



دانشکده علوم زمین

موضوع:

بررسی اثرات زیست محیطی مکان دفن زباله شهر

ساری بر کیفیت منابع آب منطقه

دانشجو: مهدی حسنی داویجانی

اساتید راهنما:

دکتر غلامحسین کرمی

دکتر غلامعباس کاظمی

پایان نامه ارشد جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده :

گروه :

پایان نامه کارشناسی ارشد (رساله دکتری) آقای / خانم

تحت عنوان:

در تاریخ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد مورد ارزیابی و با درجه
..... مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه

Hasani M., Karami G.H., Kazemi G.H., (2009) "Evaluating the source of water input to the landfill of Sari", International Conference on water resource, shahrood.

حسنى م، كرمى غ، كاظمى غ، (۱۳۸۷)، بررسى اثر لندفيل شهر سارى بر غلظت عناصر Se, Br, Hg, Mo, P در آبراهه‌هاى پايين دست، چهارمىن همائش مى زمين شناسى و محيط زيست، ص ۱۶۷ تا ۱۷۴، اسلامشهر.

حسنى م، كرمى غ، كاظمى غ، (۱۳۸۷)، بررسى غلظت فلزات سنگين در آبراهه هاى پايين دست لندفيل سارى، سومين همائش مهندسى و نمايشگاه تخصصى محيط زيست، ۶ ص، تهران.

*To all the people who made me
the man I am*

شایسته است از زحمات خالصانه اساتید محترم جناب آقای دکتر
غلامحسین کرمی و غلامعباس کاظمی که در طول تحقیق و تدوین پایان-
نامه اینجانب را حمایت و راهنمایی کردند و از کمک‌ها و مشاوره‌های اساتید
محترم گروه زمین‌شناسی کمال قدردانی و تشکر را نمایم. همچنین از تمامی
دوستانی که در این راه به بنده یاری رساندند به ویژه آقایان مهندس ثوابی و
پروانه قدردانی خود را ابراز می‌دارم. از آقای شاه حسینی و خانم سعیدی که
در امور آموزشی بنده را یاری نموده‌اند نهایت سپاس را دارم.

چکیده

به منظور بررسی آلودگی آب‌های سطحی مجاور و پایین دست لندفیل ساری نمونه‌برداری‌های متعددی از این آب‌ها در تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹، ۱۳۸۷/۷/۵، ۱۳۸۷/۷/۱۲ و ۱۳۸۷/۹/۱۶ انجام شد. مقدار بارندگی در تاریخ‌های مذکور متفاوت بود. مقادیر هدایت الکتریکی و pH برای ۲۲ نمونه برداشت شده اندازه‌گیری گردید. مقایسه نتایج نمونه‌برداری نشان می‌دهد که تفاوت قابل ملاحظه‌ای در مقدار هدایت الکتریکی در مراحل مختلف نمونه‌برداری وجود دارد، حداقل و حداکثر آن به ترتیب برابر با ۵۸۰۰ و ۱۲۱۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد و با افزایش مقدار بارندگی مقدار هدایت الکتریکی به علت رقیق‌شدگی کاهش می‌یابد. حداقل و حداکثر pH به ترتیب برابر با ۶/۹ و ۸/۷ می‌باشد و با افزایش مقدار بارندگی pH به هفت و حالت طبیعی نزدیک می‌شود. مهم‌ترین عناصر بررسی شده شامل نیکل، کبالت، مولیبدن، روی، مس، آرسنیک، جیوه، کروم، بر، وانادیوم، برم، استرنسیم، آلومینیم، آهن، منگنز و باریوم بودند. بررسی نشان داد که غلظت اکثر عناصر در آبراهه در پایین دست لندفیل به طور قابل توجهی نسبت به بالا دست لندفیل افزایش دارد. غلظت بعضی از عناصر مانند آلومینیم و نیکل بیش از ۱۰۰۰ برابر و آهن، کبالت، روی، مس، آرسنیک، جیوه بیش از ۱۰۰ برابر نسبت به بالا دست لندفیل افزایش نشان می‌دهند و این امر نشان دهنده آن است که منشاء اکثر عناصر به استثناء باریوم، منگنز، آهن و آلومینیم شیرابه حاصل از لندفیل و ورود آن به آبراهه می‌باشد. در مورد این چهار عنصر مجموعه عوامل زمین‌شناسی و طبیعی، وجود زمین‌های کشاورزی، تحرک این عناصر در فواصل دورتر از لندفیل و وجود آلاینده‌ها با منشاء نقطه‌ای (Source point) تعیین کننده می‌باشند. مقایسه تغییرات زمانی غلظت فلزات نشان داد که بعضی از عناصر تغییرات ناچیز و

بعضی دیگر (عمده عناصر) تغییرات زیادی را از خود نشان می‌دهند. با مقایسه عناصر مختلف در سه مرحله نمونه‌برداری مشخص شد که غلظت اکثر عناصر با افزایش مقدار بارندگی و رقیق شدگی غلظت آن‌ها کاهش می‌یابد. مقادیر شاخص فلزی برای عناصر سنگین اندازه‌گیری شده در آبراهه پایین دست لندفیل به طور قابل ملاحظه‌ای نسبت به بالا دست لندفیل افزایش یافته و بیشتر از یک می‌باشد. مقدار شاخص فلزی برای نمونه بالا و پایین دست لندفیل به ترتیب برابر ۰/۳۳ و ۱۱/۸ می‌باشد. عناصر آرسنیک، مولیبدن و جیوه نسبت به سایر عناصر نقش تعیین‌کننده‌تری را در افزایش مقدار شاخص فلزی نمونه‌های پایین دست ایفا می‌کنند. هم‌چنین با بررسی تنها نمونه آب زیرزمینی گرفته شده از بیمارستان شهید زارع، عناصر آلوده‌کننده و بیشتر از حد استاندارد مانند برم، آنتیموان، اورانیوم و کاتیون‌های اصلی از جمله کلسیم در این نمونه مشاهده شد. در بررسی نتایج حاصل از آنالیز کاتیون‌های اصلی نمونه‌های آب‌های سطحی مشاهده شد که غلظت پتاسیم، سدیم، منیزیم و کلسیم در آبراهه پایین دست لندفیل به ترتیب ۱۲۵، ۷۲، ۱۵ و ۳ برابر نسبت به بالا دست لندفیل افزایش داشته و از استاندارد مجاز نیز بسیار بالاتر می‌باشد. به جز کلسیم که دارای منشاء زمین‌شناسی نیز است منشاء بقیه کاتیون‌ها شیرابه لندفیل می‌باشد. با مقایسه غلظت آنیون‌ها در بالا و پایین دست لندفیل مشخص شد که آنیون‌های اصلی مانند سولفات، کلر، نیترات، فسفات و بی‌کربنات به ترتیب حدود ۳۶۰، ۳۸، ۱۶، ۱۸ و ۳ برابر نسبت به بالا دست افزایش داشته و از استاندارد مجاز نیز بالاتر می‌باشند.

با اندازه‌گیری میزان سرعت نفوذ پایه در قسمت‌های مختلف لندفیل و زمین‌های اطراف، دو منشاء برای نفوذ آب به لندفیل مشخص شد که شامل قسمت جنوب شرقی لندفیل که بدون پوشش است و جنگل‌های اطراف لندفیل می‌باشد. هم‌چنین حجم آب ورودی سالیانه از قسمت‌های بدون پوشش و دارای لایه پوشاننده رسی به ترتیب برابر با ۴۳۳ و ۸۵۳۵ متر مکعب در سال برآورد شد. با توجه به مطالعات صورت گرفته می‌توان گفت که این لندفیل با مساحت و ضخامت بالا به عنوان یک عامل آلوده‌کننده مهم برای منابع آب منطقه مطرح می‌باشد.

کلمات کلیدی: ساری، لندفیل، شیرابه، آلودگی آب

فهرست

ج	تصویب نامه
د	تقدیم اثر
ه	تشکر و قدردانی
و	اقرار نامه و واگذاری حقوق
ز	چکیده
ح	لیست مقالات مستخرج از پایان نامه
ط	فهرست

فصل اول: مقدمه

۲	۱-۱- بیان مسئله
۲	۲-۱- اهداف تحقیق
۳	۳-۱- موقعیت جغرافیایی
۴	۴-۱- وضعیت آب و هوایی
۶	۵-۱- زمین شناسی عمومی منطقه
۶	۱-۵-۱- چینه شناسی منطقه
۹	۲-۵-۱- تکتونیک و زمین ساخت منطقه
۱۰	۶-۱- ژئومورفولوژی منطقه
۱۱	۷-۱- هیدرولوژی منطقه مورد مطالعه
۱۳	۸-۱- هیدروژئولوژی منطقه مورد مطالعه

فصل دوم: مروری بر تحقیقات انجام شده در خصوص تأثیر شیرابه بر کیفیت منابع آب

۱۵.....	۱-۲- جایگاه دفن زباله در جهان
۱۵.....	۲-۲- جایگاه دفن زباله در ایران
۱۶.....	۳-۲- لندفیل
۲۰.....	۴-۲- شیرابه
۲۲.....	۱-۴-۲- مراحل مختلف تشکیل شیرابه
۲۵.....	۲-۴-۲- تأثیرات سن لندفیل بر ترکیبات شیرابه
۲۷.....	۳-۴-۲- تأثیرات باران و تغییرات فصلی بر ترکیب شیرابه
۲۸.....	۴-۴-۲- مسمومیت‌زایی شیرابه
۲۹.....	۵-۴-۲- محتوای مواد آلی موجود در شیرابه
۳۰.....	۶-۴-۲- عناصر کمیاب موجود در شیرابه
۳۰.....	۷-۴-۲- فلزات سنگین موجود در شیرابه
۳۴.....	۱-۷-۴-۲- فرایند تحرک فلزات سنگین در لندفیل
۳۵.....	۸-۴-۲- نفوذپذیری لندفیل

فصل سوم: روش انجام تحقیق و مطالعات

۳۸.....	۱-۳- جمع‌آوری آمار و اطلاعات و تهیه نقشه
۳۹.....	۲-۳- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و اسیددیده آب‌های سطحی و زیرزمینی
۴۰.....	۳-۳- نمونه‌برداری از آب‌های سطحی و زیرزمینی
۴۰.....	۴-۳- اندازه‌گیری غلظت عناصر در شیرابه حاصل از زباله و منابع آب با استفاده از روش ICP
۴۱.....	۵-۳- تعیین غلظت یون‌های اصلی موجود در آب‌های سطحی
۴۱.....	۶-۳- انجام آزمایش نفوذ به روش استوانه مضاعف در لندفیل و زمین‌های اطراف

فصل چهارم: ارزیابی غلظت آلاینده‌ها در پایین دست لندفیل ساری

۴۴.....	۱-۴- اندازه‌گیری‌های انجام شده در محل نمونه‌برداری
۴۶.....	۱-۱-۴- بررسی قابلیت هدایت الکتریکی

۴۷	۲-۱-۴- بررسی اسیدیته
۴۸	۲-۴- اندازه‌گیری غلظت عناصر در آزمایشگاه
۴۸	۱- نیکل
۴۹	۲- کبالت
۵۰	۳- مولیبدن
۵۰	۴- روی
۵۱	۵- مس
۵۲	۶- آرسنیک
۵۲	۷- جیوه
۵۳	۸- کروم
۵۴	۹- بر
۵۴	۱۰- وانادیوم
۵۵	۱۱- برم
۵۶	۱۲- استرنسیم
۵۶	۱۳- آلومینیم
۵۷	۱۴- آهن
۵۸	۱۵- منگنز
۵۹	۱۶- باریم
۶۰	۳-۴- مقایسه غلظت عناصر در سه مرحله نمونه‌برداری
۶۷	۴-۴- بررسی کیفی میزان آلودگی به عناصر سنگین در آب‌های سطحی
۶۸	۵-۴- بررسی آلودگی آب زیرزمینی
۶۹	۶-۴- بررسی تغییرات غلظت کاتیون‌های اصلی در آبراهه
۶۹	۱- سدیم
۷۰	۲- پتاسیم
۷۱	۳- کلسیم

- ۴- منیزیم ۷۲
- ۴-۷- مقایسه غلظت کاتیون‌های اصلی در سه مرحله نمونه‌برداری ۷۳
- ۴-۸- مقایسه غلظت آنیون‌های اصلی در بالا و پایین دست آبراهه ۷۵
- ۱- نیترات ۷۵
- ۲- فسفات ۷۶
- ۳- کلر ۷۶
- ۴- سولفات ۷۷
- ۵- کربنات و بی‌کربنات ۷۸

فصل پنجم: بررسی منشاء آب ورودی به لندفیل ساری

- ۵-۱- برآورد سرعت نفوذ پایه در لایه‌های رسی پوشاننده و زمین‌های مجاور ۸۱
- ۵-۲- محاسبه حجم آب ورودی سالیانه به لندفیل ۸۵

فصل ششم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

- ۶-۱- ارزیابی مقادیر هدایت الکتریکی و اسیدیته ۸۸
- ۶-۲- بررسی غلظت آنیون‌های اصلی در بالا و پایین دست آبراهه ۸۹
- ۶-۳- بررسی آلاینده‌ها در آب زیرزمینی ۸۹
- ۶-۴- بررسی غلظت عناصر سنگین، اصلی و فرعی در آب‌های سطحی منطقه ۸۹
- ۶-۵- برآورد میزان آلودگی آب‌های سطحی به عناصر سنگین ۹۰
- ۶-۶- بررسی منشاء آب ورودی به لندفیل ساری ۹۱
- ۶-۷- پیشنهادها ۹۲

منابع و مراجع ۹۴

فهرست اشکال

- شکل ۱-۱: موقعیت جغرافیایی و راه‌های دستیابی به منطقه ۳
- شکل ۱-۲: رسوبات مارنی و رسی در شمال محل دفن زباله ۷
- شکل ۱-۳: نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه ۸
- شکل ۱-۴: نمایی از ژئومورفولوژی منطقه و محل دفن زباله ۱۰
- شکل ۱-۵: مسیر شیرابه ورودی در بخش غربی محل دفن زباله ۱۱
- شکل ۱-۶: آبندان آبندانکش در بخش غربی محل دفن زباله ۱۱
- شکل ۱-۷: نمایی از لندفیل و مسیر حرکت آبراهه ۱۲
- شکل ۱-۲: لندفیل مدرن و اجزاء تشکیل دهنده آن ۱۹
- شکل ۱-۳: نحوه اندازه‌گیری سرعت نفوذ پایه به روش استوانه مضاعف ۴۲
- شکل ۱-۴: موقعیت نقاط نمونه‌برداری در برداشت‌های مختلف ۴۴
- شکل ۲-۴: نمودار شولر مقادیر هدایت الکتریکی آب‌های سطحی برای چهار مرحله نمونه برداری... ۴۶
- شکل ۳-۴: نمودار شولر مقادیر اسیدیته آب‌های سطحی برای چهار مرحله نمونه برداری..... ۴۷
- شکل ۴-۴: غلظت نیکل در نقاط مختلف آبراهه ۴۹
- شکل ۵-۴: غلظت کبالت در نقاط مختلف آبراهه ۴۹
- شکل ۶-۴: غلظت مولیبدن در نقاط مختلف آبراهه ۵۰
- شکل ۷-۴: غلظت روی در نقاط مختلف آبراهه ۵۲

- شکل ۴-۸- غلظت مس در نقاط مختلف آبراهه ۵۱
- شکل ۴-۹- غلظت آرسنیک در نقاط مختلف آبراهه ۵۲
- شکل ۴-۱۰- غلظت جیوه در نقاط مختلف آبراهه ۵۳
- شکل ۴-۱۱- غلظت کروم در نقاط مختلف آبراهه ۵۳
- شکل ۴-۱۲- غلظت بر در نقاط مختلف آبراهه ۵۴
- شکل ۴-۱۳- غلظت وانادیوم در نقاط مختلف آبراهه ۵۵
- شکل ۴-۱۴- غلظت برم در نقاط مختلف آبراهه ۵۵
- شکل ۴-۱۵- غلظت استرنسیم در نقاط مختلف آبراهه ۵۶
- شکل ۴-۱۶- غلظت آلومینیم در نقاط مختلف آبراهه ۵۷
- شکل ۴-۱۷- غلظت آهن در نقاط مختلف آبراهه ۵۸
- شکل ۴-۱۸- غلظت منگنز در نقاط مختلف آبراهه ۵۹
- شکل ۴-۱۹- غلظت باریم در نقاط مختلف آبراهه ۵۹
- شکل ۴-۲۰- مقایسه غلظت مولیبدن در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۱
- شکل ۴-۲۱- مقایسه غلظت آنتیموان در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۱
- شکل ۴-۲۲- مقایسه غلظت سیلیسیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۱
- شکل ۴-۲۳- مقایسه غلظت قلع در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۱
- شکل ۴-۲۴- مقایسه غلظت اورانیوم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۲
- شکل ۴-۲۵- مقایسه غلظت جیوه در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۲
- شکل ۴-۲۶- مقایسه غلظت روی در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۲
- شکل ۴-۲۷- مقایسه غلظت استرنسیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۲
- شکل ۴-۲۸- مقایسه غلظت آرسنیک در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۳
- شکل ۴-۲۹- مقایسه غلظت آلومینیوم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۳
- شکل ۴-۳۰- مقایسه غلظت کروم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۴
- شکل ۴-۳۱- مقایسه غلظت کبالت در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۴
- شکل ۴-۳۲- مقایسه غلظت نیکل در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۴

- شکل ۴-۳۳- مقایسه غلظت آهن در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۴
- شکل ۴-۳۴- مقایسه غلظت بر در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۵
- شکل ۴-۳۵- مقایسه غلظت لیتیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۵
- شکل ۴-۳۶- مقایسه غلظت مس در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۵
- شکل ۴-۳۷- مقایسه غلظت روییدیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۵
- شکل ۴-۳۸- مقایسه غلظت فسفر در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۶
- شکل ۴-۳۹- مقایسه غلظت وانادیوم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۶
- شکل ۴-۴۰- مقایسه غلظت گوگرد در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۶
- شکل ۴-۴۱- مقایسه غلظت برم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۶
- شکل ۴-۴۲- مقایسه غلظت منگنز در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۷
- شکل ۴-۴۳- مقایسه غلظت باریم در سه مرحله نمونه‌برداری ۶۷
- شکل ۴-۴۴- مقایسه شاخص فلزی در بالا و پایین دست لندفیل ۶۸
- شکل ۴-۴۵- غلظت سدیم در نقاط مختلف آبراهه ۷۰
- شکل ۴-۴۶- غلظت پتاسیم در نقاط مختلف آبراهه ۷۱
- شکل ۴-۴۷- غلظت کلسیم در نقاط مختلف آبراهه ۷۲
- شکل ۴-۴۸- غلظت منیزیم در نقاط مختلف آبراهه ۷۳
- شکل ۴-۴۹- مقایسه غلظت سدیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۷۴
- شکل ۴-۵۰- مقایسه غلظت پتاسیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۷۴
- شکل ۴-۵۱- مقایسه غلظت کلسیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۷۴
- شکل ۴-۵۲- مقایسه غلظت منیزیم در سه مرحله نمونه‌برداری ۷۵
- شکل ۴-۵۳- مقایسه غلظت نیترات در بالا و پایین دست آبراهه ۷۶
- شکل ۴-۵۴- مقایسه غلظت فسفات در بالا و پایین دست آبراهه ۷۷
- شکل ۴-۵۵- مقایسه غلظت کلر در بالا و پایین دست آبراهه ۷۷
- شکل ۴-۵۶- مقایسه غلظت سولفات در بالا و پایین دست آبراهه ۷۸
- شکل ۴-۵۷- مقایسه غلظت کربنات و بی‌کربنات در بالا و پایین دست آبراهه ۷۹

شکل ۵-۵۸- منحنی نفوذ تجمعی - زمان تجمعی در محل‌های انجام آزمایش ۸۳

شکل ۵-۵۹- نمایی از لندفیل و قسمت بدون پوشش در جنوب شرقی آن ۸۶

فهرست جداول

جدول ۱-۱- میانگین ماهانه درجه حرارت، بارندگی و تبخیر در منطقه (۱۳۸۶-۱۳۶۹) ۵

جدول ۱-۲- حداکثر غلظت فلزات سنگین آب آبیاری و اثر آن بر روی گیاهان ۳۳

جدول ۲-۲- مخاطرات فلزات سنگین به صورت ترکیبات محلول برای انسان ۳۴

جدول ۱-۴- مقادیر pH و EC اندازه‌گیری شده در چهار مرحله نمونه‌برداری ۴۴

جدول ۲-۴- غلظت عناصر آلوده کننده آب زیرزمینی ۶۹

جدول ۱-۵- اطلاعات مربوط به اندازه‌گیری نفوذ با استوانه مضاعف در منطقه مورد مطالعه ۸۲

جدول ۲-۵- ضرایب نفوذ و نفوذ پذیری پایه در چهار محل مورد آزمایش ۸۴

فصل اول

مقدمه

۱-۱- بیان مسئله

یکی از موضوعات مهم در کشور ما مشکل دفن زباله و اثرات حاصل از ورود شیرابه‌ها به آب‌های سطحی و زیرزمینی و آلوده شدن آن‌هاست. در مناطق شمالی کشور به علت تمرکز جمعیت، بالا بودن سطح آب زیرزمینی، بارندگی و رطوبت فراوان این مسئله تشدید می‌شود. در شهر ساری به خاطر مهاجرت بالا از روستا به شهر و وجود مسافریین زیاد و همچنین به خاطر عدم وجود زباله سوز و کارخانجات کمپوست، مسئولین زیربط ناچار به دفن زیرزمینی زباله‌ها در داخل حوضه آبرگیر منطقه شده‌اند. بدیهی است که استفاده از این روش صدماتی را به منابع آب منطقه وارد می‌نماید. تا سال ۱۳۸۴ زباله‌های تولید شده در شهر ساری و توابع آن در منطقه‌ای به نام سمسکنده^۱ در بخش شرقی رودخانه تجن دفن می‌شده است (محل دفن کنونی زباله در جاده کیاسر می‌باشد). در این منطقه یک لندفیل بزرگ با مساحت تقریبی ۸۰۰۰۰ متر مربع در کنار یک آبراهه ایجاد شده است که شیرابه‌های ناشی از آن از طریق این آبراهه به رودخانه تجن سرازیر می‌شوند. شیرابه‌های مذکور همانند سایر لندفیل‌ها حاوی فلزات سنگین و عناصر کمیاب می‌باشند که می‌توانند باعث آلودگی منابع آب و خاک شوند.

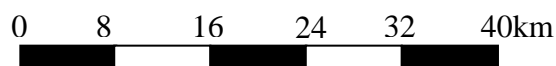
۱-۲- اهداف تحقیق

هدف کلی این پایان نامه بررسی اثرات زیست محیطی مکان دفن زباله شهر ساری بر کیفیت منابع آب منطقه می‌باشد. از آنجایی که در منطقه سمسکنده تا کنون هیچگونه مطالعه جامعی در خصوص غلظت فلزات سنگین در شیرابه حاصله از محل دفن زباله انجام نشده است، یکی از اهداف مهم این پایان نامه تعیین غلظت فلزات سنگین و عناصر کمیاب خطرناک و آلوده کننده و تعیین میزان حجم آب نفوذی به لندفیل مذکور می‌باشد.

^۱ - Semeskandeh

۳-۱- موقعیت جغرافیایی

منطقه سمسکنده حدود ۵ کیلومتری جنوب شرقی ساری واقع شده است و راه دسترسی به آن از طریق جاده اصلی آسفالته ساری - نکا می‌باشد. شکل (۱-۱) موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.



شکل ۱-۱ منطقه مورد مطالعه (مستطیل سفید)

لندفیل مورد نظر با مساحت ۸ هکتار و با ضخامت حدود ۱۰۰ متر در محدوده‌ای بین طول‌های جغرافیایی ۵۳ درجه و ۸ دقیقه تا ۵۳ درجه و ۹ دقیقه طول شرقی و از ۳۶ درجه و ۳۳ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۴ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. منطقه مورد مطالعه از اطراف به جنگل شهید زارع و در مجاورت جاده زرین آباد به سمسکنده وجود دارد. این محدوده از شمال به روستای سمسکنده بالا، قورتیکلا و جاده ساری - نکا، از غرب به رودخانه تجن و شهرستان ساری، از شرق به محدوده شرکت شمالیت و سورک و از جنوب به محدوده ارتفاعات که دارای روستاهای اسپورز، زرین‌آباد بالا و پایین و از جنوب غربی به روستاهای آبندان‌کش، نقارچی محله و لاکدشت محدود می‌گردد.

در حال حاضر عمده‌ترین محصولات کشاورزی که در بخش پایین دست محدوده دفن زباله کشت و برداشت می‌گردد، برنج و مرکبات می‌باشد که برای آبیاری آن‌ها از زهکش‌های آب رودخانه تجن و چاه‌های کم عمق استفاده می‌گردد. منابع تأمین آب شرب بخش‌های مختلف مسکونی، تجاری و اداری در بخش‌های پایین دست شمالی محل دفن زباله عمدتاً از چاه‌های عمیق می‌باشد (مانند مرکز استعداد‌های درخشان) و در بخش‌های پایین دست شمال غربی و شرقی، از چاه‌های کم عمق و شبکه شهری استفاده می‌نمایند (مانند رستوران حاج حسن). منابع آب سطحی موجود در منطقه شامل دو رشته نهر انشعابی از رودخانه تجن بوده که یکی از آن‌ها اختصاصی و دیگری حق آب شهر سورک می‌باشد. قنات‌های منطقه هشت رشته بوده که دو رشته از آن‌ها به صورت زهکش می‌باشد و بعضی از آن‌ها متروکه شده و به صورت یک کانال از آن‌ها استفاده می‌شود (عمادی ۱۳۸۳).

۱-۴- وضعیت آب و هوایی

منطقه مورد مطالعه در شمال رشته کوه البرز در ناحیه شرق استان مازندران قرار گرفته و ارتفاع آن از سطح دریا به طور متوسط در حدود ۱۲۵ متر می‌باشد. از نظر اقلیم‌شناسی، این ناحیه دارای تابستان‌های نسبتاً ملایم و مرطوب و زمستان‌های معتدل می‌باشد. با توجه به نزدیکی به دریای خزر، هوای منطقه مرطوب بوده و میزان رطوبت آن بین ۷۵ تا ۹۰ درصد متغیر می‌باشد. مقدار بارندگی در

قسمت‌های مختلف منطقه دارای تغییرات اندکی بوده ولی به طور کلی از جنوب به شمال دشت کاهش می‌یابد. متوسط بارندگی سالیانه در این ناحیه با توجه به آمارهای سازمان هواشناسی در حدود ۹۲۲ میلی‌متر و حداکثر آن در فصول پاییز و زمستان و حداقل آن مربوط به فصول بهار و تابستان می‌باشد. نزولات جوی منطقه غالباً به صورت باران بوده و گاهی دارای شدت زیادی می‌باشد. این ریزش‌ها در محدوده حوضه آبرگیر منطقه مورد مطالعه علاوه بر باران در تابستان، در زمستان به صورت برف بوده که ذوب آن تا اردیبهشت ماه به طول می‌انجامد. گرم‌ترین ماه‌های سال تیر و مرداد و سردترین آن بهمن ماه می‌باشد. این منطقه جزء مناطق مرطوب مدیترانه‌ای به حساب می‌آید. متوسط درجه حرارت، متوسط بارندگی ماهانه و متوسط تبخیر در منطقه مورد مطالعه در جدول (۱-۱) ارائه شده است (اداره هواشناسی استان مازندران ۱۳۸۶).

جدول ۱-۱- میانگین ماهانه درجه حرارت، بارندگی و تبخیر در منطقه (۱۳۸۶ تا ۱۳۶۹)

(اداره هواشناسی استان مازندران ۱۳۸۶)

ماه	درجه حرارت (°C)	بارندگی (mm)	تبخیر (mm)
مهر	۲۰/۳	۹۶/۷	۸۱/۹
آبان	۱۴/۹	۱۳۳/۲	۵۲/۱
آذر	۱۰/۴	۱۱۹/۸	۳۳/۹
دی	۸/۳	۹۱/۲	۲۷/۲
بهمن	۷/۵	۶۶/۵	۵/۳۴
اسفند	۹/۶	۷۷/۲	۴۶/۲
فروردین	۱۳/۶	۷۶/۴	۸۴/۱
اردیبهشت	۱۷/۸	۵۲/۲	۱۰۳/۲
خرداد	۲۲/۹	۳۱/۹	۱۶۱
تیر	۲۵/۳	۴۳/۷	۱۵۸/۴
مرداد	۲۶/۹	۴۵/۶	۱۶۶/۸
شهریور	۲۴/۴	۸۷/۶	۱۲۰/۶
سالانه	۱۶/۸	۹۲۲	۱۰۴۷/۷

۱-۵- زمین شناسی عمومی منطقه

با توجه به نقشه واحدهای ساختمانی- رسوبی ایران با مقیاس ۱ به ۱۰۰/۰۰۰، منطقه مورد مطالعه در زون گرگان- رشت قرار دارد. این زون شامل مناطقی است که حاشیه دریای خزر را فرا گرفته و در شمال گسل البرز قرار دارد. بخش اعظم آن توسط رسوبات عهد حاضر که شامل انواع رودخانه‌ای و ساحلی پوشیده شده و پیدایش این زون مربوط به پرکامبرین است. از خصوصیات این زون دگرشیبی لایه‌های میوسن بر روی سنگ‌های کرتاسه و نبود سنگ‌های ائوسن و الیگوسن است (نبوی ۱۳۵۵).

۱-۵-۱ چینه شناسی منطقه

واحدهای لیتولوژیکی منطقه شامل واحد سنگی پلیوسن، واحد مارنی آغچه‌گیل و واحد مارنی آبشوران هستند که در زیر به طور مختصر معرفی می‌شوند. نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه در شکل (۱-۳) آورده شده است.

واحد سنگی پلیوسن

این واحد سنگی در اطراف روستای داراب کلا برونزد دارد و شامل تناوبی از لایه‌های ضخیم کنگلومرایی، زرد متمایل به قهوه‌ای با جور شدگی متوسط و گرد شدگی خوب است که با سیمان آهکی به هم متصل می‌باشند. اکثر قلوه سنگ‌های کنگلومرایی متعلق به سنگ‌های ژوراسیک پسین می‌باشند. در حد فاصل این واحد کنگلومرایی، همراه با لایه‌هایی از مارن‌های سیلتی قرمز متمایل به قهوه‌ای، ماسه سنگ و سیلتستون همراه با لایه‌بندی نیز دیده می‌شوند. این واحد به صورت پنهان در زیر رسوبات آهکی و مارنی پلیوسن پایانی قرار دارد.

واحد مارنی آغچه‌گیل (گل سفید) با سن پلیوسن میانی - پلیستوسن آغازی

نهشته‌های وابسته به این واحد به صورت یک باند خاوری-باختری در حد فاصل جنوب باختری شهر نکا تا جنوب باختری ساری رخنمون دارند و شامل رسوبات آهکی، مارن‌های خاکستری روشن تا زرد، رس ماسه‌ای، ماسه سنگ قرمز تا قهوه‌ای رنگ، کنگلومرای ریز دانه دریایی و لس می‌باشد. حد پایینی این واحد به صورت دگر شیب بر روی رسوبات میوسن پایانی قرار دارد و حد بالایی با سازند آپشوران، هم‌شیب و تدریجی است. با توجه به فراوانی فسیل‌های ذره بینی و استرکودهای خاص، سن تشکیلات آغچه‌گیل پلیوسن میانی و پلیستوسن آغازی است.

واحد مارنی آپشوران با سن پلیوسن فوقانی - کواترنری

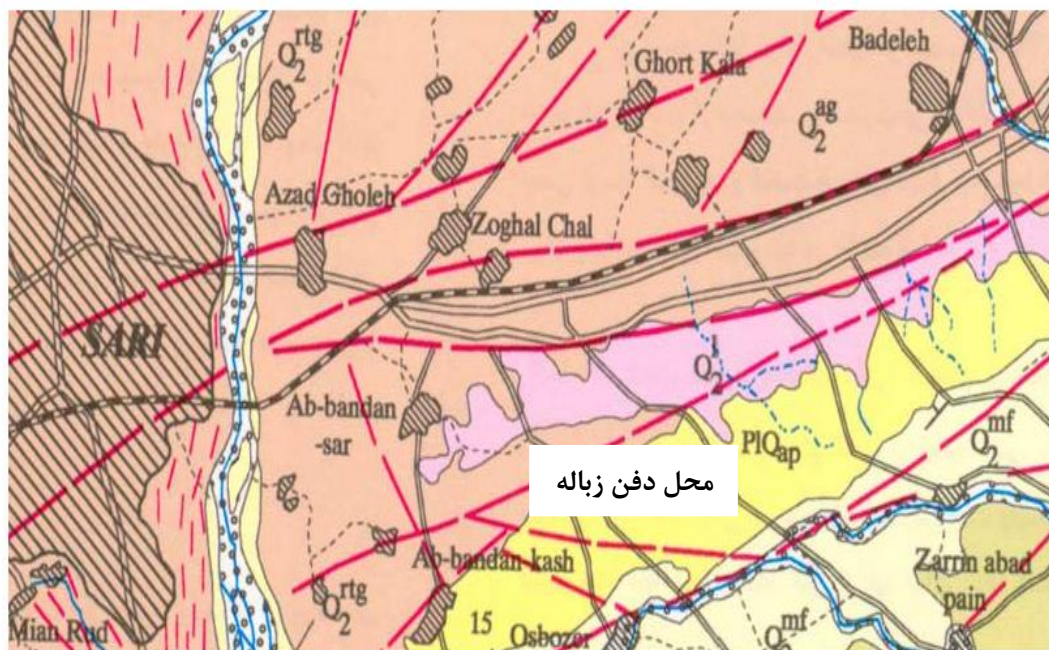
این واحد شامل رسوبات دریایی مرکب از مارن‌های آبی، خاکستری تیره و رسوبات ماسه‌ای دانه ریز سخت نشده ولایه‌های گراولی است. این واحد از نظر لیتولوژی شباهت زیادی به رسوبات آغچه‌گیل داشته و به صورت باند خاوری-باختری به صورت تدریجی بر روی واحد آغچه‌گیل قرار دارد. در حوالی دهکده عباسی واقع در جنوب شهر ساری رخنمون خوبی از این واحد برونزد دارد. سن این سازند پلیوسن فوقانی است و ممکن است بخش فوقانی آن به کواترنر تعلق داشته باشد (وکیل ۱۳۸۲). لازم به ذکر است که رسوبات مارنی و رسی در قسمت شمالی لندفیل برونزد دارد. شکل (۱-۲) رسوبات مارنی و رسی در شمال محل دفن زباله را نشان می‌دهد.



شکل ۱-۲- واحد مارنی و رسی در شمال محل دفن زباله

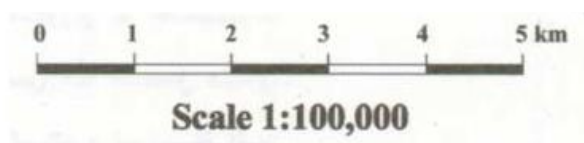
36° 35'

36° 32'



53° 2'

53° 10'



SYMBOLS

LEGEND

	First class road		Q_2^{al}	Q_2^{al} : Recent alluvium: Coarse to fine grain alluvium,
	Second class road		Q_2^{rtg}	Q_2^{rtg} : River terrace: boulder, gravel, unconsolidated
	Major fault		Q_2^l	Q_2^l : Loess: loess, brownish
	Minor fault		Q_2^{ag}	Q_2^{ag} : Alluvium upon deposits: boulder, gravel and coarse-grain sand, with fine - grained materials
	Rock units boundry		Q_2^{fg}	Q_2^{fg} : Alluvium fan deposits: boulder, gravel, gravel with some sand unconsolidated
	City, Village		Q_2^{mf}	Q_2^{mf} : Intermountaineous fan deposits: boulder and gravel, poorly sorted
	River		PLQ_{ap}	PLQ_{ap} : Marl, unconsolidated sand deposits. (Equivalent of Apsheron Formation)

شکل ۱-۳- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

۱-۵-۲- تکنیک و زمین ساخت منطقه

محدوده مورد مطالعه در منطقه ساختاری البرز قرار دارد. در این زون، ورقه ساری در شمال گسل البرز تا ساحل دریای خزر امتداد دارد. بخش اعظم آن توسط رسوبات عهد حاضر (رودخانه‌ای، دلتایی، ساحلی) پوشیده شده است و کلاً محدوده زمانی واحدهای منطقه از ژوراسیک بالایی به عهد حاضر می‌باشد. به طور کلی، عناصر اصلی ساختاری ناحیه، شامل شکستگی‌ها و چین خوردگی‌های وابسته به مکانیزم گسلش می‌باشند. گسل‌های معروف شمال البرز و خزر در این حوضه واقع شده‌اند. طول گسل شمال البرز حدود ۴۰۰ کیلومتر و در بالا دست سد مخزنی شهید رجایی «سلیمان تنگه» واقع شده است. گسل خزر از نوع گسل فشاری و در راستای کلی شرقی - غربی حد بین کوه و دشت را از استان خراسان تا استان گیلان طی می‌کند. این گسل از جنوب گنبد قابوس تا لاهیجان به طول تقریبی ۵۵۰ کیلومتر در امتداد و به موازات ساحل خزر کشیده شده است. از بهشهر تا ساری اثرات این گسل در سطح زمین ظاهر می‌گردد (جنوب جاده بهشهر - نکا، در روستای چلوپل و جنوب خاوری ساری) اما در قسمت اعظم مناطق باختری، این گسل در زیر آبرفت‌ها مدفون بوده و آثار آن فقط در چاه‌های نمونه‌گیری مشاهده شده است. از نظر ماهیت این گسل از نوع عادی و با شیب به سمت جنوبی باشد. گسل خزر با امتداد گسل بزرگ شمال البرز تقریباً موازی است به سمت باختر به تدریج به یکدیگر نزدیک شده و در نهایت یکی می‌شوند. آبرفت‌های شمال گسل خزر در راستای همین گسل در حال فرونشینی هستند. گسل خزر، جدا کننده زون گرگان - رشت از بقیه البرز می‌باشد. فعالیت این گسل قدیمی‌تر از سیلورین است و میزان جابجایی دو طرف گسل مذکور حدود ۳ کیلومتر طی دو میلیون سال گذشته بوده است. در حال حاضر گسل خزر به شدت فعال می‌باشد. همچنین گسل‌هایی با راستای شمال خاور - جنوب باختر در حدود N52-65E در منطقه رخنمون دارند. این گسل‌ها امتداد لغز و چپ‌گرد هستند. این گسل‌ها در حد شمالی در نواحی واقع در محدوده جنوب سورک و ساری همبری کوه و دشت را تشکیل می‌دهند و همبری تند بین نهشته‌های پلیوسن

با آبرفت‌های دشت و جلگه قابل تشخیص است. در نواحی درویش خیلک و اوکرکا بین نهشته‌های میوسن دیده می‌شوند (خبازنیا و صادقی ۱۳۸۲).

۶-۱- ژئومورفولوژی منطقه

منطقه مورد بررسی از نقطه نظر ژئومورفولوژی جزء واحد تپه و ماهور می‌باشد. این واحد ژئومورفولوژیکی ویژه سنگ‌های نامقاوم (شیل، مارن، مارن و گچ) می‌باشد، که به صورت تپه و ماهور با پشته‌های کوتاه (پشت گوسفندی) همراه با دره‌های U شکل ایجاد شده است. شیب عمومی منطقه حدود ۳۵ درصد می‌باشد. شکل (۴-۱) نمایی از ژئومورفولوژی منطقه و محل دفن زباله را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۱- نمایی از ژئومورفولوژی منطقه و محل دفن زباله

۷-۱- هیدرولوژی منطقه مورد مطالعه

مهمترین منابع آب‌های سطحی که در محدوده مورد مطالعه محل دفن زباله و شیرابه‌های حاصله وجود دارد شامل رودخانه تجن و آبندان آبندانکش است. شیرابه‌های محل دفن زباله پس از عبور از مسیرهای جنگلی و نهر اسپورز و جنگل شهید زارع با توجه به شرایط توپوگرافی این مناطق وارد آبندان آبندانکش می‌شوند. مسیر ورودی شیرابه‌ها در بخش غربی محل دفن زباله‌ها و آبندان آبندانکش به ترتیب در اشکال (۱-۵) و (۱-۶) نشان داده شده است.

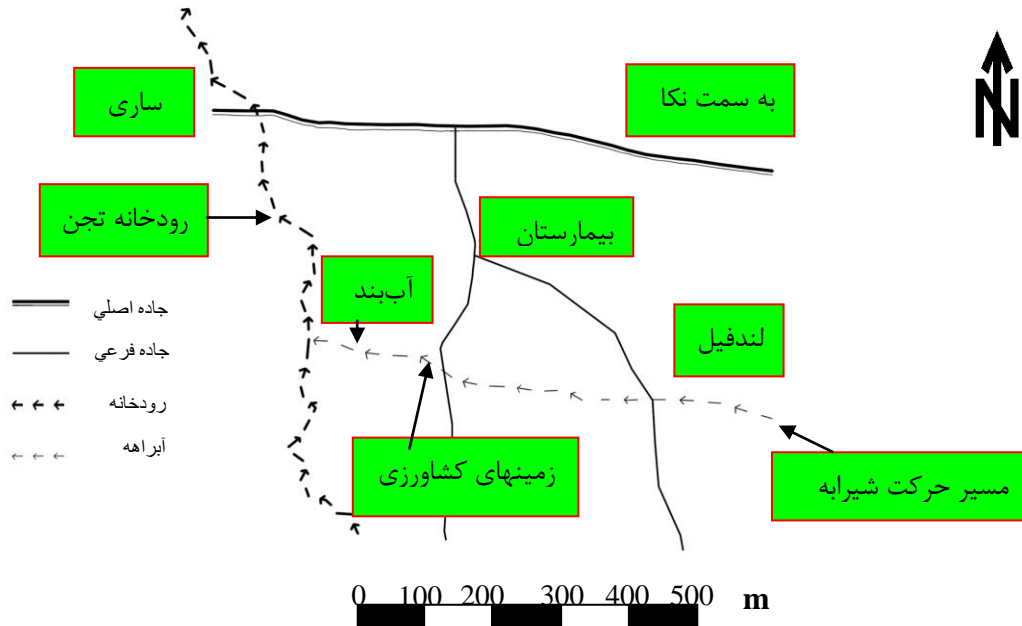


شکل ۱-۵- مسیر شیرابه‌های خروجی از لندفیل در بخش غربی محل دفن



شکل ۱-۶- آبندان آبندانکش در بخش غربی محل دفن زباله

نهرهای مشتق شده از رودخانه تجن نیز پس از عبور از جنگل شهید زارع وارد محدوده پایین دست محل دفن زباله شده و باعث آبیاری زمین‌های شالیزار این مناطق می‌شوند. رودخانه تجن که در بخش غربی محدوده مطالعاتی قرار دارد، باعث تقویت سفره‌های زیرزمینی مناطق غربی و شرقی می‌شود و آبدهی متوسط سالیانه آن حدود ۶۰۰-۴۰۰ میلیون متر مکعب می‌باشد که حداکثر آن در ماه فروردین با آبدهی ۱۸-۲۲ متر مکعب بر ثانیه و حداقل آن مربوط به تیر ماه با آبدهی ۵-۷ متر مکعب بر ثانیه است. با توجه به شرایط زمین شناسی و توپوگرافی لندفیل و بخش‌های پایین دست آن تا جاده ساری - نکا و روستاهای آن، رودخانه تجن و آبندان بر جهت حرکت آب زیرزمینی و کیفیت آب موجود در آبخوان‌های آبرفتی مناطق شرقی خود چندان اثری نداشته‌اند و فقط جهت تامین آب شالیزارهای این مناطق مؤثر می‌باشند (عمادی ۱۳۸۳). شکل ۱-۷ لندفیل منطقه مورد مطالعه و مسیر حرکت شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل ۱-۷- نمایشی از لندفیل و مسیر حرکت آبراهه

۱-۸- هیدروژئولوژی منطقه مورد مطالعه

مسیر اصلی حرکت آب زیرزمینی از محدوده اطراف دفن زباله به سمت محل دفن زباله و پس از آن به طرف مناطق غرب و شمال غرب می‌باشد. لایه‌های تشکیل دهنده آبخوان در محدوده مورد مطالعه شامل سه لایه متفاوت می‌باشد. لایه اول آبخوان سطحی بوده که از سطح زمین تا عمق ۲۰ متر ادامه دارد. این لایه دارای آبدهی بسیار کمی بوده که در فصول خشکسالی نیز کمی کاهش می‌یابد. لایه دوم که ما بین لایه اول (آبخوان آزاد سطحی) و لایه محبوس زیرین وجود دارد، دارای هدایت الکتریکی متفاوتی می‌باشد. این لایه به عنوان یک آبخوان نیمه محبوس عمل می‌نماید. لایه سوم که در زیر لایه دوم واقع بوده و شامل رسوبات کنگلومرانی و شن و ماسه دانه درشت است. این لایه به عنوان یک لایه آبدار محبوس با ذخیره مناسب و به صورت آرتزین عمل می‌کند و عمدتاً از اعماق پایین‌تر از ۶۵ متر را شامل می‌گردد، همچنین آب‌های زیرزمینی موجود در این لایه دارای شوری بالایی هستند. چاه‌های موجود در این منطقه مانند چاه‌های موجود در بخش پایین دست محل دفن زباله، چاه موجود در داخل محوطه بیمارستان شهید زارع، چاه مجاور جاده ساری- نکا و چاه موجود در استعدادهای درخشان عمدتاً دارای آلودگی میکروبی بوده که بعضی از آن‌ها مانند چاه موجود در محوطه بیمارستان به علت همین شرایط مسدود شده است (عمادی و صفایی ۱۳۸۶).

فصل دوم

مروری بر تحقیقات انجام شده در خصوص تأثیر

شیرابه بر کیفیت منابع آب

۲-۱- جایگاه دفن زباله در جهان

تا سال ۱۹۹۳ که دفع مواد زائد جامد بر اساس رای دادگاهی در آمریکا ممنوع گردید، دفع مابقی مواد زائد در خاک، به عنوان تنها بستر محیطی پذیرنده این مواد، ادامه یافت. تا اوایل قرن گذشته، روش متداول دفع مواد زائد جامد، تلنبار نمودن آن در گوشه و کنار خیابان‌ها بود که متأسفانه هنوز در کشورهای در حال توسعه، مشاهده می‌گردد. اولین و ساده‌ترین روش دفن مواد زائد جامد، در سال ۱۹۴۰ در آمریکا انجام شد و به تدریج در سایر کشورها نیز رواج یافت. عملیات دفن مواد زائد، تا نیمه قرن گذشته مبتنی بر روش‌های مهندسی و حفاظت از محیط زیست نبود. از سال ۱۹۵۰ به بعد طی یک دهه، روش دفن بهداشتی، توسعه قابل ملاحظه‌ای پیدا کرد و هنوز به عنوان مهم‌ترین روش دفع مواد زائد جامد در جهان محسوب می‌شود (یغمائیان ۱۳۸۰).

۲-۲- جایگاه دفن زباله در ایران

طراحی و ساخت مدفن‌های مهندسی - بهداشتی در ایران هنوز جایگاه قانونی خود را پیدا نکرده است و تاکنون زباله‌های شهری به صورت رو باز در روی زمین تخلیه و به همان صورت رها شده و در موارد معدودی با روش‌های غیر مهندسی در زیر خاک دفن می‌شوند (بدو و کاظمی ۱۳۸۰). براساس بررسی‌های انجام شده، روش متداول و مرسوم دفن مواد زائد در بسیاری از شهرهای کشور به صورت تلنبار و

دیو کردن در خارج از شهر می‌باشد، ولیکن طی سال‌های اخیر تعداد شهرهایی که مواد زائد را نسبتاً به صورت مطلوب دفن می‌نمایند افزایش یافته است. به عنوان مثال دفن مناسب زباله از ۲/۵ درصد در سال ۱۳۶۳ به ۵/۶ درصد در سال ۱۳۶۹ و سرانجام با یک رشد سریع در سال ۱۳۷۳ به ۲۵/۳ درصد رسیده است که مسلماً این رشد در سال‌های اخیر از نسبت بسیار بالایی برخوردار است. متوسط تولید سرانه مواد زائد جامد شهری در سطح کشور حدود ۰/۸ کیلوگرم در روز برای هر نفر می‌باشد.

اگر جمعیت کشور را ۷۰ میلیون در نظر بگیریم، تقریباً روزانه ۵۶ هزار تن زباله در سطح کشور تولید می‌شود. این مقدار در طول سال رقمی در حدود ۲۰ میلیون تن خواهد بود. در کشور ما تنها ۸ درصد پسماندهای شهری بازیافت، کمپوست و استفاده مجدد می‌شود. در حالیکه ۹۲ درصد مواد زائد دفن می‌شوند که از این روش مدیریتی مواد زائد جامد، حدود ۲۵ درصد دفن اصولی و تقریباً بهداشتی است و مابقی به شکل غیر بهداشتی دفن و تلبار می‌باشند (تکدستان ۱۳۸۵). با توجه به حجم بالای زباله تولیدی در کشور و متعاقب آن آلودگی‌های زیست محیطی ناشی از آن ضرورت بازیافت، اولویت برنامه های دفن بهداشتی، انتخاب محل مناسب، تکنولوژی مناسب در کنترل آلودگی و استفاده مجدد از محل در شرایط کنونی ایران امری اجتناب ناپذیر است. قابل ذکر است که در اکثر قریب به اتفاق شهرهای کشور به ویژه مناطق ساحلی شمال و جنوب فاصله زیادی تا انجام عملیات دفن بهداشتی زباله وجود دارد. در استان‌های مازندران و گیلان به دلیل قرار گرفتن بین رشته کوه‌های البرز و دریای خزر، بافت جمعیتی فشرده و حاصلخیزی زمین‌های آن به دلیل برخورداری از رطوبت کافی، بالا بودن سطح آب زیرزمینی با مشکل دفن بهداشتی زباله مواجه هستند. با توجه به وجود آب و هوای خشک و نیمه خشک در بسیاری از استان‌های کشور دفن مواد زائد ارزان‌ترین روش می‌باشد که می‌توان سلامتی انسان و محیط زیست را از خطرات مواد زائد تضمین کرد. اما استان‌های مازندران، گیلان و خوزستان به توجه جدی و مدیریت دقیق‌تری در امر مواد زائد نیاز دارند (عبدی ۱۳۷۹).

لندفیل‌ها به عنوان یکی از مهم‌ترین تهدیدهای جدی برای منابع آب شناخته شده‌اند. شیرابه ناشی از لندفیل مواد زائد شهری (MSW)^۲ و بیان خطرات آن برای اکوسیستم‌های مختلف و جمعیت بشری یکی از موضوعات مورد بحث در جهان امروز است (Salem et al. 2008). محل‌های دفن زباله یکی از اماکن آلوده کننده منابع آب محسوب می‌شوند و یکی از معضلات آن‌ها تولید شیرابه است که حاوی ترکیبات و آلاینده‌های گوناگون از جمله فلزات سنگین می‌باشد. با افزایش، پیچیدگی و تنوع ترکیبات مواد زائد، شدت آلودگی شیرابه تولیدی آن‌ها هم بالطبع افزایش می‌یابد (پرورش و موحدیان ۱۳۸۰). لذا نوع منبع آلاینده، پهنای آلودگی و کنترل غلظت عناصر آلاینده در آینده‌ای نزدیک مسأله مهمی می‌باشد که چنانچه این عوامل آلودگی شناسایی و کنترل نگردد ممکن است عواقب جبران ناپذیری را به آب‌های سطحی و زیرزمینی وارد آورده و همچنین انواع بیماری‌های انتقالی از آب را موجب گردد (عمادی و صفایی ۱۳۸۶). فرآیند توسعه در کشورها از جمله ایران، مسائل گسترده‌ای از آلودگی آب را ایجاد کرده است. در میان منابع آلاینده آب‌های سطحی و زیرزمینی، دفع مواد زائد جامد به روش دفن در زمین از منابع عمده آلاینده می‌باشد و می‌توان گفت که همه کشورهای توسعه نیافته، در حال توسعه و توسعه یافته، با آن مواجه هستند. تحقیقات انجام شده نشان می‌دهد که در جهان این روش ۹۲ درصد دفع مواد زائد جامد شهری را به خود اختصاص می‌دهد (عابدی کوپایی ۱۳۸۰).

لندفیل باطله جامد در جامعه مدرن امروزی به خاطر جمع‌آوری و دفع مواد باطله درون محل لندفیل و کمک به حداقل رساندن خطر و ایجاد سلامتی و ایمنی در جامعه بسیار ضروری و مهم می‌باشند، و لیکن در حال حاضر و در دراز مدت تهدید جدی برای آب‌های سطحی و زیرزمینی محسوب می‌شوند (Lee and Jones 2005). مثلاً زباله‌های مدفون شده در آیوا^۳ حاوی آرسنیک، سبب گردیده تا غلظت این یون در آب‌های زیرزمینی منطقه دفن زباله به متجاوز از ۱۷۵ میلی‌گرم بر لیتر برسد. در مجاورت

^۲ -Municipal Solid Waste

^۳ -IOWA

یک ناحیه بزرگ دفن زباله در دلاور^۴ آمریکا که زباله‌های شهری و صنعتی در آن دفن گردیده، باعث آلودگی بیش از ۴۰ هزار طرح آبرسانی گردیده است (Hughes and Christy 2003).

خطر آلودگی منابع آب احتمالاً از تأثیرات زیست محیطی شدید لندفیل می‌باشد به دلیل اینکه در تاریخ ثبت شده است که اغلب لندفیل‌ها، بدون سیستم‌های مهندسی و سیستم جمع‌آوری شیرابه ساخته شده بودند. اخیراً قوانینی در بسیاری از کشورها نیاز به نصب سیستم‌های خطی (آستری)، جمع‌آوری شیرابه و طرح‌هایی برای تصفیه شیرابه تصویب شده است (Christensen *et al.* 2001).

درک صحیح از ترکیبات شیرابه و تأثیرات بلند مدت لندفیل نشان می‌دهد که شیرابه‌ها وضعیت بحرانی را ایجاد می‌کنند. حتی بعد از توقف ریختن باطله به لندفیل و قرار دادن پوشش نهایی در روی لندفیل پسماندها می‌توانند تجزیه شوند (Kjeldsen *et al.* 2002). در طراحی و ساخت لندفیل برای جلوگیری از آلودگی ناشی از آن و فراهم کردن شرایطی برای به حداقل رساندن تأثیرات منفی و بالا بردن تأثیرات مثبت، شناسایی محیط‌های مهم و مناسب در مراحل پروژه و همچنین شرایطی مانند: منابع آب، بهداشت حرفه ای و ایمنی، جانوران و گیاهان، شرایط اقتصادی جامعه، باستان شناسی، کاهش اندازه و انتقال باید در نظر گرفته شود (EIA 2005). استانداردهایی برای طراحی لندفیل مواد زائد شهری (MSW) و عملکرد آن مطرح شد که در سال ۱۹۹۸ قوانین جدید برای محافظت از آب های سطحی و زیرزمینی و رها شدن شیرابه به وسیله آن پذیرفته شد. یکی از این طرح‌ها، سیستم های مهندسی و طراحی‌های مناسب در به حداقل رساندن تولید شیرابه با محدود کردن رطوبت و رسوب اولیه با استفاده از سیستم‌های گودال خشک^۵ بود (US-EPA 1998).

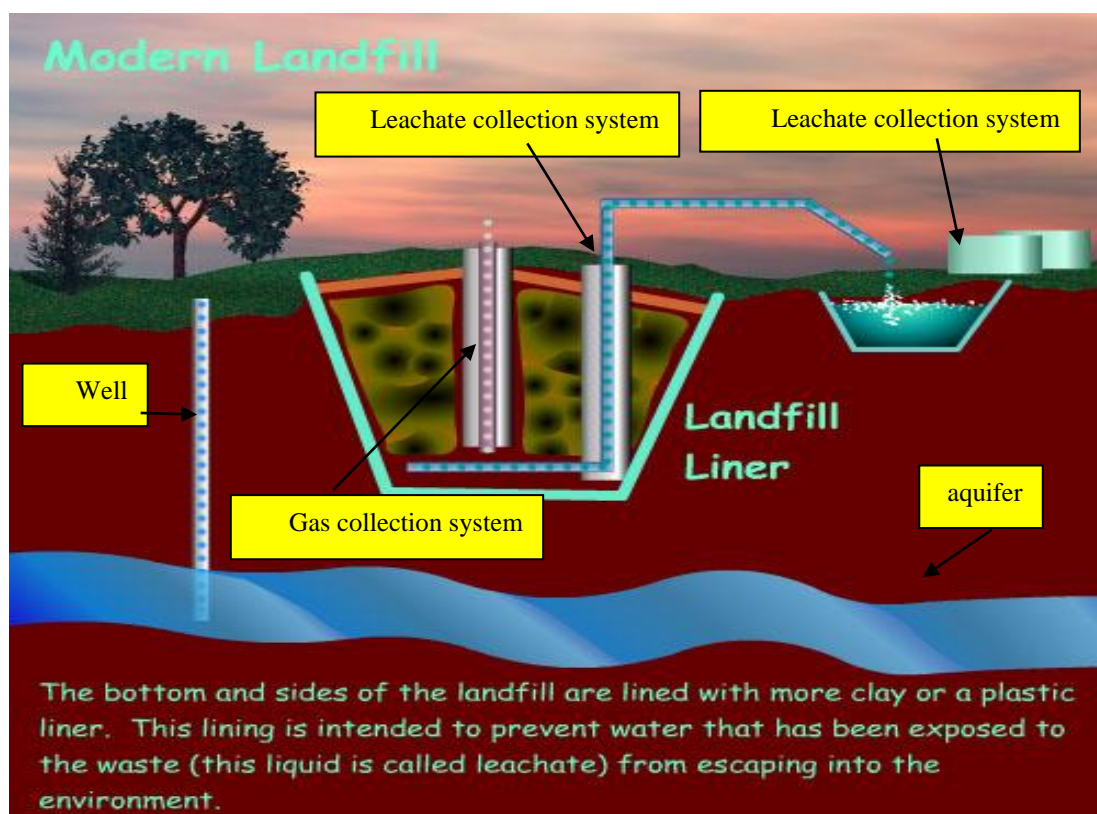
یکی دیگر از روش‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی و به حداقل رساندن آن تجزیه مواد در محل دفن بهداشتی است، یعنی مواد زائد به صورت لایه‌بندی شده در یک واحد دفن بهداشتی، تخلیه

⁴- Delawere

⁵-Dry tomb

می‌گردند و به طور روزانه با لایه مناسبی (۱۵ تا ۳۰ سانتی‌متر) پوشانده می‌شوند. پس از پر شدن واحد دفن (مثلاً یک ترانشه‌ی حفر شده)، آن را با حدود ۶۰ سانتی‌متر خاک می‌پوشانند و پس از آن واحد جدید آماده بهره‌برداری می‌شود. یک محل دفن بهداشتی، همانند یک راکتور بیوشیمیایی یا هاضم بی‌هوایی محسوب می‌شود که تحت تأثیر فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک، مواد موجود در آن تجزیه و به محصولات جانبی جامد، مایع و گاز تبدیل می‌گردند (یغمائیان ۱۳۸۰).

نمونه‌ای از لندفیل مدرن و اجزاء آن در شکل (۱-۲) آورده شده است.



شکل ۱-۲- لندفیل مدرن و اجزاء تشکیل دهنده آن

دفع باطله‌های جامد در مناطق مرطوب بیشتر از مناطق خشک موجب آلودگی آب‌های زیرزمینی

می‌شود. زون هوادار در مناطق خشک ممکن است آلودگی کمتری دریافت نماید. تحت این شرایط دفن باطله‌های جامد منجر به آلودگی آب‌های زیرزمینی نمی‌شود. به طور کلی آلاینده‌ها ابتدا در لندفیل تولید و سپس ممکن است از آن شسته شده و سیال حاصل وارد منابع آب‌های زیرزمینی و یا سطحی شوند. سیالات مختلفی که ممکن است در شستن آلاینده‌ها نقش داشته باشند عبارتند از:

۱- نزولات جوی که مستقیماً روی لندفیل می‌بارند و ممکن است به داخل آن نفوذ نمایند.

۲- جریان آب سطحی که از روی لندفیل عبور می‌کند.

۳- جریان آب از بین بخشی از لندفیل که زیر سطح ایستابی آب‌های زیرزمینی قرار می‌گیرد.

۴- بخش مایع مواد دفن شده در لندفیل (در گذشته از لندفیل برای دفن باطله‌های مایع به صورت قله‌ای در داخل بشکه‌ها استفاده می‌کردند). ویژگی‌های تولید مواد شسته شده بستگی به حجم مایع تولید شده، ترکیبات و ساختمان لندفیل دارد (Lagrega *et al.* 1994).

در بیشتر لندفیل‌های جهان، شیرابه از همه واحدهای لندفیل صرف نظر از سن پس ماند و غلظت شیرابه جمع‌آوری و با یکدیگر مخلوط شده، در نتیجه شیرابه با غلظت و واکنش‌های زیستی پایین نسبت به پسماندی با سن و غلظت بالاتر مخلوط می‌شوند. که این روش از لحاظ تکنیکی و اقتصادی قابل قبول نیست (youcai *et al.* 2000).

۲-۴- شیرابه

شیرابه را می‌توان مایع تراوش شده از زباله و مشتمل بر مواد معلق و محلول تعریف نمود که مواد تجزیه شده حاصله از مواد زائد و مایعات حاصله از زهکشی سطحی، بارش، آب‌های زیرزمینی و چشمه را شامل می‌گردد (عمادی ۱۳۸۳). شیرابه حاصل از تخمیر زباله‌های فساد پذیر و رطوبت طبیعی محتویات زباله، نیز در آلوده‌سازی آب‌های زیرزمینی و سطحی نقش مهمی دارند (Matitic 1999). آلودگی آب‌های سطحی در اثر ورود شیرابه در بسیاری از موارد مشاهده شده است. مهم‌ترین تأثیرات بالقوه از شیرابه رها شده به آب‌های سطحی، کاهش اکسیژن در قسمتی از حجم آب، تغییرات گیاهان

و جانوران پایین دست و سمیت آمونیاک انتظار می‌رود (Christensen and Kjeldsen 1995). شیرابه لندفیل دارای پتانسیل آلودگی به شکل مایع است و در رفتار کنترل شده هم ممکن است تأثیرات مضر برای آب‌های سطحی و زیرزمینی اطراف لندفیل داشته باشد. برای مثال شیرابه از لندفیل تجزیه پذیرستی دارای غلظت‌های مهمی از مواد مانند آمونیاک و نیتروژن است که برای ارگانیس‌ها بسیاری سمی است یا رواناب به وجود آمده از لندفیل صرفاً دارای خاک و سنگ لاشه (Rubble) و مواد جامد معلق گل آلود بوده و تهدیدی برای جانوران آبی باشد (Salem et al. 2008).

عمده‌ترین مواد تشکیل دهنده شیرابه زباله را می‌توان به ۴ گروه طبقه بندی کرد:

۱- مواد و ترکیبات آلی توسط سه پارامتر COD (اکسیژن مورد نیاز شیمیایی)، BOD (اکسیژن مورد نیاز بیو شیمیایی) و TOC (کل کربن آلی) اندازه‌گیری می‌شوند. این مواد شامل اسیدهای چرب فرار و بیشتر ترکیبات دیرجوش می‌باشند.

۲- ترکیبات آلی خاص که در غلظت‌های خیلی کم یافت می‌شوند (معمولاً کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر) این ترکیبات شامل انواع هیدروکربن‌های معطر، فنل‌ها و غیره هستند.

۳- ترکیبات غیر آلی: کلسیم (Ca^{2+})، منیزیم (Mg^{2+})، سدیم (Na^+)، پتاسیم (K^+)، آمونیوم (NH_4^+)، آهن (Fe^{2+})، منگنز (Mn^{2+})، کلراید (Cl^-)، سولفات (SO_4^{2-}) و بی‌کربنات (HCO_3^-).

۴- فلزات سنگین: کادمیوم (Cd)، روی (Zn)، سرب (Pb)، مس (Cu)، نیکل (Ni) و کروم (Cr) ترکیبات دیگری ممکن است در شیرابه محل دفن زباله یافت شوند مثل آرسنات، سلنیک، باریم، جیوه، برات، سولفید، لیتیم، کبالت که در درجه دوم اهمیت قرار دارند. همچنین ترکیب شیرابه ممکن است به وسیله آزمایش‌های سمیت شناسی مختلف که اطلاعات غیر مستقیمی از محتوای آلودگی را فراهم می‌کند توصیف شود (Kjeldsen et al. 2002). عمده‌ترین ترکیبات آلوده کننده شیرابه شامل مواد آلی محلول، ترکیبات غیر آلی، فلزات سنگین و ترکیبات آلی اگزنوبیوتیک می‌باشد. ترکیبات اگزنوبیوتیک سرچشمه خانگی، شیمیایی یا صنعتی دارند و معمولاً غلظت کمتری در شیرابه دارند و در طولانی مدت ترکیبات آنچنان مشکل آفرینی نیستند (Reinhart and Grosh 1998).

کمیت و کیفیت شیرابه تحت تأثیر مقدار، ترکیب و محتوای رطوبت جامد و فاکتورهای محلی مانند شرایط هیدرولوژی، اقلیمی، ارتفاع و نوع لندفیل هستند. ترکیب باطله نهایتاً با توجه به طبیعت، زمان دفع و تغییرات آب و هوایی تغییر می‌کند (Salem et al. 2008). تحقیقات نشان می‌دهد که ترکیب شیرابه در جهات مختلف تغییرات متفاوتی دارد. به عنوان مثال مطالعه‌ای که توسط تریکیس^۶ انجام شد نشان داده شد که در لندفیل مورد مطالعه شیرابه در جهت شمالی و شرقی نسبت به جهت غربی آلوده‌تر است، بنابراین برای انجام تحقیقات آلودگی آب زیرزمینی و سطحی اطراف لندفیل در همه جهات کنترل آلودگی بایستی در نظر گرفته شود (Tricys 2002). کمیت اولیه شیرابه به وسیله ترکیبات و تشکیلات قابل حل تعیین می‌شود. اگر ترکیب باطله برای مثال به علت هوازدگی یا تفکیک‌پذیری زیستی تغییر کند، سپس کیفیت شیرابه با زمان تغییر می‌کند. این موضوع مخصوصاً در لندفیل‌های در بردارنده باطله شهری نمایان می‌شود (Salem et al. 2008).

۲-۴-۱- مراحل مختلف تشکیل شیرابه

شیرابه لندفیل با ریزش باران فراوان و نفوذ آن از طریق لایه‌های باطله لندفیل تولید می‌شود. ترکیبی از فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و میکروبی در انتقال آلودگی باطله‌هایی که آب درون آن‌ها نفوذ کرده نقش دارند (Christen and Kjeldsen 1989). تقریباً همه موادی که آب در آن‌ها نفوذ می‌کند تولید شیرابه می‌کنند. شیرابه همچنین ممکن است به شکل مایع غیر قابل حل (مانند نفت) و ذرات کوچک در شکل‌هایی از مواد جامد معلق عمل کند. وابستگی انواع باطله‌ها و آلودگی‌های بیشتر ممکن است به عنوان نتایجی از تفکیک باطله معرفی شده باشد (Salem et al. 2008). زمانی که پسماندها درون لندفیل دفن می‌شوند، یک سری واکنش‌های شیمیایی و زیستی در نتیجه تجزیه پسماند رخ می‌دهد. لندفیل‌ها تحت حداقل ۴ فاز تجزیه قرار می‌گیرند ۱- فاز اولیه هوازی ۲- فاز اسیدی غیر هوازی ۳- فاز متانوژنیک اولیه ۴- فاز متانوژنیک پایدار. اخیراً یک فاز مرطوب یا هوازی به تجزیه مطرح است

⁶- Tricys

(Bozkurto *et al.* 2000). شیرابه معمولاً در بردارنده آب، فلزات سنگین، مواد آلی و مواد معدنی مانند آمونیاک، سولفات و کاتیون‌های فلزی در مراحل مختلف تجزیه می‌باشد (Christensen *et al.* 2001). ترکیب شیرابه در مراحل مختلف متفاوت است. در مرحله اولیه غنی از تولیدات مواد آلی، سپس اسیدی با غلظت بالایی از فلزات، کلرید، آمونیاک و یون فسفات سپس در فاز متانوژنیک قدیمی و بلند مدت افزایش pH و به تدریج کاهش غلظت N-آمونیاک و ترکیبات آلی است (Zweifel *et al.* 1999). در این شیوه شیرابه توسط باطله در مراحل مختلف تجزیه می‌تواند تولید شود. مراحل زمانی برای هر یک از مراحل تجزیه تغییرات زیادی با توجه به نوع باطله موجود (DOE 1995) شیوه مدیریت لندفیل (Hejelmar *et al.* 1995) و شرایط زیست محیطی محل (Blight and Fourie 1999) نشان می‌دهند. توانایی تولید تأثیرات زیست محیطی شدید در گیرنده‌های آسیب پذیر مانند سفره‌های آب زیرزمینی و آب‌های سطحی وجود دارد. این تأثیرات ممکن است شامل ایتروفیکیشن^۷ و تأثیرات سمی برای ارگانیسم‌ها در نتیجه وجود آمونیاک، فلزات سنگین یا ترکیبات آلی باشد. غلظت‌های آمونیاک اغلب در مدت زمان طولانی‌تری در مراحل تجزیه شیرابه نسبت به مواد آلی مانند اسید چرب فرار باقی می‌ماند (Harrington and Maris 1986).

تولید شیرابه در مراحل زودتر از تجزیه باطله رخ می‌دهد. نخست، مواد آلی در شکل‌هایی از پروتئین، کربوهیدرات و چربی تحت شرایط هوازی (با اکسیژن ترکیب شده) از طریق یکسری از واکنش‌های هیدرولیز تجزیه می‌شوند. چنین واکنش‌هایی گرمازا هستند، بنابراین دما در لندفیل بالا می‌رود. دی‌اکسید کربن یا به عنوان گاز رها شده و یا در آب به شکل اسید کربنیک (H_2CO_3) حل می‌شود که متعاقباً تفکیک و به آنیون‌های بی‌کربنات (HCO_3^-) نزدیک به pH طبیعی تبدیل می‌شود. عموماً در مرحله هوازی به دلیل پوشیده شدن باطله و تجدید نشدن اکسیژن کوتاه بوده و حجم قابل توجهی از شیرابه تولید نمی‌شود و نقش مهمی در کیفیت شیرابه ندارد (Barlaz and Ham 1993). شرایط هوازی به سرعت توسط شرایط غیر هوازی جاگزین می‌شود. ولی به خاطر گرمای تولید شده در شیرابه

⁷- Eutrophication

در مرحله زودتر از تجزیه باطله، به دلیل نیترا فیکاسیون، شیرابه می‌تواند به غلظت بالای آمونیاک و نیتروژن برسد. آزمایشات نشان می‌دهد دمای شیرابه بعضی اوقات به بالاتر از ۹۰-۸۰ درجه سانتی-گراد می‌رسد و این گرما باعث افزایش تولید شیرابه در مرحله بعدی می‌شود (Salem *et al.* 2008).

از آنجایی که توسعه فرایند تجزیه باطله غیر هوازی است. در مرحله غیر هوازی اولیه (اسیدوژنیک)، غلظت بالایی از تجزیه ترکیبات آلی و اندکی pH اسیدی قوی و همچنین افزایش غلظت فلزات و آمونیاک را در طول این فاز مشاهده می‌کنیم که حتی مقادیر کوچک از این شیرابه می‌تواند باعث تخریب جدی آب‌های سطحی شود (Robinson 1995).

سه مرحله اساسی از گوارش غیر هوازی شامل موارد زیر می‌باشد:

۱- تخمیر اکتانوژنیک (اسید)

۲- غیر هوازی متوسط یا میانه

۳- تبخیر متانوژنیک

همه این سه مراحل می‌توانند به صورت همزمان در قسمت‌های مختلف لندفیل عمل کنند. تبخیر اکتانوژنیک تا حدودی باعث کاهش pH و غلظت بالایی از اسید فرار و غلظت قابل توجهی از یون‌ها به عنوان مثال (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^-) را به وجود می‌آورد. به دلیل کاهش اکسیژن، باطله وارد فاز غیر هوازی شده و از واکنش‌های تبخیر پیروی می‌کند. این فرایند در اثر انباشتگی اسید کربوکسیلیک به وجود می‌آید. رینهارت^۸ و گروش^۹ گزارش داده‌اند که بیشترین مقدار COD و BOD در طول این فاز یافت می‌شود (Reinhart and Groush 1998). در فاز غیر هوازی اولیه (اسیدی) قابلیت انحلال فلزات در شیرابه از طریق کمپلکس‌های مواد آلی حل شده بالا می‌رود. قابلیت انحلال آلوده کننده‌های آلی در باطله ممکن است از طریق حضور سطح بالای کربن آلی در شیرابه همچنین کمی افزایش داشته باشد. از آنجایی ترکیبات هیدروفوبیک مانند بنزن و نفتالین، کربن آلی در محلول را جذب می‌کنند ممکن است در میان شیرابه تحرک داشته باشند (Riediker *et al.* 2001).

⁸ - Reinhart

⁹ - Groush

فاز غیر هوازی میانی با یک افزایش تدریجی و آهسته غلظت گاز متان (CH_4) همراه با کاهش در H_2 ، CO_2 و اسید چرب فرار شروع می‌شود. تغییر و تبدیل اسید چرب فرار منجر به افزایش مقدار pH و قلیائیت و کاهش کلسیم قابل حل، منگنز و فلزات سنگین می‌شود. آمونیاک به صورت آزاد وجود دارد اما در چنین محیط غیر هوازی تبدیل به نیترات نمی‌شود. تبخیر متانوژنیک، مرحله نهایی در تجزیه باطله آلی است. این مرحله درون محدوده pH ۶-۸ عمل می‌کند. در این مرحله فرایند تجزیه ترکیبات شیرابه با pH طبیعی، غلظت پایین اسید، مواد فرار و کل جامد حل شده (TDS) توصیف شده است. این نشان می‌دهد اگر چه تثبیت باطله برای چندین دهه ادامه دارد، اما قابلیت انحلال ترکیبات آلی با اهمیت تقریباً کامل شده است. بیوگاز در این مرحله دارای محتوای متان معمولاً بیشتر از ۵۰ درصد است. در خلال این مدت آمونیاک به رها شدن خود به وسیله فرایندهای اکتانوژنیک ادامه می‌دهد. شیرابه تولید شده در این مرحله به وسیله مقدار BOD نسبتاً پایین و ضریب پایین BOD/COD تعیین می‌شود (Robinson *et al.* 1982).

ترکیبات شیرابه قدیمی نیز ممکن است دارای آلودگی باشد. زمانی که تجزیه زیستی نزدیک به اتمام و تکمیل شدن است، شرایط هوازی ممکن است برگردد و سرانجام شیرابه موردی خطرناک برای محیط زیست محسوب شود (Robinson 1995). اغلب، محتوای رطوبت لندفیل مهم‌ترین فاکتوری است که سرعت تجزیه باطله را کنترل می‌کند. لندفیل‌ها در اقلیم خشک نسبت به اقلیم بارانی و هم‌چنین بسته به پوشش لندفیل استفاده شده دیرتر به تثبیت می‌رسند. محققان به این نتیجه رسیده‌اند که حجم شیرابه به علت رطوبت فراوان و در نتیجه سرعت بالای تجزیه باطله افزایش می‌یابد (Krumpelbeck and Ehrig 1999, Pohland and Harper 1986).

۲-۴-۲- تأثیرات سن لندفیل بر ترکیبات شیرابه

ترکیب شیرابه ممکن است بسته به سن لندفیل تغییر کند (Tatsi and Zouboulis 2002). با انجام تحقیقی بر روی ترکیبات شیرابه مشاهده شد که با افزایش سن لندفیل محتوای COD, SS, VSS,

pH, BOD/COD, BOD/TOC, ولیکن از سوی دیگر BOD, TS, TOC, EC و رنگ کاهش می‌یابد. ولیکن از سوی دیگر pH, BOD/COD, BOD/TOC, COD/TOC تمایل زیادی به کاهش ندارند یعنی همبستگی زیادی با سن لندفیل ندارند. اکثر فلزات همبستگی منفی با سن لندفیل دارند، یعنی با افزایش سن لندفیل مقدار آن‌ها کاهش می‌یابد و این ممکن است به علت وارد شدن مواد زائد لندفیل به مرحله متانوژنیک پایدار باشد (Fan et al. 2005). براساس مدیریت پسماند لندفیل در طی مدت ۴ سال به منظور پیش بینی طولانی مدت برای غلظت و ترکیبات شیرابه نشان داده شد که رابطه بین pH و سن پسماند تقریباً به دو فاز تقسیم می‌شود در فاز اول مقدار pH از ۷/۳ به ۶/۲ کاهش یافته که این ممکن است به دلیل تجزیه هوازی در لندفیل باشد و سپس مقدار pH از ۸/۱ به ۸/۴ افزایش می‌یابد. تمرکز یون کلرید در شیرابه زمانی که پسماند انباشته یا پر است کاملاً بالاست. تضعیف طبیعی کلر خیلی آهسته است و این حداقل به ۵۸ سال نیاز دارد تا غلظت آن به مقدار ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر (مقدار مجاز) برسد. در رابطه بین کدورت و سن پسماند مقدار کدورت در فاز نخست به حداکثر مقدار خود می‌رسد. کدورت نیز کاهش آهسته‌ای دارد و بعد از ۱۵ سال به مقدار ۱۸ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. غلظت نیترات $\text{NH}_3\text{-N}$ در ابتدا به سرعت افزایش می‌یابد و به حداکثر مقدار خود می‌رسد. غلظت نیترات می‌تواند بعد از حداقل ۲۴ سال به ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر برسد، که این مقدار خیلی بیشتر از نیاز تضعیف برای COD و BOD می‌باشد، در نتیجه کاهش نیترات موجود در شیرابه در اثر تضعیف طبیعی مشکل جدی برای محیط زیست به شمار می‌رود. غلظت COD نیز در شیرابه به سرعت به حداکثر مقدار خود می‌رسد، بعد از آن، غلظت آن در نتیجه افزایش سن پس ماند به تدریج کاهش می‌یابد، کاهش خیلی ضعیف COD به علت رسوب‌گذاری بالای مواد آلی می‌باشد. رفتار BOD مشابه COD است. نسبت BOD به COD نیز با توجه به سن پس ماند نوسان داشته است. بیش‌ترین مقدار ممکن به فاز اسیدوژنیک و کم‌ترین مقدار آن به لندفیل‌های قدیمی که به آخرین مرحله از فاز متانوژنیک رسیده‌اند مربوط می‌شود. نکته مهم در این تحقیق غالب بودن فرایند زیستی در مرحله‌ای است که غلظت‌ها به سرعت کاهش می‌یابد. اکثر کاهش

غلظت در شاخص‌های شیمیایی در طبیعت به علت عبور شیرابه از گیاهان و خاصیت جذب توسط گیاهان می‌باشد (Youcai *et al.* 2000).

۲-۴-۳- تأثیرات باران و تغییرات فصلی بر ترکیب شیرابه

ترکیب شیرابه غالباً تأثیرات فصلی مهمی را نشان می‌دهد (Christensen *et al.* 2001). طی تحقیقی در کشور تایوان که عموماً بهار و تابستان به عنوان فصول بارانی و پاییز و زمستان به عنوان فصل‌های خشک در نظر گرفته می‌شود، تغییرات فصلی ترکیبات شیرابه مورد بررسی قرار گرفت. پارامترهای تغییر یافته در تأثیرات فصلی شامل: COD, T, VSS, TOC, EC, pH, BOD, COD, SS و رنگ می‌شود. برای لندفیل بسته A تأثیرات فصلی محسوس در SS, BOD, VSS و رنگ دیده نشد. شیرابه زمستانی دارای COD, pH و TS و هدایت بالاتری نسبت به تابستان بودند. بهار و زمستان نیز دارای TS و DS بالاتری نسبت به تابستان و پاییز بودند. تأثیرات فصلی محسوس برای شیرابه لندفیل مخلوط B (دفع MSW با خاکستر پایین کوره زباله سوز) در COD, TOC, EC, pH و رنگ مشاهده نشد. SS در لندفیل B در پاییز بالاتر از زمستان بود. مقادیر TS و DS در بهار نسبت به تابستان بالاتر بودند. این مطالعه نیز ریزش باران فاکتور مهم و تأثیرگذاری بر ویژگی‌های شیرابه لندفیل داشته و اکثر ترکیبات شیمیایی به طور مهمی تحت تأثیر ریزش باران بودند (Fan *et al.* 2005). برای مثال لینده^۱ و همکاران نشان داد که ۱۵ تا ۵۰ درصد ریزش باران می‌تواند ترکیب شیرابه را تغییر دهد (Linde *et al.* 1995). فصول مرطوب با بارندگی فراوان باعث افزایش تغییرات و پیچیدگی در ویژگی‌های شیرابه لندفیل و ترکیبات آن می‌شود (Miyajima *et al.* 1997). تعیین رفتار شیرابه در مناطق پر باران و کاهش اثرات زیست محیطی حاصل از آن و هم‌چنین سرعت بارگذاری بالای مواد آلی و زمان محافظت کوتاه در طول فصل مرطوب یکی از مشکلات اساسی در سیستم تصفیه شیرابه می‌باشد (Chu *et al.* 1994, Chen 1996, Gulsen and Turma 2005).

^۱ Linde

شیرابه لندفیل مابع بسیار مضرى برای منابع آب می‌باشد. رواناب حاصل از شیرابه لندفیل به خصوص در ماه‌های بارانی بر کیفیت منابع آب تأثیر بسزایی دارد. در این وضعیت، شرایط تولید به علت مخلوط شدن آسان با اکسیژن اتمسفر و آب باران در مکان لندفیل وجود دارد. بعد از ماه‌های بارانی شدت تولید شیرابه و همچنین دمای شیرابه درون مکان لندفیل به علت واکنش‌های شدید که به علت مخلوط‌پذیری با آب رخ می‌دهد افزایش پیدا می‌کند. سرعت واکنش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی نیز در این ماه‌ها افزایش دارد. علاوه بر این رفتار تشکیلات شیرابه در لندفیل‌های قدیمی و بدون سرپوش به علت سن‌های مختلف توده پسماند در سراسر منطقه لندفیل، درجه مختلفی از تراکم لایه‌ها و عدم حضور سیستم پوشاننده در بعضی مناطق پیچیده است (Zafar and Alappat 2004).

زمانی که آب در میان باطله‌های موجود در لندفیل نفوذ می‌کند، ترکیبات آلی، معدنی و تولیدات حاصل از تجزیه را حل کرده و شیرابه‌ای با پتانسیل آلودگی بالا تولید می‌کند (Williams 1999).

حجم شیرابه مستقیماً متناسب با ریزش باران منطقه باران‌گیر و توده‌های باطله دفع شده می‌باشد، این به وضوح دیده می‌شود که افزایش حجم شیرابه تولید شده ممکن است به طور پیوسته در سرتاسر زمان ادامه پیدا کند (Robinson 1995).

طی تحقیقی تأثیرات تغییرات فصلی و رطوبت بر ویژگی‌های شیرابه لندفیل در مناطق حاره انجام گرفت. در این تحقیق بارزترین ویژگی شیرابه حاصل از آن مشخص گردید و آن همبستگی مهم بین مقدار باران و سرعت جریان شیرابه و همچنین زمان محافظت هیدرولیکی که طی فصول خشک نسبت به فصول مرطوب بالاتر بود (Jubhar et al. 2009).

۲-۴-۴- مسمومیت‌زایی شیرابه

ترکیبات فساد پذیر در مواد زائد شهری (MSW) دارای پتانسیل تولید آلودگی بالا و شیرابه سمی از تولیدات به وجود آمده از تجزیه می‌باشند. این روند و پیشرفت تجزیه از طریق یک سری مراحل انجام، به مرحله بلوغ و سرانجام به پایداری می‌رسد (Heyer and Stegmann 1997). تا سال ۱۹۸۰ تنها

مطالعات منتشر شده درباره سمیت شیرابه لندفیل توسط کامرون و کوچ^{۱۱} انجام شده بود اما پس از آن به وسیله چندین نویسنده با استفاده از تعدادی از ارگانسیم‌های متفاوت انجام گرفت. با توجه گزارش سمیت شیرابه در ۹۸ لندفیل متفاوت، عموماً سمیت بالا در شیرابه‌های مربوط به لندفیل‌های مواد زائد شهری مشاهده شده است (Cameron and Koch 1980). ارنست^{۱۲} و همکاران به این نتیجه رسیدند که آمونیاک اولین عامل سمیت حاد در باطله مواد زائد شهری بود (Ernst *et al.* 1994).

سلمنت^{۱۳} و همکاران براساس انجام تست سمیت از ۲۷ لندفیل به این نتیجه رسیدن که آمونیاک و قلیائیت اغلب به عنوان عامل‌های احتمالی توزیع سمیت می باشند (Clement and merlin 1995). مطالعات دیگر نشان می‌دهد که فاکتورهایی مانند pH، هدایت التریکی، غلظت کلرید، مس و روی ممکن است از مهم‌ترین عامل‌های سمیت آبی ارزیابی شده باشند (Assmuchi and Penttilai 1995).

۲-۴-۵- محتوای مواد آلی موجود در شیرابه

مواد آلی پیدا شده در لندفیل معمولاً شامل اسید فرار چرب، ترکیبات فلویک (Fluvic) و هیومیک (Humic) می‌باشد. اسید چرب فرار تقریباً در فاز تولیدی اسیدی و متان پیدا می‌شوند در حالی که ترکیبات هیومیک و فلویک اغلب در شیرابه‌های متانوژنیک قدیمی‌تر وجود دارند (Christensen *et al.* 1994). مواد هیومیک (اسید هیومیک HA) و (اسید فلوئیک FA) مهم‌ترین ترکیبات آلی شیرابه هستند. غلظت بالای مواد هیومیک باعث افزایش مشکلات جمع‌آوری شیرابه می‌شود (Calace and Petronio 1997). برای مثال مواد هیومیک ممکن است حلالیت ترکیبات هیدروفوبیک را از طریق کمپلکس‌ها بالا برده و همچنین سمیت و قابلیت دسترسی زیستی را از ترکیبات خطرناک تغییر دهد و در نتیجه بر تفکیک‌پذیری زیستی تأثیرگذار باشد (Fan *et al.* 2005).

²- Cameron and Koch

¹²- Ernest

1- Clement

در تجزیه باطله، کاهش BOD نسبت به COD سریعتر بوده و غلظت آن می‌تواند به صفر نزدیک شود. COD باقی مانده در شیرابه دارای ترکیبات هیومیک و فلوئیک می‌باشد (Christensen *et al.* 1994).

۲-۴-۶- عناصر کمیاب موجود در شیرابه

در مطالعات انجام شده توسط یوشیدا^{۱۴} در لندفیل جامد شهرداری حنحیر الیاگودیا^{۱۵} و دریاچه سبخت سجومی^{۱۶} چندین عنصر کمیاب غیر فلزی و دارای پتانسیل سمی بالا شامل B, S, Se, Br و با غلظت بالای غیر عادی در مقایسه با مقادیر آیین نامه در شیرابه مشاهده شد (Yoshida *et al.* 2002).

سلنیم آزاد شده از باطله مخصوصاً بعد از سوزاندن باطله وارد آب‌های سطحی شده و باعث کشته شدن ماهی‌ها گردیده و تأثیر آن برای چند سال باقی می‌ماند. حتی افزایش کم در مقدار سلنیم حمل شده توسط آب، تأثیرات زیانباری را بر زندگی آبزیان ایجاد می‌کند (Lemly 2002). افزایش فسفر در آب حتی در مقدار کم باعث رشد سریع جلبک و گیاهان شده و در نتیجه باعث ایتروفیکیشن^{۱۷} در سیستم‌های آبی و هم‌چنین می‌تواند باعث ایجاد مشکلات بیشتر در رنگ و بو شود (Rao and Rajendra 1996). برومیت در سطح آستانه غلظت بروماید و اوزون در ساختمان بروماید و هم‌چنین در هیپوکلریت به عنوان ناخالصی یافت می‌شود، بنابراین برای دوری از تأثیرات منفی برومیت موجود در محلول هیپوکلریت، بایستی به طور مکرر کنترل شود (Arney 1993).

۲-۴-۷- فلزات سنگین موجود در شیرابه

با انجام تحقیقات وسیع نشان داده شده است که شیرابه مشکل بسیار جدی برای تخلیه فلزات سنگین می‌باشد (Urase *et al.* 1997, Christensen *et al.* 2001, Rukah and Kofahi 2001).

فلزات سنگین به عنوان یکی از ۴ گروه آلوده کننده مهم شیرابه لندفیل شناخته شده و تعریف

¹⁴ - Yoshida

¹⁵ - Henehir Elyagoudia

¹⁶ - Sebsakht sejoumi

¹⁷ - Eutrofication

می‌شود (Christensen *et al.* 1994). تعداد خاصی از فلزات سنگین (Hg, Pb, Ni, Mo, Cr, Cd, As) حتی موقعی که در مقدار کم تخلیه شوند برای محیط زیست و سلامتی خطرناک می‌باشند. یکی از مشکلات مرتبط با فلزات سنگین در محیط زیست تراکم این‌ها در زنجیره غذایی و حضور در طبیعت است (Dean *et al.* 1972). شیرابه تشکیلات آلی و معدنی را به وسیله فرایندهای فیزیکی، هیدرولیکی و تخمیر جذب می‌کند و این شیرابه دربردارنده غلظت بالایی از مواد آلی، یون‌های معدنی و فلزات سنگین می‌باشد (Fan *et al.* 2005).

فلزات سنگین که معمولاً غلظت بالایی در شیرابه لندفیل دارند شامل As, Cd, Cr, Cu, Fe, Zn می‌شوند. این‌ها منابع مهمی برای آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی هستند (Aziz *et al.* 2003). خطرات فلزات سنگین مانند Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb به دلیل اینکه بعضی از این فلزات تأثیرات سمی برای بشر ایجاد می‌کنند و باعث عملکرد غیر معمول شدید کلیه، سیستم‌های تناسلی، جگر، مغز و سیستم اعصاب مرکزی می‌شوند در طیف وسیعی پوشش داده شده است (Lee *et al.* 1998). در حین جمع‌آوری، انتقال و دفع زباله و همچنین تبدیل زباله به کود کمپوست شیرابه تولید می‌شود که حاوی مواد آلاینده گوناگون از جمله فلزات سنگین می‌باشد (پرورش و موحدیان ۱۳۸۰).

پایداری فلزات سنگین در محیط زیست مشکلات ویژه‌ای را ایجاد می‌کند. این فلزات نمی‌توانند مانند آلاینده‌های آلی از طریق فرایندهای شیمیایی یا بیولوژیکی تجزیه شوند. یکی از پیامدهای مهم پایداری آن‌ها، تغلیظ بیولوژیکی در زنجیره غذایی است که در نتیجه این فرایند، مقدار فلزات در طبقه‌های بالاتر زنجیره غذایی تا چندین برابر مقدار موجود در آب یا هوا یافت می‌شود. این امر موجب بیماری گیاهان و در نهایت سبب به خطر افتادن سلامت جانوران و انسان می‌گردد (گندمکار ۱۳۷۵). شیرابه قبل از دفع باید به طریق مناسب تصفیه گردد تا آلودگی آن کاهش یابد. یکی از پارامترهایی که باید قبل از دفع به آن توجه نمود کاهش یا حذف فلزات سنگین می‌باشد (Zaki 2006).

با انجام تحقیقی بر روی ترکیبات باطله‌های دفع شده در لندفیل Siauliai مشخص شد که ترکیب این باطله‌ها تغییرات قابل توجهی دارند و آلودگی‌های آب‌های سطحی و زیرزمینی اطراف این لندفیل

افزایش یافته و همچنین تعدادی از ترکیبات مانند فلزات سنگین، نیتروژن و یون‌های کلرید شیرابه در سال‌های آخر افزایش داشته است (Tricys 2002).

وجود مواد هیومیک در شیرابه ممکن است انتقال فلزات سنگین را افزایش دهد. از این گذشته افزایش محتوای خاکستر نیز در لندفیل ممکن است غلظت نمک‌ها و فلزات سنگین در شیرابه را افزایش دهد. از آنجایی که آلودگی‌های آب‌های سطحی و زیرزمینی مرتبط هستند. مقدار کمیت شیرابه ملزم به بررسی و آنالیز دقیق برای جلوگیری از آسیب بیشتر توسط فلزات سنگین و دیگر آلاینده‌های شیرابه برای محیط زیست است. بنابراین فهمیدن انواع مختلف شیرابه لندفیل برای تصفیه مناسب شیرابه امری لازم و ضروری است (Urase *et al.* 1997). مکانسیم‌های دیگری غلظت فلزات را در شیرابه لندفیل هوازی می‌توانند افزایش دهند. اکسیداسیون سولفید فلزات و تولید سولفات که حلالیت بیشتری دارند، ظرفیت ترکیبی اسید هیومیک اکسید شده متناسب با کاهش اسید هیومیک و اکسیداسیون سولفید و در نتیجه تولید اسید سولفوریک که باعث کاهش pH و افزایش فلزات محلول می‌شود (Martensson *et al.* 1999). به منظور رها کردن شیرابه کم خطر به محیط، چندین شرایط و ضوابط باید در نظر گرفته شود که این شرایط به قرار زیر می‌باشند:

۱- شیرابه نباید دربردارنده غلظت بالایی از مواد ارگانیک، آمونیاک یا فلزات سنگین باشد.

۲- شیرابه نباید دارای سمیت برای ارگانسیم‌های موجود در اکوسیستم باشد (Assmuth 1995).

طی تحقیقی برای فهم بهتر از انواع مختلف شیرابه ۳ نوع لندفیل شامل لندفیل بسته (A)، لندفیل مخلوط دارای خاکستر (B) و لندفیل مجزا MSW (C) بررسی شده و نشان داده شده است که لندفیل مجزا (C) دارای محتوای بیشتری از (Ni, Cr, Fe) و سمیت حاد در میان این لندفیل‌ها می‌باشد و لندفیل‌های فعال B و C دارای اهمیت بیشتری از غلظت COD, VSS, TS, TOC و EC نسبت به لندفیل A هستند، لندفیل B دارای EC, TDS, TS, Na, Ca بالاتر نسبت به لندفیل C می‌باشد. همچنین مقدار COD و BOD در لندفیل C بیشتر از B است. به طور کلی مواد آلی در لندفیل $C > B > A$ می‌باشد. مقدار DS, TS و EC در لندفیل $B > A > C$ و همچنین لندفیل B (Ca, Mg, Na)

بالتری در میان این ۳ لندفیل دارد که این ممکن است به خاطر محتوای بالای خاکستر باشد. رنگ شیرابه در لندفیل B و C دارای رنگ تیره ضخیم، در حالی که شیرابه در لندفیل A رنگ قهوه‌ای روشن دارند. یکی از نتایج مهم این تحقیق سمیت بسیار بالای لندفیل C نسبت به B و A و اینکه وجود خاکستر در لندفیل B در کاهش سمیت شیرابه ممکن است نقش مؤثری داشته باشد. در مقایسه‌ای بین شیرابه کشورهای مختلف با لندفیل تایوان نشان داده شد که شیرابه‌های تولید شده از لندفیل‌های فعال B و C دارای محتوای آلی بیشتر نسبت به هونگ کونگ اما نسبت به کویت، آمریکا و آلمان پایین‌تر است. این آشکار و مشهود است که ویژگی‌های محلی در ترکیب شیرابه تأثیر دارد (Fan et al. 2005).

جدول (۱-۲) و (۲-۲) تأثیرات زیانبار فلزات سنگین را بر روی عوامل مختلف نشان می‌دهد.

جدول ۱-۲- حداکثر غلظت فلزات سنگین آب آبیاری و اثر آن بر روی گیاهان (حسینیان ۱۳۸۱)

نوع فلز	غلظت مجاز (mg/l)	اثرات نامطلوب بر خاک و گیاهان
آلومینیوم	۵	در خاک‌های اسیدی ($pH < 5.5$) باعث کاهش محصولات شده می‌شود
آرسنیک	۰/۱	در مقادیر مختلف برای گیاهان سمی است. حد سمی آن بین ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر تا ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر
برلییم	۰/۱	در مقادیر گوناگون برای گیاهان سمی است. حد سمی آن بین ۵ میلی‌گرم بر لیتر تا ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر متغیر
کادمیوم	۰/۰۱	به علت خاصیت تجمع‌ی آن در گیاهان حد مجاز سمی آن پایینتر از حد مجاز آن برای انسان منظور می‌شود.
کبالت	۰/۰۵	برای گوجه‌فرنگی در غلظت ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر سمی است. در خاک‌های قلیایی و خنثی غیر فعال می‌شود.
کرم	۰/۱	به عنوان عنصر مهم رشد گیاهان نیست و اطلاعات زیادی در مورد اثرات سمی آن بر گیاه در دسترس نیست.
مس	۰/۲	برای تعدادی از گیاهان در حد بین ۰/۱ تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر سمی است
فلوئور	۱	در خاک‌های قلیایی و خنثی غیر فعال می‌شود. در خاک‌های تهویه شده برای گیاهان سمی نیست.
آهن	۵	در خاک‌های اسیدی میزان فسفر و مولیبدن خاک را کاهش می‌دهد
لیتیم	۲/۵	با بیشتر گیاهان تا ۱۵ میلی‌گرم سازگار است. برای مرکبات در حد ۰/۰۷۵ میلی‌گرم در لیتر سمی است.
منگنز	۰/۲	برای تعدادی از گیاهان در حد چند دهم میلی‌گرم بر لیتر سمی است و این در خاک‌های اسیدی تشدید می‌گردد.
مولیبدن	۰/۱	در حد استاندارد غلظت آن در آب و خاک برای گیاهان سمی نیست. برای آبیاری سمی است.
سرب	۵	در غلظت بالا مانع رشد سلول‌های گیاهی می‌شود.

برای گیاهان در غلظت های کمتر از ۰/۰۲۵ میلی گرم در لیتر سمی است. برای آزمون سمی است .	۰/۰۲	سلنیم
در غلظت های پایین برای بعضی گیاهان سمی است.	۰/۱	وانادیوم
در غلظت های مختلف برای بعضی گیاهان سمی است و سمیت آن در $pH > 6$ تقلیل می یابد.	۲	روی

جدول ۲-۲- مخاطرات فلزات سنگین به صورت ترکیبات محلول برای انسان (حسینیان ۱۳۸۱)

فلز سنگین	عوارض ناشی از آن
کروم	تنگی نفس ، سوزش تنفسی ، گلو و چشم ، سرطان ریه (به صورت نمک های کرومیک Cr^{6+})
کادمیوم	افزایش فشار خون ، تنگی نفس ، سردرد و لرزش ، کم شدن وزن بدن و مسمومیت های دیگر
سرب	کم خونی ، بی اشتهایی ، دردهای عضلانی ، نارسایی ذهنی و عقلی کودکان
نیکل	سردرد ، گیجی و استفراغ ، ضعف و اغماء و تشنج ، سرطان ریه و سینوس
مس	تهوع ، پیچش شدید معده ، اسهال و استفراغ

۲-۴-۷-۱- فرآیند تحرک فلزات سنگین در لندفیل

فرآیندهای مختلف، شامل ترکیبات لیگاندهای آلی، معدنی و جذب سطحی کلوئیدها به وسیله افزایش غلظت در فاز آبدار، دارای توانایی تحرک فلزات سنگین می باشند (kejelnsen *et al.* 2002).
جنسن و کریستنسن^{۱۸} نمونه های شیرابه مجزایی از ۴ لندفیل در اندازه های مختلف برای به دست آوردن اطلاعاتی درباره اندازه کلوئیدهای شرکت کننده و مرتبط با فلزات سنگین Cr, Ni, Zn, Pb, Cd و Cu برداشت و آزمایش کردند. با بررسی نتایج مشخص شد که قسمت مهمی از تغییرات بالای فلزات سنگین با بخش های کلوئیدی مربوط می باشد (Jensen and Christensen 1999).
گوناریس^{۱۹} و همکاران نیز گزارشی از لندفیل های آمریکا تهیه کرده مبنی بر اینکه که قسمت های مهم فلزات سنگین Cr, Pb, Zn وابسته به مواد کلوئیدی بودند (Gounaris *et al.* 1993). کلین و نیسنر^{۲۰} کشف کردند که در لندفیل های آلمان عمده فلزات سنگین مرتبط با مواد کلوئیدی در اندازه های ۰/۰۱ تا ۰/۰۰۱ میکرومتر بودند که قابل تطابق با مواد هیومیک می باشند (Klein *et al.* 1998). در تحقیقات مشخص شد که مقایسه توزیع مواد آلی و فلزات سنگین بین اندازه های مختلف نشان می دهد که

18- Jensen and Christensen

19- Gounarise

20- And Niessner Klein

فلزات سنگین در بخش‌های کلوئیدی فقط با مواد آلی (مواد هیومیک) مرتبط نیستند، حتی اگر مواد هیومیک کلوئیدی مهم‌ترین نقش را با توجه به انواع فلزات سنگین موجود در شیرابه نمایش دهند (Kjeldsen *et al.* 2002).

۲-۸- نفوذپذیری لندفیل

ورود آب به داخل خاک در نتیجه تأثیر توأم نیروهای ثقلی و موئینگی صورت می‌گیرد. نیروی ثقل فقط در جهت قائم عمل می‌کند، ولی نیروی موئینگی در ابتدا که خاک خشک بوده و منافذ موئین خالی از آب است، هم در جهت عمودی و هم در جهات افقی عمل می‌کند. اما به تدریج که منافذ موئین از آب اشباع شد تنها نیروی ثقل دخالت کرده و جریان نفوذی فقط قائم است. به همین دلیل سرعت نفوذ در ابتدای وارد شدن آب به سطح خاک زیاد و سپس به تدریج تقلیل یافته و به مقدار ثابتی که فقط نتیجه عمل نیروی ثقل است، می‌رسد. بنابراین مقدار آبی که در زمین نفوذ می‌کند صرف نظر از وضعیت سطح خاک، به صورت تجمعی نسبت به زمان افزایش می‌یابد. نفوذ آب در خاک به عواملی مانند بافت و ساختمان خاک، پوشش گیاهی، شیب زمین و از همه مهم‌تر قابلیت پراکندگی ذرات سطحی خاک بستگی دارد. اگر لایه سطحی خاک حاوی مقدار زیادی یون قابل تبادل سدیم باشد پس از مرطوب شدن باعث پراکندگی ذرات خاک شده و ظرفیت نفوذ را به شدت کاهش می‌دهد. زیرا ذرات لای و رس در لابلای منافذ خاک قرار می‌گیرند و جلوی نفوذ آب را سد می‌کنند. به همین دلیل نفوذ آب به داخل خاک در زمین‌های رسی و سیلتی بسیار اندک است. سرعت نفوذ آب به داخل خاک در ابتدا بسیار زیاد است و سپس به تدریج از سرعت نفوذ کاسته می‌شود و سرانجام در حد معینی که به آن نفوذ نهایی گفته می‌شود ثابت می‌شود، اما نفوذ تجمعی آب به داخل خاک همواره سیر صعودی دارد (علیزاده ۱۳۷۷). برای کنترل حرکت آب الگوهای زهکشی اطراف و درون لندفیل باید به دقت ارزیابی شوند. زمانی که لندفیل در مناطق باز و مسطح ساخته می‌شود ورود زهکش‌های سطحی به درون لندفیل کمتر است. با این وجود اغلب لندفیل‌ها در مکان‌های شیبدار و دارای توپوگرافی دره

مانند واقع شده‌اند که این حالت باعث جریان یافتن آب در جهت سرایشی شده و اگر مدیریت صحیح وجود نداشته باشد آب وارد لندفیل می‌شود. آب‌هایی که وارد لندفیل می‌شوند از میان باطله و جاهایی که کم‌ترین مقاومت را دارند رو به پایین حرکت کرده و آلودگی وسیعی را به بار می‌آورند. حرکت رو به پایین آب تا موقعی که به لایه نفوذناپذیر برخورد کنند ادامه دارد. پس از برخورد به لایه نفوذناپذیر به طور افقی (جانبی) در جهت شیب لندفیل حرکت کرده و از این طریق می‌تواند به آب‌های سطحی تخلیه شود و باعث آلودگی‌های بسیاری گردد (O'Leary and Walsh 2002).

آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از نشت و نفوذ شیرابه در مکان‌های دفن زباله به دلیل واکنش‌های مختلف درون این مکان، بارندگی فراوان و بالا بودن سطح آب زیرزمینی مشکلات عمده زیست محیطی را برای این مناطق ایجاد می‌نماید. شیرابه تولید شده تحت اثر مکانیزم‌های مختلف شروع به نفوذ و حرکت در میان لایه‌های خاک زیرین کرده و پس از طی مسیری به سفره آب زیرزمینی وارد می‌شود. افزایش غلظت مواد آلوده کننده موجود در شیرابه ممکن است از حد استاندارد مجاز تجاوز کرده و موجبات آلودگی آب زیرزمینی را فراهم آورد (بدو ۱۳۸۰). هگس^{۲۱} و دیگر محققین تخمین زده‌اند که بعضی از محل‌های دفن زباله پس از گذشت ۴ الی ۷ سال شروع به ایجاد نشت آب می‌نمایند. مقدار آب موجود در مراکز دفن بین ۱ تا ۴۰ درصد بارش متوسط سالیانه تخمین زده می‌شود. میزان نشت آب در محل‌های دفن و توده‌های سطحی زباله به مقدار، میزان و نحوه بارندگی، هدایت هیدرولیکی، پوشش خاک، تبخیر از پوشش سطحی خاک، یخبندان و ذوب برف بستگی دارد (Matitic 1999). اگر دفع زباله با اصول علمی و فنی انجام گیرد، از نشت و نفوذ شیرابه تولیدی از زباله و رسیدن آن به آب‌های زیرزمینی جلوگیری خواهد شد (Rail 1989).

21- Hughes

فصل سوم

روش انجام تحقیق و مطالعات

در این فصل کلیه عملیات صحرایی و آزمایشگاهی، که جهت مطالعه و بررسی اثرات آلودگی شیرابه حاصل از لندفیل بر آب‌های سطحی و زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه انجام شده است به طور مختصر بیان می‌شوند.

مراحل کلی تحقیق به شکل زیر است:

- ۱- جمع‌آوری آمار و اطلاعات و نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه
- ۲- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و اسیدپتته آب‌های سطحی و زیرزمینی
- ۳- نمونه‌برداری از آب‌های سطحی و زیرزمینی
- ۴- اندازه‌گیری عناصر با استفاده از روش ICP
- ۵- اندازه‌گیری یون‌های اصلی موجود در آب‌های سطحی
- ۶- برآورد نفوذپذیری لایه‌های پوشاننده لندفیل و زمین‌های مجاور با استفاده از روش استوانه مضاعف

۳-۱- جمع‌آوری آمار و اطلاعات و تهیه نقشه

به منظور تعیین محدوده مورد مطالعه و موقعیت جغرافیایی آن از نقشه زمین‌شناسی با مقیاس

۱:۱۰۰۰۰۰ و نقشه توپوگرافی با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ شهر ساری استفاده گردید. اطلاعات مربوط به لندفیل شهر ساری و مناطق اطراف شامل ویژگی‌های زمین شناسی، هیدرولوژیکی و هیدروژئولوژیکی منطقه از گزارش‌های آب منطقه‌ای استان مازندران در سال ۱۳۸۶ فراهم گردید. هم‌چنین آمار و اطلاعات آب و هوایی منطقه مانند بارندگی، رطوبت، درجه حرارت و تبخیر مربوط به آمار ایستگاه‌های هواشناسی شهر ساری و دشت ناز وابسته به سازمان آب منطقه‌ای و اداره کل هواشناسی استان مازندران جمع‌آوری گردید.

۲-۲- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و اسیدیته آب‌های سطحی و زیرزمینی

هدایت الکتریکی و اسیدیته آب‌های منطقه در محل نمونه‌برداری برای ۲۴ نمونه آب سطحی و یک نمونه آب زیرزمینی توسط هدایت سنج الکتریکی و pH متر اندازه‌گیری شده است.

الف- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی

این خصوصیت در اثر وجود یون‌های مختلف در آب حاصل می‌شود. بنابراین هدایت الکتریکی غلظت مواد حل شده در آب را صرف نظر از ماهیت آن‌ها نشان می‌دهد. واحد اندازه‌گیری هدایت الکتریکی آب میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد که به صورت میکروزیمنس بر سانتی‌متر نیز بیان می‌شود. برای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی نمونه‌های آب در محل نمونه‌برداری از دستگاه پرتابل (Conductivity meter) ساخت شرکت (HACH) استفاده شده است. دقت اندازه‌گیری این دستگاه در خصوص اندازه‌گیری هدایت الکتریکی ۱ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد.

ب- اندازه‌گیری اسیدیته

pH یکی از مهم‌ترین خواص فیزیکوشیمیایی آب است که می‌تواند بر روی انحلال مواد و فعالیت بیولوژیکی اثر بگذارد. pH آب آلوده رابطه بین دی اکسید کربن آزاد با مقدار کربنات و بی‌کربنات را

نشان می‌دهد. آب‌های طبیعی معمولاً دارای pH بین ۶/۵ تا ۸ می‌باشند و اکثر آن‌ها به علت انحلال کربنات و بی‌کربنات‌های قلیایی پوسته زمین کمی قلیایی می‌باشند. اندازه‌گیری pH یکی از مهم‌ترین و معمول‌ترین آزمون‌های شیمی آب است. در مراحل مختلف تصفیه و تأمین آب شامل خنثی سازی با اسید، سختی‌گیری، ته نشینی، انعقاد و گندزدایی به pH وابسته است (شریعت پناهی ۱۳۷۱). در این تحقیق میزان pH نمونه‌ها توسط دستگاه pH متر مدل Suntextsp-701 اندازه‌گیری شده است. دقت اندازه‌گیری pH توسط این دستگاه برابر با ۰/۰۱ واحد می‌باشد.

۳-۳- نمونه‌برداری از آب‌های سطحی و زیرزمینی

به طور کلی نمونه‌برداری، در پنج مرحله در تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹، ۱۳۸۷/۷/۵، ۱۳۸۷/۷/۱۲ و ۱۳۸۷/۹/۱۶ که به ترتیب بدون بارندگی، ۱۶/۶ میلی‌متر، ۲۰/۲ میلی‌متر، ۲۸/۸ میلی‌متر و ۱۴/۶ میلی‌متر انجام شد. در تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹، ۱۳۸۷/۷/۵، ۱۳۸۷/۷/۱۲، ۱۳۸۷/۹/۱۶ مقدار هدایت الکتریکی و اسیدیته، در تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹، ۱۳۸۷/۷/۵، ۱۳۸۷/۹/۱۶ غلظت عناصر و کاتیون و آنیون‌های اصلی اندازه‌گیری شد. در ضمن یک نمونه آب زیرزمینی از بیمارستان شهید زارع واقع در ۴۰۰ متری پایین دست لندفیل در تاریخ ۱۳۸۷/۹/۱۶ نیز برداشت گردید.

۳-۴- اندازه‌گیری غلظت عناصر در شیرابه حاصل از زباله و منابع آب با استفاده از روش

ICP

به منظور ارزیابی اثر آلاینده‌های شیرابه‌های حاصل از لندفیل ساری بر روی منابع آب منطقه، تعداد ۱۴ نمونه آب سطحی از بخش‌های مختلف آبراهه در مجاور لندفیل برداشته شد. موقعیت نقاط نمونه- برداری در فصل چهارم شکل (۴-۱) نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود یک نمونه در بالا دست مکان لندفیل و بقیه نمونه‌ها در محدوده لندفیل و پایین دست آن برداشته شده است. از آنجایی که در مجاورت محل لندفیل و آبراهه‌ای که شیرابه‌های حاصله از لندفیل در آن جاری می‌شوند، هیچ چاهی واقع نشده است، از نزدیک‌ترین چاه به این محدوده، که چاه موجود در بیمارستان

شهید زارع که در ۴۰۰ متری پایین دست لندفیل واقع است نیز نمونه برداری شد. برای نمونه برداری جهت آنالیز شیمیایی بطری های پلی اتیلن ۲۵۰ میلی لیتری دارای دو درپوش مورد استفاده قرار گرفت. هنگام نمونه گیری بطری را سه بار با آب مورد نظر شسته، سپس اقدام به برداشت نمونه نهایی شده است و در نهایت نمونه ها برای اندازه گیری میزان غلظت فلزات سنگین، عناصر کمیاب و دیگر عناصر به آزمایشگاه ارسال شدند. برای تعیین عناصر سنگین و کمیاب به روش پلاسما جفت شده القائی (ICP)، نمونه ها به آزمایشگاه ACME در کشور کانادا فرستاده شدند. در مورد آنالیز ICP، به دلیل طولانی بودن مسافت انتقال نمونه ها و طولانی شدن زمان برای جلوگیری از تغییر غلظت عناصر در این بازه زمانی از اسید نیتریک استفاده شده و pH نمونه ها به ۳ کاهش داده شده است. در این شرایط تمام فعل و انفعالات محلول متوقف و از تغییرات احتمالی ترکیبات آب جلوگیری می-شود (Kim et al. 2002).

۳-۵- تعیین غلظت یون های اصلی موجود در آب های سطحی

برای نمونه برداری جهت اندازه گیری یون های اصلی بطری های پلی اتیلن ۲۵۰ میلی لیتری دارای دو درپوش مورد استفاده قرار گرفت. هنگام نمونه گیری بطری را سه بار با آب مورد نظر شسته و نهایتاً اقدام به برداشت نمونه نهایی شده است. سپس این نمونه ها بلافاصله برای اندازه گیری سختی آب و غلظت یون های اصلی به آزمایشگاه پارک علم و فناوری استان سمنان ارسال شدند.

۳-۶- انجام آزمایش نفوذ به روش استوانه مضاعف در لندفیل و زمین های اطراف

به منظور برآورد سرعت نفوذ پایه بر روی لندفیل و زمین های اطراف از روش استوانه مضاعف استفاده شد. این دستگاه از دو حلقه استوانه ای به قطرهای ۳۰ و ۶۰ سانتی متر و ارتفاع حدود ۴۰ سانتی متر تشکیل شده است. استوانه کوچک در مرکز استوانه بزرگتر قرار داده شده و بر روی محل مورد نظر مستقر می شود. سپس به آرامی بر روی آنها ضربه زده می شود تا حدود ۱۰ سانتی متر در زمین فرو

روند. بین دو استوانه و همچنین داخل استوانه کوچک آب ریخته می‌شود. پایین رفتن سطح آب استوانه داخلی نسبت به زمان مرتب اندازه‌گیری می‌شود. این تغییرات را می‌توان از طریق افزودن حجم مشخصی از آب به داخل استوانه در زمان معین اندازه‌گیری کرد. آبی که بین استوانه داخلی و خارجی ریخته می‌شود فقط برای این است که آب در محدوده استوانه داخلی به صورت عمودی حرکت کرده و از وقوع حرکت جانبی آب در اطراف این استوانه جلوگیری گردد. شکل (۳-۱) نحوه اندازه‌گیری سرعت نفوذ پایه را در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد.



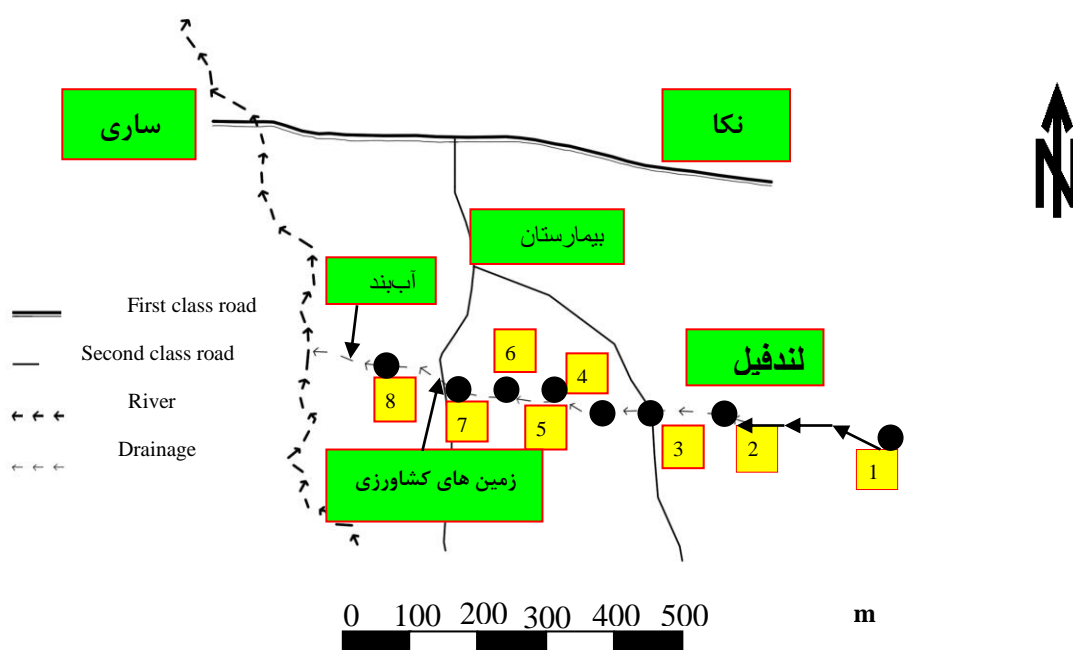
شکل ۳-۱ - نحوه اندازه‌گیری سرعت نفوذ پایه به روش استوانه مضاعف

فصل چهارم

ارزیابی غلظت آلاینده‌ها در آبراهه‌های

پایین دست لندفیل ساری

برای تعیین غلظت عناصر، آنیون‌ها و کاتیون‌ها، در چهار مرحله نمونه‌برداری در نقاط مختلف آبراهه مجاور لندفیل ساری و همچنین از چاه موجود در بیمارستان شهید زارع که در ۴۰۰ متری پایین دست مکان لندفیل وجود دارد نمونه‌برداری صورت گرفت. شکل (۴-۱) موقعیت نقاط نمونه‌برداری را در برداشته‌های مختلف نشان می‌دهد. برای تمام نمونه‌ها مقادیر pH و هدایت الکتریکی در محل و همچنین غلظت عناصر، کاتیون‌ها و آنیون‌ها در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. بر اساس نتایج به دست آمده، تجزیه و تحلیل لازم انجام شده و میزان آلودگی منابع آب به آلوده‌کننده‌های مختلف برآورد شده است.



شکل ۴-۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در برداشته‌های

۱-۴- اندازه‌گیری‌های انجام شده در محل نمونه‌برداری

پارامترهایی که در نمونه‌های آب سطحی در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده، شامل هدایت الکتریکی و اسیدیته می‌باشند که مقادیر آن‌ها برای چهار برداشت مختلف در تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹، ۱۳۸۷/۷/۵، ۱۳۸۷/۷/۱۲ و ۱۳۸۷/۹/۱۶ که به ترتیب بدون بارندگی، ۱۶/۶ میلی‌متر، ۲۰/۲ میلی‌متر و ۲۸/۸ میلی‌متر می‌باشند که در جدول (۱-۴) آورده شده است. در اینجا بایستی خاطر نشان کرد که علت طولانی شدن این تحقیق و وقفه افتادن در نمونه‌برداری‌ها به علت کمبود بارندگی در سال ۱۳۸۷ به خصوص در نیمه اول این سال بود.

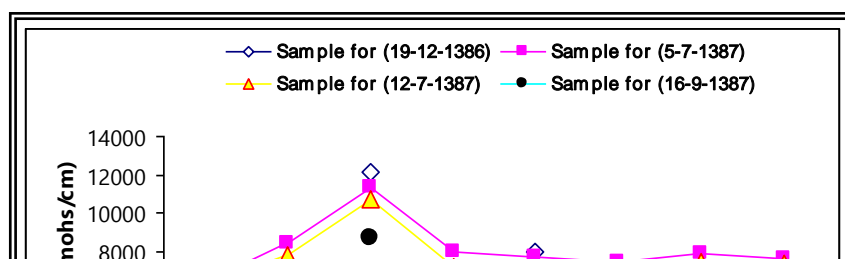
جدول ۱-۴- مقادیر pH و EC اندازه‌گیری شده در چهار مرحله نمونه‌برداری

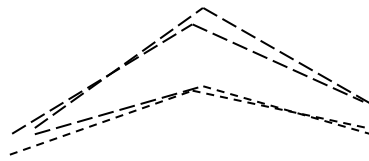
تاریخ نمونه‌برداری	شماره نمونه	هدایت الکتریکی $\frac{\mu\text{mohs}}{\text{cm}}$	pH
۱۳۸۶/۱۲/۱۹	۱	۶۵۱۰	۷/۶
	۳	۱۲۱۰۰	۸/۷
	۵	۸۰۰۰	۷/۷
۱۳۸۷ ۷/۵	۱	۶۳۵۰	۷/۵۵
	۲	۸۴۰۰	۸
	۳	۱۱۳۲۰	۸/۲
	۴	۷۹۶۰	۷/۴
	۵	۷۶۷۰	۷/۲
	۶	۷۴۰۰	۷/۱
	۷	۷۸۵۰	۷/۱
	۸	۷۶۰۰	۷
۱۳۸۷ ۷/۱۲	۱	۶۲۰۰	۷/۳
	۲	۷۸۰۰	۷/۵
	۳	۱۰۷۰۰	۷/۶۵
	۴	۷۲۰۰	۷/۳

۷/۱	۷۱۱۰	۵	
۷	۷۰۰۰	۶	
۶/۹	۷۴۳۰	۷	
۶/۹	۷۳۵۰	۸	
۷/۴۵	۵۸۰۰	۱	/۹/۱۶ ۱۳۸۷
۷/۳	۸۷۲۰	۳	
۷	۶۵۵۰	۵	

۴-۱-۱- بررسی قابلیت هدایت الکتریکی

خصوصیات زمین شناسی، بارش‌های جوی، بزرگی حوضه آبریز، ورود فاضلاب‌ها و رواناب‌های مختلف، زه آب‌های کشاورزی، پساب‌های شهری و صنعتی بر تغییرات هدایت الکتریکی تأثیر می‌گذارند. بنابراین یکی از ساده‌ترین راه‌ها برای بررسی کیفیت منابع آب اندازه‌گیری هدایت الکتریکی می‌باشد. به منظور تعیین و بررسی مقدار هدایت الکتریکی و روند تغییرات آن در آب‌های سطحی تعداد ۲۲ نمونه در بارندگی‌هایی با شدت و مقدار متفاوت در تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹، ۱۳۸۷/۷/۵، ۱۳۸۷/۷/۱۲ و ۱۳۸۷/۹/۱۶ از نقاط مختلف آبراهه در بالا و پایین دست لندفیل برداشته و در محل نمونه‌برداری مقدار هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شد. شکل (۴-۲) تغییرات هدایت الکتریکی در نقاط مختلف آبراهه در بالا و پایین دست لندفیل در چهار مرحله نمونه‌برداری نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۴-۲) دو نکته واضح در مقادیر هدایت الکتریکی قابل تشخیص است. اول اینکه مقادیر هدایت الکتریکی نمونه برداشت شده از چند متری پایین دست مکان لندفیل در هر چهار تاریخ نمونه برداری، در مقایسه با سایر نمونه‌ها به طور قابل توجهی بالاتر است. دوم این‌که مقادیر هدایت الکتریکی در محل لندفیل و پایین دست آن در تاریخ‌های مختلف متفاوت است و بیش‌ترین اختلاف هدایت الکتریکی بین تاریخ‌های ۱۳۸۶/۱۲/۱۹ و ۱۳۸۷/۹/۱۶ می‌باشد و این امر به علت عدم وجود بارندگی و بارندگی با مقدار بالا در این دو تاریخ و تأثیر زیاد آن در مقدار هدایت الکتریکی می‌باشد.

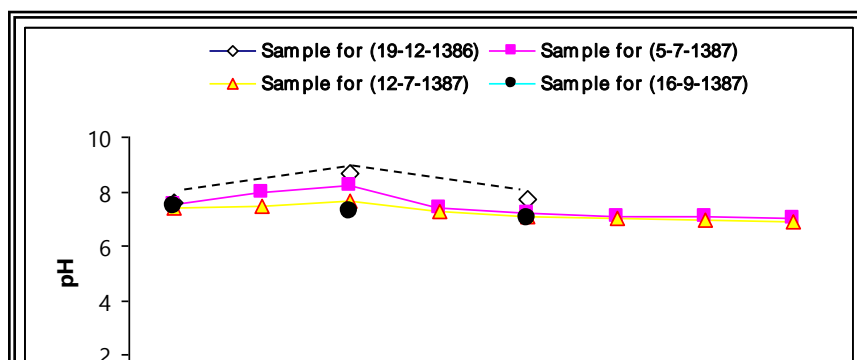


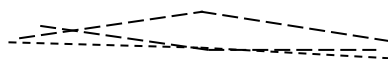


۲-۱-۴.

نمودار ۲-۴- نمودار شولر مقادیر EC آب‌های سطحی برای چهار مرحله نمونه‌برداری

اسیدیته عبارت از ظرفیت آب برای خنثی کردن یون هیدروکسید می‌باشد. ظرفیت اسیدی عموماً مربوط به حضور اسیدهای ضعیف مانند HPO_4 ، پروتئین‌ها، اسیدهای چرب و یون‌های فلزی اسیدی خصوصاً یون Fe^{3+} است. همه آب‌های طبیعی pH ثابت و یکسانی ندارند بلکه برخی از آن‌ها اسیدی و pH کمتر از ۷ و برخی دیگر قلیایی و pH بیشتر از ۷ دارند. آب‌هایی که از زمین‌های آهکی می‌گذرند pH بالایی دارند. آب‌هایی که از مناطق زغال سنگی عبور می‌کند، یا آب‌هایی که باران اسیدی زیادی در آن‌ها وارد می‌شود دارای pH پایین هستند. خورندگی آب‌های با pH پایین ممکن است موجب اضافه شدن موادی همچون آهن، مس، سرب، روی و کادمیوم به آب شود (رفوئی ۱۳۸۱). مقادیر pH در نقاط مختلف محل دفن زباله شهر ساری در چهار مرحله نمونه‌برداری در شکل (۳-۴) نشان داده شده است. با توجه به شکل (۳-۴) ملاحظه می‌شود که مقدار pH در نقاط مختلف آبراهه تفاوت قابل ملاحظه‌ای را نشان نمی‌دهد و تقریباً از محدوده مجاور لندفیل به سمت پایین دست به طور پیوسته روند کاهشی دارد و اندک تغییری که مشاهده می‌شود ممکن است در اثر اختلاف ترکیب شیرابه در زمان‌های مختلف باشد که وارد آبراهه می‌شوند. همچنین اختلاف اسیدیته بین تاریخ‌های نمونه‌برداری مذکور به علت تفاوت در مقدار بارندگی می‌باشد.





شکل ۴-۳- نمودار شولر مقادیر pH آب‌های سطحی برای چهار مرحله نمونه‌برداری مختلف

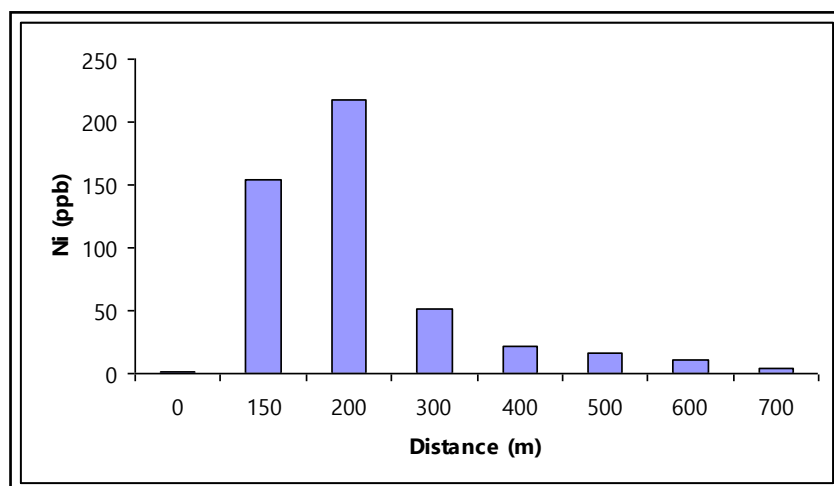
۲-۴- اندازه‌گیری غلظت عناصر در آزمایشگاه

به منظور بررسی آلودگی آبراهه‌های سطحی ورودی به زمین‌های کشاورزی، آبیندان آبندانش و رودخانه تجن واقع در بالا، مجاور و پایین دست لندفیل شهر ساری، تعدادی نمونه در بارندگی‌هایی با شدت و مقدار متفاوت از نقاط مختلف در بالا و پایین دست لندفیل برداشته شده است و برای تمام نمونه‌ها غلظت ۷۲ عنصر اندازه‌گیری شده‌اند. در این بخش به بررسی غلظت مهم‌ترین عناصر در یک مرحله نمونه‌برداری در تاریخ ۱۳۸۷/۷/۵ با مقدار بارندگی ۱۶/۶ میلی‌متر پرداخته می‌شود.

۱- نیکل

تغییرات نیکل در آبراهه‌های سطحی در شکل (۴-۴) از بالا دست به سمت پایین دست مکان لندفیل نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود غلظت نیکل در بالا دست مکان لندفیل بسیار ناچیز می‌باشد و به سمت پایین دست غلظت نیکل به دلیل ورود شیرابه خارج شده از مکان دفن زباله به آبراهه، افزایش زیادی داشته است. این امر نشان دهنده آن است که منشأ اصلی نیکل شیرابه‌های ورودی به آبراهه می‌باشد. در ادامه مسیر آبراهه و با دور شدن از مکان دفن زباله غلظت نیکل رو به کاهش است که این احتمالاً به دلیل کاهش طبیعی مانند رقیق شدگی، جذب توسط گیاهان، و رسوب‌گذاری باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۰/۲ و ۲۱۷/۸ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. کم‌ترین غلظت مربوط به بالا دست مکان لندفیل که به آبراهه مورد نظر هنوز شیرابه‌ای وارد نشده است و بیش‌ترین غلظت مربوط به نقطه شماره (۳) که در حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل واقع

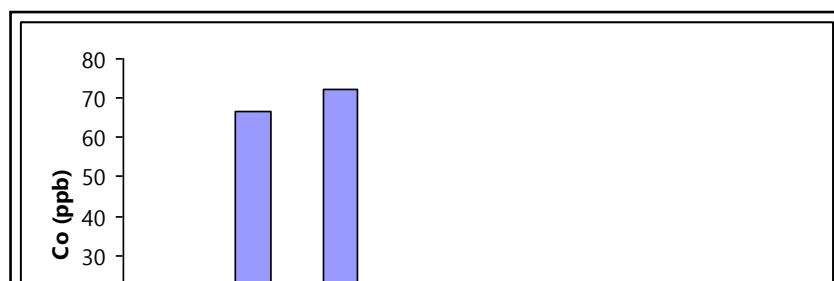
شده است. با توجه به غلظت‌های حداقل و حداکثر ملاحظه می‌شود که نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $1/1 \times 10^3$ می‌باشد.



شکل ۴-۴- غلظت نیکل در نقاط مختلف آبراهه

۲- کبالت

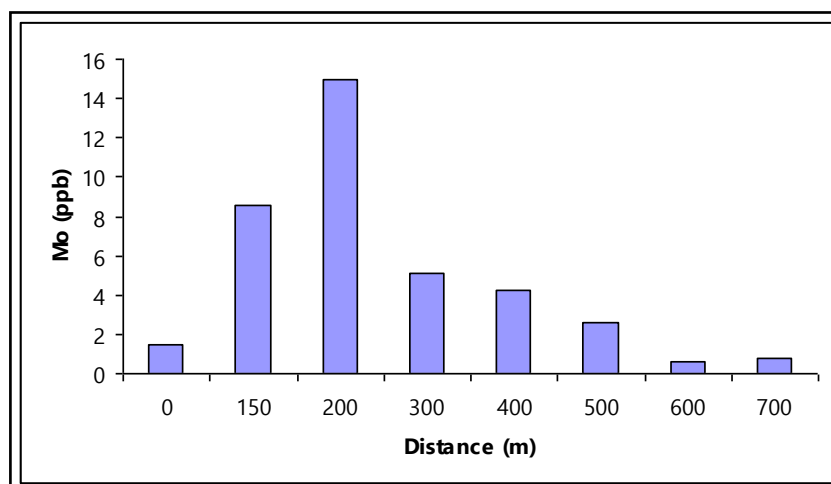
تغییرات کبالت در امتداد مسیر آبراهه در شکل (۴-۵) نشان داده شده است. با توجه به شکل (۴-۵) ملاحظه می‌شود که کم‌ترین غلظت در بالا دست مکان دفن زباله می‌باشد و به سمت پایین دست غلظت کبالت افزایش یافته و می‌توان گفت شیرابه ورودی به آبراهه در افزایش غلظت کبالت نقش مهمی دارد. با دور شدن از لندفیل روند کاهشی در غلظت کبالت دیده می‌شود. غلظت کبالت در پایین دست آبراهه احتمالاً به دلیل جذب آن توسط رسوبات و گیاهان کاهش یافته است. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب $0/22$ و $72/42$ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $3/3 \times 10^2$ می‌باشد که این اختلاف زیاد به نقش غالب لندفیل در تعیین غلظت این فلز مربوط می‌شود.



۳- مولیبدن

شکل ۴-۵- غلظت کبالت در نقاط مختلف آبراهه

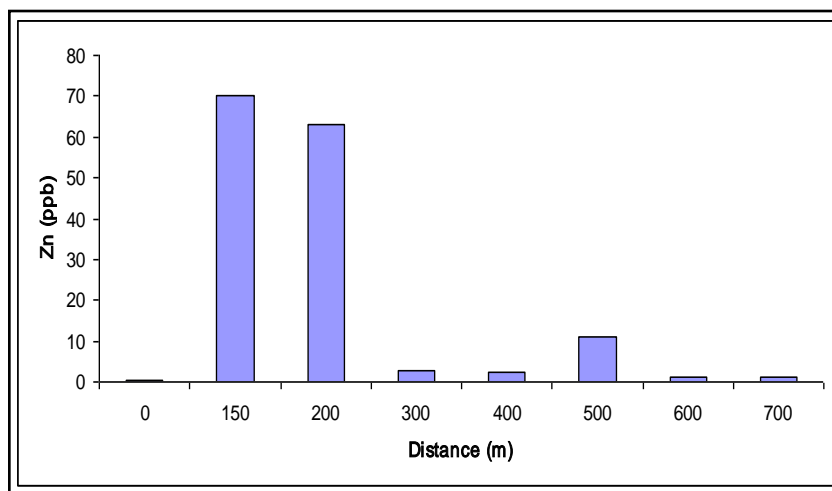
با بررسی تغییرات مولیبدن در مسیر آبراهه در شکل (۴-۶) می‌توان نتیجه گرفت که از بالا دست لندفیل به پایین دست غلظت مولیبدن تغییراتی را شامل می‌شود. به این ترتیب که غلظت این فلز در محل لندفیل و پایین دست آن به حداکثر مقدار خود می‌رسد و سپس در ادامه مسیر به صورت تدریجی غلظت آن به دلیل کاهش طبیعی در اثر رسوب‌گذاری و رقیق‌شدگی کاهش می‌یابد. حداقل غلظت مربوط به اولین نقطه (قبل از برخورد آبراهه با لندفیل) و حداکثر آن در نقطه شماره (۳) که در حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل واقع شده است مربوط می‌شود حداقل و حداکثر غلظت این عنصر به ترتیب ۰/۶ و ۱۵ میکروگرم بر لیتر می‌باشد.



شکل ۴-۶- غلظت مولیبدن در نقاط مختلف آبراهه

۴- روی

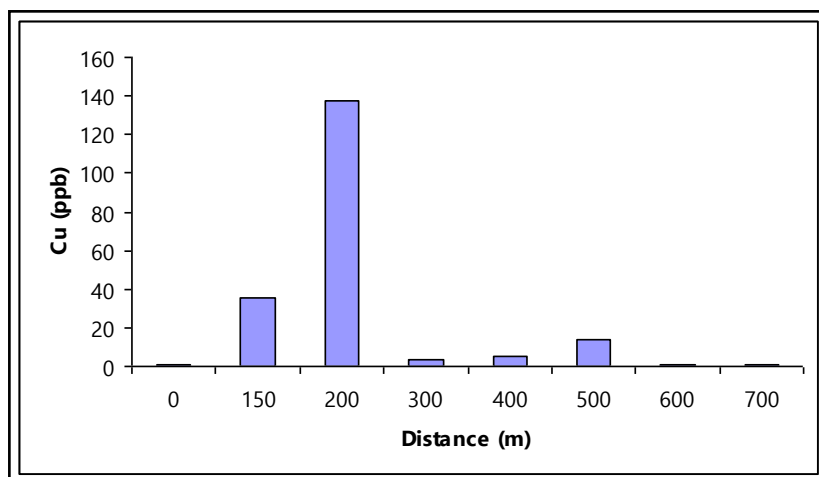
با توجه به تغییرات غلظت روی در نقاط مختلف آبراهه در شکل (۴-۷) مشاهده می‌شود که غلظت روی در آبراهه در بالادست لندفیل دارای کم‌ترین غلظت و در مجاور لندفیل و کمی پایین‌تر به دلیل ورود شیرابه به آبراهه دارای بیش‌ترین غلظت بوده و هم‌چنین در نقطه شماره (۶) به علت آلاینده‌های محلی و اضافه شدن انشعاب فرعی در این نقطه، اندکی افزایش غلظت روی وجود داشته است، از نقطه (۳) به بعد هم کاهش غلظت روی می‌تواند به دلیل تضعیف طبیعی مانند رقیق‌شدگی، جذب توسط گیاهان و یا رسوب‌گذاری باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب $0/4$ و $70/3$ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر $1/7 \times 10^2$ می‌باشد.



شکل ۴-۷- غلظت روی در نقاط مختلف آبراهه

۵- مس

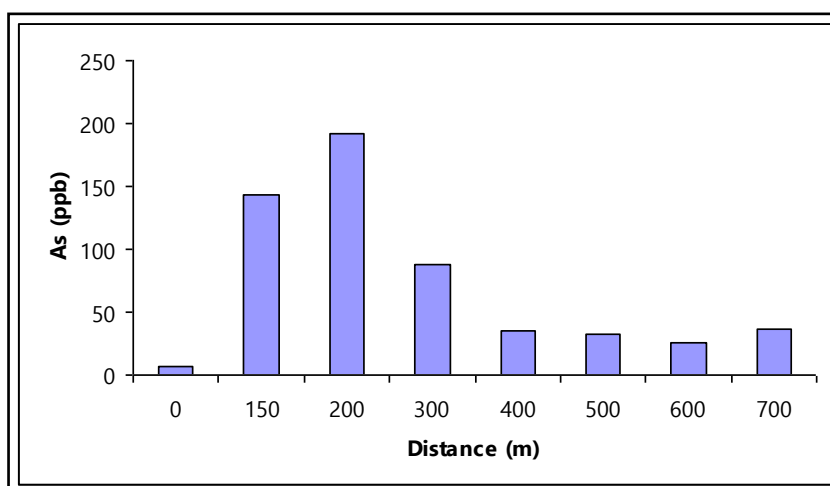
شکل (۴-۸) تغییرات مس را در مسیر آبراهه از بالا دست تا پایین دست لندفیل نشان می‌دهد. همانطور که دیده می‌شود غلظت مس در حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل به حداکثر خود می‌رسد که این به دلیل تجمع و ورود شیرابه به آبراهه می‌باشد. در نقطه شماره (۶) مانند فلز روی به دلیل آلاینده‌های محلی اندکی افزایش در غلظت مس مشاهده می‌شود، در بقیه نقاط هم غلظت مس کم و بیش یکسان است. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب $0/7$ و $137/2$ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $1/9 \times 10^2$ می‌باشد.



شکل ۴-۸- غلظت مس در نقاط مختلف آبراهه

۶- آرسنیک

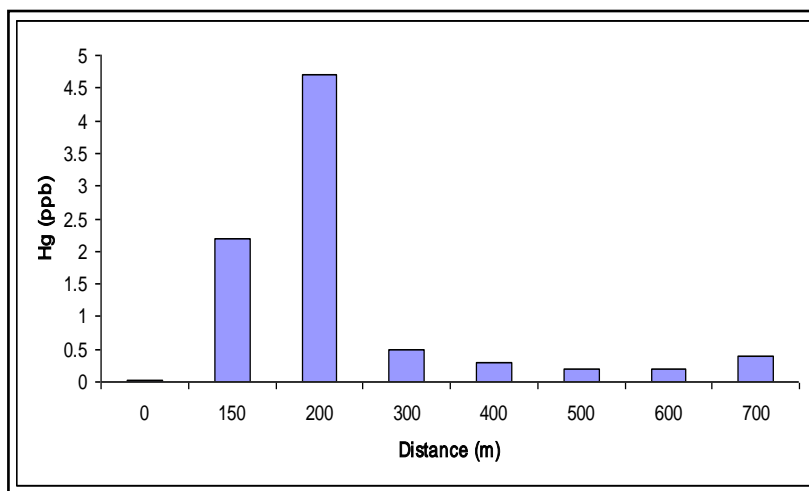
شکل (۴-۹) تغییرات غلظت آرسنیک را در طول مسیر آبراهه نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود در بالا دست لندفیل کم‌ترین غلظت و در مجاورت و کمی پایین‌تر غلظت آرسنیک در اثر ورود شیرابه لندفیل به آبراهه افزایش قابل ملاحظه‌ای نسبت به بالا دست لندفیل دارد و بعد از آن به طور پیوسته کاهش می‌یابد که این می‌تواند به دلیل تضعیف طبیعی مانند رقیق شدگی، جذب توسط گیاهان و رسوب‌گذاری باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۶/۵ و ۱۹۲/۵ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $10^1 \times 3/0$ می‌باشد. افزایش ناچیز در نقطه شماره (۳) به دلیل اضافه شدن انشعاب فرعی در این نقطه می‌باشد.



شکل ۴-۹- غلظت آرسنیک در نقاط مختلف

۷- جیوه

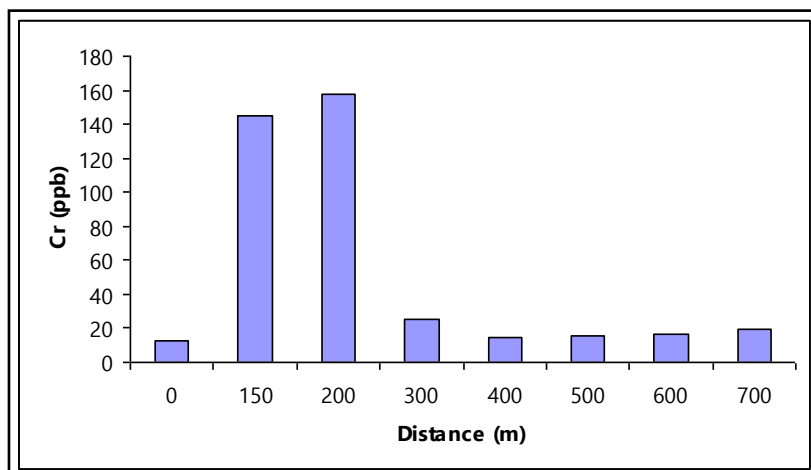
شکل (۴-۱۰) تغییرات غلظت جیوه در مسیر آبراهه از بالا به سمت پایین دست را نشان می‌دهد. بیش‌ترین غلظت جیوه در نقطه شماره (۳) کمی پایین‌تر از لندفیل و کم‌ترین مقدار آن در بالادست لندفیل و قبل از ورود شیرابه به آبراهه مشاهده شد. کاهش غلظت جیوه از نقطه شماره (۳) به بعد می‌تواند به دلیل کاهش طبیعی مانند رقیق‌شدگی، جذب توسط گیاهان و رسوب‌گذاری باشد. اندک افزایش غلظتی هم که در نقطه شماره (۸) دیده می‌شود ممکن است به علت آلاینده‌های محلی باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب 0.03 و $4/7$ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $1/5 \times 10^2$ می‌باشد.



شکل ۴-۱۰- غلظت جیوه در نقاط مختلف آبراهه

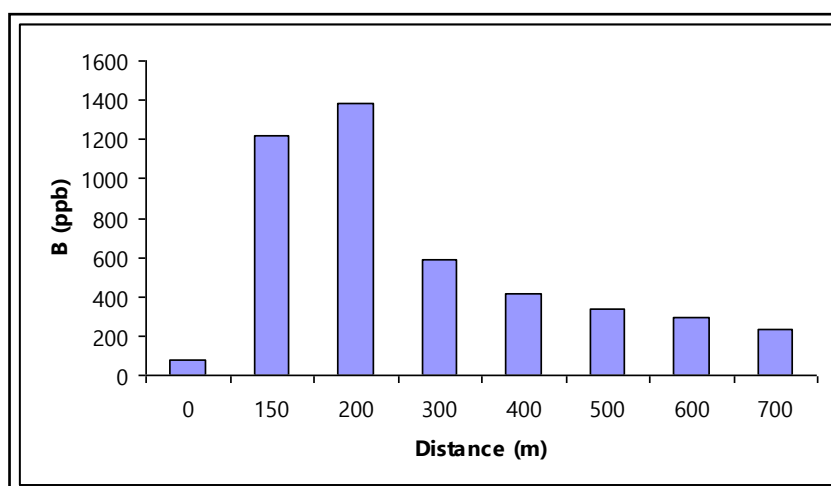
۸- کروم

شکل (۴-۱۱) تغییرات غلظت کروم در طول مسیر آبراهه در بالا و پایین دست لندفیل را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود، غلظت کروم در بالا دست مکان لندفیل دارای کم‌ترین مقدار و در مجاور لندفیل و کمی پایین‌تر به حداکثر مقدار خود می‌رسد. این امر نشان دهنده آن است که منشاء اصلی کروم شیرابه‌های ورودی به آبراهه می‌باشد. کاهش کروم از نقطه شماره (۳) به بعد ممکن است به دلیل رقیق‌شدگی و رسوب‌گذاری باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب $12/7$ و $157/5$ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $1/2 \times 10^1$ می‌باشد.



۹- بر

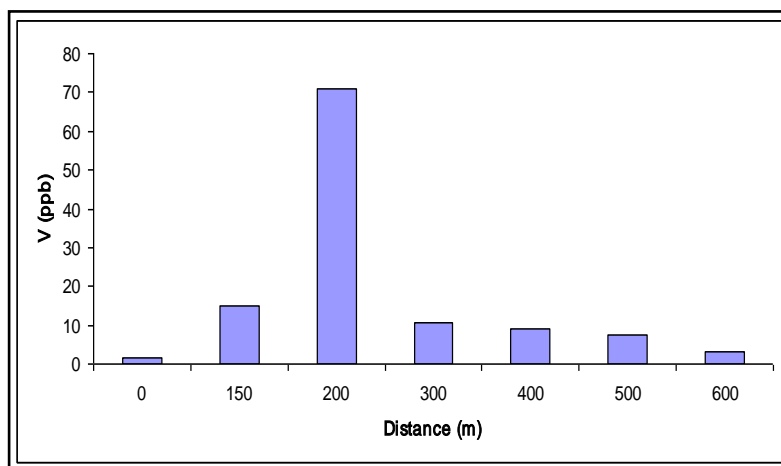
شکل ۴-۱۱- غلظت کروم در نقاط مختلف آبراهه
 تغییرات غلظت بر در آبراهه مجاور لندفیل ساری از بالادست به پایین دست در شکل (۴-۱۳) نشان داده شده است. بر اساس (۴-۱۲) ملاحظه می‌شود که غلظت این فلز در محل لندفیل و پایین دست آن به حداکثر مقدار خود می‌رسد و سپس در ادامه مسیر به صورت تدریجی غلظت آن به دلیل کاهش طبیعی مانند رقیق شدگی، جذب توسط گیاهان و رسوب‌گذاری کاهش می‌یابد. حداقل غلظت مربوط به اولین نقطه (قبل از ورود شیرابه به آبراهه) و حداکثر آن در نقطه شماره (۳) که در حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل واقع شده است مربوط می‌شود. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۷۹ و ۱۳۸۱ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $1/8 \times 10^1$ می‌باشد.



شکل ۴-۱۲- غلظت بر در نقاط مختلف آبراهه

۱۰- وانادیوم

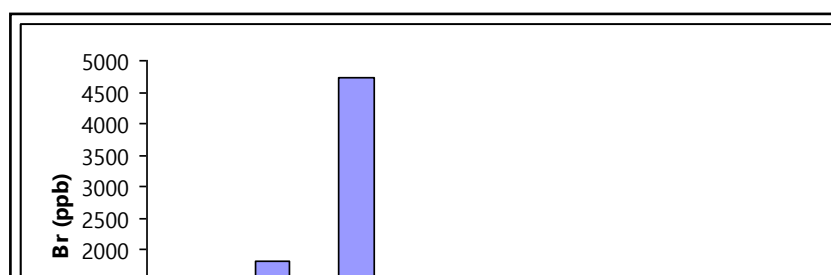
شکل (۴-۱۳) تغییرات غلظت وانادیوم را در طول مسیر آبراهه از بالا تا پایین دست لندفیل نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۴-۱۳) ملاحظه می‌شود که غلظت وانادیوم در آبراهه بالا دست قبل از برخورد به لندفیل دارای کم‌ترین مقدار و در نقطه شماره (۳) در حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل به حداکثر مقدار خود می‌رسد. این موضوع نشان دهنده آن است که منشاء اصلی وانادیوم شیرابه‌های ورودی به آبراهه می‌باشد. کاهش غلظت از نقطه (۳) به بعد ممکن است به خاطر جذب توسط گیاهان، رسوب‌گذاری و رقیق شدگی باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب $1/4$ و $70/8$ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $10^1 \times 5/7$ می‌باشد.



شکل ۴-۱۳- غلظت وانادیوم در نقاط مختلف آبراهه

۱۱- برم

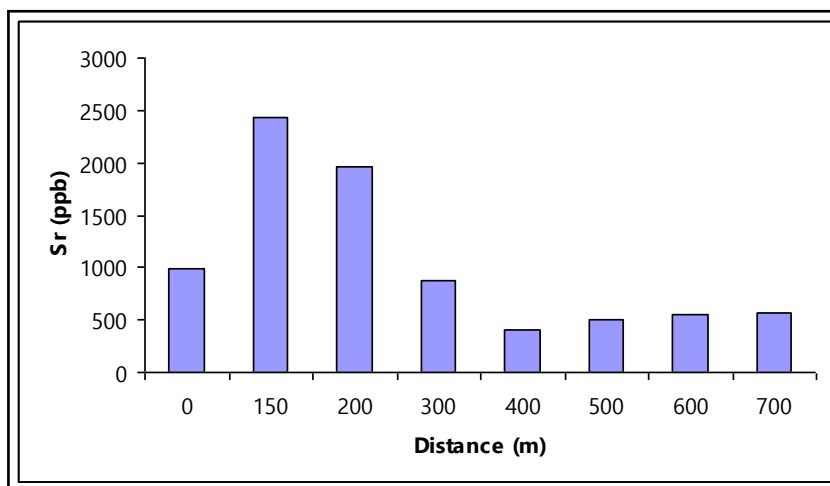
تغییرات غلظت در آبراهه از بالا دست لندفیل به سمت پایین دست در شکل (۴-۱۴) نشان داده شده است. ملاحظه می‌شود که غلظت این عنصر از کم‌ترین مقدار در بالا دست لندفیل (قبل از برخورد آبراهه به لندفیل) به حداکثر مقدار خود در نقطه شماره (۳) حدود ۱۲ متر پایین‌تر از مکان لندفیل می‌رسد. کاهش غلظت برم بعد از نقطه (۳) ممکن است به دلیل رقیق شدگی، جذب توسط گیاهان و یا رسوب‌گذاری باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب 10^3 و 4721 میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $10^1 \times 4/6$ می‌باشد.



۱۲- استرنسیم

شکل ۴-۱۴- غلظت برم در نقاط مختلف آبراهه

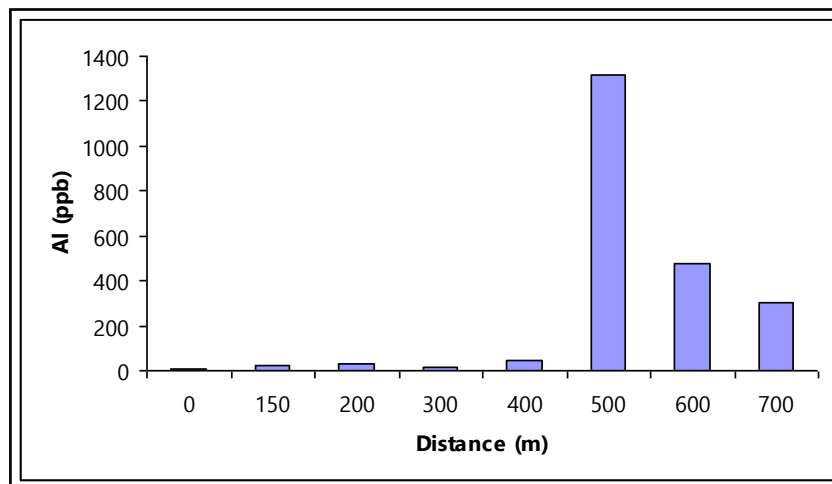
شکل (۴-۱۶) تغییرات غلظت استرنسیم در آبراهه در بالا و پایین دست لندفیل را نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود غلظت استرنسیم در نقطه شماره (۲) و (۳) یعنی در مجاور لندفیل و کمی پایین‌تر از آن به حداکثر مقدار خود می‌رسد و بعد از آن غلظت استرنسیم به علت تضعیف طبیعی مانند رقیق شدگی و رسوب‌گذاری کاهش می‌یابد. بالا بودن نسبی مقدار استرنسیم در بالا دست مکان لندفیل می‌تواند نشان دهنده منشاء زمین‌شناسی این عنصر باشد زیرا با افزایش مقدار بارندگی، غلظت این عنصر هم افزایش پیدا می‌کند. حداقل و حداکثر غلظت استرنسیم به ترتیب ۸۵۳ و ۲۴۲۶ میکروگرم برلیتر می‌باشد.



شکل ۴-۱۵- غلظت استرنسیم در نقاط مختلف آبراهه

۱۳- آلومینیم

شکل (۴-۱۵) تغییرات آلومینیم را در طول مسیر آبراهه نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود از بالادست به سمت پایین افزایش نسبی دارد، مخصوصاً در نمونه شماره (۶) افزایش قابل توجهی در مقدار آلومینیم مشاهده می‌شود که می‌توان نتیجه گرفت وجود شیرابه لندفیل تاثیر زیادی در غلظت آلومینیم نداشته و عوامل دیگری نیز در به وجود آمدن غلظت آلومینیم دخالت دارند که وجود آلاینده‌هایی با منشأ نقطه‌ای (Source point) می‌باشد. تلنبار شدن قوطی‌های آلومینیمی، اضافه شدن انشعاب فرعی به آبراهه و همچنین به علت تحرک آلومینیم که به فواصل دورتر حمل شده باعث افزایش غلظت آلومینیم در نمونه شماره (۶) شده است. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۰/۹ و ۱۳۱۹ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به غلظت‌های حداقل و حداکثر ملاحظه می‌شود که نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $10^3 \times 1/4$ می‌باشد.

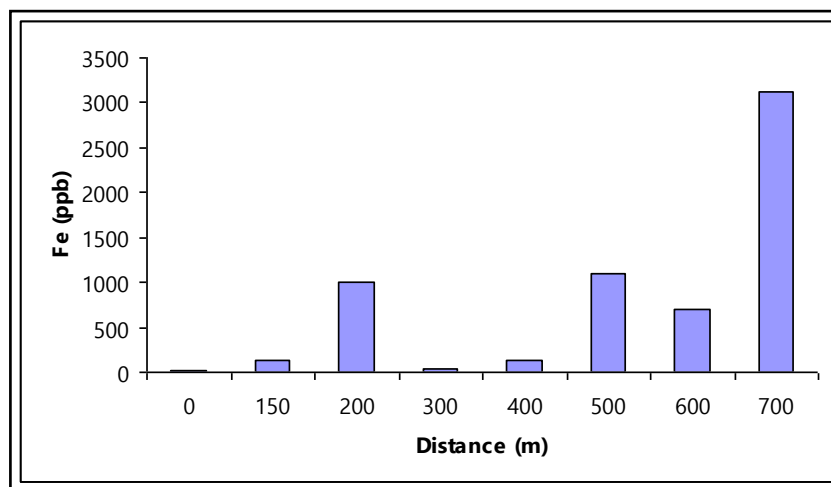


شکل ۴-۱۶- غلظت آلومینیم در نقاط مختلف آبراهه

۱۴- آهن

شکل (۴-۱۷) تغییرات غلظت آهن در مسیر آبراهه در بالا دست و پایین دست محل دفن زباله را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود غلظت آهن نوسانات زیادی را در مسیر آبراهه دارا می‌باشد. افزایش در نقاط (۲) و (۳) تحت تأثیر شیرابه‌های لندفیل و در نقاط (۶) و (۸) ممکن است به ترتیب تحت تاثیر اضافه شدن انشعاب‌های فرعی به آبراهه، وجود آلاینده‌هایی با منشأ نقطه‌ای، وجود

زمین‌های کشاورزی و به دلیل تحرک آهن و تشکیل کمپلکس که باعث شده آهن به مناطق پایین دست حمل شود باشد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۹ و ۳۱۲۲ میکروگرم بر لیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه حدود $10^2 \times 3/5$ می‌باشد.

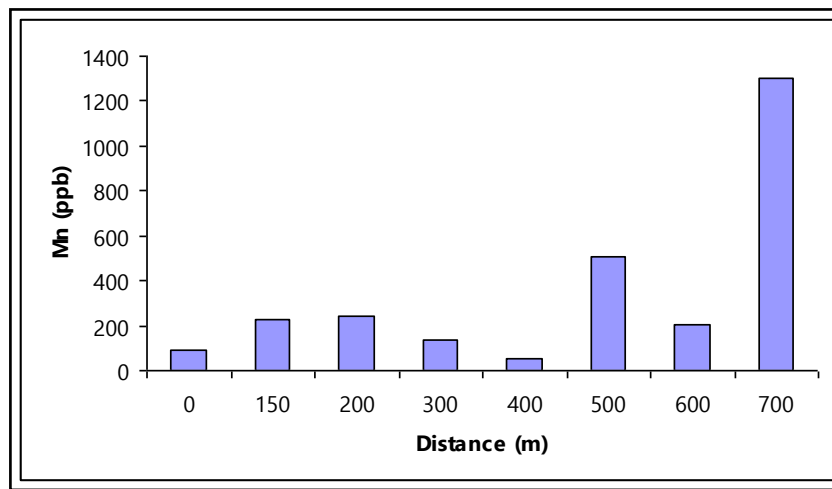


شکل ۴-۱۷- غلظت آهن در نقاط مختلف آبراهه

۱۵- منگنز

شکل (۴-۱۸) تغییرات منگنز را در مسیر آبراهه نشان می‌دهد. همانطور که در شکل (۴-۱۸) ملاحظه می‌شود، غلظت منگنز نوسان زیادی در مسیر آبراهه نشان می‌دهد به طوری که غلظت منگنز در بالا دست بسیار ناچیز بوده و در مجاورت و کمی پایین‌تر از لندفیل افزایش یافته است. در ادامه مسیر و با دور شدن از مکان لندفیل، در نمونه‌های شماره (۴) و (۵) کاهش و در نمونه شماره (۶) افزایش نسبی و نهایتاً در نمونه شماره (۸) به حداکثر مقدار خود می‌رسد. با توجه به این می‌توان گفت که شیرابه حاصل از لندفیل تأثیر زیادی بر غلظت منگنز نداشته و احتمالاً منشاء زمین‌شناسی به دلیل (بالا بودن غلظت آن در بالا دست لندفیل و افزایش غلظت آن در مقدار بارندگی بیشتر)، اضافه شدن انشعاب‌های فرعی در نقطه شماره (۶) و (۸)، تشکیل کمپلکس و یا تحرک این فلز در پایین دست

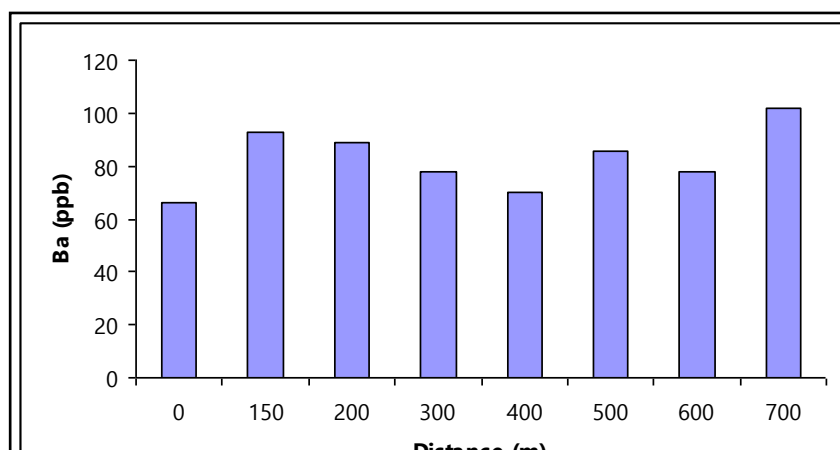
مکان لندفیل در افزایش غلظت این عنصر نقش دارند. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۸۰ و ۱۳۲۱/۸۱ میکروگرم برلیتر و نسبت بین حداقل و حداکثر این عنصر در آبراهه $10^1 \times 1/6$ می باشد.



شکل ۴-۱۸- غلظت منگنز در نقاط مختلف آبراهه

۱۶- باریم

با بررسی تغییرات باریم در مسیر آبراهه در بالا و پایین دست لندفیل در شکل (۴-۱۸) می توان نتیجه گرفت که از بالا دست آبراهه به پایین دست غلظت باریم تقریباً یکسان است و تغییرات چندانی را نشان نمی دهد. بالا بودن تقریبی غلظت در ابتدای مسیر بیانگر این است که باریم که احتمالاً منشاء زمین شناسی نقش اصلی را در بالا بودن غلظت این عنصر به عهده دارد. حداقل و حداکثر غلظت به ترتیب ۷۰/۶۶ و ۱۴۶/۸۴ میکروگرم بر لیتر می باشد.

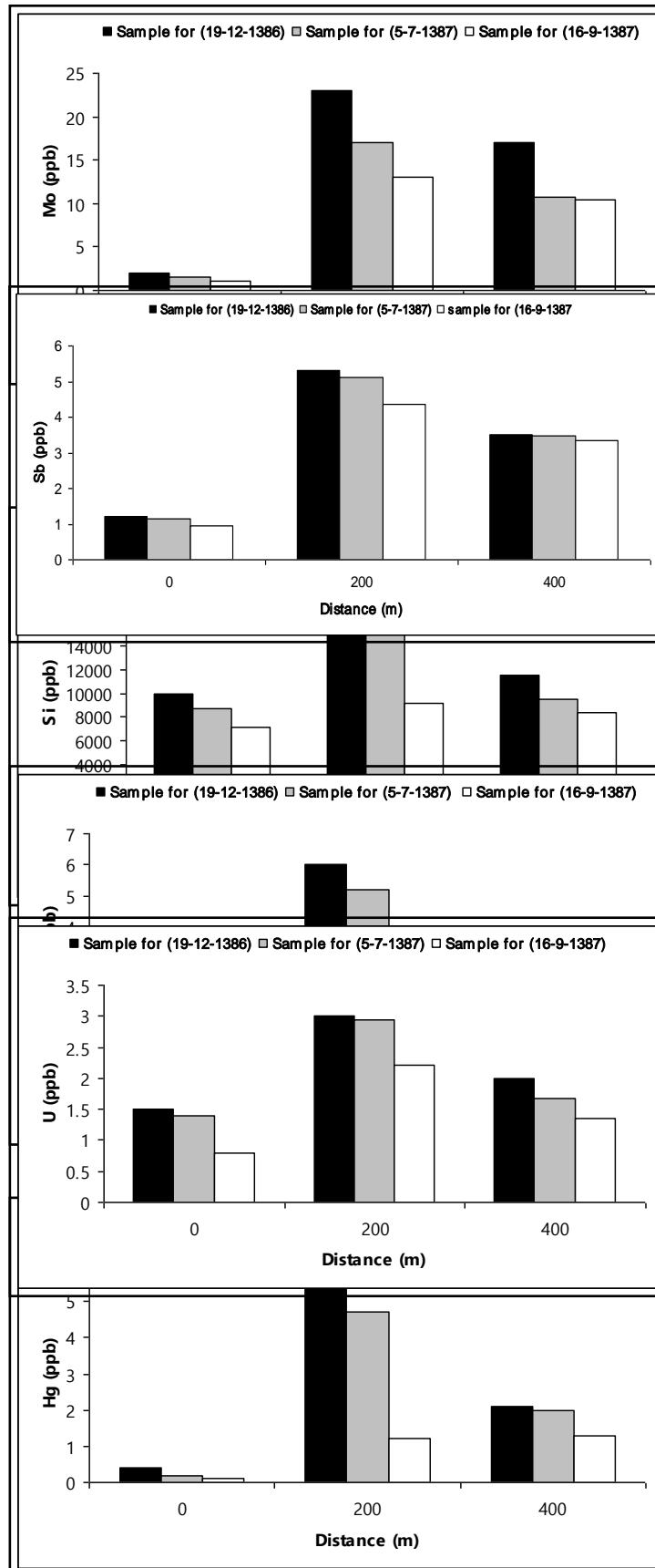


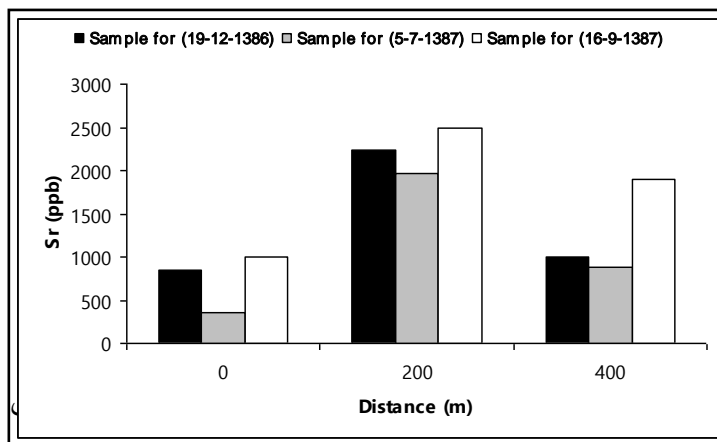
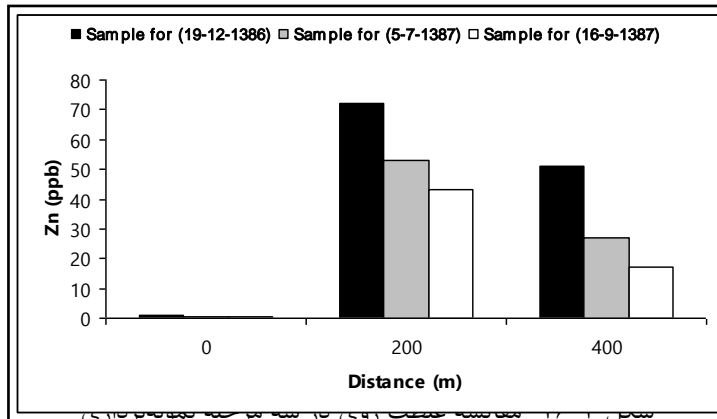
شکل ۴-۱۹- غلظت باریم در نقاط مختلف

۳-۴- مقایسه غلظت عناصر در سه مرحله نمونه برداری

به منظور مقایسه تغییرات غلظت عناصر آرسنیک، آلومینیوم، آهن، نیکل، مس، مولیبدن، کبالت، جیوه، کادمیوم، منگنز، روی، باریم، وانادیوم، بر، برم، لیتیم، گوگرد، سلیسیم، آنتیموان، اورانیوم، قلع، روی و استرنسیم در سه مرحله نمونه برداری در بالا و پایین دست لندفیل شکل‌های (۴-۲۰) تا (۴-۴۲) ترسیم شده‌اند. نمونه برداری اول در تاریخ ۱۳۸۶/۱۲/۱۹ بدون بارندگی، نمونه برداری دوم در تاریخ ۱۳۸۷/۷/۵ با مقدار بارندگی ۱۶/۶ میلی‌متر و نمونه برداری سوم در تاریخ ۱۳۸۷/۹/۱۶ با مقدار بارندگی ۲۸/۸ میلی‌متر برداشت گردید. مقایسه غلظت عناصر فوق‌الذکر نشان می‌دهد که تغییرات غلظت بین دو برداشت متفاوت در بعضی از عناصر ناچیز و در برخی دیگر نسبتاً زیاد است و بنابراین در این بخش عناصر به دو گروه تقسیم می‌شوند. گروه اول عناصری که غلظت آن‌ها در سه مرحله نمونه برداری، اختلاف چندانی ندارند و گروه دوم عناصری که تغییرات بیشتری را شامل می‌شوند. شکل‌های (۴-۲۰) تا (۴-۲۷) تغییرات غلظت عناصر گروه اول شامل (مولیبدن، آنتیموان، سلیسیم، روی، قلع، اورانیوم، استرنسیم) را نشان می‌دهند. با توجه به شکل‌های فوق‌الذکر ملاحظه می‌شود که غلظت این عناصر در سه مرحله نمونه برداری در بالا و پایین دست لندفیل نسبت به دیگر عناصر تغییرات اندکی را شامل می‌شود که این می‌تواند به علت ترکیب‌های متفاوت شیرابه لندفیل در زمان‌های مختلف باشد. عناصر مولیبدن، سلیسیم، قلع، اورانیوم، جیوه و روی با افزایش مقدار بارندگی و رقیق‌شدگی بیشتر غلظت این عناصر کاهش می‌یابد. در مورد عنصر استرنسیم می‌توان گفت که این عناصر علاوه بر شیرابه لندفیل منشاء طبیعی و زمین‌شناسی نیز دارد به دلیل این‌که در برداشت سوم (حداکثر مقدار بارندگی) به دلیل شستشوی خاک‌های این منطقه که حاوی این عناصر بوده و انتقال

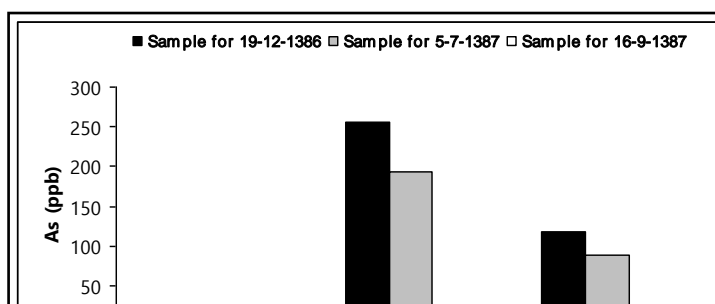
آن‌ها به آبراهه باعث افزایش غلظت آن‌ها می‌شود. در بارندگی دوم به علت مقدار بارندگی کمتر خاکشویی و انتقال این عناصر کمتر صورت می‌گیرد.



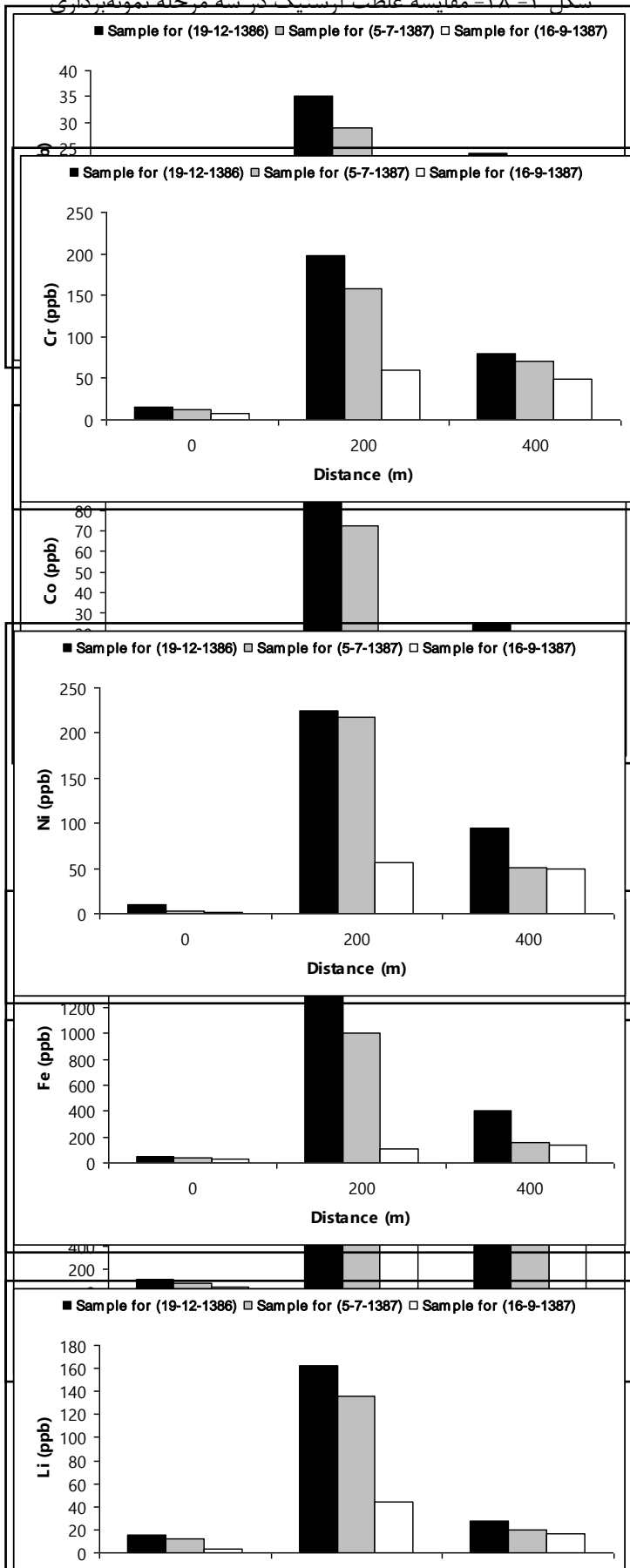


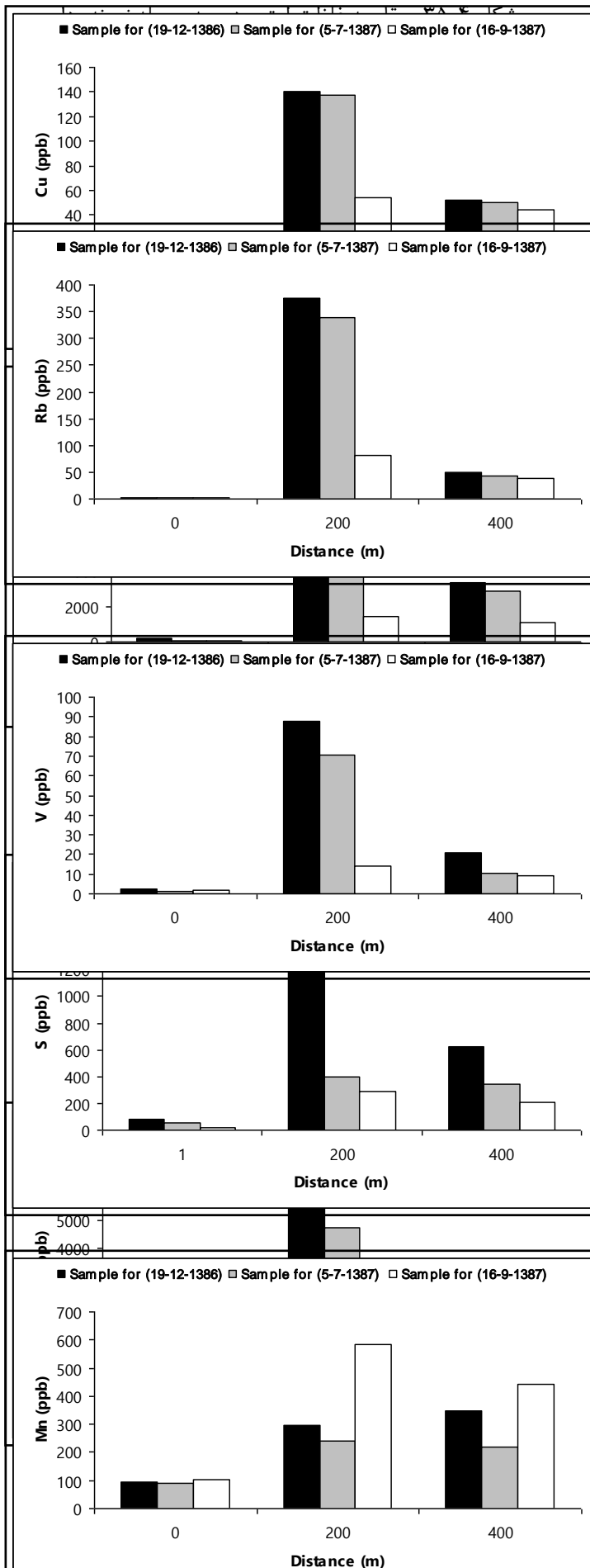
را شامل می‌شوند. گروه دوم عناصری

شکل‌های (۴-۲۸) تا (۴-۲۷) - مقایسه غلظت استرنسیم در سه مرحله نمونه‌برداری روم، کبالت، نیکل، آهن، بور، لیتیم، مس، فسفر، روبیدیم، وانادیوم، گوگرد، بر، منگنز و باریم) را در بالا و پایین دست لندفیل نشان می‌دهند. همانطور که ملاحظه می‌شود عمده عناصر سنگین و آلوده کننده جزء این گروه هستند و تغییرات زیادی را در سه مرحله نمونه‌برداری شامل می‌شوند و دلیل اصلی اختلاف آن مقدار بارندگی بیشتر در برداشت سوم (۲۸/۸ میلی‌متر) نسبت به برداشت دوم (۱۶/۶ میلی‌متر) و برداشت اول (بدون بارندگی) است که باعث رقیق شدگی شیرابه ورودی به آبراهه و کاهش غلظت این عناصر می‌باشد. در مورد عناصر باریم و منگنز که غلظت آن‌ها در برداشت (حداکثر مقدار بارندگی)، به این دلیل باشد که این عناصر علاوه بر شیرابه لندفیل، منشاء طبیعی و زمین‌شناسی نیز داشته باشند. با افزایش مقدار و شدت بارندگی این عناصر از زمین‌های اطراف شسته شده و انتقال آن‌ها به آبراهه افزایش می‌یابد.

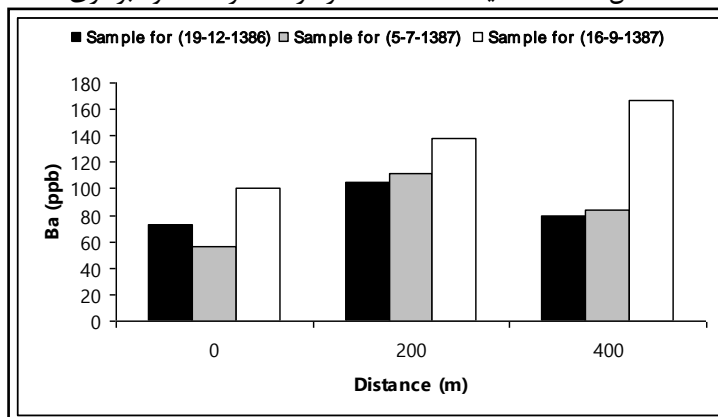


شکل ۴-۲۸- مقایسه غلظت آرسنیک در سه مرحله نمونه برداری





شکل ۴-۴- مقایسه غلظت منگنز در سه مرحله نمونه برداری



۴-۴- بررسی کیفی میزان آلودگی به عناصر سنگین در آب های سطحی

تامسی و سینی (Tamsi and cini 2003) شاخصی را تحت عنوان شاخص فلزی (Metal Index) یا (MI) معرفی کردند که توسط آن می توان درجه آلودگی آب آشامیدنی را از نظر غلظت عناصر سنگین بررسی کرد. در این رابطه، C غلظت عناصر سنگین در آب، i شماره عنصر فلزی مورد نظر و MAC (Maximum Allowed Concentration) بیشترین حد مجاز غلظت را برای عنصر مورد نظر نشان می دهد. رابطه MI به صورت زیر تعریف می شود:

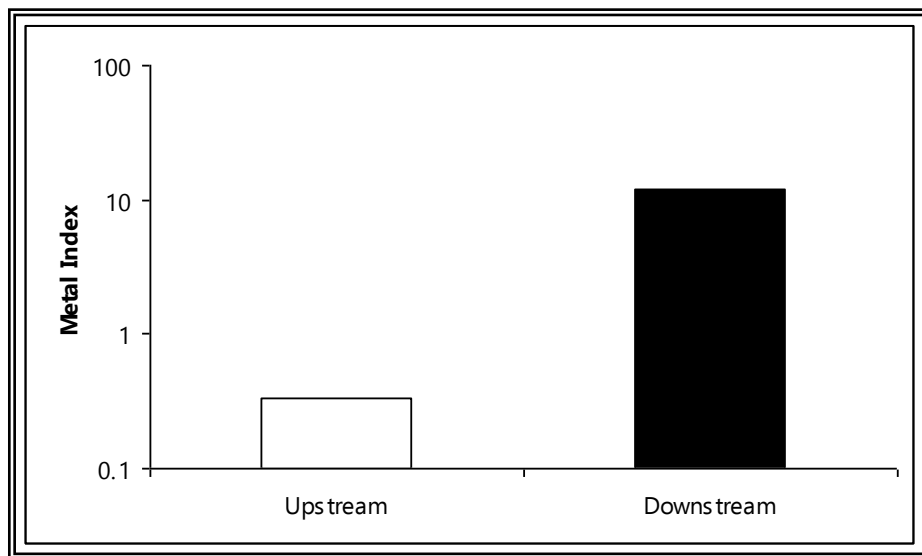
$$MI = \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{(MAC)_i}$$

غلظت فلزات سنگین = C
حداکثر غلظت مجاز = MAC

i = شماره عنصر فلزی

هر چه غلظت عنصر سنگین از مقدار مجاز آن (MAC) بالاتر باشد، آب آلودگی بیشتری خواهد داشت. مقدار MAC برای عناصر سنگین (As, Ni, Mn, Cr, Co, Hg, Cu, Fe, B, Mo) که توسط دستور العمل مجمع اروپایی (EPA) ارائه شده، جهت محاسبه شاخص MI استفاده شد. به طور کلی شاخص فلزی بیشتر از یک نشان دهنده آلودگی می باشد. با توجه به شکل (۴-۴) ملاحظه می شود که مقدار شاخص فلزی برای عناصر سنگین اندازه گیری شده در نمونه های پایین دست لندفیل به طور قابل توجهی نسبت به بالا دست افزایش یافته و بیشتر از یک است. مقدار شاخص فلزی برای نمونه بالا و پایین دست لندفیل به ترتیب برابر ۰/۳۳ و ۱۱/۸ می باشد. بالا بودن اختلاف بین شاخص فلزی

در نمونه بالا و پایین دست لندفیل حاکی از تأثیر زیاد شیرابه وارد شده به آبراهه، افزایش غلظت فلزات سنگین و شاخص فلزی نمونه پایین دست می‌باشد. غلظت عناصر آرسنیک، مولیبدن و جیوه در نمونه پایین دست نسبت به حد مجاز آن به بالاتر بوده و عامل تأثیرگذاری در بالا بودن شاخص فلزی این نمونه داشته است. شکل (۴-۴۴) مقدار شاخص فلزی برای عناصر سنگین در بالا و پایین دست لندفیل را نشان می‌دهد.



۴-۵- بررسی مقدار آلاینده‌های آب زیرزمینی

به منظور بررسی آلودگی آب زیرزمینی از نزدیکترین چاه موجود در منطقه (بیمارستان شهید زارع) واقع در ۴۰۰ متری پایین دست مکان دفن زباله نمونه‌ای برداشت و با روش ICP در آزمایشگاه ACME کانادا آنالیز شد. بر اساس نتایج به دست آمده غلظت چند عنصر از جمله برومیت، آنتیموان، اورانیوم و هم‌چنین غلظت کاتیون‌های اصلی کلسیم، سدیم، منیزیم، پتاسیم در این نمونه نسبت به حد مجاز آن برای آب‌های آشامیدنی که توسط دستورالعمل مجمع اروپایی (EPA) منشر شده بالاتر بودند. جدول (۴-۲) غلظت عناصر آلوده کننده را در مقابل استانداردهای (EPA) برای آب‌های آشامیدنی نشان می‌دهد. اسیدیته و هدایت الکتریکی این نمونه نیز به ترتیب برابر با ۷/۵ و ۹۹۶ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد.

جدول ۴-۲- غلظت عناصر آلوده کننده آب زیرزمینی

حد مجاز (ppb)	غلظت در آب زیرزمینی (ppb)	مواد
۱۰	۱۴۲	برم
۰	۱۳	آنتیموان
۰	۴/۴	اورانیوم
۲۰	۷۸۷۳۰	سدیم
۷۵	۱۲۱۶۲۰	کلسیم
۲۰	۵۰	پتاسیم
۳۰	۳۳۱۳۰	منیزیم

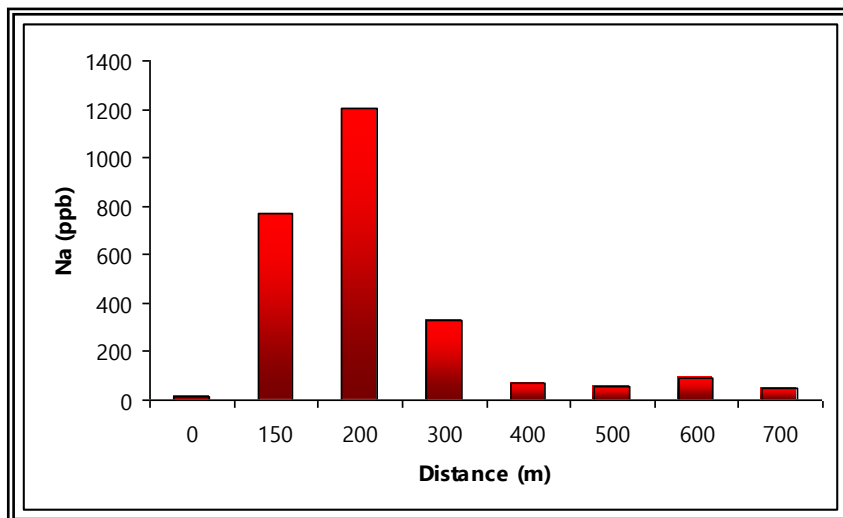
۴-۶- بررسی تغییرات غلظت کاتیون‌های اصلی در آبراهه

تغییرات غلظت کاتیون‌های اصلی شامل، سدیم، کلسیم، منیزم و پتاسیم در طول مسیر آبراهه، در بالا و پایین دست مکان لندفیل مورد بررسی قرار گرفته است. چگونگی تغییرات این عناصر به صورت مختصر در زیر ارائه می‌شود.

۱- سدیم

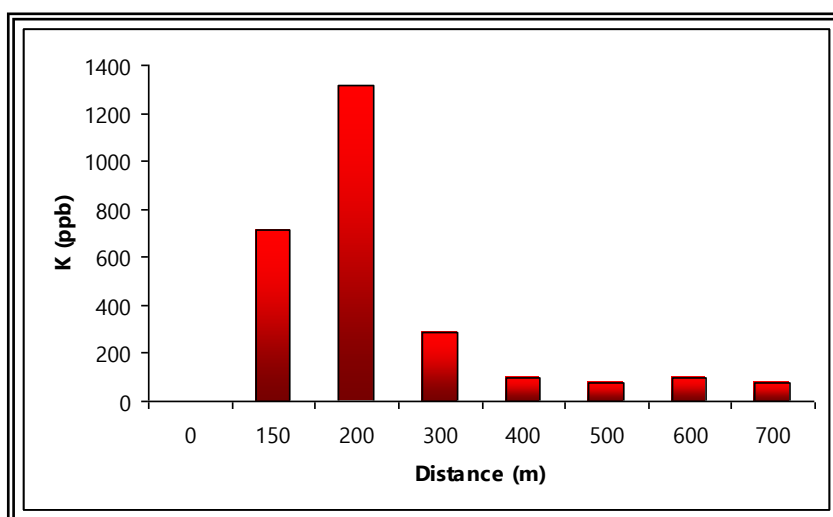
عنصر سدیم علاوه بر اینکه یکی از عناصر فراوان می‌باشد، به علت حلالیت زیاد آن در آب، در بیشتر منابع آب طبیعی یافت می‌شود. شکل (۴-۴۵) تغییرات غلظت سدیم را در نقاط مختلف آبراهه نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود غلظت سدیم در پایین دست به طور قابل توجهی نسبت به بالا دست لندفیل افزایش یافته و بیش‌ترین غلظت سدیم در نقطه شماره (۳) که در حدود ۱۲ متری پایین دست لندفیل قرار دارد دیده می‌شود و این امر نشان دهنده اینست که منشاء اصلی سدیم شیرابه‌های ورودی به آبراهه می‌باشد. در ادامه مسیر آبراهه و با دور شدن از مکان لندفیل غلظت سدیم به دلیل

کاهش طبیعی مانند رقیق شدگی، جذب توسط گیاهان و یا رسوب‌گذاری باشد. حداقل و حداکثر غلظت این کاتیون به ترتیب برابر با ۱۶/۷۵ و ۱۲۰۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.



۲- پتاسیم

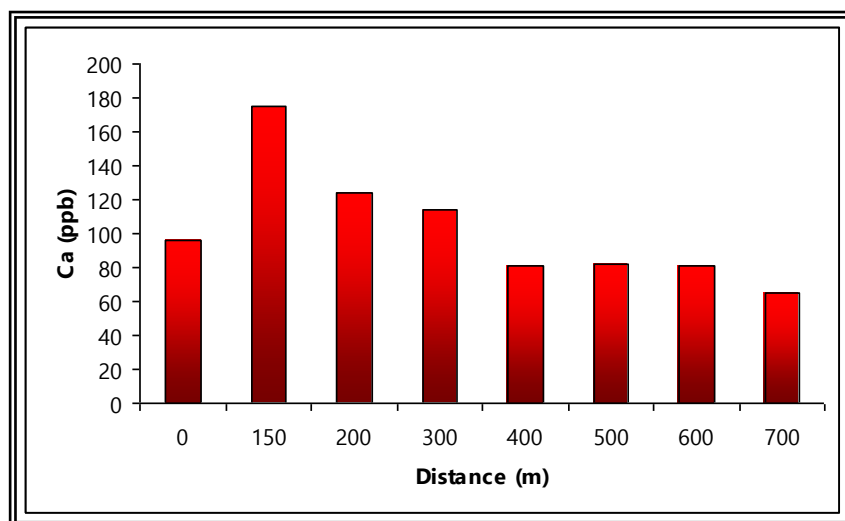
پتاسیم با این که یکی از عناصر فراوان می‌باشد، غلظت آن در اغلب آب‌های طبیعی از ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر افزایش نمی‌یابد، زیرا این عنصر در بین یون‌های ساختار میکا و سایر کانی‌های رسی موجود در خاک گیر افتاده و به راحتی از این ساختار خارج نمی‌شود. شکل (۴-۴۶) تغییرات غلظت پتاسیم در مسیر آبراهه از بالا دست به سمت پایین دست لندفیل را نشان می‌دهد. پایین‌ترین غلظت در نقطه شماره (۱) بالا دست لندفیل با مقدار ۱۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر و بیش‌ترین غلظت در نقطه شماره (۳) پایین دست لندفیل با مقدار ۱۳۱۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود غلظت پتاسیم در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست لندفیل به طور چشمگیری افزایش داشته است و این به علت تأثیر زیاد شیرابه تخلیه شده به آبراهه در غلظت این کاتیون می‌باشد. علت کاهش پتاسیم با دور شدن از لندفیل ممکن است به علت رقیق شدگی، جذب توسط گیاهان و یا رسوب‌گذاری باشد.



شکل ۴-۴- غلظت پتاسیم در نقاط مختلف

۳- کلسیم

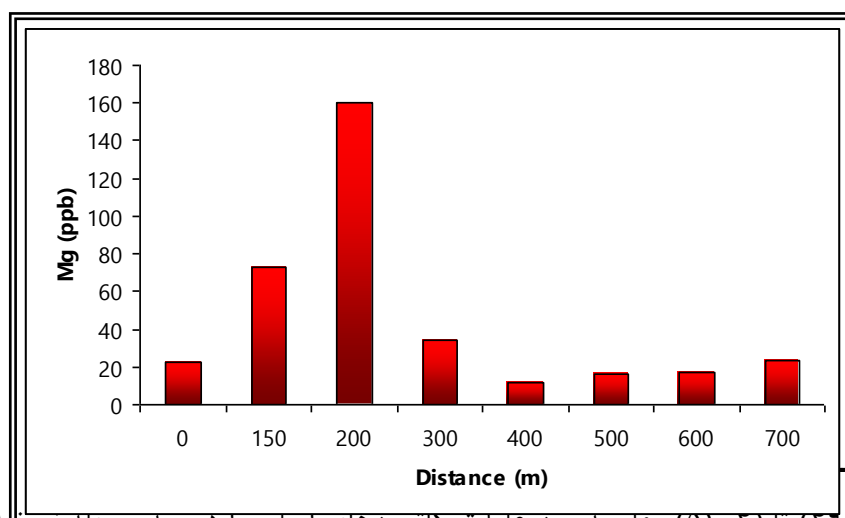
به منظور مقایسه غلظت کلسیم در نقاط مختلف آبراهه شکل (۴-۴۷) ترسیم شده است. همانطور که در شکل (۴-۴۶) مشاهده می‌شود علاوه بر بالا بودن غلظت کلسیم در پایین دست لندفیل که در اثر ورود شیرابه به آبراهه در این نقطه حاصل شده است، مقدار آن در بالا دست لندفیل نیز بالا می‌باشد که این می‌تواند منشاء طبیعی یا زمین‌شناسی داشته باشد. افزایش مقدار کلسیم با مقدار بارندگی بیشتر و بالا بودن غلظت آن در نمونه آب زیرزمینی نیز تأیید کننده این مطلب می‌باشد. حداقل و حداکثر غلظت این عنصر به ترتیب برابر با ۶۵ و ۱۷۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. علت افزایش نسبتاً اندک کلسیم در مجاورت محل دفن زباله در مقایسه با بالا دست محل دفن زباله به منشاء زمینی این کاتیون بر می‌گردد. علت افزایش نسبی کلسیم در مجاورت لندفیل به علت زمان ماندگاری بالای آب در لندفیل و فرصت برای انحلال بیشتر مواد زمینی می‌باشد.



۴- منیزیم

منیزیم یکی از عناصر معمولی آب می‌باشد که نمک‌های قابل حل تشکیل می‌دهد. منیزیم در آب هم سختی کربناته و هم بی‌کربناته تشکیل داده که معمولاً غلظت آن در مقایسه با اجزاء ترکیبی کلسیم کمتر است. تغییرات غلظت منیزیم در مسیر آبراهه در بالا و پایین دست لندفیل در شکل (۴-۴۸)

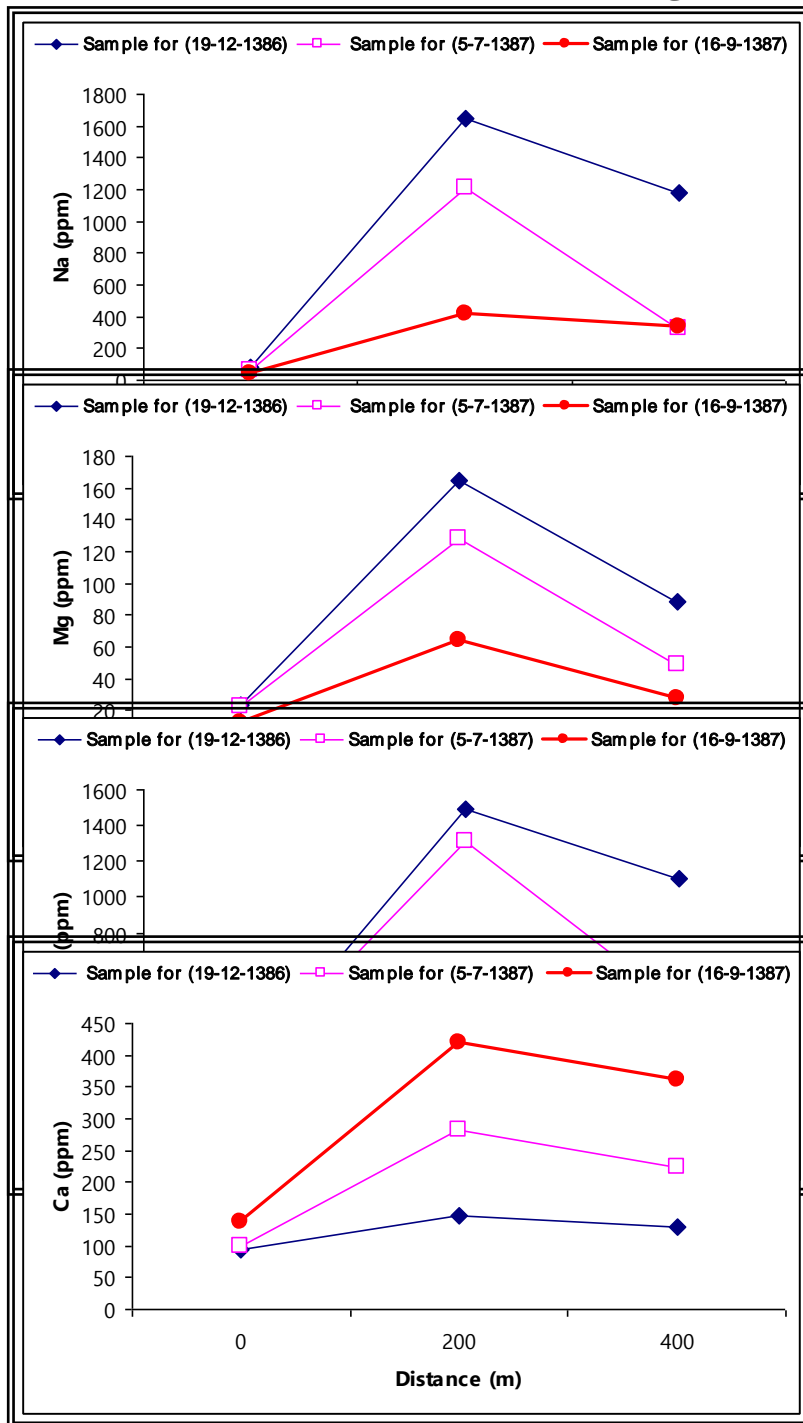
نشان داده شده است. با عنایت به این شکل دیده می‌شود که به علت ورود شیرابه به آبراهه، غلظت منیزیم در حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل به حداکثر مقدار خود رسیده و به طور قابل توجهی نسبت به بالا دست لندفیل افزایش نشان می‌دهد. با توجه به مطالب مذکور می‌توان گفت منشأ اصلی این عنصر شیرابه حاصل از لندفیل و ورود آن به آبراهه می‌باشد. حداقل و حداکثر غلظت این عنصر به ترتیب برابر با ۱۱/۳۸ و ۱۶۰/۲۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. کاهش طبیعی آن هم می‌تواند به دلیل فرایندهای رقیق‌شدگی، جذب توسط گیاهان و یا رسوب‌گذاری باشد.



۴-۷- مقایسه

شکل‌های (۴) تا (۸) مقایسه بین غلظت کاتیون‌های اصلی را در سه مرحله نمونه‌برداری در بالا و پایین دست لندفیل نشان می‌دهد. نمونه‌برداری اول در تاریخ ۱۳۸۶/۱۲/۱۹ بدون بارندگی، نمونه‌برداری دوم در تاریخ ۱۳۸۷/۷/۵ با مقدار بارندگی ۱۶/۶ میلی‌متر و نمونه‌برداری سوم در تاریخ ۱۳۸۷/۹/۱۶ با مقدار بارندگی ۲۸/۸ میلی‌متر برداشت گردید. همانطور که ملاحظه می‌شود غلظت کاتیون‌های اصلی به جز کلسیم در برداشت سوم کاهش یافته است که این می‌تواند به دلیل مقدار بارندگی بیشتر و کاهش غلظت عناصر در آبراهه باشد، در مورد کلسیم می‌توان گفت که این عنصر منشأ زمین‌شناسی داشته و بارندگی‌هایی با مقدار بیشتر باعث شسته شدن خاک‌های حاوی کلسیم این منطقه و افزایش انتقال این عنصر به آبراهه می‌شود. به هر حال در آبراهه‌های پایین دست لندفیل افزایش قابل توجهی در مقدار غلظت کاتیون‌ها اصلی دیده می‌شود و همانطور که در شکل‌های زیر واضح است به جز منیزیم، غلظت دیگر کاتیون‌های اصلی نسبت به مقدار استاندارد بسیار بالاتر می‌

باشد و این تأثیر زیاد ورود شیرابه لندفیل به آبراهه را در افزایش غلظت این کاتیون‌ها و بالاتر بودن نسبت به حد مجاز نشان می‌دهد.



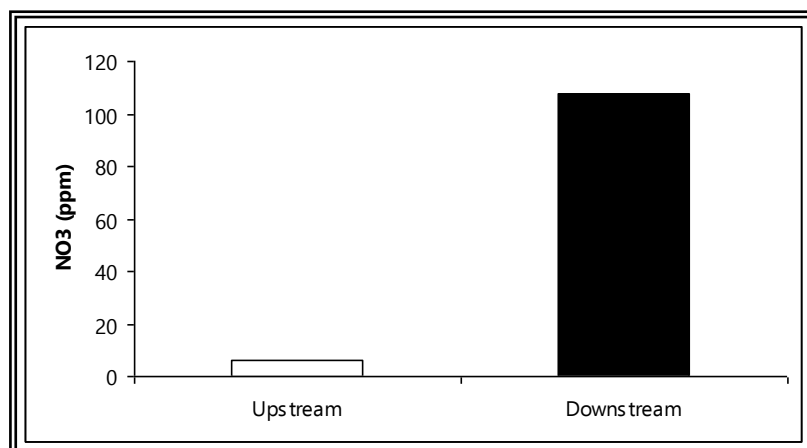
شکل ۴-۵۱- مقایسه غلظت کلسیم در سه مرحله نمونه‌برداری

۸-۴- مقایسه غلظت آنیون‌های اصلی در بالا و پایین دست آبراهه

به منظور مقایسه غلظت آنیون‌های اصلی شامل نیترات (NO_3^-)، فسفات (PO_4^{3-})، کلر (Cl^-)، سولفات (SO_4^{2-})، کربنات (CO_3^{2-}) و بی‌کربنات (HCO_3^-) در آبراهه در بالا دست و پایین دست لندفیل شکل‌های (۴-۵۲) تا (۴-۵۷) ترسیم و مورد بررسی قرار گرفته است. نکته مهم در مورد غلظت افزایش قابل توجه سولفات، نیترات و کلر در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست آن و بالاتر بودن غلظت آن‌ها نسبت به حد مجاز (EPA) برای تخلیه پساب می‌باشد.

۱- نیترات

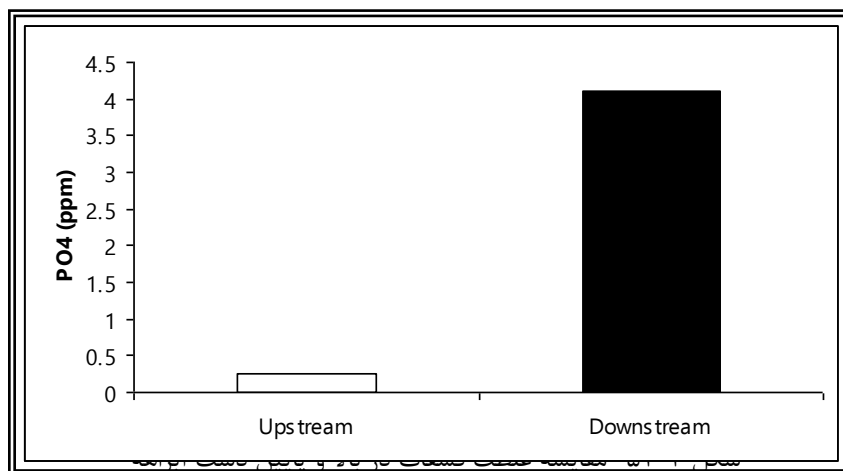
یون نیترات از جمله یون‌هایی است که غلظت آن در آب، پارامتر مهمی برای ارزیابی کیفیت آب محسوب می‌شود. نیترات در منابع آب می‌تواند نتیجه آب‌شویی آب‌های سطحی، تجزیه مواد آلی و معدنی و فعالیت‌های انسانی باشد. فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، شیرابه حاصل از لندفیل، فاضلاب‌های خانگی، همچنین آبیاری زیاد و بارندگی فراوان از جمله عواملی هستند که می‌توانند غلظت یون نیترات در منابع آب منطقه را تحت تأثیر قرار دهند. آبی که دارای غلظت بالایی از نیترات باشد، برای شیرخواران و کودکان مضر می‌باشد. در شکل (۴-۵۳) مقدار نیترات در بالا و پایین دست لندفیل مقایسه شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌شود غلظت نیترات در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست $10^1 \times 1/8$ برابر افزایش داشته است، همچنین نسبت به حد مجاز برای تخلیه پساب (EPA) که ۵۰ میلی‌گرم برلیتر می‌باشد بالاتر است و این امر نشان دهنده تأثیر زیاد ورود شیرابه لندفیل به آبراهه و همچنین وجود زمین‌های کشاورزی در افزایش غلظت این آنیون می‌باشد.



شکل ۴-۵۳- مقایسه غلظت نیترات در بالا و پایین دست آبراهه

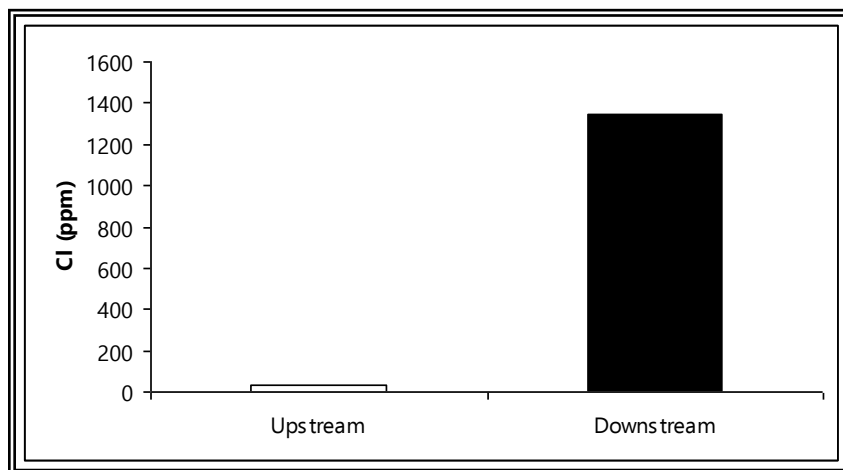
۲- فسفات

فسفات از طریق فاضلاب خانگی که حاوی پاک کننده‌های تهیه شده از فسفات می‌باشند، یا از پساب های کشاورزی که از زمین‌های با کود معدنی عبور کرده باشند و سرانجام از فاضلاب‌های صنعتی وارد آب‌های سطحی می‌شود. آب‌های زیرزمینی معمولاً مقدار جزئی فسفات دارند مگر این‌که به عللی آلوده شده باشند. استفاده از کودهای شیمیایی، پتانسیل افزایش ظرفیت فسفر در آب زهکشی را دارد، ولی به نظر می‌رسد این منابع، یک عامل جزئی است زیرا فسفات‌ها در آب خیلی محلول نیستند و بیشتر تمایل به تشکیل رسوب دارند. شکل (۴-۵۴) مقایسه غلظت فسفات در آبراهه قبل از ورود شیرابه به آبراهه (بالا دست لندفیل) و بعد از ورود شیرابه به آبراهه (پایین دست لندفیل) را نشان می‌دهد. به طور کلی مقدار فسفر در مقایسه با دیگر یون‌ها پایین است. و لیکن غلظت آن در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست آن به دلیل ورود شیرابه ۱۶ برابر افزایش داشته است.



۳- کلر

کلر از یون‌های شاخص غیر واکنشی است یعنی تحت تأثیر تبادل یونی، جذب یونی و تبدلات بیولوژیک و فعالیت‌های رادیو اکتیو قرار نمی‌گیرد. کلرها از رسوبات کانی طبیعی، از آب دریا، در اثر انجام امور کشاورزی و آبیاری و از فاضلاب‌های خانگی و صنعتی ناشی می‌شود. شکل (۴-۵۵) غلظت کلر در آبراهه واقع در بالا و پایین دست لندفیل نشان را می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود غلظت این عنصر نسبت به بالا دست لندفیل افزایش قابل ملاحظه‌ای داشته و ۳۸ برابر شده، همچنین نسبت به حد مجاز برای تخلیه پساب (EPA) که ۱۵۰ میلی‌گرم برلیتر می‌باشد بالاتر است و این امر نشان دهنده این است که منشاء اصلی کلرور ورود شیرابه حاصل از لندفیل به آبراهه می‌باشد.

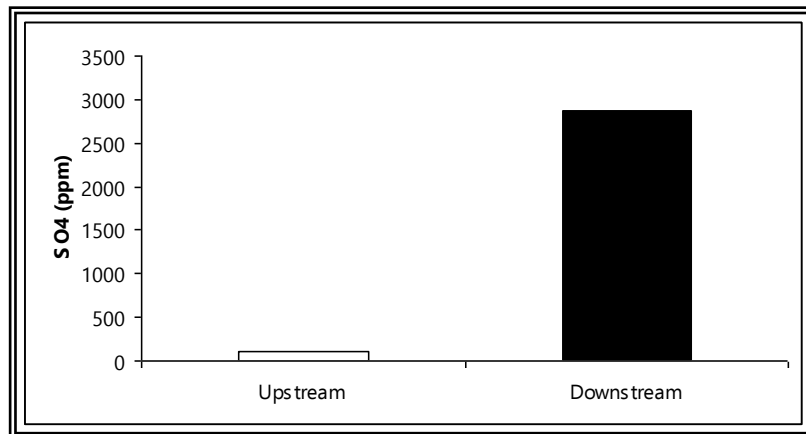


شکل ۴-۵۵- مقایسه غلظت کلر در بالا و پایین دست آبراهه

۴- سولفات

سولفات از منابع مختلف می‌تواند در آب‌های سطحی و زیرزمینی نفوذ کند. از طریق حل شدن ژئیس (سنگ گچ) یا سایر رسوبات معدنی که حاوی سولفات می‌باشند، سولفات حاصل از آب دریا، اکسیداسیون سولفیدها، سولفیت‌ها و تیوسولفیت‌ها در آب‌های سطحی و فاضلاب‌های صنعتی در جائیکه سولفات و اسید سولفوریک در صنایع به کار می‌روند. سولفات در آب آشامیدنی سهم عظیمی در سختی دائم یا غیر کربناتی دارد. غلظت بالای سولفات در تغییر طعم آب مؤثر بوده و اگر با آنیونهای کلسیم و منیزیم ترکیب شده باشد اثر ملین دارد (شریعت پناهی ۱۳۷۱). مقایسه غلظت سولفات در شکل (۴-۵۵) نشان داده شده است. با توجه به شکل (۴-۵۶) مشاهده می‌شود که غلظت

این یون در اثر ورود شیرابه لندفیل به آبراهه در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست آن افزایش بسیار قابل توجهی دارد به طوری که غلظت آن $3/6 \times 10^2$ شده است، هم‌چنین غلظت این آنیون نسبت به حد مجاز برای تخلیه پساب (EPA) که ۴۰۰ میلی‌گرم برلیتر می‌باشد بالاتر است و این نشان دهنده تأثیر زیاد شیرابه ورودی به آبراهه در غلظت این عنصر می‌باشد.



شکل ۴-۵۶- مقایسه غلظت سولفات در بالا و پایین دست آبراهه

۵- کربنات و بی‌کربنات:

منابع گونه‌های کربنات در آب شامل موارد زیر هستند:

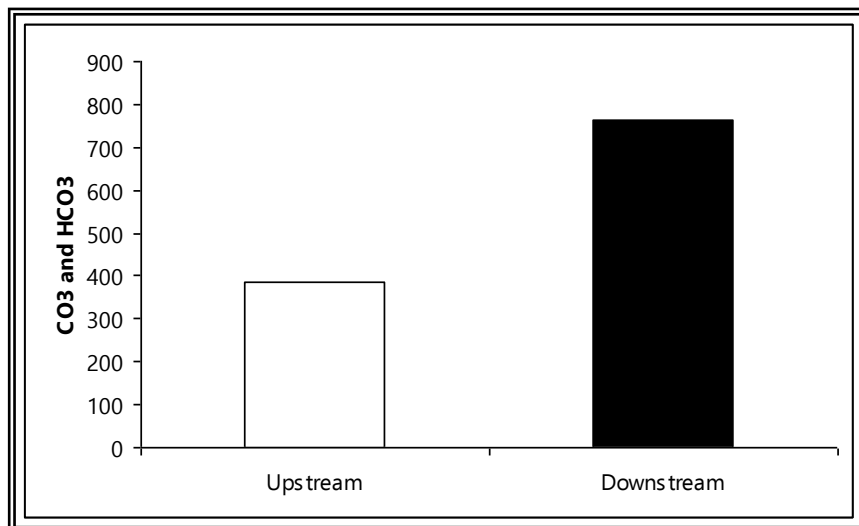
۱- انحلال CO_2 اتمسفر در آب

۲- واکنش‌های زیستی نظیر احیاء سولفات

۳- انحلال کانی‌های کربناته و بی‌کربناته نظیر کلسیت و دولومیت و ناکولیت ($NaHCO_3$).

در شکل (۴-۵۷) غلظت کربنات و بی‌کربنات در آبراهه واقع در بالا و پایین دست لندفیل مقایسه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود غلظت کربنات و بی‌کربنات در بالا دست نسبت به پایین دست آن بالاتر است و این امر نشان دهنده تأثیر ورود شیرابه به آبراهه و شرایط احیایی حاکم در

پایین دست لندفیل که باکتری‌های احیاء کننده، سولفات‌ها را به سولفید احیاء کرده و تولید بی‌کربنات می‌کنند و در حقیقت تغییر pH باعث تبدیل کربنات به بیکربنات می‌شود..



فصل پنجم

بررسی منشاء آب ورودی به لندفیل ساری

۵-۱- برآورد سرعت نفوذ پایه در لایه‌های رسی پوشاننده و زمین‌های مجاور

به منظور برآورد سرعت نفوذ پایه در لایه‌های رسی پوشاننده لندفیل و زمین‌های مجاور آن، در تاریخ ۲۰ بهمن ۱۳۸۷ در چهار محل آزمایش نفوذپذیری با استفاده از استوانه مضاعف انجام شد. موقعیت محل‌های انجام آزمایش و اطلاعات زمان-نفوذ در جدول (۵-۱) ارائه شده است. با استفاده از دستورالعمل اندازه‌گیری نفوذ با استفاده از استوانه مضاعف تهیه شده به وسیله وزارت نیرو برای برآورد میزان نفوذپذیری پایه در نقاط مورد آزمایش، مقدار نفوذ تجمعی در برابر زمان تجمعی در دستگاه مختصات تمام لگاریتمی ترسیم شده است. شکل (۵-۱) مقادیر نفوذ تجمعی در برابر زمان تجمعی را برای آزمایش‌های نفوذپذیری انجام شده نشان می‌دهند. شیب منحنی نفوذ تجمعی در برابر زمان تجمعی برابر با ضریب m و عرض از مبدا برابر با c می‌باشد. با استفاده از فرمول‌های زیر سرعت نفوذ پایه برآورد شده است.

$$I_b = at_b^n \quad (۵-۱)$$

$$a = c \times 60 \times (n+1) \quad (۵-۲)$$

$$(۵-۳)$$

$$t_b = 600|n|$$

$$n = m - 1$$

(۴-۵)

که در آن:

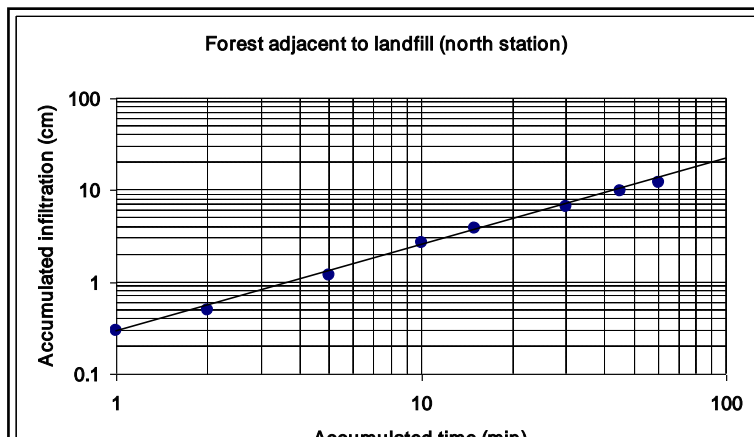
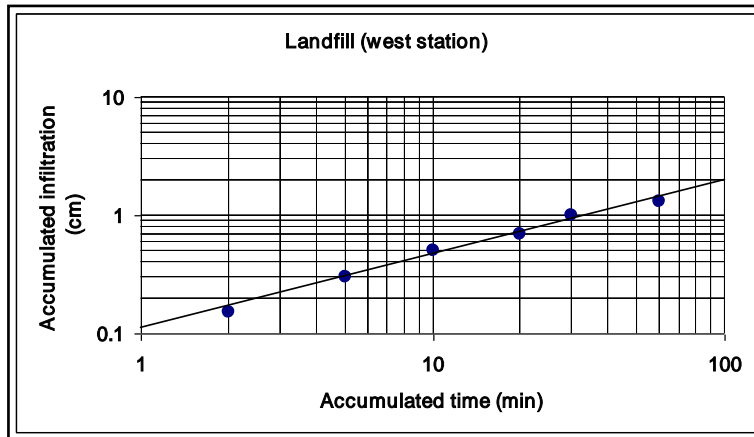
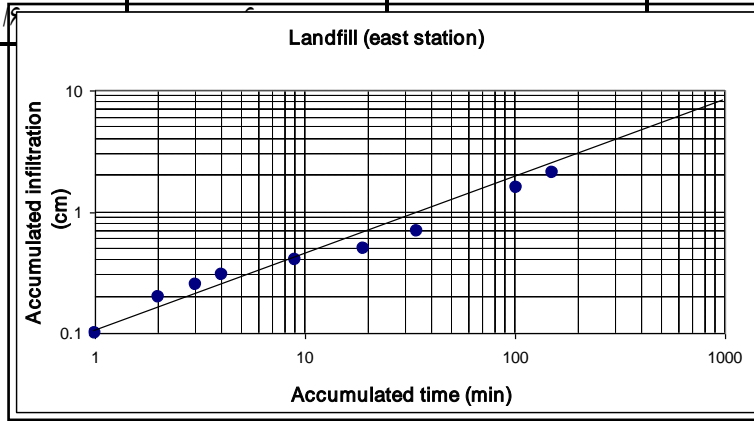
I_b = سرعت نفوذ پایه بر حسب سانتی متر در ساعت

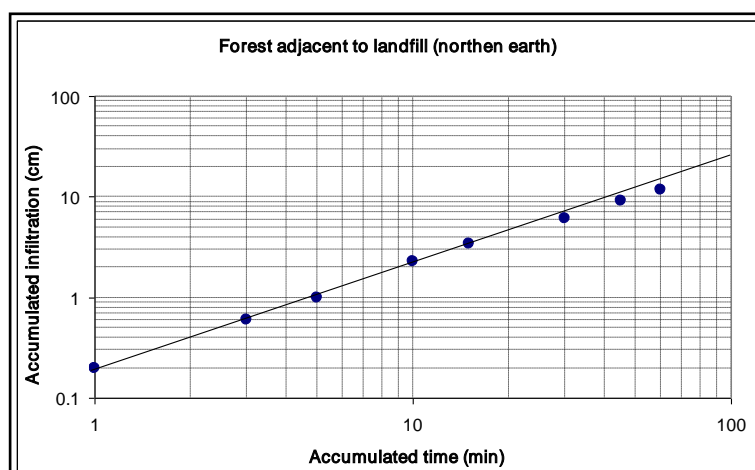
t_b = زمان رسیدن به سرعت نفوذ پایه بر حسب دقیقه

جدول ۵-۱- اطلاعات مربوط به اندازه گیری نفوذ با استوانه مضاعف در منطقه مورد مطالعه

شماره آزمایش	محل انجام آزمایش	زمان (min)	نفوذ تجمعی (cm/hr)
۱	لایه های رسی پوشاننده لندفیل (ایستگاه شرقی)	۰	۰
		۱	۰/۱
		۲	۰/۲
		۳	۰/۲۵
		۴	۰/۳
		۹	۰/۴
		۱۹	۰/۵
		۳۴	۰/۷
		۱۰۱	۱/۶
۱۵۰	۲/۱		
۲	لایه های رسی پوشاننده لندفیل (ایستگاه غربی)	۰	۰
		۲	۰/۱۵
		۵	۰/۳
		۱۰	۰/۵
		۲۰	۰/۷
		۳۰	۱
۶۰	۱/۳		
۳	جنگل اطراف لندفیل (شمال لندفیل)	۰	۰
		۱	۰/۳
		۲	۰/۵

١/٢	٥		
٢/٧	١٠		
٣/٨	١٥		
٤/٦	٣٠		
٩/٧	٤٥		
١٢/١	٦٠		
.	٠		
٠/٢	١		
٠/٦	٣		
١	٥		
٢/٣	١٠	جنگل اطراف لندفیل (شمال شرقی لندفیل)	٤
٣/٤	١٥		
٤/١	٣٠		
٩/١	٤٥		
١١/٥	٦٠		





شکل ۵-۱ منحنی نفوذ تجمعی - زمان تجمعی در محل‌های انجام آزمایش

I_b (cm/h)	t_b	A	C	m	ردیف
۰/۰۰۰۹	۵۹۱	۰/۱۰۸	۰/۱۲	۰/۰۱۵	۱
۰/۰۰۰۵	۵۸۳/۲	۰/۲۵۲	۰/۰۱۵	۰/۰۲۸	۲
۰/۰۴۱	۴۵۶	۴/۳۲	۰/۳	۰/۲۴	۳
۰/۰۱۷	۴۸۰	۲/۴	۰/۲	۰/۲	۴

با توجه به جدول (۵-۲)، مشاهده می‌شود که نفوذ در مناطقی از لندفیل که با رس پوشانده شده بسیار پایین می‌باشد به گونه‌ای که سرعت نفوذ پایه در لایه‌های رسی پوشاننده لندفیل حدوداً ۷ ده هزارم سانتی‌متر در ساعت است و این در حالی است که نفوذ در مناطق اطراف لندفیل بسیار بالاتر و حدوداً برابر با ۲۴ هزارم سانتی‌متر در ساعت می‌باشد. با بررسی نتایج حاصله می‌توان دو منشأ برای نفوذ آب به داخل این لندفیل ذکر نمود: اولین منشأ مهم ورود آب، قسمت‌هایی از حاشیه جنوبی لندفیل است که زباله‌ها فاقد پوشش هستند و فقط به صورت یک دپو قرار گرفته‌اند. در این محدوده به علت نفوذپذیری بسیار بالا تقریباً تمام آب ناشی از بارندگی وارد لندفیل می‌شود و باعث افزایش تولید شیرابه می‌گردد. دومین منشأ ورود آب به لندفیل زمین‌های جنگلی مجاور لندفیل است که در

مقایسه با لندفیل ارتفاع بیشتری دارند. با این که محدوده جنگل مجاور لندفیل از خاک‌های دانه ریز تشکیل یافته، ولیکن نفوذ پایه آن نسبت به لایه‌های رسی پوشاننده لندفیل بیش از صد برابر است.

۵-۲- محاسبه میزان حجم آب ورودی سالیانه به لندفیل

همچنین برای محاسبه میزان حجم آب ورودی سالیانه به لندفیل از قسمت‌های دارای لایه‌های پوشاننده رسی و بدون پوشش از اطلاعات زیر استفاده شد.

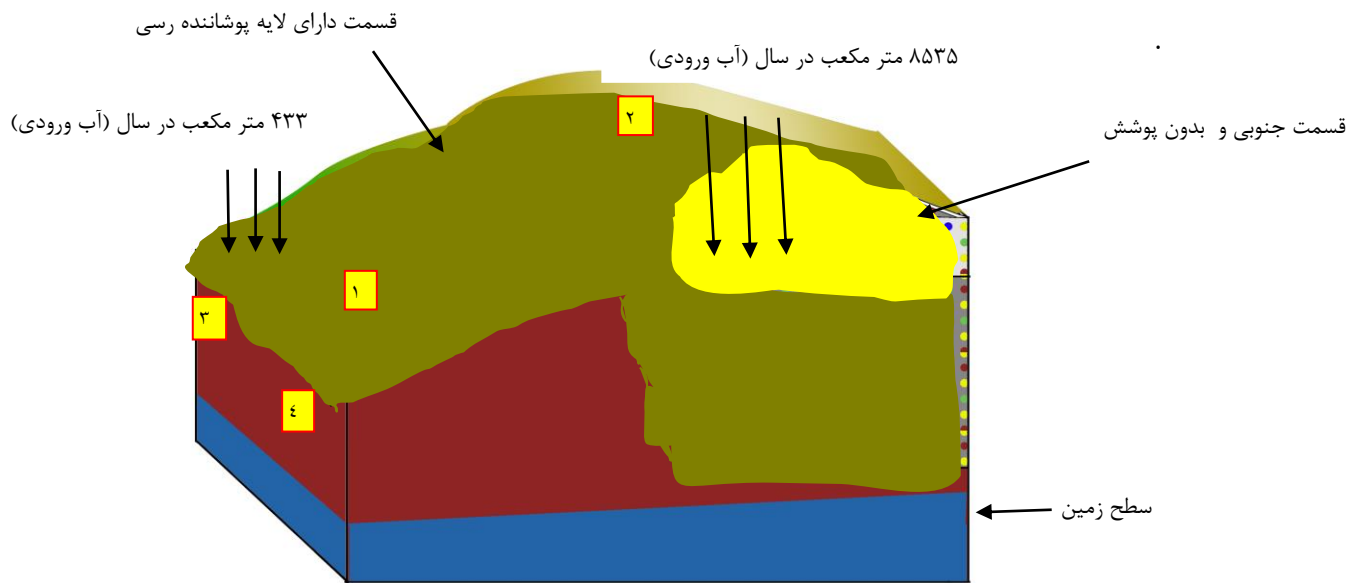
- | | |
|---------------|---|
| ۹۲۲ میلی‌متر | ۱- بارندگی سالیانه |
| ۱۰۵۰ میلی‌متر | ۲- تبخیر سالیانه |
| ۵۶۹ میلی‌متر | ۳- تبخیر در ۱۲۷ روز |
| ۱۲۷ روز | ۴- تعداد روزهای بارندگی |
| ۷/۵ ساعت | ۵- تعداد ساعات بارندگی روزانه |
| ۱/۵ هکتار | ۶- مساحت قسمت بدون پوشش |
| ۶/۵ هکتار | ۷- مساحت قسمت دارای لایه‌های پوشاننده رسی |
- (هواشناسی استان مازندران ۱۳۸۶)

کل آب ورودی به لندفیل از قسمت بدون پوشش

$$= 1.5 \times 10^4 m^2 \times \frac{922 - 569}{1000} = 8535 m^3 \quad (5-5)$$

مقدار آب ورودی به لندفیل از قسمت دارای لایه‌های پوشاننده رسی

$$= \frac{6.5 \times 10^4 \times 10^4 \text{ cm}^2 \times 127 \times 7.5}{1000000} \times 10^{-6} = 433 \text{ m}^3$$



شکل (۲-۵) نمایی از لندفیل و قسمت بدون پوشش در جنوب شرقی آن را نشان می‌دهد



فصل ششم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

در این فصل نتایج حاصل از این تحقیق که شامل ارزیابی مقادیر هدایت الکتریکی، pH، غلظت عناصر و همچنین غلظت یون‌های اصلی در آب‌های سطحی و زیرزمینی منطقه مورد مطالعه و اندازه‌گیری سرعت نفوذ پایه در لندفیل و زمین‌های مجاور آن و برآورد حجم آب ورودی سالیانه به لندفیل مذکور می‌باشد، به طور خلاصه بیان می‌شود. همچنین پیشنهادهایی در خصوص مطالعات تکمیلی درباره موضوع مورد بحث ارائه شده است.

۶-۱- ارزیابی مقادیر هدایت الکتریکی و اسیدیته در آب‌های سطحی

پارامترهایی که در نمونه‌های آب‌های سطحی در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده‌اند شامل هدایت الکتریکی و اسیدیته می‌باشند. محاسبه مقادیر هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده در آب‌های سطحی نشان دهنده این است که اولاً مقادیر هدایت الکتریکی نمونه برداشت شده از حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل در هر چهار تاریخ نمونه برداری، در مقایسه با سایر نمونه‌ها به طور قابل توجهی بالاتر است و این به دلیل ورود شیرابه به آبراهه و نزدیک بودن این نقطه به مکان لندفیل می‌باشد. دوم این که مقادیر هدایت الکتریکی در محل لندفیل و پایین دست آن در تاریخ‌های مختلف متفاوت بوده است. مهم‌ترین دلیل اختلاف قابل توجه در مقادیر هدایت الکتریکی به وجود یا عدم وجود

بارندگی و همچنین مقدار بارندگی مربوط می‌شود که می‌تواند باعث رقیق سازی و کاهش مقدار هدایت الکتریکی شود.

مقادیر pH برای نمونه‌های آب سطحی در بالا و پایین دست لندفیل در تاریخ‌های مختلف نشان می‌دهد که اولاً تفاوت pH از بالا دست لندفیل به طرف پایین دست کم بوده و حدود ۱ می‌باشد. دوم اینکه مقادیر pH در مقدار بارندگی‌های بیشتر به طور نسبی کاهش یافته است و بیش‌ترین اختلاف آن برابر با ۱/۸ در نمونه حدود ۱۲ متری پایین دست مکان لندفیل می‌باشد. مقدار pH به طور متوسط حدود (۷/۴) می‌باشد که در برداشت‌های مذکور کم و بیش یکسان است. بیش‌ترین مقدار pH (۸/۷) کمی پایین‌تر از لندفیل در تاریخ ۱۳۸۶/۱۲/۱۹ و کم‌ترین مقدار آن (۶/۹) در آخرین نقطه نمونه برداری شماره (۸) در تاریخ ۱۳۸۷/۷/۱۲ در پایین دست لندفیل مشاهده شده است. افزایش pH در نمونه‌های گرفته شده از آبراهه در نزدیکی لندفیل به علت قدیمی بودن لندفیل می‌باشد زیرا با افزایش سن لندفیل مقدار pH و قلیابیت آن نیز افزایش می‌یابد.

۶-۲- غلظت یون‌های اصلی در بالا و پایین دست آبراهه

غلظت کاتیون‌های سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم بالا دست لندفیل نسبت به پایین دست و حد مجاز به استثناء (منیزیم) بسیار بالاتر می‌باشد. در مورد کلسیم می‌توان گفت که این کاتیون علاوه بر شیرابه لندفیل منشأ زمین شناسی نیز دارد به دلیل این‌که غلظت این کاتیون در بالا دست لندفیل و نمونه آب زیرزمینی بالا بوده و همچنین در نمونه‌برداری در تاریخ ۱۳۸۷/۹/۱۶ با حداکثر مقدار بارندگی دارای بیش‌ترین غلظت نسبت به دیگر برداشت‌ها بود. غلظت آنیون‌های اصلی شامل نیترات، کلر و سولفات، نیز در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست بالاتر می‌باشد. بالاتر بودن غلظت کربنات و بی‌کربنات در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست به دلیل ورود شیرابه به آبراهه، حاکم بودن شرایط احیایی و تغییر pH می‌باشد.

۶-۳- بررسی مقدار آلاینده‌ها در آب زیرزمینی

بر اساس نتایج به دست آمده غلظت چند عنصر از جمله برم، آنتیموان، اورانیوم و هم‌چنین غلظت کاتیون‌های اصلی کلسیم، سدیم، منیزیم، پتاسیم در نمونه آب زیرزمینی حتی با توجه به تصفیه‌هایی که بر روی این آب صورت گرفته، نسبت به حد مجاز (EPA) برای آب‌های آشامیدنی بیشتر می‌باشد.

۴-۶- غلظت عناصر در آب‌های سطحی منطقه

نکته مهم در مورد غلظت عناصر مخصوصاً عناصر سنگین، افزایش قابل توجه آن‌ها در آبراهه در پایین دست لندفیل نسبت به بالا دست آن و تأثیر زیاد ورود شیرابه لندفیل به آبراهه در منشاء این عناصر بود. غلظت بعضی از عناصر مانند آلومینیم و نیکل بیش از ۱۰۰۰ برابر و آهن، کبالت، روی، مس، آرسنیک، جیوه بیش از ۱۰۰ برابر نسبت به بالا دست لندفیل افزایش نشان می‌دهند. عامل افزایش غلظت اکثر عناصر در آبراهه به جز آهن، آلومینیم، منگنز و باریوم شیرابه حاصل از لندفیل بوده و با دور شدن از مکان لندفیل و در اثر تضعیف طبیعی مانند رقیق شدگی، رسوب‌گذاری، جذب توسط گیاهان غلظت آن‌ها کاهش می‌یابد. در مورد افزایش غلظت آهن، آلومینیم، منگنز و باریوم در پایین دست لندفیل می‌توان گفت که باریوم به دلیل بالا بودن غلظتش در بالا دست و همچنین افزایش غلظت آن در مقدار بارندگی بیشتر، دارای منشاء زمین‌شناسی بوده که با افزایش مقدار بارندگی انتقال این عنصر به آبراهه افزایش می‌یابد به گونه‌ای که در بیش‌ترین مقدار بارندگی با ۲۸/۸ میلی متر در تاریخ ۱۳۸۷/۹/۱۶ به حداکثر غلظت خود می‌رسد. همانطور که در بخش (۴-۲) فصل چهارم ذکر شد، احتمالاً دلیل افزایش چشمگیر غلظت آلومینیم در پایین دست لندفیل، تلنبار شدن قوطی‌های آلومینیمی، اضافه شدن انشعاب فرعی به آبراهه اصلی و وجود آلاینده‌های محلی و تحرک این عنصر که به فواصل دورتر از لندفیل حمل شده باشد.

احتمالاً منگنز علاوه بر شیرابه لندفیل، به دلیل بالا بودن نسبی غلظت این عنصر در بالا دست لندفیل و هم‌چنین افزایش غلظت این عنصر با افزایش مقدار بارندگی و انتقال این عنصر به آبراهه، منشاء زمین‌شناسی و تحرک این عنصر که به فواصل دورتر از لندفیل حمل شده باشد. وجود زمین‌های

کشاورزی و به هم خوردگی خاک‌های این مکان، وجود آلاینده‌ها با منشاء نقطه ای (Source point)، اضافه شدن انشعاب فرعی به آبراهه اصلی و تحرک آهن که به فواصل دورتر از لندفیل حمل شده، در افزایش غلظت این عنصر نقش دارند.

۵-۶- برآورد میزان آلودگی آب‌های سطحی به عناصر سنگین

محاسبه شاخص فلزی برای عناصر سنگین (As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, B, Mo, Hg) در نمونه های آب سطحی نشان دهنده اینست که در نمونه‌های پایین دست لندفیل، شاخص فلزی برای عناصر فوق به طور قابل ملاحظه‌ای نسبت به بالا دست لندفیل افزایش یافته و بیشتر از یک بوده، که این امر نشان دهنده تأثیر زیاد وجود لندفیل و ورود شیرابه حاصله از آن به آب‌های سطحی منطقه و آلوده کردن آن‌ها می‌باشد. عناصر As, Mo, Hg نقش تعیین کننده‌ای را در بالا بودن مقدار شاخص فلزی برای نمونه‌های پایین دست دارا بوده و از عوامل تأثیرگذار در آلودگی آب‌های سطحی این منطقه به شمار می‌آیند. بالاتر بودن غلظت بعضی از عناصر سنگین فوق الذکر از حداکثر غلظت مجاز حاکی از تأثیر قابل توجه لندفیل و آلوده بودن آب‌های سطحی منطقه می‌باشد.

۶-۶- بررسی منشاء آب ورودی به لندفیل ساری

دو منشاء برای نفوذ آب به داخل این لندفیل مشخص گردیده است: اولین منشاء مهم ورود آب، قسمتهایی از حاشیه جنوبی لندفیل است که زباله‌ها فاقد پوشش هستند و فقط به صورت یک دیو قرار گرفته‌اند. در این محدوده به علت نفوذپذیری بسیار بالا، تقریباً تمام آب ناشی از بارندگی وارد لندفیل می‌شود و باعث افزایش تولید شیرابه می‌گردد. دومین منشاء ورود آب به لندفیل زمین‌های جنگلی مجاور لندفیل است که در مقایسه با لندفیل ارتفاع بیشتری دارند. با این که محدوده جنگل مجاور لندفیل از خاک‌های دانه ریز تشکیل یافته است با این حال نفوذ پایه آن نسبت به لایه‌های رسی پوشاننده لندفیل بیش از صد برابر است. هم‌چنین حجم آب ورودی سالیانه به لندفیل از قسمت

بدون پوشش و قسمت دارای لایه پوشاننده رسی به ترتیب برابر با ۸۵۳۵ و ۴۳۳ متر مکعب در سال می باشد. به دلیل مساحت و ضخامت زیاد لندفیل و شیب بالاتر نسبت به اطراف که در مناطق شمالی حدود ۳۵٪، در مناطق غربی حدود ۱۵٪ و در مناطق شرقی حدود ۴۵٪ است و ورود مقدار آب بسیار بالا به لندفیل از قسمت بدون پوشش، بعد از هر بارندگی از این مناطق و محدوده‌های حوضه آبرگیر زهکش‌های مختلف فصلی تشکیل و بر اساس شیب توپوگرافی علاوه بر نفوذ در خاک‌های سطحی و محدوده دفن زباله باعث افزایش شیرابه‌های زباله گردیده و شعاع گسترش آن را افزایش می‌دهند. نهایتاً با توجه به نزدیک بودن لندفیل به مناطق مسکونی و هم‌چنین در نظر گرفتن این نکته که شیرابه‌های حاصله از آن مستقیماً وارد زمین‌های کشاورزی و سپس وارد آبنندان آبندانش و رودخانه تجن شده و می‌تواند آلودگی‌های زیادی را ایجاد کند.

۶-۷- پیشنهادها

- ۱- احداث یک کانال زهکشی در بخش‌های بالا دست لندفیل و انتقال شیرابه به محلی مناسب جهت جمع‌آوری و تصفیه ضروری می‌باشد.
- ۲- متراکم کردن قسمت جنوب شرقی لندفیل (بدون پوشش) با استفاده از رس یا سیمان پرتلند تا از نفوذ باران و گسترش بیشتر شیرابه جلوگیری گردد.
- ۳- روش اکسایش - کاهش با استفاده از اکسید کننده‌های قوی مانند کلرین. به دلیل این که استفاده از این روش تحت شرایط قلیایی (لندفیل مذکور) مطلوب بوده و هم‌چنین ارزان بودن و احتمال موفقیت این روش پیشنهاد می‌شود.
- ۴- استفاده از فیلترهای توری (زغال سنگی) که می‌تواند غلظت عناصر سنگین، نیتروژن و کلرید را تا حد زیادی کاهش دهد.
- ۵- استفاده از گیاهان برای جذب عناصر سنگین و ذخیره آن‌ها در ساختار برگ و تنه.

۶- کنترل و نظارت دقیق بر لندفیل به منظور جلوگیری از ریختن خود سرانه زباله کارخانه‌ها، رستوران‌ها در این محل امری ضروریست.

۷- تأمین آب شرب مکان‌های پایین دست محل دفن زباله مانند بیمارستان شهید زارع، مدرسه تیز هوشان و مکان تفریحی زرین آباد، از طریق شبکه لوله کشی شهری و عدم استفاده از چاه‌های موجود در این مکان‌ها.

۸- استفاده از فناوری نانو و غشاهای نانو فیلتر (NF). از مزایای این روش عدم نیاز به مواد شیمیایی، انرژی کم مورد نیاز برای تصفیه و استفاده، راه اندازی و نگهداری آسان، حذف اکثر آلاینده‌ها با این روش از جمله فلزات سنگین، باکتری‌ها و ویروس‌ها و قدرت انتخابی این فیلترها می‌باشد. به خصوص استفاده از غشاء نانویی اکسید آلومینیم که دارای غشاهایی با روزنه‌های نسبتاً بزرگ هستند و با سرعت بالاتری آب را از خود عبور می‌دهند و روشی بسیار مؤثر و دارای بازدهی بالا می‌باشند. در این روش با استفاده از نیروی انسانی و بدون نیاز به هیچ نیروی اضافه دیگر تصفیه آب صورت می‌گیرد در نتیجه برای استفاده در ایران از جمله منطقه مذکور مناسب می‌باشد.

اداره هواشناسی استان مازندران، (۱۳۸۷)، خلاصه آمار ایستگاه‌های سینوپتیک ساری و دشت ناز، ۲۵ ص.

بدو ک، (۱۳۸۰)، یافتن طرح‌های بهینه و نمونه اقتصادی برای محل‌های دفن مهندسی بهداشتی مواد زائد جامد ایران، گزارش پژوهشی، شورای پژوهش‌های علمی کشور، ۱۵۱ ص.

پرورش ع و موحدیان ح، (۱۳۸۰) " غلظت فلزات سنگین شیرابه زباله شهری و روش کاهش آن‌ها،" **مجله علوم پزشکی**، ۶، ۳، ص ۱۸۵ تا ۱۸۹.

تکدستان ا، (۱۳۸۵)، " بررسی روش‌های مختلف مدیریت شیرابه در محل‌های دفن مواد زائد شهری"، اولین همایش محیط زیست و توسعه پایدار، ۱۴ ص، مازندران.

حسینیان م، (۱۳۸۱)، **مصارف مجدد فاضلاب تصفیه شده**، چاپ اول، انتشارات علوم روز، تهران، ۱۱۰ ص.

خبازنیا ا، صادقی ا، (۱۳۸۲)، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، توضیحات مربوط به تکتونیک و زمین ساخت منطقه نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ ساری.

شرکت مهندسی مشاور موج آب طبرستان، (۱۳۷۸)، گزارش مطالعات مرحله اول تغذیه مصنوعی محدوده رودخانه گرمابدشت تا زرینگل، جلد سوم، مطالعات زمین شناسی و هیدروژئولوژی، ۱۱۰ ص.

شریعت پناهی م، (۱۳۷۷)، اصول کیفیت و تصفیه آب و فاضلاب، چاپ پنجم، انتشارات دانشگاه تهران، تهران،

عابدی کوپایی ج، (۱۳۸۰)، "تاثیر لندفیل مشهد بر آلودگی منابع آب زیرزمینی"، چهارمین همایش کشوری بهداشت محیط، ص ۷۱۴ تا ۷۲۰، مشهد

عبدی م، (۱۳۷۹)، پایان نامه ارشد: "مدیریت مواد زائد جامد شهری از دیدگاه ژئو تکنیک زیست محیطی"، دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی امیر کبیر.

علیزاده ا، (۱۳۷۷)، اصول هیدرولوژی کاربردی، چاپ دهم، انتشارات دانشگاه امام رضا (ع)، مشهد، ۱۰۲ص.

عمادی م، صفایی م، (۱۳۸۶)، "ارزیابی آب زیرزمینی در سمسکنده ساری در اثر ورود شیرابه‌های حاصل از دفن زباله و ارائه راه‌های کنترلی"، پنجمین کنفرانس زمین شناسی مهندسی و محیط زیست ایران، ص ۱۴۹۲-۱۴۸۳، تهران

عمادی م، (۱۳۸۳)، گزارش، بررسی آلودگی چاه‌های اطراف محل دفن زباله در اثر ورود شیرابه زباله (سمسکنده ساری)، سازمان برنامه و بودجه، ۷۰ ص.

گندمکار ا، (۱۳۷۵)، پایان نامه ارشد: اثر شیرابه و شیرابه کمپوست بر خصوصیات خاک و رشد و عملکرد گیاه ذرت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

نبوی م. ح.، (۱۳۵۵)، دیباچه‌ای بر زمین‌شناسی ایران، وزارت صنایع و معادن، سازمان زمین شناسی کشور، ۱۰۹ص.

وکیل ف، (۱۳۸۲)، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، توضیحات مربوط به چینه شناسی منطقه نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ ساری.

یغمائیان کامیار، (۱۳۸۰) تجزیه مواد زائد جامد و مدیریت پسماندها، فصل‌نامه آموزشی، پژوهشی، سال اول، ص ۴ تا ۷.

- American Public Health Association, (1989) "Standard methods for the examination of water and waste water", *Washington, DC*, 17th ed.
- Arny G. Siddiqui M., Ozekin K. and Westerhoff P., (1993) "Threshold levels for bromate formation in drinking water", *Water Supply*, 13,(1), pp. 157-162.
- Assmuth T. and Penttilae S., (1995) "Characteristics, determinants and interpretations of acute lethality in daphnids exposed to complex waste leachates", *Aquat Toxicol*, 31,pp. 125-141.
- Aziz H.A., Yusoff M.S., Mohd N.A., Adlan M.N. and Alias S., (2004), "*Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter*", *Waste management*, Volume 24, Issue 4, pp. 353-358.
- Barlaz M. A. and Ham R. K., (1993), "Chapter Six: Leachate and Gas Generation Geotechnical Practice for Waste Disposal", Publisher Chapman and Hall, London, ISBN, Vol 670, pp. 113-136.
- Blight G.E. and Fourie A.B., (1999), "Leachate generation in landfills in semi arid climates", *Geotechnical Engineering*, 137, pp. 181-188.
- Bozkurt S., Moreno L. and Neretnieks I., (2000) "Long-Term Processes in Waste Deposits", *Sci. Total Environ.*, 250, 1, pp. 101-121.
- Calace N. Petronio B.M., (1997) "Characterization of high molecular weight organic compounds in landfill leachate: humic substances", *J Environ Sci Health*, 32, 8, pp.2229-2244.
- Cameron R.D. and Koch F.A., (1980) "Toxicity of landfill leachates", *WPCF*, 52, pp. 760-769.
- Chen P.H. (1996) "Assessment of leachates from sanitary landfill: impact of age, rainfall, and treatment", *Environ Int*, 22, 2, pp. 225– 237.
- Christensen T.H. and Kjeldsen P., (1989), "Basic biochemical processes in landfills. Sanitary Landfilling: process", *Technology and Environmental Impact, Elsevier Applied Sci.*, London, pp. 29-49.
- Christensen T.H. and Kjeldsen P., (1995) "Landfill emissions and environmental impact", *Fifth International Landfill Symposium Proceedings*, p. 3-11, Italy.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H. J. and Heron G., (2001) "Biogeochemistry of landfill leachate plumes", *Appl. Geochem.*, 16, pp. 659-718.

Christensen T.H., Kjeldsen P., Albrechtsen H. J., Heron G., Nielsen P.H., Bjerg P.L. and Holm P.E., (1994) "Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol*, 24, p. 119.

Chu L.M., Cheung K.C. and Wong M.H., (1994) "Variations in the chemical-properties of landfill leachate", *Environ. Manag*, 18, 1, pp. 105-117.

Clement B. and Merlin G., (1995) "The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed", *Sci. Total Environ.*, 170, pp. 71-79.

Dean J.G., Bosque. F.L and Lanouette K.L., (1972) "Removing heavy metals from wastewater", *Environ. Sci. Technol*, 6, pp. 518-522.

Department of the Environment (DOE), (1995), Report No. CWM 072/94, "In: Waste Management, Landfill Design, Construction and Operational Practice", HMSO, pp. 26, London.

Ehrig H.J., (1983) "Quality and quantity of sanitary landfill leachate", *Waste Management and Research*, 1, 1, pp. 53-68.

Ernst W. R., Hennigar P., Doe K., Wade S., and Julien G., (1994) "Characterization of the chemical constituents and toxicity to aquatic organisms of a municipal landfill leachate", *Water Poll. Res.J. Canada*, 29, pp. 89-101.

Environmental Impact Assessment (EIA), (2005) "Animal and Plant Health Inspection Service", Trends in Equine Infectious Anemia Testing, U.S. Dept of Agriculture, APHIS.

Fan J. H., Shu Y. H., Yang S. H. and Chen C. W., (2005) "Characteristic of landfill leachate in central Taiwan", *Science of the Total Environment*, 361, pp. 25-37.

Gounaris V., Anderson P.R. and Holsen T.M., (1993) "Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate", *Environ. Sci. Technol.*, 27, p. 1381-1387.

Gray D. A., Mather J.D. and Harrison I.B., (1974) "A review of groundwater pollution from waste disposal sites in England and Wales with provisional guidelines for future site selection", *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 7, pp. 181-186.

Gulsen H. and Turma M., (2005) "Anaerobic treatability of sanitary landfill leachate in a fluidized bed reactor", *Turkish Journal of Engineering, Environmental Science*, 28, pp. 297-305.

Harrington D. W. and Maris P.J., (1986) "The treatment of leachate: A UK Perspective", *Water Pollution and Control*, 20, pp.45-55.

Heyer K. U. and Stegmann R., (1997), "The long-term behaviour of landfills: Results of the joint research project Landfill Body", 6th International Landfill Symposium, pp. 73-87, Caliarì, Italy.

Hjelmar O., Johannessen L.M., Knox K., Ehrig H.J., Flyvbjerg J., Winther P. and Christensen T.J., (1995), "The composition and management of leachate from landfills within the EU", The 5th International Landfill Symposium, pp. 243-262, Caliarì, Italy.

Hughes K. L. and Christy A. D., (2003) "Bioreactor Landfills", In: *Encyclopedia of Agricultural, Food, and Biological Engineering*, Marcel Dekker, New York, N.Y. pp. 104-107.

Jensen D. L. and Christensen T.H., (1999) "Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills", *Water Res.*, 33, 9, pp. 2139-2147.

Jubhar C., Mangimbulude a., Boris M., Breukelen b., Agna S., Krave a., Nico M., van Straalen c., Wilfred F.M., Røling d., (2009) "Seasonal dynamics in leachate hydrochemistry and natural attenuation in surface run-off water from a tropical landfill", *J.C. Waste Management*, 29, pp. 829–838.

Kjeldsen P., Bariaz P.A., Rooker A., Baun A., Ledin B. and Christensen H.T., (2002) "Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review", *Critical Review in Environmental Science and Technology* 32, pp. 297–363.

Kjeldsen P. and Christophersen M., (2001) "Composition of leachate from old landfills in Denmark", *Waste Manag. Res.*, 19, pp. 249-256

Klein T. and Niessner R., (1998) "Characterization of heavy-metal-containing seepage water colloids by flow FFF", *ultrafiltration, ELISA and AAS, Mikrochim Acta*, 129, 1-2, p. 47-55.

Kjeldsen P., (1993) "Groundwater pollution source characterization of an old landfill", *Journal of Hydrology* 142, pp. 349–371.

Kruempelbeck I. and Ehrig H. J., (1999), "Long-term behavior of municipal solid waste landfills in Germany", Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, pp. 499-507, Germany

Lee G. F. and Jones-Lee A., (2005) "Municipal Solid Waste Landfills – Water Quality Issues", in: *Water Quality and Resource Development*, Wiley. NJ, pp. 163-169.

Lagrega M. D., Buckingham P. L. and Evans J.C., (1994) " Hazard waste management", *Mc Graw-Hill, inc*, USA, 1146p

- Lee G. F., (2004) "Models Are Not the Answer to Improved Landfilling", *Environmental Science and Technology*, 38, 17, pp. 328-334.
- Lee S.H., Jung C.H., Chung H., Lee M.Y. and Yang J.W., (1998) "Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues", *Process Biochem*, 33, 2, pp. 205–211.
- Lemly A. D. and Selenium b., (2002) "Assessment in Aquatic Ecosystems: A Guide for Hazard Evaluation and Water Quality Criteria", *Springer-Verlag Publishers, New York, NY*, pp. 161.
- Martensson A. M., Aulin C., Wahlberg O. and Argen S., (1999) "Effect of humic substances on the mobility of toxic metals in a mature landfill", *Waste Manag. Res.*, 17, pp. 296-304.
- Matitic B., (1999) "the impact of Agriculture on groundwater quality in slovenia: standard and strategy", *Elsevier science B.V.* pp 235-247p. 296.
- Miyajima T., Wada E. Hanba T.Y. and Vijarnsorn P., (1997) "Anaerobic mineralization of indigenous organic matters and methanogenesis in tropical wetland soils", *Geochemical et Cosmochimica Acta*, 61, pp. 2739–3751.
- O'Leary P. and Walsh P., (2002) Lesson 4: "Landfill Cover and Liner Systems for Water Quality Protection", Waste Age and the University of Wisconsin-Madison, pp.12
- Pohland F. G. and Harper S.R., (1986) "Critical review and summary of leachate and gas production from landfills", EPA, 600, pp. 2-86.
- Rao N. S., and P. Rajendra prasad (1996) "Phosphate pollution in the groundwater of lower Vamsadhara river basin", *Environmental Geology ISSN*, Vol 1, 1-2, pp. 117-122.
- Rail C. D., (1989), "*Groundwater Contamination, contamination source and Hydrology*, CRC press, Newyork, Vol 1, pp. 670.
- Reinhart D. R., Grosh C. J., (1998) "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Florida", Center for Solid and Hazardous Waste Management Final Report # 97-3.
- Riediker S., Suter J. F., and Giger W., (2001) "Benzene and naphthalene sulfonates in leachates and plumes of landfills", *Water Res.*, 34, p. 2069-2079.
- Robinson H.D., (1995) "The technical aspects of controlled waste management", Report for the UK Department of the Environment. *Waste Science and Research*, Aspinwall & Company, Ltd., London, UK, 7, pp. 27.
- Robinson H.D., Tech B. and barber P.J., (1982) "Generation and treatment of leachate form domestic wastes in landfills", *Water Pollut Control*, pp. 565– 575.

- Robinson H.D., (1995) “A Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites“, A Report for the UK Department of the Environment, pp. 72.
- Rukah Y., Kofahi O., (2001) “The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality-A case study, El-Akader landfill site-north Jordan“, *J Arid Environ*, 49, pp. 615–30.
- Salem Z., Hamouri K., Djemaa R. and Allia K., (2008) “Evaluation of landfill leachate pollution and treatment“, *Sci. Desalination* 220, pp108–114.
- Tatsi A.A., Zouboulis A.I., (2002) “A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate Thessaloniki“, Greece. *Adv Environ Res*, 6, pp. 207 – 219.
- Tričys V., (2002) “Research of Leachate, Surface, and Ground Water Pollution Near Šiauliai Landfill Šiauliai University“, *Environmental research, engineering and management ISSN*, 1, 19, pp. 30-33.
- US- EPA, (1998) “ Solid Waste Disposal Facility Criteria; Proposed Rule“, 40 CFR Parts 257 and 258, US EPA, Washington, D.C.
- Urase T., Salequzzaman M., Kobayashi S., Matsuo T., Yamamoto K. and Suzuki N., (1997) “Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level“, *Water Sci Technol*, 36, 12, pp. 349–56.
- Williams P.T., (1999) “Waste Treatment and Disposal“, *John Wiley and Sons Ltd, West Sussex*, England, pp. 166-175.
- Yoshida M., Kallali H., Abdoul Nasser I. and Tarhouni J., (2002) “Trace elements composition of leachate from Henchir El Yahoudia landfill and lake water of Sebkhath
- You cai Z., Jiangging L., Renha H. Gouwei G., (2000) *Water, Air and Soil pollution*, Vol 122, 3-4, pp. 281-297.
- Sejourni“, *Solid Waste Landfill and Soil/Sediment Contamination: Case Studies in Tunisia*, pp.10-18.
- Zafar M. and Alappat B. J., (2004) “Landfill surface runoff and its effect on surface water quality on the River Yamuna“, *J. Environ. Sci. Health Part A – Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng*, 39, pp. 375–384.

