

بررسی تأثیر محل دفن پسماند شهر همدان بر آب زیرزمینی و خاک

کزال کاکایی و علیرضا ریاحی بختیاری^{*۱}

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۷/۳؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱/۲۹)

چکیده

مکان‌های دفن پسماند یکی از مهم‌ترین منابع ورود آلاینده‌ها به محیط‌زیست هستند. در این تحقیق غلظت فلزات Cu، Pb، Ni و Cd و ترکیب آلی بیس فنل A (BPA) در محل دفن پسماند همدان به‌منظور وضعیت محیط‌زیست دفن آن در سال ۱۳۹۳ انجام گردید. ۷ نمونه آب (۲ نمونه از چشمه و ۵ نمونه از چاه)، ۲ نمونه شیرابه و ۱۵ نمونه خاک از محل دفن پسماند همدان جمع‌آوری شد. بررسی غلظت فلزات (Cd، Ni، Pb، Cu) و ترکیب آلی BPA با دستگاه جذب اتمی شعله‌ای و گاز کروماتوگرافی با طیف سنج جرمی انجام گردید. غلظت فلزات (Cd، Ni، Pb، Cu) در نمونه‌های آب (چاه و چشمه) $Ni > Cd > Cu > Pb$ ، نمونه‌های شیرابه $Cd > Ni > Pb > Cu$ و در نهایت نمونه‌های خاک بدین صورت $Ni > Pb > Cu > Cd$ به‌دست آمد. نمونه‌های آب (چاه و چشمه) فقط در یک نمونه آب چاه دستی WV (نزدیک‌ترین چاه نزدیک دفن) مربوط به ترکیب BPA ۲۲/۳۵ (µg/l)، نمونه‌های شیرابه پسماند مربوط به غلظت BPA ۱۰۳/۳ (µg/l) و نمونه‌های خاک غلظت ترکیب BPA ۵/۵۲ (ng/gdw) به‌دست آمد. غلظت بالای فلزات Ni، Pd و Cd و غلظت بالای ترکیب BPA در نمونه‌های شیرابه، نمونه‌های خاک های محل دفن پسماند و نمونه آب چاه دستی WV به دلیل وجود حجم بالای پسماندهای الکترونیکی و پسماندهای پلاستیکی است.

واژه‌های کلیدی: دفن پسماند، فلزات، ترکیب آلی BPA، همدان

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: riahi@modares.ac.ir

مقدمه

دفن پسماند یکی از روش‌های ارجح برای مدیریت پسماندهای جامد شهری است. با این حال، در صورتی که محل دفن پسماند فاقد طراحی مناسب باشد، می‌تواند منجر به آلودگی آب‌های زیر زمینی، آب‌های سطحی، خاک و هوا گردد. شایع‌ترین مخاطرات گزارش شده برای سلامت انسان در مجاورت با محل‌های دفن پسماند، استفاده از آب زیرزمینی است که توسط شیرابه ناشی از پسماند آلوده شده است (۲۲). شیرابه مایعی است که از تجزیه فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مواد آلی و یا از منابع خارجی مثل زهکش آب‌های سطحی، آب باران، آب‌های زیرزمینی که وارد پسماند می‌شوند، به وجود می‌آید که حاوی مواد محلول و معلق از جنس آلی، معدنی و میکروبی است (۱۵). کشور ایران از نظر منابع آبی در وضعیتی قرار دارد که هرگونه غفلت و کوتاهی در مدیریت منابع آب، زیان‌های غیرقابل جبرانی را در اجرای برنامه‌های توسعه کشور به وجود خواهد آورد. این مسئله موقعی اهمیت خود را نشان می‌دهد که بیش از ۵۲ درصد از آب مصرفی کشور به آب زیرزمینی متکی است و آلودگی ناشی از شیرابه محل دفن پسماند از مهم‌ترین منابع آلاینده آب‌های زیرزمینی است (۲). فلزات سنگین، گروهی از پایدارترین آلاینده‌های محیط زیستی هستند که نمی‌توانند مانند آلاینده‌های آلی از طریق فرایندهای شیمیایی و زیستی در طبیعت تجزیه شوند. مقدار فلزات سنگین در سطوح بالاتر زنجیره غذایی افزایش می‌یابند. این امر موجب آسیب به گیاهان و در نهایت منجر به مخاطره انداختن سلامت انسان و جانوران می‌گردد (۷).

BPA ترکیبی آلی با دو حلقه فنلی است. BPA ضریب $(\log Ko/w)$ ۳/۴، نسبتاً قطبی است. شاخصی به‌عنوان $(\log Ko/w)$ ضریب حلالیت یک ماده در اکتانول (به‌عنوان شاخص حلال غیرقطبی) نسبت به آب (به‌عنوان شاخص حلال قطبی) اندازه‌گیری شده است. چنانچه عدد این شاخص بین ۱ تا ۱/۵ باشد از حلالیت نسبی بیشتری در آب بهره‌مند بوده و بنابراین دارای اثرات مستقیم سمیت در یک اکوسیستم آبی

می‌باشند. در نقطه مقابل آن ترکیباتی که با ضریب بیش از عدد ۴ خصوصیت آبرگریزی داشته برای انتقال و حرکت نیاز به حامل خواهند داشت. ضریب $(\log Ko/w)$ بین این دو شاخص باشد نسبتاً قطبی خواهد بود (۱۰). BPA غالباً به‌عنوان مونومر حد واسط و یا افزودنی در پلاستیک‌ها (پلی‌کربنات‌ها) و رزین‌های اپوکسی (برای مثال در مواد پوشاننده دندان در دندانپزشکی، بسته‌بندی‌های مواد غذایی) استفاده می‌شود (۱۰). BPA یکی از این مواد شیمیایی کشف شده است که خاصیت شبه استروژنی دارد. BPA دارای فعالیت استروژنی ضعیف بوده و قابلیت دخالت در سیستم غدد درون‌ریز انسان و حیات وحش را داشته و موجب افزایش سرطان می‌گردد (۲۴). مطالعاتی که در زمینه بررسی فلزات سنگین و ترکیبات آلی در محل دفن پسماند صورت گرفته می‌توان به مطالعه ویسیلی و همکاران در کشور برزیل اشاره کرد میانگین غلظت BPA در خاک دو محل دفن پسماند بهداشتی به‌طور میانگین مقدار ۲۱/۳۰ گزارش شده است (۲۳). مطالعه دیگر مرلینک و همکاران به بررسی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب سطحی محل دفن پسماند در طی سال‌های ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ و ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۲ پرداختند. در سال ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ غلظت فلزات سنگین بسیار بالا به‌دست آمد. سمیت این نمونه‌ها بالاتر از نمونه‌های قبل از ورود به محل دفن پسماند بود. در سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۲ کاهش یافت دلیل این امر را نوسازی محل دفن پسماند گزارش کردند (۱۹). در ایران به مطالعه کاظمی اشاره کرد که به بررسی غلظت فلزات سنگین و ترکیب غلظت BPA در شیرابه مکان‌های دفن پسماند در استان شمالی کشور پرداخت و غلظت بالایی از آنها گزارش کرد (۴). خانلری و همکاران به بررسی ارزیابی تأثیر شیرابه آزاد شده در محل دفن پسماند بر آلودگی منابع آبی با تأکید بر غلظت فلزات سنگین پرداخته و بیان کردند که شرایط هیدروژئولوژیکی محل دفن پسماند، نقش مهمی در گسترش آلودگی دارد. همچنین با توجه به نتایج به‌دست آمده جریان‌های زیر سطحی آلوده‌تر از آبخوان عمیق است (۲). با توجه به مطالب ذکر شده بررسی غلظت

درصد بیشترین میزان و بعد از آن پلاستیک‌ها با حدود ۵/۳۵ درصد، دومین نوع پسماندهای تولیدی همدان را به خود اختصاص می‌دهند (۱۴).

روش نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

نمونه‌ها از محل دفن پسماند همدان جمع‌آوری شد که روزانه در حدود ۵۰۰ تن پسماند خانگی و ۵ تن پسماند بیمارستانی از شهرهای همدان، بهار و جوقرقان به این محل انتقال داده می‌شود. فاصله انباشت پسماندهای شهری تا پسماندهای بیمارستانی ۳ کیلومتر است. پسماندها در زمینی بدون بسترسازی مناسب و بدون ایجاد پوشش ابتدایی و نهایی مناسب انباشته می‌شوند. عدم وجود طراحی مناسب برای جایگاه دفن پسماند و دفن سنتی و غیربهداشتی پسماند در این مکان، منجر به انتشار شیرابه تولید شده به محیط اطراف شده است، همچنین به دلیل وزش باد، نبود پوشش گیاهی، انتشار و پراکندگی پسماند به اطراف محل دفن، تجمع حشرات و جانوران منجر به انتقال بیماری در محل دفن شده است. در حواشی این مکان دو چشمه، دو چاه عمیق (با عمق ۳۰m و ۲۵m)، یک چاه دستی (با عمق ۳m) و دو چاه کم عمق (با عمق ۹m و ۱۰m) وجود دارد. نزدیک‌ترین چاه به فاصله ۳۱۶m و دورترین چاه به فاصله ۴km قرار دارد (۲). نمونه‌های خاک به‌طور تصادفی از ۹ ایستگاه واقع در محل دفن پسماند همدان (عمق ۵m) و ۶ ایستگاه دیگر دور از محل دفن پسماند برداشت گردید. نمونه‌های جمع‌آوری شده کدگذاری شدند و همچنین موقعیت نقاط نمونه‌برداری توسط دستگاه جی‌پی‌اس ثبت شد (شکل ۱) در نهایت کلیه نمونه‌ها در دمای پایین به آزمایشگاه گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس منتقل و تا انجام مراحل آماده‌سازی و آنالیز در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند.

روش اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین (Cd و Ni، Pb، Cu) در ۴۰ml از نمونه‌های شیرابه یا نمونه‌های آب (چاه و چشمه) در

جدول ۱. ترکیبات مختلف پسماند همدان

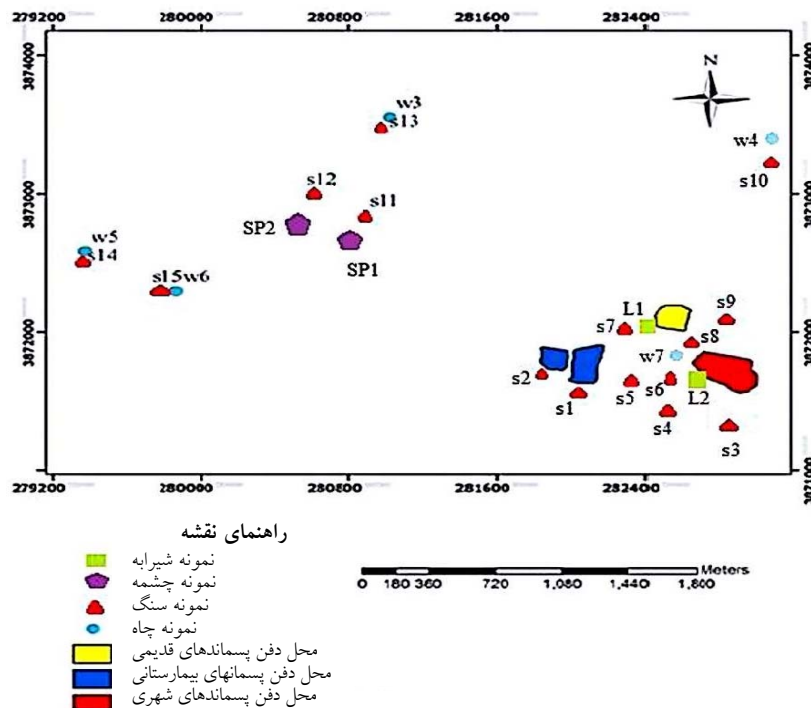
ترکیبات مختلف پسماند	درصد
مواد آلی	۷۸/۷۹
پلاستیک	۵/۳۵
منسوجات	۲/۱۷
فلز	۱/۶
کاغذ	۱/۲۶
کارتن	۲/۶
شیشه	۱/۱۶
پت	۱/۱۲
چوب	۰/۸۴
نان	۰/۰۷
سایر مواد آلی	۵/۰۶

فلزات Cu، Pb، Ni و Cd و ترکیب آلی BPA محل دفن پسماند همدان به‌منظور وضعیت محیط‌زیست دفن آن در سال ۱۳۹۳ صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

مشخصات منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه محل دفن پسماند شهر همدان در محدوده ۳۴ درجه و ۵۷ دقیقه و ۲۱ ثانیه تا ۳۴ درجه و ۵۸ دقیقه و ۱۷ ثانیه طول جغرافیایی و ۴۸ درجه و ۳۵ دقیقه و ۵۰ ثانیه تا ۴۸ درجه و ۳۷ دقیقه و ۹۴ ثانیه عرض جغرافیایی واقع گردیده است. میانگین بارندگی ۳۳۰ml در سال برخوردار است. رژیم غالب وزش باد در این منطقه، غربی تا جنوب غربی است. از نظر ژئومورفولوژی منطقه مورد مطالعه، دارای ارتفاع متوسط ۱۷۹۰m از سطح دریا و دارای توپوگرافی تپه ماهوری، جنس خاک این منطقه از نوع خاک رس و سنگ شیب است و شیب متوسط ۱/۵ درجه به سمت دشت بهار است (۲). سرانه پسماند تولیدی در شهر همدان برای هر نفر حدود ۸۰۰ گرم در روز تخمین زده شده است. براساس آنالیز فیزیکی پسماندهای همدان (جدول ۱)، پسماندهای تر با حدود ۷۸/۷۹



شکل ۱. نقشه ایستگاه‌های مورد مطالعه در محل دفن پسماند همدان

روش اندازه‌گیری ترکیب آلی BPA

نمونه‌های آب و شیرابه از روش استخراج مایع - مایع یا استخراج سرد استفاده شد. ابتدا به نمونه‌های آب و شیرابه جداگانه $100 \mu\text{l}$ ساروگیت BPA-d16 اضافه شد، سپس جداگانه 50 g کلرید سدیم با 50°C آب و شیرابه مخلوط گردید و با اسید کلریدریک به $\text{pH}=3$ رسانده شد. برای استخراج ترکیب BPA به آنها جداگانه دو بار 50 cc دی‌کلرومتان اضافه و با قیف دکانتور به مدت 5 min بهم زده شد. حلال استخراج شد سپس به حلال انیدرید سولفات سدیم اضافه شد. حجم حلال با استفاده از دستگاه تبخیرکننده چرخان حدود 5 cc کاهش داده شد. سپس با استفاده از جریان ملایم گاز نیتروژن حلال آنها به‌طور کامل خارج گردید و در نهایت با افزودن $100 \mu\text{l}$ استاندارد داخلی، نمونه‌ها برای تزریق به دستگاه (Gas Chromatography-Mass Spectrometry) GC-MS آماده شدند (۲۵).

لوله‌های پلی‌تترافلورو اتیلن ریخته شدند، بعد به نمونه‌ها 10 ml اسید نیتریک 65% به آرامی اضافه شد. سپس نمونه‌ها به مدت 1 h در دمای 50°C درجه سانتی‌گراد و سپس 1 h در دمای 120°C درجه سانتی‌گراد برای هضم کامل در دستگاه هیتر بلاک قرار داده شدند (۲۱). سپس نمونه‌ها با آب دوبار تقطیر شده به حجم 50 ml رسانده شدند. نمونه‌های خاک، توسط الک با مش 2 mm الک شدند و 1 g از نمونه خشک شده را در 10 ml مخلوط اسید نیتریک و اسید پرکلریک با نسبت حجمی $4:1$ در لوله‌های هضم قرار داده شد. حدود 1 h در دمای کم (40°C درجه سانتی‌گراد) در دستگاه هیتر بلاک، هضم اولیه صورت گرفت. برای هضم نهایی، نمونه‌ها به مدت 3 h در دمای 140°C درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. نمونه‌های هضم شده، از کاغذ صافی عبور داده و با آب دوبار تقطیر به حجم نهایی 25 ml رسانده شدند (۲۶). نهایتاً برای تعیین غلظت نمونه‌ها (آب، شیرابه و خاک) از دستگاه جذب اتمی شعله‌ای فیلپس ساخت کشور انگلستان استفاده شد.

جدول ۲. غلظت Cu، Pb، Cd، Ni و BPA ($\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$) در نمونه‌های شیرابه محل دفن پسماند همدان

شیرابه	Cu	Pb	Cd	Ni	BPA
(L1)	۰/۰۲۳	۰/۰۸۸	۰/۵۲۲	۰/۲۹۸	۶۲/۸۹
(L2)	۰/۰۷۳	۰/۰۸۲	۰/۶۴۳	۰/۲۹۵	۱۴۳/۷۱
استاندارد دفع شیرابه	۱	۲	۰/۱	۲	-

حاوی کادمیوم، تثبیت کننده‌های کادمیومی که در فرایند تولید محصولات (PVC)، محصولات آهنی و غیر آهنی با روکش‌های کادمیومی، پسماندهای فلزی، سوختن مواد زاید و باقی‌مانده‌های سوخت‌های فسیلی باشد که در مطالعه آبودایس و همکاران به آنها اشاره شده است (۶). غلظت فلز Pb نسبت به مطالعه شکوه و همکاران کمتر است (۳). غلظت بیشتر ترکیب BPA در شیرابه‌های محل دفن پسماند همدان نسبت به سایر تحقیقات ایران و سایر کشورها جدول (۳) احتمالاً به دلیل حجم بالای پسماند به خصوص ضایعات پلاستیکی، عدم جداسازی ضایعات پلاستیکی قبل از ورود به محل دفن پسماند و نبود سیستم تصفیه شیرابه است و همان‌طور که در جدول (۱) که ترکیبات مختلف پسماند همدان را نشان می‌دهد بعد از ترکیبات آلی، پلاستیک‌ها با حدود ۵/۳۵ درصد، دومین نوع پسماندهای تولیدی همدان را به خود اختصاص می‌دهند. ترکیب BPA مربوط به شیرابه ایستگاه L2 بوده که این شیرابه ناشی از محل دپوی پسماندهای جدید می‌باشد. کمترین غلظت BPA مربوط به شیرابه ایستگاه L1 است که این شیرابه ناشی از پسماندهای مکان قدیمی دفن بوده و در حال حاضر مورد استفاده قرار نمی‌گیرد. نتایج تحقیقات آسا کورا و همکاران نشان می‌دهد که ترکیبات آلی از جمله BPA با گذشت سن مکان دفن تحت تجزیه هوازی غلظتشان کاهش می‌یابد (۸). بنابراین غلظت BPA در شیرابه مکان دفن جدید به مراتب بیشتر از مکان دفن قدیمی است. میزان غلظت BPA در نمونه‌های شیرابه نسبت به سایر تحقیقات انجام شده در جدول (۳) بالاتر است. غلظت بالای BPA در شیرابه ایستگاه L2 احتمالاً ناشی از حجم بالای پسماندهای پلاستیکی شامل بطری پلاستیکی، قوطی‌های

نمونه‌های خاک جهت استخراج ترکیب BPA مورد نظر از دستگاه سوکسله یا استخراج گرم و از حلال آلی دی‌کلرومتان به میزان ۸۰ ml برای هر نمونه استفاده شد. نمونه‌های خاک توسط الک با مش ۲mm الک شدند به آنها ۱۰۰ μl ساروگیت BPA-d16 اضافه و بعد از قرار گرفتن در کارتوش در محفظه اتافک دستگاه سوکسله قرار داده شدند. دمای هیتر حدود ۴۰ درجه سانتی‌گراد و فرایند استخراج به مدت ۱۲h به طول انجامید. حجم نمونه‌ها با استفاده از دستگاه تبخیر کننده چرخان و جریان ملایم گاز نیتروژن تا حدود ۲-۳ ml رسانیده شد و در نهایت با افزودن ۱۰۰ μl استاندارد داخلی، نمونه‌ها برای تزریق به دستگاه GC-MS آماده شدند (۲۰).

نتایج و بحث

شیرابه

مقایسه مقدار مجاز فلزات مورد مطالعه در فاضلاب‌ها بر اساس "استاندارد خروجی فاضلاب‌ها" سازمان حفاظت محیط زیست در جدول (۲) ارائه شده است. به جز فلز Cd، سایر فلزات نسبت به استاندارد ارائه شده از غلظت کمتری برخوردار هستند. غلظت فلزات مورد مطالعه در شیرابه محل دفن پسماند همدان نسبت به برخی مطالعات انجام شده در ایران و سایر کشورها جدول (۲) بر روی شیرابه به جز فلز Cd و Pb در بقیه موارد از غلظت کمتری برخوردار است. غلظت فلز Ni در شیرابه نسبت به مطالعه آبد السلام و آبوزید بالا است (۵). در تحقیق حاضر بیشترین غلظت فلز Cd و Pb ممکن است به دلیل وجود حجم بالای پسماندهایی از قبیل تجهیزات الکترونیکی، باتری‌ها، وسایل خانگی، پلاستیک‌ها، سرامیک، شیشه، رنگ‌های

جدول ۳. مقایسه غلظت Cu, Pb, Cd, Ni و BPA ($\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$) نمونه‌های شیرابه در شهرهای ایران و جهان

مرجع	BPA	Ni	Cd	Cu	Pb	شهر، کشور
(۲)	-	۰/۲	-	۰/۰۵	-	IRAN, Hamedan
(۴)	۵۰	۰/۳	۰/۶	۰/۰۴	۰/۰۵	IRAN, Mzandaran
(۳)	-	۰/۱۳	۰/۰۳	۰/۰۷	۰/۳۰	IRAN, Mashhad
(۱۷)	۱/۷	-	-	-	-	Japan
(۱۵)	۰/۰۳	-	-	-	-	Sweden, Gothenburg
(۵)	-	۰/۰۹	۰/۰۹	۰/۰۷	۰/۰۱	Alexandria, Egypt

شد. غلظت BPA نمونه آب چاه دستی W ۷ نسبت به مطالعات انجام شده در جدول (۵) بیشتر است که احتمالاً تحت تأثیر شیرابه محل دفن پسماند است. همچنین غلظت BPA در آب چاه دستی W ۷ نسبت به کلیه نمونه‌های خاک به مراتب بیشتر است و علت آن مربوط به حلالیت بالا، آب‌دوست بودن این ترکیب و ضریب $(\log K_{ow})$ ۳/۴ است.

خاک

در نمونه‌های خاک غلظت فلزات Ni, Pb و Cu به‌طور نسبی در نمونه‌های خاک محل دفن پسماند نسبت به خاک مناطق پیرامونی بالاتر است. احتمالاً نوع پسماندهای محل دفن و شیرابه حاصل حاوی فلزات مزبور بوده و غلظت این فلزات را در خاک محل دفن پسماند تحت تأثیر قرار می‌دهد. غلظت بالای فلز Cu در خاک منطقه مورد مطالعه دلالت بر منشاء طبیعی این فلز دارد. در این مقاله سعی شده تعیین غلظت این ترکیبات صورت گیرد. پیشنهاد می‌شود منشاء یابی این ترکیبات هم برای مطالعات بعدی صورت گیرد. غلظت فلز Cd در نمونه‌های خاک محل دفن پسماند کمتر از خاک‌های اطراف محل دفن پسماند است که احتمالاً به دلیل منشاء طبیعی آنها است و همچنین ممکن است نوع خاک اطراف محل دفن پسماند متفاوت از خود خاک محل دفن پسماند باشد که نیاز به مطالعه بیشتر دارد. غلظت فلز Cu در نمونه‌های خاک در مقایسه با مطالعات حاتمی‌منش و همکاران و باربری و همکاران کمتر است (۱) و (۹). غلظت فلز Pb در نمونه‌های

کنسرو، ظروف غذا، لوله‌های پلاستیکی، اسباب بازی‌ها، نایلون‌های پلاستیکی و غیره و تولیدات الکترونیکی در پسماند دفن شده است. آسا کورا و همکاران بیان کردند که یکی از دلایل مهم ورود ترکیب BPA به شیرابه خصوصیت آبگریزی کمتر و یا انحلال بیشتر این ترکیب بوده و بنابراین می‌تواند به آسانی از ضایعات پلاستیکی‌ها شسته و به سرعت وارد شیرابه شود (۸).

آب (چاه و چشمه)

غلظت فلزات Ni و Cd, Pb در نمونه‌های آب چاه دستی W ۷ که در نزدیک محل دفن پسماند است در کل نسبت به دیگر نمونه‌های آب (چاه و چشمه) بیشتر تعیین شد که دلیل آن راه یافتن شیرابه ناشی از محل دفن پسماند به این چاه دستی است. به جز فلز Cu غلظت سایر فلزات در نمونه‌های آب (چاه و چشمه) نسبت به مقدار استاندارد آب آشامیدنی WHO بالاتر بوده لذا آب این چاه‌ها و چشمه‌ها برای شرب مناسب نیستند (جدول ۴). در نمونه آب چاه دستی W ۷ که در آن غلظت بالای فلز Cu یافت شد، احتمالاً تحت تأثیر شیرابه محل دفن پسماند است. دلیل اینکه غلظت فلزات Cu, Pb, Cd و Ni در نمونه‌های سایر آب (چاه و چشمه) بالا است احتمالاً به دلیل منشاء طبیعی آنها است و نیاز به مطالعه بیشتر و منشاء یابی در این زمینه است. غلظت فلزات Cu, Pb, Cd و Ni در تمام نمونه‌های آب (چاه و چشمه) بیش از مطالعات انجام شده در جدول (۵) است. غلظت BPA تنها در نمونه آب چاه دستی W ۷ تشخیص داده

جدول ۴. غلظت Cu, Pb, Cd, Ni و BPA ($\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$) در نمونه‌های آب (چشمه و چاه)

BPA	Ni	Cd	Pb	Cu	آب (چاه و چشمه)
ND	۰/۱۵۳	۰/۰۱۶	۰/۰۳۶	۰/۰۶۸	چشمه (SP۱)
ND	۰/۱۱۰	۰/۱۶۳	۰/۰۲۸	۰/۰۵۱	چشمه (SP۱) تکرار
ND	۰/۱۴۶	۰/۰۳۷	۰/۰۲۶	۰/۰۴۶	چشمه (SP۲)
ND	۰/۰۹۳	۰/۱۷۴	۰/۰۳۱	۰/۰۵۳۳	چشمه (SP۲) تکرار
ND	۰/۱۰۶	۰/۰۵۱	۰/۰۲۳	۰/۱۲۲	چاه کم عمق (W۳)
ND	۰/۱۱۴	۰/۱۸	۰/۰۲۴	۰/۱۱۹	چاه کم عمق (W۳) تکرار
ND	۰/۲۷۴	۰/۰۶۹	۰/۰۱۲	۰/۱۰۷	چاه کم عمق (W۴)
ND	۰/۱۰۵	۰/۲۰۷	۰/۰۲۸	۰/۱۰۱	چاه کم عمق (W۴) تکرار
ND	۰/۱۶۱	۰/۱۰۰	۰/۰۲۴	۰/۰۳۴	چاه عمیق (W۵)
ND	۰/۱۱۵	۰/۲۲۲	۰/۰۳۲	۰/۰۳۰	چاه عمیق (W۵) تکرار
ND	۰/۲۴۶	۰/۱۲۳	۰/۰۲۵	۰/۰۷۶	چاه عمیق (W۶)
ND	۰/۱۲۹	۰/۲۲۸	۰/۰۳۳	۰/۰۶۰۱	چاه عمیق (W۶) تکرار
۲۱/۷۵	۰/۲۵۰	۰/۱۴۷	۰/۰۶۳	۰/۱۰۴	چاه دستی (W۷)
۲۲/۹۵	۰/۱۳۶	۰/۲۵۳	۰/۰۵۵	۰/۱۰۱	چاه دستی (W۷) تکرار
-	۰/۰۹۳	۰/۰۱۶	۰/۰۱۲	۰/۰۳۰	حداقل
-	۰/۲۷۴	۰/۲۵۳	۰/۰۶۳	۰/۱۲۲	حداکثر
-	۰/۱	۰/۰۰۳	۰/۰۱	۱	استاندارد آب آشامیدنی
-	۰/۱۵۲ ± ۰/۰۵۹	۰/۱۴۰ ± ۰/۰۷۶	۰/۰۳۱ ± ۰/۰۱۳	۰/۰۷۶ ± ۰/۰۳۱	انحراف معیار ± میانگین

ND=Not Detected

جدول ۵. مقایسه غلظت Cu, Pb, Cd, Ni و BPA ($\frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$) نمونه‌های آب چاه در شهرهای ایران و جهان

مرجع	BPA	Ni	Cd	Cu	Pb	شهر، کشور
(۲)	-	۰/۰۰۴	-	۰/۰۰۴	-	IRAN, Hamedan
(۱۳)	-	-	۰/۰۰۰۶	-	۰/۰۰۳	China, Zhoukou
(۱۱)	۱	-	-	-	-	Elkhart, Indiana
(۱۹)	-	-	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۲	۰/۰۰۴	Poland, Gdansk
(۱۲)	۰/۰۱	-	-	-	-	Mexico

بیشتر است (۹) و (۱۶). در نمونه‌های خاک بیشترین غلظت BPA مربوط به خاک S۴، نزدیک به دپوی محل دفن پسماند و کمترین غلظت BPA مربوط به خاک S۱۰ که دور از محل دفن پسماند واقع شده است (جدول ۶). مقایسه غلظت Cu, Pb, Cd,

خاک در مقایسه با مطالعه باربری و همکاران کمتر است (۹). غلظت فلز Cd در نمونه‌های خاک در مقایسه با مطالعه باربری و همکاران بیشتر است (۹) و غلظت فلز Ni در نمونه‌های خاک در مقایسه با مطالعات باربری و همکاران و کاساسی و همکاران

جدول ۶. غلظت Cu، Pb، Cd و Ni ($\frac{mg}{kg}$) و BPA ($\frac{ng}{g}$) در نمونه‌های خاک

خاک	Cu	Pb	Cd	Ni	BPA
S1	۳۲/۳۷۵	۳۲/۸	۲/۲۵	۴۱/۱۷۵	۶/۴۶
S2	۱۵/۵	۲۷/۱	۲/۴۷۵	۴۶/۸۵	۷/۹۹
S3	۱۰/۹۲۵	۲۹/۱۲۵	۲/۸	۳۱/۵	۴/۳۶
S4	۱۲/۸۲۵	۲۶/۹۲۵	۲/۹۲۵	۳۷/۳۷۵	۱۹/۱۹
S5	۶/۰۷۵	۲۷/۰۵	۲/۵۷۵	۳۵/۷۷۵	۷/۳۵
S6	۷/۸۲۵	۱۷/۹۲۵	۳/۰۲۵	۲۱/۲۲۵	۷/۰۷
S7	۱۹/۵	۱۹/۲۷۵	۳/۱	۱۹/۵	۹/۰۶
S8	۱۰/۲	۲۱/۴۵	۴/۲۵	۲۵/۱۲۵	۸/۷۰
S9	۸/۴۲۵	۲۱/۱۷۵	۳/۶۲۵	۲۲/۵	۱/۴۸
S10	۸/۴۷۵	۱۸/۲	۴/۱۷۵	۱۹/۸۷۵	۰/۸۷
S11	۷/۵	۲۰/۹۷۵	۴/۵۲۵	۱۹/۰۷۵	۲/۲۰
S12	۸/۴۷۵	۱۴/۹۷۵	۴/۷۷۵	۲۲	۲/۷۳
S13	۱۰/۸	۲۲/۵	۴/۸۵	۳۱/۴۵	۲/۶۴
S14	۵/۸۵	۱۵	۵/۲	۱۵/۶۵	۱/۳۳
S15	۷/۶	۲۳/۷۵	۵/۷۵	۲۳/۹	۱/۴۹
حداقل	۵/۸۵	۱۴/۹۷۵	۲/۲۵	۱۵/۶۵	۰/۸۷
حداکثر	۳۲/۳۷۵	۳۲/۸	۵/۷۵	۴۶/۸۵	۱۹/۱۹
انحراف معیار \pm میانگین	۱۱/۴۹ \pm ۷/۰۰۳	۲۲/۵۴۸ \pm ۵/۲۱۵	۳/۷۵۳ \pm ۱/۱۰۸	۲۷/۵۳۱ \pm ۹/۲۸۰	۵/۵۲ \pm ۴/۷۹

بیشتر از خاک‌های دورتر از محل دفن است که احتمالاً به دلیل حجم بالای پسماندهای پلاستیکی و نیز نشت شیرابه در محل دفن پسماند است. غلظت BPA در نمونه‌های خاک محل دفن پسماند هم‌مدان نسبت به مطالعات لانگدون و همکاران و ویسیلی و همکاران بیشتر است (۱۸) و (۲۳).

نتیجه‌گیری

در محل دفن پسماندهای شهری و بهداشتی آگاهی از کیفیت شیمیایی شیرابه به منظور برآورد اثرات آنها بر کیفیت خاک، آب و محیط‌های اطراف بسیار ضروری و با اهمیت است. نتایج مبین آن است که غلظت بالای فلزات Ni، Cd و Pd در نمونه‌های شیرابه، نمونه‌های خاک و نمونه چاه دستی WV

Ni ($\frac{mg}{kg}$) و BPA ($\frac{ng}{g}$) نمونه‌های خاک در شهرهای ایران و جهان در جدول (۷) آورده شده است مقایسه غلظت BPA در بین نمونه‌های آب (چاه و چشمه) و خاک نشان می‌دهد که غلظت BPA در نمونه‌های آب (چاه و چشمه) در اغلب موارد تشخیص داده نشد و تنها در نمونه آب چاه دستی WV غلظت بیشتری نسبت به نمونه‌های خاک نشان می‌دهد. در رابطه با نمونه‌های خاک بالا بودن غلظت BPA خصوصاً در نمونه‌های برداشت شده از مناطق دورتر نسبت به محل دفن پسماند جابه‌جا شدن ضایعات پلاستیکی و خاک منطقه در اثر وزش باد و عدم پوشش گیاهی در منطقه است. غلظت BPA در نمونه‌های خاک نسبت به نمونه آب چاه دستی WV به مراتب کمتر یافت شد. غلظت BPA نمونه‌های خاک محل دفن پسماند

جدول ۷. مقایسه غلظت Cu، Pb، Cd و Ni (mg/kg) و BPA (ng/g) نمونه‌های خاک در شهرهای ایران و جهان

شهر، کشور	Pb	Cu	Cd	Ni	BPA	مرجع
IRAN, Shahrekord	-	۱۶۴/۵۳	-	-	-	(۱)
Greece, Thessaloniki	۶/۳۸	۵/۶۳	۳/۸۸	۲/۵۰	-	(۱۵)
Italy, Rome	۳۲	۱۸	۱	۲۰	-	(۹)
Australia	-	-	-	-	۰/۰۰۵	(۱۷)
Brazil	-	-	-	-	۰/۰۲	(۲۲)

خطرات ناشی از آنها توصیه می‌گردد.

سپاسگزاری

این مقاله بخشی از پایان‌نامه کارشناسی ارشد در سال ۱۳۹۳ است که با حمایت و همکاری سازمان مدیریت پسماند شهر همدان و دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس انجام شده است.

به دلیل وجود حجم بالای پسماندهای الکترونیکی است. غلظت بالای ترکیب BPA در نمونه‌های خاک، شیرابه و نمونه آب چاه دستی W7 به دلیل وجود حجم بالای پسماندهای پلاستیکی است. عدم کنترل پسماندهای شهری و بیمارستانی همدان، عدم جداسازی پسماندهای خطرناک، ایجاد شیرابه و دفن نادرست آنها آلودگی‌های محیط‌زیستی و بهداشتی را ایجاد می‌کنند. از این رو جمع‌آوری، تصفیه و دفن بهداشتی آنها برای کاهش

منابع مورد استفاده

۱. حاتمی منش، م.، م. میرزایی، م. غلامعلی فرد، ع. ریاحی بختیاری و م. صادقی. ۱۳۹۲. بررسی میزان فلزات مس، روی و کروم در خاک‌های محل دفن زباله‌های شهری و خاکستر زباله‌های بیمارستانی شهرکرد، مجله سلامت و محیط ۸(۱): ۶۶-۵۷.
۲. خانلری، غ.، ع. طالب بیدختی، ع. ا. مومنی و ح. ر. احمدی. ۱۳۹۱. تأثیر شیرابه‌های محل دفن زباله همدان بر آب‌های زیر زمینی، مجله انجمن زمین‌شناسی مهندسی ایران ۳ و ۴: ۹۲-۸۱.
۳. شکوه، ع.، ا. صفری و ح. هاشمی. ۱۳۹۲. بررسی کیفیت شیرابه حاصل از محل دفن زباله شهری و کارخانه کمپوست، مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست ۱۵(۴): ۹۹-۱۰۵.
۴. کاظمی، ع. ۱۳۹۰. تأثیر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شیرابه مکان دفن شهری روی غلظت بیس فنل‌آ، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس.
5. Abd El-Salam, M. M. and G. I. Abu-Zuid. 2014. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. J. Adv. Res. 6(4): 579-586
6. Abu-Daibes, M., H. A. Qdais and H. Alsyouri. 2013. Assessment of heavy metals and organics in municipal solid waste leachates from landfills with different ages in Jordan. J. Environ. Prot. 4: 344-352.
7. Altındağ, A. and S. Yiğit. 2005. Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey. J. Chem. 60(4):552-56.
8. Asakura, H., T. Matsuto and N. Tanaka. 2004. Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan. J. Waste Manag. 24(6): 613-622.
9. Barbieri, M., G. Sappa, S. Vitale, B. Parris and M. Battistel. 2014. Soil control of trace metals concentrations in landfills: A case study of the largest landfill in Europe, Malagrotta, Rome. J. Geochem. Explor. 143: 146-154.
10. Ben-Jonathan, N. and R. Steinmetz. 1998. Xenoestrogens: the emerging story of bisphenol A. J. TEM. 9(3): 124-128.

11. Buszka, P. M., D. J. Yeskis, D. W. Kolpin, E. T. Furlong, S. D. Zaugg and M. T. Meyer. 2009. Waste-indicator and pharmaceutical compounds in landfill leachate-affected ground water near Elkhart, Indiana, 2000–2002. *J. Bull Environ. Contam. Toxicol.* 82(6):653-59.
12. Félix-Cañedo, T. E., J. C. Durán-Álvarez and B. Jiménez-Cisneros. 2013. The occurrence and distribution of a group of organic micropollutants in Mexico City's water sources. *J. Sci. Total Environ.* 454: 109-118.
13. Han, D., X. Tong, M. J. Currell, G. Cao, M. Jin and C. Tong. 2014. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *J. Geochem Explor.* 136: 24-39.
14. Yaghmaeian K, A. B. Mehdi and K. A. Khoda. 2011. Institute of Waste Management of Hamedan Municipality Master Plan for the central area of the province Waste Management Hamedan, Open-file report 83-789, Chapter A1.
15. Kalmykova, Y., N. Moona, A. M. Strohmvall and K. Björklund. 2014. Sorption and degradation of petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachate using sand, activated carbon and peat filters. *J. Water Res.* 56: 246 -57.
16. Kasassi, A., P. Rakimbei, A. Karagiannidis, A. Zabaniotou, K. Tsiouvaras, A. Nastis and K. Tzafepoulou. 2008. Soil contamination by heavy metals: Measurements from a closed unlined landfill. *J. Bioresour Technol.* 99(18): 8578-8584.
17. Kurata, Y., Y. Ono and Y. Ono. 2008. Occurrence of phenols in leachates from municipal solid waste landfill sites in Japan. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 10(2):144-52.
18. Langdon, K. A., M. S. Warne, R. J. Smernik, A. Shareef and R. S. Kookana. 2013. Comparison of degradation between indigenous and spiked bisphenol A and triclosan in a biosolids amended soil. *J. Sci. Total Environ.* 447: 56-63.
19. Melnyk, A., K. Kuklińska, L. Wolska and J. Namieśnik. 2014. Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *J. Environ. Res.* 135: 253-61.
20. Mortazavi, S., A. Riyahi Bakhtiari, A. E. Sari, N. Bahramifar and F. Rahbarizade. 2012. Phenolic endocrine disrupting chemicals (EDCs) in Anzali Wetland, Iran: Elevated concentrations of 4-nonylphenol, octylphenol and bisphenol A. *J. Marine Poll. Bull.* 64(5): 1067-1073.
21. Øygard, J. K., A. Måge and E. Gjengedal. 2004. Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate. *J. Water Res.* 38(12): 2851-58.
22. Ridgway, B. 2005. Environmental management system provides tools for delivering on environmental impact assessment commitments. *J. IAPA.* 23(4): 325-31.
23. Viecelli, N. C., R. P. Baldasso, I. N. Filho and K. L. Manfredini. 2014. Occurrence of Bisphenol A in soil and leachate of a municipal landfill: effect of the sample acidification. *J. Sci. Cum. Ind.* 2(1): 10-14.
24. Xiangli, L., L. Li, Z. Shichon, L. Chongyu and L. Tiangang. 2006. Occurrence of Bisphenol A in soil and leachate of a municipal landfill: effect of the sample acidification. *J. Anal. Chem.* 34(3): 325-28.
25. Yamamoto, T., A. Yasuhara, H. Shiraishi and O. Nakasugi. 2001. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *J. Chem.* 42(4): 415-418.
26. Yap, C. K., A. Ismail, S. G. Tan and H. Omar. 2002. Correlations between speciation of Cd, Cu, Pb and Zn in sediment and their concentrations in total soft tissue of green-lipped mussel *Perna viridis* from the west coast of Peninsular Malaysia. *J. Environ. Int.* 28 (1):117-26.

Investigating the Impact of Hamedan Landfill on Groundwater and Soil

K. Kakaei and A. Riyahi Bakhtiari^{1*}

(Received: Sept. 24-2016; Accepted: April 18-2017)

Abstract

Landfill sites are one of the most important sources of contaminant entry to the environment. In this research, the concentrations of Cu, Pb, Ni, Cd, and organic compound BPA in Hamadan landfill were evaluated to determine the status of its burial environment in 2014. Seven water samples (2 samples from spring and 5 samples from well), 2 leachate samples and 15 soil samples were collected from Hamadan landfill. Evaluation of the concentrations of Cu, Pb, Ni, Cd and the organic compound BPA was done by atomic absorption and gas chromatography with mass spectrometry. The concentrations of metals (Cu, Pb, Ni and Cd) in water samples (wells and springs) $Pb < Cu < Cd < Ni$, the leachate samples $Cu < Pb < Ni < Cd$ and finally, the soil samples $Cd < Cu < Pb < Ni$, were obtained, respectively. Water samples (wells and springs), only in a 7W handheld water well sample (the nearest to the buried well) related to BPA 22.35 ($\mu\text{g}/\text{l}$) composition, waste leachate samples for the concentrations of BPA, 103.3 ($\mu\text{g}/\text{l}$), and soil samples for the combined concentration of BPA 5.52 (ng/g) were obtained. High concentrations of Ni, Pd and Cd and high concentrations of BPA in the samples of leachate composition, soil samples of landfill, and the 7W handheld water well samples were due to the high volume of electronic waste and plastic waste.

Keywords: Landfill site, Metals, Organic Compound BPA, Hamedan.

1. Dept. of Environ., faculty of Natural Resour., Tarbiat Modares Univ., Noor, Mazandaran, Iran.

*: Corresponding Author, Email: riahi@modares.ac.ir