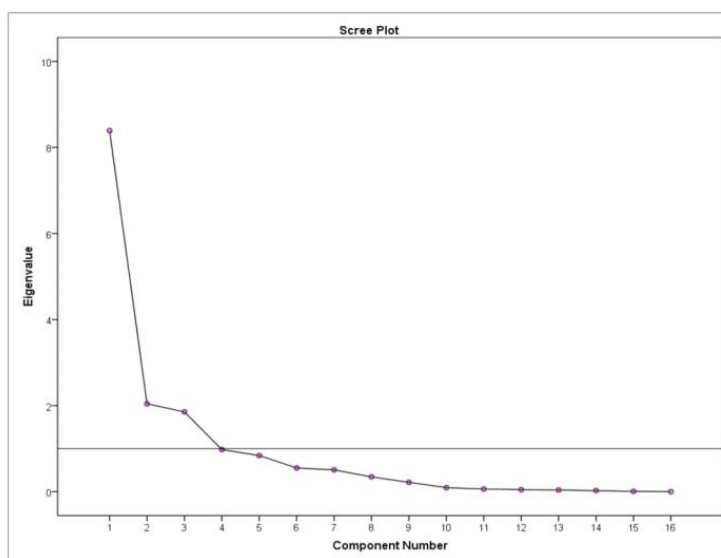
بر طبق نتایج به دست آمده از به کارگیری روش تحلیل مؤلفه اصلی بر روی نمونه‌های مورد مطالعه، ۱۶ مؤلفه از مجموعه داده‌ها استخراج شد که پس از چرخش این مؤلفه‌ها به روش Varimax، تعداد ۳ مؤلفه دارای مقادیر ویژه بالاتر از یک، به دست آمد (شکل ۱۲). مؤلفه اول ۳۱/۶ درصد از کل واریانسها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت و بالایی بین بی‌کربنات، منیزیم و کلسیم، کلر و سولفات با هدایت الکتریکی وجود دارد که بیانگر نقش این آنیون‌ها و کاتیون‌ها در مقدار هدایت الکتریکی و منشاء مشترک آنها (انحلال سنگ میزبان و فاضلاب‌های خانگی) در آب زیرزمینی منطقه می‌باشد. همچنین بارگذاری منفی و بالایی میان pH و این پارامترها وجود دارد، که نشان دهنده تأثیر معکوس افزایش pH بر مقدار این پارامترها در آبخوان دشت بوکان می‌باشد. مؤلفه دوم ۶۰/۴ درصد از کل واریانسها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت و بالایی بین سرب، مولیبدن، روی و کادمیم (فلز) و آرسنیک (شبه فلز) مشاهده می‌شود. علیرغم رفتار ژئوشیمیایی متفاوت آرسنیک با سرب، روی، مولیبدن و کادمیم، دلیل قرارگیری این پارامترها در یک مؤلفه، احتمالاً به علت منشاء مشابه این

خانگی) برای این عناصر می باشد، همچنین بارگذاری منفی و بالای سلنیم نسبت به بور و کروم در این مؤلفه، احتمالاً به تفاوت منشاء این عنصر (کودهای شیمیایی) با بور و کروم اشاره می کند.

عناصر (شیل های سیاه) می باشد. مؤلفه سوم ۸ درصد از کل واریانس ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بور دارای بارگذاری مثبت و بالایی با کروم می باشد که احتمالاً به دلیل منشاء مشترک (فاضلاب های



شکل ۱۱. نمودار شاخص آلودگی فلزات سنگین نمونه های آب زیرزمینی دشت بوکان.

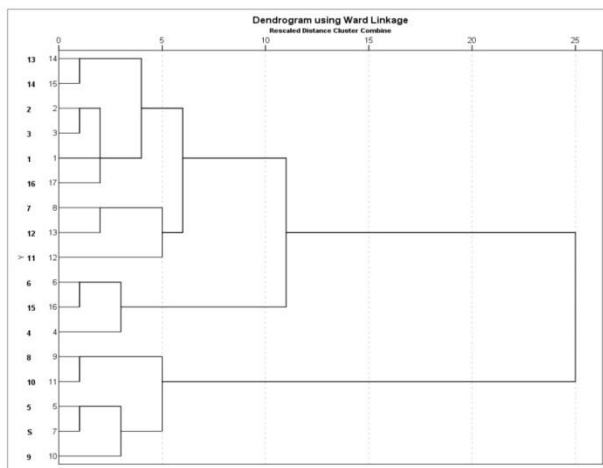


شکل ۱۲. مؤلفه های استخراج شده برای نمونه های آب زیرزمینی دشت بوکان.

ایستگاه های ۵، ۸، ۹ و ۱۰ دارند. ایستگاه های ۱، ۲، ۳، ۱۳، ۱۴ و ۱۶ نیز تحت تأثیر زمین شناسی منطقه (شیل های سیاه)، تغییرات مشابهی را از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی نشان می دهند. همچنین ایستگاه های ۴، ۶ و ۱۵ نیز که تحت تأثیر نفوذ فاضلاب های خانگی و زمین شناسی منطقه قرار دارند، از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی، تغییرات مشابهی را نشان می دهند و در یک خوشه قرار می گیرند. ایستگاه های ۴، ۶ و ۱۵ که تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد (شیل های سیاه و فاضلاب های خانگی)، قرار دارند در فاصله کمی دورتر با ایستگاه های ۱، ۲، ۳، ۱۱، ۱۶، ۱۳ و ۱۴، در یک خوشه ای اصلی قرار می گیرند.

### تحلیل خوشه ای سلسله مراتبی

با توجه به (شکل ۱۳) مشاهده می شود که ایستگاه های ۵، ۸، ۹ و ۱۰ که دور از تأثیر نشت فاضلاب های مسکونی، زمینهای کشاورزی و شیل های سیاه قرار دارند، دارای تغییرات مشابه در غلظت عناصر بالقوه سمی بوده و بنابراین در یک خوشه قرار می گیرند. ایستگاه های ۷، ۱۱ و ۱۲ نیز دارای تغییرات مشابه در غلظت عناصر می باشند. این ایستگاه ها در مناطق تحت تأثیر فعالیت کشاورزی واقع شده اند، بنابراین با توجه به تأثیر نسبتاً پایین کشاورزی بر غلظت عناصر بالقوه سمی (به جز در مورد سلنیم و احتمالاً منگنز)، رابطه نزدیکی از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی با



شکل ۱۳. خوشه‌بندی سلسله مراتبی ایستگاه‌های نمونه‌برداری آب زیرزمینی دشت بوکان.

### نتیجه‌گیری

به طور کلی، نتایج آنالیز یونها و عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب منطقه بوکان و مقایسه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی نشان می‌دهد که آب آبخوان بوکان دارای غلظت‌های نسبتاً پایینی از یونهای اصلی آب و غلظت‌های نسبتاً بالایی از عناصر بالقوه سمی می‌باشد. در مورد برخی فلزات مانند کادمیم، سرب و سلنیم این مقادیر بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای مصارف شرب است. با توجه به رخنمون سازندهای آهکی در منطقه، آب‌های زیرزمینی با تأثیر از آن دارای تیپ بی‌کربناته و رخساره کلسیکی هستند، همچنین محاسبه شاخص اشباع شدگی نشان می‌دهد که کانی‌های کلسیت، دولومیت و آراگونیت در تعادل با محلول آب زیرزمینی هستند و این امر مؤید تأثیر لیتولوژی آبخوان بر آب‌های زیرزمینی این منطقه است. همچنین ترسیم نمودار گیبس برای نمونه‌های آب در این تحقیق نشان می‌دهد که واکنش سنگ میزبان با آب زیرزمینی، مهمترین عامل در تعیین شیمی آب آبخوان می‌باشد. رسم نمودارهای پراکندگی و محاسبه نسبت‌های یونی، نشان می‌دهد که فرآیندهای انحلال کربناته‌ها و سیلیکات‌ها، نشأت فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی، و فرآیندهای تبادل یونی مهمترین فرآیندهای مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت بوکان است. بررسی کیفیت آب برای مصارف صنعتی و کشاورزی نشان می‌دهد

### منابع

- افتخار نژاد، ج. (۱۹۷۳)، " نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ چهارگوش مهاباد"، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- حریری، ع. (۱۳۷۶)، "ورقه‌ی زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ سقز"، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- عماری پ، (۱۳۷۷) " مطالعات اجمالی خاکشناسی و طبقه‌بندی ارضی منطقه بوکان (استان آذربایجان غربی)"، نشریه شماره ۱۰۲۷.
- خدایی، ک. (۱۳۹۱)، مطالعات نیمه تفصیلی منابع آب زیرزمینی محدوده‌های مطالعاتی بازرگان، اشنویه، شاهین دژ و بوکان، شرکت مهندسی مشاور طرح آبریز
- Berkowitz, B., Dror, I., & Yaron, B. (2007). "Contaminant geochemistry". Springer.
- Davis, S. N. De Wiest (1996): "Hydrogeology".
- Devic, G., Djordjevic, D., & Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. Science of The Total Environment, 468, 933-942.
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling orld water chemistry. Science 170, 1088-1090.
- Han, D., Song, X., Currell, M. J., Cao, G., Zhang, Y., & Kang, Y. (2011). A survey of groundwater levels and hydrogeochemistry in irrigated fields in the Karamay Agricultural Development Area, northwest China: Implications for soil and groundwater salinity resulting from surface water transfer for irrigation. Journal of Hydrology, 405(3), 217-234.



- Herrera, F. (2008). Genetic fuzzy systems: taxonomy, current research trends and prospects. *Evolutionary Intelligence*, 1(1), 27-46.
- Homocik, S. C., MacDonald, A. M., Heal, K. V., Ó Dochartaigh, B. É., & Ngwenya, B. T. (2010). Manganese concentrations in Scottish groundwater. *Science of the Total Environment*, 408(12), 2467-2473.
- Hounslow, A. (1995). *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC press.
- Jalali, M. (2010). Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan, western Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 166(1-4), 359-369.
- Jeng, A. S., 1991: Weathering of some Norwegian alum shales.1. Laboratory simulations to study acid generation and the release of sulphate and metal cations Ca, Mg K. *Acta Agriculture Scandinavica* 41(1): 13-35.
- Kass, A., Gavrieli, I., Yechieli, Y., Vengosh, A., & Starinsky, A. (2005). The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*, 300(1), 314-331.
- Kim, J. H. (1989). Geochemistry and genesis of the Guryongsan (Ogcheon) uraniferous black slate. *Journal of the Korean Institute of Mining Geology*, 22, 35-63.
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., & Pulido-Velazquez, M. (2013). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*.
- Lee, J. S., Chon, H. T., Kim, J. S., Kim, K. W., & Moon, H. S. (1998). Enrichment of potentially toxic elements in areas underlain by black shales and slates in Korea.
- Leung, C. M., & Jiao, J. J. (2006). Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong. *Water Research*, 40(4), 753-767.
- Ma, R., Wang, Y., Sun, Z., Zheng, C., Ma, T., & Prommer, H. (2011). Geochemical evolution of groundwater in carbonate aquifers in Taiyuan, northern China. *Applied Geochemistry*, 26(5), 884-897.
- Manahan, S. E. (2010). *Environmental chemistry*. CRC press.
- Manzoor, S., Shah, M. H., Shaheen, N., Khalique, A., & Jaffar, M. (2006). Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to soil and groundwater. *Journal of hazardous materials*, 137(1), 31-37.
- Marimon, M. P. C., Roisenberg, A., Suhogusoff, A. V., & Viero, A. P. (2013). Hydrogeochemistry and statistical analysis applied to understand fluoride provenance in the Guarani Aquifer System, Southern Brazil. *Environmental geochemistry and health*, 35(3), 391-403.
- Mattu, G., & Schreier, H. (2000). *An Investigation of High Arsenic Levels in Wells in the Sunshine Coast and Powell River Regions of BC*. Institute for Resources and Environment University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Mendizabal, I., & Stuyfzand, P. J. (2009). Guidelines for interpreting hydrochemical patterns in data from public supply well fields and their value for natural background groundwater quality determination. *Journal of Hydrology*, 379(1), 151-163.
- Mills, B. (2003). *Interpreting water analysis for crop and pasture*, file No. FS0334, DPI's Agency for Food and Fiber Sciences, Toowoomba.
- Mohan, S. V., Nithila, P., & Reddy, S. J. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 31(2), 283-289.
- Oinam, J. D., Ramanathan, A. L., & Singh, G. (2012). Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphal and Thoubal district of Manipur, India. *Journal of Asian Earth Sciences*, 48, 136-149.
- Plant, J. A., & Raiswell, R. (1983). Principles of environmental geochemistry. In 'Applied environmental geochemistry'. (Ed I. Thornton.) 1-39.
- Pu, J., Yuan, D., Zhang, C., & Zhao, H. (2013). Hydrogeochemistry and possible sulfate sources in karst groundwater in Chongqing, China. *Environmental Earth Sciences*, 68(1), 159-168.
- Raju, N. J., Shukla, U. K., & Ram, P. (2011). Hydrogeochemistry for the assessment of groundwater quality in Varanasi: a fast-urbanizing center in Uttar Pradesh, India. *Environmental monitoring and assessment*, 173(1-4), 279-300.
- Ravikumar P and Somashekar RK (2011), Geochemistry of groundwater, Markandeya River Basin, Belgaum district, Karnataka State, India. *Chin J Geochem*, 30, pp. 51-74.
- Ravikumar, P., Venkatesharaju, K., & Somashekar, R. K. (2010). Major ion chemistry and hydrochemical studies of groundwater of Bangalore South Taluk, India. *Environmental monitoring and assessment*, 163(1-4), 643-653.
- Ravikumar, P., Wainwright, M. J., Raskutti, G., & Yu, B. (2011). High-dimensional covariance estimation by minimizing  $\ell_1$ -penalized log-determinant divergence. *Electronic Journal of Statistics*, 5, 935-980.
- Savci, S. (2012). Investigation of effect of chemical fertilizers on environment. *APCBEE Procedia*, 1, 287-292.
- Sherene, T. (2010). Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment.
- Siegel, E. R. (2002). *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*.
- Smith, K. S. (1999). Metal sorption on mineral surfaces: an overview with examples relating to mineral deposits. *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part B: Case Studies and Research Topics*, 6, 161-182.
- Smith, K. S. (2007). Strategies to predict metal mobility in surficial mining environments. *Reviews in engineering geology*, 17, 25-45.
- Todd, D. K., & Mays, L. W. (2005). *Groundwater hydrology* edition. Wiley, New Jersey.

- Wilcox, L. (1955). Classification and use of irrigation waters.
- World Health Organization (2008). Guidelines for drinking-water quality incorporating 1st and 2nd addenda, Vol.1, Recommendations. – 3rd ed.
- World Health Organization (2011). Guidelines for drinking water quality. Eng. sanit. ambient, 16(4), 4-5.
- Zhang, B., Song, X., Zhang, Y., Han, D., Tang, C., Yu, Y., & Ma, Y. (2012). Hydrochemical characteristics and water quality assessment of surface water and groundwater in Songnen plain, Northeast China. water research, 46(8), 2737-2748.