

اثر محل دفن زباله شهرستان داراب بر آلودگی آب‌های زیرزمینی

صغری بهرامی^{۱*} و عزت‌اله ریسی^۲

^۱ دانشجوی دکترا، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

^۲ استاد، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۰۷/۰۲ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۴/۲۲

چکیده

سازندهای کارستی آسماری - جهرم به‌طور وسیعی در شهرستان داراب رخنمون دارند. محل دفن فعلی پسماندهای شهر داراب روی آبرفت‌های گراولی - ماسه‌ای قرار دارد که این آبرفت‌ها با ستبرای چند متر روی سازند کارستی آسماری واقع شده است. هدف این مقاله بررسی اثر محل دفن زباله شهرستان داراب بر روی کیفیت آب‌های زیرزمینی است. ۱۰ حلقه چاه کارستی و آبرفتی، در پایین دست محل دفن زباله انتخاب شد تا غلظت یون‌های اصلی، نیترات، کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی، فلزات سنگین و عناصر کمیاب در این چاه‌ها اندازه‌گیری شود. غلظت یون‌های اصلی و نیترات در این چاه‌ها، کمتر از حد مجاز تعیین شده برای این عناصر توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا است. کلیفرم مدفوعی در بیشتر چاه‌ها بیش از حد مجاز است. هیچ منبعی آلودگی که سبب افزایش کلیفرم مدفوعی در چاه‌های بهره‌بردار شود، وجود ندارد. پژوهش‌هایی که به‌تازگی انجام شده است نشان می‌دهد که کلیفرم می‌تواند به‌طور طبیعی در خاک وجود داشته باشد. بر پایه استاندارد سازمان محیط زیست آمریکا و سازمان بهداشت جهانی، مقدار آنتیموان و سلنیم در برخی از چاه‌ها بیش از حد مجاز است. با توجه به سوی جریان آب و روند تغییرات غلظت آنتیموان و سلنیم، منشأ این عناصر نمی‌تواند محل دفن زباله باشد، همچنین هیچ منبع انسانی زادی در منطقه وجود ندارد که منشأ این آلاینده‌ها باشد. منشأ آنتیموان و سلنیم به‌احتمال زیاد زمین‌زاد است و از سنگ‌آهک و شیل در منطقه مورد مطالعه سرچشمه گرفته است. به‌علت خشک‌سالی و اضافه برداشت، حجم ذخیره دینامیک آبخوان به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته، آنتیموان و سلنیم در حجم کمتری از آب آبخوان حل شده و در نتیجه غلظت این عناصر افزایش یافته است.

کلیدواژه‌ها: سازند کارستی، محل دفن پسماند، کیفیت آب، فلزات سنگین، کلیفرم.

*نویسنده مسئول: صغری بهرامی

E-mail: soghra.bahrami@yahoo.com

۱- پیش‌نوشتار

شهری، صنعتی و کشاورزی از یک سو و روند رو به افزایش آلودگی‌های مستقیم و غیرمستقیم آب ایجاب می‌کند که وضعیت این منابع برای تأمین آب برای کاربری‌های منطقه مورد مطالعه قرار گیرد.

از آنجا که حرکت آب‌های زیرزمینی بسیار کند است پس از شروع آلودگی باید سال‌ها بگذرد تا تأثیرات آلودگی در چاهی نمایان شود و روی همین اصل سال‌های زیادی لازم است تا لایه آبدار آلوده، پس از اینکه منبع آلودگی حذف شد به حالت نخستین خود برگردد (رضازاده و غنوی، ۱۳۸۶).

این شهرستان که نام دیرین آن دارابگرد است، در فاصله ۲۷۵ کیلومتری جنوب باختری شیراز و در ۵۴ تا ۵۵ درجه طول‌خاوری، ۲۸ تا ۲۹ درجه عرض شمالی و ارتفاع متوسط ۱۱۰۰ متری از سطح دریای آزاد قرار دارد. شهرستان داراب به مرکزیت شهر داراب با گستردگی ۶۵۶۰ کیلومتر مربع، ۵/۵۳ درصد کل مساحت خاکی استان فارس را به خود اختصاص داده است. منطقه مورد مطالعه دارای اقلیم خشک و نیمه‌خشک با متوسط بارندگی ۲۷۵ میلی‌متر در سال و متوسط تبخیر ۲۷۶۷ میلی‌متر در سال است (زارعی و همکاران، ۱۳۸۹). روزانه ۵۰ تا ۵۵ تن پسماند شهری و پسماند ویژه از شهر داراب و جنت‌شهر (یکی از شهرهای شهرستان داراب) به محل فعلی دفن زباله انتقال داده می‌شود که به روش غیربهداشتی و سطحی در این مکان دفن می‌شود. بررسی‌های زمین‌شناسی این منطقه نشان می‌دهد که محل دفن فعلی روی آبرفت دانه‌درشت و سازند آهکی - دولومیتی جهرم قرار دارد و به علت انتقال شیرابه به آب‌های زیرزمینی، مکان مناسبی برای دفن زباله نیست. هیچ‌گونه جدایشی پیش از انتقال پسماند به این محل صورت نمی‌گیرد؛ بنابراین همه نوع پسماند در این محل دفن می‌شود که می‌تواند سبب افزایش آلاینده‌های معدنی در شیرابه شود و از راه انتقال شیرابه به آب‌های زیرزمینی آنها را آلوده کند. سوی جریان آب زیرزمینی در دشت داراب منطبق بر سوی جریان آب‌های سطحی و به سوی خروجی دشت

هر ساله مقدار تولید پسماندهای جامد در حال افزایش است. این افزایش مقدار پسماند در نتیجه افزایش جمعیت، تغییر الگوی مصرف و تغییر شیوه زندگی است (Roongtanakiat et al., 2003). نفوذ آب باران به درون پسماند سبب تولید شیرابه می‌شود (Ward et al., 2005). شیرابه پسماندها معمولاً دارای غلظت بالایی از فلزات سنگین است که خطرات جدی برای محیط زیست و سلامتی انسان ایجاد می‌کند (Salem et al., 2008). ترکیب شیرابه در نتیجه تجزیه پسماند و با گذشت زمان تغییر می‌کند (Wiszniewskia et al., 2007). ویژگی‌های شیرابه به‌طور قابل ملاحظه‌ای از یک محل دفن به محل دیگر تغییر می‌کند. آلودگی هنگامی رخ می‌دهد که مقدار زیادی از مواد، وارد محیط طبیعی شود و اثرات وارونی بر طبیعت بگذارد (AlSabahi, et al., 2009). آلودگی آب‌های زیرزمینی در کشورهای توسعه یافته یا در حال توسعه که پسماندهای خطرناک صنعتی همزمان با پسماندهای جامد شهری دفن می‌شود، در بخش‌های زیادی از دنیا دیده می‌شود (Badv, 2002). شکل‌گیری شیرابه و ترکیب آن در محل‌های دفن، تحت تأثیر موارد زیر است (Ward et al., 2005; Rapti-Caputo & Vaccaro, 2006; Jhamnani & Singh, 2009):

الف) شرایط آب‌شناختی محل: باران، ذوب برف، نفوذ آب‌های زیرزمینی

ب) مدیریت و بهره‌برداری از محل: پیش تصفیه پسماند، تراکم پسماند، پوشش گیاهی محل، چرخش دوباره شیرابه در محل دفن، تجزیه پسماند

ج) سن پسماند، نفوذپذیری، اندازه ذرات، چگالی پسماند و محتوای رطوبت ذاتی

د) فرایندهای درونی یا داخلی پسماند: ته‌نشینی پسماند، تجزیه مواد آلی، تولید گاز و گرما

ه) فرایندهای زیست تجزیه

حاکمیت اقلیم‌های خشک و نیمه‌خشک در پهنه گسترده‌ای از کشور، همراه با رشد جمعیت و در پی آن افزایش تقاضا برای آب در کاربری‌های گوناگون

حلقه چاه درون سازند کارستی که در محدوده آنها هیچ منبع آلودگی وجود ندارد، منابع ارائه شده را با پرسش روبه‌رو می‌سازد. اخیراً پژوهش‌های سازمان محیط زیست آمریکا نشان داده است که در مناطق نیمه‌حاره‌ای مانند داراب کلیفرم مدفوعی می‌تواند به‌طور طبیعی در خاک وجود داشته و منشأ مدفوعی نداشته باشد (EPA, 2009).

نتایج تجزیه فلزات سنگین برحسب میکروگرم بر لیتر در جدول ۳ ارائه شده است. طبق استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا از میان همه فلزات سنگینی که دارای استاندارد هستند، مقدار آنتیموان و سلنیم در شماری از چاه‌ها بیش از حد مجاز و بقیه عناصر در حد مجاز است. شکل ۳ غلظت آنتیموان را در چاه‌های نمونه‌برداری شده نشان می‌دهد.

سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، بیشترین غلظت مجاز آنتیموان را ۶ بخش در بیلیون تعیین کرده است (EPA, 2009). مقدار آنتیموان در همه چاه‌ها به‌جز چاه شماره ۱ بیشتر از حد مجاز است. منشأ آنتیموان را می‌توان به دو گروه طبیعی و انسان‌زاد تقسیم‌بندی کرد. منشأ انسان‌زاد می‌تواند در منطقه وجود داشته باشد، شامل دوده‌های حاصل از آگروز اتومبیل‌ها و موادی همچون PVC، مواد رنگی موجود در پلاستیک‌ها، قطعات تلوزیون و وسایل الکترونیکی موجود در محل دفن زباله شهر داراب، آفت‌کش‌ها (Sarah et al., 2007) و سوخت‌های فسیلی (Kamlesh et al., 2007) است. شکل ۳ غلظت آنتیموان را در چاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد.

به احتمال زیاد محل دفن زباله نمی‌تواند منشأ آنتیموان باشد چون در این شرایط انتظار می‌رفت که روندی در غلظت آنتیموان در چاه‌های نزدیک محل دفن دیده شود و غلظت آنتیموان در چاه‌های نزدیک‌تر به محل دفن بیشتر شود؛ از طرفی مقادیر PVC، مواد رنگی و قطعات تلوزیون در زباله‌های شهرستان داراب قابل ملاحظه نیست. بنابراین به احتمال زیاد منشأ آنتیموان سنگ‌آهک و شیل است (Feng & Yangfeng, 2010) که سنگ‌آهک در سازند آسماری-جهرم و شیل در سازند پابده-گورپی، میشان و رازک دیده می‌شود. در شرایط طبیعی مقدار آنتیموان زیر بیشینه مجاز بوده ولی به علت کاهش حجم ذخیره آب در آبخوان، به علت خشکسالی، غلظت آنتیموان افزایش یافته است. سطح سفره آب از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۵ به علت خشکسالی و برداشت بیش از حد مجاز تا ۲۵ متر کاهش یافته است که سبب شده این آلاینده که به مقدار کمی در طبیعت وجود دارد در حجم کمتری از آب زیرزمینی حل شود و در نتیجه غلظت آن افزایش یابد.

سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا بیشینه غلظت مجاز سلنیم را ۵۰ PPb تعیین کرده است (EPA, 2009). شکل ۵ غلظت سلنیم را در چاه‌های نمونه‌برداری نشان می‌دهد.

بر پایه استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، غلظت عنصر سلنیم در همه چاه‌ها کمتر از حد مجاز است. اگر استاندارد سازمان بهداشت جهانی در نظر گرفته شود که بیشینه غلظت مجاز سلنیم را ۱۰ PPb معرفی کرده است (WHO, 2008)، غلظت سلنیم در بیشتر چاه‌ها بیشتر از حد مجاز است. عواملی که می‌تواند سبب افزایش سلنیم در منطقه شده باشد، کودهای شیمیایی، سموم کشاورزی، سوخت‌های فسیلی، گریس و لوله‌های انتقال آب است (McLaughline et al., 1999). نبود روند در غلظت سلنیم در چاه‌ها، نشانگر آن است که منشأ سلنیم، محل دفن زباله شهر داراب نیست.

۳- نتیجه‌گیری

سازندهای کارستی آسماری-جهرم به‌طور گسترده‌ای در شهرستان داراب رخنمون دارند و آبخوان‌های بزرگی را در دشت داراب ایجاد کرده‌اند. محل دفن زباله شهرستان داراب روی سازند کارستی آسماری-جهرم قرار دارد.

داراب است که بیشترین تراز آب در شمال منطقه با ۱۲۵۹ متر و کمترین آن در جنوب باختری منطقه با ۱۰۳۳ متر قرار دارد.

محل دفن پسماندهای شهرستان داراب روی آبرفت درشت‌دانه و سازند کارستی آسماری-جهرم مجاور آن قرار گرفته است. با توجه به اینکه امکان انتقال شیرابه‌ها به سازندهای کارستی آسماری-جهرم بسیار زیاد است، هدف این مقاله بررسی اثر محل دفن زباله روی کیفیت آب‌های زیرزمینی پایین دست است. شکل ۱ موقعیت محل دفن فعلی زباله شهر داراب را نشان می‌دهد.

۲- مواد و روش‌ها

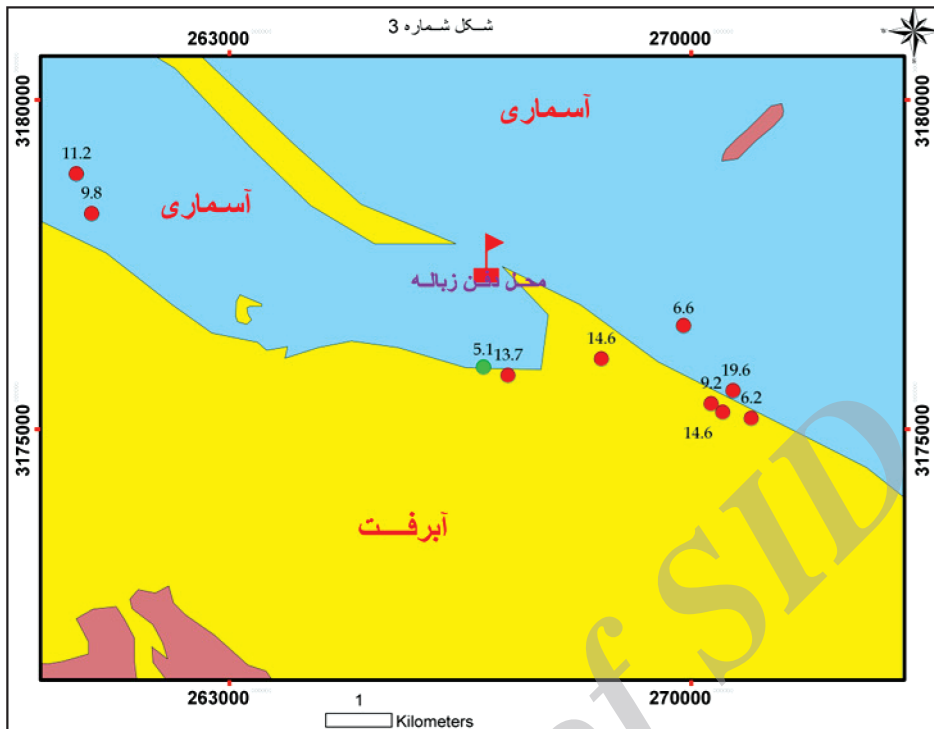
از ۱۰ حلقه چاه که نزدیک‌ترین فاصله را تا محل دفن زباله داشتند و در آبرفت و سازند آسماری-جهرم قرار داشتند، نمونه‌برداری صورت گرفت. ویژگی‌های این چاه‌ها در جدول ۱ ارائه شده است. برای اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی، از ظروف پلی‌اتیلنی به حجم ۳۰۰ سی‌سی استفاده، نمونه‌ها به آزمایشگاه هیدروشیمی دانشگاه شیراز منتقل و یون‌های عمده شامل کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، سولفات، بیکربنات، کلر، هدایت الکتریکی (EC)، کل جامدات محلول (TDS) و نترات آنها اندازه‌گیری شد.

نمونه‌های آب، برای تجزیه شیمیایی فلزات سنگین، ابتدا با فیلتر ۰/۴۵ میکرون فیلتر شدند. سپس اسید نیتریک غلیظ به آنها افزوده و برای تجزیه به آزمایشگاه Acme کانادا فرستاده و به روش ICP-MS اندازه‌گیری شد. برای انتقال نمونه‌های آب برای تعیین غلظت فلزات سنگین، از بطری‌های پلی‌اتیلنی ۵۰ سی‌سی استفاده شد. نتایج اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی، نترات و نوع آب‌های زیرزمینی، در جدول ۲ ارائه شده است. غلظت یون‌های اصلی، نترات و کل جامدات محلول بر حسب میلی‌گرم بر لیتر و غلظت هدایت الکتریکی بر حسب میکروزیمنس بر سانتی‌متر، در جدول ۲ ارائه شده است.

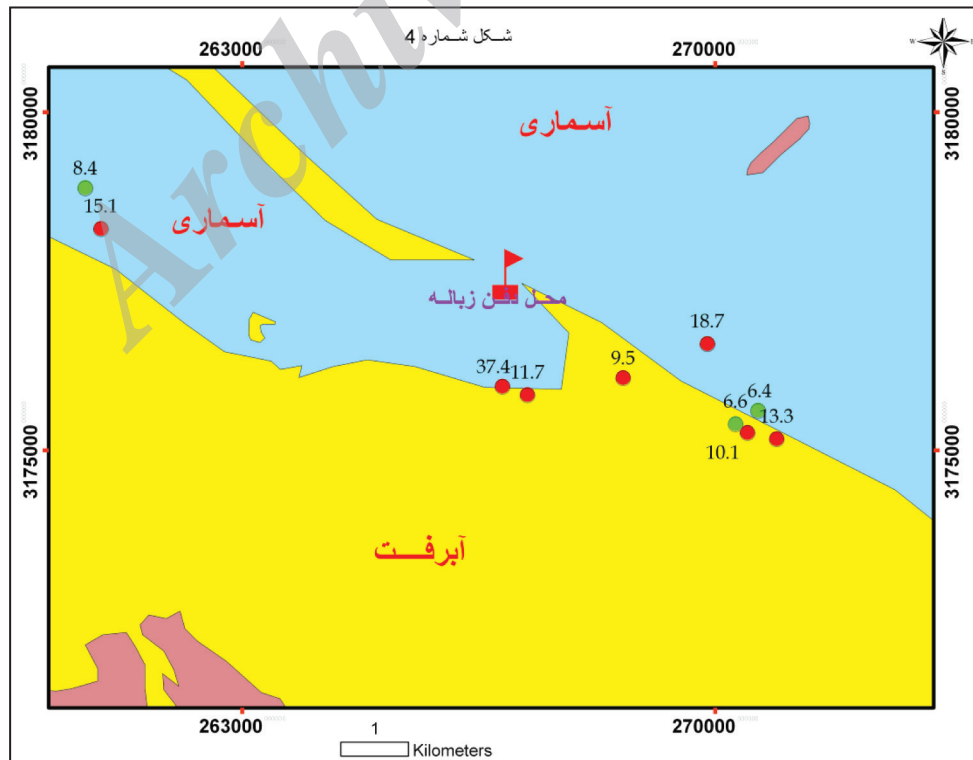
غلظت بیشینه مجاز برای متغیرهایی که دارای بیشینه مجاز توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA) هستند، در جدول ۲ ارائه شده است. برای یون‌هایی که بیشینه مجاز بیان نشده، سازمان محیط زیست آمریکا مقدار خاصی را بیان نکرده است. به‌طوری که ملاحظه می‌شود آب چاه‌ها از دید یون‌های سولفات، کلرید و نترات قابل قبول است. مطابق جدول ۲، مقدار PH آب چاه‌های مورد مطالعه در حد طبیعی بوده و در محدوده PH ۶/۵ تا ۸/۵ است و طبق استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا محدودیتی از دید مصرف آشامیدنی ندارد. بیشینه مجاز کل جامدات محلول برای آب آشامیدنی بر پایه استاندارد سازمان محیط زیست آمریکا برابر با ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر است. مقدار کل جامدات محلول در چاه‌ها، عمدتاً کمتر از ۶۸۰ میلی‌گرم در لیتر است. تنها در یکی از چاه‌ها مقدار آن برابر با ۱۰۷۷ میلی‌گرم در لیتر است. هر چند غلظت کل جامدات محلول در نمونه‌های آب ۴ حلقه چاه بیش از حد مجاز است، اما استاندارد حفاظت محیط زیست آمریکا برای کل جامدات محلول، استاندارد ثانویه است و مقادیر بالای آن تنها مزه آب را تغییر می‌دهد و از دید سلامتی هیچ مشکلی به وجود نمی‌آورد.

نمونه‌برداری برای بررسی میزان کلیفرم مدفوعی در بخشی از آبخوان دشت داراب در ۱۰ حلقه چاه با کاربری کشاورزی و آشامیدنی صورت گرفت. برای انتقال نمونه از ظروف پیرکس استریل استفاده و نمونه‌ها در یخ‌نگهداری و به آزمایشگاه منتقل شد. برای تعیین کلیفرم مدفوعی این ۱۰ حلقه چاه، از آزمایش لوله‌ای استفاده شد. نتایج نشان می‌دهد که از بین ۱۰ حلقه چاه نمونه‌برداری شده، ۸ چاه از دید کلیفرم مدفوعی آلوده است و از دید آشامیدن قابل استفاده نیست. شکل ۲ میزان کلیفرم اندازه‌گیری شده در چاه‌های مورد نظر را نشان می‌دهد.

منشأ کلیفرم را در منطقه می‌توان مدفوع انسان، حیوانات اهلی و پرندگان (کشتارگاه طیور)، پساب‌های کشاورزی و فاضلاب خانگی دانست. وجود دو



شکل ۳- غلظت آنتیموان در چاه‌های مورد مطالعه.



شکل ۴- غلظت سلنیم در چاه‌های مورد مطالعه.

جدول ۱- مشخصات چاه‌های نمونه برداری.

چاه	Y	X	ژرفای چاه (متر)	ژرفای سطح آب (متر)	نوع آبخوان	دبی (لیتر بر ثانیه)
۱	۳۵۷۵۸۲۲	۲۶۷۲۲۰	۱۵۰	۱۰۵	آبرفت	۵
۲	۳۱۷۵۳۹۰	۲۷۰۳۰۱	۱۵۰	۷۹	آبرفت	۱۲
۳	۳۱۷۵۲۶۲	۲۷۰۴۷۹	۹۰	۷۲	آبرفت	۱۲
۴	۳۱۷۵۵۸۹	۲۷۰۶۳۶	۲۰۰	۱۱۰	آبرفت	۱۲
۵	۳۱۷۸۸۸۲	۲۶۰۶۷۷	۹۳	۴۵	آهکی	۵
۶	۳۱۷۵۹۴۵	۲۶۶۸۵۰	۱۶۵	۱۳۰	آهکی	۱۵
۷	۳۱۷۵۵۷۶	۲۶۹۸۷۰	۳۵۰	۲۲۰	آهکی	۲۵
۸	۳۱۷۶۰۱۶	۲۶۸۳۳۷	۲۲۰	۱۵۵	آهکی	۳
۹	۳۱۷۵۱۷۰	۲۷۰۹۱۱	۱۰۰	۹۰	آهکی-گودی	۱۲
۱۰	۳۱۷۸۲۲۲	۲۷۰۹۰۸	۱۲۰	۴۰	آبرفت	۱۰

جدول ۲- غلظت یون‌های اصلی، نیترات، هدایت الکتریکی، کل جامدات محلول (بر حسب میلی گرم بر لیتر).

Source	Ca	Mg	Na	K	HC ₃	SO ₄	Cl	TDS	EC	PH	NO ₃
۱	۶۰	۲۸	۳۷	۲/۷	۱۸۳	۹۷	۷۴	۴۸۱	۷۰۰	۲/۷	۱۲/۷
۲	۵۰	۱۳۰	۳۰	۲	۱۸۳	۷۸	۷۱	۴۴۳	۶۳۲	۷/۲	۱۴/۵
۳	۵۶	۳۳	۲۱	۳/۵	۱۸۹	۵۵	۷۱	۴۸۱	۶۴۸	۷/۲	۴۵/۴
۴	۵۸	۲۴	۲۵	۲	۱۷۱	۷۱	۶۷	۴۹۹	۵۹۴	۷/۳	۲۰/۱
۵	۸۰	۳۸	۵۰	۷/۲	۲۶۲	۱۰۳	۱۳۸	۶۷۳	۹۲۰	۷/۱	۱۳/۲
۶	۶۴	۳۵	۳۰	۲/۷	۱۸۹	۹۸	۷۸	۶۲۸	۷۰۳	۷/۲	۱۲/۱
۷	۷۲	۲۹	۵	۱/۲	۱۸۹	۴۸	۱۰۵	۳۳۷	۵۷۸	۷/۳	۸/۴
۸	۵۰	۴۱	۳۰	۲	۱۵۳	۱۳۸	۵۷	۴۶۹	۷۰۰	۷/۳	۱۵/۸
۹	۵۸	۲۹	۲۵	۲/۳	۳۹۳	۵۵	۷۸	۶۴۵	۶۴۲	۷/۲	۱۶/۹
۱۰	۱۱۸	۵۲	۱۲۵	۷/۸	۳۳۶	۱۹۷	۲۴۵	۱۰۷۷	۱۴۴۸	۷	۳/۲
EPA	-	-	-	-	-	۲۵۰	۲۵۰	۵۰۰	-	۸/۵ تا ۵/۵	۵۰

جدول ۳- غلظت عناصر سنگین در چاه‌های مورد مطالعه و بیشترین غلظت مجاز بر پایه استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا بر حسب PPb.

چاه	Sb	As	Se	Cu	Cr	Pb	Mn	Ba	U	Zn	Ag	Al
۱	۵/۱	۱۲	۳۷/۴	۵	۴	۱	۲/۷	۲۹	۲	۶	۰/۳	۲۶
۲	۶/۶	۵/۹	۱۸/۷	۲	۴	۱	۰/۲	۳۱	۱/۵	۳	۰/۱	۳۱
۳	۶/۲	۴/۷	۱۳/۳	۳	۴	۲	۱/۶	۷۴	۱/۵	۳۹۸	۰/۱	۷۴
۴	۱۲/۷	۳/۸	۱۱/۷	۲	۶	۱	۰/۲	۴۴	۱/۶	۵	۰/۱	۴۴
۵	۶/۸	۳/۳	۱۵/۱	۴	۳	۱	۰/۴	۸۱	۲/۳	۶	۰/۱	۸۱
۶	۱۱/۳	۲/۳	۴/۸	۱	۴	۶	۰/۴	۳۳	۱/۸	۱۳	۰/۱	۳۲
۷	۱۴/۷	۲	۹/۵	۲	۲	۱	۰/۸	۳۱	۱/۱	۷۰	۰/۱	۳۰
۸	۱۹/۶	۲/۲	۶/۴	۱۱	۷	۲	۴	۴۴	۱/۵	۱۰۱	۰/۱	۴۴
۹	۹/۲	۴/۶	۶/۶	۶	۴	۲	۱/۲	۳۷	۱/۷	۹۷/۴	۰/۱	۳۷
۱۰	۱۴/۸	۴/۱	۱۰/۱	۵	۱	۱	۴/۷	۸۲	۲/۲	۳۱/۷	۰/۱	۸۲
EPA	۶	۱۰	۵۰	۱۳۰۰	۱۰۰	۱۰	۱۷۰	۲۰۰	۳۰	۵۰۰۰	۱۰۰	۳۰۰

کتابنگاری

زارعی، غ.، دهقانی، ح. و رضایی، ل.، ۱۳۸۹- بررسی بحران آب دشت داراب فارس، ماهنامه مهر آب، شماره ۶۲.
 رضازاده، س. و غنوی، ز.، ۱۳۸۶- بررسی تغییرات کیفیت آب زیرزمینی و شیرابه اطراف محل دفن زباله قزوین، چهارمین همایش ملی مدیریت پسماند.

References

- AlSabahi, E., Abdul Rahim, S., Wan Zuhairi, W. Y., AlNozailyly, F. & Alshaebi, F., 2009- Leachate Composition and Groundwater Pollution at Municipal Solid Waste Landfill of Ibb City. Yemen. Sains Malaysiana 38(3): 295–304.
- Badv, K., 2002- Leachate migration from URMIA landfill site, IRAN, and its effect on the quality of the surrounding soil and groundwater. Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering JTJU.
- EPA, 2009- National Primary Drinking Water Regulations Contaminant.
- Fang, A. & Yangfeng, Z., 2010- Native antimony in the Baogutu gold deposit: its occurrence and origin. Volume 37, Issues3-4:214-223 .
- Jhamnani, B. & Singh, S. K., 2009- Groundwater Contamination due to Bhalaswa Landfill Site in New Delhi. International Journal of Environmental Science and Engineering: 1-3.
- Kamlesh, S., Kavita, A. & Neetu, H., 2007- On-site spectrophotometric determination of antimony in waters, soil and dust samples of central India. Journal of Hazardous Material. Vol 155 pp: 173-178.
- Mclaughline, M. J., Parker, D. R. & Clarke, J. M., 1999- Metals and micronutrients - food safety issues. Field Crops Research 60 : 143-163. municipalsolid waste landfill leachates. Chemosphere 60: 206–215.
- Rapti-Caputo, D. & Vaccaro, C., 2006- Geochemical evidences of landfill leachate ingroundwater. Engineering Geology 85: 111-121.
- Roongtanakiat, N., Chanyotha, S. & Hangchaovanich, D., 2003- Uptake of heavy metals in landfill leachate by vitver gress. Kasetsart, Nat. Sci 37: 168 – 175.
- Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R. & Allia, K., 2008- Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. Desalination 220: 108–114.
- Sarah, S., Dulasivi, A. & Baoshan, X., 2007- An investigation of inorganic antimony species and antimony associated with soil humic acid molar mass fractions in contaminated soils. Environmental pollution. Vol 148 pp: 590-598.
- Ward, M., Bitton, G. & Townsend, T., 2005- Heavy metal binding capacity (HMBC) of
- WHO, 2008- Guideline for Drinking water Quality.
- Wiszniewska, J., Surmacz-Górska J., Robertb, D. & Weber, J. V., 2007- The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive. Journal of Environmental Management 85: 59–68.

Archive of SID