



شناسایی منابع شوری آب زیرزمینی دشت لنجانان اصفهان

زهرا کی همایون^۱، حمیدرضا ناصری^{۲*} و محمد نخعی^۳

۱- دانش آموخته دکتری آب شناسی، گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه

شهیدبهشتی، تهران، ایران

۲- دانشیار گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهیدبهشتی، تهران، ایران

۳- دانشیار گروه زمین شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه تربیت معلم، تهران، ایران

تاریخ پذیرش: ۹۱/۲/۲۲

تاریخ دریافت: ۸۹/۱۰/۱۸

Identifying Sources of Groundwater Salinization in Lenjanat Plain, Esfahan, Iran

Zahra Kayhomayoun,¹ Hamid Reza Nassery^{2*} and Mohammad Nakhaei³

1- Hydrogeology Ph.D. Graduate, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, University of Shahid Beheshti, Tehran, Iran

2- Associate Professor, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, University of Shahid Beheshti, Tehran, Iran

3- Associate Professor, Department of Geology, Faculty of Science, University of Tarbiat Moallem, Tehran, Iran

Abstract

For identifying sources of groundwater salinization in Lenjanat Plain, samples were seasonally collected from groundwater, surface water and industrial wastewater. The results of field and laboratory measurements show a gradual increase in major (Na, Ca, Cl, SO₄) and minor (Li, Br, Sr, I, Ba, F, Si) elements through groundwater flow direction. Electrical conductivity varies between 561 and 11390 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The chloride ion, as an indicator of groundwater salinization, is highly correlated with EC and the elements Mg, Ca, Br and Sr. Certain ratios, the saturation index and geochemical graphs indicate that both the dissolution of evaporation deposits (halite and gypsum) and cation exchange are the most important processes affecting the chemical composition of groundwater. Mass ratios of conservative elements Cl/Br for groundwater samples in Lenjanat plain range from 329 (at the borders) to 4492 (center of the plain). These data confirm the reported Cl/Br ratios for groundwater affected by the dissolution of evaporation deposits but overlap with range of Cl/Br ratios for domestic sewage effluent groundwater.

Keywords: Groundwater salinization, Natural factors, Anthropogenic Impacts, Geochemical techniques, Ionic ratios.

چکیده

به منظور شناخت منابع شوری آب زیرزمینی دشت لنجانان، از منابع آب زیرزمینی (چاه)، آب سطحی (رودخانه زاینده رود) و پساب صنایع فعال در دشت در چهار فصل نمونه برداری شده است. نتایج حاصل از سنجش های صحرائی و آزمایشگاهی حاکی از افزایش تدریجی غلظت عناصر اصلی Na، Ca، Cl، SO₄ و عناصر فرعی و نادر Li، B، Br، Sr، I، Ba، F، Si در مسیر جریان آب زیرزمینی از حاشیه دشت به سمت رودخانه زاینده رود و بخش میانی آبخوان است. براین اساس بازه تغییرات هدایت الکتریکی آب زیرزمینی دشت ۵۶۱-۱۱۳۹۰ $\mu\text{S}/\text{cm}$ می باشد. یون کلر به عنوان شاخص شوری در آب های زیرزمینی، با پارامتر هدایت الکتریکی و عناصر Mg، Ca، Br و Sr همبستگی بالا دارد که نشان دهنده نقش موثر آن در تغییرات کیفی آب زیرزمینی دشت است. نسبت های معرف و اندیس های اشباع محاسبه شده برای نمونه های آب زیرزمینی همراه با نمودارهای ژئوشیمیایی نشان می دهد که انحلال رسوبات تبخیری (هالیت و ژپس) و فرایندهای تبادل یونی بیشترین تاثیر را بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت دارند. نسبت جرمی Cl/Br برای نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجانان از ۳۲۹ در حاشیه ارتفاعات تا ۴۴۹۲ در میانه دشت بدست آمده است. داده های حاصل، محدوده نسبت Cl/Br گزارش شده برای آب های زیرزمینی متاثر از انحلال نهشته های تبخیری را تایید می کند اما با بازه نسبت مذکور برای آب های زیرزمینی آلوده به پساب های خانگی همپوشانی دارد.

واژه های کلیدی: شوری آب زیرزمینی، عوامل طبیعی، اثرات انسانی،

روش های ژئوشیمیایی، نسبت های یونی.

* Corresponding author. E-mail Address: h-nassery@sbu.ac.ir

مقدمه

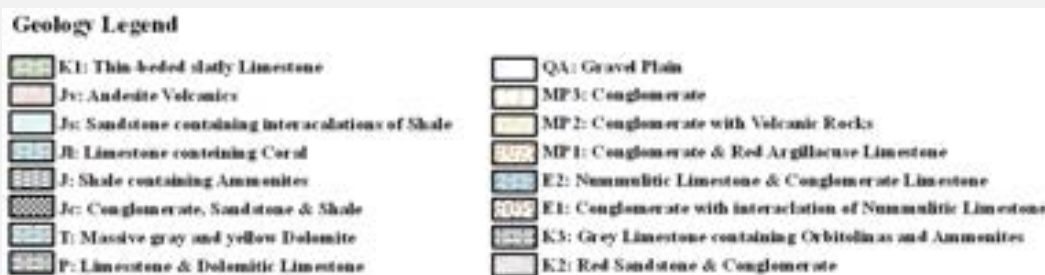
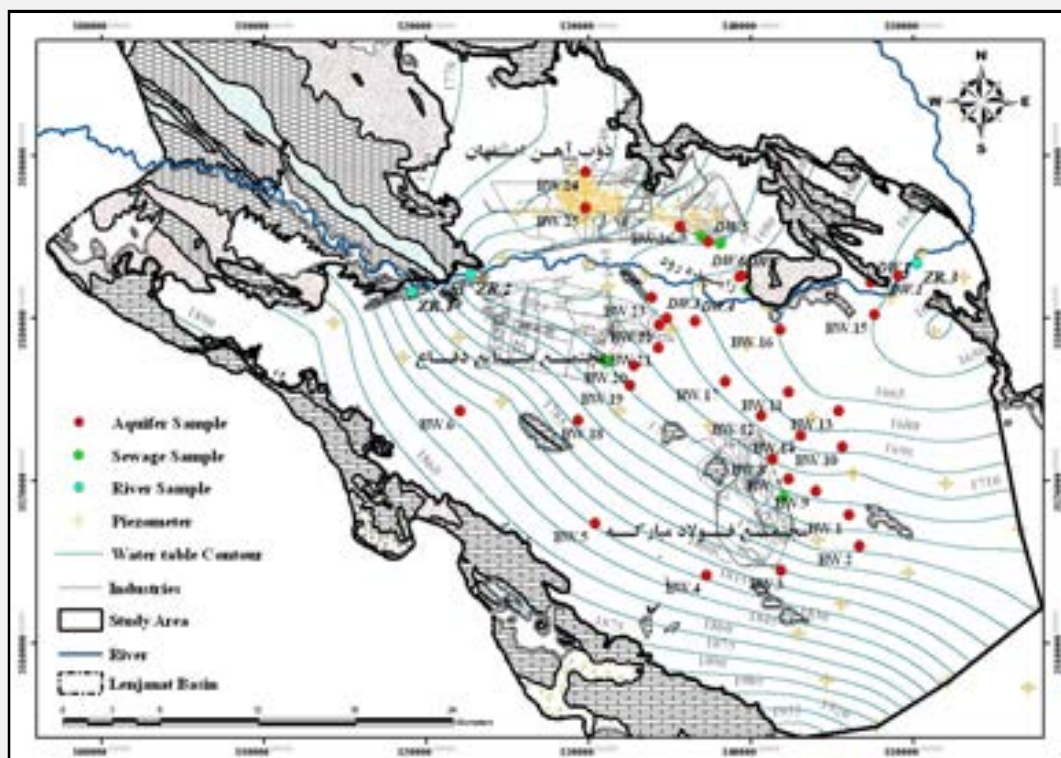
دشت لنجانان اولین منطقه همواری است که زاینده رود پس از عبور از کوهستان‌های بخش سراب خود، وارد آن می‌شود. این دشت با مساحت تقریبی ۱۷۰۰ کیلومترمربع و ارتفاع متوسط ۱۸۰۰ متر از سطح دریا، در بخش‌های غرب تا جنوب دارای اقلیم نیمه خشک و در سایر مناطق اقلیم خشک است. نیاز آب صنایع و عمده نیاز آب شرب در دشت لنجانان از رودخانه زاینده‌رود و نیاز آبی کشاورزی (به جز اراضی زیرکشت در سواحل رودخانه) و دامداری منطقه از منابع آب زیرزمینی تامین می‌گردد. پساب‌های صنعتی حاصل از صنایع ذوب آهن، فولاد و تولید مواد شیمیایی فعال در دشت به صورت خام و نیمه تصفیه وارد حوضچه‌های تبخیری می‌شود که علاوه بر نفوذ به آبخوان، برای آبیاری فضای سبز صنایع و نیز اراضی کشاورزی پایین دست به کار می‌رود. پساب‌های خانگی بیشتر از طریق چاه (Septic tank) دفع می‌شود. کشاورزی در منطقه به صورت دو گانه (بهار و پاییز) و به روش غرقابی می‌باشد. افزایش شوری آب زیرزمینی در سال‌های اخیر، فعالیت‌های کشاورزی منطقه را به کشت غلات (جو، گندم، یونجه و شبدر) محدود کرده است. هدف این تحقیق شناسایی منابع شوری آب زیرزمینی در محدوده تمرکز فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی دشت لنجانان با استفاده از روش‌های ژئوشیمیایی (غیرایزوتوبی) است.

محدوده مورد بررسی در جنوب غرب استان اصفهان، در فاصله ۷°۳۲ تا ۱°۳۱ عرض شمالی و ۱°۵۱ تا ۳۷°۵۱ طول شرقی واقع است و ۱۱۷۰ کیلومترمربع از دشت لنجانان را شامل می‌شود (شکل ۱). نهشته‌های موجود در زیر حوضه لنجانان

واژه شوری (Salinity) اغلب برای کل نمک‌های حل شده (گونه‌های یونی) در آب زیرزمینی بکار می‌رود و مفهومی برای بیان کیفیت آب جهت کاربردهای کشاورزی یا مصارف انسان و دام است. طبقه‌بندی‌های مختلفی برای شوری برمبنای نمک‌های معین و نسبت‌های آن‌ها انجام شده است اما به طور کلی برمبنای هدایت الکتریکی، شوری آب باران معمولاً بین ۳۰-۵۰، آب زیرزمینی قابل شرب در محدوده ۲۰۰۰-۳۰۰، آب دریا از ۴۵۰۰۰-۵۵۰۰۰ و شورابه‌های میادین نفتی عموماً بیش از ۱۰۰۰۰۰ $\mu\text{S}/\text{cm}$ متغیر است (Kresic, 2009). منابع گوناگونی برای شورشدگی (Salinization) آب زیرزمینی وجود دارد که با توجه به شرایط طبیعی یا تغییرات ایجاد شده توسط انسان، میزان فعالیت آن‌ها از منطقه‌ای به منطقه دیگر متغیر است. مهم‌ترین منابع در مقیاس ناحیه‌ای شامل آب‌های زیرزمینی شور طبیعی، انحلال هالیت، نفوذ آب شور دریا، شورابه‌های میادین نفتی، فعالیت‌های کشاورزی، تراوش نمک و نمک‌پاشی جاده‌ها است (Richter and Kreitler, 1993). در تعیین منابع شوری آب زیرزمینی روش‌های ژئوشیمی (Knuth *et al.*, 1990; Stoessell, 1997; Mariel and Vengosh, 2001; Alcalá and Custodio; 2008, D'Alessandro *et al.*, 2008, Cartwright *et al.*, 2006, 2009, Rao, 2008 Slater *et al.*, 1997; Hopkins and Richardson, 1999; Paine, 2003; Batayneh, 2006; Kafri *et al.*, 2007; Poulsen *et al.*, 2010) کاربرد فراوانی دارند. روش‌های ژئوشیمی در مناطقی با بیش از یک منبع شوری آب زیرزمینی، کارایی بیشتری دارد (Knuth *et al.*, 1990).

لایه کرتاسه پایین مهم ترین رخنمون های ارتفاعات دشت است (شکل ۱).

مربوط به دوره های پرمین تا عهد حاضر است (Geological Survey of Iran, 1976). شیل های ژوراسیک و به صورت گسترده سنگ آهک ضخیم



شکل ۱- نقشه زمین شناسی، منحنی های تراز سطح ایستابی و موقعیت نقاط نمونه برداری از منابع آب و پساب در محدوده مطالعاتی

نزدیکی منطقه لنجانان با زیرپهنه راندگی های زاگرس، گسل های موازی در آن ایجاد گردیده است. دو گسل هم روند (شمال غرب) در ارتفاعات جنوب غربی (به صورت راندگی) و شمال شرقی، مهم ترین گسل های منطقه مورد بررسی است. سنگ کف دشت لنجانان از شیل های ژوراسیک و در برخی مناطق سنگ آهک های کرتاسه است. اولین لایه های آبرفتی نهشته شده بر روی سنگ کف از نوع رسوبات دانه ریز رسی - ماری است که درصد نمک بالاتری از سایر رسوبات دارد. آبرفت نهشته شده بر روی لایه رسی - ماری، از رس، ماسه و شن تشکیل شده که نسبت رس در آن در مناطق مختلف متغیر و حداقل ۵۰ درصد است. در بین نهشته های آبرفتی، رسوبات تبخیری به صورت لایه ها و بلورهای گچی و نمکی گسترش دارد. درصد نمک و رس رسوبات در لایه های تحتانی بیشتر می باشد (Ministry of Energy, 1985; Jafarian, 1985; Parsabe Sepahan Andish, 2008). منابع اصلی تغذیه آبخوان، سنگ آهک های ضخیم لایه و خرد شده کرتاسه در ارتفاعات (به ویژه از غرب تا جنوب) است. جهت کلی جریان آب زیرزمینی به تبعیت از شیب کلی حوضه از غرب به شرق می باشد (شکل ۱). حداکثر عمق سطح ایستایی دشت در سال مطالعه (۱۳۸۷)، ۵۰ متر (شرق منطقه) و حداقل آن در مجاورت رودخانه زاینده رود حدود یک متر بوده است.

مواد و روش ها

به منظور بررسی ترکیب شیمیایی منابع آب دشت لنجانان و شناسایی عوامل موثر در شوری آب زیرزمینی، از منابع آب سطحی، آب زیرزمینی و

پساب صنایع فعال در محدوده مطالعاتی نمونه برداری شده است. نمونه ها به صورت فصلی و در انتهای دوره بارش (اردیبهشت)، فصول خشک (مرداد و آبان) و فصل بارش (بهمن) در سال ۱۳۸۷ برداشت گردیده است. شبکه نقاط نمونه برداری باتوجه به جهت جریان آب زیرزمینی در دشت، موقعیت مزارع کشاورزی و محل حوضچه های تصفیه پساب صنایع انتخاب شده است (شکل ۱). براین اساس، در پایان چهار دوره نمونه برداری، در مجموع ۱۶۲ نمونه از ۳۳ منبع آب زیرزمینی (چاه های کشاورزی، خانگی و پرواربندی)، سه نقطه از رودخانه زاینده رود و پنج محل ذخیره و سرریز پساب صنایع، برداشت شده است. روش نمونه برداری بر اساس رهنمودهای USEPA (2007) و USGS (2006) بوده است.

پارامترهای درجه حرارت (Temp.)، pH، هدایت الکتریکی (EC)، پتانسیل اکسیداسیون/احیا (Eh) و اکسیژن محلول (DO) با استفاده از دستگاه های پرتابل (WTW) در محل نمونه برداری اندازه گیری شده است. به منظور سنجش غلظت آنیون ها و برخی پارامترهای اصلی و فرعی، نمونه ها در ظروف پلی اتیلنی و جهت سنجش میکروبی و TOC در ظروف شیشه ای استریل حمل گردیده است. نمونه ها در دمای کمتر از چهار درجه سانتی گراد نگهداری شده و بدلیل ارسال سریع به آزمایشگاه از مواد نگهدارنده استفاده نشده است. نمونه های مذکور در کمتر از ۲۴ ساعت از زمان نمونه برداری، در آزمایشگاه مرکزی شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان و براساس روش های APHA (2005) آزمایش گردیده است (جدول ۱).

جدول 1- پارامترها و عناصر سنجش شده در محل نمونه برداری، آزمایشگاه مرکزی

شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان و آزمایشگاه Act

نوع دستگاه	روش آزمایش	حد تشخیص	پارامتر
WTW- pH 315i, WTW- MultiLine P4	pHmeter	0.01, 1 mV	pH, ORP
WTW - Cond 315i	ECmeter	1 μ S/cm, 0.1	EC, Salinity
WTW- MultiLine P 4	DOmeter	0.01 mg/l, 0.1%	DO
WTW	pH, EC & DOmeter	0.1 °C	Temp.
Shimadzu - UV 190	Spectrophotometer	0.01 mg/l	F
—	Titration	1.77 mg/l	Cl
Shimadzu - UV 190	Spectrophotometer	0.5 mg/l	SO ₄
—	Titration	0.05 mg/l	SO ₃
—	Titration	0.02 mg/l	S
—	Titration	1.5 mg/l	CO ₃
—	Titration	3.05 mg/l	HCO ₃
Shimadzu - UV 190	Spectrophotometer	0.001 mg/l	NO ₂
Shimadzu - UV 190	Spectrophotometer	0.5 mg/l	NO ₃
—	Kjeldahl Method	0.2	NH ₄
Shimadzu - UV 190	Spectrophotometer	0.001mg/l	PO ₄
—	Titration	2.5 mg/l	TH
—	Titration	2.5 mg/l	Alka.
HACH - DR 5000	Spectrophotometer	0.001 mg/l	C ₆ H ₅ OH
HACH - DR 5000	Spectrophotometer	0.001 mg/l	CN
HACH - DRB 200	Dry Thermostat Reactor	0 mg/l	COD
Shimadzu - TOC-V _{CSH}	TOCmeter	0.01 mg/l	TOC
—	Fermentation tubes	MPN/100 mL	Total Coliform
—	Fermentation tubes	MPN/100 mL	Feacal Coliform
Perkin Elmer Sciex Elan	ICP-OES & MS	0.001 -200 μ g/l	Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be,Bi, Br, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Fe, Ga, Gd, Ge, Hf, Hg, Ho, I, In, K, La, Li, Lu, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Nd, Ni, Os, Pb, Pd, Pr, Pt, Rb, Re, Ru, Sb, Sc, Se, Si, Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Te, Th, Ti, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zn, Zr

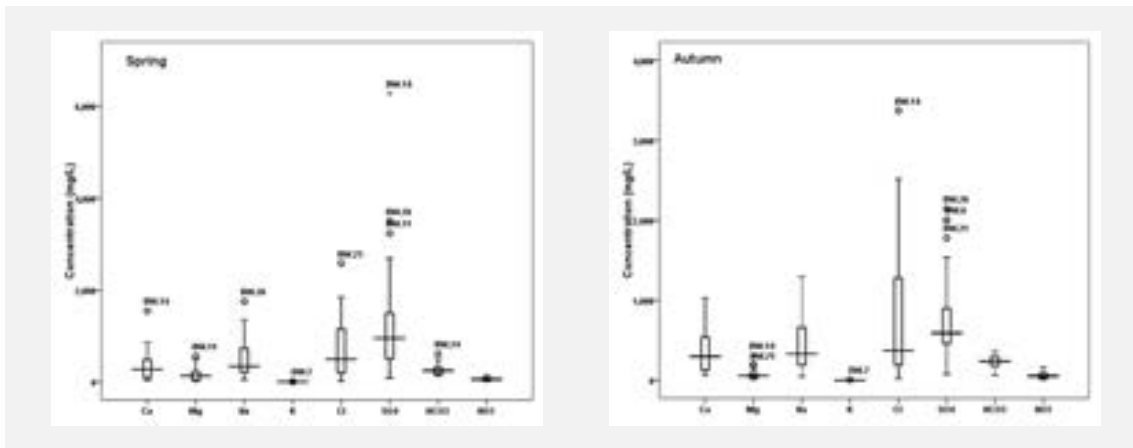
Appelo, 2005) جهت شناخت واکنش های شیمیایی فعال در آبخوان استفاده شده است.

هیدروژئوشیمی آبخوان

نقاط نمونه برداری از آب زیرزمینی دشت لنجانات شامل چاه های کم عمق دستی (Dug wells: D.W.) با عمق کمتر از ۱۲ متر، چاه های نیمه عمیق و عمیق ۳۰ تا ۱۵۰ متری و یک مورد با عمق ۳۴۶ متر (Borehole Wells: B.W.) بوده است (شکل ۱). نتایج حاصل از سنجش های صحرایی نشان می دهد که تغییرات pH آب زیرزمینی در فصول مختلف بین ۶/۶۲ تا ۷/۸ در محدوده محیط های خنثی است. بازه مقادیر پتانسیل اکسیداسیون/ احیا (Eh) از ۱۱۸/۸+ تا ۲۳۲/۹ mv+ و اکسیژن محلول از ۱۱/۸۷- ۲/۷۷ mg l⁻¹ در چاه های عمیق و نیمه عمیق تغییر می کند که حاکی از وجود شرایط نسبتا اکسیدی در آبخوان لنجانات است. مقدار EC چاه ها در بازه ۵۶۱-۱۱۳۹۰ μS/cm تغییر دارد و در همه نمونه ها در فصل بهار نسبت به سایر فصول کاهش نشان می دهد. مقدار EC آب زیرزمینی با فاصله از ارتفاعات افزایش می یابد و در بخش های میانی دشت به حداکثر مقدار (۶۰۰۰ μS/cm >) می رسد. تغییرات عمقی این پارامتر نظم کمتری نسبت به تغییرات در مسیر جریان آب زیرزمینی دارد.

عامل اصلی در مقدار بالای EC آب زیرزمینی غلظت بالای یون های اصلی است (شکل ۲). یون های Cl⁻، SO₄²⁻، Na⁺ و Ca²⁺ با چولگی مثبت و تفاوت قابل توجه بین مقادیر میانگین و میانه (بویژه در مورد Cl⁻ و SO₄²⁻)، بیشترین مقادیر و تغییرات غلظت را در فصول مختلف دارد. ناهمخوانی در

جهت سنجش غلظت سایر عناصر اصلی، فرعی و نادر (۶۸ عنصر)، نمونه ها در محل با اسید نیتریک محافظت شده (pH < ۲) و در ظروف پلی اتیلنی به آزمایشگاه Act (کانادا) ارسال گردیده است. در مجموع ۹۲ عنصر و پارامتر در هر نمونه سنجش شده است. لازم به ذکر است که نمونه های آب زیرزمینی برداشت شده جهت تعیین مقادیر گونه های متحرک (Mobile Species)، شامل گونه های معلق (Suspended Species) و گونه های حل شده (Dissolved Species)، فیلتر نگردیده و تنها نمونه های پساب و آب سطحی در صورت لزوم از کاغذ صافی (۱۲ μm) گذرانده شده است. در تفسیر نتایج، برای عناصری که غلظت آن ها پایین تر از حد تشخیص دستگاه (< DL) گزارش شده و فراوانی غلظت های DL <، از ۲۰ درصد کل نمونه ها کمتر بوده، روش جانیشینی با DL/2 استفاده شده است (Farnham et al., 2002; Gibbons, 1997). به دلیل رقیق سازی (Dilution) نمونه های دارای مقادیر کل جامدات محلول بالا، حد تشخیص دستگاه برای برخی عناصر کاهش یافته است. داده های حاصل از سنجش های صحرایی و آزمایشگاهی نمونه های آب سطحی و زیرزمینی دشت لنجانات با توجه به بازه تغییرات آن ها در محیط های زمین شناسی مشابه ارزیابی شده است. نحوه توزیع غلظت یون های اصلی و همبستگی پارامترها و عناصر در نمونه های آب زیرزمینی دشت با استفاده از نمودارهای جعبه ای (Box Plots) و ماتریس همبستگی در نرم افزار SPSS Statistics بررسی گردیده است. اندیس های اشباع محاسبه شده از طریق نرم افزار PHREEQC (Parkhurst and



شکل 2- تغییرات غلظت یون های اصلی در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان در فصول بهار و پاییز

عناصر Ca ، Sr ، Cl ، Na ، Br و SO_4 ، در آب زیرزمینی دشت ضرایب همبستگی مثبت بالا با پارامتر EC ($>0/8$) دارد (جدول ۲). همبستگی مثبت بیش از $0/8$ بین یون های Ca ، Mg ، Sr ، Cl ، Na ، Br ، Li ، I و B وجود منبعی یکسان برای آن‌ها را محتمل می‌سازد. نیتрат به عنوان شاخص آلودگی انسانی همبستگی متوسطی ($>0/6$) با عناصر Mg ، Ca ، Cl ، Br و پارامتر EC در تمام فصول دارد. همبستگی بیش از $0/8$ یون کلر به عنوان شاخص شوری در آب های زیرزمینی، در تمام فصول با پارامتر EC نشان دهنده نقش موثر آن در تغییرات کیفی آب زیرزمینی دشت است. این آنیون با عناصر Mg ، Ca ، Br و Sr نیز همبستگی بالا دارد. کمترین غلظت یون کلر در آبخوان لنجان (چاه B.W.6 در بهار و تابستان) و بیشترین غلظت آن 3475 mg l^{-1} (چاه B.W.14 در زمستان) است (شکل ۳). غلظت کلر همانند پارامتر EC به صورت تدریجی از حاشیه ارتفاعات به سمت بخش های میانی دشت افزایش می‌یابد و در محدوده چاه های B.W.14، B.W.21 و B.W.23 به حداکثر مقدار میرسد ($>1800 \text{ mg l}^{-1}$). یون کلر به دلیل

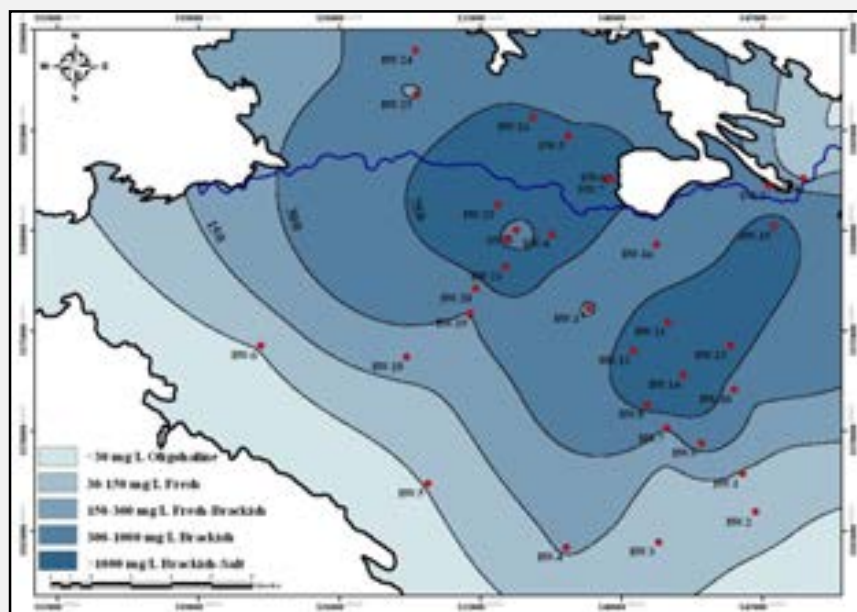
مقادیر میانگین و میانه در داده ها به دلیل وجود داده های پرت (Outlier) در غلظت های بالا است. روند تغییرات آنیونی در آب زیرزمینی دشت لنجان از بی کربناته (HCO_3) در حاشیه ارتفاعات جنوب غربی به سولفات و کلروره (SO_4 و Cl) در نواحی مرکزی دشت است. تنوع رخساره های هیدروشیمیایی آبخوان در فصل بهار حداکثر و در فصل پاییز حداقل است، اما در تمام فصول رخساره SO_4 - Na غالب بوده و گسترش بیشتری دارد. بالاترین غلظت یون ها در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان مربوط به کاتیون های Ca و Na و آنیون های SO_4 و Cl است. از بین عناصر فرعی و نادر سنجش شده، عناصر B ، Li ، Br ، I ، Sr ، F ، Ba و Si غلظت های بیشتری نسبت به سایر عناصر داشته که در تفسیر نتایج از آن ها استفاده شده است. تغییرات زمانی غلظت اکثر عناصر اندک و تغییرات مکانی آن ها بیشتر به صورت جانبی و در مسیر جریان آب زیرزمینی است. خط افقی در مستطیل (Box)، میانه داده ها است. ابتدا و انتهای مستطیل، ۲۵ و ۷۵ درصد داده ها و خطوط عمودی خارج شده در صد های ۹۰ و ۱۰ داده ها می باشد.

زیرزمینی جدا نمی شود. این یون تنها از طریق انجماد (Freezing)، فرایند تبخیر و Hyperfiltration آب در حال حرکت از میان برخی انواع لایه های رسی، از محلول جدا خواهد شد (Collins, 1975).

تشکیل نمک های با قابلیت انحلال بالا، عدم جذب آسان توسط رس ها یا سطح سایر کانی ها، عدم مشارکت در واکنش های اکسیداسیون/ احیا و نیز عدم تشکیل کمپلکس های حل شونده مهم از آب

جدول 2- ضرایب همبستگی عناصر مورد بررسی در عمل شوری آب زیرزمینی آبخوان لنگانات در فصل تابستان

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	B	Ba	Br	Li	F	Si	Sr	I	EC	pH	Eh
Ca	1																		
Mg	0.63	1																	
Na	0.491	0.42	1																
K	0.36	0.261	0.634	1															
Cl	0.713	0.436	0.637	0.519	1														
SO ₄	0.743	0.783	0.728	0.404	0.401	1													
HCO ₃	-0.226	0.022	0.507	0.482	0.051	0.14	1												
NO ₃	0.734	0.535	0.519	0.408	0.656	0.601	-0.22	1											
B	0.127	0.039	0.754	0.61	0.403	0.334	0.64	0.256	1										
Ba	0.322	0.402	-0.378	-0.102	0.085	0.062	-0.513	0.136	-0.602	1									
Br	0.823	0.639	0.613	0.416	0.676	0.745	-0.032	0.715	0.249	0.2	1								
Li	0.473	0.371	0.855	0.803	0.534	0.659	0.571	0.46	0.788	-0.321	0.631	1							
F	0.059	0.028	0.409	0.056	0.073	0.288	0.128	0.169	0.56	-0.528	0.292	0.385	1						
Si	0.45	0.413	0.557	0.416	0.552	0.458	0.164	0.528	0.413	-0.189	0.504	0.565	0.223	1					
Sr	0.886	0.754	0.686	0.542	0.823	0.782	-0.012	0.802	0.337	0.244	0.887	0.668	0.141	0.596	1				
I	0.147	0.148	0.786	0.528	0.363	0.449	0.468	0.284	0.797	-0.57	0.321	0.742	0.636	0.422	0.348	1			
EC	0.812	0.655	0.854	0.555	0.835	0.8	0.154	0.77	0.529	-0.081	0.827	0.748	0.28	0.613	0.944	0.532	1		
pH	-0.464	-0.351	-0.14	-0.248	-0.391	-0.264	0.041	-0.359	0.061	-0.263	-0.304	-0.213	0.385	-0.304	-0.436	0.036	-0.361	1	
Eh	0.455	0.329	0.131	0.245	0.378	0.252	-0.05	0.354	-0.079	0.273	0.281	0.195	-0.444	0.276	0.418	-0.044	0.344	-0.997	1



شکل 3- تغییرات غلظت عنصر کلر در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنگانات در زمستان ۸۷

متاثر از انحلال نهشته‌های تبخیری و آلوده به پساب خانگی قرار می‌گیرد. بررسی غلظت عناصر Br، I و B در چاه‌های پایین دست مناطق مسکونی، حاکی از عدم تاثیر پساب های خانگی بر شوری آب زیرزمینی است.

در مجموع، انحلال نهشته‌های تبخیری آبرفت دشت لنجان و فرایند تبادل یونی در رسوبات دانه‌ریز آن، عامل اصلی شوری آب زیرزمینی این دشت است. از طرفی پمپاژ مداوم آب زیرزمینی با $EC > 4000 \mu S/cm$ و استفاده از آن جهت آبیاری غرقابی در شرایط اقلیمی خشک دشت مورد بررسی سبب تجمع عناصر در خاک و بازگشت مجدد آن‌ها همراه با فروشویی ترکیبات نیتروژن به آب زیرزمینی شده است.

بحث

بر اساس خصوصیات هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان و با در نظر داشتن موقعیت جغرافیایی، شرایط زمین‌شناسی، هیدروژئولوژی و اقلیم منطقه و نیز فعالیتهای کشاورزی و صنعتی موجود در دشت، منابع احتمالی شوری آب زیرزمینی آبخوان می‌تواند شامل انحلال نهشته‌های تبخیری آبرفت، بالاآمدگی (Upconing) شورابه‌های قدیمی، تبخیر-تعرق و منابع انسانی (آب برگشتی کشاورزی و پساب‌های صنعتی و خانگی) باشد. در ادامه، تاثیر هر یک از منابع فوق بر شوری آب زیرزمینی دشت لنجان بررسی می‌شود.

انحلال نهشته‌های تبخیری آبرفت

وجود نهشته‌های تبخیری به صورت لایه‌های

رفتار شیمیایی یون Br مشابه Cl است اما غلظت آن بسیار کمتر می‌باشد (Hem, 1986). یون‌های کلر و برماید به دلیل محافظه‌کار بودن به عنوان مرجعی جهت بررسی تغییرات شیمیایی در محیط‌های آبی زیر سطحی استفاده می‌شود. غلظت Br در آب زیرزمینی دشت مطالعاتی در محدوده 0.04 mg l^{-1} (چاه B.W.6) تا 1.72 mg l^{-1} (چاه B.W.14) تغییر می‌کند. روند تغییرات غلظت Br تقریباً منطبق بر تغییرات Cl و به صورت افزایشی به سمت میانه دشت است. به طور کلی، روند تغییرات و محل تمرکز غلظت عناصر Br، Cl و Sr در آب زیرزمینی دشت لنجان مشابه است. عناصر I، Li و B روند تغییرات غلظت مشابهی با یکدیگر دارند. محل تمرکز غلظت این عناصر در آبخوان اندکی متفاوت از عناصر Sr، Cl و Br است به طوری که بیشترین غلظت‌ها در چاه‌های کم عمق D.W.5 تا D.W.7 و چاه B.W.26 در شمال رودخانه متمرکز است. عناصر Si و F همبستگی کمی با سایر عناصر مورد بررسی دارد و تغییرات غلظت منظمی نشان نمی‌دهد.

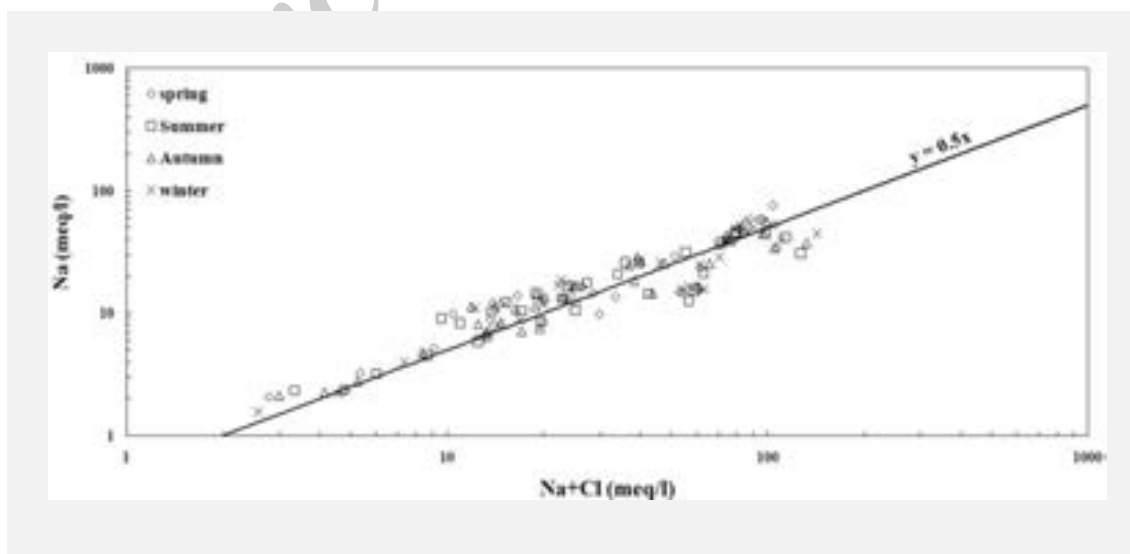
نتایج

بر اساس نسبت‌های معرف، اندیس‌های اشباع محاسبه شده و نمودارهای ژئوشیمیایی، انحلال رسوبات تبخیری (هالیت و ژیپس) و فرایندهای تبادل یونی بیشترین تاثیر را بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت لنجان دارد. نسبت جرمی عناصر محافظه‌کار Cl/Br برای نمونه‌های آب زیرزمینی مورد بررسی از ۳۲۹ در نقاط حاشیه ارتفاعات (چاه B.W.6) تا ۴۴۹۲ در میانه دشت (چاه D.W.4) بدست آمده است که در بازه آب‌های زیرزمینی

زیرزمینی (کاتیون های با بار بیشتر و شعاع هیدراته کوچکتر) در رس ها، سبب آزاد شدن سدیم گردیده است (Natural softening).

نسبت $Na/Na+Cl < 0.5$ نشان دهنده کاهش غلظت Na بدلیل وجود رس های غنی از Ca در مسیر جریان آب زیرزمینی با شوری بالا (TDS > 500) است که سبب آزاد شدن یون های Ca و Mg در آب زیرزمینی و جذب Na توسط رس ها می شود (فرایند تبادل یونی معکوس). نسبت مذکور در چاه های بخش میانی دشت (B.W11 تا B.W14 و B.W23) با رخساره Ca-Cl غالب است. نهشته های هالیتی اغلب با رسوبات ژپس و انیدرید همراه است. نسبت $Ca/Ca+SO_4 < 0.5$ در pH خنثی بدلیل کاهش غلظت یون Ca در آب زیرزمینی در اثر فرایند تبادل یونی یا رسوب کلسیت است در صورتی که $Ca/Ca+SO_4 > 0.5$ افزایش غلظت یون Ca از منبعی غیر از انحلال ژپس (کربنات ها) می باشد. فرایند مذکور مطابق با تبادل یونی معکوس در نمونه های آب زیرزمینی دشت مطالعاتی است.

گچی و نمکی و یا بلورهای گچ و نمک در بین نهشته های رس، شن و ماسه آبرفت و افزایش میزان آن ها به سمت اعماق آبخوان دشت لنجانان گزارش شده است (Ministry of Energy, 1985; Jafarian, 1985; Iran Steel Co, 1973; Parsabe Sepahan Andish, 2008). براین اساس و به منظور بررسی تاثیر نهشته های مذکور بر ترکیب آب زیرزمینی دشت از نسبت های معرف (Hounslow, 1995) استفاده شده است. با توجه به نبود تغییرات فصلی قابل توجه در غلظت یون های اصلی، فرایندها برای هر نمونه حداقل در سه فصل غالب بوده است. با در نظر داشتن عدم قطعیت ± 0.1 ، انحلال رسوبات تبخیری هالیت ($Na/Na+Cl = 0.5$) و ژپس ($Ca/Ca+SO_4 = 0.5$) و فرایندهای تبادل یونی بیشترین تاثیر را بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت دارد. نسبت $Na/Na+Cl > 0.5$ در نمونه های مورد بررسی حاکی از افزایش غلظت Na و ورود آن به آب زیرزمینی از منبعی غیر از انحلال هالیت است (شکل ۴). به عبارت دیگر فرایند تبادل کاتیونی و جانشینی یون های Ca و Mg محلول در آب



شکل 4- ارتباط یون های Na و Cl در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجانان در فصول سال ۸۷

اندیس های اشباع حاصل از مدل سازی ژئوشیمیایی آبخوان حاکی از محیط شیمیایی مناسب جهت انحلال هالیت و ژیپس (اندیس اشباع منفی) و رسوبگذاری کلسیت (اندیس اشباع مثبت) است.

با در نظر داشتن نتایج فوق، از نسبت عناصر Cl به Br به عنوان شاخصی مهم در شناسایی منابع شوری آب زیرزمینی و تعیین درجه تکامل شورابه ها، استفاده شده است. خصوصیات شیمیایی این عناصر مشابه است و معمولاً در فرم یونی به صورت محافظه کار عمل می کنند. هر چند فرض محافظه کار بودن، بویژه در مورد یون Br به دلیل جذب توسط نهشته های دانه ریز (رس و شیل)، در تفسیر برخی داده ها محدودیت ایجاد می کند (Davis et al., 1998, 2001) طبق تحقیقات انجام شده در مناطق مختلف، نسبت جرمی Cl/Br (Mass ratio) برای آب دریا

حدود ۲۹۰، نزولات جوی کمتر از ۲۰۰، بالا آمدگی شورابه ها (بقایای آب دریای تبخیر شده) کمتر از ۳۰۰ (شورابه های میادین نفتی کمتر از ۴۰۰)، سنگ های تبخیری حاوی هالیت بیشتر از ۳۰۰ (اغلب بیشتر از ۱۰۰۰)، پساب های خانگی ۳۰۰ تا ۹۰۰، آب زیرزمینی آلوده به پساب خانگی ۱۵۰ تا ۵۴۰ و آب برگشتی کشاورزی کمتر از ۲۰۰ بدست آمده است (Davis et al., 1998, 2001; Vengosh and Pankratov, 1998; Hudak, 2003). این نسبت برای نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان از ۳۲۹ در نقاط حاشیه ارتفاعات (چاه B.W.6) تا ۴۴۹۲ در میانه دشت (چاه D.W.4) حاصل شده است (جدول ۳) که در بازه آب های زیرزمینی متأثر از انحلال سنگ های تبخیری و آلوده به پساب خانگی قرار می گیرد.

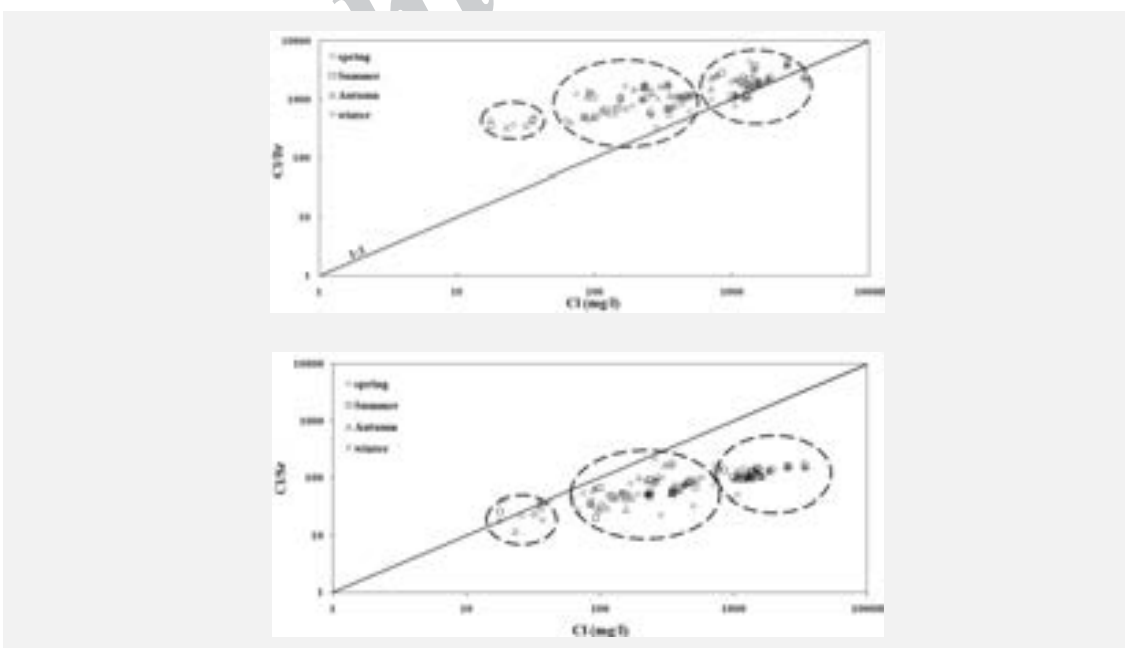
جدول ۳- مقادیر نسبت های جرمی Cl/Sr و Cl/Br در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان

	BW.1	BW.2	BW.3	BW.4	BW.5	BW.6	BW.7	BW.8	BW.9	BW.10	BW.11	BW.12	BW.13	BW.14	BW.15	BW.16	BW.17	
Cl/Br	Spring	692	512	439	443	369	443	1638	1073	661	1087	613	1669	1418	760	2149	1800	999
	Summer	709	501	514	557	443	355	1702	1171	702	1093	2000	1857	1128	2432	1218	1672	1096
	Autumn	580	408	496	745	355	329	1694	1418	702	1141	1900	1783	1025	2406	1182	1115	987
	Winter	594	464	634	553	394	512	1502	1005	778	1129	1981	2596	1081	2020	1001	1765	980
Cl/Sr	Spring	49	37	30	45	22	18	166	93	53	70	34	122	133	50	103	53	51
	Summer	50	37	34	52	30	27	174	97	55	68	105	135	104	167	70	49	58
	Autumn	45	29	29	59	24	12	167	106	53	74	103	121	95	155	72	29	53
	Winter	48	34	30	56	35	19	216	103	57	77	103	138	110	145	108	46	54
	BW.18	BW.19	BW.20	BW.21	BW.22	BW.23	BW.24	BW.25	BW.26	DW.1	DW.2	DW.3	DW.4	DW.5	DW.6	DW.7		
Cl/Br	Spring	850	985	826	2305	2517	3911	1182	567	1986	1241	1684	1773	4492	1223	1725	1872	
	Summer	1040	670	1152	2394	2837	4255	1096	594	2411	1103	1672	1317	3771	1722	2246	1980	
	Autumn	709	1297	1509	2305	2600	3873	1023	1500	2155	1108	1596	1560	3424	1157	2178	1728	
	Winter	773	1035	1180	1952	2418	3731	1135	522	2162	1323	329	1830	3310	1182	1471	1795	
Cl/Sr	Spring	42	76	74	133	135	152	93	86	95	54	80	57	138	113	100	96	
	Summer	51	49	84	138	135	159	88	82	111	66	92	21	150	134	111	94	
	Autumn	46	104	124	135	166	152	83	100	94	61	89	51	141	110	106	100	
	Winter	51	101	100	130	164	158	83	88	104	65	23	61	131	134	92	108	

یون Br در آب زیرزمینی دشت می تواند حاصل اکسیداسیون مواد ارگانیک در رسوبات دانه ریز آبخوان باشد (Davis et al., 1998). عنصر Br به دلیل اندازه یونی بزرگ در ساختار معدنی هالیت وارد نمی شود براین اساس انحلال هالیت باعث افزایش سریع نسبت Cl/Br با افزایش غلظت Cl می گردد (Cartwright, 2006) که در نمونه های نزدیک به خط ۱:۱ (چاه های بخش میانی دشت) در شکل ۶ مشهود است.

یون های Cl و Br در تمام فصول همبستگی بیش از ۰/۸ با عنصر Sr در نمونه های آب زیرزمینی دشت دارد. رفتار ژئوشیمیایی یون Sr مشابه با Ca است اما برخلاف Ca در شرایط اشباع محدود نمی شود. این عنصر بوسیله واکنش های نامتجانس (Incongruent) از کانی های غنی از Ca (Ca-rich) مانند کلسیت، ژیپس و انیدرید آزاد می شود و از آنجا که بصورت تیپیک از واکنش های آب/سنگ

محدوده تغییرات نسبت Cl/Br در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان از تفاوت قابل توجه غلظت یون های Cl و Br است. غلظت بالای عنصر کلر و روند افزایش سریع آن در مسیر جریان آب زیرزمینی دشت نسبت به غلظت اندک و افزایش تدریجی عنصر برم، در نمودار نسبت Cl/Br در مقابل یون Cl مشهود است (شکل ۵). محدوده وسیع غلظت کلر و افزایش سریع آن به صورت سه محدوده مجزا با غلظت $Cl < 60 \text{ mg l}^{-1}$ ، $60 < Cl < 600 \text{ mg l}^{-1}$ و $Cl > 600 \text{ mg l}^{-1}$ در نمودار مشخص شده است. روند تکاملی مذکور از چاه های B.W.5 و B.W.6 در حاشیه ارتفاعات ($Cl < 60 \text{ mg l}^{-1}$) آغاز شده و به چاه های بخش میانی دشت با حداکثر غلظت یون کلر ($Cl > 600 \text{ mg l}^{-1}$) منتهی می شود. غلظت یون برم از 0.04 mg l^{-1} در چاه B.W.6 تا $1/72 \text{ mg l}^{-1}$ در چاه B.W.14 افزایش دارد. افزایش اندک و تدریجی



شکل 5- تغییرات نسبت Cl/Br و Cl/Sr با افزایش غلظت یون Cl در نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان

پساب‌های خانگی بر شوری آب زیرزمینی است (بخش ۳-۴).

بالا آمدگی شورابه های قدیمی

دشت لنجان‌ات دارای حوضه آب زیرزمینی بسته ای است که از طریق ارتفاعات اطراف تغذیه می شود. شرایط باتلاقی و کولابی حاکم بر منطقه در دوران سوم سبب تشکیل نهشته های تبخیری به صورت لایه‌ها و بلورهای گچی و نمکی در آبرفت دشت شده است (Ministry of Energy, 1985). از این رو با وجود فراوانی نهشته های دانه‌ریز و نفوذپذیری اندک آن‌ها، تشکیل شورابه های طبیعی در بخش های زیرین آبخوان و بالا آمدگی آن‌ها در اثر پمپاژ زیاد محتمل است. با توجه به روند تغییر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی در دشت لنجان‌ات (از حواشی به سمت بخش میانی)، محل‌های تمرکز غلظت عناصر در فصول مختلف و ضخامت آبرفت در بخش‌های میانی دشت ($> 150\text{ m}$) احتمال وجود بالا آمدگی شورابه های قدیمی در چاه های B.W.21، B.W.23، B.W.26 و محدوده ای به مرکزیت چاه B.W.14 بیشتر است. یون های غالب در این چاه ها Ca، Cl، Na و SO_4 است. عناصر Sr، Br و I نیز غلظت های بالایی نشان می دهد. محدوده تغییرات پارامترهای pH، Eh و DO این چاه ها نشان از وجود شرایط خنثی و اکسیدی در آبخوان دارد در صورتی که محیط‌های شورابه ای زیر سطحی پتانسیل اکسیداسیون/احیای پایین و pH کمتر از ۷ (اسیدی) است (Collins, 1997). نسبت Cl/Br در نمونه‌های آب زیرزمینی چاه‌های مورد بررسی در محدوده ۶۱۳ (B.W.11) تا ۴۲۵۵ (B.W.23) تغییر می کند.

حاصل می شود، شاخص خوبی برای فرایندهای ژئوشیمیایی فعال در آبخوان است (Edmunds *et al.*, 2000). غلظت عنصر Sr از 0.66 mg l^{-1} در حاشیه ارتفاعات (B.W.6) تا 24 mg l^{-1} در بخش میانی دشت (B.W.14) افزایش می یابد. نسبت Cl/Sr بدست آمده برای نمونه های آب زیرزمینی دشت لنجان‌ات در محدوده ۱۲ تا ۲۱۶ است (جدول ۳). تغییرات نسبت Cl/Sr در مقابل عنصر Cl مشابه با نمودار Cl/Br و متاثر از غلظت بالای Cl است (شکل ۵). در مجموع، شباهت روند افزایش تدریجی غلظت عنصر Sr با عناصر محافظه کار Br و Cl نشان دهنده فعال بودن واکنش های آب/سنگ در آبخوان و افزایش غلظت عناصر با زمان ماندگاری در مسیر جریان آب زیرزمینی دشت است.

با توجه به شواهد ژئوشیمیایی ذکر شده، انحلال نهشته‌های تبخیری آبرفت دشت همراه با فرایند تبادل یونی و واکنش‌های آب/سنگ عوامل شوری آب زیرزمینی دشت لنجان‌ات می باشند. براساس تحقیق انجام شده توسط Vengosh and Pankratov (1998)، نسبت Cl/Br برای آب زیرزمینی آلوده به پساب خانگی ۵۴۰-۱۵۰ بدست آمده است بنابراین در مورد چاه‌های B.W.1 تا B.W.6 محدوده مطابعتی با نسبت $\text{Cl/Br} < 600$ احتمال تاثیر از پساب‌های خانگی نیز وجود دارد. چاه‌های مذکور در منتهی الیه حاشیه جنوب غربی دشت (مجاور ارتفاعات) قرار دارد و به دلیل دور بودن از مراکز سکونتی احتمال آلوده شدن آب زیرزمینی در این چاه ها به پساب خانگی بسیار ضعیف است. بررسی غلظت عناصر Br، I و B در این چاه ها، حاکی از عدم تاثیر

همبستگی بالای (>0.8) عنصر Li با عنصر Na می تواند به دلیل آزاد شدن Li در فرایند تبادل کاتیونی در اثر جذب یون K توسط کانی های رسی باشد (Collins, 1975). تمرکز یون های I و B نیز همانند یون Li در چاه های کم عمق دشت بیش از چاه های مورد بررسی است. در مجموع بررسی های ژئوشیمیایی مذکور نشان می دهد که تاثیر پدیده بالآمدگی بر شوری آب زیرزمینی دشت لنجانات در چاه های نمونه برداری شده در این تحقیق ناچیز است هرچند وجود لایه های آب زیرزمینی شورتر در اعماق بیشتر دور از انتظار نمی باشد.

تبخیر - تعرق

دشت لنجانات دارای اقلیم خشک و نیمه خشک است. میانگین بارش سالانه منطقه ۱۴۰ mm و حداکثر تبخیر ماهانه بیش از ۳۰۰ mm و در تیرماه است. با توجه به سطح ایستابی بالا به ویژه در بخش شرقی آبخوان شمال رودخانه زاینده رود و سواحل آن (<5 m) و وجود رسوبات دانه ریز در نهشته های آبرفتی دشت، احتمال شوری آب زیرزمینی تحت تاثیر پدیده تبخیر در این مناطق وجود دارد. براین اساس از چاه های کم عمق دشت (D.W.1 تا D.W.7) جهت بررسی تاثیر تبخیر بر شوری آب زیرزمینی استفاده شده است. لازم به ذکر است که تعرق گیاهی با توجه به پوشش گیاهی طبیعی تنک در منطقه، محدود به اراضی کشاورزی و جنگل های مصنوعی (بیشتر از درختان سوزنی برگ) اطراف صنایع است. یون محافظه کار کلر در شرایط طبیعی تنها از طریق فرایند تبخیر از محلول آبی جدا می شود (Collins, 1975; Hounslow, 1995) براین اساس

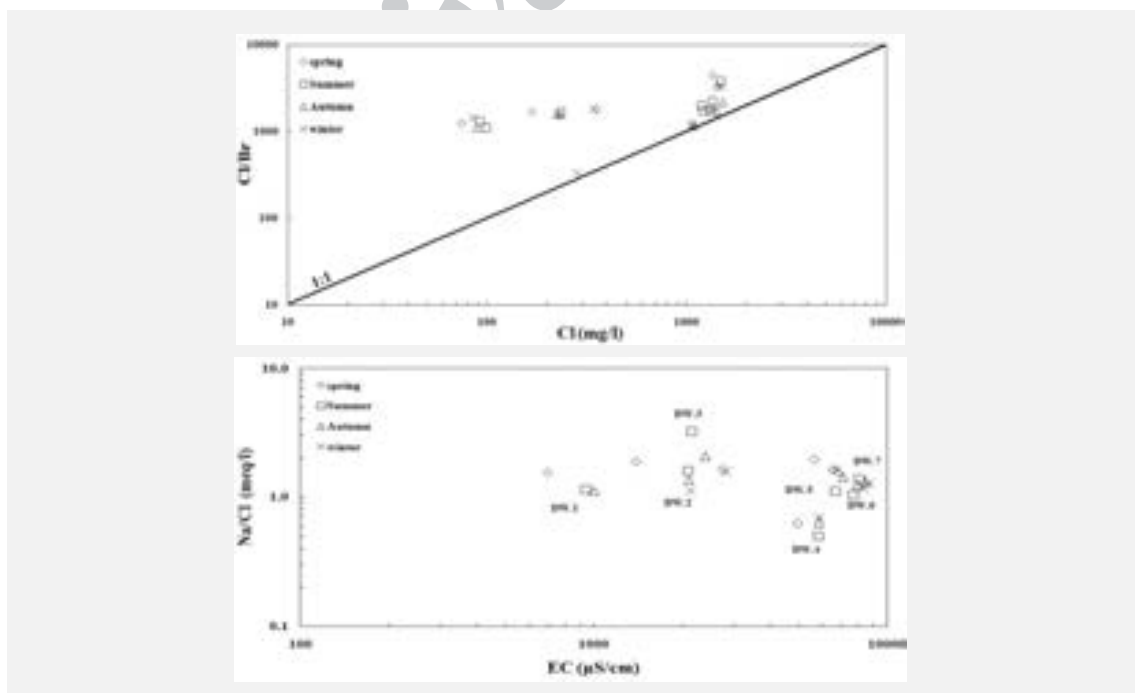
براساس مقادیر بدست آمده نسبت Cl/Br در شورابه های قدیمی (<300 یا <400) در سایر مناطق (Davis *et al.*, 1998; Vengosh and Pankratov, 1998)، نسبت مذکور در چاه های مورد بررسی در بازه آب های زیرزمینی متاثر از انحلال سنگ های تبخیری (>300) قرار می گیرد.

عمق چاه های مورد بررسی کمتر از ۱۲۰ متر و حداکثر عمق سطح ایستابی در آن ها در سال نمونه برداری ۳۳ متر (B.W.14) بوده است. به طور کلی احتمال وجود شورابه های قدیمی در اعماق <100 متر به دلیل Flushing آب زیرزمینی توسط آب های نفوذی اندک است (Richter and Kreitler, 1993). با این وجود فراوانی نهشته های رسی در آبرفت دشت ممکن است سرعت فرایند مذکور را کاهش و زمان ماندگاری آب زیرزمینی را افزایش دهد. یکی از شاخص های مدت زمان تماس آب/سنگ در آبخوان، غلظت Li در آب زیرزمینی است (Richter and Kreitler, 1993; Edmunds *et al.*, 2000; and Kreitler, 1993). افزایش منظم غلظت Li در مسیر جریان آب زیرزمینی از 0.1 mg l^{-1} در حواشی دشت تا 1 mg l^{-1} در بخش های میانی آن نشان دهنده روند تکامل ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی و افزایش زمان ماندگاری است. نکته قابل توجه تمرکز غلظت این عنصر در نمونه های مربوط به چاه های کم عمق (D.W.5 و D.W.6) محدوده مورد بررسی است. غلظت عنصر Li در چاه های با احتمال بالآمدگی شورابه های قدیمی در دشت، کمتر از چاه های کم عمق می باشد به طوری که حداکثر غلظت این عنصر مربوط به چاه های B.W.26 (بالادست چاه های کم عمق مذکور) و B.W.14 با غلظت 0.1 mg l^{-1} است.

به پراکنندگی نمونه های آب زیرزمینی چاه های کم عمق دشت لنجان در نمودار مذکور (شکل ۶) تاییدی بر تاثیر ناچیز فرایند تبخیر بر شوری آب زیرزمینی دشت مطالعاتی است.

افزایش غلظت های یونی آب زیرزمینی در اثر تبخیر سبب افزایش نسبت های یونی (بدون تغییر در نسبت های مولار اجزای شیمیایی) با شیب واحد می گردد. براین اساس تاثیر احتمالی فرایند تبخیر بر شوری آب زیرزمینی از طریق شیب نزدیک به واحد (نسبت ۱:۱) نمودارهای دو متغیره عناصر اصلی در مقابل یون کلر در مقیاس لگاریتمی قابل تشخیص است (Richter and Kreitler, 1993). بررسی تغییرات غلظت یون های Ca ، Mg ، Br ، SO_4 و Sr در برابر غلظت یون کلر در چاه های کم عمق منطقه نشان دهنده تفاوت قابل توجه از شیب واحد است.

از یون مذکور در بررسی تاثیر فرایند تبخیر بر شوری آب زیرزمینی استفاده می شود. تبخیر سبب افزایش شوری آب زیرزمینی بدلیل افزایش غلظت یون کلر در آن می گردد اما نسبت Cl/Br ثابت می ماند (Moore *et al.*, 2008). بنابراین روند افزایشی نسبت Cl/Br با افزایش Cl در نمونه های آب زیرزمینی چاه های کم عمق منطقه (شکل ۶) احتمال تاثیر مستقیم فرایند تبخیر بر شوری آب زیرزمینی دشت لنجان را اندک می سازد. افزایش غلظت عناصر در آب زیرزمینی بدون تغییر در ترکیب کاتیونی و در نتیجه ثابت ماندن نسبت های یونی، تاثیر فرایند تبخیر در شوری آب زیرزمینی را محتمل می سازد (Richter and Kreitler, 1993). براین اساس عدم تغییر در نسبت یونی Na/Cl در مقابل افزایش EC نشان دهنده تاثیر پدیده تبخیر بر آب زیرزمینی است (Jankowski and Ian Acworth, 1997). با توجه



شکل ۶- تغییرات نسبت یونی Cl/Br در مقابل غلظت یون Cl و تغییرات نسبت Na/Cl در مقابل پارامتر EC در نمونه های آب زیرزمینی چاه های کم عمق دشت لنجان

با توجه به نتایج فوق، آب زیرزمینی در مناطق کم عمق نمونه برداری شده در دشت لنجانان به طور مستقیم تحت تاثیر فرایند تبخیر قرار ندارد اما به دلیل شرایط اقلیمی حاکم بر دشت و میزان تبخیر بالا در آن، احتمال تاثیر مستقیم فرایند تبخیر در مناطق مجاور رودخانه و اثر غیر مستقیم این فرایند از طریق آبیاری شالیزارها و اراضی کشاورزی وجود دارد.

منابع انسانی

کشاورزی و صنعت مهم ترین فعالیت های انسانی در دشت لنجانان است. براین اساس آب های برگشتی کشاورزی و نشت و سرریز از حوضچه های دفع پساب صنایع مهم ترین منابع احتمالی موثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت است. دفع پساب های خانگی از طریق چاه، با توجه به عمق سطح ایستابی ($30 < \text{متر}$) در محدوده مطالعاتی می تواند باعث تغییر کیفیت آب زیرزمینی شود. تاثیر هر یک از منابع مذکور در شوری آب زیرزمینی دشت لنجانان در ادامه بررسی شده است.

فعالیت های کشاورزی

منابع احتمالی آلودگی آب های زیرزمینی دشت لنجانان توسط فعالیت های کشاورزی شامل: استفاده از آفت کش ها و حاصلخیز کننده های شیمیایی و آب برگشتی آبیاری است.

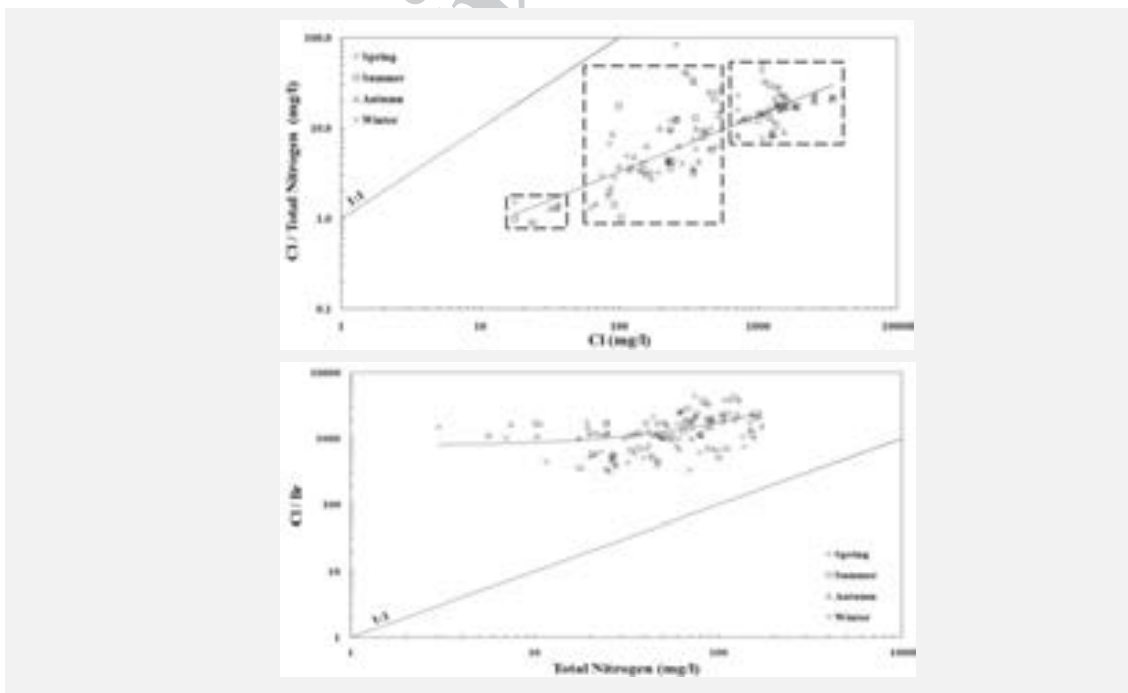
مقادیر اندک پارامترهای $\text{TOC} (< 5 \text{ mg l}^{-1})$ و $\text{COD} (< 58 \text{ mg l}^{-1})$ در نمونه های آب زیرزمینی دشت حاکی از تاثیر ناچیز کاربرد آفت کش ها در آلودگی آب زیرزمینی است. کاربرد وسیع ترکیبات Br در آفت کش ها سبب کاهش نسبت Cl/Br در

آب زیرزمینی مناطق کشاورزی به کمتر از ۲۰۰ می شود (Vengosh and Pankratov, 1998). بیشترین سموم مصرفی در دشت لنجانان علف کش ها و حشره کش هایی است که از Br در ساختار شیمیایی آن ها استفاده نمی شود (Oxadiargyl, Oxadiazon, Butachlor, Diazinon, Phypronyl, ...). براین اساس مقدار نسبت Cl/Br در دشت لنجانان > 300 و در محل های تمرکز فعالیت های کشاورزی > 1000 است که تاییدی بر تاثیر اندک استفاده از آفت کش ها بر آب زیرزمینی دشت است. بیشترین حاصلخیز کننده های شیمیایی مصرفی در دشت لنجانان از نوع ازته و فسفات است (Agriculture Organization of Esfahan, 2009). با وجود استفاده زیاد از فسفات در اراضی کشاورزی دشت، بدلیل جذب این آنیون توسط ذرات خاک و عدم تحرک آن در محیط های آبی، محدوده غلظت آن در آب زیرزمینی $< 0.001 \text{ mg l}^{-1}$ تا 0.01 mg l^{-1} است. قابلیت انحلال و تحرک بالای یون نترات سبب غلظت های بالای آن در زمین های زراعی دشت لنجانان شده است. بازه تغییرات نترات در آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی $167/56 \text{ mg l}^{-1}$ - $3/03$ و روند افزایش غلظت آن از حاشیه ارتفاعات تغذیه کننده به سمت چاه های بخش میانی دشت است. بیشترین غلظت ها ($> 100 \text{ mg l}^{-1}$) مربوط به چاه های B.W.23, B.W.21, B.W.8, B.W.14 و چاه کم عمق D.W.6 (تابستان و پاییز) می باشد. نترات در نمونه های آب زیرزمینی منطقه در تمام فصول همبستگی متوسطی (> 0.6) با پارامتر EC و عناصر اصلی، فرعی و نادر مورد بررسی دارد. همبستگی بالای (> 0.8) نیتروژن کل

Cl/TotalNitrogen با افزایش غلظت کلر (شکل ۷) می‌تواند بدلیل تفاوت منشایون های Cl، Br و Sr با ترکیبات نیتروژن در آبخوان باشد. تغییر اندک نسبت آنیون های Cl/Br در مقابل افزایش غلظت نیتروژن کل (شکل ۷) نیز حاکی از تفاوت منشایون آن‌ها در آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی است.

یکی از اجزا مهم در آب آبیاری و از عناصر مهم در مطالعه منشایون آب زیرزمینی یون B است که همبستگی ضعیفی (< 0.3) با نیتروژن کل در نمونه های مورد بررسی دارد. با توجه به این که منشای غیرطبیعی یون B در مناطق کشاورزی، حاصلخیزکننده ها و آفت کش ها است، همبستگی ضعیف آن با نیتروژن کل در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت وجود منشای طبیعی این عنصر را محتمل می‌سازد. به دلیل تحرک و عدم جذب بالا توسط کانی‌های رسی، غلظت B در آب‌های

(Total Nitrogen) در فصول بهار و تابستان با عنصر Sr نشان دهنده فروشویی ترکیبات نیتروژن با آب های نفوذی به آبخوان است. ترکیبات نیتروژن به عنوان مهم ترین شاخص آلودگی مناطق کشاورزی، با آنیون های محافظه کار Cl و Br و کاتیون های شاخص واکنش آب/سنگ، Ca و Sr، بیشترین همبستگی را دارد. حاصلخیزکننده‌های کلروره مهم ترین منابع افزایش یون کلر در مناطق کشاورزی است. کلرور پتاسیم تنها حاصلخیزکننده مصرفی حاوی یون Cl در دشت لنجان است که کمتر از هشت درصد از کل حاصلخیزکننده‌های مصرفی سالیانه در منطقه را شامل می‌شود (Agriculture Organization of Esfahan, 2009). با در نظر داشتن روند آرام تغییر نسبت های Cl/Sr و Cl/Br در برابر افزایش غلظت Cl (شکل ۵) در نمونه های آب زیرزمینی دشت، افزایش سریع نسبت جرمی



شکل 7- تغییرات نسبت Cl/TotalNitrogen در مقابل غلظت کلر (راست) و غلظت نیتروژن کل در مقابل نسبت Cl/Br (چپ) در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان

زیرزمینی حاوی فرایند تبادل کاتیونی بالا است (Edmunds *et al.*, 2008). همبستگی بالای (>0.7) این عنصر با یون های SO_4 ، Na، I و Li حاکی از وجود منشأ احتمالی تبخیری-ارگانیک برای این عنصر است.

در مجموع، با در نظر داشتن جهت جریان آب زیرزمینی در آبخوان لنجان، تمایز منشأ طبیعی و انسانی عناصر مورد بررسی به دلیل تمرکز غلظت آن‌ها در چاه‌های کشاورزی بخش میانی دشت مشکل شده است. بهر حال، با توجه به این که غلظت نمک در جریان‌های برگشتی کشاورزی دو تا هفت برابر بیش از آبی است که برای آبیاری بکار رفته است (Richter and Kreitler, 1993)، پمپاژ مداوم آب زیرزمینی با $EC > 4000 \mu S/cm$ و استفاده از آن جهت آبیاری غرقابی در شرایط اقلیمی خشک دشت مورد بررسی سبب تجمع عناصر در خاک و بازگشت مجدد آن‌ها همراه با فروشویی ترکیبات نیترژن به آب زیرزمینی گردیده است. به دلیل تغییر مسیر طبیعی زهکشی آبخوان توسط رودخانه، آب زیرزمینی با غلظت بالای عناصر به جای خروج از طریق دره شرقی دشت لنجان، در آبخوان جنوب رودخانه تجمع یافته و برای آبیاری اراضی کشاورزی پمپاژ می‌شود.

فعالیت های صنعتی

قرارگیری حوضچه های پساب صنایع فعال در منطقه در بالادست چاه هایی که بالاترین غلظت عناصر در آب زیرزمینی را دارد، تاثیر پساب های صنعتی و انسانی کارخانه های مذکور بر کیفیت آب زیرزمینی را محتمل می‌سازد. براین اساس، غلظت عناصر موثر

در شوری، در پساب ها و چاه‌های بالادست حوضچه‌های ذخیره پساب مجتمع فولاد مبارکه (M.S.)، کارخانه ذوب آهن (E.S.1) و گروه شیمیایی (C.S.1 و C.S.2) با یکدیگر مقایسه شده است. بدلیل آبخوری صنایع دشت از رودخانه زاینده رود، بیشتر عناصر غلظت های کمتری از عناصر مشابه در آبخوان دارد.

در پساب مجتمع فولاد مبارکه، از بین عناصر موثر در شوری آبخوان، تنها غلظت یون Cl افزایش قابل توجهی نسبت به چاه های بالادست دارد. حداکثر غلظت این عنصر در چاه B.W.7، واقع در مسیر جریان آب زیرزمینی در ۳۵۰ متری پایین دست حوضچه ها، $343/97 \text{ mg l}^{-1}$ (بهار) است که در مقایسه با حداکثر غلظت این یون در چاه‌های مجاور، $B.W.8: 1276/6 \text{ mg l}^{-1}$ و $B.W.9: 394/3 \text{ mg l}^{-1}$ کمتر و یا تقریباً برابر می‌باشد. نسبت Cl/Br در پساب مجتمع فولاد ۱۸۴۲ تا ۲۶۶۰ بدست آمده است. غلظت عناصر در پساب کارخانه ذوب آهن نسبت به چاه بالادست آن (چاه B.W.26) غلظت های کمتری دارد. نسبت Cl/Br در پساب این کارخانه ۴۱۷ تا ۱۹۶۲ است.

غلظت عناصر مورد بررسی در پساب گروه شیمیایی تفاوت زیادی با غلظت عناصر مشابه در چاه های بالادست نشان می‌دهد. چاه B.W.22 در فاصله ۳۷۰۰ متری پایین دست این حوضچه ها در مسیر جریان آب زیرزمینی، غلظت های پایین تری نسبت به چاه‌های مجاور، که محل تمرکز غلظت عناصر در این محدوده است (چاه‌های B.W.21 و B.W.23)، نشان می‌دهد. با توجه به عدم امکان سنجش آنیون‌ها در پساب گروه شیمیایی، مقادیر EC بالای آن وجود

غلظت های بالای آن‌ها را محتمل می‌سازد. در مجموع با توجه به مقادیر EC آب زیرزمینی دشت لنجان و غلظت بالای عناصر در آن، نشت پساب صنایع عامل اصلی در شوری آب زیرزمینی دشت نمی‌باشد.

پساب‌های خانگی

بدلیل تمرکز مراکز جمعیتی در حاشیه رودخانه زاینده رود و با توجه به مسیر جریان آب زیرزمینی، پساب‌های خانگی به صورت مستقیم و غیرمستقیم وارد رودخانه می‌شود. به منظور بررسی تاثیر این پساب‌ها بر شوری آب زیرزمینی دشت لنجان، از نمونه آب زیرزمینی چاه‌های B.W.1 (پایین دست روستاهای قلعه سفید) و B.W.6 (مجاور روستای کچویه) در حاشیه ارتفاعات جنوب غربی آبخوان استفاده شده است. براین اساس، نتایج آزمایش باکتریولوژی، غلظت ترکیبات نیتروژن و عناصر فراوان در فضولات انسانی و حیوانی (I و B) و عنصر Br بررسی گردیده است. کلی فرم‌ها به عنوان میکروب‌های معرف ورود فاضلاب انسانی و حیوانی به منابع آب است. در چاه B.W.1 تعداد کلی فرم‌های کل ۲-۷۰ MPN/100 ml و کلی فرم‌های مدفوعی (E.Coli) ۴-۰ MPN/100 ml و در چاه B.W.6 تعداد کلی فرم‌های کل ۲۶-۳۵۰ MPN/100 ml و کلی فرم‌های مدفوعی (E.Coli) ۲۶-۸۰ MPN/100 ml است که نشان‌دهنده آلودگی آب زیرزمینی به فاضلاب انسانی و حیوانی است. با این وجود حداکثر غلظت نترات در چاه‌های B.W.1 و B.W.6 به ترتیب ۴۰ و ۲۶ (پایین تر از استاندارد شرب) و حداکثر غلظت

آمونیم ۰/۳۶ و ۰/۳۹ mgL⁻¹ است. بیشترین غلظت عنصر Br در این چاه‌ها، ۰/۲۲ (B.W.1) و ۰/۰۷۲ (B.W.6) است که در مقایسه با حداکثر غلظت این یون در آبخوان (۱/۷۲) ناچیز می‌باشد. بیشترین غلظت یون B در B.W.6، ۰/۹۴ mgL⁻¹ (زمستان) و حداکثر غلظت یون I، ۲/۹ mgL⁻¹ (پاییز) است که در مقایسه با حداکثر غلظت این عناصر در آب زیرزمینی دشت (I: ۶/۶ mgL⁻¹ و B: ۱/۸۵ mgL⁻¹) اندک است. غلظت یون‌های B و I در چاه B.W.1 نسبت به چاه B.W.6 کمتر است. در مجموع، شواهد مذکور حاکی از عدم تاثیر پساب‌های خانگی بر شوری آب زیرزمینی دشت است. هرچند فضولات انسانی و حیوانی باعث آلودگی باکتریایی به ویژه در مراکز جمعیتی دشت گردیده است.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از مساعدت آقای مهندس مرتضوی، معاونت بهره برداری شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان، در فراهم آوردن امکانات لازم جهت نمونه برداری و سنجش‌های آزمایشگاهی سپاسگزاری می‌شود. همچنین از کارشناسان آزمایشگاه مرکزی این شرکت بویژه آقای مهندس قره چاهی تشکر می‌گردد.

منابع

- Aghanabati, A. (2005). Geology of Iran. Tehran: Geological Survey of Iran
- Agriculture Organization of Esfahan (2009). Storage cash of agricultural services. Esfahan: Agriculture Organization of Esfahan
- Alcala, F.J. and E. Custodio (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin

- ratios in studies of potable water, *Groundwater*, 36 (2): 338-350.
- Edmunds, W.M. and P. Shand (2008). *Natural Groundwater Quality*. Boston: Blackwell Publishing
- Edmunds, W.M. and P.L. Smedley (2000). Residence time indicators in groundwater: the East Midlands Triassic sandstone aquifer. *Applied Geochemistry*, 15: 737-752.
- Farnham, I.M., A.K. Singh, K.J. Stetzenbach, and K.H. Johannesson (2002). Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 60: 265–281.
- Fisher, R.S. and W.F. Mullican (1997). Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan Desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeology Journal*, 5: 4–16.
- Forstner, U. (1983). *Applied Environmental Geochemistry*. Academic Press.
- Geological Survey of Iran (1976). *Geological Map of Iran, 1:100000 Series, Sheet 6254 RIZ-E-LENJAN*. Tehran: Ministry of Industry and Mines.
- Geological Survey of Iran (1978). *Geological Quadrangel Map of Iran No. J7*. Tehran: Ministry of Industry and Mines
- Gibbons, R.D. (1994). *Statistical Methods for Groundwater Monitoring*. United States: JohnWiley and Sons Inc
- Hem, J.D. (1986). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. United States: U.S. Geological Survey.
- Hopkins, D.G. and J.L. Richardson (1999). Detecting a salinity plume in an unconfined sandy aquifer and assessing ECondary soil of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology*, 359: 189– 207.
- APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association (APHA). California: American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF)
- Batayneh, A.T. (2006). Use of electrical resistivity methods for detecting subsurface fresh and saline water and delineating their interfacial configuration: a case study of the eastern Dead Sea coastal aquifers, Jordan. *Hydrogeology Journal*, 14: 1277–1283.
- Cartwright, I., S. Hall, S. Tweed and M. Leblanc (2009). Geochemical and isotopic constraints on the interaction between saline lakes and groundwater in southeast Australia. *Hydrogeology Journal*, 17: 1991–2004.
- Cartwright, I, T. R. Weaver and L. K. Fifield (2006). Cl/Br ratios and environmental isotopes as indicators of recharge variability and groundwater flow: An example from the southeast Murray Basin, Australia. *Chemical Geology*, 231: 38–56.
- Collins, A.G. (1975). *Geochemistry of Oilfield Waters*. San Francisco: Elsevier.
- D'Alessandro, W., S. Bellomo, F. Parello, L. Brusca and M. Longo (2008). Survey on fluoride, bromide and chloride contents in public drinking water supplies in Sicily (Italy). *Environ. Monit. Assess.*, 145: 303–313.
- Davis, S.N., L.D. Cecil, M. Zreda and S. Moysey (2001). Chlorine-36, bromide, and the origin of spring water. *Chemical Geology*, 179: 3–16.
- Davis, S.N., D.O. Whittemore and J. Fabryka-Martin (1998). *Uses of Chloride/Bromide*

- salinity in ground water from Jericho area, Jordan valley, *Groundwater*, 39 (2): 240-248.
- Ministry of Energy (1985). The report of geophysical studies in Mobarakeh (Esfahan). Tehran: Department of Groundwater
- Moore, S.J., R. L. Bassett, B. Liu, C.P. Wolf and D. Doremus (2008). Geochemical tracers to evaluate hydrogeologic controls on river salinization. *Groundwater*, 46 (3): 489-501.
- Paine, J.G. (2003). Determining salinization extent, identifying salinity sources, and estimating chloride mass using surface, borehole, and airborne electromagnetic induction methods. *Water Resources Research*, 39 (3): 1-10.
- Parkhurst, D.L. and C.A.J. Appelo (2005). *PHREEQC (Version 2.15.02)*. A Hydrogeochemical Transport Model.
- Parsabe Sepahan Andish (2008). The project of contaminants recognition in Zarinshahr, Thirteen Volumes. Esfahan: Zarinshahr Municipality
- Poulsen, S.E., K.R. Rasmussen, N.B. Christensen and S. Christensen (2010). Evaluating the salinity distribution of a shallow coastal aquifer by vertical multielectrode profiling (Denmark). *Hydrogeology Journal*, 18: 161-171.
- Rao, N.S. (2008). Factors controlling the salinity in groundwater in parts of Guntur district, Andhra Pradesh, India. *Environ. Monit. Assess.*, 138: 327-341.
- Richter, B.C. and C.W. Kreitler (1993). *Geochemical Techniques for Identifying Source of Ground-Water Salinization*. USA: C. K. Smoley.
- Slater, L.D., A. Binley and D. Brown (1997). Electrical imaging of fractures using ground-salinization using electromagnetic induction techniques, North Dakota, USA. *Hydrogeology Journal*, 7: 380-392.
- Hounslow, A.W. (1995). *Water Quality Data, Analysis and Interpretation*. USA: LEWIS Publication
- Hudak, P. F. (2003). Chloride/bromide ratios in leachate derived from farm-animal waste. *Environmental Pollution*, 121: 23-25.
- Iran Steel Co. (1973). *Geological and lithological Ection of wells*. Department of Engineering Geology. Esfahan: Iran Steel Co.
- Jafarian, M.A. (1985). *The project of soils studies in Mobarakeh Steel Co*. Esfahan: Esfahan University
- Jankowski, J. and R. Ian Acworth (1997). Impact of debris-flow deposits on hydrogeochemical processes and the development of dryland salinity in the Yass river catchment, New South Wales, Australia, *Hydrogeology Journal*, 5 (4): 71-88.
- Kafri, U., M. Goldman, V. Lyakhovsky, C. Scholl, S. Helwig and B. Tezkan (2007). The configuration of the fresh-saline groundwater interface within the regional Judea Group carbonate aquifer in northern Israel between the Mediterranean and the Dead Sea base levels as delineated by deep geoelectromagnetic soundings. *Journal of Hydrology*, 344: 123-134.
- Knuth, M., J.L. Jackson and D.O. Whittemore (1990). An integrated approach source contaminating to identifying the salinity a ground-water supply. *Groundwater*, 28 (2): 207-214.
- Kresic, N. (2009). *Groundwater Resources, Sustainability, Management, and Restoration*. USA: McGraw-Hill Inc
- Mariel, A. and A.Vengosh (2001). Sources of

- water salinity change. *Groundwater*, 35 (3): 436-442.
- Stoessell, R.K. (1997). Delineating the chemical composition of the salinity source for saline ground waters: An example from East-Central Concordia Parish, Louisiana. *Groundwater*, 35 (3): 409-417.
- USEPA (2007). Groundwater sampling SESDPROC-301-R1, SESD operating procedure for groundwater sampling. USA: United State Environmental Protection Agency.
- USGS (2006). Field Measurement, TWRI Book 9. USA: United State Geological Survey.
- Vengosh, A. and I. Pankratov (1998). Chloride/Bromide and Chloride/Fluoride ratios of domestic sewage effluents and associated contaminated ground water. *Groundwater*, 36 (5): 815-824.

Archive SID