

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشکده علوم زمین
زمین‌شناسی زیست محیطی
پایان نامه کارشناسی ارشد

بررسی اثرات استفاده از فاضلاب بر کیفیت خاک اراضی کشاورزی در منطقه شهر ری

نگارنده: حامد مکاری یامچی

استاد راهنما

دکتر افشین قشلاقی

استاد مشاور

علیرضا سیاره

فروردین ۱۳۹۵

تقدیم:

ماحصل آموخته هایم را تقدیم می کنم به آنان که مرا آسمانی شان آرام بخش آلام زمینی ام است

به استوارترین تکیه گاهم، دستان پر مهر پدرم

به سبزترین نگاه زندگیم، چشمان سبز مادرم

ویاری برداران عزیزم مهدی و هادی

که هرچه آموختم در کتب عشق شما آموختم و هرچه بگو شتم قطره ای از دریای بی کران مهربانیان را سپاس نتوانم بگویم.

امروز، هستی ام به امید شماست و فردا کلید باغ بهشتم رضای شما

را آوردی کران سنگ ترا این ارزان نداشتم تا به خاک پایتان نثار کنم، باشد که حاصل تلاشم نسیم کوزه غبار محنتیتان را

بزداید.

بوسه بردستان پر مهرتان

تقدیر و تشکر:

تختین پاس و ستایش از آن خداوندی است که بنده کوچکش را در دیای سیکران اندیشه، قطره‌ای ساخت تا وسعت آن را از دریچه اندیشه‌های ناب آموزگاران بزرگ به تماشایند. لذا اکنون که در سایه سار بنده نوازی هایش پایان نامه حاضر به انجام رسیده است، بر خود لازم می‌دانم تا مراقبت پاس را از بزرگوارانی به جا آورم که اگر دست یاریگرشان نبود، هرگز این پایان نامه به انجام نمی‌رسید.

ابتدا از استاد گرانقدرم جناب آقای دکتر افشین قشلاقی که زحمات راهنمایی این پایان نامه را بر عهده داشتند، کمال پاس را دارم. از استاد عالی قدرم جناب آقای مهندس علیرضا سیاره که زحمات مشاوره این پایان نامه را متحمل شدند، و از ریاست محترم سازمان زمین شناسی کشور آقای مهندس کره‌ای و کارکنان و مسئولین آزمایشگاه سازمان زمین شناسی کشور مخصوصاً زیر گروه مخاطرات و زمین شناسی زیست محیطی صمیمانه تشکر می‌کنم.

همچنین از سایر اساتید و کارکنان دانشکده علوم زمین صمیمانه قدردانی می‌نمایم. در خاتمه از دوستان ارجمندم خانم قدیمی، محمد رنج دوست، علی روین تن، امیر سلیمانی، سجاد سروری، فرزاد اکبری، مهدی بازانویی، خانم هاموسوی، رخ‌بر، نقی زاده، غلامی، خانی و قره زاده که مراد انجام این تحقیق یاری نموده‌اند، قدردانی و تشکر می‌نمایم.

تعهد نامه

اینجانب **حامد مکاری یامچی** دانشجوی دوره‌ی کارشناسی ارشد رشته‌ی زمین شناسی زیست محیطی دانشکده‌ی علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده‌ی پایان نامه با عنوان **بررسی اثرات استفاده از فاضلاب بر کیفیت خاک اراضی کشاورزی در منطقه شهر ری**، تحت راهنمایی **دکتر افشین قشلاقی** متعهد می‌شوم:

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهش‌های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ‌جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد و مقالات مستخرج بانام «دانشگاه صنعتی شاهرود» و یا "**Shahrood University of Technology**" به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به‌دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده‌اند، در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می‌گردد.
- در تمام مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافت‌های آن‌ها) استفاده شده است، ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در تمام مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ

امضای دانشجو

ملکیت نتایج و حق نشر

- تمام حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه‌های رایان‌های، نرم‌افزارها و تجهیزات ساخته‌شده) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده:

مناطق خشک و نیمه خشک مانند ایران، با بحران آب و خشکسالی روبرو هستند. یکی از راه‌های مقابله با این بحران، بهره‌برداری از فاضلاب خام در آبیاری محصولات زراعی است. بسته به ماهیت مواد تشکیل دهنده فاضلاب، آبیاری با این منبع آب می‌تواند آثار مفید یا زیانباری بر خاک داشته باشد. به منظور بررسی اثرات آبیاری با فاضلاب خام بر کیفیت خاک، پژوهشی در منطقه جنوب تهران (منطقه شهر ری) بر روی اراضی کشاورزی که از سال ۱۳۵۲ با فاضلاب خام آبیاری می‌شوند، انجام گرفت. برای این منظور ۴۴ نمونه خاک از عمق ۰-۱۵ سانتی‌متری و ۱۶ نمونه از عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متری و از سه منطقه آبیاری شده با فاضلاب (منطقه F)، آبیاری شده با پساب (منطقه E) و آبیاری شده با آب زیرزمینی (منطقه S) برداشت گردید. برخی از ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی (ماده آلی و بافت) و همچنین غلظت برخی عناصر و فلزات سنگین (Cr, As, Cu, Pb, P, Cd, Zn) در خاک‌های برداشت‌شده اندازه‌گیری شد. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد در اثر استفاده از فاضلاب خام در زمین‌های کشاورزی میزان ماده آلی خاک به‌نحو چشمگیری از ۰/۲ تا ۲/۴۷٪ افزایش یافته و غلظت برخی فلزات سنگین (mg/l Ni، (۷۲ mg/l) Pb، (۱۲۰/۳ mg/l) Zn) در این خاک‌ها بالا رفته است. همچنین آنالیز ۳ نمونه از آب مورد استفاده در منطقه نشان داد که غلظت برخی فلزات در این آب‌ها بالاست که این امر می‌تواند در طولانی مدت باعث انباشت هر چه بیشتر فلزات در خاک شود و ترکیب آن را تغییر دهد. تحلیل‌های آماری نشان دادند که دو عامل اصلی فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از کودهای شیمیایی) و استفاده از فاضلاب و پساب، مهمترین منشاء آلودگی فلزی در خاک‌های منطقه مورد مطالعه هستند.

کلمات کلیدی: منطقه شهر ری؛ فاضلاب؛ فلزات بالقوه سمی؛ ماده آلی؛ آلودگی

مقالات مستخرج از پایان نامه:

۱. بررسی تأثیر استفاده از فاضلاب بر میزان ماده آلی و غلظت فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی جنوب تهران. سی و چهارمین گردهمایی سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، اسفند ۱۳۹۴.
۲. بررسی غلظت و منشاء فلزات سنگین در خاک اطراف تصفیه‌خانه جنوب تهران. سی و چهارمین گردهمایی سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، اسفند ۱۳۹۴.

فهرست مطالب

فصل اول: کلیات

- ۱-۱- مقدمه و بیان مسأله ۲
- ۱-۲- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه ۳
- ۱-۳- ژئومورفولوژی عمومی منطقه مورد مطالعه ۴
- ۱-۴- شرایط اقلیمی منطقه ۴
- ۵-۱- پوشش گیاهی منطقه ۵
- ۱-۶- خاک‌شناسی منطقه ۵
- ۷-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ۶
- ۱-۷-۱- تشریح سازندهای مختلف زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ۶
- ۱-۷-۱-۱- پرکامبرین ۶
- ۱-۷-۱-۲- دوران مزوزوئیک ۸
- ۱-۷-۱-۳- دوران سنوزوئیک ۹
- ۱-۷-۱-۴- کواترن ۱۰
- ۱-۸- هیدرولوژی و هیدروژئولوژی منطقه ۱۲
- ۱-۸-۱- رودخانه کن ۱۲
- ۱-۸-۲- رودخانه شور ۱۲
- ۱-۸-۳- فاضلاب شهر تهران ۱۳
- ۱-۸-۴- رودخانه سرخه حصار ۱۳
- ۱-۸-۵- نهر فیروزآباد ۱۴
- ۹-۱- شناسایی و بررسی منابع آلاینده و مواد دفعی تخلیه شده به رودخانه‌ها و نهرهای منطقه ۱۵
- ۱-۱۰- ضرورت انجام تحقیق ۱۷
- ۱-۱۱- اهداف تحقیق ۱۸
- ۱-۱۲- روش انجام تحقیق ۱۹

فصل دوم: مطالعات پیشین

- ۲-۱-۱- مقدمه ۲۲
- ۲-۲- تعریف فاضلاب ۲۳
- ۲-۳- انواع فاضلاب ۲۴
- ۲-۳-۱- فاضلاب شهری و خانگی ۲۴
- ۲-۳-۲- فاضلاب‌های کشاورزی ۲۵
- ۲-۳-۳- فاضلاب صنعتی ۲۶
- ۲-۳-۴- فاضلاب‌های سطحی (رواناب‌های سطحی) ۲۷
- ۲-۴- کمیت و کیفیت فاضلاب خام و تصفیه شده ۲۷
- ۲-۵- بررسی قابلیت استفاده از فاضلاب و پساب خروجی تصفیه شده در مصارف مختلف ۲۸
- ۲-۵-۱- استفاده از پساب و فاضلاب در بخش کشاورزی ۲۹
- ۲-۵-۲- استفاده از پساب و فاضلاب در بخش صنعتی ۳۰
- ۲-۵-۳- استفاده از پساب در تغذیه آبخوان‌ها ۳۲
- ۲-۶- انواع تصفیه خانه‌ها ۳۳
- ۲-۶-۱- مراحل تصفیه آب ۳۴
- ۲-۷- بررسی اثرات زیست محیطی استفاده مجدد از پساب و آب برگشتی ۳۶
- ۲-۷-۱- بررسی اثرات استفاده از پساب بر ویژگی‌های فیزیکی خاک ۳۶
- ۲-۷-۱-۱- اثر بر pH خاک ۳۷
- ۲-۷-۱-۲- اثر بر محتوای ماده آلی و ظرفیت نگهداری خاک ۳۸
- ۲-۷-۱-۳- اثر بر هدایت الکتریکی و شوری خاک ۳۹
- ۲-۷-۱-۴- اثر بر وزن مخصوص خاک ۴۰
- ۲-۷-۱-۵- اثر بر غلظت فلزات سنگین در خاک ۴۱
- ۲-۷-۲- اثرات استفاده فاضلاب بر ویژگی‌های بیولوژیکی (زیستی) خاک و گیاهان ۴۲
- ۲-۷-۳- اثر آبیاری با پساب بر روی محصولات کشاورزی ۴۳
- ۲-۸- اثر استفاد از فاضلاب و پساب‌ها بر آلودگی منابع آب ۴۴
- ۲-۹- مروری بر اثر سایر فعالیت‌های کشاورزی بر محیط زیست ۴۶
- ۲-۹-۱- استفاده از لجن فاضلاب ۴۶

- ۴۷- ۲-۹-۲ استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی
- ۴۹- ۳-۹-۲ استفاده از آفت کش ها و سموم دفع آفات
- ۵۰- ۲-۱۰-۱ مروری بر مطالعات پیشین
- ۵۰- ۲-۱۰-۱ مطالعات انجام شده در کشورهای مختلف جهان
- ۵۴- ۲-۱۰-۲ مطالعات انجام شده در ایران

فصل سوم: روش انجام پژوهش

- ۶۰- ۳-۱- مقدمه
- ۶۰- ۳-۲- نمونه برداری و آماده سازی نمونه های آب
- ۶۲- ۳-۳- نحوه اندازه گیری خواص فیزیکی و شیمیایی آب
- ۶۲- ۳-۳-۱- اندازه گیری pH و EC
- ۶۳- ۳-۳-۲- اندازه گیری غلظت یون های اصلی
- ۶۴- ۳-۳-۲- اندازه گیری غلظت فلزات سنگین در نمونه های آب
- ۶۵- ۳-۴- نمونه برداری و آماده سازی نمونه های خاک
- ۶۵- ۳-۴-۱- نحوه نمونه برداری خاک
- ۶۸- ۳-۴-۲- آماده سازی نمونه های خاک
- ۶۹- ۳-۴-۳- اندازه گیری خواص فیزیکی و شیمیایی نمونه های خاک
- ۶۹- ۳-۴-۳-۱- pH خاک
- ۷۰- ۳-۴-۳-۲- اندازه گیری ماده آلی خاک
- ۷۱- ۳-۴-۳-۳- دانه بندی و بافت خاک

فصل چهارم: تجزیه و تحلیل داده ها

- ۷۸- ۴-۱- مقدمه
- ۷۸- ۴-۲- بررسی خواص فیزیکی و شیمیایی نمونه های آب
- ۷۹- ۴-۲-۱- pH نمونه های آب
- ۸۰- ۴-۲-۲- هدایت الکتریکی EC
- ۸۱- ۴-۲-۳- ارزیابی غلظت یون های اصلی در نمونه های آب

- ۸۱..... ۱-۳-۲-۴ یون کلر
- ۸۲..... ۲-۳-۲-۴ یون سولفات
- ۸۳..... ۳-۳-۲-۴ یون بی کربنات
- ۸۴..... ۴-۳-۲-۴ یون پتاسیم
- ۸۵..... ۵-۳-۲-۴ یون منیزیم
- ۸۶..... ۶-۳-۲-۴ یون کلسیم
- ۸۷..... ۷-۳-۲-۴ یون سدیم
- ۸۸..... SAR و درصد سدیم ۸-۳-۲-۴
- ۸۹..... ۴-۲-۴ طبقه‌بندی نمونه های آب از نظر سختی
- ۹۰..... ۵-۲-۴ نسبت سدیم به کلسیم و منیزیم
- ۹۱..... ۶-۲-۴ تیپ و رخساره نمونه های آب
- ۹۲..... ۷-۲-۴ فلزات سنگین
- ۹۴..... ۳-۴ بررسی خواص فیزیکی و شیمیایی و آلودگی خاک های منطقه مورد مطالعه
- ۹۵..... ۱-۳-۴ میزان ماده آلی خاک
- ۹۶..... ۲-۳-۴ بافت نمونه های خاک
- ۹۸..... pH-۳-۳-۴
- ۱۰۰..... ۴-۳-۴ غلظت فلزات سنگین در نمونه های خاک
- ۱۰۳..... ۱-۴-۳-۴ آرسنیک
- ۱۰۴..... ۲-۴-۳-۴ کروم
- ۱۰۶..... ۳-۴-۳-۴ مس
- ۱۰۸..... ۴-۴-۳-۴ نیکل
- ۱۱۰..... ۵-۴-۳-۴ سرب
- ۱۱۲..... ۶-۴-۳-۴ کادمیم
- ۱۱۴..... ۷-۴-۳-۴ روی
- ۱۱۶..... ۸-۴-۳-۴ کبالت
- ۱۱۸..... ۹-۴-۳-۴ فسفر
- ۱۲۲..... ۴-۴ ارزیابی کمی شدت آلودگی نمونه های خاک

- ۱۲۲-۴-۱- ضریب غنی‌شدگی _____
- ۱۲۲-۴-۱-۱- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه های خاک سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....
- ۱۲۴-۴-۱-۲- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه های خاک عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....
- ۱۲۶-۴-۲- ضریب زمین انباشت _____
- ۱۲۶-۴-۲-۱- ضریب زمین انباشت برای نمونه های خاک سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....
- ۱۲۷-۴-۲-۲- ضریب زمین انباشت در نمونه های خاک عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....
- ۱۲۹-۴-۵- تجزیه و تحلیل آماری داده ها _____
- ۱۲۹-۴-۵-۱- تحلیل همبستگی _____
- ۱۲۹-۴-۵-۱-۱- تحلیل همبستگی پارامترهای اندازه گیری شده در نمونه های خاک در منطقه S آبیاری شده با آب چاه ..
- ۱۳۰-۴-۵-۱-۲- تحلیل همبستگی پارامترهای اندازه گیری شده در نمونه های خاک منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) ...
- ۱۳۱-۴-۵-۱-۳- تحلیل همبستگی پارامترهای اندازه گیری شده در نمونه های خاک منطقه E (آبیاری شده با پساب)
- ۱۳۲-۴-۵-۲- تحلیل خوشه ای _____
- ۱۳۳-۴-۵-۲-۱- تحلیل خوشه ای متغیرهای اندازه گیری شده در نمونه های خاک منطقه S
- ۱۳۴-۴-۵-۲-۲- تحلیل خوشه ای متغیرهای اندازه گیری شده در منطقه F
- ۱۳۵-۴-۵-۲-۳- تحلیل خوشه ای متغیرهای اندازه گیری شده در نمونه های خاک منطقه E

فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادها

- ۱۳۸-۵-۱- مقدمه _____
- ۱۳۸-۵-۲- نتایج حاصل از ارزیابی آلودگی آب منطقه مورد مطالعه _____
- ۱۳۹-۵-۳- نتایج حاصل از ارزیابی آلودگی خاک _____
- ۱۴۳- منابع

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی مورد مطالعه بر روی نقشه‌ی استان تهران ۳
- شکل ۱-۲- نقشه ارتفاعات استان تهران و موقعیت منطقه مورد مطالعه در آن ۴
- شکل ۱-۳- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ۷
- شکل ۱-۴- تصاویر انتقال پساب به اراضی کشاورزی دشت ری ۱۵
- شکل ۱-۵- الگوی زهکشی منطقه‌ی مورد مطالعه ۱۷
- شکل ۱-۲- ترکیب‌های فاضلاب ۲۳
- شکل ۱-۳- نمونه برداری از آب‌های مورد استفاده در آبیاری (a). آب زیرزمینی (b). فاضلاب خام (c). پساب (فاضلاب تصفیه شده) ۶۱
- شکل ۲-۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری نمونه‌های آب ۶۲
- شکل ۳-۳- اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی در محل نمونه‌برداری ۶۲
- شکل ۳-۴- موقعیت نقاط نمونه‌برداری خاک از مناطق ۱ (منطقه S)، ۲ (منطقه E) و ۳ (منطقه F) ۶۵
- شکل ۳-۵- تصاویری از نمونه‌برداری خاک بر روی زمین ۶۶
- شکل ۳-۶- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه S ۶۷
- شکل ۳-۷- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه E ۶۷
- شکل ۳-۸- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) ۶۸
- شکل ۳-۹- خشک کردن نمونه‌های خاک ۶۹
- شکل ۳-۱۰- اندازه‌گیری ماده آلی در آزمایشگاه ۷۱
- شکل ۳-۱۱- مراحل انجام آزمایش هیدرومتری ۷۲
- شکل ۴-۱- pH نمونه‌های آب‌های مورد استفاده مصرفی در آبیاری زمین‌های کشاورزی ۷۹
- شکل ۴-۲- EC آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه مصرفی ۸۰
- شکل ۴-۳- غلظت یون کلر در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی ۸۲

- شکل ۴-۴- غلظت یون سولفات در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی.....۸۳
- شکل ۴-۵- غلظت یون بیکربنات در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی.....۸۴
- شکل ۴-۶- غلظت یون پتاسیم در آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی.....۸۵
- شکل ۴-۷- غلظت یون منیزیم در نمونه آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی.....۸۶
- شکل ۴-۸- غلظت یون کلسیم در آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی.....۸۷
- شکل ۴-۹- غلظت یون سدیم در نمونه‌های آب مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی.....۸۸
- شکل ۴-۱۰- نمودار Durov آب‌های مصرفی در منطقه مورد مطالعه.....۹۲
- شکل ۴-۱۱- رده‌بندی نمونه‌های خاک مورد مطالعه بر روی مثلث USDA.....۹۸
- شکل ۴-۱۲- میانگین غلظت آرسنیک در خاک‌های سطحی مورد مطالعه (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۰۳
- شکل ۴-۱۳- غلظت آرسنیک در ایستگاه‌های نمونه برداری شده از خاک‌های (عمق ۱۵-۳۰ cm).....۱۰۳
- شکل ۴-۱۴- غلظت کروم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۰۵
- شکل ۴-۱۵- غلظت کروم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....۱۰۵
- شکل ۴-۱۶- غلظت مس در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۰۷
- شکل ۴-۱۷- غلظت مس در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....۱۰۷
- شکل ۴-۱۸- غلظت نیکل در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۰۹
- شکل ۴-۱۹- غلظت نیکل در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....۱۰۹
- شکل ۴-۲۰- غلظت سرب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۱۰
- شکل ۴-۲۱- غلظت سرب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....۱۱۱
- شکل ۴-۲۲- غلظت کادمیم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۱۲
- شکل ۴-۲۳- غلظت کادمیم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm).....۱۱۳
- شکل ۴-۲۴- غلظت روی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm).....۱۱۴

- شکل ۴-۲۵- غلظت روی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm)..... ۱۱۵
- شکل ۴-۲۶- غلظت کبالت در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)..... ۱۱۶
- شکل ۴-۲۷- غلظت کبالت در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm)..... ۱۱۷
- شکل ۴-۲۸- غلظت فسفر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)..... ۱۱۸
- شکل ۴-۲۹- غلظت فسفر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm)..... ۱۱۸
- شکل ۴-۳۰- میانگین غلظت کلی عناصر در خاک‌های سه منطقه مورد مطالعه ۱۲۱
- شکل ۴-۳۱- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه (عمق ۰-۱۵ cm)..... ۱۲۳
- شکل ۴-۳۲- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک عمقی منطقه مورد مطالعه (عمق ۱۵-۳۰ cm)..... ۱۲۴
- شکل ۴-۳۳- ضریب زمین‌انباشت برای نمونه‌های سطحی منطقه مورد مطالعه (عمق ۰-۱۵ cm)..... ۱۲۶
- شکل ۴-۳۴- ضریب زمین‌انباشت برای نمونه‌های خاک سطحی (عمق ۱۵-۳۰ cm)..... ۱۲۸
- شکل ۴-۳۵- دندگرام خوشه‌ای مربوط به متغیرهای اندازه‌گیری شده در خاک‌های منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی)..... ۱۳۴
- شکل ۴-۳۶- دندگرام خوشه‌ای مربوط به داده‌های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب)..... ۱۳۵
- شکل ۴-۳۷- دندگرام خوشه‌ای مربوط به داده‌های منطقه E (آبیاری شده با پساب)..... ۱۳۶

فهرست جدول‌ها

جدول ۱-۲ - مقایسه میانگین کیفیت فاضلاب صنایع غذایی، شیمیایی و فلزی با استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست	۲۶
جدول ۲-۲ - غلظت عناصر مختلف در لجن فاضلاب و انواع کودهای شیمیایی و حیوانی	۴۸
جدول ۱-۳ - مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری آب	۶۱
جدول ۲-۳ - روش‌های اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی و پارامترهای کیفی آب	۶۳
جدول ۳-۳ - مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی)	۶۶
جدول ۴-۳ - مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه E (آبیاری شده با پساب)	۶۷
جدول ۵-۳ - مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب)	۶۸
جدول ۶-۳ - رده‌بندی مقادیر ضریب زمین انباشت	۷۳
جدول ۷-۳ - رده‌بندی مقادیر ضریب غنی‌شدگی	۷۴
جدول ۱-۴ - پارامترهای اندازه‌گیری شده و غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب مصرفی در آبیاری زمین‌های کشاورزی	۷۹
جدول ۲-۴ - طبقه‌بندی درصد سدیم و میزان SAR	۸۹
جدول ۳-۴ - درصد سدیم و میزان SAR نمونه‌های آب	۸۹
جدول ۴-۴ - طبقه‌بندی سختی آب	۹۰
جدول ۵-۴ - غلظت فلزات در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده برای آبیاری زمین‌های کشاورزی	۹۳
جدول ۶-۴ - میزان ماده آلی در خاک‌های منطقه مورد مطالعه	۹۶
جدول ۷-۴ - درصد رس، سیلت و ماسه در نمونه‌های خاک مورد مطالعه	۹۷
جدول ۸-۴ - pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه	۹۹
جدول ۹-۴ - غلظت فلزات و سایر عناصر در خاک‌های آبیاری شده با آب زیرزمینی (منطقه S)	۱۰۱

- جدول ۱۰-۴- غلظت فلزات و سایر عناصر در خاک های آبیاری شده با پساب (منطقه E)..... ۱۰۲
- جدول ۱۱-۴- غلظت فلزات و سایر عناصر در خاک های آبیاری شده با فاضلاب (منطقه F)..... ۱۰۲
- جدول ۱۲-۴- نتایج تست ANOVA برای نمونه های خاک ۱۲۰
- جدول ۱۴-۴- آمار توصیفی ضرایب غنی شدگی برای نمونه های خاک سطحی ۱۲۲
- جدول ۱۵-۴- تقسیم بندی توصیفی ضرایب غنی شدگی ۱۲۳
- جدول ۱۶-۴- توصیف ایستگاه های نمونه برداری خاک با توجه به ضرایب غنی شدگی فلزات ۱۲۳
- جدول ۱۷-۴- آمار توصیفی ضرایب غنی شدگی برای نمونه های خاک عمقی ۱۲۴
- جدول ۱۸-۴- توصیف ایستگاه های نمونه برداری با توجه به ضرایب غنی شدگی فلزات ۱۲۵
- جدول ۲۰-۴- آمار توصیفی ضرایب زمین انباشت در نمونه های خاک سطحی ۱۲۶
- جدول ۲۱-۴- توصیف ایستگاه های نمونه برداری با توجه مقادیر ضرایب زمین انباشت فلزات مختلف ۱۲۷
- جدول ۲۲-۴- آمار توصیفی ضرایب زمین انباشت در نمونه های خاک عمقی ۱۲۸
- جدول ۲۳-۴- توصیف ایستگاه های نمونه برداری با توجه به مقادیر ضرایب زمین انباشت برای فلزات مختلف ۱۲۸
- جدول ۲۴-۴- ماتریس ضرایب همبستگی بین پارامترهای فیزیکی شیمیایی خاک و غلظت فلزات سنگین در نمونه های خاک منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) ۱۳۰
- جدول ۲۵-۴- ماتریس ضرایب همبستگی بین پارامترهای فیزیکی شیمیایی خاک و فلزات سنگین در نمونه خاک های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) ۱۳۱
- جدول ۲۶-۴- ماتریس ضرایب همبستگی بین پارامترهای فیزیکی شیمیایی خاک و غلظت عناصر سنگین در نمونه های خاک منطقه E (آبیاری شده با پساب) ۱۳۲

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه و بیان مسأله

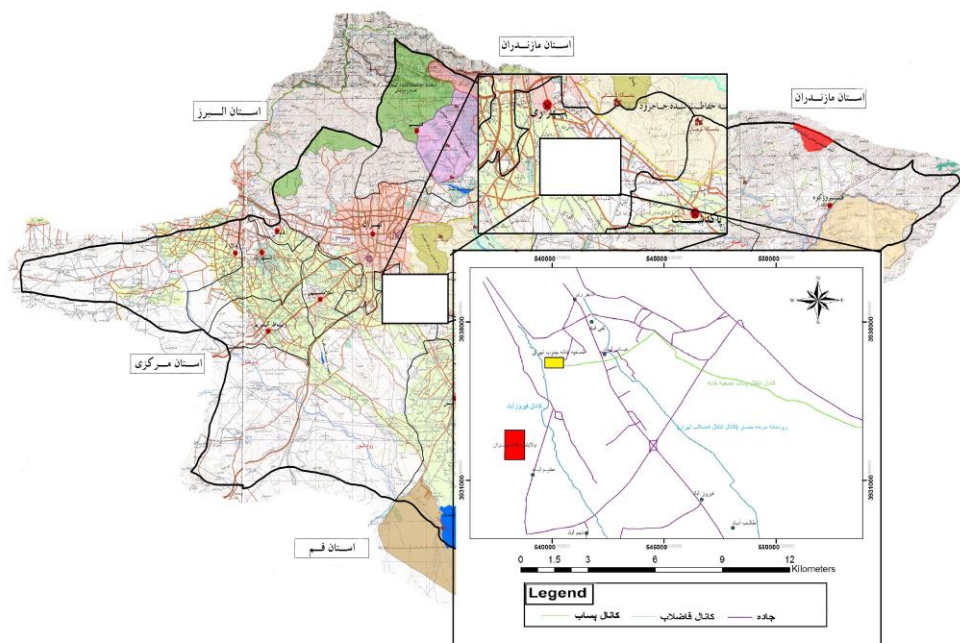
افزایش روزافزون جمعیت، ارتقاء سطح زندگی و بهداشت، توسعه شهرها و پیشرفت‌های صنعتی در دنیا باعث برداشت بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی و سطحی و در نتیجه، باعث کمبود آب در بسیاری از مناطق جهان شده است. تأمین آب در بخش‌هایی چون کشاورزی و حتی شرب به یک چالش بزرگ در جهان شده تبدیل است. بحران آب در کشورهای خشک و نیمه‌خشک با توجه به محدود بودن منابع آب و رشد روزافزون جمعیت هر روز ابعاد تازه‌ای به خود می‌گیرد (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰). به کارگیری فاضلاب‌ها و پساب حاصل از تصفیه آن‌ها در آبیاری زمین‌های کشاورزی، از جمله راهکار‌های رویارویی با مسأله بحران آب به‌شمار می‌آید که در سطح وسیعی، (به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک) و درگیر با مشکل کم‌آبی مورد توجه قرار گرفته است. فاضلاب‌های شهری و خانگی با ترکیبی مشتمل بر ۹۹/۹ درصد آب و ۰/۱ درصد مخلوطی از انواع مواد آلی، معدنی و گازها جزء آب‌های نامتعارف یا آب‌های با کیفیت پایین به‌شمار می‌آیند. البته این مسأله دلیلی بر غیرقابل مصرف بودن این نوع آب‌ها نیست، بلکه با مدیریت ویژه می‌توان استفاده بهینه‌ای از این منابع به‌عمل آورد (Feigin et al. 1991). در نواحی خشک و نیمه‌خشک، بکارگیری و استفاده مجدد از فاضلاب یک بخش مهم در برنامه‌ریزی منابع آب است. کمبود منابع آب شیرین، قیمت بالای کودهای شیمیایی، محتوای بالای مواد مغذی در فاضلاب، هزینه بالای تصفیه آب و دسترسی آسان به منابع فاضلاب، استفاده از فاضلاب را در بسیاری از منابع خشک و نیمه‌خشک توجیه‌پذیر می‌سازد (Abedi Koupal et al. 2006). جالب آنکه افزایش جمعیت نه تنها تقاضا برای آب شیرین را افزایش داده است، بلکه تولید فاضلاب را نیز افزایش می‌دهد. فاضلاب تصفیه شده تنها منبع آبی است که با رشد جمعیت افزایش می‌یابد، در حالی که سایر منابع کاهش می‌یابد (Heiarpour et al. 2007). با این حال استفاده از فاضلاب به ویژه شکل خام تصفیه نشده) آن می‌تواند باعث ورود انواع آلاینده‌های شیمیایی و بیولوژیک به داخل خاک و محصولات کشاورزی شود. با توجه مصرف گسترده محصولات کشاورزی در بازار می‌توان انتظار داشت که بخش‌های زیادی از جمعیت استان تهران در معرض

آلودگی‌های ناشی از خاک‌های کشاورزی و محصولات آبیاری شده با فاضلاب (خام) قرار گیرند که این مسأله از نظر زیست محیطی، بهداشتی و مدیریتی بسیار حائز اهمیت است.

۱-۲- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه، در جنوب استان تهران و در حومه شهر ری قرار دارد. این منطقه در ۱۰ کیلومتری جاده شهر ری به طرف ورامین و در موقیت ۳۵ درجه و ۳۴ دقیقه شمالی و ۵۱ درجه و ۲۶ دقیقه شرقی، با ارتفاع حدود ۱۰۳۶ متر از سطح دریا قرار گرفته است. نزدیک‌ترین شهر به منطقه، شهر ری و شهرستان قرچک و همچنین روستاهای عباس‌آباد، طالب‌آباد، عشق‌آباد، حمیدآباد و امین-آباد است.

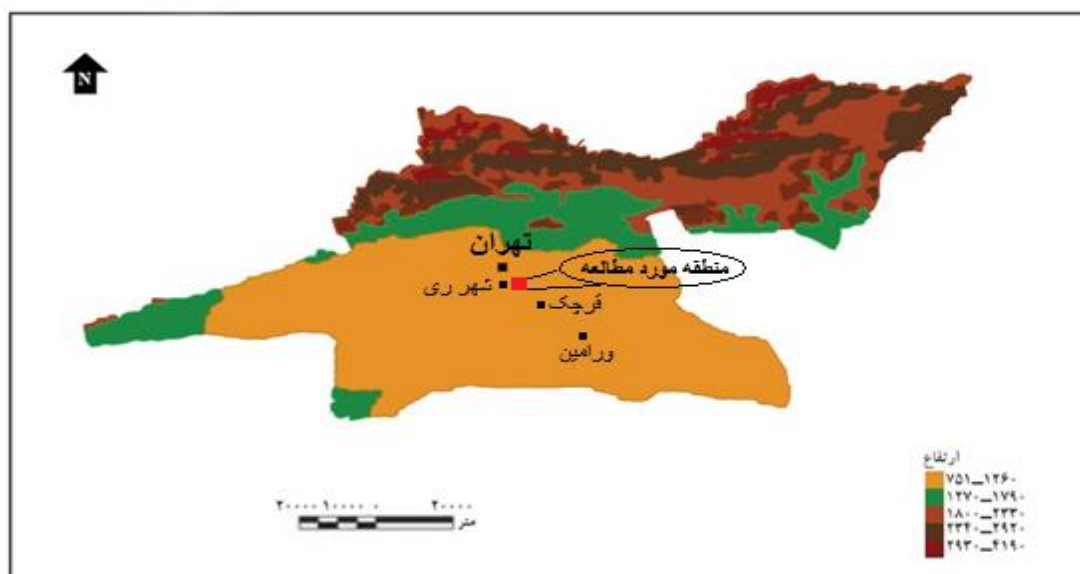
راه دسترسی به منطقه، جاده آسفalte ری- ورامین است، پس از طی ۱۰ کیلومتر مسافت در این جاده، منطقه وسیع کشاورزی اطراف تصفیه‌خانه و حوالی نهر فیروزآباد و نهر سرخه‌حصار مشاهده می‌شود. این منطقه از نظر جغرافیایی بین دو شهرستان ری و ورامین قرار دارد (شکل ۱-۱).



شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی مورد مطالعه بر روی نقشه‌ی استان تهران مقیاس ۱:۲۷۵۰۰۰ (سازمان حفاظت محیط زیست استان تهران، ۱۳۹۰)

۳-۱- ژئومورفولوژی عمومی منطقه مورد مطالعه

آب و هوای منطقه به دلیل قرارگیری در مجاورت دشت کویر، گرم و خشک بیابانی است. این منطقه یکی از غنی‌ترین زیست کره در کشور است. دشت ری همراه با دشت ورامین یکی از جنوبی‌ترین دشت‌های استان تهران و در همسایگی کویر ایران مرکزی قرار دارد. از نظر ژئومورفولوژی این دشت به نواحی مرتفع، دامنه‌ای و دشتی تفکیک شده است. نواحی مرتفع بیشتر در شمال شرقی منطقه گسترش داشته و مقدار شیب آن به سمت جنوب کاهش می‌یابد. نواحی دامنه‌ای از رسوبات قدیمی و جوان تشکیل شده و حدواسط ارتفاعات و نواحی دشتی می‌باشد. نهشته‌های آبرفتی قدیمی این واحد را کنگلومرای هزار دره تشکیل می‌دهد و نهشته‌های جوان که آبخوان بر روی آن قرار دارد به صورت یک مخروط افکنه هستند. شیب دشت ناچیز بوده و از ذرات دانه ریز و دانه متوسط تشکیل شده است (سازمان نظام مهندسی کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۳۸۵).



شکل ۲-۱- نقشه ارتفاعات استان تهران و موقعیت منطقه مورد مطالعه در آن (سازمان نقشه‌برداری کشور ۱۳۸۹)

۴-۱- شرایط اقلیمی منطقه

بر اساس گزارش ایستگاه هواشناسی شهر ری، آب و هوای منطقه خشک بوده و میانگین بارندگی سالانه آن حدود ۱۲۴ میلیمتر است، حداکثر بارندگی نیز ۲۰۱/۷ میلیمتر (در فروردین)، و حداقل آن

۰/۶ میلیمتر (در تیر و مرداد)، رخ می‌دهد. همچنین بیشترین میانگین درجه حرارت ۳۸ درجه سانتیگراد (در تیر ماه)، کمترین میانگین حداقل درجه حرارت ۳- درجه سانتیگراد (در دی ماه) و متوسط درجه حرارت روزانه ۱۶/۶ درجه سانتیگراد است (گزارش سازمان هواشناسی کشور، ۱۳۹۱).

۱-۵- پوشش گیاهی منطقه

پوشش گیاهی این منطقه به علت وجود رشته کوه‌های البرز در شمال آن و فراهم بودن شرایط (خاک مناسب و منابع آبی دائم، آب و هوای مناسب) به محصولات کشاورزی اختصاص پیدا کرده است. در این منطقه بیشترین درصد اراضی به محصولات گندم و جو اختصاص دارد. این منطقه همچنین یکی از اصلی‌ترین قطب‌های تولید انواع سبزیجات برگی و غده‌ای (گوجه فرنگی، بادمجان و خیار) است (وزارت جهاد کشاورزی، ۱۳۸۴).

۱-۶- خاک‌شناسی منطقه

بیشتر خاک منطقه متشکل از خاک‌های کشاورزی (Agrisoil) و رسوبات عهد حاضر است. این رسوبات در بالادست منطقه به رشته کوه‌های البرز و دماوند و فیروزکوه ختم می‌شوند. در مناطق بالادست به علت وجود خاک با دانه‌بندی درشت، منطقه مناسبی برای ذخیره و افزایش آب‌های سطحی ایجاد شده است، که این امر موجب بالابردن سطح تراز آب‌های زیرزمینی در پایین‌دست می‌شود. با فاصله گرفتن از مناطق بالادست و حرکت به سمت دشت ورامین و شهر ری، منطقه از رسوبات عهد حاضر و خاک‌هایی که نسبت به بالادست ریزدانه‌تر هستند تشکیل یافته است، به این علت این منطقه برای کشاورزی مطلوب است. منطقه مذکور به‌طور وسیع زیر کشت محصولات کشاورزی می‌باشد که این محصولات جهت مصرف روزمره به شهر تهران و سایر شهرها ارسال می‌شوند (یزدی صمدی و همکاران، ۱۳۹۲).

۷-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

گستره تهران و ری که در کوهپایه‌های جنوبی البرز و دشت‌های مشرف به چاله‌های داخلی آن قرار گرفته، عمدتاً از نهشته‌های آبرفتی جوان و کمی قدیمی تشکیل شده‌اند. این رسوبات بیشتر شامل نهشته‌های کواترنری و برونزدهایی از سازندهای کهن‌تر (در کوه بی‌بی شهربانو) و سنگ‌های آتشفشانی ائوسن هستند. مخروط افکنه‌های رودهای کن و جاجرود قسمت‌هایی از آن را پوشانده‌اند. گستره‌ی فرونشست شمال ایران مرکزی به سبب کارکرد چند گسل به چهار بخش تقسیم می‌شود: دشت تهران، فرونشست ری، فرونشست جنوب ری و فرونشست کهریزک (درویش زاده، ۱۳۸۰).

۱-۷-۱- تشریح سازندهای مختلف زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

براساس نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰ و ۱:۲۵۰۰۰ تهران (شکل ۱-۳)، سازندهای زیر در منطقه مورد مطالعه رخنمون دارند که از قدیم به جدید عبارتند از:

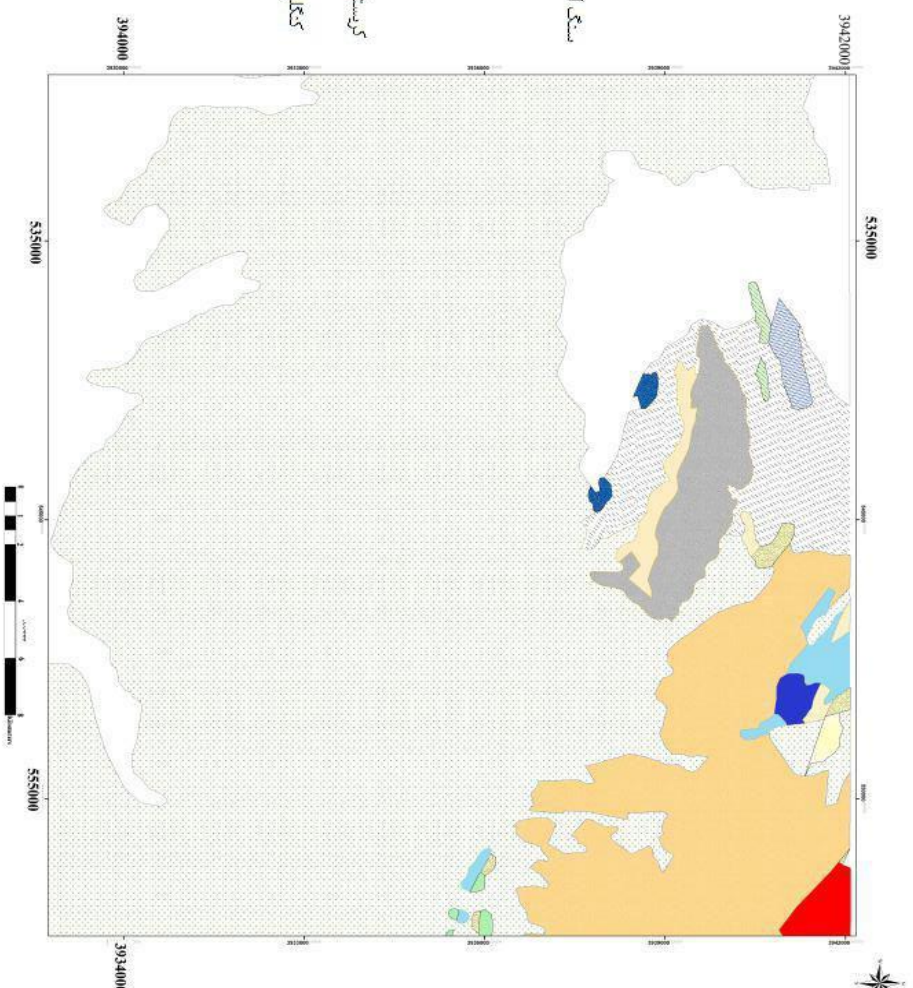
۱-۱-۷-۱- پرکامبرین

الف) سازند سلطانیه

ضخامت این سازند که به آن دولومیت سلطانیه هم گفته می‌شود ۱۱۶۰ متر بوده و از سه بخش مهم تشکیل شده است که بخش اول آن (دولومیت زیرین به ضخامت ۱۲۳ متر) لایه‌بندی منظم داشته و حاوی چرت‌های سیاه و سفید می‌باشد. بخش میانی (شیل چپقلو به ضخامت ۲۴۷ متر) به رنگ قرمز خاکستری و متشکل از شیل‌های میکادار است. این بخش را می‌توان به عنوان لایه کلیدی جهت شناسایی این سازند حتی از فاصله دور مورد استفاده قرار داد. شیل‌های چپقلو حاوی قدیمی‌ترین آثار فسیلی در ایران هستند. بخش دولومیت (ضخامت ۷۹۰ متر شامل دولومیت‌های زرد رنگ دوباره تبلور یافته و گاهی خاکستری روشن) است که در آن قلوها و نوارهایی از چرت سیاه رنگ هم دیده می‌شود. این سازند در البرز دارای گسترش قابل توجهی بوده و ضخامت آن به ۳۴۰ متر می‌رسد. این سازند دارای رخنمون‌هایی در بخش شمال و شمال غرب منطقه مورد مطالعه می‌باشد (درویش زاده، ۱۳۸۰).

را همدای نقشه

PlQcsl	کنگلومار ماسه سنگ، درون لایه‌های ماسه‌ستون
PEv	سنگ‌های آندزیتی - ماسیتی، آگلایورای فرم‌تختی، آذرآزاری، توف
Kt	سنگ آهک اریترینا دار
Q	پانگانه‌ها، مخروط افکنه‌های کنگلورایی
jd	سنگ آهک مانی تازک لایه، مان، آمونیت دار
jl	سنگ آهک تازک لایه تا توده‌ای شکل، در برخی نقاط ممکن است شامل سازند دلیچای تنگیک نشده هم باشد
Kc2	سنگ آهک ماسهای اریترینا دار، سنگ آهک مانی، مان ماسه‌دار گچ
gu	
Pez	سنگ آهک آلپینا - نیوپیت‌ها، کنگلومار گچ
Td	دیوریت، میکرودیوریت
Er	کریستال لیتیک توف و خاکستر توف سبزرنگ، توف برشی و بطور محلی با میان لایه‌های سنگ آهک
PEcf	کنگلورای ضخیم لایه تا توده‌ای شکل بایله‌های از منشا گوناگون، ماسه سنگ
Kll	آهک‌های اوریترین دار خاکستری تیره
Kl2	آهک‌های توده‌ای، ضخیم - لایه خاکستری روشن
Es	شیل، سیلستون
TRle	دولومیت‌های ضخیم لایه توده‌ای و آهک‌های دولومیتی
TRde	آهک‌های ورقه‌ای همراه با آثار کروی شکل، آهک‌های مانی و دولومیتی
Of	مخروط افکنه‌های ابرقی - چال و قندیمی، کنگلورای مخروط آسمای
Orl	نیپسته‌های پاندزنی شکل چال
Qr2	نیپسته‌های ابرقی و دشت سیلابی



شکل ۱-۳- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه استان تهران با مقیاس ۱/۲۵۰۰۰)

۱-۷-۱-۲- دوران مزوزوئیک

الف) سازند الیکا

سازند الیکا با ضخامت حدود ۲۹۰ متر، به زیر دوره‌های تریاس زیرین تا میانی تعلق دارد. بخش زیرین آن با ۹۵ متر ضخامت از آهک نازک لایه تا شیلی و آهک‌های ورمیکوله تشکیل یافته و دارای آثار کرمی شکل است. در این بخش فسیل دو کفه‌ای‌هایی چون کلاریا و پسدمونوتیس مشاهده می‌شود. بخش میانی با ضخامت ۲۰۰ متر از دولومیت و آهک دولومیتی بدون فسیل تشکیل شده که گاهی بر روی آن لایه آهکی سفید تا کرم دیده می‌شود. سنگ‌های مربوط به این سازند در دامنه جنوبی کوه بی‌بی‌شهربانو بیرون‌زدگی دارد و شامل سنگ‌های آهکی ورقه‌ای و به طور محلی سنگ‌های مارنی و تا حدودی دولومیتی به رنگ خاکستری روشن می‌باشد. این سازندها با توجه به ویژگی‌های سنگ شناسی در جذب و انتقال بارش بی‌تأثیر نبوده و بنابراین در تغذیه آبخوان دشت مؤثر است. این سازند در شمال منطقه مورد مطالعه دارای رخنمون است (درویش زاده، ۱۳۸۰).

ب) سازند دلیچای

سازند دلیچای با ضخامت ۱۰۷ متر از آهک‌های مارنی و ماسه‌ای با لایه‌بندی منظم و میان لایه‌هایی از شن مارنی با فسیل آمونیت‌هایی نظیر پارکینسونیا و اوپلیا است. این سازند را در شمال و شمال شرق منطقه مورد مطالعه می‌توان مشاهده کرد.

ج) سازند تیز کوه

سازند تیز کوه رسوبات کرتاسه زیرین در البرز میانی با سازند تیز کوه معرفی می‌شود. این سازند با دگرشیبی زاویه‌دار مشخصی بر روی رسوبات ژوراسیک بالایی و حتی قدیمی‌تر از آن قرار دارد که خود نشان‌دهنده فاز فشاری سیمرین پسین است. در قاعده آن افقی از خاک‌های قرمز و رسوبات آهنی دانه نخودی وجود دارد که حاکی از پسروری دریا و ایجاد شرایط قاره‌ای پیش از ته‌نشینی آهک-های کرتاسه زیرین است. سپس آهک‌های تخریبی زردرنگ با میان لایه‌ای از کنگلومرای قرمز دنبال می‌شود و سرانجام به آهک‌های دانه ریز حاوی میکروفسیل اربیتولینا و بالاخره آهک‌های ضخیم لایه

گاستروپود ختم می‌شود. این سازند در شرق منطقه مورد مطالعه دارای رخنمون است و قابل مشاهده می‌باشد.

رسوبات کرتاسه بالایی در نواحی کوه بی‌بی‌شهربانو (شمال منطقه مورد مطالعه) و کوه‌های سه پایه (شمال و شمال شرق منطقه مورد مطالعه) دیده می‌شود که به طور معمول از کنگلومرا با سیمان آهکی و آهک مارنی تشکیل شده‌اند (درویش زاده، ۱۳۸۰).

۱-۷-۱-۳- دوران سنوزوئیک

با حرکات کوهزایی اواخر کرتاسه، برجستگی‌هایی در حاشیه شمالی ایران بوجود آمده و موجب تشکیل دو حوضه رسوب گذاری جداگانه شده است. در جنوب البرز رسوبات پالئوژن با ضخامت زیاد تشکیل شده‌اند. این رسوبات از قدیم به جدید شامل سازندهای زیر است:

الف) سازند فجن (فاجان)

سازند فجن ۱۵۰۰ متر ضخامت داشته و از کنگلومرای پلی ژنیک، ماسه سنگ‌های قرمز و مارن-های ماسه‌ای آگلومرا و گدازه‌های آندزیتی به صورت میان لایه‌ای تشکیل شده است. این سازند با دگرشیبی زاویه‌دار بر روی سازند تیز کوه و به طور هم شیب زیر سازند زیارت قرار گرفته است و سن آن به پالئوسن تا ائوسن زیرین نسبت داده می‌شود. این سازند از شمال تا شمال شرق منطقه مورد مطالعه امتداد دارد.

ب) سازند زیارت

سازند زیارت ۴۳۵ متر ضخامت داشته که ۳۰۰۰ متر بالای آن را آهک ضخیم لایه تا توده‌ای با فسیل‌های نومولیتس و دیسکوسیکیلینا و دو کفه‌ای و بخش زیرین آن از مارن‌های ژئوپس‌دار و لایه‌ای از ژئوپس به وجود آمده است که در اطراف تهران آن را استخراج می‌کنند. این سازند بر روی سازند فجن قرار گرفته و خود به تدریج به توف‌های سبز سازند کرج منتهی می‌شود. در جنوب شرق تهران

سن این رسوبات ائوسن زیرین می‌باشد. در شمال منطقه مورد مطالعه می‌توان برون‌زدگی‌های این سازند را مشاهده کرد.

ج). سازند کرج

بخش مهم این سازند توف‌هایی است که به توف‌های سبز البرز یا توفیت موسوم‌اند. براساس شواهد چینه‌شناسی سن سازند کرج ائوسن میانی تعیین شده است. به طور کلی در این دوره رسوب گذاری همراه با فعالیت‌های ماگمایی (آتشفشان‌های زیردریایی) و خاکسترهای آتشفشانی بوده و این فعالیت‌ها در چند مرحله صورت گرفته‌اند. این سازند در بخش شرق منطقه مورد مطالعه برون‌زدگی دارد (درویش زاده، ۱۳۸۰).

۱-۷-۴-۱- کواترنر

طی کواترنر گسترده‌ترین رسوبات پوششی که به طور کلی از تخریب و فرسایش ارتفاعات به وجود آمده‌اند به وسیله آب یا باد جا به جا شده و در محیط‌های خشکی، دریاچه‌های مردابی و ساحلی ته‌نشین شدند.

بخشی از این رسوبات، رسوبات آبرفتی هستند که از فرسایش ارتفاعات و نهشته شدن آن‌ها در دامنه ارتفاعات و حوضه‌های مجاور به وجود آمده‌اند. رسوبات آبرفتی کواترنر بیشتر در اطراف تهران نام گذاری و مطالعه شده‌اند.

الف). سازند هزار دره یا سازند A (Q)

قدیمی‌ترین سازند در اطراف تهران است که به طور هم‌شیب بر روی سازند قرمز بالایی قرار گرفته است و خود به وسیله دگر شیبی زاویه‌دار در زیر سازندهای جوان‌تر قرار می‌گیرد. رسوبات قدیمی این سری اغلب غیرقابل نفوذاند. این رسوبات در شمال منطقه مورد مطالعه وجود دارند.

ب). سازند کهریزک یا سازند B (Q₁)

نام این سازند از شهر کهریزک گرفته شده و روی سازند هزار دره قرار گرفته است. داشتن

سیمان سست و استحکام کم و رنگ تیره‌تر نسبت به سازند هزار دره از مشخصه‌های سازند اخیر است. سازند کهریزک در جنوب تهران از اجزای دانه‌ریز و لیمویی تشکیل شده است. ضخامت آن ۱۰ متر گزارش گردیده و در تپه‌ها و دشت‌های جنوبی البرز گسترش دارند. بخش مهمی از مخروط افکنه دامنه البرز در این نواحی تشکیل شده است.

این سازند در غرب منطقه مورد مطالعه قرار دارد و کمی نفوذپذیر بوده و در بعضی مناطق در رسوبات آبرفتی آن سفره‌های آب زیرزمینی محلی و محدود وجود دارد.

ب). آبرفت‌های تهران یا سازند C (Q₂)

از فرسایش سازند کهریزک حاصل شده و دامنه کوه‌های البرز را به سمت جنوب پوشانده‌اند. این آبرفت‌ها نسبت به آبرفت‌های کهریزک دارای دانه‌بندی و جورشدگی بهتری هستند و مانند سازند کهریزک در شمال دانه درشت‌تر از جنوب است. از نظر هیدرولوژیکی آبرفت‌های دشت تهران همگن بوده و به سبب داشتن سیمان سست میان قله سنگ‌ها، نفوذپذیر بوده و از مقاومت خوبی برخوردار نیستند. این رسوبات بهترین سفره آب را به ویژه در مخروط افکنه‌های گستره‌ی تهران تشکیل داده‌اند. مخروط افکنه‌ها به واسطه دانه‌بندی درشت خود بهترین مکان برای تغذیه سفره‌های زیرزمینی هستند و در آن‌ها آبخوان‌های بسیار مناسبی پدید آمده است.

سیلت‌های رسی کهریزک نتیجه حمل و انباشت رسوبات دانه ریز در بخش‌های خروجی دشت است. عناصر تشکیل دهنده آن سیلت و رس می‌باشد که در جنوب شهر ری و کهریزک گسترش و بیرون زدگی دارند. این رسوبات در بخش‌های شمالی‌تر توسط رسوبات جوان‌تر پوشیده می‌شوند و در گستره جنوبی‌تر شهر ری و کهریزک (دور از گسله‌های شمال و جنوب ری و گسل کهریزک) به وسیله پوشش نازکی از رسوبات دانه ریز آبرفت‌های عهد حاضر پوشیده شده‌اند.

برروی این سازند یک لایه لاتریتی قرار گرفته و بر روی آن آبرفت‌های سازند D یا عهد حاضر قرار دارند. منطقه مورد مطالعه بر روی این سازند قرار دارد.

ج). آبرفت‌های عهد حاضر یا سری سازند (Qal) D

این رسوبات در حقیقت به وسیله رودخانه‌های جاری عهد حاضر به جا مانده‌اند که به صورت یک پوشش نازک بر روی رسوبات لاتریتی قدیمی قرار گرفته‌اند. این سازند را سازند خرمدره نیز می‌گویند که بخشی از تهران بر روی آن قرار گرفته است. دشت جنوب تهران از این آبرفت پوشیده شده است. ضخامت این نهشته‌ها به ندرت از ۲۰ متر فراتر می‌رود. در قسمت شمال و شمال شرق منطقه مورد مطالعه وجود دارند (درویش زاده، ۱۳۸۰).

۸-۱- هیدرولوژی و هیدروژئولوژی منطقه

رودخانه جاجرود، رودخانه شور، پساب‌ها و فاضلاب‌های جمع‌آوری شده از سطح شهر تهران مهمترین منابع آب سطحی دشت شهر ری بوده که در ادامه شرحی از این منابع آورده می‌شود.

۱-۸-۱- رودخانه کن

رودخانه کن یکی از جریان‌های سطحی مهم دشت تهران - کرج در مجاورت دشت ری و ورامین است. بیشتر مسیر این رودخانه در داخل محدوده دشت تهران - کرج قرار دارد. این رودخانه در ادامه در دشت ری جریان یافته و حدود ۱۲ کیلومتر انتهای آن نیز در دشت ورامین جریان می‌یابد و در نهایت به روخانه شور می‌ریزد (ملاحسینی، ۱۳۸۰).

۱-۸-۲- رودخانه شور

منشاء اصلی رودخانه شور که یک جریان دائمی است، پساب شهر تهران و شهرک‌های حاشیه‌ای آن و همچنین زهاب‌های ناشی از آبیاری اراضی جنوب محدوده دشت ری و ورامین است. از مهمترین جریان‌ات تغذیه کننده آن رودخانه می‌توان به کانال فاضلاب سرخه‌حصار و فیروزآباد و رودخانه‌های کن و کرج اشاره نمود. طول مسیر رود شور که از امتداد کلی شمال به جنوب در جریان است از محل

پیوستن کانال‌های سرخه‌حصار و فیروزآباد به یکدیگر تا محل خروج از دشت ورامین ۲۹ کیلومتر است (ملاحسینی، ۱۳۸۰).

۱-۸-۳- فاضلاب شهر تهران

یکی از منابع آب مورد استفاده بخش کشاورزی در دشت ورامین آب استحصال شده از شبکه انتقال فاضلاب تهران می‌باشد. شهر تهران به‌رغم توسعه قابل توجه در طی سال‌های اخیر، همچنان فاقد تاسیسات جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب بوده و جز در موارد معدودی که اینگونه تاسیسات به طور آزمایشی مورد بهره‌برداری قرار گرفته‌اند، در سایر موارد استفاده از شیوه سنتی حفر چاه‌های جذبی کماکان متداول است. انتقال مقادیر قابل ملاحظه‌ای آب که به طور کلی از رشته کوه البرز سرچشمه می‌گیرد به همراه نفوذ آب از طریق چاه‌های جذبی حفر شده جهت دفع فاضلاب به سفره‌های زیرزمینی و در نهایت جریان آن به بخش‌های جنوبی شهر موجب بالا آمدن سطح آب زیرزمینی در این مناطق شده است. به دلیل بالا بودن سطح آب زیرزمینی در مناطق جنوبی تهران و غیر قابل نفوذ بودن طبقات زمین در مناطق شمالی شهر، استفاده از چاه‌های جذبی امکان پذیر نبوده و پساب و فاضلاب مناطق یاد شده به زهکشی‌های سطحی و خیابان‌ها و معابر شهر هدایت شده و توسط مسیل‌های پوشش شده به اراضی جنوب تهران منتقل می‌گردد (ملاحسینی، ۱۳۸۰).

انتقال جریان سطحی، پساب‌ها و فاضلاب‌های شهر تهران بر عهده دو مسیل اصلی و مهم سرخه‌حصار و فیروزآباد است که در زیر توضیح مختصری در مورد هر یک داده می‌شود:

۱-۸-۴- رودخانه سرخه حصار

این رودخانه جمع‌آوری آب‌های قسمت‌های وسیعی از ارتفاعات و نواحی شمالی، شمال شرقی و شرق محدوده شهر و پساب‌های بخش عمده‌ای از مناطق مسکونی، تجاری و صنعتی تهران را بر عهده

دارد. مسیل سرخه حصار پس از دور زدن ارتفاعات جنوبی سرخه حصار به سمت جنوب تغییر مسیر داده و در این جهت در دامنه ارتفاعات بی‌بی‌شهربانو در بخش شرقی تهران به جریان خود ادامه می‌دهد. این مسیل در امتداد شمال شرقی به جنوب غربی و به موازات جاده تهران- ورامین (بخش شرقی شهر ری) جریان یافته و در نهایت به مسیل عظیم‌آباد (در ۵ کیلومتری غرب روستای ولی‌آباد) می‌پیوندد.

۱-۸-۵- نهر فیروزآباد

این نهر که یکی از قدیمی‌ترین جریانات سطحی مورد استفاده بخش کشاورزی است در گذشته به وسیله جریانات سطحی مناطق فرحزاد و درکه تغذیه می‌شده است. با شکل‌گیری شبکه‌های زهکشی شهری در داخل محدوده شهر تهران، این نهر رفته رفته به منطقه پرپیچ و خمی از کانال‌های زهکشی شهری تبدیل شده و علاوه بر تخلیه جریانات سطحی ناشی از بارش‌های موسمی عملاً به محل تخلیه پساب‌ها و فاضلاب مناطق شهری مبدل شده است (طرح جامع آب کشور، ۱۳۷۷).

نهر فیروزآباد در ادامه مسیر خود به رودخانه سرخه حصار پیوسته و رودخانه شور را تشکیل می‌دهد. طول مسیر نهر فیروزآباد از محل ورود به محدود دشت ورامین تا محل الحاق به رودخانه سرخه حصار در حدود ۲۱ کیلومتر است (طرح جامع آب کشور، ۱۳۷۷).

۱-۸-۶- کانال پساب خروجی از تصفیه خانه جنوب تهران

این کانال حاصل تصفیه بخشی از فاضلاب تهران در تصفیه‌خانه جنوب تهران است که از سال ۱۳۸۵ برای تغذیه آبخوان دشت ورامین و فعالیت‌های کشاورزی به این دشت کانال‌کشی شده است. این کانال به طول تقریبی ۱۵ کیلومتر از تصفیه خانه تا دشت ورامین ادامه دارد. در طول این کانال به صورت غیرقانونی از بخش زیرین کانال برای مصارف کشاورزان لوله‌کشی شده است (شکل ۱-۵) که در بازدیدهای صحرائی مشاهده گردید.



شکل ۱-۴- تصاویر انتقال پساب به اراضی کشاورزی دشت ری

۹-۱- شناسایی و بررسی منابع آلاینده و مواد دفعی تخلیه شده به رودخانه‌ها و نهرهای

منطقه

الف) نهر فیروزآباد

مجموعه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی واحدهای تولید منفرد موجود در حاشیه و حتی دورتر از آن توسط کانال‌های فرعی خیابان فدائیان اسلام، کوی سیزده آبان و کمیل (در شهر تهران و در ادامه شهر ری) به نهر هدایت می‌گردند.

الف-۱) فاضلاب‌های خانگی

نهر فیروزآباد در طول مسیر خود به طور مستقیم یا غیرمستقیم، فاضلاب‌های خانگی مناطق مجاور خود را جمع‌آوری می‌نماید، همچنین فاضلاب‌های جوی‌های حنیف نژاد، خانی آباد، شوش،

ولیعصر، کارگران و ری به این نهر تخلیه می‌گردد. فاضلاب ۵۹ حمام، قنادی‌ها، رستوران‌ها، تعمیرگاه-های ماشین و اماکن عمومی و خصوصی، همچنین فاضلاب بیمارستان خزانه به نهر فیروزآباد تخلیه می‌گردد (مهندسین مشاور عمران محیط زیست، ۱۳۸۷).

الف-۲) فاضلاب‌های صنعتی

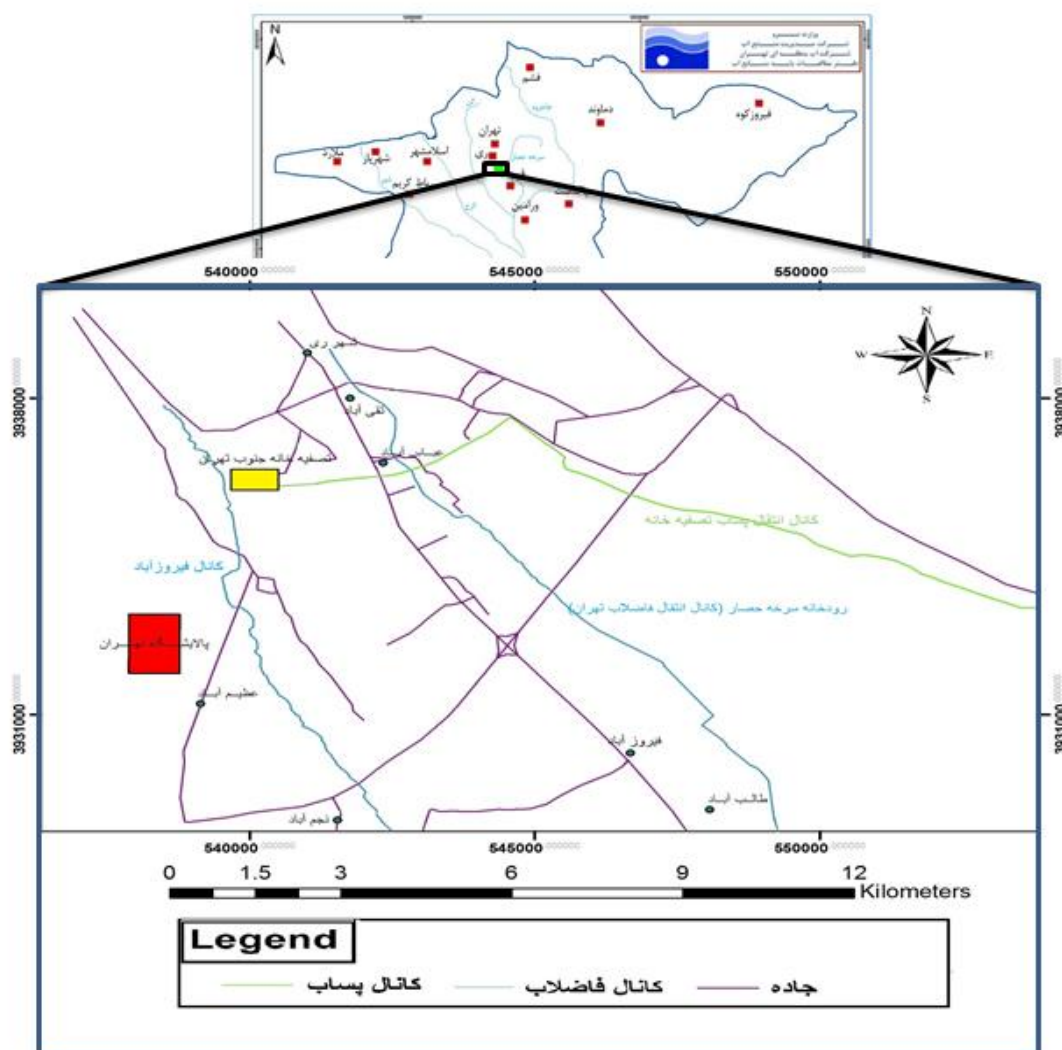
۱۹ واحد دباغی، ۵ واحد چرم سازی، ۸ واحد نساجی شامل ۳ واحد رنگرزی و ۵ واحد ریسندگی و بافندگی، ۲ واحد قالیشویی و صنایع متفرقه جنبی دیگر نظیر کارخانه‌ها سنگ‌بری و ... به تعداد ۸ واحد را می‌توان از جمله صنایع متمرکز در اطراف این نهر نام برد. فاضلاب واحدهای زهتابی، کشتارگاه تهران و کارخانه روغن نباتی ورامین شماره ۲، به این نهر وارد شده و بدین ترتیب قسمت عمده فاضلاب صنعتی شهر تهران مربوط به واحدهای صنعتی حاشیه این نهر می‌باشد (مهندسین مشاور عمران محیط زیست، ۱۳۸۷).

الف-۳) مواد زائد جامد

یکی دیگر از منابع آلاینده این نهر مواد زائد جامد منازل و زباله مغازه‌ها، اماکن عمومی و واحدهای کارگاهی نظیر تراشکاری‌ها، تعمیرگاه‌ها، تعویض روغن و پنچرگیری‌ها مجاور این نهر می‌باشد که در اثر تخلیه به آن باعث آلودگی منابع آبی نهر می‌گردد (مهندسین مشاور عمران محیط زیست، ۱۳۸۷).

ب) نهر سرخه‌حصار (کانال انتقال فاضلاب شهر تهران)

آب جاری در این نهر مانند فیروزآباد، مجموعه‌ای از فاضلاب‌های خانگی، صنعتی و واحدهای تولید منفرد موجود در حاشیه و حتی نقاط دورتر از آن است که توسط کانال‌های فرعی به نهر هدایت می‌گردند (مهندسین مشاور رویان، ۱۳۷۸). در شکل ۱-۵ الگوی زهکشی به‌همراه رودخانه‌ها و کانال-های انتقال فاضلاب در محدوده مورد مطالعه نشان داده شده است.



شکل ۱-۵- الگوی زهکشی منطقه‌ی مورد مطالعه

۱-۱۰- ضرورت انجام تحقیق

کشور ایران به علت قرارگیری در یک اقلیم به نسبت خشک همواره با کمبود آب روبه‌رو بوده است. از سویی دیگر توسعه شهرنشینی و کشاورزی و همچنین مدیریت نامناسب منابع آب موجب شده تا همه ساله بخش قابل توجهی از آب به علت تغییر کیفیت به‌صورت پساب یا فاضلاب از چرخه مصرف خارج شود. این پساب‌ها و فاضلاب‌ها به طور معمول دارای مقادیر قابل توجهی از عناصر مغذی مانند پتاسیم، منیزیم، منگنز، آهن و روی هستند و بدین علت در بسیاری از مناطق خشک و نیمه-خشک به عنوان یک منبع آب غیرمتعارف برای آبیاری زمین‌های کشاورزی مورد استفاده قرار می-گیرد.

گیرند. تصفیه فاضلاب خام مستلزم صرف هزینه بسیاری است که بسیاری از کشورهای جهان، از جمله کشورهای در حال توسعه (مانند ایران) توانایی سرمایه‌گذاری کافی در این زمینه را ندارند. بنابر گزارش‌های موجود، از میزان ۳/۹ میلیارد متر مکعب فاضلاب شهری در کشور ما تنها ۹ درصد فاضلاب‌ها تصفیه شده و بقیه بدون تصفیه وارد محیط می‌شوند (رزاقی و همکاران، ۱۳۹۲). فاضلاب‌های تصفیه نشده علاوه بر داشتن عناصر مغذی می‌توانند طیف وسیعی از آلاینده‌های فلزی، بیولوژیک (انگلی) را وارد محیط خاک و در نتیجه گیاهان نمایند. استفاده مداوم از فاضلاب‌های تصفیه نشده در طولانی مدت، باعث تمرکز بیش از حد آلاینده‌ها (حتی تا غلظت‌های سمی) و تغییر در مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک می‌شود (Qishlaqi et al. 2008).

شهر تهران به ویژه در نواحی جنوبی و حومه آن از پساب و فاضلاب خانگی و شهری (خام و تصفیه شده) برای آبیاری زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود. بنا به گزارش سازمان حفاظت محیط زیست، از سال ۱۳۵۲ تا ۱۳۸۸، اراضی کشاورزی جنوب استان تهران با فاضلاب خام آبیاری می‌شدند. به نظر می‌رسد پس از راه اندازی فاز تصفیه‌خانه جنوب تهران در سال ۱۳۸۸ از پساب این تصفیه‌خانه نیز برای آبیاری زمین‌های کشاورزی مجاور استفاده می‌شود. استفاده طولانی مدت از فاضلاب برای آبیاری زمین‌های کشاورزی این مناطق می‌تواند باعث آلودگی خاک و تغییر کیفیت آن شود و بدین علت انجام یک پژوهش برای ارزیابی این اثرات در منطقه مورد مطالعه ضروری به نظر می‌رسد.

۱۱-۱- اهداف تحقیق

۱- تعیین برخی از مهمترین پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک (شامل میزان ماده آلی، بافت و

pH) در زمین‌های آبیاری شده با فاضلاب، پساب و آب زیرزمینی

۲- اندازه‌گیری غلظت عناصر (Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, As, Cd) در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه

۳- بررسی ویژگی‌های هیدروشیمیایی (شامل EC, pH, TDS، غلظت یون‌های اصلی و فلزات

سنگین) آب‌های مورد استفاده برای آبیاری زمین‌های کشاورزی

۴. مقایسه آلودگی خاک‌های کشاورزی آبیاری شده با فاضلاب با خاک‌های آبیاری شده با پساب

و آب زیرزمینی

۵. مقایسه غلظت فلزات بدست آمده با مقادیر مجاز آن‌ها در خاک و تعیین شدت آلودگی از

طریق محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی

۱-۱۲- روش انجام تحقیق

الف). گردآوری اطلاعات لازم و منابع مطالعاتی مورد نیاز

ب). بازدید از منطقه و نمونه‌برداری از خاک و آب

ج). اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و آنالیز شیمیایی نمونه‌ها (فاضلاب، خاک)

د). تجزیه و تحلیل داده‌های بدست آمده

ه). نگارش و تدوین پایان‌نامه

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

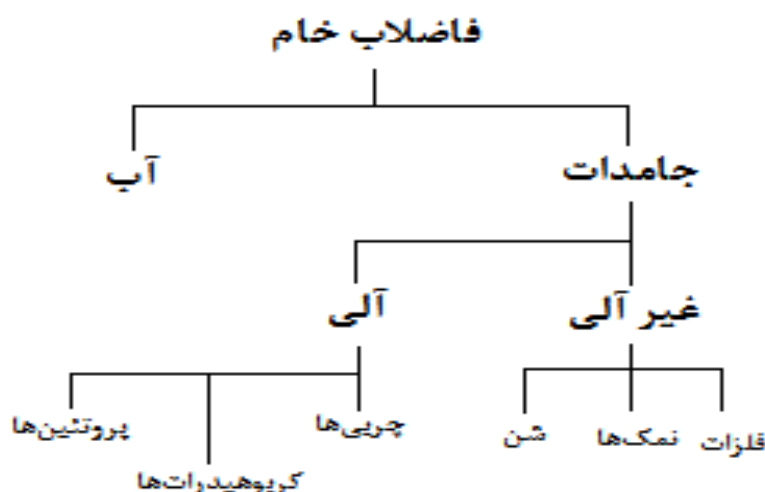
۲-۱- مقدمه

رشد فزاینده جمعیت در کشورها و نیازی که به ارتقاء سطح بهداشت عمومی و کشاورزی و صنعتی احساس می‌گردد، باعث پیدایش محدودیت‌هایی در منابع آبی گردیده است (حسینیان، ۱۳۸۱). در بسیاری از کشورهای خشک و نیمه‌خشک منابع آب به‌طور فزاینده‌ای در حال کمیاب شدن است و همین امر مدیران را واداشته است که در اندیشه فراهم کردن منابع آب جدید باشند، منابعی که هم اقتصادی باشند و هم در توسعه کشاورزی مؤثر باشند (سیاهی، ۱۳۸۰).

توزیع غیریکنواخت منابع آب در دنیا به ویژه مناطق خشک و نیمه‌خشک، استفاده از پساب را به عنوان یکی از راه‌های مؤثر در این مناطق مطرح می‌نماید. استفاده مجدد از پساب، موجب تأمین منابع آب کمکی در این‌گونه مناطق شده و در نتیجه باعث تعادل چرخه هیدرولوژی و حفاظت از محیط می‌شود (مهندسین مشاور یکم، مطالعات آبیاری و زهکشی، ۱۳۸۴). بهره‌برداری صحیح از فاضلاب شهری، مشکل آلودگی آب‌های سطحی را برطرف می‌کند و نه تنها باعث حفظ منابع آب می‌گردد بلکه به علت وجود مواد و عناصر غذایی در آن، برای رشد گیاهان بسیار سودمند است. وجود این پساب‌ها در نزدیکی مراکز شهری، امکان افزایش محصول‌های کشاورزی، در اطراف این مناطق را فراهم می‌سازد. همچنین وجود نیتروژن و فسفر در فاضلاب، به حذف یا کاهش کودهای تجارتي مورد نیاز محصول‌های کشاورزی می‌انجامد (Arceivala, 1981). با این حال استفاده غیر اصولی و بیش از حد از انواع فاضلاب‌های تصفیه نشده یا پساب‌ها باعث آلودگی محیط‌های دریافت‌کننده به ویژه محیط خاک می‌شود. ورود انواع آلاینده‌های فلزی و غیرفلزی و عوامل بیولوژیک از جمله اثرات سوء استفاده از فاضلاب‌ها و یا پساب‌های تصفیه نشده است که این مسأله می‌باید در مدیریت منابع آب غیرمتعارف مد نظر قرار گیرد.

۲-۲- تعریف فاضلاب

آب‌های آلوده ناشی از فعالیت‌های انسانی از جمله پساب کارخانه‌ها و تأسیسات صنعتی و تجاری، پساب حاصل از زهاب‌های کشاورزی و پساب‌های خانگی را که باید دفع شود یا به‌عبارتی دیگر، آب‌های زاید را که قابلیت استفاده مجدد را داشته باشند، فاضلاب می‌نامند. از نظر ترکیبی ۹۹/۹ درصد فاضلاب را آب و حدود ۱٪ درصد آن را ناخالصی‌ها و مواد آلاینده تشکیل می‌دهد (دانشور، ۱۳۸۸). ترکیبات فاضلاب‌ها را آنزیم‌ها، پروتئین‌ها، عوامل بیماری‌زا، نمک‌ها، فلزات و عناصر، ترکیبات سمی آلی، عناصر غذایی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم)، مواد آلی، مواد جامد معلق تشکیل می‌دهند که هر کدام اثراتی را بر محیط دریافت کننده دارند (WHO, 2006). از این‌رو است که جمع‌آوری، تصفیه و استفاده مجدد از آن‌ها به عنوان یک منبع آبی در مناطق وسیعی از جهان به ویژه در مناطق خشک و کم‌آب مورد توجه قرار دارد (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰). شکل (۱-۲)، نمایش نموداری از ماهیت فاضلاب و مواد آلاینده موجود در فاضلاب را نشان می‌دهد (دانشور، ۱۳۸۸). وجود هر یک از این آلاینده‌ها و غلظت آن‌ها بستگی به نوع و ماهیت فاضلاب دارد.



شکل ۱-۲- ترکیب‌های فاضلاب (دانشور، ۱۳۸۸)

در میان انواع فاضلاب، فاضلاب‌های شهری و خانگی با ترکیبی مشتمل بر آب و مخلوطی از مواد آلی، معدنی و گازها جزء آب‌های نامتعارف و یا آب‌هایی باکیفیت پایین به‌شمار می‌آیند. کیفیت و خصوصیات فیزیکی شیمیایی آن‌ها موجب می‌شود تا مدیریتی ویژه برای استفاده از این آب‌ها موردنیاز باشد که برای آب‌های باکیفیت مناسب لازم نیست (Feigin and Shalheve, 1991).

فاضلاب‌ها به طور کلی دارای ماهیت آلی هستند و شامل مواد مغذی (کربن، نیتروژن و فسفر) هستند که می‌تواند سبب تحریک رشد گیاهان شود (Arceivala, 1981). همچنین از مواد معدنی موجود در فاضلاب می‌توان برخی از عناصر بالقوه سمی از جمله نیکل، آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، سرب، جیوه، روی و ... را نام برد که منشاء آن‌ها از مصارف خانگی و کارگاه‌های صنعتی می‌باشد (سیاهی، ۱۳۸۰).

۲-۳- انواع فاضلاب

فاضلاب‌ها از نظر منشاء تولید ممکن است خانگی، صنعتی، کشاورزی یا ترکیبی از آن‌ها باشند. از نظر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و از همه مهم‌تر قدرت آلاینده‌گی، فاضلاب‌ها به ۳ دسته ضعیف، متوسط و قوی تقسیم می‌گردند.

۲-۳-۱- فاضلاب‌های شهری و خانگی

فاضلاب‌های خانگی خالص از فاضلاب دستگاه‌های بهداشتی خانه‌ها مانند: توالت‌ها، دستشویی‌ها، حمام‌ها، ماشین‌های لباسشویی و ظرفشویی، پساب آشپزخانه‌ها و یا فاضلاب بدست آمده از شستشوی قسمت‌های گوناگون خانه تشکیل شده‌اند (منزوی، ۱۳۷۲). در این پساب‌ها انواع موجودات ریز، میکروبی، ویروس‌ها و چند نوع مواد شیمیایی خاص وجود دارد که عمده‌ترین آن آمونیاک و نیز مقداری اوره است. این فاضلاب‌ها باید از مسیرهای سر بسته به محل تصفیه هدایت گردند. جهت خنثی‌سازی محیط قلیایی این فاضلاب‌ها که محیط مناسب برای رشد و نمو میکروب‌ها است، از کلر

استفاده می‌شود. این فاضلاب‌ها همچنین دارای آلاینده‌های بیولوژیکی و آلاینده‌های شیمیایی هستند، آلاینده‌های بیولوژیکی از دفع پساب‌های بیمارستانی و مراکز بهداشتی شهری ناشی می‌شوند، و آلاینده‌های شیمیایی بیشتر از مواد شوینده هستند که باعث ایجاد کف بر روی پساب می‌شوند (منزوی، ۱۳۷۸).

۲-۳-۲- فاضلاب‌های کشاورزی

فاضلاب‌های کشاورزی آب‌های برگشتی حاصل از آبیاری اراضی زراعی هستند که به‌صورت زه-کشی سطحی یا زیرزمینی تولید می‌شود و مهم‌ترین اجزاء تشکیل دهنده آن‌ها شامل یون‌های ویژه (سدیم، کلر و بر) و عناصر مغذی (نیتروژن، فسفر، پتاسیم (N.P.K))، سموم و آفت‌کش‌ها است (مهردادی و همکاران، ۱۳۸۰).

فاضلاب‌های کشاورزی حاوی فلزات سنگین با غلظت بالا هستند در صورت تجمع در خاک، کاهش تولید محصول را به همراه خواهند داشت. اگر آبیاری با این نوع آب ادامه یابد، خاک به شدت آلوده می‌شود و این امر ممکن است باعث عدم تولید محصول و یا تولید محصولی گردد که قابل استفاده نیست. ۸۵٪ فلزات سنگین موجود در زهاب‌های کشاورزی، در سطح خاک تجمع می‌یابند و باعث اثرات سوء روی گیاهان می‌شوند (سیاهی، ۱۳۸۰). اهمیت زهاب‌های کشاورزی، در حجم قابل توجه و غیرمتمرکز بودن این منابع می‌باشد. بخش قابل توجه آب آبیاری به مصرف واقعی گیاه نرسیده و در نهایت به‌صورت زهاب خارج می‌شود. زهاب‌های کشاورزی با توجه به حجم قابل توجه آن‌ها، مهم‌ترین منابع آب‌های برگشتی را شامل می‌شوند. از کل حجم پساب‌های صنعتی، خانگی و کشاورزی که وارد سامانه آب‌های زیرزمینی می‌شوند، ۸۷٪ آن به زهاب کشاورزی، ۱۱٪ به پساب‌های خانگی و ۲٪ به پساب‌های صنعتی اختصاص دارد. حجم بالای زهاب کشاورزی، اهمیت این بخش را مشخص می‌کند (Henze et al. 2010).

۲-۳-۳- فاضلاب‌های صنعتی

هر نوع ماده زائد مایع حاصل از فعالیتهای واحدهای صنعتی را فاضلاب گویند. خواص فاضلاب-های صنعتی و پساب کارخانه‌ها به‌طور کامل بستگی به نوع فراورده‌ی کارخانه دارد (منزوی، ۱۳۷۲). این نوع فاضلاب‌ها وقتی وارد آب‌های سطحی می‌شوند، به دلیل وجود انواع مواد شیمیایی، باکتری‌ها، قارچ‌ها و مواد دیگر باعث آلودگی آب و مرگ آبزیان می‌گردند (اسکندری، ۱۳۹۰). از مهم‌ترین عناصر موجود در این نوع فاضلاب‌ها می‌توان به آرسنیک، سرب، کادمیم و جیوه اشاره نمود. این مواد از طریق پساب کارخانه‌ها تهیه کاغذ، پلاستیک، مواد دفع آفات نباتی و استخراج معادن وارد آب‌های جاری و محیط زیست می‌شوند. به عنوان نمونه، مهم‌ترین مشخصات کیفی پساب صنایع مختلف در جدول (۱-۲) ارائه شده است. همان‌طوری که مشاهده می‌شود، استفاده از این منابع به دلیل دارا بودن ترکیب‌های شیمیایی و آلی قابل توجه، نیاز به ملاحظات کیفی و زیست محیطی شدیدتری در مقایسه با زهاب‌های کشاورزی و همچنین پساب‌های خانگی دارد (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰).

جدول ۱-۲- مقایسه میانگین کیفیت فاضلاب صنایع غذایی، شیمیایی با استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰)

پارامترهای اصلی	واحد	صنایع غذایی	صنایع شیمیایی						استانداردهای تخلیه		
			صنایع دارویی	صنایع آرایشی - بهداشتی	صنایع رنگ‌سازی	صنایع کاغذ سازی			آب‌های سطحی	آب‌های زیرزمینی	زلالی
						کارتن سازی	با کاغذ بطله	کاغذ سازی	مقوا سازی با کاغذ باطله		
pH		۸/۷	۶/۵	۱۰/۳	۸/۳	۱۰/۳	۶/۸	۷/۴	۸/۵-۶/۵	۹-۵	۸/۵-۶
TSS	گرم در لیتر	۴۷۳	۳۱۵	۱۳۷۵	۲۰۸۳	۴۷۹۸۰	۳۹۳۸	۵۶۸	۴۰	-	۱۰۰
BOD		۱۴۱۲	۳۰۰	-	۳۷۹	۳۶۷۵۰	۹۲۰	۱۵۸	۵۰	۵۰	۱۰۰
COD		۱۴۹۴	۵۸۰	۱۱۷۶	۷۹۰۰	۹۴۱۶۰	۳۳۳۳	۵۰۴	۱۰۰	۱۰۰	۲۰۰

۲-۳-۴- فاضلاب‌های سطحی (رواناب‌های سطحی)

فاضلاب‌های سطحی ناشی از بارندگی، ذوب یخ‌ها و برف‌های نقاط مرتفع هستند. این فاضلاب‌ها به علت جریان یافتن آب در سطح زمین و تماس با زباله‌ها و آلودگی‌های روی زمین و شستن سطح خیابان‌ها و پشت بام‌ها، آلوده شده و مقداری مواد آلی و معدنی در آن‌ها وجود دارد. از این رو در شروع بارندگی درجه‌ی آلودگی فاضلاب‌های سطحی زیاد و پس از پاک شدن سطح زمین، از مقدار آلودگی آن‌ها کاسته می‌شود (منزوی، ۱۳۷۲). بیشترین قسمت مواد جامد فاضلاب‌های سطحی را پسماندهای مواد غذایی، شن، ماسه، ذرات گیاهی و مواد نفتی تشکیل می‌دهند. به‌طور معمول این نوع فاضلاب‌ها با فاضلاب‌های خانگی و صنعتی مخلوط نمی‌شوند، چون حجم فاضلابی برای تصفیه وارد تصفیه‌خانه‌ها می‌شود را افزایش می‌دهند و این امر هزینه تاسیسات اولیه و مراحل تصفیه را بالا می‌برد (اسکندری، ۱۳۹۰).

۲-۴- کمیت و کیفیت فاضلاب خام و تصفیه شده

کمیت فاضلاب‌های خام متأثر از پارامترهایی مانند میزان آب مصرفی، شرایط آب و هوایی حاکم بر منطقه، نوسانات تولید (نوسانات ساعتی، روزانه و فصلی)، میزان نشت آب‌ها، شرایط اقتصادی- اجتماعی و فرهنگی جامعه، ضریب بهره‌برداری از شبکه جمع‌آوری و مجزا یا مختلط بودن سامانه جمع‌آوری و کیفیت پساب خروجی از تصفیه‌خانه‌ها نیز بر حسب مبانی و فرایند تصفیه متغیر خواهد بود. در شبکه‌های جمع‌آوری مشترک، کیفیت فاضلاب خام شهری و پساب خروجی از تصفیه‌خانه در نتیجه اختلاط آب باران و پساب‌های صنعتی با تغییرات شدید همراه خواهد بود، به‌طوری‌که به‌منظور پیشگیری از بروز اثرات بازدارنده عوامل مزاحم مانند فلزات سنگین، دترجنت‌ها، شوینده‌های و ترکیبات آلی حلقوی بر روند تصفیه زیستی، واحدهای صنعتی ملزم به پیش‌بینی تاسیسات پیش تصفیه و هدایت پساب خروجی از تاسیسات مذکور به شبکه فاضلاب شهری می‌باشند (دانشور، ۱۳۸۸).

از لحاظ کمی اجزای تشکیل دهنده فاضلاب بسته به درصد و نوع مواد زاید صنعتی موجود و مقدار آن در درون سیستم جمع‌آوری به میزان قابل ملاحظه‌ای متغیر است. ترکیب فاضلاب گرفته شده از یک سیستم جمع‌آوری مطابق با فصل ممکن است به میزان اندکی تغییر نماید. مهم‌ترین اجزای تشکیل دهنده فاضلاب به‌طور معمول عبارتند از جامدات معلق، مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی و عوامل بیماری‌زا. جامدات معلق از لحاظ ماهیت به‌طور عمده جزء مواد آلی هستند و بعضی از اجزائی که در فاضلاب بیشتر مورد توجه هستند را تشکیل می‌دهند (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۱).

۲-۵- بررسی قابلیت استفاده از پساب خروجی تصفیه شده در مصارف مختلف

امکان سنجی کاربرد پساب‌ها و آب‌های برگشتی در مصارف مختلف و تعیین محدودیت‌های کیفی مربوط، یکی از ابعاد با اهمیت در برنامه‌ریزی بهره‌برداری از این منابع محسوب می‌شود. در این بخش با شناختی که در بخش‌های قبلی از کمیت و کیفیت پساب‌ها و آب‌های برگشتی حاصل شده، به اختصار قابلیت مصارف مختلف این منابع در مصارف مورد نظر بیان می‌گردد (حسینیان، ۱۳۸۱).

دو انگیزه اصلی جهانی استفاده دوباره از آب عبارتند از کمبود و یا نبود آب و استفاده از سود حاصل از این استفاده دوباره است. استفاده مستقیم از فاضلاب خام به علت نبود و کمبود تاسیسات جمع‌آوری و تصفیه است (که باعث تخلیه به نه‌رها و مسیل‌ها شده) و در صورت نبود آب سالم و بهداشتی، در پایین دست‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد (رازقی و همکاران، ۱۳۹۲).

پساب از فاضلاب‌های خانگی، صنعتی و آب‌های سطحی منشاء می‌گیرد و در کشاورزی به عنوان یک روش جهانی آبیاری کاربرد دارد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که تقریباً در ۵۰ کشور جهت تأمین آب آبیاری حداقل ۲۰ میلیون هکتار از اراضی کشاورزی از پساب‌ها استفاده می‌شود (Mahmood, 2006). در حال حاضر، در کشورهای در حال توسعه حدود ۸۰ درصد از فاضلاب‌ها در آبیاری مورد استفاده قرار می‌گیرد که باعث شده امنیت غذایی این جوامع وابسته به این منبع آبی باشد (Cooper, 1991 ; Mara and Cairncross, 1989). ویژگی‌های پساب خانگی و صنعتی با هم متفاوت

است. به طور کلی، استفاده از پساب‌های خانگی در آبیاری برای محیط خطر کمتری نسبت به استفاده از فاضلاب‌های صنعتی دارد، چون در فاضلاب‌های صنعتی، مواد شیمیایی و فلزات سنگین و سمی بیشتری وجود دارد. در بعضی از کشورها فاضلاب‌های صنعتی در فاضلاب‌های خانگی تخلیه می‌شود که اثرات سوئی را برای خاک‌ها و محصولات کشاورزی به همراه دارد (WHO, 2006).

۲-۵-۱- استفاده از پساب در بخش کشاورزی

مصارف کشاورزی با توجه به حجم زیاد مورد نیاز، به عنوان یکی از مصارف اصلی پساب‌ها و آب‌های برگشتی محسوب می‌شود. فاضلاب‌هایی که برای استفاده در آبیاری بیشتر مناسب هستند، فاضلاب‌های خانگی و فاضلاب‌های صنایعی مانند صنایع غذایی (نوشابه‌سازی)، کاغذسازی و کود-شیمیایی و سایر صنایع دیگر می‌باشد (Arceivala, 1981). از بین منابع مختلف پساب‌ها و منابع برگشتی، فاضلاب‌های خانگی به خاطر حجم زیاد و کیفیت مناسب‌تر، بعد از طی مراحل تصفیه برای مصارف کشاورزی از اولویت بیشتری برخوردار می‌باشد. در استفاده از پساب‌های خانگی برای مصارف زراعی توجه به خواص بهداشتی از جمله کلی‌فرم، فکال کلی‌فرم و تخم انگل‌های نماتودی از اهمیت بالایی برخوردار بوده و از عوامل محدودیت‌زا در انتخاب الگوی کشت محسوب می‌شوند. در صورت استفاده از این پساب‌ها برای مصارف زراعی، توجه به غلظت فلزات سنگین، هدایت الکتریکی^{۱۱} (EC)، و حضور ترکیبات شیمیایی آلی و معدنی ضروری بوده و نیاز به رعایت ملاحظات زیست محیطی شدیدتری می‌دارد (فرداد و ناشر، ۱۳۸۸).

استفاده از فاضلاب سبب ایجاد تغییراتی در محیط می‌شود که می‌توان به افزایش ۲۰-۳۰

^{۱۱} -Electrical conductivity

درصدی مواد آلی در خاک، افزایش ۲-۳ واحدی pH، افزایش ^۱CEC خاک، تجمع فلزات سنگین در خاک‌های سطحی و در نهایت آلودگی گیاهان اشاره کرد (Qishlaqi et al. 2008).

مدیریت مناسب برای استفاده از فاضلاب می‌تواند باعث کاهش هزینه‌های کودهای شیمیایی و دسترسی آسان کشاورزان بر این منبع غنی از مواد مغذی گردد (Sala and Serra.2004).

۲-۵-۲- استفاده از فاضلاب در بخش صنعت

با توجه به استانداردهای زیست‌محیطی، امکان استفاده مجدد از پساب‌های شهری، صنعتی و زهاب‌های کشاورزی در گروه‌های مختلف صنعتی وجود دارد. در این زمینه گروه‌های صنعتی به‌واسطه نیاز به آب با کیفیت بهتر در مقایسه با سایر صنایع در استفاده از پساب‌ها و آب‌های برگشتی با محدودیت‌های کیفی به ویژه سختی، غلظت کل جامدات محلول^۲ (TDS) و مواد معلق روبه‌رو هستند. این عوامل استفاده از پساب‌های شهری، صنعتی و زهاب‌های کشاورزی را با محدودیت مواجه می‌سازد (Henze et al. 2010).

برای انتخاب مهم‌ترین شاخص‌های آب صنعتی باید به پارامترهایی توجه کرد که برای اکثر مصارف آب صنعتی ایجاد حساسیت می‌کنند و غلظت‌های بیش از استاندارد آن‌ها سبب آسیب‌های جزئی تا عمده به تجهیزات و سازه‌های کارخانه‌ها شده و باعث ایجاد کیفیت نامطلوب مواد تولید شده می‌شود. مهم‌ترین ناخالصی‌های موجود در آب، تأثیر و روش حذف آن‌ها در صنایع در جدول ۲-۳ آورده شده است (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰).

فاضلاب‌های صنعتی با توجه به دارا بودن فلزات سنگین، و نیز ترکیبات شیمیایی آلی و معدنی، در صورت استفاده در آبیاری باعث پیامدهای زیست محیطی از جمله تجمع فلزات در خاک و گیاهان خواهند شد. در این زمینه تنها استفاده از فاضلاب صنایع فاقد آلاینده‌های فلزی، مواد شیمیایی آلی و

۱. ظرفیت تبادل کاتیونی

2. Total dissolved solids

معدنی محلول و ... امکان‌پذیر است (رزاقی و همکاران، ۱۳۹۲).

جدول ۲-۳- مهم‌ترین ناخالصی‌های موجود در آب، تأثیر و روش حذف آن‌ها (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰).

ناخالصی	تأثیر و روش حذف
کدورت	کدورت باعث ایجاد منظره نامناسب و زشت برای آب، رسوب در داخل لوله‌ها و کانال‌های ارتباطی و تأثیر منفی بر روی روش‌های تصفیه می‌شود. انعقاد، ته‌نشینی و صاف کردن بهترین روش‌های حذف کدورت هستند.
رنگ	باعث ایجاد کف در دیگ‌های بخار شده و از ترکیب فسفات توسط اکسیدهای آهن جلوگیری می‌کند. در بعضی موارد رنگ بر روی محصول نهایی صنعت از جمله در صنایع تولید کاغذ و پارچه باقی می‌ماند. رنگ را می‌توان توسط فرایندهای انعقاد و ته‌نشینی، صاف کردن و یا با استفاده از کربن فعال حذف نمود.
سختی	سختی یکی از عوامل مهم ایجاد رسوب در تبادلات کننده‌های حرارتی و دیگ‌های بخار است. همچنین می‌تواند در صنایع واحد رنگرزی نیز تأثیرات منفی ایجاد نماید. آب سخت را می‌توان از طریق گوناگونی چون تبادل کننده‌های یونی و انعقاد سبک نمود.
قلیائیت	مهم‌ترین تأثیر قلیائیت، تولید گاز CO_2 به دلیل تجزیه به کربنات و بیکربنات است. دی‌اکسید کربن یکی از گازهای خورنده در آب صنعتی محسوب می‌شود. از روش‌های کاهش سختی برای کاهش قلیائیت نیز استفاده می‌شود.
اسیدهای معدنی	اسیدها و با گازهایی که در آب ایجاد اسید می‌کنند، باعث خوردگی تاسیسات می‌شوند. راه حذف اسیدهای معدنی خنثی‌سازی با مواد قلیائی است.
pH	pH با ایجاد محیط اسیدی و یا قلیائی باعث بر هم خوردن تعادل محیط و ایجاد خوردگی می‌شود. خنثی‌سازی با ترکیبات قلیائی و یا اسیدی می‌تواند در توازن pH آب مؤثر باشد.
سولفات	سولفات در آب باعث بالا رفتن املاح کلسیم و منیزیم و در نتیجه باعث افزایش سختی می‌شود.
سیلیس	باعث رسوب در دیگ‌های بخار و لوله‌های سردکننده و سایر تاسیسات صنایع می‌شود. سیلیس را می‌توان از طریق انعقاد حذف نمود.
آهن و منگنز	باعث ایجاد رنگ شده و در نتیجه مشکلات ناشی از آن را به دنبال دارد. از سوی دیگر رسوب آهن و منگنز در لوله‌ها و تاسیسات باعث گرفتگی می‌گردد. آهن و منگنز از طریق فرایندهای هوادهی، انعقاد و ته‌نشینی، سبک کردن با آهک حذف می‌شود.
اکسیژن	اکسیژن نیز مانند گازهای دیگر موجود در آب باعث ایجاد خوردگی لوله‌ها و تاسیسات در صنایع می‌شود. با ایجاد خلاء و با استفاده از سولفیت مس می‌توان اکسیژن اضافی منبع آب را کاهش داد.
آمونیاک	آمونیاک باعث ایجاد خوردگی در لوله‌های مسی و آلیاژهای روی می‌شود. فرایندهای هوادهی و کلرزی می‌تواند آمونیاک را حذف نماید.
سولفید و هیدروژن	سولفید هیدروژن باعث ایجاد بوی تعفن و همچنین خوردگی می‌شود. هوادهی و کلرزی می‌تواند به طور مؤثری این گاز را کاهش دهد.

۲-۵-۳- استفاده از پساب در تغذیه آبخوان‌ها

بهره‌برداری از پساب‌ها و آب‌های برگشتی، به‌ویژه در فصول غیرزراعی از اهمیت خاصی در تغذیه مصنوعی آبخوان‌ها برخوردار است. در استفاده از این منابع برای تغذیه مصنوعی توجه به کیفیت آب، به‌ویژه ترکیبات محلول از جمله نیترات و سموم از اهمیت خاصی برخوردار است. این ترکیبات به واسطه انحلال‌پذیری در آب قادر به نفوذ به آبخوان‌ها هستند. مواد غیر محلول توسط لایه‌های خاک فیلتر شده و قادر به نفوذ به آبخوان نیستند. ذرات معلق دارای قابلیت ته‌نشینی از شاخص‌های مهم دیگری است که با ته‌نشینی و ایجاد گرفتگی در خلل و فرج خاک باعث کاهش کارایی این روش می‌گردد. در زمینه زهاب‌های کشاورزی مهم‌ترین عامل محدودیت‌زا، هدایت الکتریکی بالا، وجود فلزات سمی و علف‌کش‌ها و در درجه بعدی عناصر مغذی است. به همین دلیل استفاده از این منابع برای تغذیه مصنوعی در اولویت نبوده و در صورت الزام در استفاده، ملاحظات زیست محیطی شدید و پایش کیفی آبخوان از نظر غلظت عناصر مغذی، هدایت الکتریکی و سموم ضروری است (سیاهی، ۱۳۸۰).

در استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای تغذیه آب‌های زیرزمینی، برخلاف سایر روش‌های استفاده، طبقه‌بندی نوع مصرف امکان‌پذیر نیست، بلکه روش تغذیه آبخوان، تعیین کننده جنبه‌های مختلف استفاده خواهد بود.

اهداف تغذیه آب‌های زیرزمینی با استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه شده عبارتند از:

- تصفیه به منظور جلوگیری از ورود آب‌های شور به طبقات آبده ساحلی
- فراهم کردن فرصت تصفیه بیشتر برای استفاده مجدد در آینده
- تقویت طبقات آبده مربوط به آب‌های آشامیدنی یا غیرقابل آشامیدنی
- فراهم کردن یک منبع آب برای استفاده مجدد همراه با کنترل یا پیشگیری از نشست زمین

از جمله روش‌های مختلف استفاده از فاضلاب تصفیه شده در تغذیه آب‌های زیرزمینی می‌توان به روش‌هایی چون: پخش آب بر روی سطح زمین یا تراوش و نفوذ آب، روش چاه‌های تزریق فاضلاب

تصفیه نشده به ناحیه غیر اشباع، چاه‌های تزریق مستقیم فاضلاب تصفیه‌شده به ناحیه اشباع و نفوذ از طریق جریان‌های سطحی یا کناره‌های رودخانه که موجب افزایش میزان جریان آب می‌شود، اشاره کرد (Todd and Mays, 2005).

۲-۶- انواع تصفیه‌خانه‌ها

برای استفاده مجدد از فاضلاب در آبیاری و یا تخلیه در محیط زیست و منابع آبی، نیاز است فاضلاب به اندازه استانداردهای ارائه شده برای انواع مصارف (بر طبق نوع نیاز) تصفیه شود. تصفیه فاضلاب امکان بهره‌برداری از پساب را بدون ایجاد نگرانی از لحاظ بهداشتی و زیست‌محیطی، فراهم می‌آورد (Arceivala, 1981). تصفیه‌خانه‌ها و عملیات تصفیه در آن‌ها بر حسب نوع فاضلاب تولید شده متفاوت هستند و از عمده‌ترین آن، می‌توان به تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و تصفیه‌خانه‌های فاضلاب صنعتی اشاره کرد. خصوصیات فاضلاب‌های صنعتی و مقادیر آلاینده‌ها در آن‌ها، از یک صنعت تا صنعت دیگر بسیار متفاوت بوده و در بعضی از شرایط در بین واحدهای یک صنعت مشابه نیز از اختلاف زیادی برخوردارند (اسکندری، ۱۳۹۰). فاضلاب باید به گونه‌ای طراحی شود که پساب حاصل از لحاظ میکروبیولوژی، شیمیایی و فیزیکی مطابق استانداردهای موجود باشد. افزایش مصارف آب و به تبع آن تولید فاضلاب، ایجاب می‌نماید برای جلوگیری از گسترش مشکلات زیست محیطی و همچنین تأمین بخشی از آب موردنیاز در مصارف مختلف، از طریق بازچرخانی و استفاده مجدد از پساب‌ها و آب‌های برگشتی برنامه‌ریزی شود. بر این اساس شناخت وضعیت کمی و کیفی فاضلاب‌های شهری، صنعتی و زهاب کشاورزی، به عنوان پیش نیاز امکان‌سنجی استفاده مجدد از این منابع در شرایط حال و آینده ضروری می‌باشد (حسینیان، ۱۳۸۱).

۲-۶-۱- مراحل تصفیه آب

پالایش و تصفیه فاضلاب به صورت امروزی دارای سابقه تاریخی کوتاهی است. نخست از حدود یکصد سال پیش که رابطه بین اثر باکترها و میکروب‌های بیماری‌زا در واگیری و شیوه بیماری‌ها آشکار گشت، انسان به فکر پاک‌سازی آب‌های آلوده و فاضلاب‌ها افتاد. پرداختن و توجه به این فن از آن‌جا شروع شد که به تدریج برای جلوگیری از آلوده شدن منابع طبیعی آب و به ویژه رودخانه‌ها، ورود فاضلاب به این منابع ممنوع اعلام گردید. این جلوگیری‌ها نیاز به تصفیه فاضلاب و تکامل روش‌های آن را ایجاب نمود. با گذشت زمان و به ویژه پس از جنگ جهانی دوم و در پی توسعه شهرها و صنایع، خطر آلودگی محیط زیست و در نتیجه نیاز به تصفیه فاضلاب با شدت بی‌سابقه‌ای افزایش یافت و هم‌زمان با آن، روش‌های متعددی برای تصفیه فاضلاب پیشنهاد و به‌کار گرفته شد (رازقی و همکاران، ۱۳۹۲).

تصفیه فاضلاب شامل عملیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است که منجر به حذف محلول‌ها، مواد آلی و بعضی از مواد مغذی از فاضلاب می‌گردد که در ۳ مرحله تصفیه اولیه، ثانویه و سپس پیشرفته صورت می‌گیرد. در بعضی از کشورها نیز گندزدایی جهت حذف پاتوژن‌ها به عنوان آخرین مرحله تصفیه انجام می‌شود.

به‌طور کل تصفیه فاضلاب در ۳ مرحله یاد شده به شرح زیر انجام می‌شود:

مرحله مقدماتی: شامل تصفیه فیزیکی از قبیل آشغال‌گیری، ته‌نشینی و تجمع ذرات

مرحله ثانویه: شامل تصفیه زیستی از قبیل هوادهی و استفاده از باکتری‌های گوناگون موجود در

فاضلاب برای تصفیه آن

مرحله نهایی (پیشرفته) یا مرحله سوم تصفیه: شامل زلال‌سازی و کلرزنی به همراه تصفیه‌های

تکمیلی شکل عمومی تصفیه فاضلاب در (جدول ۱-۴) نشان داده شده است

(توکلی و همکاران، ۱۳۹۰).

قرار دادن واحد گندزدایی در بخش زیستی بدان معناست که گندزدایی جزء روش‌های تصفیه

زیستی محسوب می‌شود. با توجه به این که واحد گندزدایی از نظر زمانی و مکانی بعد از خروجی پساب از بخش تصفیه زیستی یا ثانویه قرار می‌گیرد، در این گروه قرار گرفته است. بسته به اجزا و فرایندهای مورد استفاده در تصفیه‌خانه، پساب خروجی باید ضدعفونی شود.

پساب ممکن است فقط مراحل اولیه تصفیه را طی کند، یعنی آشغال‌گیری، ته‌نشینی اولیه و ضدعفونی و یا این که علاوه بر مرحله اولیه با یکی از روش‌های زیستی نیز مراحل تصفیه تکمیل شود و سپس پساب خروجی تصفیه گردد. به‌طور خلاصه در کشور ما آخرین مرحله از تصفیه‌خانه به‌طور معمول مرحله ثانویه و یا تصفیه زیستی است و پساب خروجی از این واحد ضدعفونی می‌گردد. تصفیه پیشرفته و یا تکمیلی شامل فرایندی است که برای حذف مواد، عناصر یا ترکیباتی به کار می‌رود که روش‌های متعارف تصفیه در حذف آن‌ها بی‌تأثیر بوده یا اثر ناچیزی دارند. این ترکیبات شامل آمونیاک، نیتрат، فسفات، سولفات، کلسیم و منیزیم، کلرید، جیوه، ترکیبات فنلی و دترجیت‌ها است (Henze et al. 2010).

جدول ۱-۴: دیاگرام عمومی و کلی تصفیه فاضلاب (توکلی و همکاران، ۱۳۹۰)

مقدماتی	اولیه	ثانویه	پیشرفته
<u>آشغال‌گیری</u> <u>آشغال‌خردکن</u> <u>شن‌گیرها</u>	<u>رسوب‌سازی</u> ⇓ <u>گندزدایی</u>	<u>فرایند کند</u> ✓ دریاچه تثبیت ✓ دریاچه هوادهی ⇐ ⇓ <u>گندزدایی</u> <u>فرایند تند</u> ✓ لجن فعال ✓ صافی چکنده ✓ تماس دهنده بیولوژیکی دوار ✓ برگه اکسیداسیون <u>رسوب‌سازی ثانویه</u> ⇓ <u>فرایند لجن</u>	<u>گند زدایی</u> <u>حذف نیتروژن</u> ✓ نیتریفیکاسیون ✓ دینیتریفیکاسیون ✓ انتخاب یون تبادل ✓ شکستن نقطه کلروشدن ✓ گرفتن گاز و مواد فرار <u>حذف فسفر</u> ✓ ته‌نشینی شیمیایی <u>حذف مواد معلق</u> ✓ انعقاد شیمیایی ✓ فیلتر کردن <u>حذف مواد آلی و فلزی</u> ✓ کربن فعال <u>حذف مواد محلول</u> ✓ اسمز معکوس ✓ الکترولیز ✓ تقطیر
		بیولوژیکی تثبیت لجن هضم بی‌آب کردن گریز از مرکز بستر خشک ⇓ <u>دفع نهایی</u>	
		غیربیولوژیکی تثبیت لجن غلیظ‌سازی بی‌آب کردن فیلتر گریز از مرکز ⇓ <u>دفع نهایی</u>	

۷-۲- بررسی اثرات زیست‌محیطی استفاده مجدد پساب و آب برگشتی

کشاورزان با استفاده از فاضلاب در آبیاری از مصرف بسیار زیاد کود رهایی می‌یابند و با تأمین عناصرهای غذایی مهمی هم چون نیتروژن و فسفر، که وجود آن‌ها در فاضلاب به کاهش مصرف کود-های تجاری موردنیاز محصولات کشاورزی منجر می‌شود، به تولید محصولات گیاهی کمک می‌کنند. آبیاری با فاضلاب و آب‌های برگشتی در خاک، باعث فراهم شدن مواد غذایی برای رشد گیاهان در خاک می‌گردد و غالباً از لحاظ اقتصادی نیز مقرون به صرفه خواهد بود. با این حال کاربرد پساب برای آبیاری خطراتی برای سلامتی و محیط به دنبال دارد (Crites and Tchobanoglous, 1998).

مهمترین و رایج‌ترین مشکل استفاده از فاضلاب، شور شدن خاک است (البته اگر زهکشی زمین مناسب نباشد، این مشکل حتی با آب چاه شیرین نیز رخ می‌دهد) شور شدن خاک نیز باعث پر شدن خلل و فرج و کانال‌های خاک می‌شود و باعث عدم تعادل و تبادل آب و هوا بین خاک و محیط بیرون می‌شود، و به تبع آن فرسایش خاک افزایش پیدا می‌یابد (WHO, 2006).

آبیاری با پساب (فاضلاب تصفیه شده) نیز منجر به افزایش فسفر در خاک‌های آبیاری شده می‌شود که اگر تکنولوژی تصفیه خوب نباشد در خاک ایجاد آلودگی می‌کند. شور شدن خاک همچنین باعث تجمع بور و سدیم در خاک می‌شود که باعث بالا رفتن SAR می‌شود. این نتایج در کوتاه مدت نمی‌توانند برای خاک تعیین کننده باشند (حسینیان، ۱۳۸۱).

۷-۲-۱- بررسی اثرات استفاده از پساب بر ویژگی‌های فیزیکی خاک

بقایای املاح، سموم و آفت‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و عناصر کمیاب در آب‌های برگشتی و زهاب‌ها و همچنین فلزات سنگین و مواد آلی در پساب‌های شهری و صنعتی در صورت استفاده غیرصحیح باعث تخریب ویژگی‌های فیزیکی خاک می‌شوند. مصرف آب شور با تاثیر منفی بر ویژگی‌های فیزیکی خاک موجب افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک، کاهش پایداری ساختمان خاکدانه‌ها و کاهش نفوذ آب به خاک و کاهش تولید محصول خواهد شد. افزایش قلیائیت خاک که ممکن است به

دلیل غلظت زیاد سدیم اتفاق بیافتد، در اثر افزایش سدیم قابل تبادل، کانی‌های رسی متورم و پراکنده گردیده و موجب تخریب ساختمان خاک و کاهش نفوذپذیری خاک می‌شوند (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۱). در استفاده از فاضلاب و پساب برای آبیاری، اغلب پاتوژن‌ها و تخم انگل‌های نماتودی، در چند سانتی‌متری اول خاک فیلتر می‌شوند. ویروس‌ها و کیست آمیب‌ها در مقایسه با باکتری‌ها با توجه به قدرت ماندگاری بالا، مدت زمان طولانی در خاک زنده می‌مانند. از میان آلودگی‌های شیمیایی، نیتрат یکی از فاکتورهای اصلی محسوب می‌شود. این ترکیب می‌تواند تا عمق زیادی همراه آب در خاک حرکت کرده و مخاطرات زیادی را در استفاده از منابع آب زیرزمینی به وجود آورد (فرداد و ناشر، ۱۳۸۸). پساب‌ها و آب‌های برگشتی به دلیل غنی بودن از عناصر مغذی و داشتن میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا در صورت استفاده غیراصولی، قادر به راهیابی به منابع آب سطحی و آلودگی آن‌ها و تشدید پدیده مغذی شدن خواهند بود. در این زمینه طراحی و در نظر گرفتن زهکش‌های مناسب ضروری می‌باشد. حضور ذرات معلق معدنی و آلی در فاضلاب‌های خام، پساب‌های تصفیه شده و حتی آب آبیاری معمولی، ممکن است باعث انسداد خلل و فرج خاک به ویژه در لایه‌های سطحی شود. این امر می‌تواند سبب کاهش شدت نفوذ آب به درون خاک و نقصان هدایت هیدرولیکی آن شود (رزاقی و همکاران، ۱۳۹۲).

۲-۷-۱-۱- اثر pH بر خاک

pH یک پارامتر ساده برای تعیین کیفیت آبیاری است که اسیدیته یا قلیایی بودن را نشان می‌دهد. دامنه طبیعی pH برای آب آبیاری بین ۶/۵ تا ۷/۴ است. خارج از این دامنه، نشان‌دهنده کیفیت بد آب می‌باشد (سیاهی، ۱۳۸۰).

آبیاری با پساب معمولاً باعث افزایش اسیدیته خاک می‌شود، علت افزایش pH خاک در اثر استفاده از پساب را می‌توان به بالا بودن غلظت بی‌کربنات در فاضلاب‌ها نسبت داد. اگرچه ظرفیت

بافری خاک‌ها اجازه تغییرات شدید pH را نمی‌دهد، ولی تغییرات جزئی و گذرا در pH خاک‌ها مشاهده می‌شود (Monte and Esousa, 1992).

گفته شده که pH اثر غیرمستقیم در ادامه حیات ویروس‌ها دارد که این اثر از طریق کنترل جذب ویروس‌ها روی ذرات خاک که یکی از عوامل ادامه حیات است، رخ می‌دهد. آزمایشات اخیر ثابت نموده که در محیط‌های مایع انواع پلی‌ویروس‌ها در pH ۳ و ۹ غیر فعال شده در حالی که میزان غیرفعال شدن در حوالی pH حدود ۷ کاهش می‌یابد (Henze et al. 2010). از آنجا که دسترس‌پذیری عناصر غذایی موردنیاز گیاه و همچنین انحلال‌پذیری بسیاری از عناصر و ترکیبات سمی به شرایط pH خاک بستگی دارد، تغییر این پارامتر می‌تواند جذب عناصر غذایی موردنیاز گیاه را کاهش داده و از این طریق و یا از طریق تأثیر بر دسترس‌پذیری عناصر و ترکیبات مسموم‌کننده، رشد گیاه و عملکرد آن را تحت تأثیر قرار دهد (Ayers and Westcot, 1985).

فاضلاب‌های خانگی خالص و تازه به‌طور معمول حالتی خنثی و یا متمایل به قلیایی دارند و تنها در اثر ماندن و گندیدگی، گازهای اسیدی نظیر سولفید هیدروژن تولید می‌کنند (منزوی، ۱۳۷۲).

۲-۷-۱-۲- اثر بر محتوای ماده آلی و ظرفیت نگهداری خاک

ماده آلی ازجمله اجزاء اصلی خاک‌ها است و میزان آن، بر عوامل و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأثیر می‌گذارد. ماده آلی نقش بسزایی در نگهداشت و تجمع فلزات و عناصر مغذی در خاک ایفا می‌کند (Kabata-pendias and Pendias, 2001).

با رسیدن مواد آلی موجود در آب غیرممتعارف به خاک، ترکیب‌های هیومیک خاک افزایش می‌یابد و در نتیجه توان جذب آب و فلزات آن بالا می‌رود و به موازات آن، فعالیت‌های بیولوژیکی خاک هم بیشتر می‌شود در این صورت میزان مواد آلی خاک می‌تواند به حدود ۵-۱/۵ درصد وزن خاک افزایش یابد (رازقی و همکاران، ۱۳۹۲).

اغلب ترکیب‌های آلی پساب با منشاء گیاهی، حیوانی و انسانی به‌سرعت در خاک تجزیه شده و

این عمل به طور کامل در شرایط (غرقابی ناپیوسته) به مراتب سریع تر و کامل تر (به دی اکسیدکربن، مواد معدنی و آب) از شرایط بی هوازی صورت می گیرد. حالت بی هوازی بیشتر در دوره های طولانی و پیوسته غرقابی رخ می دهد. از واکنش بین پروتئین ها و کربوهیدرات ها (سلولز و لیگنین) ترکیب های آلی غیرسمی و پایداری مثل اسید فولیک و اسید هومیک حاصل می شود (Henze et al. 2010).

اما اگر میزان BOD آب غیرمتعارف خیلی زیاد و همراه با میزان بالای نمک ها باشد، خطر گرفتگی منافذ خاک را به همراه خواهد داشت. میزان BOD در آب غیرمتعارف مورد استفاده کشاورزی، طبق معیارهای بسیاری از کشورها باید کمتر از ۲۰ میلی گرم در لیتر باشد (رازقی و همکاران، ۱۳۹۲).

۲-۷-۱-۳- اثر بر هدایت الکتریکی و شوری خاک

مقدار متوسط غلظت یون ها در خاک به غلظت یون مورد نظر در فاضلاب و بارندگی بستگی دارد. محصولاتی که در خاک های زراعی کشت می شوند، باید غلظتی که به وجود می آید را تحمل کنند. البته گیاهان علوفه ای به دلیل میزان تحمل بالا مشکلی ندارند (Arceivala, 1981).

برای نشان دادن یون های موجود در آب از هدایت الکتریکی استفاده می شود. هدایت الکتریکی به طور مستقیم با مجموع آنیون ها و یا کاتیون های حاصل از تجزیه مواد شیمیایی، و در حالت عمومی با کل نمک ها مرتبط است. هدایت الکتریکی پارامتری است که به طور معمول در دمای استاندارد ۲۵ درجه سانتی گراد اندازه گیری و بیان می شود. EC_w نشان دهنده هدایت الکتریکی آب و EC_e نشان دهنده هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک است و واحد اندازه گیری آن $\mu S/cm$ است (سیاهی، ۱۳۸۰).

نتایج تحقیقات ۲۰ ساله بر روی مزارعی که اطراف شهر پکن با پساب ها آبیاری شده بودند، شور شدن خاک را به میزان متوسط ۰/۱۶۶ درصد تأیید کرده است. این میزان افزایش شوری، تأثیر

چندانی در کیفیت خاک نداشته است (البته با این شرط که سایر عواملی که باعث شوری خاک می-شوند دخیل نباشند) (جیلی، ۱۳۷۸). مسئله شوری در رابطه با کیفیت آب در شرایطی به وجود می آید که میزان کل املاح موجود در آب آبیاری، بسیار زیاد بوده و منجر به تجمع نمک در ناحیه ریشه شود. هر گاه تجمع املاح در ناحیه ریشه زیاد باشد گیاه در جذب آب کافی از محلول شور خاک با اشکال روبه رو خواهد شد. این کاهش جذب آب به وسیله گیاه، سبب وقفه در رشد می شود و ممکن است به بروز علائمی که در ظاهر نظیر کم آبی هستند، مانند پژمردگی زودرس منجر شود (حسینیان، ۱۳۸۱).

مطالعه و بررسی های انجام شده توسط کامرون (Cameron, 1997) بر روی خاک های منطقه Moose Jaw در ایالت ساسکاچوان کانادا که از سال ۱۹۸۲ توسط پساب در مساحتی حدود ۱۲۰۰ هکتار آبیاری می گردد نشان داده است که شوری خاک به میزان قابل توجهی افزایش یافته است به طوری که میانگین EC خاک از $0.75 \frac{ds}{m}$ به $1.6 \frac{ds}{m}$ در سال ۱۹۹۷ رسیده است. افزایش شوری بیشتر در لایه یک متری سطحی خاک گزارش شده است. نتایج بررسی ها بر روی آب های زیرزمینی کم عمق در منطقه مذکور نیز دلالت بر افزایش غلظت های سدیم، کلر، سولفات و بی کربنات را داشته است. همچنین، مطالعات انجام گرفته در ارتباط با پروژه بزرگ دیگری که در Swift Current همان ایالت در سال ۱۹۷۸ در مساحتی حدود ۳۳۸ هکتار آغاز شد بیانگر آن است که در برخی نقاط شوری خاک افزایش معنی داری داشته است. در منطقه اخیر نیز غلظت کلر، سختی، سدیم، سولفات و منگنز در آب های زیرزمینی کم عمق افزایش نشان داده است (Cameron, 1997).

۲-۷-۱-۴- اثر بر وزن مخصوص خاک

با توجه به سبک بودن مواد موجود در فاضلاب و نیز وجود برخی گازهای محلول در آن، وزن مخصوص فاضلاب کمی کمتر از وزن مخصوص آب است و به حدود ۹۹٪ تن بر متر مکعب می رسد در عمل به طور معمول وزن مخصوص فاضلاب برابر مخصوص آب فرض می شود (منزوی، ۱۳۷۸) بنابراین استفاده از فاضلاب اثر چندانی بر افزایش وزن مخصوص خاک نخواهد داشت.

۲-۷-۱-۵- اثر بر غلظت فلزات سنگین در خاک و گیاهان

فلزات سنگین از نیمه عمر زیستی بالایی برخوردار بوده و با تجمع در خاک و انتقال به زنجیره غذایی، بعد از ورود به بدن در بافت‌های نرم از جمله کلیه و کبد ذخیره می‌گردند. بعضی از این فلزات از جمله کادمیوم، باریوم، نیکل و کبالت مشکوک به سرطان‌زایی بوده و نیاز به ملاحظات خاص در استفاده از منابع آب آلوده دارند. در جدول (۵-۱) مخاطرات بهداشتی ناشی از عناصر سنگین موجود در آب ارائه شده است (توکلی و همکاران، ۱۳۹۲).

جدول ۵-۱- مخاطرات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین در آب (WHO, 2011)

نام عنصر	اثرات سوء
کادمیم	تجمع در کلیه و کبد، انقباض پروتئین اوره، گرفتگی مجاری ادرار و تسریع در پیدایش سنگ کلیه، پیدایش امراض قلبی و فشار خون، دردهای استخوانی، اسهال، سرطان پروستات
باریم	افزایش فشار خون، تحریک ماهیچه‌های قلب، بروز تشنج، ضایعات عصبی، بروز سرطان، نارسایی کلیوی
جیوه	تجمع در کبد و کلیه، ایجاد مسمومیت در مغز، اختلال در سامانه اعصاب تا در حد مرگ
کروم	عنصری است تجمع‌ی: ورم ریه، ایجاد حساسیت‌های پوستی
مس	کم خونی در اطفال، ایجاد ناراحتی‌های کبدی، تهوع و استفراغ
سرب	تولید دردهای استخوانی، التهاب دستگاه گوارش، تهوع و استفراغ، فلج، اختلالات مغزی
آرسنیک	سرطان پوست و ریه، کم شدن وزن، اسهال، خستگی مفرط، ورم ماهیچه‌های چشم، تورم بدن
نیکل	سرطان ریه، تورم بدن
کبالت	عامل گواتر و افزایش فشار خون
قلع و وانادیم	ایجاد عارضه در حلق، بینی و گلو

وجود عناصر سنگین در پساب‌ها و فاضلاب‌ها و تجمع این عناصر (به ویژه کادمیم و سرب) در خاک از جمله مسائل مهم زیست محیطی محسوب می‌شوند (Cid et al, 2002)، به طور مثال کادمیم

دارای سمیت بالایی برای گیاهان و حیوانات بوده به طوریکه در گیاهان غلظت بالای کادمیم سبب کاهش عمل فتوسنتز و جذب مواد غذایی می شود (Di Topi and Gabrielli, 1999).

فلزات سنگین در یک مقیاس وسیع، از منابع طبیعی و انسان زاد وارد محیط زیست می شوند. هر چند غلظت عناصر سنگین در پساب ممکن است کم و ناچیز باشد، اما تجمع آن ها در خاک می تواند سبب افزایش غلظت عناصر سنگین در گیاهان کشت شده در این خاک ها شود. همچنین برخی از فلزات سنگین برای رشد گیاه لازم هستند اما غلظت بیش از حد آن ها می تواند برای گیاه و جانور مشکل زا باشد. استفاده از پساب در کوتاه مدت ممکن است سمیتی در گیاه ایجاد نکند اما مصرف طولانی مدت فاضلاب ها یا به عبارتی ورود کنترل نشده عناصر سنگین به خاک ها سبب افزایش غلظت این عناصر در خاک می شود. گیاهان کشت شده در این خاک ها این عناصر را جذب کرده، به آسانی وارد زنجیره غذایی می شوند (Agarwal, 2002).

۲-۷-۲- اثرات استفاده فاضلاب بر ویژگی های بیولوژیکی (زیستی) خاک و گیاهان

استفاده از فاضلاب می تواند از طریق شیوع امراضی با منشأ باکتریولوژیکی، ویروسی، پروتوزوایی و انگلی باعث به خطر افتادن سلامت انسان ها شود. براساس مطالعات مختلف (Shuval et al. 1986)، در نقاطی از جهان که بیماری های انگلی آسکاریازیس و تریکوزیاسیس به صورت همه گیر وجود داشته است، شیوع این گونه بیماری ها همزمان با کاربرد پساب در آبیاری زمین های آن منطقه مشاهده شده است. شووال و همکاران (Shuval et al. 1984) نیز در مطالعات اپیدمیولوژی خود چنین نتیجه می گیرند که ریسک شیوع کرم های آسکاریس در کودکان و افراد بالغی که از محصولات زراعی آبیاری شده با فاضلاب خام استفاده می کنند بسیار زیاد است. وی همچنین در تحقیقات خود به شیوع بیماری هایی از قبیل وبا، تیفوئید، شیگلوزیس در اثر استفاده از فاضلاب خام در کشاورزی اشاره می کند. عزیزاده و همکاران، (۱۳۷۶) در تحقیقات خود بر روی آبیاری چغندر قند با پساب، در ارتباط با آلودگی های انگلی مربوط به خاک و اندام های گیاهی، آلودگی نماتدهای روده ای را مشاهده نکردند اما

در مورد آلودگی‌های میکروبی تفاوت قابل توجهی را در کلی فرم‌های مدفوعی در عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری خاک در آبیاری با پساب و آب چاه مشاهده نمودند.

برخی از پساب‌ها که برای آبیاری مصرف می‌شوند حاوی غلظت بالایی از یون‌هایی چون بر، کلر، سدیم، عناصر (آلومینیوم، برلیوم، کبالت، فلورئور، آهن، لیتیم، منگنز، مولیبدن، سلنیوم، قلع، تیتانیوم، تنگستن و وانادیوم) در غلظتی بیش از حد نیاز گیاه می‌باشند، این حالت باعث کاهش رشد، تغییر شکل گیاه و یا کم شدن و از بین رفتن محصول می‌گردند.

بُر (B) در مراحل تصفیه به‌طور مؤثر جدا نشده و نسبت به سایر عناصر کمیاب سریع‌تر از خاک عبور می‌کند. در غلظت ۰/۰۴ میلی گرم در لیتر علایم کمبود در گیاه ظاهر شده و در غلظت بیش از ۱ میلی گرم در لیتر، برای بسیاری از گونه‌های گیاهی حساس، سمی می‌باشد (Pescod . 1992).

استفاده از پساب‌ها با آلودگی میکروبی برای آبیاری گونه‌های علوفه‌ای، علاوه بر مخاطرات بهداشتی برای کارگران، می‌تواند باعث انتقال آلودگی به احشام و دام‌ها گردد. مهم‌ترین بیماری‌ها در این رابطه شامل بیماری سل، کرم کدوی گاوی (تنیاساژیناتا) و آلودگی‌های سالمونلایی می‌باشد (فرداد و ناشر، ۱۳۸۸).

گزارش‌های ارائه شده از استرالیا و دانمارک نشان داده است که دام‌های چرا کرده در مزارع آبیاری شده با فاضلاب و یا استفاده کرده از آب کانال‌هایی فاضلاب به عنوان شرب، به شدت به بیماری کیست هیداتیک آلوده شده‌اند. همچنین غلظت بالای نیترات در آب شرب حیوان‌ها، نیز می‌تواند برای آن‌ها خطرناک باشد. چرا که باکتری مبدل نیترات به نیتريت در نشخوار کنندگان، ماکیان و اسب‌ها نیز وجود دارد (جبلی، ۱۳۷۸).

۲-۷-۳- اثر آبیاری با پساب بر روی محصولات کشاورزی

مطالعات در چین نشان داده است که غلاتی که با پساب‌ها آبیاری شده‌اند، دست‌خوش افت

میزان پروتئین گردیده و میزان فلزات سنگین در آن‌ها افزایش یافته است. ولی در هر حال میزان فلزات سنگین در این محصول‌ها کمتر از حد قابل قبول در استانداردهای ملی بوده است. موضوع دیگر در این زمینه این است که از پساب‌ها نباید در دوره‌های رسیدن محصول استفاده کرد. زیرا در این دوران احتمال باقی ماندن بقایای مواد سمی در محصولات افزایش می‌یابد (جبلی، ۱۳۷۸).

محصول‌های رشد یافته در خاک‌های آلوده، فلزات را در مقادیر زیاد در خود تجمع می‌دهند و باعث ایجاد مشکلاتی برای سلامتی حیوان و انسان مصرف کننده این گیاهان غنی از فلزات سنگین می‌شوند. استفاده از پساب برای آبیاری ذرت شیرین نشان داده است که درصد قابل جذب عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم در این گیاهان افزایش یافته است، به‌طوری که غلظت این عناصر در گیاهان تحت آبیاری با پساب به ترتیب ۲/۳۵، ۰/۲ و ۲/۲ درصد و در گیاهان تحت آبیاری با آب کنترل شده به ترتیب ۱۰/۹۳، ۰/۲۵ و ۱/۶۹ درصد بود (سیاهی، ۱۳۸۰).

محصول‌های با دوره رشد طولانی نظیر ذرت، گندم و برنج بیش‌از محصول‌ها با دوره رشد کوتاه مثل سبزی‌ها برای آبیاری با پساب‌ها مناسب خواهند بود. زیرا احتمال دوام پاتوژن‌ها در دوره‌های طولانی کمتر می‌باشد. در خاک‌های ماسه‌ای و در اراضی با سطح آب زیرزمینی بالا برای جلوگیری از احتمال آلوده‌شدن آب‌های زیرزمینی از بکارگیری پساب‌ها می‌باید اجتناب گردد (Zhanyi and Jifu, 1999).

کلاپ و همکاران اثر کاربرد پساب فاضلاب شهری را بر عملکرد گیاه ذرت و تعدادی از گیاهان علوفه‌ای در چند ایالت مختلف آمریکا و نیز تعدادی از گیاهان علوفه‌ای مطالعه نموده و به این نتیجه رسیدند که، تأثیر پساب با کاربرد کود شیمیایی به‌صورت آمونیوم از نظر تأمین عملکرد گیاه به‌طور کامل قابل مقایسه است (Clapp et al, 1987).

۲-۸- اثر استفاد از فاضلاب و پساب‌ها بر آلودگی منابع آب

نفوذ عناصر مغذی به آب‌های سطحی (رودخانه‌ها و دریاچه‌ها) موجب رشد سریع گیاهان در

آن‌ها می‌گردد که به دلیل افزایش مصرف اکسیژن توسط آن‌ها (به ویژه جلبک‌ها)، موجب کاهش اکسیژن و مرگ و میر آبزیان می‌گردد. زهاب‌ها و پساب‌های کشاورزی از نظر مقدار، بیشترین رقم را دارا بوده و عمده‌ترین آلاینده‌های آن‌ها شامل سموم، رسوبات، مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) و عوامل بیماری‌زا می‌باشد. شایان ذکر است استفاده غیراصولی از این منابع با توجه به کیفیت آن‌ها عوارض سویی را بر منابع آب، به‌ویژه زیست‌بوم‌های آبی به دنبال خواهد داشت (رزاقی و همکاران، ۱۳۹۲).

در چند سال اخیر علاوه بر شوری، وجود عناصر سنگین و سمی چون سلینیوم، مولیبدن و آرسنیک در آب‌های برگشتی سبب آلودگی منابع آب و افزایش هزینه تصفیه این منابع گردیده است. از اثرات سوء دیگر در این زمینه، احتمال آلودگی منابع آب سطحی و زیرزمینی به نیترات به‌واسطه غلظت بالای عناصر مغذی (N و P) در پساب‌ها و آب برگشتی است (مهرداری، ۱۳۸۰).

در مطالعه‌ای که مک آرتور (Mc Arthur, 2012) در بنگلادش بر تأثیر فاضلاب در آب‌های زیر-زمینی انجام داد به این نتیجه رسید که آب‌های زیرزمینی که عمق آن‌ها کم بود دارای مقادیر زیادی از (No_x , So_x) و نسبت Cl/Br هستند.

تری‌هالومتان‌ها (THMS) یکی از مهم‌ترین محصول‌های جانبی ناشی از گندزدایی پساب خروجی تصفیه خانه‌های فاضلاب محسوب می‌گردد که می‌تواند وارد منابع آب سطحی و زیرزمینی شده و با آلوده‌سازی این منابع موجب بروز عوارض سوء بهداشتی در انسان می‌گردد. در سال ۱۹۷۵ تری‌هالومتان‌ها از سوی آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) به عنوان یک ماده سرطان‌زا برای انسان معرفی گردید (فرداد و ناشر، ۱۳۸۸). تأثیر فاضلاب و پساب بر کیفیت آب‌های زیرزمینی به چندین فاکتور همچون میزان آبیاری، کیفیت آبیاری، تصفیه آب به وسیله خاک، آسیب پذیری آبخوان، نوع آبیاری، میزان نفوذ آب به آبخوان در تغذیه مصنوعی در مقایسه با مقدار طبیعی، زمان آبیاری و نوع گیاه بستگی دارد (Crites and Tchobanoglous, 1998). زمین‌های کشاورزی پایین دست آبخوان، غالباً غلظت نیترات بالاتری را نشان می‌دهند زیرا استفاده از پساب و فاضلاب و کودهای

شیمیایی معمولاً نیتروژن را سریع‌تر از جذب گیاه به خاک اضافه می‌کنند و از این‌رو نیتروژن به وسیله آب شسته می‌شود (Faster et al. 2004). نیترات‌ها همچنین در آب‌های زیرزمینی پایدار می‌مانند و بنابراین غلظت آن می‌تواند به طور صعودی افزایش یابد. در دراز مدت، شوری در آبخوان افزایش می‌یابد. معمولاً فلزات سنگین تأثیر کمتری بر روی آبخوان دارند، البته پساب‌های خانگی دارای سطوح پایین‌تری از فلزات است. آبیاری ۲۰ الی ۳۰ ساله زمین‌های کشاورزی در امریکا نشان داد که در مناطق آبیاری شده، فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی تغییر چندانی نداشتند (USEPA, 1981).

۲-۹- اثر فعالیت‌های دیگر کشاورزی بر محیط زیست

فعالیت گسترده کشاورزی و مصرف انواع مواد (کودهای حیوانی و شیمیایی، سموم و آفت‌کش‌ها) در مزارع، موجب بروز مشکلات زیست محیطی از جمله آلودگی خاک و آب و کاهش افت محصولات کشاورزی در اثر استفاده بی‌رویه و تجمع عوامل آلوده کننده در محیط خاک و آب می‌شود. بیشتر کودهای آلی و شیمیایی که برای تغذیه خاک به کار می‌روند حاوی غلظت بالایی از فلزاتی چون آرسنیک، کادمیم و کبالت هستند که در جدول (۳-۲) آورده شده‌اند (Kabata and Pendyas 2001). انباشت فلزات سنگین در اثر فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از کودها، لجن فاضلاب، آفت‌کش‌ها و سموم) نه تنها بر روی خاک و کیفیت محصولات کشاورزی تأثیر می‌گذارد و کاهش می‌دهد بلکه بر روی نقش اکولوژیکی خاک و نیز تأثیرگذار است. تجمع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی می‌تواند جذب گیاهان شده و وارد زنجیره غذایی انسان شده آن را به خطر اندازد (Lui, 2005).

۲-۹-۱- استفاده از لجن فاضلاب

لجن فاضلاب به دلیل دارا بودن مقادیر زیادی از عناصر غذایی و مواد آلی و ارزان قیمت، امروزه به طور وسیعی به عنوان کود و یا اصلاح‌کننده ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد. از

آن جایی که لجن فاضلاب حاوی مقادیر زیادی فلزات سنگین می‌باشد، لذا کاربرد آن احتمال جذب فلزات سنگین توسط گیاهان و آلودگی آب‌های زیرزمینی و ورود به زنجیره غذایی انسان را موجب می‌گردد (Barbarick et al. 1997). در مطالعات زیادی افزایش غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین در اثر کاربرد لجن فاضلاب گزارش گردیده است (Mc Bride, 1994 ; Barbarick et al. 1997).

۲-۹-۲- استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی

کودهای فسفاته و نیترا ته حاصل از فعالیت کشاورزی که به شکل انحلال‌پذیر وارد منابع آب سطحی و زیرزمینی می‌شوند از مهمترین منابع آلاینده فعالیت‌های کشاورزی هستند. اهمیت کودهای نیترا ته زمانی است که منابع آب‌های زیرزمینی آلوده جهت شرب (معمولاً در روستاها) استفاده می‌گردد که در این صورت سلامتی انسان در معرض خطر جدی قرار خواهد گرفت. چرا که در بدن انسان نیترات به نیتريت تبدیل شده و نیتريت از راه روده جذب و با هموگلوبین خون ترکیب می‌شود و مانع از نقش اکسیژن رسانی آن می‌شود. (Mirrish, 1991).

کودهای فسفاته به ویژه کودهای تشکیل شده از سنگ‌های آپاتیت، حاوی مقادیر بالایی از عناصر خطرناک چون کادمیم، آرسنیک، وانادیوم، سرب، سلینیوم، اورانیوم هستند و ضمن آلوده کردن آب و خاک، آلودگی شدید در گیاهان را موجب گردند (Zielinsk et al. 2000).

جدول (۲-۲)، فهرستی از عناصر و مقادیر آنها در انواع مختلف کودها را نشان می‌دهد (Kabata and Pendiasa, 2001).

کشاورزی مدرن نیز به دلایل استفاده از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی می‌تواند کیفیت آب‌های زیرزمینی را برای مصارف خاص، غیر قابل استفاده نماید. از جمله مهمترین آلودگی حاصل از استفاده از موارد ذکر شده، آلودگی به یون نیترات و فلزات سنگین است (Fitts, 2001). نیکسون و همکاران (Niksohn et al 2003) در انگلستان مهمترین منبع مولد برخی از عناصر سنگین مانند سرب و جیوه

را کودهای حیوانی و لجن‌های فاضلاب می‌دانند.

در مطالعه‌ای که لی و همکاران (Li et al. 2009) بر روی خاک‌های دشتی در شانگهای چین با استفاده از روش‌های آماری و چند مت... انجام دادند به این نتیجه رسیدند که منشاء فلزاتی چون مس، نیکل، سرب و کادمیم در خاک‌های کشاورزی انسان‌زاد و مربوط به فعالیت‌های کشاورزی و کاربرد کودهای حیوانی در مزارع است.

جدول ۲-۲- غلظت عناصر مختلف در لجن و انواع کودهای شیمیایی و حیوانی (Kabata and Pendyas, 2001)

عناصر	لجن	فسفات	آهک	نیترا	حیوانی
As	۲-۶	۲-۱۲۰۰	۰/۱-۲۴	۲-۱۲۰	۳-۲۵
Cd	۲-۱۵۰۰	۰/۱-۱۷۰	۰/۰۴-۰/۱	۰/۰۵-۸/۵	۰/۳-۰/۸
Co	۲-۲۶۰	۱-۱۲	۰/۴-۳	۵-۱۲	۰/۳-۲۴
Cr	۲۰-۴۰۶۰۰	۱-۳۰۰	۱۰-۱۵	۸-۱۵	۵/۲-۵۵
Cu	۵۰-۳۳۰۰	۴۰-۲۰۰۰	۲-۱۲۵	-	۲-۶۰
Mn	۶۰-۳۹۰۰	۷-۳۷	۴۰-۱۲۰۰	۷-۳۸	۳۰-۵۵۰
Ni	۱۶-۵۳۰۰	۷-۲۲۵	۱۰-۲۰	۲-۱۴۵	۷/۸-۳۰
Pb	۵۰-۳۰۰۰	۲-۱۶۰۰	۲۰-۱۲۵۰	-	۶/۶-۱۵
V	۲۰-۴۰۰	۵۰-۱۴۵۰	۲۰	۴۲۱	-
Zn	۷۰۰-۴۹۰۰۰	-	۱۰-۴۵۰	-	۰-۲۵۱۵

میزان مصرف کودهای شیمیایی در دنیا در سال ۱۹۹۶ میلادی حدود ۱۳۵ میلیون تن بوده است که ۲۰ میلیون تن (۱۵ درصد) آن مربوط به ایالت متحده آمریکا بوده است. در طی سال‌های ۱۹۵۰ تا ۱۹۹۶ مصرف جهانی کودهای شیمیایی بیش از دو برابر شده است. طبق آمار سازمان نظام مهندسی کشاورزی و منابع طبیعی (۱۳۸۵) مقدار ۵۲۵ / ۴۰ میلیون تن از انواع کودهای شیمیایی در سال ۱۳۸۴ بین کشاورزان توزیع شده است که این میزان نسبت به سال‌های قبل رشد چشمگیری داشته است. استفاده از کودهای شیمیایی N,P,K سبب کاهش عناصر کمیاب خاک مانند روی، آهن، مس،

منگنز و منیزیم خواهد شد که در نتیجه بر روی سلامت سایر موجودات تأثیر خواهد گذاشت. از طرفی چون این عناصر قابل جایگزین نیستند تولید محصولات کاهش یافته و گیاه در معرض آفت زدگی قرار می گیرد (حسینی عراقی، ۱۳۷۶).

در مطالعه‌ای که هوکو و همکاران در سال ۲۰۱۲ (Huogo et al, 2012) در مزارع جنوب برزیل بر روی غلظت فلزات سنگین انجام دادند نشان دادند که منبع فلزاتی چون آرسنیک، کادمیم، مس، جیوه، سرب، روی، نیکل و کبالت در خاک‌های مورد مطالعه را استفاده از کودهای کشاورزی بود.

۲-۹-۳- اثر استفاده از آفت‌کش‌ها و سموم دفع آفات

آفت‌کش‌ها به گروهی از مواد شیمیایی اطلاق می‌شود که به منظور نابود کردن یا کنترل جمعیت انواع آفت‌ها از قبیل انواع حشرات، علف‌های هرز، قارچ‌های زیان‌آور مورد استفاده قرار می‌گیرند. به طور کلی، راه‌های ورود آفت‌کش‌ها به منابع آب، عبارتند از انتقال از طریق بارندگی و ریزش‌های جوی، انتقال به همراه زهاب‌های کشاورزی، فاضلاب و پساب ناشی از صنایع تولید آفت‌کش‌ها، ورود آب‌های مورد استفاده برای شستن لوازم و تجهیزات سمپاشی و در نهایت کاربرد مستقیم آن‌ها در منابع خاک برای کنترل حشرات آبی است. آفت‌کش‌ها به دلیل پایداری، تحرک پذیری، و اثرات طولانی مدت بر موجودات زنده، در بین خطرناک‌ترین آلاینده‌های محیط زیست قرار دارند (Tankiewicz et al, 2010).

دلیل کاربرد آفت‌کش‌ها جلوگیری از خسارت آفات است، با این حال خود آفت‌کش‌ها می‌توانند باعث طغیان آفات شوند. آفت‌کش‌ها به چند دلیل ممکن است ناکارآمد باشند؛ آن‌ها می‌توانند با از بین بردن دشمنان طبیعی آفات، (که آن‌ها را کنترل می‌کنند)، باعث بازخیزی آفات شوند. همچنین می‌توانند باعث مقاومت آفات در برابر آفت‌کش‌ها شوند (Rich, 1987). مصرف سالیانه آفت‌کش‌ها در جهان ۳ میلیون تن است که این میزان در ایران ۲۱ تن می‌باشد (یزدی صمدی و همکاران، ۱۳۹۲).

۲-۱۰- مروری بر مطالعات پیشین

در یک قرن اخیر به دلیل افزایش رشد جمعیت و توسعه دامنه فعالیت‌های انسان در بخش‌های مختلف، مصرف سرانه آب به شدت افزایش یافته است. افزایش مصرف سرانه و نیز استفاده بی‌رویه از منابع آب سبب شده است که در بسیاری از مناطق جهان به ویژه نقاطی که به طور طبیعی با اقلیم نامناسب و محدودیت منابع آب روبرو هستند شرایط بحرانی کمی و کیفی منابع آب بروز نماید. در چنین شرایطی استفاده از آب‌های نامتعارف از جمله پساب تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در بخش‌های مختلف به ویژه در بخش کشاورزی که عمده مصرف آب را به خود اختصاص می‌دهد، اهمیت ویژه‌ای می‌یابد. امروزه کاربرد پساب در کشاورزی در بسیاری از کشورهای جهان از جمله ایالات متحده آمریکا، کانادا، فرانسه، آلمان، مکزیک، برزیل، مصر، مراکش، اردن، عربستان سعودی، قطر، چین و ... رایج است (Angelakis et al, 1999) (Asano and Levine, 1996) (Bouwer, 2000) (Thrassyvoulos and Ioannis, 2006) (Cameron, 1996). در کشور ایران نیز در سال‌های اخیر، به دلیل محدودیت منابع آب، افزایش جمعیت، توسعه شهرنشینی، صنایع، و کشاورزی و همچنین توسعه و اجرای طرح‌های متعدد جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب، کاربرد پساب در اراضی کشاورزی اهمیت ویژه‌ای یافته و در اولویت‌های برنامه ریزی مدیریت منابع آب قرار دارد. با این حال در مدیریت این منابع می‌باید به اثرات سوء استفاده از این آب‌ها نیز توجه داشت در این بخش به برخی از مطالعات انجام شده در این زمینه در کشورهای مختلف جهان و ایران اشاره می‌شود.

۲-۱۰-۱- مطالعات انجام شده در کشورهای مختلف جهان

محققین بسیاری در نقاط مختلف دنیا در ارتباط با موضوع اثرات پساب بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک مطالعه و بررسی نموده‌اند. افزایش شوری و سدیم خاک در اثر آبیاری با پساب که به ترتیب باعث ایجاد شرایط کاهش مهیایی آب برای گیاه و تخریب ساختمان خاک می‌شود، توسط پژوهشگران مختلفی گزارش شده است.

در ارتباط با نیتروژن، اگر چه این عنصر از جمله عناصر غذایی بسیار مهم برای گیاهان محسوب می‌شود، اما مقادیر بیش از حد آن می‌تواند سبب کاهش عملکرد و کیفیت محصول و در ضمن باعث رشد فزاینده علف‌های هرز شود. همچنین آب شویی ترکیبات ازته به آب‌های زیرزمینی و سطحی موجبات آلودگی این منابع را فراهم می‌سازد، مهیدا (Mahida, 1981) و صابر (Saber, 1986) در مطالعات خود گزارش کردند که آبیاری مزارع با پساب، افزایش ازت خاک را در پی داشته است.

تحقیقات چنگ و همکاران (Cheng et al. 1984) دلالت بر این دارد که طی ۶ سال کاربرد فاضلاب در خاک‌های لومی شنی و لومی، تجمع معنی داری در غلظت هر یک از فلزات کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی در خاک، به ویژه در لایه صفر تا ۱۵ سانتی‌متری، روی داده است. این محققین همچنین نشان دادند که بین کاربرد پساب و تجمع عناصر سنگین در خاک و بافت‌های گیاهی، همبستگی وجود دارد.

آبیاری با پساب به ویژه به علت فرآیند کلرزنی در تصفیه‌خانه‌ها، می‌تواند غلظت این عنصر را در خاک افزایش داده و به حد سمیت برای گیاهان برساند. گیاهان زراعی و درختان میوه به یون کلر حساس بوده و چنانچه مقدار این عنصر در عصاره اشباع خاک به حدود 10 meq/l برسد برای بسیاری از گیاهان ایجاد مسمومیت می‌کند (Ayers and Westcot, 1985).

صابر (Saber, 1986) طی تحقیقات خود در آبیاری با فاضلاب در شهر قاهره نشان داد که با ازدیاد سال‌های استفاده از پساب، میزان نمک‌های محلول در عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری خاک، به میزان قابل توجهی تا حدود ۳ برابر، در مقایسه با خاک‌های آبیاری نشده افزایش می‌یابد.

مطالعات صابر (Saber, 1987) نشان می‌دهد که آبیاری اراضی شهر قاهره با فاضلاب، کاهش pH خاک‌ها را به دنبال داشته است اما در بررسی‌های انجام شده توسط مهیدا (Mahida, 1981) افزایش pH در خاک‌های خشک و نیمه خشک هند در اثر آبیاری با پساب گزارش شده است.

غلامحسین و الساعتی (Hussain and Al-Saati, 1999) در بررسی خصوصیات پساب‌های

تولیدی در کشور عربستان گزارش کردند که کاربرد این گونه پساب‌ها به دلیل نامناسب بودن میزان شوری و سدیم آن می‌تواند سبب افزایش شوری خاک شده و درصد سدیم قابل تبادل خاک را تغییر دهد. به همین جهت آنها کاربرد پساب‌ها را فقط به عنوان آب‌های کمکی توصیه نمودند.

پاترسون (Patterson, 2003) در تحقیقات خود در استرالیا به این نتیجه دست یافت که بالا بودن SAR در پساب حاصل از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب خانگی منجر به کاهش هدایت هیدرولیکی اشباع خاک می‌گردد، به طوری که با افزایش SAR از صفر به ۳، هدایت هیدرولیکی اشباع به میزان ۵۰٪ و در صورت افزایش آن به ۱۵، هدایت هیدرولیکی به میزان ۷۵٪ کاهش می‌یابد.

اسمارت (Smart, 2004) در مقایسه خصوصیات خاک‌های منطقه شمال آدلاید در استرالیا که با آب و یا پساب آبیاری می‌شوند گزارش نمود که آبیاری با پساب میزان شوری، سدیم و بر را در خاک‌های منطقه افزایش داده است، اگر چه افزایش مشاهده شده هنوز به حدی نرسیده که بر روی عملکرد محصولات کشاورزی اثر گذارد. ولی افزایش مشاهده شده در سدیم و SAR خاک از نظر تخریب ساختمان خاک و کاهش ظرفیت زه-کشی آن هشداردهنده است.

در مطالعه‌ای که گیل و همکاران (Gill et al, 2004) با موضوع ارزیابی غلظت کادمیم، سرب و نیکل در خاک‌های گلخانه‌های آلمریا (اسپانیا) انجام دادند، نتایج نشان داد که دامنه غلظت‌های اندازه‌گیری شده (برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم) برای کادمیم، سرب و نیکل به ترتیب برابر ۰/۸-۴، ۸۹/۹-۲/۵ و ۱۶/۱-۳۰/۷ بود. همچنین مشخص شد که ۸۸ درصد خاک‌های گلخانه‌ها حاوی میزان بالایی از فلزات سنگین کادمیم، سرب و نیکل هستند.

در بررسی اثر کاربرد پساب و لجن به عنوان منابع غذایی بر روی تجمع و رفتار عناصر کمیاب در خاک‌های ویتنام، کای (Khai, 2007) چنین نتیجه گرفت که منابع مذکور تجمع عناصر کمیاب (مس و روی) را در تیمارهای مورد آزمایش افزایش داده و از این لحاظ می‌توانند تهدیدی برای کیفیت آب و خاک و نیز بهداشت عمومی باشند

در مطالعه‌ای که هانگ و همکاران (Huang et al. 2007) با موضوع بررسی آلودگی فلزات سنگین و ارزیابی خاک‌های کشاورزی در منطقه Yangzhong در کشور چین انجام دادند، مشخص

ساختند که غلظت کادمیم و جیوه در اکثر خاک‌های کشاورزی بالا بوده و غلظت مس، روی، سرب و آرسنیک با گذشت زمان در اثر فعالیت‌های انسان افزایش می‌یابد.

در مطالعه‌ای که مگوها و همکاران (Mwegoha et al. 2010) با هدف بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی و آب در منطقه Dar es Salaam در کشور تانزانیا انجام دادند، مشخص شد که غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی بالا و با عمق کاهش می‌یابند. همچنین نتایج آنان نشان داد که غلظت فلزات سرب و کروم در خاک از حداکثر مجاز 200 mg/kg تجاوز نکرده است.

ژو و همکاران (Ju et al, 2010) در مطالعه‌ای در ایالت کالیفورنیای آمریکا در خاک‌های کشاورزی که به مدت ۲۰ سال با آب فاضلاب آبیاری می‌شدند به نتایجی قابل توجهی دست یافت. مطالعات این پژوهشگران نشان داد که pH خاک از ۷/۱ به ۶/۱ کاهش پیدا کرده بود. ماده آلی خاک نیز از ۰/۷ به ۱/۳ رسیده است. EC خاک از ۱۰۰ به ۲۲۵ افزایش پیدا کرده است و افزایش قابل توجهی در فلزات سنگین مشاهده شد که افزایش ۲-۱۰ برابری نسبت به غلظت‌های اولیه را نشان می‌داد.

لینگ و همکاران (Ling et al, 2014) با بررسی اثرات طولانی مدت آبیاری با آب رودخانه وانگ یانگ در شهر جیاژینگ که آلوده به فاضلاب‌های صنعتی بوده است پی بردند که میزان آلودگی در پایین دست رودخانه نسبت به بالادست افزایش چشم‌گیری یافته است. افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک مزارع آبیاری شده با آب رودخانه نسبت به دیگر زمین‌های منطقه و همچنین افزایش کربن آلی و خصوصیات بیولوژیکی و فعالیت‌های آنزیمی در این نوع خاک‌ها نیز مشاهده گردید.

الجوبی و همکاران در سال ۲۰۱۴ (AL-Jaboobi et al. 2014) در مطالعات در منطقه الحارج یمن به یافته‌های زیر دست یافتند:

آبیاری با فاضلاب نسبت به آبیاری با آب زیرزمینی باعث افزایش سه برابری ماده آلی، کاهش pH و افزایش شوری خاک در مناطق آبیاری شده با فاضلاب شده است. میزان فسفر در مناطق آبیاری

شده با فاضلاب از ۲۷/۳۳ به ۶/۲۲ در مناطق آبیاری شده با آب زیرزمینی رسیده است. میزان EC خاک و غلظت سدیم، پتاسیم، نترات و فعالیتهای میکروبی و بیولوژیکی نیز در خاک افزایش یافته است.

گارسیا و همکاران (F.Garcia-Orenes et al, 2014) نیز در منطقه‌ای در کشور اسپانیا، استفاده طولانی مدت از فاضلاب در اراضی کشاورزی را مطالعه کرده و به این نتیجه دست یافته‌اند که استفاده طولانی مدت از پساب موجب افزایش غلظت کل کربن آلی و فسفر از ۳۷٪ به ۴۹٪ نسبت به منطقه آبیاری شده با آب زیرزمینی رسیده است. فلزات سنگین، مواد مغذی، شوری و EC نیز در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب افزایش یافته است. افزایش مواد مغذی و مواد آلی باعث افزایش فعالیتهای آنزیمی و میکروبی در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب می‌شود که این روند در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب به مدت ۱۰ سال روند کاهشی را نشان داد که علت این کاهش، افزایش غلظت فلز کروم و کبالت در آب آبیاری تشخیص داده شد.

امروزه با توجه به موفقیت‌هایی که در زمینه کاربرد پساب‌ها صورت گرفته است، بسیاری از کشورها برای توسعه و بهبود کشاورزی خود به استفاده از پساب‌ها روی آورده‌اند به عنوان مثال (Hussain and Al-saati, 1996) در عربستان سعودی از تمام منابع پساب برای کشاورزی استفاده می‌شود. علاوه بر عربستان در کشورهای چون اسپانیا (Pino and Durham, 1999)، تایوان (Lin and Cheng, 2001)، ایتالیا (Lop, et al. 2006)، تونس (Bahri and Brissaud, 1996)، ژاپن (Assano, et al. 1996)، فرانسه (Faby, et al. 1999) و دیگر کشورها در این زمینه پیشرو هستند.

۲-۱۰-۲- مطالعات انجام شده در ایران

جعفر زاده، (۱۳۷۵) و هراتی، (۱۳۸۹) در منطقه جنوب تهران به این نتایج رسیدند که تجمع فلزات سنگین در خاک و حضور آن‌ها در اندام‌های مختلف گیاهان مورد کشت است که احتمال ورود

این عناصرها در زنجیره غذایی انسان و دام کم نیست. بررسی‌ها نشان می‌دهد که آبیاری با فاضلاب شهری باعث افزایش معنی‌دار غلظت فلزات سنگین مانند سرب، مس، کادمیم و کروم در ریشه و اندام هوایی گیاهانی چون ذرت، زیتون، خیار، هویج، گندم، اسفناج و سورگوم می‌گردد.

فیضی (Feizi, 2001) در بررسی تجمع عناصر سنگین در مزارع شمال اصفهان که به مدت ۸ سال با فاضلاب و پساب آبیاری شده بودند مشاهده نمود که غلظت فلزات روی، منیزیم، مس و آهن در خاک‌های این مزارع نسبت به مزارع آبیاری شده با آب چاه افزایش یافته است.

علیزاده (Alizadeh, 2001) در تحقیقات خود نشان داد که آبیاری ذرت با فاضلاب تصفیه شده شهر مشهد به مدت ۲ سال، کاهش ۱۵۶ درصدی ظرفیت نفوذپذیری خاک را در مقایسه با زمان قبل از آغاز تحقیق به دنبال داشته است.

رحمانی، (۱۳۸۹) در مورد بررسی فاضلاب‌های شهری اصفهان در آبیاری اراضی کشاورزی نشان داد که کاربرد پساب در شرایطی باعث تغییراتی مطلوب در خاک کشاورزی می‌گردد که مهم‌ترین این تغییرات عبارتند از افزایش هدایت هیدرولیکی، افزایش ظرفیت نگهداری رطوبت و کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک می‌باشد. البته روش آبیاری هم روی تغییرات بی‌تأثیر نیست.

نتایج تحقیقات ابراهیمی زاده و همکاران، (۱۳۸۵) نیز بیانگر آن است که در اثر آبیاری با پساب در مقایسه با آب متعارف، شوری خاک در لایه‌های ۲۰ تا ۴۰ و ۴۰ تا ۶۰ سانتی‌متری و SAR و سدیم خاک در اعماق ۰ تا ۲۰، ۲۰ تا ۴۰ و ۴۰ و ۶۰ سانتی‌متری افزایش قابل توجهی را داشته است. معاضد و حنیف‌لو، (۱۳۸۵) در بررسی کیفیت پساب خروجی تصفیه‌خانه فاضلاب غرب شهر اهواز برای استفاده در کشاورزی، به این نتیجه رسیدند که پساب مذکور از نظر برخی از پارامترها مانند سولفات، کلراید و شوری فراتر از استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست ایران بوده و به ویژه از نظر شوری براساس استانداردهای کیفیت آب آبیاری FAO، دارای درجه پیامد بسیار بد ارزیابی می‌شود.

موحدیان و افیونی، (۱۳۸۵) در بررسی اثر پساب و لجن صنعتی بر روی خصوصیات خاک، کاهش pH، افزایش مواد آلی، افزایش EC و نیز افزایش غلظت عناصر سنگین را در عمق ۰ تا ۲۰ سانتی متری کلیه تیمارهای آزمایشی خود مشاهده کردند.

قشلاقی و همکاران (Qishlaqi et al, 2008) طبق تحقیقاتی که در منطقه ابونصیر شیراز انجام داده‌اند به این نتیجه رسیده‌اند که استفاده از فاضلاب برای اهداف آبیاری در این منطقه باعث تغییر در کیفیت خاک و افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک به ویژه نیکل و سرب و تجمع نیکل و کادمیم در محصولات کشاورزی شده است.

در مطالعه‌ای که ناظمی و همکاران در سال ۱۳۸۹ با موضوع بررسی وضعیت فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه اراضی سبزیکاری انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات سنگین در سبزیجات، آب و خاک با مقادیر استاندارد اختلاف معناداری نشان می‌دهد. همچنین غلظت سرب، کروم، کادمیم و آرسنیک در انواع سبزیجات بالاتر از مقدار معمول آن‌ها ارزیابی شد.

ابوالحسنی زرجوع و همکاران (۱۳۹۴) مطالعه‌ای را با عنوان "ارزیابی اثر فاضلاب تصفیه شده شهری بر نسبت جذب سدیم در خاک" انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که استفاده از فاضلاب تصفیه شده در منطقه مورد مطالعه باعث کاهش نسبت جذب سدیم در مقایسه با منطقه شاهد شده است.

آزادگان، (۱۳۹۰) در مطالعه‌ای بر روی تأثیر پساب بر کیفیت خاک در جنوب تهران به نتایج پی بردند که آبیاری با پساب تصفیه نشده، موجب افزایش معنی‌دار عناصر غذایی خاک گردیده ولی آبیاری با پساب تصفیه شده باعث تفاوت معنی‌دار در مقایسه با سایر تیمارها نشده است

ترابی‌گل‌سفیدی و یزدانی نژاد، (۱۳۹۱) در بررسی تأثیر کاربری‌های مختلف بر تغییرات مکانی شوری در اراضی کشاورزی جنوب تهران به این نتایج دست یافتند که خاک‌های مورد مطالعه در چهار محدوده شوری، ۰-۲، ۲-۴، ۴-۸، ۸-۱۶ دسی زیمنس بر متر قرار می‌گیرند. مطالعه حاضر نشان داد که خاک‌های منطقه مورد مطالعه به علت تفاوت در عمق آب زیرزمینی، پستی و بلندی اراضی منطقه،

استفاده از آب چاه‌های کم عمق و رودخانه و استفاده از فاضلاب جهت آبیاری، به شدت شور شده‌اند. هراتی و تمدن رستگار، (۱۳۹۰) در بررسی اثرات استفاده از پساب بر خاک‌های کشاورزی جنوب تهران پی بردند که آبیاری طولانی مدت اراضی کشاورزی با پساب‌ها ضمن افزایش حاصلخیزی خاک و بخصوص تأمین عناصر پرمصرف نیتروژن و فسفر و عناصر کم مصرف آهن، روی و منگنز و افزایش مواد آلی، باعث افزایش میزان و غلظت فلزات سنگین و سایر مواد آلاینده خاک گردیده است. بررسی کمی و کیفی پساب‌ها از نظر میزان مواد آلاینده و اثرات طولانی مدت آنها بر اراضی کشاورزی و مقایسه آنها با استانداردهای موجود حاکی از آن است که با وضعیت موجود، امکان کشت اکثریت محصولات وجود نداشته و تنها می‌توان از اراضی مزبور برای تولید برخی از گیاهان که اندام اقتصادی آنها به صورت مستقیم مورد مصرف انسان قرار نخواهد گرفت، استفاده نمود. طبق نتایج آنها میزان فلزات سنگین سرب، کادمیم، نیکل و کروم موجود در پساب‌های شهری تهران به میزان بیش از حدود استاندارد و به آستانه خطرناک برای رشد گیاهان رسیده است.

در مطالعه‌ای که مجیری و همکاران (Mojiri et al, 2013) در شهر اصفهان بر روی خاک آبیاری شده با فاضلاب انجام دادند نشان داند که استفاده از فاضلاب باعث افزایش EC، ماده آلی، غلظت کلر، سدیم، پتاسیم، کروم، نیکل، آهن، منگنز و روی خاک شده است. همچنین مشخص شد که غلظت این فلزات در ریشه و ساقه نمونه سیر کاشته شده در این نوع خاک‌ها نیز افزایش یافته است.

فصل سوم

مواد و روش ها

۳-۱- مقدمه

در این پژوهش به منظور ارزیابی تغییرات غلظت فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی و همچنین آب‌های مورد استفاده در زمین‌های کشاورزی (آب زیرزمینی، پساب و فاضلاب خام) پس از جمع‌آوری اطلاعات اولیه (بازدید مقدماتی از منطقه، گفتگو با مردم محلی منطقه و مطالعات دفتری بررسی نقشه‌ها و اطلاعات اولیه)، (بررسی و برنامه‌ریزی مرحله به مرحله پروژه)، از منطقه مورد مطالعه نمونه‌برداری به عمل آمد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها در آزمایشگاه، مهمترین خواص کیفی خاک شامل pH، بافت، درصد ماده آلی و همچنین غلظت فلزات سنگین تعیین شد. در نمونه‌های آب نیز پارامترهایی چون EC، غلظت نیترات، غلظت فلزات سنگین، آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی اندازه‌گیری گردید. در این فصل نحوه نمونه‌برداری، انجام آزمایش‌ها، و روش‌های مورد استفاده در تحلیل داده‌ها بیان می‌شود.

۳-۲- نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌های آب

طی بررسی‌های میدانی مشخص شد که در منطقه مورد مطالعه از سه نوع آب (آب زیرزمینی، فاضلاب خام و پساب (فاضلاب تصفیه شده) برای آبیاری زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود. نمونه آب چاه از کانال انتقال آب چاه به زمین‌های کشاورزی و نزدیک موتور آب برداشت شد. نمونه پساب از کانال انتقال پساب تصفیه‌خانه به زمین‌های کشاورزی جمع‌آوری گردید. نمونه‌برداری از فاضلاب خام از کانال انتقال فاضلاب تهران به رودخانه سرخه‌حصار واقع در عباس‌آباد انجام گرفت. برای برداشت نمونه‌های آب (آب زیرزمینی، پساب و فاضلاب خام)، از بطری‌های ۱ لیتری پلی‌اتیلنی استفاده شد. هر بطری ابتدا با نمونه‌ی مورد نظر دو تا سه بار شستشو داده شد. برای فلزات سنگین قبل از فیلتر کردن با افزودن چند قطره اسید نیتریک به نمونه آب و برای نمونه‌های مربوط به اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌ها از ظروف PET با ظرفیت یک لیتر استفاده شد. نمونه‌ها پس از برداشت برچسب خورده و در مجاورت یخ خشک به آزمایشگاه منتقل گردیدند. در شکل (۳-۱) تصاویری از مراحل نمونه‌برداری و

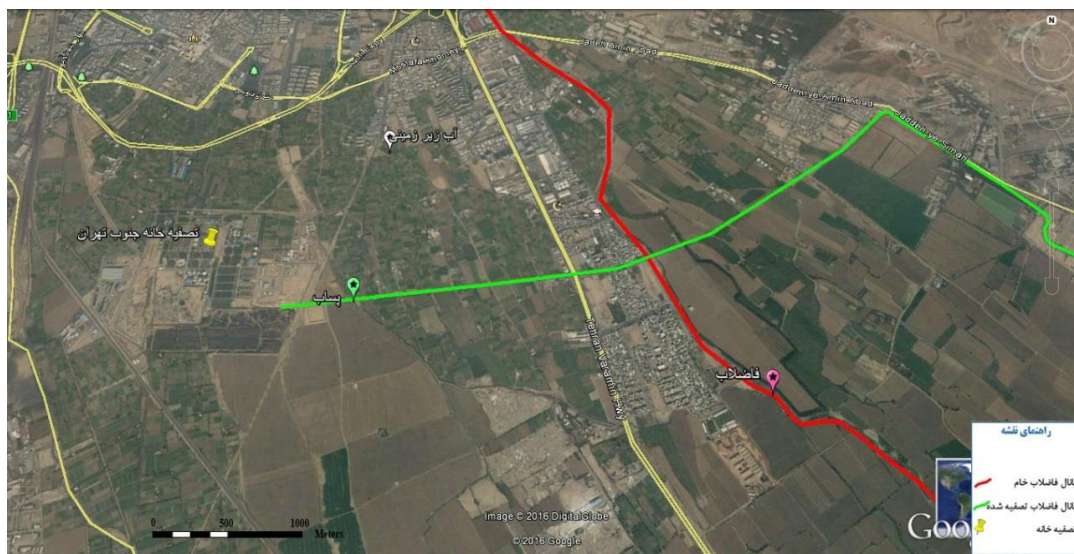
در جدول (۱-۳) مشخصات نقاط نمونه‌برداری آورده شده است.



شکل ۱-۳- نمونه‌برداری از آب‌های مورد استفاده در آبیاری (a). آب زیرزمینی (b). فاضلاب خام (c). پساب (فاضلاب تصفیه شده)

جدول ۱-۳- مشخصات نقاط نمونه‌برداری شده نمونه‌های آب

مشخصات نقاط نمونه‌برداری آب			
موقعیت جغرافیایی		موقعیت مکانی	نمونه
35 35 02 N	51 25 41 E	شهر ری	آب زیرزمینی
35 33 59 N	51 27 04 E	تصفیه خانه	پساب
35 33 47 N	51 28 35 E	عباس آباد	فاضلاب خام



شکل ۳-۲- موقعیت نقاط نمونه‌برداری نمونه‌های آب

۳-۳- نحوه اندازه‌گیری خواص فیزیکی شیمیایی آب و پساب

۳-۳-۱- اندازه‌گیری pH و EC

به دلیل احتمال تغییر خصوصیات آب و پیشگیری از ایجاد خطا در محاسبات، پارامترهای pH، هدایت الکتریکی و دما در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد (شکل ۳-۳). هدایت الکتریکی و pH با استفاده از دستگاه pH متر (مدل Lutron YK-2001 CT) به ترتیب با دقت ۰/۰۱ میکروموس بر سانتی‌متر ۰/۰۱ اندازه‌گیری گردید.



شکل ۳-۳- اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی شیمیایی در محل نمونه‌برداری

۳-۳-۲- اندازه‌گیری یون‌های اصلی و فلزات سنگین

نمونه‌های آب برداشته شده برای تعیین غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها، از منطقه برداشته و به آزمایشگاه ارسال شدند. نمونه‌های آب برای فلزات سنگین ابتدا از فیلتر ۰/۴۵ میکرون عبور داده شدند و سپس اسید زده شد و بلافاصله برای آنالیز به آزمایشگاه سازمان زمین‌شناسی کشور ارسال گردیدند. در آزمایشگاه، غلظت یون‌های اصلی و TDS نمونه‌ها با روش‌های مختلف اندازه‌گیری شد (جدول ۳-۲).

جدول ۳-۲- روش‌های اندازه‌گیری یون‌های اصلی و پارامترهای کیفی آب

ردیف	پارامتر	روش اندازه‌گیری
۱	TDS	فیلتراسیون
۲	سولفات	اسپکتروفتومتری
۳	پتاسیم	نور سنجی شعله‌ای
۴	سدیم	نور سنجی شعله‌ای
۵	کلسیم	تیتراسیون
۶	منیزیم	تیتراسیون
۷	کلر	تیتراسیون
۸	بی‌کربنات	تیتراسیون

۳-۳-۲-۱- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی و برآورد صحت نتایج

اندازه‌گیری غلظت یون کلسیم: در این روش ۵۰ میلی‌لیتر از نمونه در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته می‌شود و ۲ میلی‌لیتر محلول NaOH ۴ نرمال به آن اضافه می‌گردد. سپس مقداری معرف مونواکسید به محلول اضافه می‌شود سپس نمونه با محلول EDTA (اتیلن دی آمین تترا استیک اسید) تیترو می‌شود تا رنگ صورتی محلول به بنفش تغییر کند.

برای اندازه‌گیری غلظت منیزیم همان روش اندازه‌گیری غلظت کلسیم بکار می‌رود با این تفاوت

که، محلول EDTA تا جایی به نمونه اضافه می‌شود که رنگ محلول نارنجی شود. مقدار EDTA مصرف شده از مقدار باقی‌مانده در حالت قبلی (اندازه‌گیری غلظت کلسیم) کم می‌شود.

اندازه‌گیری غلظت یون بی‌کربنات نیز از طریق تیتراسیون صورت می‌گیرد. برای این کار به محلول فنل فتالین اضافه می‌شود تا نمونه به حالت بی‌رنگ درآید. سپس چند قطره متیل اورانژ به محلول اضافه می‌شود و آنقدر محلول اسید سولفوریک ۰/۰۲ نرمال به آن اضافه می‌شود تا رنگ محلول از زرد به نارنجی تغییر کند. مقدار اسید مصرف شده، معادل غلظت بی‌کربنات موجود در نمونه آب (بر حسب میلی اکسی والان بر لیتر) می‌باشد.

برای اندازه‌گیری غلظت یون کلر، ۲۵ میلی‌لیتر از نمونه آب در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته می‌شود و چند قطره کرومات پتاسیم به آن اضافه می‌شود. سپس آنقدر محلول نیترات نقره ۰/۰۲ نرمال به محلول اضافه می‌شود تا رسوب آجری‌رنگ ظاهر شود. حجم محلول نیترات نقره‌ای مصرف شده با غلظت کلر نمونه آب (بر حسب میلی اکسی والان بر لیتر) مساوی است.

درصد خطای آنالیز یون‌های اصلی در هر نمونه آب، از طریق رابطه‌ی زیر تعیین شد

(Hounslow, 1995):

رابطه ۱-۳

$$\text{درصد خطا} = \left| \frac{\sum \text{آنیون‌ها} - \sum \text{کاتیون‌ها}}{\sum \text{آنیون‌ها} + \sum \text{کاتیون‌ها}} \right| \times 100$$

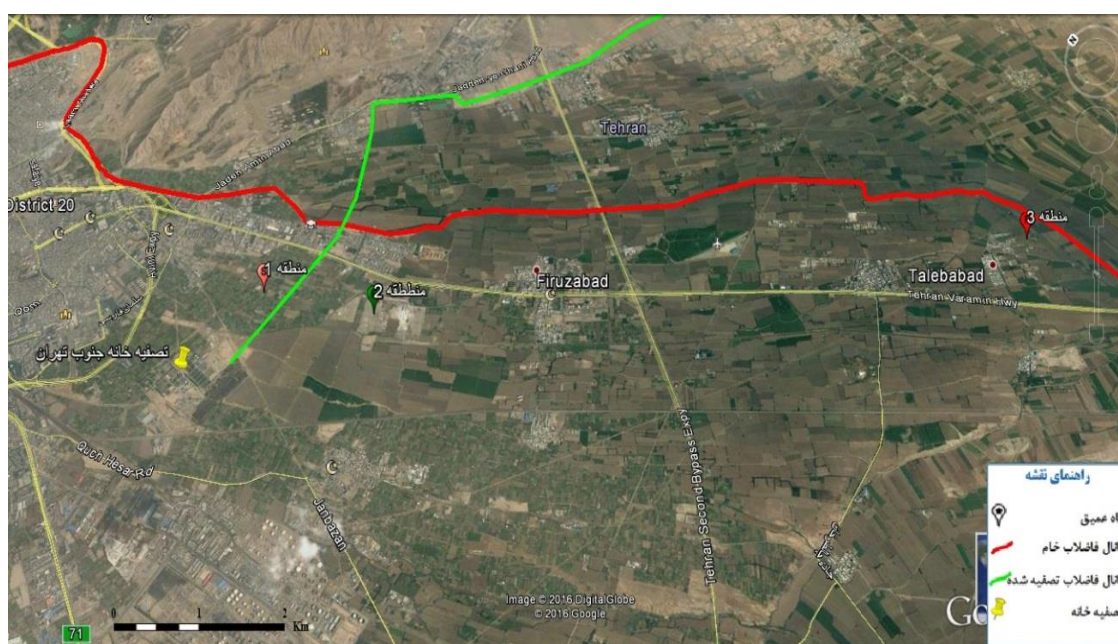
۳-۲-۲- اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین

نمونه‌های آب برداشته شده برای آنالیز غلظت عناصر بالقوه سمی، ابتدا از فیلتر ۰/۴۵ میکرون عبور داده شدند و سپس به هر نمونه چند قطره اسید نیتریک ۰/۲ مولار اضافه گردید تا pH آب به کم‌تر از ۳ کاهش یابد. اسیدی کردن نمونه‌ها به منظور تثبیت یون‌ها و جلوگیری از تغییر خواص شیمیایی نمونه‌ها انجام می‌شود. پس از افزودن اسید، نمونه‌ها بلافاصله برای آنالیز عناصر بالقوه سمی به آزمایشگاه سازمان زمین‌شناسی کشور ارسال شدند. در آزمایشگاه، غلظت عناصر با دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد.

۴-۳- نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌های خاک

۴-۳-۱- نحوه نمونه‌برداری خاک

به منظور ارزیابی تأثیر استفاده از فاضلاب بر غلظت فلزات و کیفیت خاک در منطقه مورد مطالعه، از سه منطقه، S (آبیاری شده با آب زیرزمینی)، منطقه E (آبیاری شده با پساب) و منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب خام) به صورت تصادفی نمونه‌برداری شد. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل (۴-۳) آورده شده است. نمونه‌برداری در طی یک هفته در اوایل خرداد ماه ۹۳ از دو عمق (۱۵-۰ cm) و (۳۰-۱۵ cm) و در ۴۴ ایستگاه صورت گرفت (شکل ۳-۳). وزن تقریبی هر نمونه ۵ کیلوگرم بوده و برای برداشت آن‌ها از بیلچه فولادی ضد زنگ استفاده شد. مشخصات و مختصات نقاط نمونه‌برداری شده در جدول‌های (۲-۳)، (۳-۳) و (۴-۳) آورده شده است.



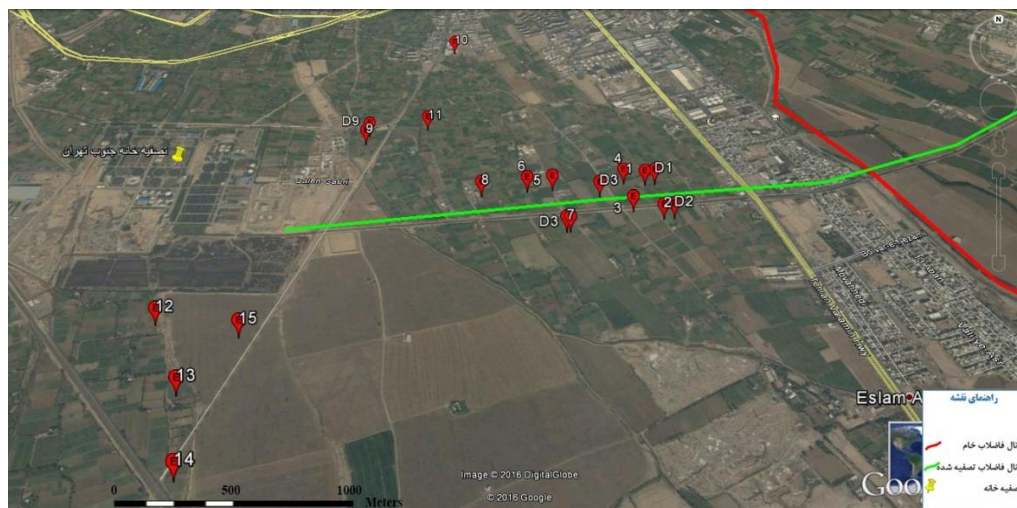
شکل ۴-۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری خاک از مناطق ۱ (منطقه S)، ۲ (منطقه E) و ۳ (منطقه F)



شکل ۳-۵- تصاویری از نمونه‌برداری خاک بر روی زمین

جدول ۳-۳- مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی)

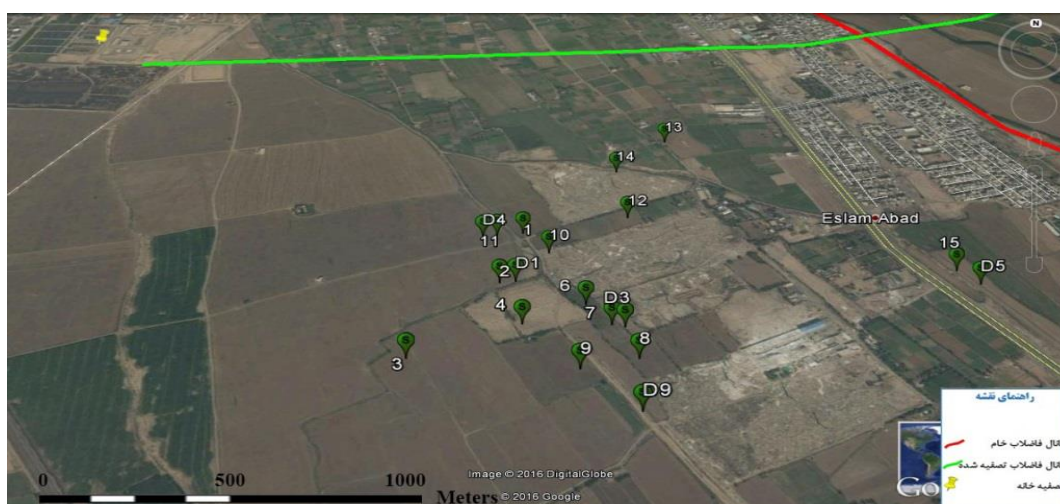
موقعیت جغرافیایی		شماره نمونه	موقعیت جغرافیایی		شماره نمونه
UTM 3934288	39S0541969	S9	UTM 3921925	39S0553025	S1
UTM 3934288	39S0541969	Sd9	UTM 3934834	39S0541710	S2
UTM 3935030	39S0541757	S10	UTM 3934834	39S0541710	Sd2
UTM 3935010	39S0541697	S11	UTM 3934669	39S0541536	S3
UTM 3935010	39S0541697	Sd11	UTM 3934813	39S0541735	S4
UTM 3935241	39S0542111	S12	UTM 3934772	39S0541927	S5
UTM 3935466	39S0542130	S13	UTM 3934643	39S0541855	S6
UTM 3935359	39S0542098	S14	UTM 3934618	39S0541969	S7
UTM 3934978	39S0542704	S15	UTM 3934618	39S0541969	Sd7
UTM 3934978	39S0542704	Sd15	UTM 3934231	39S0541975	S8



شکل ۳-۶- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه S

جدول ۳-۴- مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه E (آبیاری شده با پساب)

موقعیت جغرافیایی		شماره نمونه	موقعیت جغرافیایی		شماره نمونه
UTM 3935991	39S0541227	Ed7	UTM 3936207	39S0541710	E1
UTM 3936473	39S0540675	E8	UTM 3936207	39S0541710	Ed1
UTM 3936420	39S0540688	E9	UTM 3936205	39S05417037	E2
UTM 3936420	39S0540688	Ed9	UTM 3936205	39S05417037	Ed2
UTM 3937075	39S0540905	E10	UTM 3936219	39S0541750	E3
UTM3936186	39S0540793	E11	UTM 3936238	39S0541818	E4
UTM 3935252	39S0540173	E12	UTM 3936238	39S0541818	Ed4
UTM 3934841	39S0540298	E13	UTM 3922249	39S0552879	E5
UTM 3935486	39S0540059	E14	UTM3936065	39S0541174	E6
UTM 3935464	39S0540432	E15	UTM 3935991	39S0541227	E7



شکل ۳-۷- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک در منطقه E

جدول ۳-۵- مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب)

موقعیت جغرافیایی		شماره نمونه	موقعیت جغرافیایی		شماره نمونه
UTM 3929082	39S0548608	Fd7	UTM 3928975	39S054027	F1
UTM 3929056	39S0548587	F8	UTM 3928975	39S054027	Fd1
UTM 3929056	39S0548587	Fd8	UTM 3928950	39S0549080	F2
UTM 3928456	39S0548039	F9	UTM 3929426	39S0548902	F3
UTM 3928456	39S0548039	Fd9	UTM3929397	39S0548933	F4
UTM 3928431	39S0548045	F10	UTM3929397	39S0548933	Fd4
UTM 3928372	39S0548002	F11	UTM 3929154	39S0548933	F5
UTM 3928284	39S0548044	F12	UTM 3929154	39S0548893	Fd5
UTM 3928111	39S0548150	F13	UTM 3929101	39S0548584	F6
UTM 3928093	39S0548117	F14	UTM 3929082	39S0548608	F7



شکل ۳-۸- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب)

۳-۴-۲- آماده‌سازی نمونه‌های خاک

ابتدا نمونه‌ها در معرض هوای آزاد گذاشته شدند تا خشک شوند (شکل ۳-۹). بعد از خشک شدن، نمونه‌ها به ترتیب از الک ۲ mm (برای آنالیز پارامترهای خاک) و ۶۳ میکرون (برای تجزیه فلزات سنگین) عبور داده شدند. نمونه‌های خاک برای تجزیه فلزات سنگین به آزمایشگاه ژئوشیمی سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور ارسال و با دستگاه ICP-OES تجزیه گردیدند.



شکل ۳-۹- خشک کردن نمونه‌های خاک

۳-۴-۳- اندازه‌گیری خواص فیزیکو شیمیایی نمونه‌های خاک

۳-۴-۳-۱- pH خاک

pH خاک یکی از مهمترین خواص فیزیکو شیمیایی خاک است. pH خاک نه تنها وضعیت اسیدی و قلیائی بودن خاک را مشخص می‌نماید، بلکه دسترس پذیری عناصر مغذی ضروری و سمیت عناصر دیگر را کنترل می‌کند. pH خاک تحت تأثیر عوامل متعددی مانند نوع و طبیعت ماده آلی و معدنی، نوع و مقدار کاتیون‌ها و آنیون‌های قابل تبادل، نسبت خاک به محلول، محتوای نمکی یا یونی محلول و غلظت CO_2 قرار دارد (رازقی و همکاران، ۱۳۹۲).

برای اندازه‌گیری pH خاک در این پژوهش، از روش ۹۰۴۵ D سازمان حفاظت محیط زیست امریکا ۱ استفاده شد. در این روش به طور خلاصه، ابتدا مقدار ۲۰ گرم از خاک عبور داده شده از الک ۰/۵ میلی‌متر (۳۵ مش) توسط ترازوی دقیق وزن و در بشر ۵۰ ml ریخته شد و ۲۰ ml آب مقطر به هر نمونه اضافه گردید. بشرها به مدت ۵ دقیقه روی همزن، و پس از آن، به مدت ۱ ساعت کنار گذاشته شدند تا رس‌های معلق از محلول ته‌نشین شوند. سپس pH محلول روی نمونه‌های خاک با

3- US EPA Test Method, 1998, Method 9045 D

استفاده از pH متر کالیبره شده مدل YK-2001 CT اندازه‌گیری شد (شکل ۳-۶). اگر اختلاف دمای نمونه نسبت به محلول بافر کننده الکتروود pH، بیش از ۳ درجه سانتیگراد باشد، باید pH ثبت شده را تصحیح کرد. به عبارت دیگر برای دماهای بیش از ۲۵ درجه سانتیگراد به اندازه ۰/۰۳ واحد به مقدار pH اضافه و برای دماهای کمتر از ۲۵ درجه سانتیگراد به اندازه ۰/۰۳ واحد از مقدار pH کم می‌شود.

۳-۴-۲- اندازه‌گیری ماده آلی خاک

برای اندازه‌گیری ماده آلی خاک نمونه‌های خاک، برداشت شده بعد از اینکه در هوای آزاد خشک شدند، از الک ۳۵ مش (۲mm) عبور داده شدند تا ناخالصی‌ها و مواد درشت جدا شوند. برای اندازه‌گیری ماده آلی خاک در آزمایشگاه از روش تتراسیون با ارتوفنانترولین استفاده شد (روش Walkly-Black) بر طبق این روش ۱ گرم خاک عبور داده شده از الک ۳۵ مش در ارلن ۵۰۰ میلی‌لیتری ریخته شد و ۱۰ میلی‌لیتر در کرومات پتاسیم ۱ نرمال به آن اضافه گردید. سپس ۲۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به محلول اضافه شد. محلول را به آرامی به مدت یک دقیقه تکان داده شد و سپس به مدت ۳۰ دقیقه به حالت سکون قرار گرفت. در مرحله بعد ۲۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر به محلول اضافه شد و پس از سرد شدن، ۱۰ الی ۱۵ قطره معرف ارتوفنانترولین به آن اضافه گردید و محلول حاصل با فروآمنیوم سولفات ۰/۵ مولار تیترا شد. تیتراسیون تا زمان تغییر رنگ محلول به قرمز ادامه می‌یابد. یک نمونه شاهد (فاقد خاک) هم تهیه شده و در نهایت میزان ماده آلی نمونه‌های خاک از رابطه زیر (۲-۳) محاسبه گردید (Chopin et al. 2007):

رابطه ۲-۳

$$OM\% = \frac{N \times (V_1 - V_2) \times 10 \times 0.003 \times 100}{V_1 \times W}$$

- N = نرمالیه فرو آمونیوم سولفات
- V_1 = فرو آمونیوم سولفات مصرفی برای نمونه شاهد (ml)
- V_2 = فرو آمونیوم سولفات مصرفی برای نمونه مجهول (ml)
- W = وزن خاک خشک شده در هوای آزاد



شکل ۳-۱۰- اندازه‌گیری ماده آلی در آزمایشگاه

۳-۳-۴- دانه‌بندی و بافت خاک

بافت خاک فراوانی نسبتی ذرات شن (Sand)، رس (Clay) و سیلت (Silt) را در نمونه خاک نشان می‌دهد. بسیاری از برهم کنش‌های مهم فیزیکی و شیمیایی خاک رابطه مستقیمی با بافت آن دارد.

برای تعیین بافت، نمونه‌های خاک در این پژوهش از روش هیدرومتری استفاده شد. در این روش ۵۰ گرم از خاک عبور کرده از الک ۶۳ میکرون را در یک بشر ۱ لیتری ریخته شد و به آن ۵۰ میلی- گرم محلول استوک (جدا کننده ذرات به هم چسبیده خاک) اضافه گردید. سپس به محلول ۳۰۰ میلی لیتر آب مقطر اضافه شد و محلول را با همزن دستی به مدت یک ساعت به هم زده شد. سپس نمونه (محلول) را با آب مقطر به حجم ۱ لیتر رسانده شد. دمای محلول اندازه‌گیری شد و هیدرومتر به آرامی در محلول قرار داده شد و پس از ۴۰ ثانیه قرائت اول یادداشت گردید در این مدت ماسه ته‌نشین شده و آنچه در مخلوط باقی می‌ماند، سیلت و رس است. پس از ۱ ساعت قرائت دوم یادداشت شد، طی این مدت سیلت ته‌نشین شده و آنچه در مخلوط باقی می‌ماند، رس است، بنابراین قرائت دوم نشانگر فراوانی ذرات رس است. پس از ۲ ساعت قرائت سوم انجام شد و یادداشت می‌گردید (شکل ۳-۱۱). پس از قرائت‌ها، تصحیحات دمایی و چگالی انجام می‌شود. درصد ذرات دارای قطر ماسه، سیلت و رس با

استفاده از روابط زیر به دست می‌آید (Soil Science Society of America, 1997).

$$\% \text{ Sand} = 100 - F_a / M \times 100 \quad \text{رابطه ۱}$$

$$\% \text{ Coarse Silt} = F_a - F_b / M \times 100 \quad \text{رابطه ۲}$$

$$\% \text{ Fine silt} = F_b - F_c / M \times 100 \quad \text{رابطه ۳}$$

$$\% \text{ Clay} = F_c / M \times 100 \quad \text{رابطه ۴}$$

در روابط بالا، M وزن نمونه بر حسب گرم است. با اندازه‌گیری درصد رس، سیلت و ماسه و با استفاده از نرم افزار TAL بافت خاک براساس رده‌بندی استاندارد کشاورزی خاک آمریکا (USDA, 1999) تعیین گردید.



شکل ۳-۱۱- مراحل انجام آزمایش هیدرومتری

۳-۴-۴- ارزیابی کمی شدت آلودگی نمونه‌های خاک

در مطالعات زیست محیطی به ویژه زمانی که توزیع ژئوشیمیایی عناصر در محیط تحت تأثیر عوامل انسان‌زاد قرار داشته باشد، باید شدت آلودگی ایجاد شده به وسیله شاخص ژئوشیمیایی تعیین

گردد (شایسته فر و رضایی، ۱۳۹۰).

شاخص زمین انباشت و ضریب غنی‌شدگی از جمله شاخص‌هایی هستند که می‌توان با استفاده از آن‌ها میزان یا شدت آلودگی خاک را به صورت کمی تعیین کرد (Seshan et al. 2010).

۳-۴-۱- شاخص زمین‌انباشت

یکی از ضرایب ژئوشیمیایی مهم برای توصیف غلظت فلزات در خاک‌های یک منطقه، شاخص زمین‌انباشت (Geoaccumclation Index) است (Muller, 1969) که از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

رابطه ۳-۳

$$I_{geo} = \log_2 C_n / 1.5 \times B_n$$

در این رابطه، C_n غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه خاک یا رسوب، B_n غلظت عنصر مورد مطالعه در مقدار زمینه (متوسط شیل جهانی) و ضریب $1/5$ برای حذف تأثیر سنگ شناسی است (Muller, 1969; Seshan, 2010). مطابق (جدول ۳-۶) ضریب زمین‌انباشت به هفت رده تقسیم می‌شود (Muller, 1969; Nikolaidis et al. 2010).

جدول ۳-۶- ضریب زمین‌انباشت بر اساس رده‌بندی (Muller, 1969; Nikolaidis et al. 2010)

گروه	محدوده I_{geo}	شدت آلودگی
۰	$I_{geo} < ۰$	بدون آلودگی
۱	$۱ < I_{geo} < ۰$	بدون آلودگی تا آلودگی متوسط
۲	$۲ < I_{geo} < ۱$	آلودگی متوسط
۳	$۳ < I_{geo} < ۲$	آلودگی متوسط تا شدید
۴	$۴ < I_{geo} < ۳$	آلودگی شدید
۵	$۵ < I_{geo} < ۴$	آلودگی شدید تا بی‌نهایت
۶	$I_{geo} > ۵$	آلودگی بی‌نهایت

۳-۴-۲- ضریب غنی‌شدگی

این ضریب می‌تواند شاخص خوبی برای تعیین منشأ انسان‌زاد و یا منشأ طبیعی آلودگی باشد (Adamo et al 2005). ضریب غنی‌شدگی میزان هر فلز را نسبت به مقدار آن در سنگ بستر مشخص می‌سازد، براساس این ضریب می‌توان مقدار عنصر را نسبت به مقدار طبیعی آن سنجید. ضریب غنی‌شدگی (EF) از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Rafiei et al. 2010):

رابطه ۳-۴

$$EF = \frac{\frac{C_n(sample)}{C_{ref}(sample)}}{\frac{B_n(background)}{B_{ref}(background)}}$$

EF ضریب غنی‌شدگی، C_n غلظت عنصر مورد بررسی، C_{ref} غلظت عنصر بهنجار کننده در نمونه، B_n غلظت عنصر در ماده مرجع و B_{ref} غلظت عنصر بهنجار کننده در ماده مرجع می‌باشد جدول ۳-۷ ردبندی مقادیر ضریب غنی‌شدگی را نشان می‌دهد.

عنصر بهنجار کننده عنصری است که تغییرات اندکی در محیط داشته و غلظت آن در محیط متأثر از فعالیت‌های انسانی نباشد. در این مطالعه عنصر اسکاندیم Sc به عنوان عنصر مرجع در نظر گرفته شد.

جدول ۳-۷- رده‌بندی مقادیر ضریب غنی‌شدگی (Sutherland, 2000)

EF	شدت غنی‌شدگی
$EF < 2$	بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی اندک
$EF = 2 - 5$	غنی‌شدگی متوسط
$EF = 5 - 20$	غنی‌شدگی قابل توجه
$EF = 20 - 40$	غنی‌شدگی بسیار بالا
$EF > 40$	غنی‌شدگی بی‌نهایت

۳-۴-۵- نرم افزارهای مورد استفاده

بیشتر نمودارها با استفاده از نرم افزار MS Excel (نسخه ۲۰۱۰) رسم شدند. به منظور ترسیم نقشه زمین‌شناسی، راه‌های دسترسی، نقشه پراکندگی عناصر و پارامترهای خاک مورد استفاده قرار گرفت. همچنین به کمک نرم‌افزار تعیین بافت خاک (TAL for window 4.2)، بافت نمونه‌های خاک مورد بررسی تعیین شد. از نرم افزار SPSS (نسخه ۲۱) نیز به منظور تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها استفاده شد. تیپ و رخساره نمونه‌های آب منطقه با نرم‌افزار AQQA رسم شد.

۳-۴-۶- تحلیل آماری داده‌ها

روش‌های آماری چند متغیره، تکنیک‌هایی را برای طبقه‌بندی روابط متقابل عناصر بالقوه سمی ارائه می‌کنند. با استفاده از این روش‌ها همچنین می‌توان منشاء عناصر و تأثیر عوامل انسان‌زاد را بر آن‌ها مشخص ساخت (Acosta, 2010). روش‌های تحلیل همبستگی و تحلیل خوشه‌ای از جمله پر-کاربردترین روش‌های آماری بوده که در ارزیابی‌های زیست محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرند.

۳-۴-۶-۱- تحلیل همبستگی

این روش برای تعیین شدت و همبستگی بین دو متغیر به کار می‌رود. ضریب همبستگی (r) در محدوده بین ۱- (برای متغیرایی با رابطه مثبت کامل) تا ۱+ (برای متغیرایی با رابطه مثبت کامل) قرار می‌گیرد. زمانی که این ضریب برابر با صفر باشد به این معنی است که هیچ رابطه خطی میان متغیرها برقرار نیست (Zamani et al. 2012). در واقع هر چه r به ۱+ باشد، رابطه مثبت خطی قوی-تر است و با افزایش یک متغیر، متغیر دیگر نیز افزایش نشان می‌یابد در حالی که با نزدیک شدن r به ۱-، رابطه منفی خطی برقرار می‌شود و افزایش یک متغیر موجب کاهش یک متغیر دیگر می‌شود (آسیابان‌ها، ۱۳۸۶). در صورتی که داده‌ها توزیع نرمال داشته باشند، برای محاسبه ضریب همبستگی

می‌توان از روش پیرسون استفاده کرد، در غیر این صورت روش غیر پارامتری اسپیرمن به کار می‌رود (Zamani et al. , 2012).

همبستگی بالا و معنادار عناصر در محیط خاک نشان‌دهنده منشاء مشترک آن‌ها و یا کنترل شدن تغییرپذیری آن‌ها توسط یک عامل ویژه است (Skrbic and Durisic-Mladenovic, 2010).

۳-۴-۶-۲- تحلیل خوشه‌ای

روش آماری تحلیل خوشه‌ای یک طبقه‌بندی غیر کنترلی برای متغیرهای آماری است که آن‌ها را بر اساس میزان شباهت‌ها و فاصله‌های موجود، تقسیم‌بندی می‌کند (حسنی‌پاک و شرف‌الدین، ۱۳۸۰). در حقیقت متغیرها با رفتار و ویژه‌گی‌های مشابه در یک خوشه و بیشترین تفاوت‌ها در آن‌ها، در بین خوشه‌ها مشاهده می‌شود. در مطالعات ژئوشیمیایی از روش تحلیل خوشه‌ای برای طبقه‌بندی عناصر براساس شباهت‌های احتمالی آن‌ها (منشاء یا خواص ژئوشیمیایی مشابه) استفاده می‌شود و در انتها همبستگی میان عناصر و تفاوت‌های آن‌ها در یک نمودار خوشه‌ای نشان داده می‌شود (Praveena et al. 2007).

فصل چہارم

تجزیہ و تحلیل داده‌ها

۴-۱- مقدمه

کیفیت خاک در یک منطقه، متأثر از ویژگی‌های زمین‌شناسی و اقلیمی آن منطقه است. با این حال امروزه از فعالیت‌های انسان نیز به عنوان یکی از عوامل مخرب خاک (چه از لحاظ تخریب فیزیکی مانند فرسایش و چه به لحاظ کیفی مانند افزایش میزان آلودگی خاک) یاد می‌شود. بنابراین بررسی خواص خاک‌ها و درجه آلودگی آن، و همچنین عوامل آلوده کننده آن از اهمیت زیادی برخوردار است. در این فصل به بررسی و تحلیل پارامترهای فیزیکوشیمیایی (pH، ماده آلی و بافت) و عناصر (سرب، مس، آرسنیک، کبالت، روی، فسفر، کروم و کادمیم) خاک‌های مورد مطالعه پرداخته شده است. برای تعیین منشأ و روابط ژئوشیمیایی بین عناصر، از آنالیز خوشه‌ای برای نمایش و ارزیابی میزان آلودگی و کیفیت خاک از مقایسه غلظت‌های عناصر با استانداردهای موجود بین‌المللی و همچنین از محاسبه ضرایب زمین انباشت و غنی‌شدگی خاک استفاده شد. علاوه بر این، خواص هیدروشیمیایی و غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه نیز مورد بررسی و تجزیه و تحلیل قرار گرفته است.

۴-۲- بررسی خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

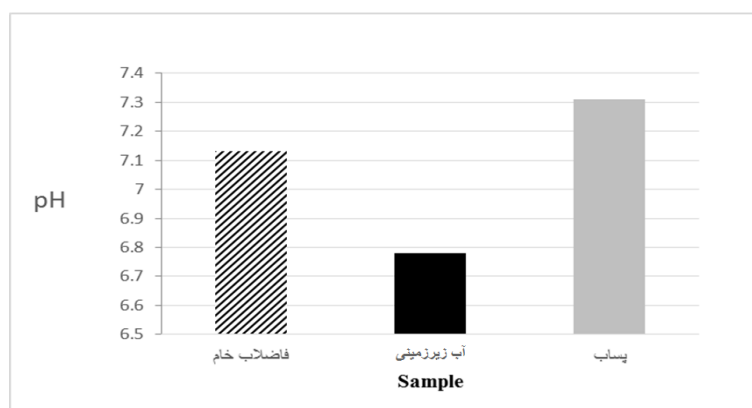
در این پژوهش، تعداد سه نمونه از آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی شامل پساب (فاضلاب تصفیه شده)، آب زیرزمینی (آب چاه عمیق) و فاضلاب خام (آب مخلوط با فاضلاب) برداشت گردید و پارامترهای اصلی آب شامل (pH، EC، غلظت یون‌های اصلی، نسبت جذب سدیم (SAR)، غلظت عناصر مغذی و فلزات سنگین) در آن‌ها اندازه‌گیری شد. برای مقایسه از استانداردهای (سازمان حفاظت محیط زیست ایران، ۱۳۸۰) (IRINDOE) و سازمان خوار و بار جهانی (FAO, 1989) که مربوط به کیفیت فاضلاب تصفیه شده مورد استفاده در آبیاری هستند نیز استفاده گردید (جدول ۴-۱).

جدول ۴-۱- پارامترهای اندازه‌گیری شده و غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب مصرفی در آبیاری زمین‌های کشاورزی و مقایسه با استانداردهای کیفی

پارامتر	واحد	فاضلاب خام (آب مخلوط با فاضلاب)	آب زیرزمینی	فاضلاب تصفیه شده (پساب)	استانداردهای کیفی	
					IRIN DOE (2001)	FAO, 1989
EC	μs/cm	۸۳۲	۲۲۰۰	۱۱۷۱	-	۰/۷
pH	-	۷/۱۳	۶/۷۸	۷/۳۱	۶ - ۸/۵	۶ - ۸/۵
Na	mg/l	۲۵۴	۱۲۳	۸۹/۱	-	۷۰ - ۱۸۰
Ca	mg/l	۱۱۸	۶۵/۷	۹۱/۹	-	۱۰۰ - ۲۰۰
Mg	mg/l	۵۱/۹	۱۷/۹	۵/۷۳	۱۰۰	۳۰ - ۶۰
Cl	mg/l	۲۱۳	۱۴۲	۷۱	۶۰۰	۷۰ - ۳۰۰
SO ₄	mg/l	۲۸۸	۱۶۸	۱۴۸	۵۰۰	-
HCO ₃	mg/l	۳۴۱	۱۹۵	۲۶۸	-	۱۲۰ - ۱۸۰
K	mg/l	۶/۵۵	۱۷/۹	۵/۷۸	-	-
CO ₃	mg/l	۰/۳	۰/۳	۰/۳	-	-
NO ₃	mg/l	۴۱	-	۳۳	۵۰	-

۴-۲-۱- pH نمونه‌های آب

بازه طبیعی pH برای آب آبیاری بین ۶/۵ تا ۸/۴ است (IRIN DOE) و (FAO, 1989). بالاترین میزان pH (۷/۳۱) مربوط به پساب (فاضلاب تصفیه شده) خروجی از تصفیه‌خانه فاضلاب است. pH فاضلاب خام معادل (۷/۱۳) و pH آب زیرزمینی معادل (۶/۷۸) می‌باشد (شکل ۴-۱).



شکل ۴-۱- pH نمونه‌های آب‌های مورد استفاده مصرفی در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه

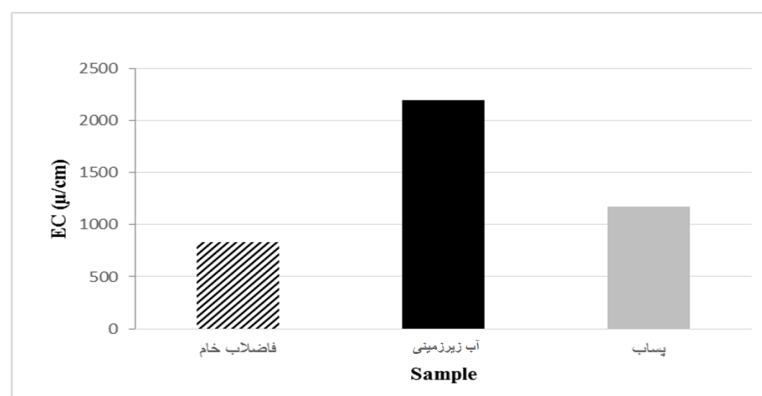
^۱ . سازمان حفاظت محیط زیست ایران، ۱۳۸۰

^۲ . سازمان کشاورزی و خوار و بار جهانی

pH بالای پساب (فاضلاب تصفیه شده) و فاضلاب خام می‌تواند به دلیل بالا بودن غلظت یون بی‌کربنات در آن‌ها باشد. به طور کلی pH اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری مزارع بین ۶/۵ تا ۷/۵ است که از این نظر نمونه‌های آب هیچ محدودیتی برای استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی در مقایسه با استانداردهای حفاظت محیط زیست ایران و جهان (FAO, 1989) ندارند.

۴-۲-۲- هدایت الکتریکی

هدایت الکتریکی (EC) آب نشان‌دهنده میزان املاح موجود در آب است. هدایت الکتریکی آب خالص بسیار کم است و با افزایش غلظت یون‌ها هدایت الکتریکی آن نیز بالا می‌رود. در بین نمونه‌های آب جمع‌آوری شده نمونه آب زیرزمینی بیشترین EC ($2200 \mu\text{S/cm}$) را نشان می‌دهد (شکل ۴-۲). علت این مسأله می‌تواند به زمان ماندگاری بالای آب و همچنین عمیق بودن چاه مرتبط باشد. از نظر استاندارد جهانی (FAO, 1989)، هدایت الکتریکی در آب زیرزمینی دارای محدودیت شدید برای آبیاری است. بنابراین استفاده از این آب‌ها با مسأله انباشت املاح در خاک و شور شدن آن همراه خواهد بود. همچنین هدایت الکتریکی پساب (فاضلاب تصفیه شده) بیشتر از حد مجاز استاندارد سازمان (FAO, 1989) برای آبیاری است. جالب آنکه فاضلاب خام از نظر EC و براساس این استاندارد مشکلی برای آبیاری ندارد.



شکل ۴-۲- EC آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه مصرفی در منطقه

۳-۲-۴- ارزیابی غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب

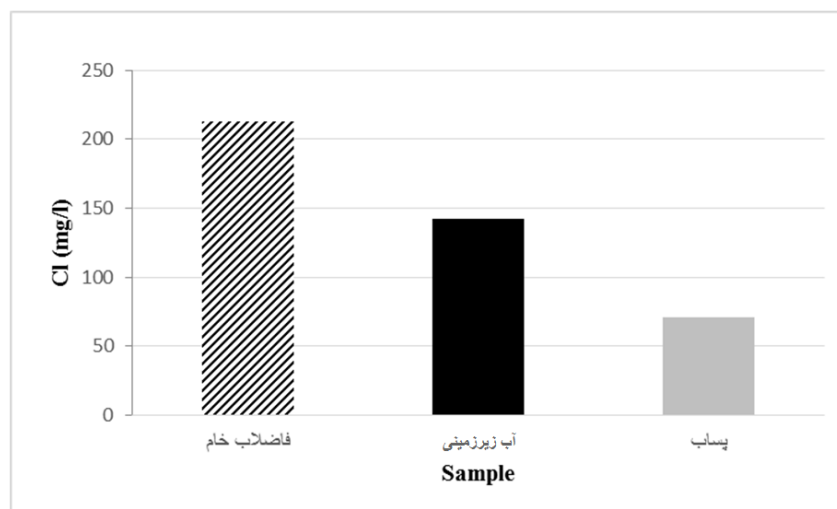
غلظت یون‌های اصلی بدست آمده از آنالیز نمونه‌های آب مورد مطالعه در (جدول ۴-۱) آورده شده است. در غلظت هر یک از یون‌های اصلی در نمونه‌های فاضلاب، پساب و آب زیرزمینی در دامه مورد بررسی قرار می‌گیرد.

۴-۲-۳-۱- یون کلر

کلر بصورت یون کلرید (Cl^-) در آب حضور دارد. این عنصر به واسطه انحلال برخی سنگ‌های رسوبی انحلال‌پذیر و نیز پساب‌های (فاضلاب تصفیه شده) ناشی از فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود. از آنجا که کلر تا حد زیادی به تخلیه فاضلاب‌ها مربوط می‌شود، اغلب این عنصر به عنوان یک شناساگر در آلودگی احتمالی آلاینده‌های مدفوعی مانند کلیفرم‌ها در نظر گرفته می‌شود (Chapman, 2003).

نتیجه آنالیزهای انجام شده بر روی نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان می‌دهد که بیشترین غلظت یون کلر در نمونه فاضلاب خام وجود دارد، مهمترین منشاء کلر در فاضلاب، اضافه شدن آن از منابع صنعتی و خانگی است. منشاء دیگر این عنصر در فاضلاب و پساب احتمالاً اضافه کردن این عنصر برای تصفیه آب است (Ayers and wastcot, 1985). اما کلر در آب زیرزمینی می‌تواند ناشی از انحلال رسوبات تبخیری مربوط به سازندهای میوسن در منطقه باشد. کمترین غلظت این یون نیز در پساب (فاضلاب تصفیه شده) اندازه‌گیری شد، که ناشی از حذف آن در مراحل مختلف تصفیه است.

مقایسه میزان کلر در نمونه‌ها با استانداردهای ایران و جهانی (FAO, 1989) در (شکل ۴-۳) نشان می‌دهد که آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه هیچ مشکلی از نظر استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران ندارند و از استاندارد جهانی (FAO, 1989) بالاتر هستند.

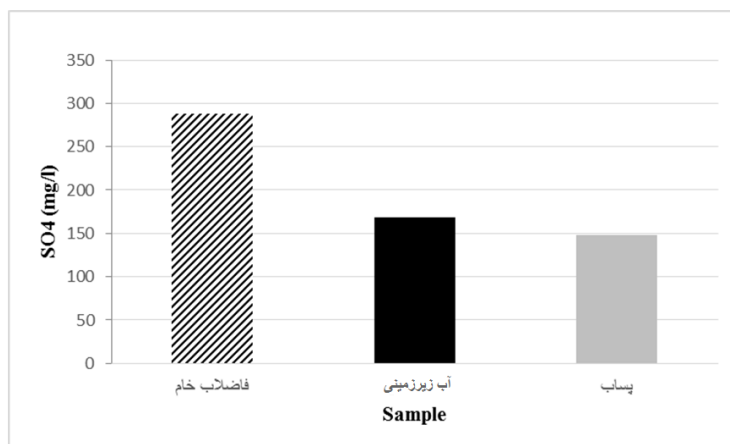


شکل ۳-۴- غلظت یون کلر در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۳-۲- یون سولفات

سولفات در نتیجه استفاده از کودهای حاوی سولفات و نیز شسته شدن ترکیبات گوگردی از سنگ‌های رسوبی در آب افزایش می‌یابد. از دیگر عوامل افزایش غلظت این آنیون در آب تخلیه پساب-های صنعتی و رواناب‌های کشاورزی است (Chapman, 2003).

بیشترین یون سولفات در نمونه فاضلاب خام اندازه‌گیری شد (شکل ۴-۴) که منشاء آن را می‌توان به اضافه شدن فاضلاب‌های صنعتی مربوط دانست. سولفات آب زیرزمینی را هم می‌توان به انحلال رسوب‌های تبخیری و ژئوپس سازندهای میوسن و پلیوسن ارتباط داد. غلظت سولفات موجود در آب‌های مورد استفاده برای آبیاری از نظر سازمان حفاظت محیط زیست ایران (IRIN DOE) در حد مجاز و قابل قبول می‌باشد و هیچ محدودیتی برای آبیاری ندارد.



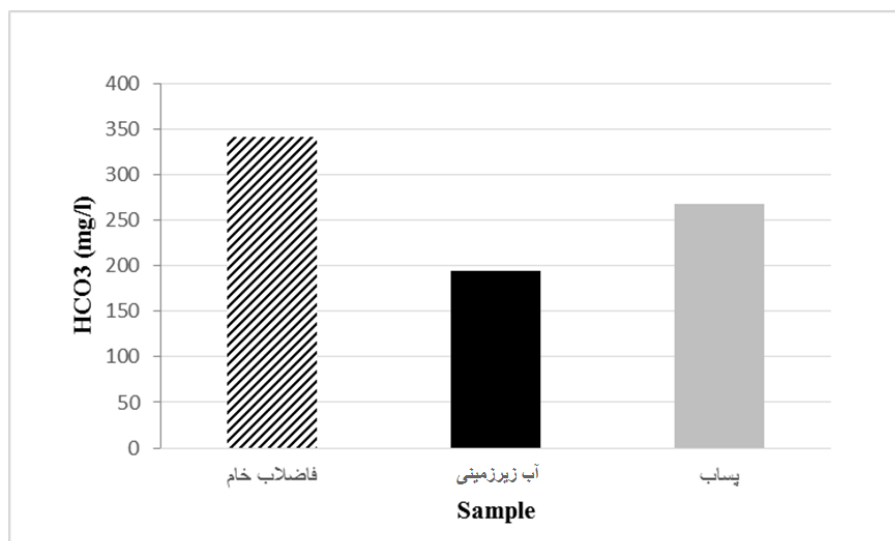
شکل ۴-۴- غلظت یون سولفات در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۳-۳- یون بی‌کربنات

مقادیر نسبی کربنات، بی‌کربنات و کربنیک‌اسید در آب به مقدار pH آن بستگی دارد (شکل ۴-۵). بی‌کربنات معمولاً گونه غالب در بیشتر آب‌های سطحی و زیرزمینی است (Chapman, 2003).

غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های برداشت شده از آب‌های مورد استفاده در منطقه نشان می‌دهد که بیشترین غلظت این یون در نمونه فاضلاب خام (341 mg/l) و کمترین آن در آب زیرزمینی (mg/l) (۱۹۵) وجود دارد. مقادیر زیاد بی‌کربنات در اثر ورود فاضلاب‌های غنی از ماده آلی است که در اثر تجزیه آن، دی‌اکسیدکربن (CO_2) تولید شده و در آب تولید بی‌کربنات می‌کند. به این علت غلظت یون بی‌کربنات در نمونه‌های فاضلاب افزایش یافته است.

همچنین بی‌کربنات موجود در آب‌های زیرزمینی می‌تواند به علت تماس آب‌های زیرزمینی با سازند-های آهکی و رسوبات عهد حاضر و آزاد شدن یون بی‌کربنات در آبخوان شده باشد.



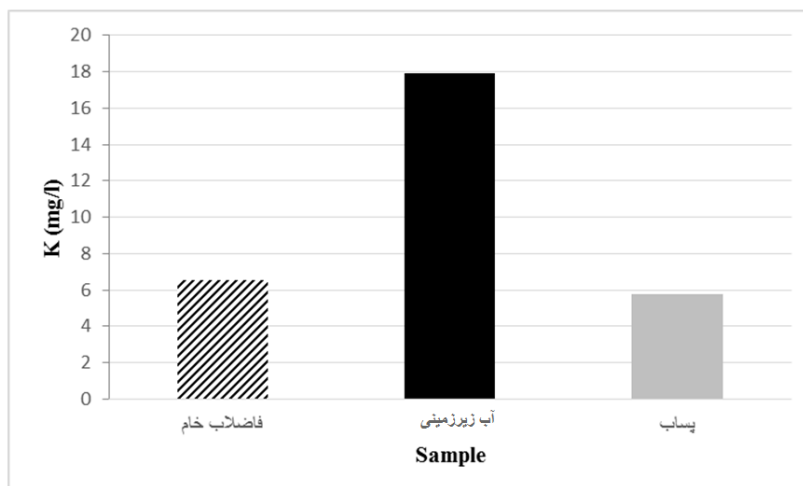
شکل ۴-۵- غلظت یون بی‌کربنات در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه

مورد مطالعه

۴-۲-۳-۴- یون پتاسیم

پتاسیم در آب‌های طبیعی در غلظت‌های پایین وجود دارد، چرا که سنگ‌های حاوی پتاسیم در برابر هوازدگی نسبتاً مقاوم هستند. به هر حال نمک‌های پتاسیم به طور وسیعی در صنایع و کودهای شیمیایی استفاده می‌شوند. و به واسطه پساب صنعتی و یا رواناب‌های کشاورزی وارد منابع آب می‌شوند (Chapman, 2003).

بیشترین غلظت پتاسیم در نمونه آب مورد مطالعه (شکل ۴-۶) مربوط به نمونه آب زیرزمینی (۱۷/۹ mg/l) است و کمترین آن در نمونه پساب (۵/۷۸ mg/l) اندازه‌گیری گردید. هیچ حد مجازی برای غلظت در آب‌های مورد استفاده برای آبیاری وجود ندارد.

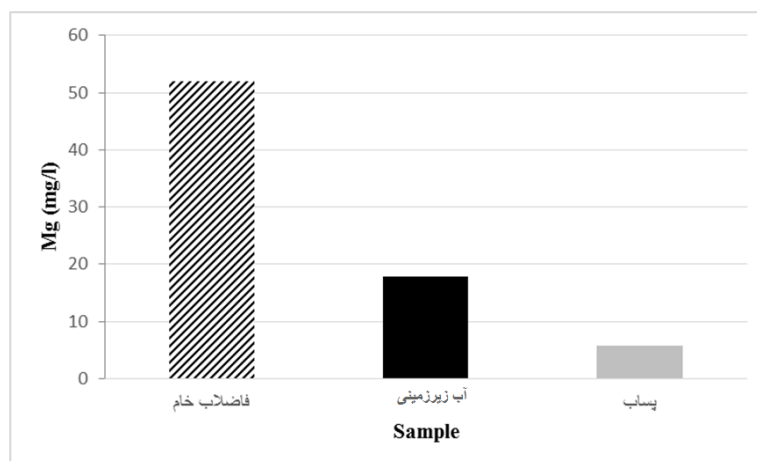


شکل ۴-۶- غلظت یون پتاسیم در آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۳-۵- یون منیزیم

منیزیم در آب‌های طبیعی بیشتر به صورت Mg^{2+} حضور دارد. منیزیم به همراه کلسیم با سختی آب در ارتباط است. این کاتیون عمدتاً از سنگ‌های حاوی کانی‌های فرومنیزیم و نیز برخی سنگ‌های کربناته به ویژه سنگ‌های دولومیتی منشأ می‌گیرد. اضافه شدن فاضلاب‌های صنعتی نیز می‌تواند منشأ انسان‌زاد منیزیم در آب‌های طبیعی باشد (Chapman, 2003).

بیشترین و کمترین غلظت منیزیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه به ترتیب در فاضلاب خام ($51/9 \text{ mg/l}$) و پساب ($5/73 \text{ mg/l}$) بدست آمد. غلظت منیزیم در آب زیرزمینی را می‌توان به انحلال کربنات‌ها نسبت داد. غلظت مجاز منیزیم برای آبیاری از نظر استاندارد سازمان (FAO, 1989) محدودیتی ندارد اما از نظر سازمان حفاظت محیط زیست ایران (IRIN DOE) 100 mg/l است که محدودیتی ایجاد نمی‌کند.

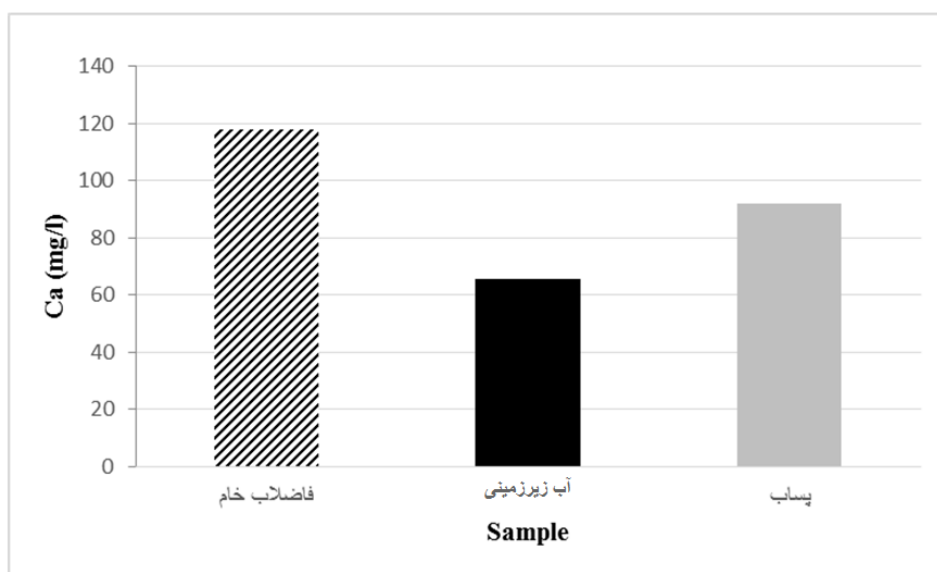


شکل ۴-۷- غلظت یون منیزیم در نمونه آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه

۴-۲-۳-۶- یون کلسیم

کلسیم در تمام آب‌ها به صورت Ca^{2+} وجود دارد. این کاتیون در آب‌های زیرزمینی و سطحی فراوان است و از انحلال سنگ‌های غنی از کلسیم به ویژه سنگ آهک و ژئپس وارد منابع آب می‌شود. از جمله منابع انسان‌زاد کلسیم در آب‌ها نیز می‌توان به پساب‌های صنعتی، زهکشی‌های کشاورزی و پساب‌های حاصل از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب را اشاره کرد (رستگاری مهر، ۱۳۹۰).

مقدار کلسیم در نمونه‌های آب مورد مطالعه به شدت متغیر است و بیشترین مقدار آن در فاضلاب خام و کمترین آن در آب زیرزمینی اندازه‌گیری شد که به ترتیب 118 mg/l و $65/7 \text{ mg/l}$ است. مقدار کلسیم در فاضلاب خام ناشی از اضافه شدن فاضلاب‌های خانگی و صنعتی و کشاورزی به کانال انتقال است. و میزان کلسیم موجود در آب زیرزمینی عمیق را می‌توان به انحلال سنگ‌های آهکی و تبخیری مربوط دانست. براساس استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (IRIN DOE) و سازمان (FAO, 1989) و هیچ محدودیتی در میزان غلظت این عنصر در آب مورد استفاده در آبیاری وجود ندارد.

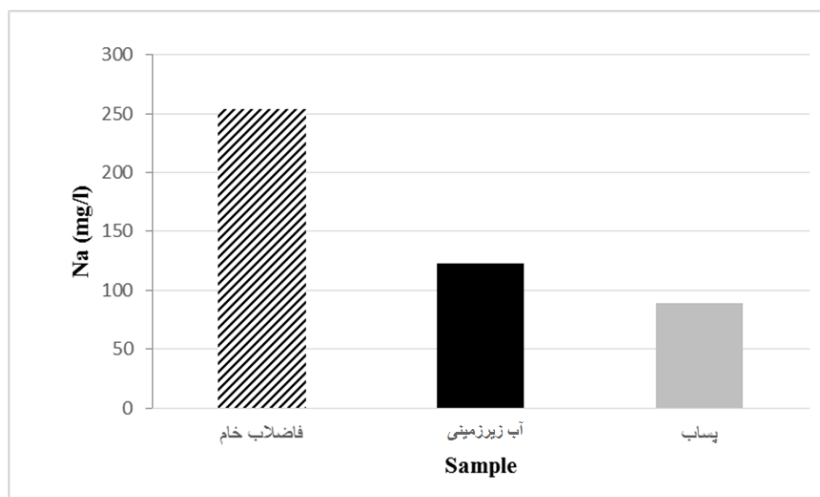


شکل ۴-۸- غلظت یون کلسیم در آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۳-۷- یون سدیم

تمام آب‌های طبیعی حاوی مقادیری سدیم هستند و این یون یکی از فراوان‌ترین عناصر در آب-های طبیعی است. غلظت‌های زیاد سدیم در آب‌ها می‌تواند ناشی از تخلیه فاضلاب و پساب‌های صنعتی باشد. منشاء طبیعی سدیم نیز در آب عمدتاً به انحلال هالیت مربوط می‌شود (Chapman, 2003).

بررسی غلظت سدیم در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که بیشترین غلظت این عنصر در فاضلاب خام (254 mg/l) و کمترین آن غلظت در پساب ($89/1 \text{ mg/l}$) است، منشاء سدیم موجود در فاضلاب را می‌توان آب‌های برگشتی کشاورزی و فاضلاب‌های صنعتی اضافه شده به کانال انتقال فاضلاب دانست. همچنین منشاء سدیم آب زیرزمینی می‌تواند به انحلال هالیت در رسوبات میوسن و عهد حاضر مربوط باشد. براساس استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (IRIN DOE) هیچ کدام از نمونه‌های آب، از نظر غلظت Na برای آبیاری محدودیتی ندارند اما براساس استاندارد جهانی (FAO) فاضلاب خام دارای محدودیت از لحاظ آبیاری است.



شکل ۹-۴- غلظت یون سدیم در نمونه‌های آب مورد استفاد در آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۳-۸- SAR و درصد سدیم

مطمئن‌ترین شاخص تعیین میزان تأثیر آب آبیاری بر افزایش سدیم خاک، شاخص نسبت جذب سدیم (SAR) و همچنین درصد سدیم است. مقادیر بالای SAR بیان کننده جانشینی سدیم با کلسیم و منیزیم در خاک و آسیب به بافت آن است. نسبت جذب سدیم با استفاده از فرمول ارائه شده توسط ریچارد (Richard, 1954) برای آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی از طریق رابطه (۱-۴) محاسبه می‌شود:

رابطه ۱-۴

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

و درصد سدیم نیز براساس رابطه (۲-۴) به دست می‌آید (Wilcox, 1995):

رابطه ۲-۴

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

نتایج محاسبات این شاخص‌ها در جدول‌های (۲-۴) و (۳-۴) آورده شده است.

جدول ۴-۲- طبقه‌بندی درصد سدیم و میزان SAR

گروه	کیفیت	%Na (Wilcox, 1995)	SAR (Richard, 1952)
۱	عالی	< ۲۰	< ۱۰
۲	خوب	۲۰ - ۴۰	۱۰ - ۱۸
۳	قابل قبول	۴۰ - ۶۰	-
۴	مشکوک	۶۰ - ۸۰	۱۸ - ۲۶
۵	نامناسب	> ۸۰	> ۲۶

جدول ۴-۳- جدول میزان در صد سدیم و میزان SAR نمونه‌های آب

	%Na	کیفیت	SAR	کیفیت
آب زیرزمینی	۵۲/۹۹٪	قابل قبول	۲/۱۲	عالی
فاضلاب خام	۵۲/۷۰٪	قابل قبول	۴/۹۱	عالی
پساب (فاضلاب تصفیه شده)	۵۲/۴۲٪	قابل قبول	۲/۰۶	عالی

با توجه به نتایج بدست آمده نتیجه‌گیری می‌شود که از سه نوع آب مورد استفاده برای آبیاری زمین‌های کشاورزی از نظر درصد سدیم، قابل قبول هستند. از نظر میزان SAR، نیز هر سه نمونه آب موجود در منطقه از این نظر عالی هستند.

پاترسون (Patterson, 1996) در پژوهش‌های خود در استرالیا به این نتیجه رسید که بالا بودن SAR در پساب حاصل از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب خانگی منجر به کاهش هدایت هیدرولیکی اشباع خاک می‌گردد، به طوری که با افزایش SAR از صفر به ۳، هدایت هیدرولیکی اشباع به میزان ۵۰٪ و در صورت افزایش آن به ۱۵، هدایت هیدرولیکی به میزان ۷۵٪ کاهش می‌یابد.

۴-۲-۴- طبقه‌بندی نمونه‌های آب از نظر سختی

سختی آب اغلب به حضور کاتیون‌های دو ظرفیتی از جمله کلسیم و منیزیم برمی‌گردد که در آب‌ها به ویژه آب‌های زیرزمینی فراوان هستند (Todd, 2005). میزان سختی آب، برحسب اکسی‌والان-های کربنات کلسیم (CaCO_3) آن‌ها محاسبه و بیان می‌شود. براین اساس سختی آب را به دو نوع

کربناته و غیرکربناته تقسیم می‌کنند. سختی کل نیز شامل سختی موقت (سختی کربناته) و سختی دائم (سختی غیرکربناته) است. سختی کل آب از رابطه ۳-۴ بدست می‌آید (Hounslow, 1995) که در آن، TH بر حسب میلی‌گرم در لیتر کربنات کلسیم، و غلظت Ca و Mg به بر حسب میلی‌گرم در لیتر و نسبت‌ها بر حسب وزن‌های اکی والان بیان می‌گردد:

رابطه ۳-۴

$$TH = 2.5 \times Ca + 4.1 \times Mg$$

بر اساس نتایج بدست آمده مشخص شد که میزان سختی نمونه‌های آب مورد استفاده در منطقه، طبق طبقه‌بندی (جدول ۴-۴) فاضلاب خام و آب زیرزمینی در محدوده خیلی سخت و پساب در محدوده سختی متوسط قرار دارند.

جدول ۴-۴- طبقه‌بندی سختی آب (Todd and Mays, 2005)

سختی (mg/L)	کلاس آب
۰-۷۵	نرم
۷۵-۱۵۰	سختی متوسط
۱۵۰-۳۰۰	سخت
> ۳۰۰	خیلی سخت

۴-۲-۵- نسبت سدیم به کلسیم و منیزیم

نسبت سدیم به مجموع کلسیم و منیزیم که نسبت کلایز نامیده می‌شود، توسط کلی (Kelly, 1963) ارائه شده است. زمانی که این نسبت کمتر از یک باشد، آب از این نظر برای کشاورزی مناسب است و وقتی بیشتر از ۳ باشد، برای مصارف آبیاری و کشاورزی نامناسب تلقی می‌شود. به

طور کلی مقدار بیشتر از ۱ سدیم اضافی در آب را نشان می‌دهد. این نسبت براساس معادله زیر محاسبه می‌شود:

رابطه ۴-۴

$$KR = \frac{Na}{Ca + Mg}$$

این نسبت برای نمونه پساب ۰/۹۱ و برای آب زیرزمینی ۱/۴۷ و برای فاضلاب خام ۱/۴۹ بدست آمد. بدین ترتیب پساب خروجی از تصفیه‌خانه از این نظر برای مصارف آبیاری مناسب می‌باشد و آب زیرزمینی و فاضلاب خام از این نظر برای آبیاری نامناسب هستند.

۴-۲-۶- تیپ و رخساره نمونه‌های آب

تیپ آب‌های طبیعی را می‌توان بر اساس رخساره‌های هیدرشیمیایی تعیین کرد. جهت تعیین تیپ آب از نمودارهای مختلف چون پایپر، استیف و دورو استفاده می‌شود (Hatefi et al. 2007). سه تیپ اصلی (بیکربناته، سولفات و کلروره) وجود دارد که به صورت زیر تعیین می‌گردد:

تیپ کربناته ($HCO_3^- + CO_3^{+2}$): بیکربنات < سولفات < کلرید

تیپ سولفات (SO_4^{-2}): سولفات < بیکربنات < کلرید

تیپ کلروره (Cl^-): کلرید < سولفات < سولفات

با رسم نمودار دورو (Durov) مشاهده می‌شود که SO_4^{-2} ، HCO_3^- و Na گونه‌های یونی غالب هستند (شکل ۴-۱۰). تیپ غالب نمونه‌ها کربناته است و غلظت آنیون‌ها به ترتیب $HCO_3^- > SO_4^{-2} > Cl^-$ تغییر می‌کند.

رخساره آب بر اساس چیرگی یکی از کاتیون‌های آب تعیین می‌شود. سه رخساره اصلی (کلسیک، منیزیک و سدیک) وجود دارد که به صورت زیر تعیین می‌گردد: (Hatefi et al. 2007).

رخساره کلسیک (Ca_2^+): کلسیک < منیزیک < سدیک

رخساره منیزیک (Mg_2^+): منیزیک < کلسیک < سدیک

رخساره سدیک ($\text{Na}_2^+ + \text{K}^+$): سدیک < کلسیک < منیزیک

رخساره غالب نمونه‌های آب زیرزمینی و فاضلاب خام، سدیک و برای نمونه پساب کلسیک است.

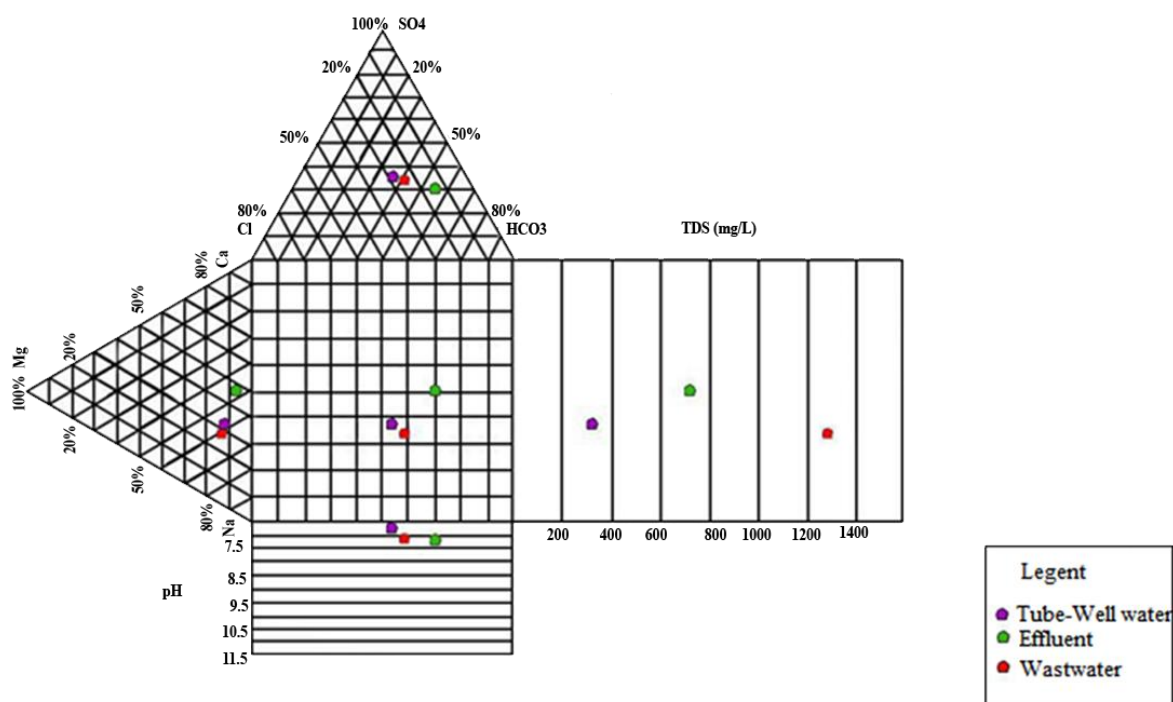
غلظت کاتیون‌ها در آب زیرزمینی و فاضلاب خام نیز به ترتیب $\text{Na}_2^+ > \text{Ca}_2^+ > \text{Mg}_2^+$ (رخساره

سدیک) و غلظت کاتیون‌ها در پساب به ترتیب $\text{Ca}_2^+ > \text{Na}_2^+ > \text{Mg}_2^+$ (رخساره کلسیک) تغییر می-

کند.

TDS نمونه‌های آب بین در بازه‌ی ۱۲۷۴/۷۵ mg/L - ۳۱۶/۶ تغییر می‌نماید. و میانگین pH ۷/۱

می‌باشد که آب زیرزمینی اسیدی و فاضلاب و پساب در محدوده قلیایی قرار دارد.



شکل ۴-۱۰- نمودار Durov آب‌های مصرفی در منطقه مورد مطالعه

۴-۲-۷- فلزات سنگین

یکی از مهمترین آلاینده‌های منابع آبی عناصر جزئی و یا فلزات سنگین هستند. این فلزها عمدتاً

از طریق فعالیت‌های انسان (احتراق سوخت‌های فسیلی، استخراج معادن، ذوب کانسنگ‌های حاوی فلز، فاضلاب‌های شهری، آفت‌کش‌ها، مواد رنگی و باتری‌ها) و هوازدگی طبیعی سنگ‌ها وارد محیط خاک می‌شوند (Blaster, 2000). هر چند غلظت عناصر سنگین در پساب یا فاضلاب ممکن است کم و ناچیز باشد اما تجمع آن‌ها در خاک می‌تواند سبب افزایش غلظت عناصر سنگین در گیاهان کشت شده در این خاک‌ها شود (Agarval, 2002).

در این پژوهش در سه نمونه آب برداشت شده غلظت فلزات، سرب، روی، آهن، کادمیم، مس و آرسنیک و ... تعیین گردید که نتایج آن در (جدول ۴-۵) آورده شده است.

جدول ۴-۵- غلظت فلزات اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب‌های مورد استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی (بر حسب mg/l)

مقایسه پارامترهای اندازه‌گیری شده با استانداردهای ایران و جهان					
پارامترها	فاضلاب خام	آب زیرزمینی	پساب (فاضلاب تصفیه شده)	استاندارد کیفی آب مورد استفاده در آبیاری	
				سازمان حفاظت محیط زیست ایران، (IRAN DOE) ۱۳۸۰	(FAO, 1989)
Pb	۰/۰۲	<۰/۰۱	<۰/۰۱	۰/۱	۵
Zn	۳/۵	۱/۹	۲/۱۵	۲	۲
Fe	۵/۵۸	۲/۸۶	۳/۹۵	۳	۵
Cd	<۰/۰۵	<۰/۰۵	<۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۱
Cu	۰/۰۴۱	۰/۰۱۹	۰/۰۹۷	۰/۲	۰/۲
Mn	۰/۰۱	۰/۰۲	۰/۰۶	۱	۰/۲
Co	۰/۰۲۶	۰/۰۱۴	۰/۰۱۶	۰/۰۵	۰/۰۵
Cr	۰/۰۸	۰/۱۱	۰/۰۵	۱	۰/۱
As	<۰/۰۵	<۰/۰۵	<۰/۰۵	۰/۱	۰/۱
B	۰/۵	۰/۲	۰/۲	۱	۰/۱
Se	۰/۰۱۷	۰/۰۲۱	۰/۰۲۰	-	۰/۰۲

لازم به ذکر است که آرسنیک و کادمیم در هر سه نمونه آب مورد مطالعه و سرب در نمونه آب زیرزمینی و پساب کمتر از حد آشکارسازی دستگاه بدست آمد.

هر سه نمونه آب مورد استفاده در منطقه از نظر غلظت عناصر و فلزات سنگین (بجز کروم، روی و آهن) استانداردهای مجاز سازمان حفاظت محیط زیست ایران (IRAN DOE) و جهانی (FAO) را دارا است.

آهن و روی در فاضلاب خام بیشتر از پساب و آب‌زیرزمینی است و جالب آن که غلظت کرم در آب زیرزمینی بالاتر از فاضلاب خام و پساب است. بالا بودن بعضی فلزات در نمونه آب زیرزمینی را می‌توان به نشت فاضلاب‌های خانگی از چاه‌های جذبی و همچنین به شوری (TDS) بالای نمونه آب زیرزمینی نسبت داد.

۴-۳- بررسی خواص فیزیکی و شیمیایی و آلودگی خاک‌های منطقه مورد مطالعه

خاک یکی از منابع مهم و ارزشمند طبیعت است. بدون داشتن خاک سالم حیات و زندگی بر روی زمین امکان پذیر نخواهد بود. خاک علاوه بر این که تأمین کننده مواد غذایی است، خاصیت تصفیه کنندگی نیز دارد. ۹۵ درصد غذای انسان از زمین حاصل می‌شود و با تخریب خاک محصولات کشاورزی کاهش می‌یابد (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۸) یکی از مسائل مهم زیست محیطی، که امروزه به آن توجه ویژه‌ای شده است، تجمع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی و آلوده شدن مواد غذایی می‌باشد، که از آغاز انقلاب صنعتی تاکنون شدت یافته است. تجمع آن‌ها در خاک می‌تواند موجب کاهش فعالیت و تنوع میکروبی، کاهش حاصلخیزی خاک، کاهش یا از بین رفتن محصول و حتی صدمه به سلامتی انسان و حیوانات از طریق ورود در زنجیره غذایی گردد (Kabata et al. 1994). جذب فلزات سنگین بوسیله گیاه در اراضی کشاورزی یکی از روش‌های عمده و غیرمستقیم ورود فلزات سنگین به زنجیره غذایی انسان است (Jing and Logan.1992). بنابراین یکی از دلایل اصلی مواجهه انسان با فلزات سنگین مسیر خاک- محصول- غذا (soil-crop-food) است (Fu et al.2008). در این بخش ابتدا به خواص فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک اشاره می‌شود و سپس غلظت و شدت آلودگی آن‌ها به فلزات سنگین مورد ارزیابی قرار می‌گیرد.

۴-۳-۱- میزان ماده آلی خاک

ترکیبات آلی پساب و فاضلاب با منشاء گیاهی، حیوانی و انسانی به سرعت در خاک تجزیه شده و این عمل کاملاً در شرایط هوازی (غرقابی ناپیوسته) به مراتب سریع‌تر و کامل‌تر (به دی‌اکسید کربن، موادمعدنی و آب) از شرایط بی‌هوازی صورت می‌گیرد (کمیتة ملی آبیاری و زهکشی ایران، ۱۳۹۰). پساب یک منبع مهم آب و ماده غذایی برای بسیاری از کشاورزان در این اقلیم‌ها (خشک، نیمه‌خشک و مدیترانه‌ای) می‌باشد. حتی گاهی اوقات این منبع، تنها منبع آب در دسترس برای کشاورزی است. آبیاری با پساب می‌تواند باعث افزایش ذرات ریز و ماده آلی محلول در خاک شود که باعث پویایی آلاینده‌ها شده و خاصیت فیزیکی و شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Sala and Serra, 2004). از جمله خطرات بالقوه ناشی از آبیاری با فاضلاب تصفیه شده، تخریب ساختمان خاک، کاهش هدایت هیدرولیکی خاک، سلبندی سطح، افزایش فرسایش خاک و رواناب، کاهش تراکم خاک و تهویه خاک می‌شود (Bhardwaj et al. 2008).

براساس اندازه‌گیری‌های انجام شده میانگین غلظت ماده آلی در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) ۱/۴۱، در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) ۱/۰۷ و منطقه E (آبیاری شده با پساب) ۱/۱۹ درصد وزنی بود بنابراین می‌توان استنباط کرد که آبیاری با فاضلاب مهمترین عامل افزایش ماده آلی در خاک‌های منطقه مورد مطالعه است. تاکنون در مطالعات زیادی بر تأثیر فاضلاب بر افزایش ماده آلی تأکید شده است. به عنوان مثال در مطالعاتی که توسط گالاوی و همکاران و همچنین البان و همکاران (Galavi et al. 2010) و (Elbana et al. 2013) انجام شد این نتیجه رسیدند که آبیاری با فاضلاب باعث افزایش ماده آلی خاک در مزارع آبیاری شده با فاضلاب نسبت به زمین‌های آبیاری شده با آب زیرزمینی شده است. مطالعات اورنسن (Orenes. 2015) در مزارع اسپانیا که ۱۰ سال با فاضلاب آبیاری شده بودند نیز نشان داد که آبیاری با فاضلاب، مواد آلی خاک را افزایش داده (بالاتر از ۲٪) و این امر باعث افزایش فعالیتهای میکروبی و آنزیمی در خاک شده و جذب مواد معدنی و مغذی را

افزایش داده است.

با مقایسه میزان ماده آلی در خاک‌های سطحی و عمقی در مناطق سه گانه مشخص شد که میانگین ماده آلی در خاک‌های سطحی (۱/۲۱ درصد وزنی) و در خاک‌های عمقی (۱/۱۵ درصد وزنی) است که بیشترین آن در خاک‌های عمقی منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) (۱/۵۷ درصد وزنی) و کمترین آن مربوط به منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) (۰/۸۸ درصد وزنی) است.

جدول ۴-۶- میزان ماده آلی در ایستگاه‌های (F) آبیاری شده با فاضلاب، (E) آبیاری شده با پساب و (S) آبیاری شده با آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه

اسم نمونه	ماده آلی در خاک‌های منطقه S (آبیاری با آب زیرزمینی)	کد نمونه	ماده آلی در خاک‌های منطقه F (آبیاری با فاضلاب)	کد نمونه	ماده آلی در خاک‌های منطقه E (آبیاری با پساب)
S1	۱/۶۸	F1	۱/۳۸	E1	۱/۰۶
S2	۱/۲۹	Fd1	۱/۵۲	Ed1	۱/۴۹
Sd2	۰/۹۸	F2	۱/۸۴	E2	۱/۲۷
S3	۰/۸۶	F3	۱/۳۹	Ed2	۱/۲۹
S4	۰/۸۶	F4	۱/۴۵	E3	۱/۱۵
S5	۱/۴۰	Fd4	۱/۵۲	E4	۱/۱۷
S6	۰/۷۳	F5	۱/۴۳	Ed4	۱/۱۷
S7	۰/۶۳	Fd5	۱/۳۹	E5	۰/۷۳
Sd7	۰/۰۶	F6	۱/۸۲	E6	۱/۰۴
S8	۱/۴۳	F7	۱/۹۱	E7	۰/۷۴
S9	۱/۱۰	Fd7	۱/۸۸	Ed7	۰/۳۴
Sd9	۱/۲۲	F8	۱/۰۲	E8	۱/۲۵
S10	۱/۲۵	Fd8	۰/۹۲	E9	۰/۹۲
S11	۱/۱۷	F9	۱/۸۸	Ed9	۰/۶۵
Sd11	۱/۱۵	Fd9	۱/۵۶	E10	۲/۱۷
S12	۱/۴۱	F10	۱/۸۲	E11	۱/۴۹
S13	۰/۹۲	F11	۱/۰۲	E12	۱/۵۳
S14	۰/۲۲	F12	۱/۱۵	E13	۰/۹۸
S15	۱/۱۷	F13	۱/۱۳	E14	۱/۲۳
Sd15	۱/۱۹	F14	۰/۴۷	E15	۱/۱۲

۴-۳-۲- بافت نمونه‌های خاک

بافت خاک یکی از شاخص‌های تعیین کیفیت خاک به حساب می‌آید. در این پژوهش تعیین

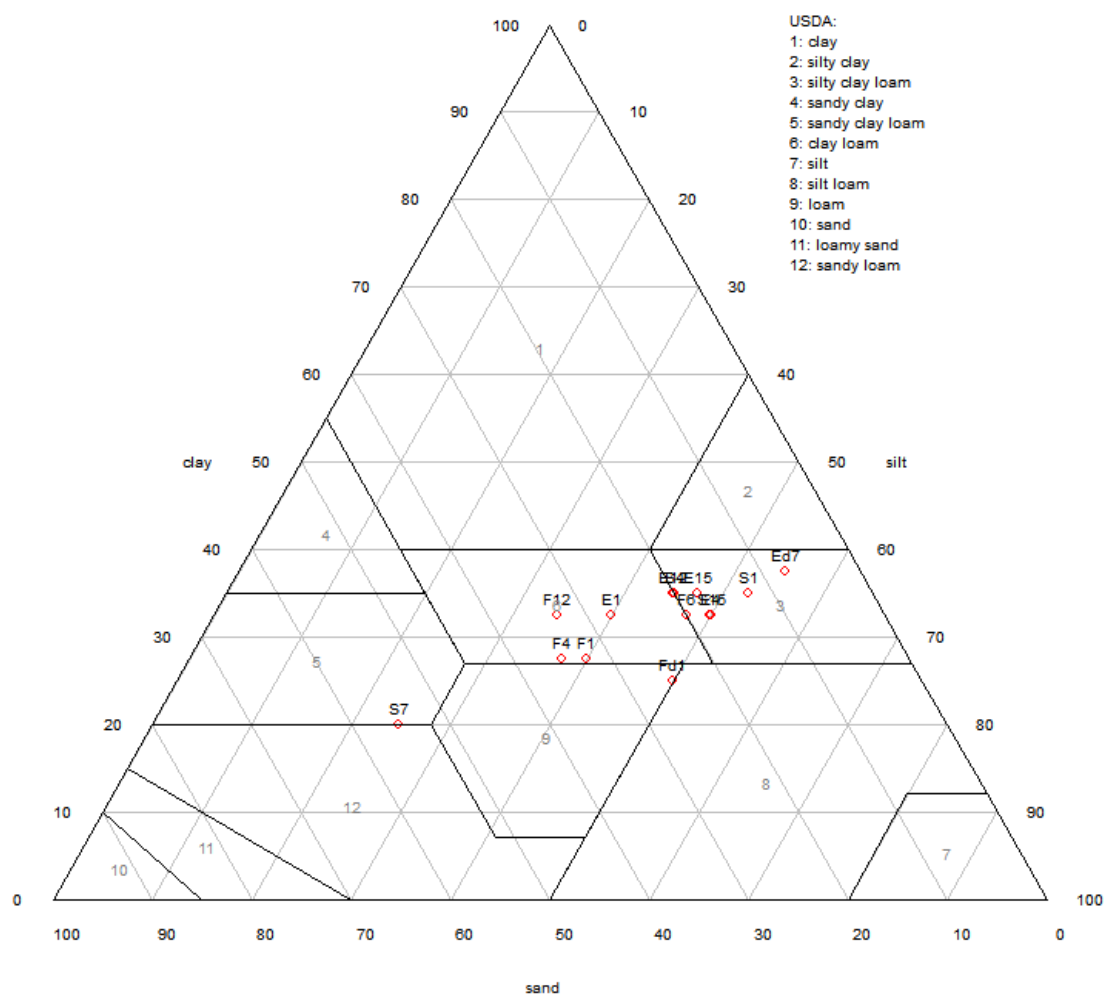
بافت خاک به‌روش هیدرومتری انجام گرفت (جدول ۴-۷). برای طبقه‌بندی خاک نیز از مثلث نام-گذاری بافت خاک طبق استاندارد خاک کشاورزی امریکا (US Department of Agriculture) استفاده شد (شکل ۴-۱۱).

همانطور که در شکل (۴-۱۱) ملاحظه می‌شود بافت خاک در ایستگاه‌های S1, S15, S4, Ed7 همانطور که در شکل (۴-۱۱) ملاحظه می‌شود بافت خاک در ایستگاه‌های S1, S15, S4, Ed7 E15, E14, E4, لوم رسی سیلتی (Silt clay loam)، در ایستگاه‌های F4, F12, F1, E1 لوم رسی (clay loam)، در ایستگاه S7 ما بین لوم رسی ماسه‌ای (Sandy clay loam) و لوم ماسه‌ای (Sandy loam)، ایستگاه F6 لوم رسی سیلتی (Silty clay loam) و لوم رسی (Clay loam) و در ایستگاه Fd9 بافت خاک کاملاً لومی (Loam) است.

جدول ۴-۷- درصد ذرات تشکیل دهنده نمونه‌های خاک مورد مطالعه

ایستگاه	S1	S4	S7	S15	E1	E4	Ed7	E12	E15	F1	F4	F6	F12	Fd1
ماسه	۱۲/۵۳	۲۰/۰۲	۴۴/۸	۱۷/۵۷	۲۷/۵۷	۱۷/۵۹	۳۷/۴۴	۲۰/۱۸	۱۲/۴۸	۳۲/۵	۳۵/۰۲	۲۰/۰۳	۳۱/۰۶	۲۵/۰۵
سیلت	۵۲/۴۸	۴۴/۹۹	۲۴/۹	۴۹/۹۶	۳۹/۹۶	۴۹/۹۵	۵۴/۹۲	۴۴/۹۰	۴۷/۴۲	۴۰	۳۷/۴۸	۴۷/۴۸	۳۴/۴۹	۴۷/۹۷
رس	۳۴/۹۹	۳۴/۹۹	۱۹/۹	۳۲/۴۷	۳۲/۴۷	۳۲/۴۶	۱۷/۴۷	۳۴/۹۲	۳۴/۹۴	۲۷/۰۵	۲۷/۴۹	۳۲/۴۹	۳۱/۰۶	۲۴/۹۸

با توجه به نتایج آنالیز بافت خاک، بافت خاک غالب در منطقه S (آبیاری با آب زیرزمینی) و منطقه E (آبیاری با پساب) لومی رسی سیلتی (Silty clay loam) و در منطقه F (آبیاری با فاضلاب خام) بافت خاک لومی رسی ماسه‌ای (Sandy clay loam) است. با توجه به یکسان بودن زمین‌شناسی منطقه، تغییر بافت خاک بین زمین‌های منطقه محسوس نیست. بافت منطقه مورد مطالعه به‌طور کلی لومی است و تنها درصد رس و ماسه آن تغییر می‌کند.



شکل ۴-۱۱- رده‌بندی نمونه‌های خاک مورد مطالعه بر روی مثلث USDA

۴-۳-۳- pH

pH خاک یکی از عوامل مهم و تأثیرگذار و کنترل کننده گونه‌های فلزی و تحرک‌پذیری فلزات در خاک است (Tijani et al. 2006) به طور عمده در pH‌های نسبتاً بالا میزان تحرک اغلب عناصر کاهش می‌یابد (Baker 1993). pH خاک ۶۰ نمونه جمع‌آوری شده از منطقه مورد مطالعه در جدول (۴-۸) آورده شده است.

جدول ۴-۸- میزان pH نمونه‌های خاک در سه منطقه مورد مطالعه

کد نمونه	pH نمونه‌های خاک در منطقه S (آبیاری با آب زیرزمینی)	کد نمونه	pH نمونه‌های خاک در منطقه F (آبیاری با فاضلاب)	کد نمونه	pH نمونه‌های خاک در منطقه E (آبیاری شده با پساب)
S1	۸/۷۹۷	F1	۸/۲۸	E1	۷/۹۱
S2	۸/۸۲۴	Fd1	۸/۵۲۸	Ed1	۸/۷۱
Sd2	۹/۰۶۶	F2	۸/۳۵۵	E2	۸/۰۱۵
S3	۹/۱۷۱	F3	۸/۴۴	Ed2	۸/۶۶۸
S4	۹/۲۱۵	F4	۸/۴۱۲	E3	۸/۰۶۲
S5	۹/۰۵	Fd4	۸/۴۲۳	E4	۸/۱۰۵
S6	۹/۱۶۳	F5	۸/۴۰۲	Ed4	۸/۷۵
S7	۹/۱۱	Fd5	۸/۵۴۱	E5	۸/۰۱۳
Sd7	۹/۲۲	F6	۸/۳۹۵	E6	۸/۰۸۸
S8	۹/۰۹۵	F7	۸/۳۷۳	E7	۸/۰۹۵
S9	۹/۰۶	Fd7	۸/۶۰۲	Ed7	۸/۹۹
Sd9	۹/۲۲۸	F8	۸/۵۱۴	E8	۸/۰۹
S10	۹/۲۶۴	Fd8	۸/۶۳۷	E9	۸/۰۸
S11	۹/۲۵۶	F9	۸/۳۶۱	Ed9	۸/۹۶
Sd11	۹/۲۹	Fd9	۸/۴۷	E10	۸/۰۴۸
S12	۹/۲۲۸	F10	۸/۴۷۷	E11	۸/۰۴
S13	۹/۰۴۲	F11	۸/۵۸۶	E12	۸/۰۷۶
S14	۸/۹۳۳	F12	۸/۶۶۸	E13	۸/۰۸۳
S15	۸/۸۹	F13	۸/۴۵۷	E14	۸/۰۵
Sd15	۹/۰۸	F14	۸/۰۲۵	E15	۸/۰۶۵

همانطور که مشاهده می‌شود pH نمونه‌های خاک به طور کلی بین ۷/۹۱ تا ۹/۹۸ تغییر می‌کند که میانگین آن در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) ۹/۲۲، در منطقه E (آبیاری شده با پساب) ۸/۴۴ و در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب خام) حدود ۸/۲۴ است. بنابراین pH خاک‌های مورد مطالعه به طور کلی در محدوده قلیایی تا قلیایی شدید قرار می‌گیرند. با این حال براساس مقادیر بدست آمده، pH در مناطقی آبیاری شده با فاضلاب و پساب کمتر از منطقه آبیاری شده با آب زیر-زمینی است. در بیشتر مطالعاتی نیز که بر روی اثر فاضلاب بر خاک صورت گرفته مشخص شده است

که pH خاک تا حدی کاهش می‌یابد. به عنوان مثال مطالعات ژو و همکاران (Xu et al. 2010) مشخص کرد که pH خاک در زمین‌های کشاورزی که برای مدت ۲۰ سال با فاضلاب آبیاری شده‌اند از ۷/۱ به ۶/۱ کاهش یافته است. با این وجود در منطقه مورد مطالعه ظاهراً عوامل دیگری باعث شده‌اند که pH خاک در محدوده قلیایی باقی بماند. از جمله این عوامل می‌توان به وجود سازندهای آهکی و مارنی در منطقه مورد مطالعه اشاره کرد چرا که pH خاک در نواحی آهکی با بارش کم، قلیایی می‌گردد (Kabata-pendias and pendias, 2001).

۴-۳-۴- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک

فلزهای سنگین و پایه، فلزاتی هستند که جرم مخصوص آن‌ها بزرگ‌تر از ۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب است (Lottermoser, 2007) و شامل ۳۸ عنصر می‌شوند. این فلزات گروه اصلی آلاینده‌های غیر آلی به حساب می‌آیند که از منابع مختلف چون لجن یا فاضلاب‌های شهری، آفت‌کش‌ها، کود شیمیایی و باطله‌های معدنی منشاء گرفته و سطح گسترده‌ای از خاک‌ها را آلوده می‌کنند. فلزاتی مانند کادمیوم، آرسنیک، کروم، سرب، نیکل و سلنیوم به طور معمول در خاک‌ها یافت نمی‌شود و در غلظت‌های زیاد برای گیاهان سمی هستند (Tucker et al. 2003). غلظت‌های بیشتر از حد استاندارد برخی از این فلزات (مانند روی، مس، سرب، نقره، کادمیم، قلع، نیکل، کبالت و جیوه) سمی بوده و در غلظت‌های بالا سبب آلودگی خاک‌ها و سایر محیط‌ها می‌شوند. این فلزات و شبه فلزات معمولاً در خاک تحرک کمی داشته به نحوی که حداکثر در افق‌های سطحی خاک باقی می‌مانند. تجمع آن‌ها در خاک می‌تواند موجب کاهش فعالیت و تنوع میکروبی، کاهش حاصلخیزی خاک، کاهش یا از بین رفتن محصول‌دهی و حتی صدمه به سلامتی انسان و حیوانات از طریق ورود در زنجیره غذایی گردد (Fu et al, 2008) (kabaka et al. 1994). کودهای فسفاته و کودهای نیترا ته نیز می‌توانند باعث انتشار و توزیع عناصر و فلزات سنگین در خاک‌ها از جمله خاک‌های کشاورزی شوند (Kbata-pendeas and pendias, 2001).

کاربرد فاضلاب و پساب اگر چه باعث افزایش ناچیز عناصر سنگین در خاک‌های آبیاری شده می‌شود، اما کاربرد طولانی مدت این آب‌ها در زمین‌های کشاورزی به مرور زمان باعث افزایش غلظت این فلزات در خاک می‌شود.

در جدول‌های (۴-۹)، (۴-۱۰) و (۴-۱۱) غلظت فلزات سنگین به ترتیب در خاک‌های آبیاری شده با آب زیرزمینی (منطقه S)، خاک‌های آبیاری شده با پساب (منطقه E) و منطقه آبیاری شده با فاضلاب (منطقه F) آورده شده است.

جدول ۴-۹- غلظت فلزات و سایر عناصر در خاک‌های آبیاری شده با آب زیرزمینی (منطقه S) (کلیه مقادیر بر حسب mg/kg) علامت d نشان دهنده خاک‌های عمقی

Zn	Pb	P	Ni	Cu	Cr	Co	Cd	As	Field.No
۱۶۰/۳۱	۸۱/۷۵	۱۶۷۴/۷۵	۴۲/۷۴	۵۵/۶۹	۴۲۸/۷۴	۱۶/۰۲	۰/۹۶	۱۲/۴۸	S1
۱۰۱/۹۲	۵۱/۷۰	۱۲۱۲/۲۲	۴۱/۷۴	۲۶/۰۷	۱۲۱/۸۵	۱۵/۷۶	۰/۵۲	۱۴/۲۸	S2
۸۱/۹۸	۴۹/۲۵	۱۲۵۸/۸۲	۴۵/۲۲	۲۵/۷۶	۱۴۸/۸۴	۱۶/۲۲	۰/۷۲	۱۵/۴۸	Sd2
۱۰۲/۳۱	۶۴/۷۹	۱۲۷۸/۰۴	۴۴/۶۰	۳۷/۹۲	۲۶۰/۹۷	۱۵/۲۲	۰/۷۵	۱۵/۳۶	S3
۱۲۶/۲۵	۸۰/۵۴	۱۲۸۶/۳۸	۴۵/۷۱	۲۵/۵۸	۱۶۰/۸۲	۱۵/۹۸	۰/۹۹	۱۴/۹۹	S4
۱۰۱/۴۱	۵۶/۴۶	۱۲۷۱/۴۴	۴۸/۷۲	۴۰/۴۰	۳۰۵/۴۵	۱۷/۹۸	۰/۵۹	۱۴/۱۱	S5
۱۱۹/۵۱	۵۲/۲۰	۱۲۸۱/۹۶	۴۸/۳۸	۴۱/۶۷	۲۷۲/۴۶	۱۶/۰۲	۰/۹۶	۱۶/۱۵	S6
۶۵/۰۹	۲۲/۴۷	۹۲۴/۴۴	۲۹/۷۲	۲۵/۳۷	۹۹/۹۰	۱۴/۸۲	۰/۹۴	۱۱/۷۵	S7
۵۶/۶۷	۲۲/۳۵	۸۷۲/۱۷	۲۸/۴۵	۲۲/۷۲	۶۶/۷۹	۱۲/۵۷	۰/۵۵	۱۱/۹۰	Sd7
۱۲۱/۷۶	۸۹/۲۵	۱۷۰۳/۴۰	۴۵/۰۸	۵۱/۰۹	۳۲۲/۵۸	۱۵/۱۰	۰/۶۹	۱۲/۹۵	S8
۱۰۲/۷۲	۷۱/۰۱	۱۵۵۹/۴۷	۴۶/۲۷	۴۰/۱۰	۱۷۸/۴۲	۱۶/۲۲	۰/۸۲	۱۵/۹۲	S9
۹۹/۶۰	۶۱/۱۶	۱۴۵۲/۲۰	۴۲/۶۴	۴۱/۰۶	۱۶۲/۰۴	۱۵/۷۲	۰/۶۵	۱۴/۳۱	Sd9
۱۲۷/۴۸	۶۰/۲۷	۱۵۲۴/۲۲	۴۴/۷۰	۴۲/۹۱	۲۰۵/۴۲	۱۴/۸۱	۰/۶۱	۱۴/۶۴	S10
۱۴۲/۵۱	۷۴/۵۴	۱۴۴۵/۵۸	۴۹/۱۱	۴۶/۱۰	۲۸۹/۹۲	۱۵/۱۰	۰/۸۵	۱۵/۳۴	S11
۱۰۹/۰۷	۷۲/۰۵	۱۲۴۷/۱۱	۴۸/۴۱	۴۵/۲۴	۲۶۱/۴۶	۱۶/۱۵	۰/۴۶	۱۴/۷۸	Sd11
۱۱۰/۲۳	۶۱/۱۷	۱۲۳۷/۸۵	۴۴/۷۹	۴۲/۷۶	۲۶۴/۰۷	۱۷/۶۲	۰/۶۰	۱۲/۴۲	S12
۷۱/۵۵	۴۲/۴۸	۱۰۳۹/۲۰	۲۳/۵۸	۲۶/۶۳	۷۳/۵۰	۱۳/۹۵	۰/۶۷	۱۰/۷۱	S13
۷۶/۷۰	۴۷/۴۸	۱۰۸۰/۵۸	۴۲/۶۳	۲۵/۶۲	۸۹/۹۶	۱۵/۳۷	۰/۶۹	۱۶/۳۹	S14
۱۴۴/۱۰	۱۲۷/۲۲	۱۱۶۴/۹۲	۶۶/۷۶	۸۵/۰۰	۸۱/۵۲	۱۷/۰۸	۰/۶۰	۱۲/۸۲	S15
۲۱۱/۳۲	۱۴۷/۰۹	۱۲۳۱/۳۹	۶۴/۹۶	۱۲۲/۷۹	۸۶/۹۳	۱۷/۷۲	۱/۰۸	۱۲/۵۰	Sd15

جدول ۴-۱۰ - غلظت فلزات و سایر عناصر در خاک‌های آبیاری شده با پساب (منطقه E) (کلیه مقادیر بر حسب

(mg/kg)

Zn	Pb	Ni	Cu	Cr	Co	Cd	As	Field.No
۲۱۰/۹۱	۹۱/۰۳	۴۴/۱۵	۱۱۷/۵۶	۹۴/۳۵	۱۷/۴۸	۰/۷۷	۱۳/۷۶	E1
۲۱۸/۴۲	۸۵/۹۱	۴۰/۴۵	۱۷۳/۹۸	۸۸/۴۴	۱۴/۹۴	۰/۷۸	۱۲/۵۸	Ed1
۸۳/۷۱	۴۷/۷۶	۳۵/۴۴	۱۴۷/۳۶	۱۸۳/۸۷	۱۳/۶۸	۰/۶۳	۱۱/۱۱	E2
۸۲/۱۷	۵۰/۲۷	۳۹/۳۶	۳۸/۴۲	۲۰۸/۷۸	۱۵/۵۱	۰/۹۸	۱۲/۰۷	Ed2
۹۲/۸۳	۵۶/۷۰	۴۱/۰۶	۴۳/۶۱	۱۰۹/۹۶	۱۴/۹۵	۰/۷۶	۱۲/۲۸	E3
۱۱۸/۱۵	۶۴/۹۷	۴۰/۳۱	۴۸/۵۹	۱۸۷/۶۶	۱۵/۱۶	۰/۷۴	۱۱/۸۰	E4
۱۲۹/۱۸	۶۱/۳۳	۳۶/۴۷	۴۷/۱۸	۱۷۵/۲۱	۱۳/۴۵	۰/۹۲	۱۲/۱۶	Ed4
۹۸/۱۶	۵۷/۰۶	۳۹/۶۱	۴۷/۱۳	۱۶۱/۴۱	۱۴/۰۲	۰/۹۲	۱۲/۳۲	E5
۹۵/۱۷	۵۸/۳۷	۴۱/۰۳	۴۱/۳۴	۱۵۴/۸۱	۱۴/۲۸	۰/۵۸	۱۳/۷۹	E6
۹۴/۴۴	۵۵/۷۹	۳۹/۳۸	۳۴/۱۱	۱۱۰/۱۵	۱۳/۱۵	۰/۲۵	۱۲/۹۴	E7
۷۴/۹۷	۵۴/۷۷	۵۲/۷۱	۳۲/۶۵	۱۰۳/۳۴	۱۶/۰۰	۰/۶۴	۱۳/۳۴	Ed7
۱۰۲/۶۳	۶۱/۸۹	۴۲/۷۹	۴۶/۹۸	۲۴۲/۶۱	۱۶/۶۴	۰/۶۹	۱۲/۴۶	E8
۹۶/۴۱	۶۲/۹۳	۴۵/۸۳	۴۱/۸۹	۱۹۶/۴۶	۱۳/۸۰	۰/۹۱	۱۴/۲۳	E9
۷۰/۴۷	۵۲/۷۴	۳۴/۷۶	۳۵/۹۳	۱۶۰/۳۰	۱۴/۶۰	۰/۸۴	۱۲/۷۶	Ed9
۱۳۳/۷۶	۷۹/۵۶	۴۲/۸۰	۵۴/۸۳	۳۳۵/۷۵	۱۳/۶۴	۰/۹۰	۱۲/۳۵	E10
۱۴۸/۳۸	۱۰۶/۰۰	۴۷/۲۶	۵۳/۵۲	۷۷۶/۳۲	۱۴/۳۵	۱/۰۹	۱۱/۷۷	E11
۱۴۲/۵۸	۶۹/۰۱	۴۲/۵۰	۴۱/۵۵	۲۳۲/۳۲	۱۷/۱۶	۰/۶۹	۱۲/۸۴	E12
۹۷/۵۷	۴۴/۶۳	۴۲/۷۸	۴۷/۳۴	۱۳۹/۲۳	۱۶/۵۲	۰/۸۱	۱۲/۶۲	E13
۱۱۹/۲۲	۵۸/۲۱	۴۳/۹۲	۶۰/۸۴	۱۳۵/۰۶	۱۶/۲۴	۰/۵۳	۱۳/۰۱	E14
۱۸۷/۵۴	۷۸/۶۷	۴۴/۰۸	۶۲/۹۰	۲۴۱/۹۰	۱۳/۷۹	۱/۰۳	۱۲/۴۳	E15

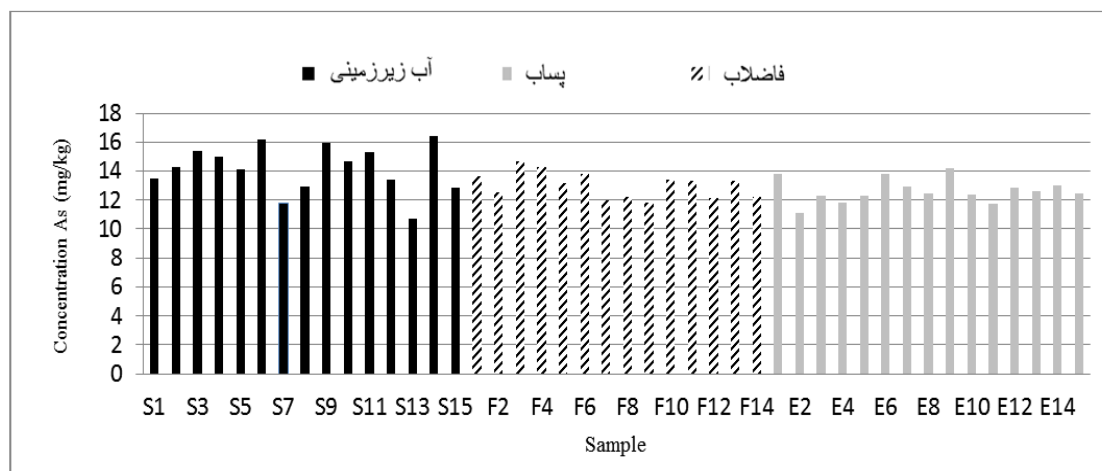
جدول ۴-۱۱ - غلظت فلزات و سایر عناصر در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب (منطقه F) (کلیه مقادیر بر حسب

(mg/kg)

Zn	Pb	P	Ni	Cu	Cr	Co	Cd	As	Field.No
۱۷۷/۰۳	۱۱۰/۷۵	۱۴۵۳/۸۴	۵۰/۴۲	۶۴/۶۰	۱۱۰/۷۱	۱۸/۴۸	۰/۸۹	۱۳/۶۷	F1
۱۷۴/۵۷	۱۱۹/۰۹	۱۴۰۴/۷۸	۵۱/۰۵	۶۲/۱۲	۱۱۲/۸۱	۱۵/۹۴	۰/۸۲	۱۴/۰۱	Fd1
۱۶۰/۹۴	۹۸/۹۸	۱۵۶۸/۸۹	۴۹/۳۴	۶۳/۷۰	۱۱۶/۰۳	۱۵/۱۳	۰/۵۸	۱۲/۵۴	F2
۱۱۷/۸۷	۵۵/۰۳	۱۴۱۴/۴۶	۶۰/۲۴	۴۲/۵۳	۱۰۵/۷۰	۱۸/۳۱	۰/۸۸	۱۴/۷۰	F3
۲۱۰/۲۰	۱۴۱/۵۴	۱۷۵۰/۳۹	۶۰/۲۳	۷۴/۲۴	۱۴۶/۶۴	۱۵/۱۰	۱/۰۰	۱۴/۲۵	F4
۲۵۸/۱۴	۱۹۴/۹۵	۱۹۴۴/۲۶	۶۴/۷۸	۱۱۷/۹۲	۱۵۷/۷۵	۱۵/۰۶	۱/۲۹	۱۳/۶۲	Fd4
۱۵۱/۲۵	۱۱۲/۸۴	۱۴۲۰/۶۲	۵۱/۳۲	۵۳/۶۴	۱۰۷/۵۴	۱۵/۶۲	۰/۹۷	۱۲/۱۹	F5
۱۳۶/۰۰	۸۸/۷۷	۱۳۵۰/۲۶	۴۷/۱۳	۵۱/۷۲	۹۹/۳۸	۱۶/۳۱	۰/۵۸	۱۲/۱۷	Fd5
۱۲۱/۸۶	۶۲/۱۶	۱۶۵۹/۲۷	۵۲/۸۷	۴۱/۶۰	۱۰۲/۹۵	۱۵/۸۳	۰/۷۱	۱۳/۷۸	F6
۱۱۸/۴۹	۵۹/۴۰	۱۹۹۵/۶۲	۴۷/۸۰	۴۶/۶۸	۹۵/۰۵	۱۶/۴۴	۰/۸۳	۱۱/۹۷	F7
۱۰۸/۳۵	۵۸/۲۴	۱۹۷۷/۶۹	۴۸/۲۶	۴۸/۳۲	۹۰/۳۴	۱۵/۴۲	۰/۶۴	۱۱/۸۷	Fd7
۸۷/۱۶	۵۱/۰۷	۱۱۷۸/۳۹	۴۲/۵۹	۳۹/۱۳	۸۶/۳۵	۱۴/۷۴	۰/۴۷	۱۲/۱۹	F8
۷۰/۸۱	۴۰/۲۲	۱۰۳۵/۲۶	۴۵/۲۲	۲۸/۶۷	۸۰/۱۸	۱۴/۲۲	۰/۵۰	۱۲/۷۹	Fd8
۸۲/۸۱	۴۲/۱۶	۱۵۵۹/۷۷	۳۷/۴۷	۲۹/۰۰	۷۰/۰۰	۱۳/۳۳	۰/۷۴	۱۱/۸۱	F9
۷۹/۶۶	۳۶/۸۷	۱۴۹۵/۴۴	۳۸/۷۰	۲۷/۸۹	۷۸/۸۳	۱۵/۰۹	۰/۸۴	۱۳/۲۴	Fd9
۶۸/۲۵	۳۵/۶۴	۱۵۱۵/۵۵	۳۹/۶۶	۲۸/۰۵	۸۲/۶۸	۱۲/۳۳	۰/۴۲	۱۳/۲۹	F10
۷۷/۶۷	۲۲/۷۳	۱۰۱۱/۵۵	۳۸/۶۱	۲۵/۷۶	۷۷/۱۱	۱۲/۹۷	۰/۳۹	۱۳/۲۵	F11
۶۲/۱۰	۳۱/۹۶	۹۶۴/۸۲	۳۹/۳۹	۲۸/۷۹	۷۸/۱۰	۱۴/۴۸	۰/۳۷	۱۲/۱۱	F12
۷۵/۹۷	۳۲/۶۰	۱۲۸۹/۰۹	۵۵/۷۷	۲۹/۰۹	۱۴۴/۷۲	۱۶/۶۹	۰/۶۷	۱۳/۳۴	F13
۶۷/۲۴	۳۵/۱۹	۱۰۲۵/۴۸	۴۷/۰۱	۲۵/۱۶	۶۹/۷۱	۱۵/۳۹	۰/۷۰	۱۲/۲۲	F14

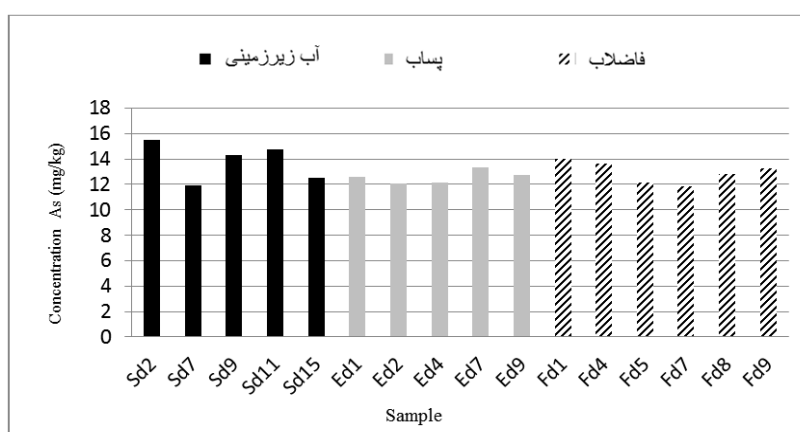
۴-۳-۱- آرسنیک

غلظت آرسنیک در نمونه‌های خاک مورد مطالعه از عمق ۰-۱۵ سانتی‌متر نشان داد که بیشینه غلظت آن در ایستگاه S14 ($16/4 \text{ mg/kg}$) و غلظت کمینه آن در ایستگاه S13 ($10/71 \text{ mg/kg}$) است (شکل ۴-۱۲).



شکل ۴-۱۲- میانگین غلظت آرسنیک در خاک‌های سطحی مورد مطالعه (عمق ۰-۱۵ cm)

بیشترین غلظت آرسنیک در خاک‌های برداشت شده از عمق ۱۵-۳۰ سانتی‌متر، در ایستگاه Sd2 ($15/48 \text{ mg/kg}$) و کمترین آن در ایستگاه Sd7 ($11/89 \text{ mg/kg}$) مشاهده می‌شود (شکل ۴-۱۳).



شکل ۴-۱۳- میانگین غلظت آرسنیک در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۱۵-۳۰ cm)

با توجه به میانگین غلظت آرسنیک در پوسته زمین ($1/8 \text{ mg/kg}$) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت مجاز آن در خاک‌های کشاورزی ($3/8 \text{ mg/kg}$) (Eriksson, 2001) مشاهده می‌شود که غلظت این شبه فلز در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از غلظت آن در پوسته و خاک‌های کشاورزی بالاتر است.

مقایسه میانگین غلظت As در دو عمق نمونه‌برداری نشان می‌دهد که غلظت آرسنیک نسبت به عمق تغییرات چندانی نشان نمی‌دهد. غلظت این شبه فلز در خاک‌های سطحی $0/1 \text{ mg/kg}$ از غلظت آن در خاک‌های عمقی بیشتر است.

میانگین غلظت As در خاک‌های آبیاری شده با آب زیرزمینی ($14/15 \text{ mg/kg}$ (S)، در خاک‌های آبیاری شده با پساب ($12/64 \text{ mg/kg}$ (E) و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب ($13/01 \text{ mg/kg}$ (F) است.

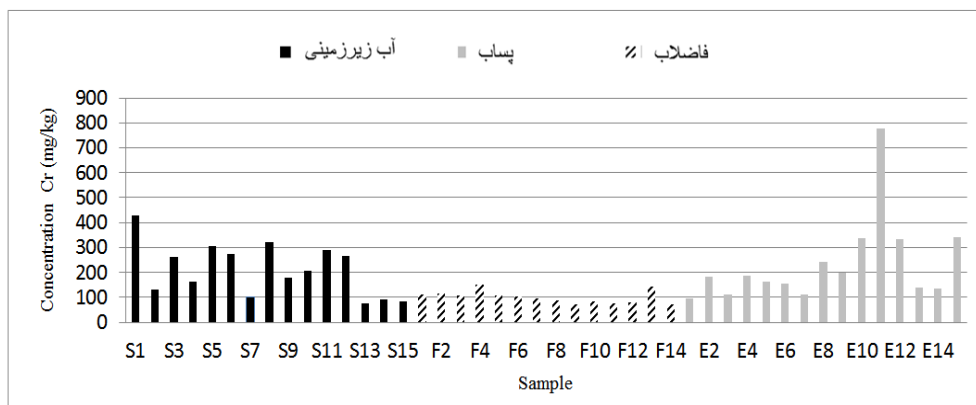
با توجه به غلظت As در سه منطقه یاد شده می‌توان نتیجه گرفت که غلظت این عنصر روند کاهشی را نسبت به هم و نسبت به عمق نشان می‌دهد. آرسنیک و دیگر ترکیبات آن به آسانی در خاک‌های با pH قلیایی به حالت انحلال پذیر در می‌آیند (Wong et al, 2002) به همین علت میزان این فلز در دو عمق خاک تقریباً برابر و یکسان است.

غلظت بالای آرسنیک در منطقه S که با آب زیرزمینی آبیاری شده را می‌توان به مصرف بالای آفت‌کش‌ها و سموم دفع آفات نسبت داد. آفت‌کش‌های پر مصرف مانند سدیم آرسنات و دی‌اکسید آرسنیک به علت حضور آرسنیک در ساختار آن‌ها باعث تجمع این فلز در طول زمان در خاک می‌شوند (Atafar et al. 2010)

۴-۳-۴-۲- کروم

اندازه‌گیری غلظت فلز کروم در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه از عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری، نشان داد که بیشترین غلظت این فلز ($776/31 \text{ mg/kg}$) در ایستگاه E11 و کمترین غلظت آن

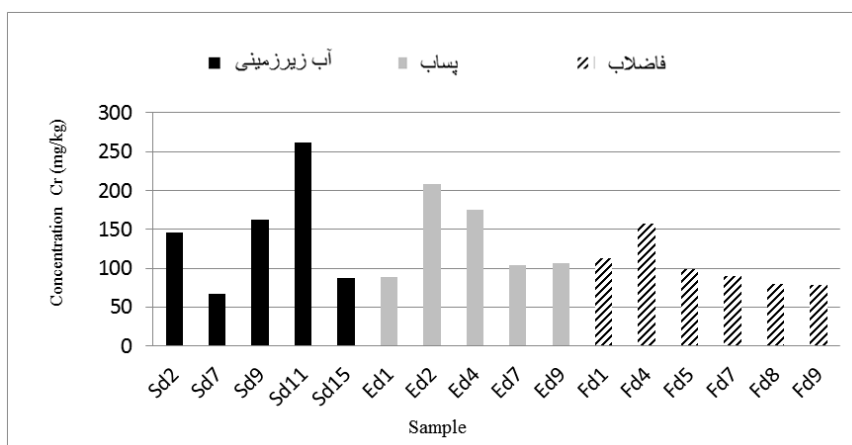
(۶۹/۷۱ mg/kg) در ایستگاه F14 وجود دارد (شکل ۴-۱۴).



شکل ۴-۱۴- غلظت کروم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)

بیشترین غلظت کروم در خاک‌هایی با عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متر نیز در ایستگاه Sd11 و کمترین

آن در ایستگاه Sd7 اندازه‌گیری شد (شکل ۴-۱۵).



شکل ۴-۱۵- غلظت کروم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

با مقایسه غلظت کروم بدست آمده از خاک‌های منطقه با غلظت جهانی کروم در پوسته زمین

(۱۰۰ mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت آن فلز در خاک‌های کشاورزی (۲۲ mg/kg)

(Eriksson, 2001) آشکار می‌شود که غلظت این فلز در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از خاک‌های جهانی و خاک‌های کشاورزی است.

مقایسه میانگین غلظت کروم در خاک‌های سطحی (29 mg/k / 183) و عمقی ($126/52 \text{ mg/kg}$) نشان می‌دهد که میانگین این فلز در خاک‌های سطحی از خاک‌های عمقی در حدود 50 mg/kg بیشتر است.

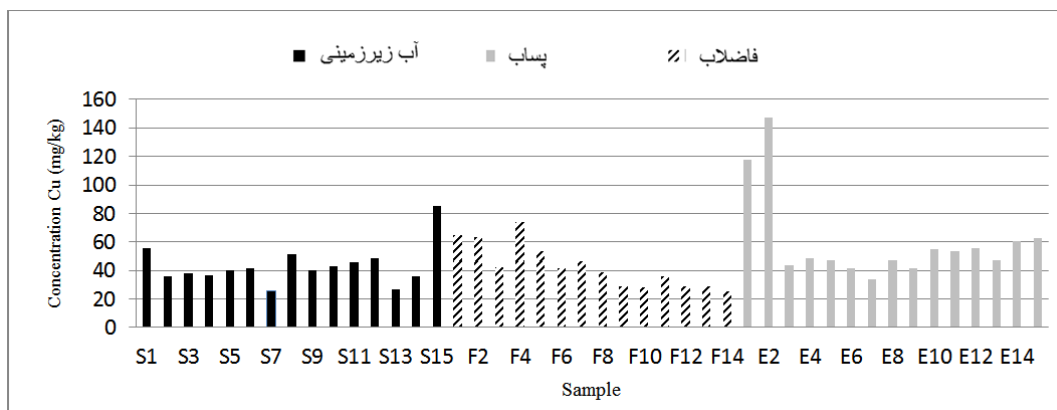
با توجه به میانگین غلظت Cr در خاک‌های منطقه E (پساب) $233/65$ ، منطقه F (فاضلاب) $99/80$ و منطقه S (آب زیرزمینی) $194/48 \text{ mg/kg}$ است، مشاهده می‌شود که غلظت کروم در منطقه E نسبت به دو منطقه دیگر بالاتر است. غلظت Cr نسبت به عمق در هر سه منطقه مورد مطالعه روند کاهشی نشان می‌دهد.

فلز کروم عمدتاً تمایل به تمرکز در کانی‌های تشکیل دهنده خاک به ویژه کانی‌های رسی دارد. بنابراین خاک‌های غنی از مواد رسی به ویژه خاک‌های مارنی دارای مقادیر بالایی از این عنصر هستند (Kabata- pendias and Mukherjee, 2007) و برخی محققین معتقدند که غلظت کروم در خاک توسط pH و Eh و مواد آلی کنترل می‌شود (Kabata- pendias, 2001).

یکی از عواملی که می‌تواند افزایش میزان کروم در مناطق S و E را توجیه کند وجود کوره‌های آجر پزی یا خاک‌های مارنی در نزدیکی این دو منطقه است که باعث افزایش ۷ برابری فلز کروم در بعضی از ایستگاه‌های این دو منطقه نسبت به منطقه F شده است.

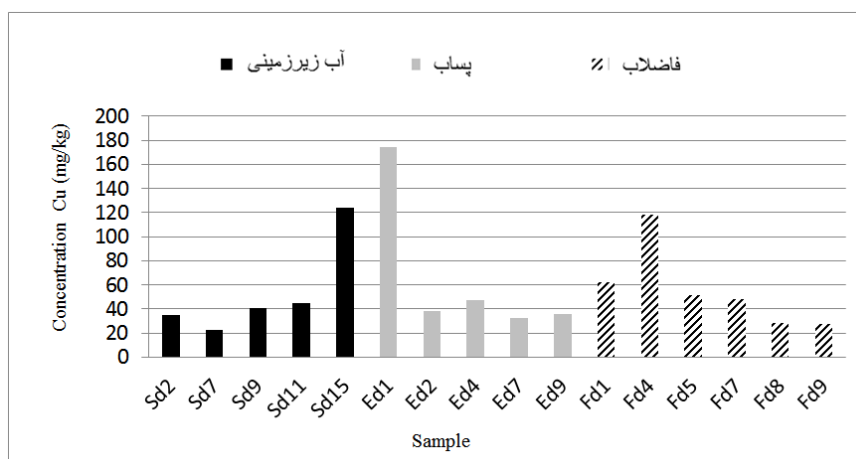
۴-۳-۴-۳- مس

بیشترین غلظت فلز مس در نمونه‌های خاک سطحی (عمق ۰-۱۵ سانتی‌متری)، مربوط به ایستگاه E2 ($147/36 \text{ mg/kg}$) و کمترین آن در ایستگاه F14 (به میزان $25/15 \text{ mg/kg}$) اندازه‌گیری شد (شکل ۴-۱۶).



شکل ۴-۱۶- غلظت مس در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)

غلظت مس در نمونه‌های خاک عمقی (۳۰-۱۵ سانتی‌متری) نیز نشان داد که بیشترین غلظت این فلز در ایستگاه Ed1 (۹۸ mg/kg / ۱۷۳) و کمترین آن در ایستگاه Sd7 (۷۲ / ۲۲) است (شکل ۴-۱۷).



شکل ۴-۱۷- غلظت مس در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

باتوجه به میانگین غلظت جهانی مس در پوسته زمین (۵۵ mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت خاک‌های کشاورزی (۱۷ mg/kg) (Eriksson, 2001) و مقایسه آن با میزان غلظت این فلز در خاک‌های منطقه مورد مطالعه، می‌توان نتیجه گرفت که غلظت مس در نمونه‌برداری شده از این مقادیر استاندارد جهانی پایین‌تر است و میانگین غلظت آن در همه ایستگاه‌ها

از استاندارد خاک کشاورزی بالاتر رفته است. همچنین مشخص شد که میانگین غلظت مس در خاک-های عمقی (۵۸/۲۹ mg/kg) و از خاک‌های سطحی (۴۸/۹۸ mg/kg) بالاتر است.

در بین مناطق مختلف میانگین غلظت Cu در خاک‌های منطقه E (آبیاری شده پساب) بیشترین و در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) کمترین مقدار است. غلظت این فلز در منطقه S (به میزان ۴۸/۷۸ mg/kg) بین دو غلظت یاد شده قرار می‌گیرد. غلظت Cu نسبت به عمق در هر سه منطقه مورد مطالعه افزایش نسبی را نشان می‌دهد افزایش غلظت مس در منطقه می‌تواند مربوط به استفاده کشاورزان از کودهای حیوانی در مزارع باشد زیرا کودهای حیوانی مقادیر بالایی مس وارد خاک‌های کشاورزی (Nicholson et al. 2003) ضمن آنکه از ترکیبات مس در قارچ کش‌ها و حشره کش‌ها نیز استفاده می‌شود (Mico et al. 2006).

در پژوهش‌های مختلف مشخص شده است (Adriano, 1988) که مس به شدت توسط مواد آلی، اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز و کانی‌های رسی در خاک تثبیت می‌شود. محتوای مس خاک ارتباط نزدیکی با بافت خاک نیز نشان می‌دهد و معمولاً در خاک‌های ماسه‌ای سبک کمترین میزان و در خاک‌های لومی بیشترین غلظت را دارا است (Kabata-pendias, 2001).

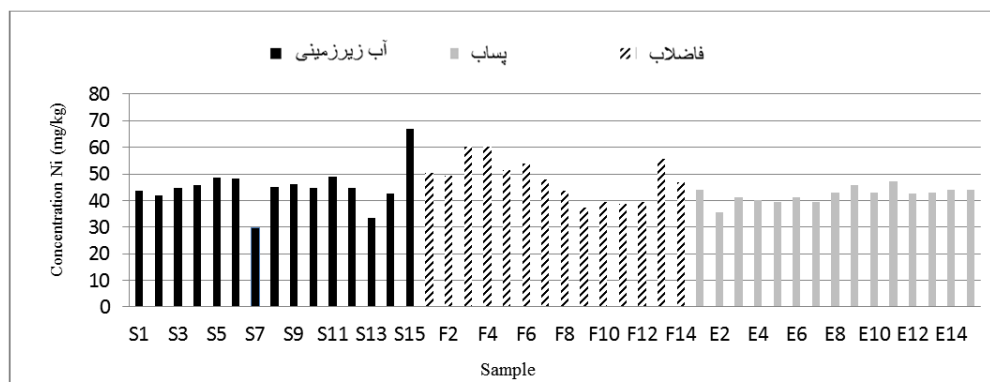
نتایج این پژوهش نیز با نتایج یافته‌های پژوهشگران مطابقت نشان می‌دهد و فلز مس با بافت (میزان ماسه) و میزان ماده آلی در بسیاری از ایستگاه‌ها (طبق جداول (۲۲-۴)، (۲۳-۴) و (۲۴-۴)) رابطه مستقیمی نشان می‌دهد.

مس در خاک‌های منطقه مورد مطالعه می‌تواند از سه عامل اصلی منشاء گرفته باشد که عبارتند از، استفاده از فاضلاب که منبع اصلی عناصر سنگین از جمله مس است، کودهای حیوانی و لجن و آفت‌کش‌ها (به ویژه حشره کش‌ها) در زمین‌های آبیاری شده با آب چاه.

۴-۳-۴-۴- نیکل

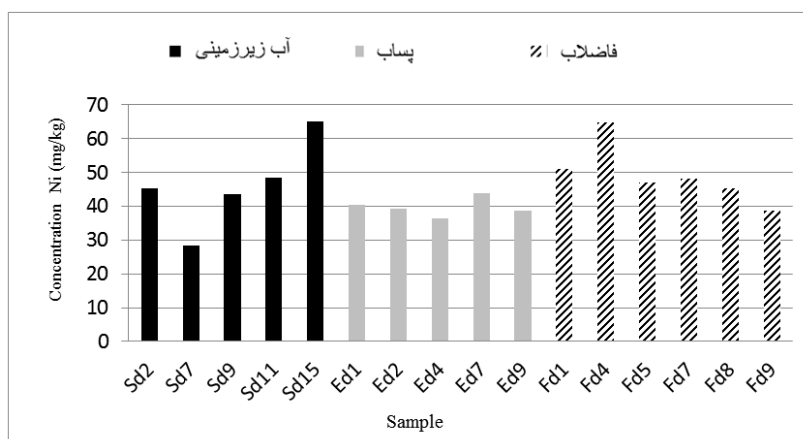
بیشینه غلظت فلز نیکل در نمونه‌های خاک برداشت‌شده از عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری در ایستگاه

S15 به میزان ۶۶/۷۹ mg/kg و غلظت کمینه آن در ایستگاه S7 به میزان ۲۹/۷۲ mg/kg است (شکل ۴-۱۸).



شکل ۴-۱۸- غلظت نیکل در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)

همچنین بیشترین غلظت نیکل در خاک با عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متری در ایستگاه Sd15 (mg/kg) و کمترین میزان آن در ایستگاه Sd7 (۲۸/۴۴ mg/kg) ثبت شد (شکل ۴-۱۹).



شکل ۴-۱۹- غلظت نیکل در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

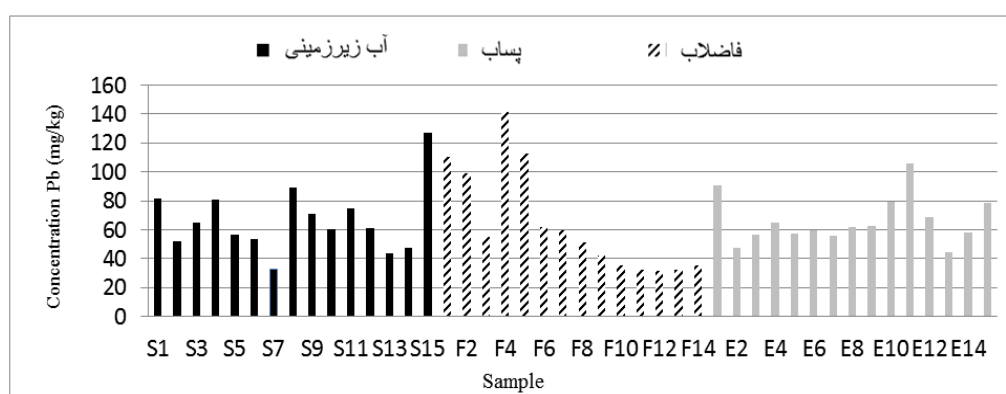
در مقایسه با غلظت جهانی نیکل در پوسته زمین (۲۰ mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت آن در خاک‌های کشاورزی (۱۳ mg/kg) (Eriksson, 2001) غلظت Ni در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از میانگین جهانی پوسته و خاک کشاورزی بیشتر است.

میانگین غلظت نیکل در خاک‌های سطحی ۴۵/۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های عمقی ۴۵/۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که نشان‌دهنده غلظت یکسان در هر دو عمق است. در خاک‌های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) میانگین غلظت Ni، ۴۸/۱۹ mg/kg، در خاک‌های منطقه E (آبیاری شده پساب)، ۴۲/۱۹ mg/kg و در خاک‌های منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) میانگین آن ۴۵/۳۱ mg/kg است. به طوری کلی میانگین غلظت فلز نیکل در خاک آبیاری شده با فاضلاب بیشتر از دو منطقه دیگر است.

منشاء عنصر نیکل در منطقه مورد مطالعه را می‌توان به استفاده از کودها و به ویژه کودهای آلی نسبت داد (Franco et al. 2006). pH قلیایی در منطقه و محتوای بالای ماده آلی خاک نیز در جذب Ni مؤثر هستند. آبیاری با فاضلاب و استفاده از انواع کودها و لجن‌ها می‌تواند این مسئله را تشدید کند و غلظت را افزایش دهد.

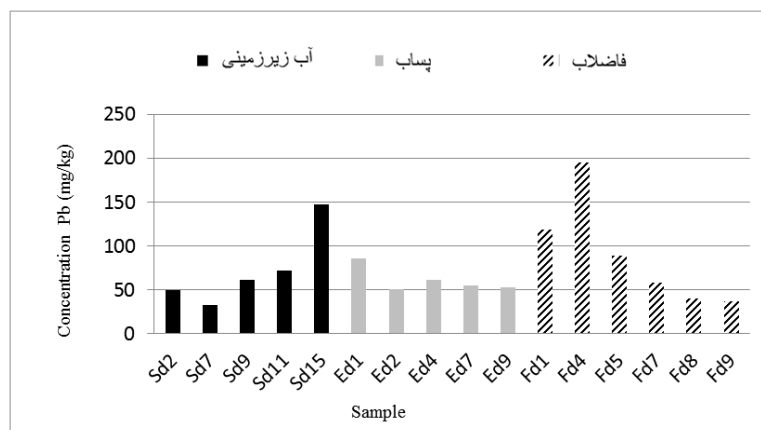
۴-۳-۴-۵- سرب

از نظر غلظت سرب، در نمونه‌های خاک به‌ترتیب ایستگاه F5 با غلظت ۱۱۲/۸۴ mg/kg و ایستگاه F12 با غلظت ۳۱/۹۶ mg/kg بیشترین و کمترین غلظت این فلز سرب را نشان می‌دهند (شکل ۴-۲۰).



شکل ۴-۲۰- غلظت سرب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۵-۱۵ cm)

همچنین در نمونه‌های خاک آنالیز شده از عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متری بیشترین غلظت ایستگاه در Fd4 (۱۹۴/۹۵ mg/kg) و کمترین غلظت آن در ایستگاه Sd7 به‌میزان (۳۲/۳۵ mg/kg) است (شکل ۴-۲۱).



شکل ۴-۲۱- غلظت سرب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

میانگین غلظت سرب در پوسته جهانی (۲۷ mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت آن در خاک‌های کشاورزی (۱۸ mg/kg) (Eriksson, 2001) است که نشان می‌دهد غلظت سرب در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از میانگین پوسته جهانی (۲۷ mg/kg) و خاک کشاورزی (۱۸ mg/kg) بیشتر است.

در خاک‌های سطحی منطقه مورد مطالعه میانگین غلظت سرب (۶۵/۷۰ mg/kg) و در خاک‌های عمقی (۷۵/۳۲ mg/kg) است که با توجه به غلظت‌های بدست آمده می‌توان نتیجه گرفت که غلظت سرب در خاک عمقی بیشتر از خاک‌های سطحی است.

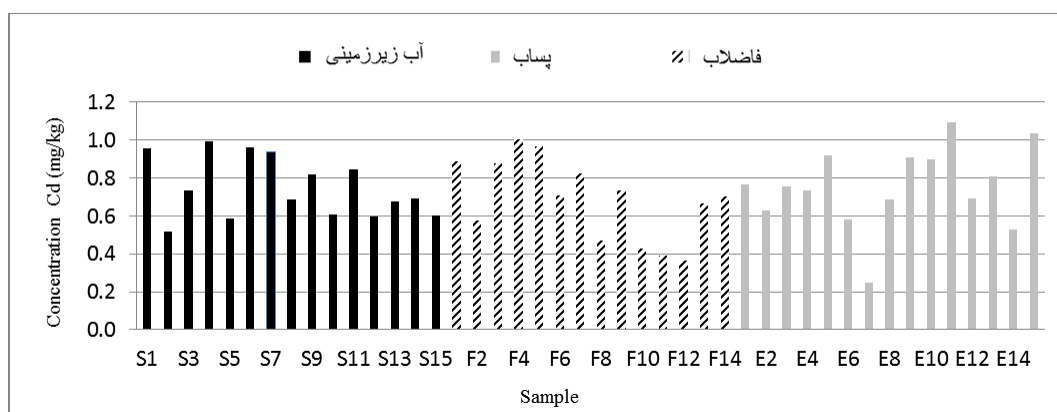
میانگین غلظت Pb در خاک‌های منطقه S حدود ۶۶/۳۴ mg/kg بیشترین و در منطقه F mg/kg ۶۴/۹۳ کمترین را دارند و در منطقه E غلظت میانگین mg/kg ۶۴/۹۳ است. بر این اساس غلظت Pb در هر سه منطقه مورد مطالعه تقریباً یکسان است.

بالا بودن غلظت سرب در خاک زمین‌های کشاورزی به زمین‌های غیر کشاورزی هم‌جوار می‌تواند

به دو علت باشد. افزایش ماده آلی در خاک باعث افزایش جذب سطحی سرب توسط کمپکس‌های آلی می‌گردد. از سوی دیگر افزایش کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات که برای افزایش محصولات کشاورزی استفاده می‌گردد، باعث مصرف غلظت برخی فلزات سنگین از جمله سرب می‌شود (Kabata-pendias and pendias, 2001). نیکلسون و همکاران (Niksohn et al. 2003) در مطالعه‌ای که بر روی خاک مزارع در انگلستان انجام دادند به این نتیجه رسیدند که منبع اصلی سرب خاک، مصرف کودهای حیوانی و لجن‌های فاضلاب است. در منطقه مورد مطالعه نیز افزایش غلظت سرب در منطقه S را می‌توان به افزایش استفاده از سموم و آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی و لجن فاضلاب نسبت داد. با توجه به استفاده زیاد از سموم و آفت‌کش‌ها و لجن و کودهای حیوانی در منطقه S و E و استفاده از فاضلاب خام در منطقه (F)، غلظت Pb در هر سه منطقه تقریباً برابر است.

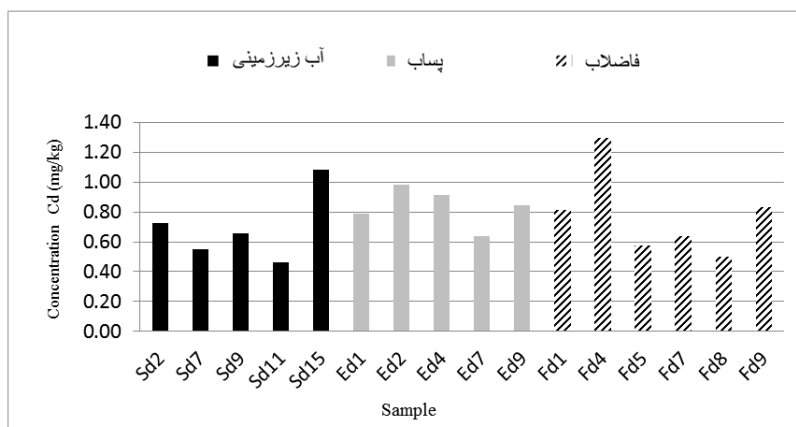
۴-۳-۴-۶- کادمیم

تجزیه نمونه‌های خاک از عمق ۰-۱۵ سانتی‌متری در منطقه مورد مطالعه نشان داد که غلظت کادمیم در ایستگاه E11 دارای بیشترین غلظت و در حدود (۰/۰۹ mg/kg) و در ایستگاه E7 کمترین (حدود ۰/۲۴ mg/kg) است (شکل ۴-۲۲).



شکل ۴-۲۲- غلظت کادمیم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)

در نمونه‌های خاک با عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متری نیز، ایستگاه Fd4 با غلظت ۱/۲۹ mg/kg دارای بیشترین غلظت و ایستگاه Sd11 با میزان ۰/۴۶ mg/kg کمترین غلظت فلز کادمیم را دارا هستند (شکل ۴-۲۳).



شکل ۴-۲۳- غلظت کادمیم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

با مقایسه غلظت کادمیم با میانگین غلظت پوسته جهانی آن (۰/۴۱ mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت آن در خاک‌های کشاورزی (۰/۱۷ mg/kg) (Eriksson, 2001) مشخص می‌شود که غلظت کادمیم در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از استانداردهای غلظت پوسته جهانی و خاک کشاورزی بیشتر است. میانگین غلظت فلز کادمیم در خاک‌های سطحی ۰/۷۳ mg/kg و در خاک‌های عمقی ۰/۵۰ mg/kg است. که نشان می‌دهد میانگین غلظت کادمیم در خاک سطحی به طور میانگین بیشتر از خاک‌های عمقی است. کادمیم معمولاً تمایل دارد که با مواد آلی خاک تشکیل کمپلکس دهد و به این علت غلظت آن در خاک‌های سطحی بالاتر است. همچنین میانگین غلظت Cd در خاک‌های منطقه به ترتیب، منطقه E (آبیاری شده با پساب) حدود ۰/۷۵ mg/kg، S (آبیاری شده با آب زیرزمینی)، ۰/۷۳ mg/kg و F (فاضلاب) حدود ۰/۶۸ mg/kg است که تفاوت چندانی نشان نمی‌دهد.

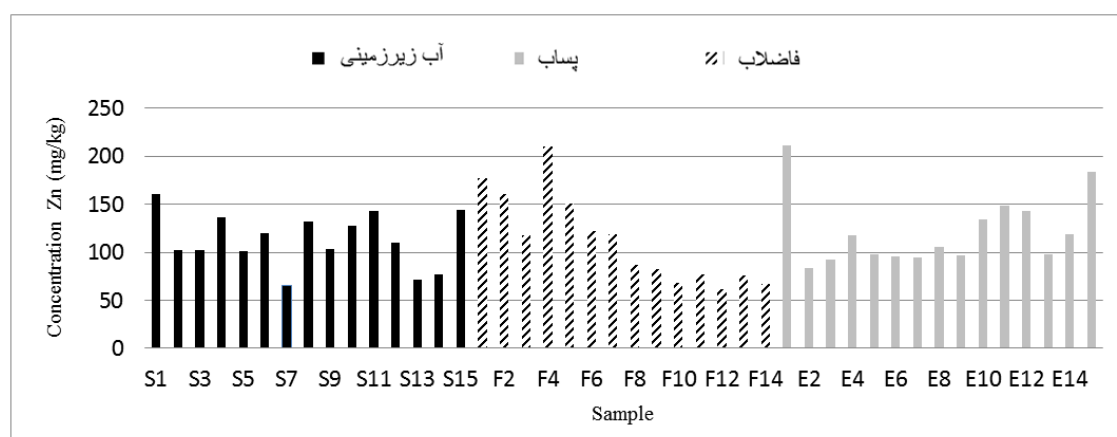
در مطالعات که توسط خان و همکاران (khan et al. 2008) بر روی خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب

در منطقه بیجینگ چین انجام شده مشخص گردید که Cd در این خاک‌ها به شدت غنی شده است. در مطالعه‌ای دیگر که توسط لی و همکاران (Li et al. 2008) روی خاک‌های ۳۰ سال آبیاری شده با فاضلاب بعد از ۱۴ سال توقف آبیاری انجام شد، مشاهده شد که Cd در خاک از غلظت بالایی نسبت به مقادیر مجاز جهانی برخوردار است.

کادمیم در ساخت بسیاری از محصولات صنعتی بکار می‌رود (Xuan et al. 2002). کودهای فسفردار از مهمترین منابع آلودگی خاک‌های زراعی به کادمیم هستند، زیرا سنگ فسفاتی که برای ساخت کود استفاده می‌شود دارای کادمیم زیادی است (معمولاً ۱۰ تا ۹۸۰ میلی‌گرم در گرم) (Angle and Chaney, 1991). همچنین فاضلاب‌های صنعتی نیز غالباً غلظت بالایی از کادمیم دارند. با این حال در منطقه مورد مطالعه منشاء این فلز را نمی‌توان تنها به استفاده از فاضلاب نسبت داد.

۴-۳-۴-۷- روی

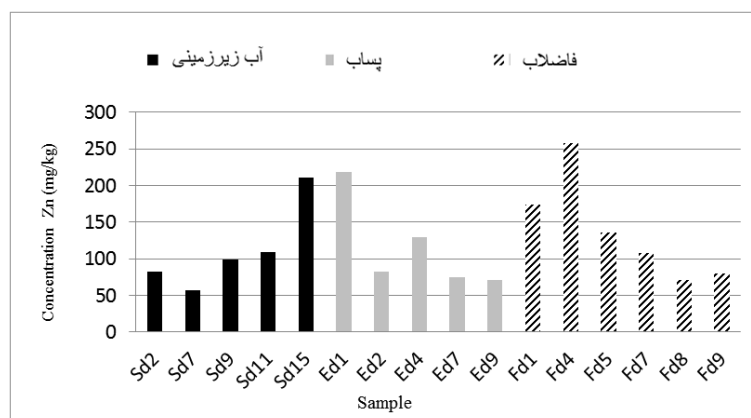
بیشینه غلظت روی در نمونه‌های خاک سطحی در ایستگاه E1 حدود $210/9 \text{ mg/kg}$ و غلظت کمینه آن در ایستگاه S7 به میزان $65/09 \text{ mg/kg}$ اندازه‌گیری شد (شکل ۴-۲۴).



شکل ۴-۲۴- غلظت روی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۱۵-۰ cm)

در خاک عمقی نیز بیشترین غلظت در ایستگاه Fd4 با غلظت $258/14 \text{ mg/kg}$ و کمترین آن

در ایستگاه Sd7 بدست آمد (شکل ۴-۲۵).



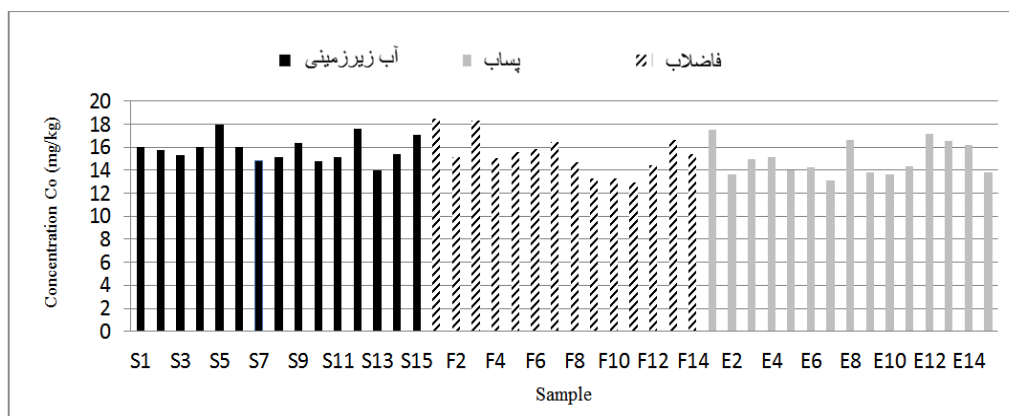
شکل ۴-۲۵- غلظت روی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

غلظت میانگین روی در میانگین پوسته جهانی (۶۰ mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت آن در خاک‌های کشاورزی (۶۵ mg/kg) (Eriksson, 2001) است که از این نظر غلظت روی در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از میانگین پوسته جهانی و خاک کشاورزی بیشتر است. از نظر عمقی میانگین غلظت روی در خاک‌های سطحی (۱۵-۰ سانتی‌متری) (حدود ۱۵ mg/kg) و در خاک‌های عمقی (حدود ۳۰-۱۵ سانتی‌متری) (۵۹/۱۲۲ mg/kg) است. بنابر این تقریباً غلظت هر دو عمق با هم برابر و تفاوت آنها قابل اغماض است. ضمناً بیشترین غلظت Zn در خاک‌های منطقه E (آبیاری شده با پساب) حدود ۱۲۱/۳۶ mg/kg و کمترین آن در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) حدود ۱۱۲/۷۷ mg/kg بدست آمد. غلظت روی در خاک‌های منطقه S (آبیاری شده آب زیرزمینی) ۱۱۲/ ۷۲ mg/kg است. غلظت Zn در منطقه E نسبت به دو منطقه دیگر افزایش نسبی نشان می‌دهد. به طور کلی کودهای حیوانی مصرفی در زمین‌های کشاورزی دارای مقادیر بالایی روی هستند چرا که روی به عنوان مکمل غذایی به خوراک دام‌ها اضافه می‌شود (Xoing et al, 2011) و همچنین Zn در ساختار شیمیایی سموم کشاورزی و آفت‌کش‌ها وجود دارد (Mico et al, 2006).

در بیشتر ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در منطقه که میزان ماده آلی و میزان سیلت و رس بالایی دارند غلظت فلز روی هم بالا است. نشان‌دهنده نقش این پارامترها در انباشت این فلز در خاک است.

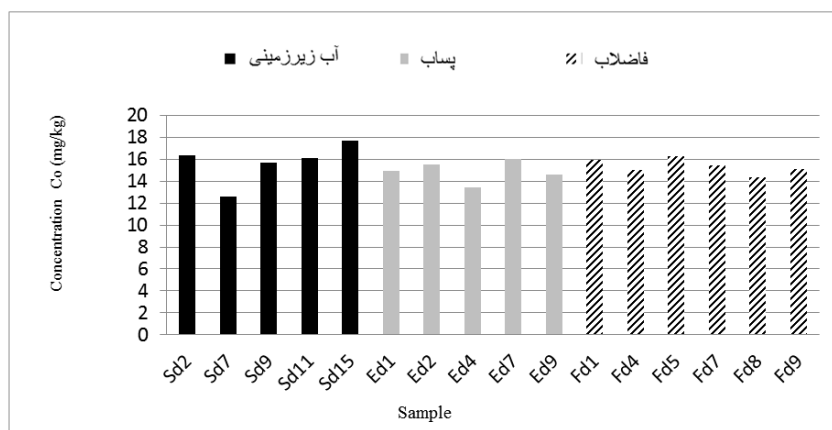
۴-۳-۴-۸- کبالت

نتیجه تجزیه نمونه‌های خاک از عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری نشان داد که بیشینه غلظت کبالت در ایستگاه F1 (حدود ۱۸/۴۷ mg/kg) و کمینه غلظت آن در ایستگاه F11 (حدود ۱۲/۹۷ mg/kg) است (شکل ۴-۲۶).



شکل ۴-۲۶- غلظت کبالت در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۱۵-۰)

در نمونه‌های خاک با عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متری نیز بیشینه و کمینه غلظت فلز کبالت به ترتیب در ایستگاه‌های Sd15 با غلظت (۱۷/۷۳ mg/kg) و در ایستگاه Sd7 به میزان (۱۲/۵۶ mg/kg) بدست آمد (شکل ۴-۲۷).



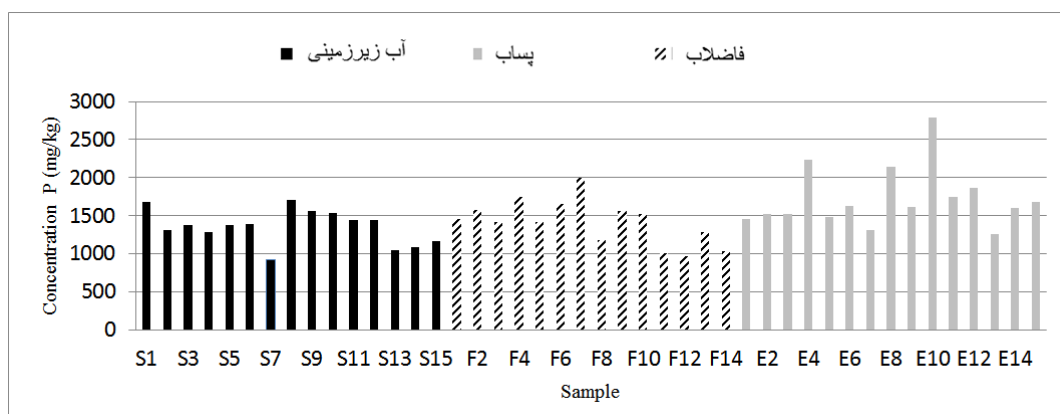
شکل ۴-۲۷- غلظت کبالت در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (۳۰-۱۵ CM)

مقایسه غلظت کبالت بدست آمده در ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه با میانگین غلظت عنصر کبالت در پوسته جهانی (۳ mg/kg / ۱۱) (Kabata-pendias, 2011) و غلظت آن فلز در خاک‌های کشاورزی (۱ mg/kg / ۷) (Eriksson, 2001) نشان می‌دهد که غلظت کبالت در همه ایستگاه‌های مورد مطالعه از میانگین پوسته جهانی و خاک کشاورزی بیشتر است. همچنین میانگین غلظت کبالت در خاک‌های سطحی منطقه مورد مطالعه ۱۵/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های عمقی ۱۵/۳۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست آمد، که این اختلاف ناچیز و قابل چشم پوشی است.

میانگین غلظت Co در خاک‌های منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) حدود ۱۵/۸۲ mg/kg ، در منطقه E (آبیاری شده با پساب) ۱۴/۹۹ mg/kg و در خاک‌های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) حدود ۱۵/۳۹ mg/kg است بنابراین اختلاف کمی بین غلظت کبالت در بین سه منطقه وجود دارد. کبالت موجود در خاک عمدتاً ناشی از کاربرد فاضلاب‌های صنعتی در آبیاری زمین‌های کشاورزی است، کبالت موجود در فاضلاب به وسیله مواد آلی هیدروکسیدهای آهن و منگنز در خاک جذب می‌شود (Kabata-pendias and Mokherjee, 2007).

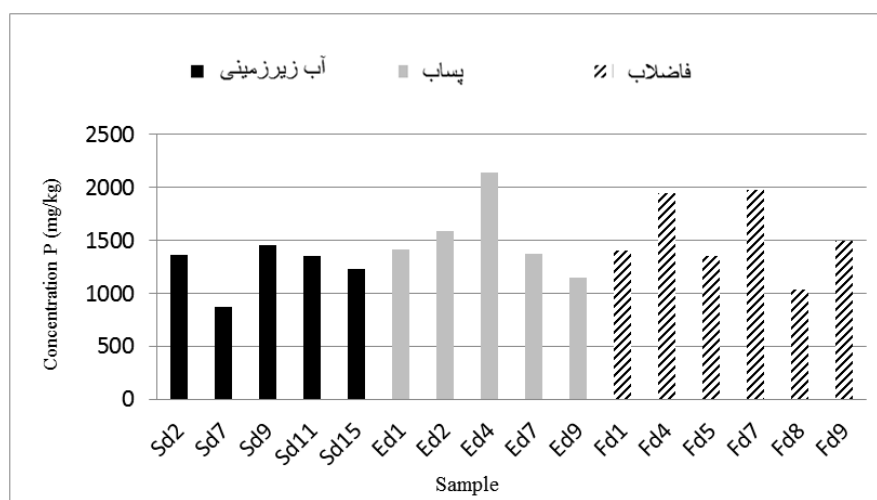
۴-۳-۹- فسفر

فسفر یکی از عناصر مغذی موردنیاز گیاه است که در مقادیر بالا می‌تواند به عنوان آلاینده منابع خاک و آب عمل نماید. اندازه‌گیری غلظت فسفر نشان داد که بیشینه غلظت این عنصر در ایستگاه E10 ($2786/27 \text{ mg/kg}$) و غلظت کمینه آن در ایستگاه S7 ($44/924 \text{ mg/kg}$) وجود دارد (شکل ۴-۲۸).



شکل ۴-۲۸- غلظت فسفر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های سطحی (عمق ۱۵-۰ cm)

در خاک‌های عمقی بیشترین غلظت فسفر Ed7 حدود $2142/36 \text{ mg/kg}$ و کمترین آن نیز در ایستگاه Sd7 حدود $873/16 \text{ mg/kg}$ است (شکل ۴-۲۹).



شکل ۴-۲۹- غلظت فسفر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده از خاک‌های عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

در مقایسه با غلظت فسفر در خاک جهانی (800 mg/kg) (Kabata-pendias, 2011) مشخص می‌شود که غلظت فسفر در همه ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه از استانداردهای خاک جهانی بیشتر است.

میانگین غلظت P در خاک‌های مورد مطالعه به تفکیک در مناطق E (آبیاری شده با پساب) حدود $1721/19 \text{ mg/kg}$ ، خاک‌های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) حدود $1452/72 \text{ mg/kg}$ و در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) حدود $1353/33 \text{ mg/kg}$ است که به ترتیب از بیشترین به کمترین میزان است.

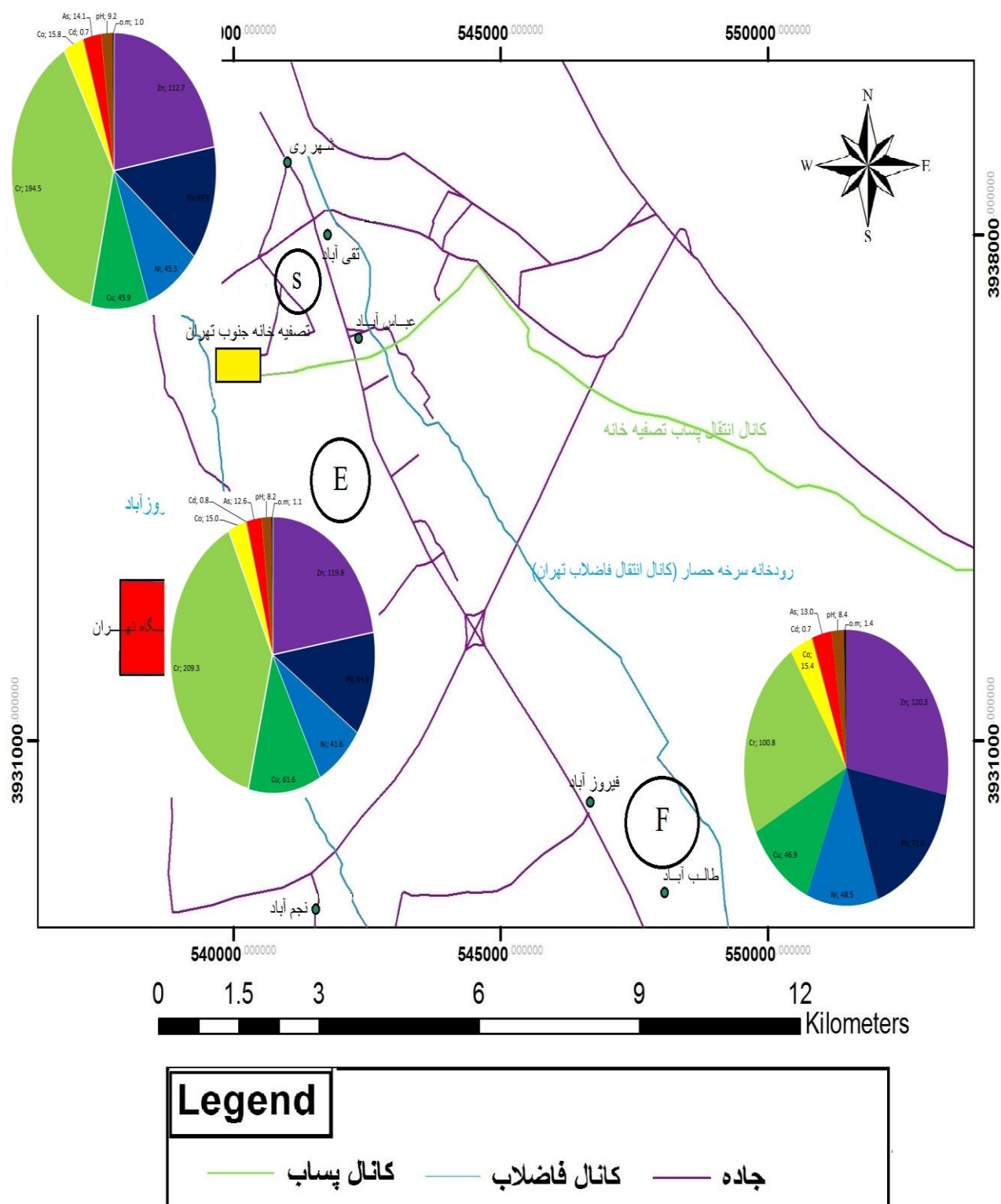
آبیاری با پساب باعث افزایش معنی‌دار فسفر در نمونه‌های خاک منطقه شده است که با مطالعات انجام گرفته شده دیگر همخوانی دارد (Qian and Mecham, 2005) (Rahmani, 2007) در منطقه مورد مطالعه علت کاهش غلظت فسفر نسبت به عمق را می‌توان به تحرک کمتر فسفر در خاک و تثبیت توسط ترکیبات کلسیمی مخصوصاً در خاک‌های آهکی نسبت داد. ترکیبات فسفر معمولاً در خاک پایدار بوده، و مقدار ناچیزی از آن‌ها در نتیجه آبشویی به عمق‌های پایین‌تر خاک حرکت می‌کنند. سوزوکی و همکاران (Suzuki et al. 1992) و یامایورا و همکاران (Yamaura et al. 1986) نیز گزارش کردند که خاک‌های زراعی توانایی بالایی در تصفیه و نگهداری فسفر پساب‌ها را دارند و بیشتر فسفر پساب‌ها و فاضلاب‌ها در لایه‌های بالایی خاک انباشت می‌شود.

در شکل (۴-۳۰) غلظت عناصر اندازه‌گیری شده به صورت کلی در سه منطقه مورد مطالعه برای مقایسه آورده شده است. همچنین غلظت این عناصر از طریق آزمون ANOVA مورد تحلیل و تفسیر و بررسی کلی قرار گرفت (جدول ۴-۱۲) که مشخص شد که تفاوت معنی‌داری بین pH، ماده آلی، P، As، Cr، Ni در بین مناطق مورد مطالعه وجود دارد. این تفاوت معنی‌دار از سطح معنی‌داری (Sig) بدست آمده نشان داد که آب‌های مورد استفاده در منطقه تأثیر مهمی بر غلظت عناصر و عوامل

فیزیکوشیمیایی خاک داشته‌اند.

جدول ۴-۱۲- تفسیر داده‌های ANOVA مناطق آبیاری شده

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig
As	Between Groups	۲۲/۰۵	۲	۱۱/۰۲۵	۸/۶۸	۰/۰۰۱
	Within Groups	۷۲/۳۹	۵۷	۱/۲۷	-	---
	Total	۹۴/۴۴	۵۹	-	-	-
Cd	Between Groups	۰/۰۳	۲	۰/۰۱۷	۰/۴۲	۰/۶۵۶
	Within Groups	۲/۳۴	۵۷	۰/۰۴۱	-	-
	Total	۲/۳۸	۵۹	-	-	-
Co	Between Groups	۶/۷۶	۲	۳/۳۸	۱/۸۵	۰/۱۶
	Within Groups	۱۰۳/۸۳	۵۷	۱/۸۲	-	-
	Total	۱۱۰/۱۶	۵۹	-	-	-
Cr	Between Groups	۱۳۸۴۴۹/۲۸	۲	۶۹۲۲۴/۶۴۰	۵/۸۹	۰/۰۰۵
	Within Groups	۶۶۸۹۴۶/۶۴	۵۷	۱۱۷۳۵/۹	-	-
	Total	۸۰۷۳۹۵/۹۲	۵۹	-	-	-
Cu	Between Groups	۳۰۸۱/۸۷	۲	۱۵۴۰/۹	۱/۸۵	۰/۱۶۵
	Within Groups	۴۷۲۳۹/۸۳	۵۷	۸۲۸/۷	-	-
	Total	۵۰۳۲۱/۷۱	۵۹	-	-	-
Ni	Between Groups	۴۷۸/۲۷	۲	۱۳	۲۳۹	۰/۱۳
	Within Groups	۲۹۰۹/۱۴	۵۷	۵۱/۰۳	-	-
	Total	۳۳۸۷/۴۱	۵۹	-	-	-
P	Between Groups	۱۲۳۴۹۵۰/۳۵	۲	۶۱۷۴۷۵/۱۷۵	۶/۰۸	۰/۰۰۴
	Within Groups	۵۷۸۴۳۵/۷۳	۵۷	۱۰۱۴۷۹/۵۷	-	-
	Total	۷۰۱۹۲۸۶/۰۸	۵۹	-	-	-
Pb	Between Groups	۵۰۶/۱۳	۲	۲۵۳/۰۶	۰/۲۴۸	۰/۷۸۱
	Within Groups	۵۸۰۶۲/۱۳	۵۷	۶,۱۰۱۸	-	-
	Total	۵۸۵۶۸/۱۶	۵۹	-	-	-
Zn	Between Groups	۷۱۸/۵۶	۲	۳۵۹/۲۸	۰/۱۷۸	۰/۸۳۸
	Within Groups	۱۱۵۱۸۸/۰۸	۵۷	۲۰۲۰/۸۴	-	-
	Total	۱۱۵۹۰۶/۶۴	۵۹	-	-	-
O.M	Between Groups	۱/۶۹	۲	۰/۸۴۴	۵/۵۷	۰/۰۰۶
	Within Groups	۸/۶۳	۵۷	۰/۱۵۱	-	-
	Total	۱۰/۳۲	۵۹	-	-	-
pH	Between Groups	۱۰/۷۶	۲	۵/۳۸	۶۸/۳۶	۰/۰۰۰۱
	Within Groups	۴/۴۹	۵۷	۰/۰۷۹	-	-
	Total	۱۵/۲۶	۵۹	-	-	-



شکل ۴-۳۰- میانگین غلظت کلی عناصر در خاک‌های سه منطقه مورد مطالعه

۴-۴- ارزیابی کمی شدت آلودگی نمونه‌های خاک

در این بخش ارزیابی شدت آلودگی فلزی نمونه‌های خاک به عناصر مورد مطالعه با استفاده از مهمترین شاخص‌های ژئوشیمیایی (ضریب غنی‌شدگی و ضریب زمین انباشت) صورت می‌گیرد.

۴-۴-۱- ضریب غنی‌شدگی

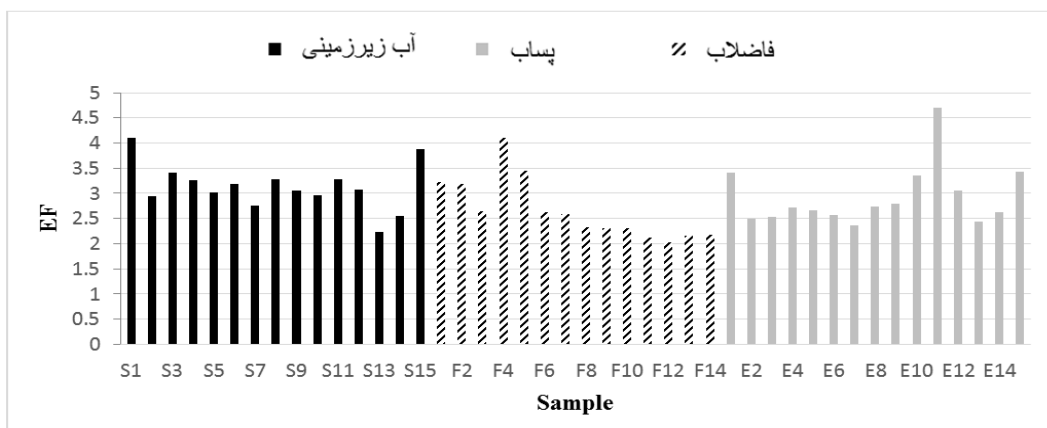
۴-۴-۱-۱- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک سطحی (عمق ۰-۱۵ cm)

در این قسمت داده‌های مربوط به ضریب غنی‌شدگی برای نمونه خاک‌های سطحی (۰-۱۵ cm)، ارائه می‌گردد (شکل ۴-۳۱). آمار توصیفی ضریب غنی‌شدگی نیز برای هر عنصر در نمونه‌های خاک مورد مطالعه در (جدول ۴-۱۳) و تفسیر ایستگاه‌ها در (جدول ۴-۱۵) آورده شده است. روند کلی تغییرات ضریب غنی‌شدگی در نمونه‌های خاک سطحی به صورت زیر است:

$$As > Pb > Zn > Cr > Cd > Co > Cu > Ni$$

جدول ۴-۱۳- آمار توصیفی ضرایب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک سطحی

فلزات	حداکثر	حداقل	میانگین
As	۱۰/۴۸	۶/۵۰	۸/۲۶
Cd	۳/۳۶	۰/۶۸	۲/۰۳
Co	۱/۸۴	۱/۲۶	۱/۵۱
Cr	۹/۵۳	۰/۷۸	۲/۰۶
Cu	۲/۸۲	۰/۵۱	۰/۹۹
Ni	۱/۰۸	۰/۴۹	۰/۶۷
Pb	۱۲/۰۲	۲/۵۴	۵/۶۴
Zn	۳/۸۶	۱/۱۷	۲/۱۴



شکل ۴-۳۱- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه (عمق ۱۵-۰ cm)

با توجه به نتایج بدست آمده بیشترین میزان غنی‌شدگی در خاک سطحی منطقه مورد مطالعه به ترتیب مربوط به فلزات Zn, Pb, As است. عنصرهای Co, Cu, Ni کمترین میزان ضریب غنی‌شدگی را دارا هستند. با توجه به ضریب غنی‌شدگی، نمونه‌های خاک سطحی به ۵ گروه طبقه‌بندی می‌شود که در (جدول ۴-۱۴) ارائه شده است:

جدول ۴-۱۴- تقسیم‌بندی توصیفی ضریب غنی‌شدگی (Huu et al, 2010)

فاکتور غنی‌شدگی				
کمتر از ۲	۵-۲	۲۰-۵	۴۰-۲۰	بیش‌تر از ۴۰
کمینه	میانه	معنی‌دار	بسیار وخیم	بیشینه

جدول ۴-۱۵- توصیف ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک از نظر ضریب غنی‌شدگی

عناصر	تفسیر ایستگاه‌ها
As	همه ایستگاه‌ها در حالت معنی‌دار
Cd	S1, S3, S4, S6, S7, S9, S11, F1, F3, F4, F5, F7, F9, E1, E3, E5, E9, E10, E11, E13, E15, بقیه در حالت کمینه
Co	همه ایستگاه‌ها در حالت کمینه
Cr	E11, S1 در حالت معنی‌دار و S3, S5, S6, S8, S10, S11, S12, E4, E8, E9, E10, E11, E12, E15 بقیه در حالت کمینه
Cu	E1, E2 در حالت میانه بقیه ایستگاه‌ها در حالت کمینه
Ni	همه ایستگاه‌ها در حالت کمینه
Pb	S1, S3, S4, S8, S9, S10, S11, S12, S15, F1, F2, F4, F5, E1, E4, E8, E9, E10, E11, E12, E15 و بقیه ایستگاه‌ها در میانه
Zn	S5, S7, S9, S13, S14, F3, F8, F9, F10, F11, F12, F13, F14, E2, E3, E5, E6, E7, E8, E9, E13 و بقیه ایستگاه‌ها در حالت میانه

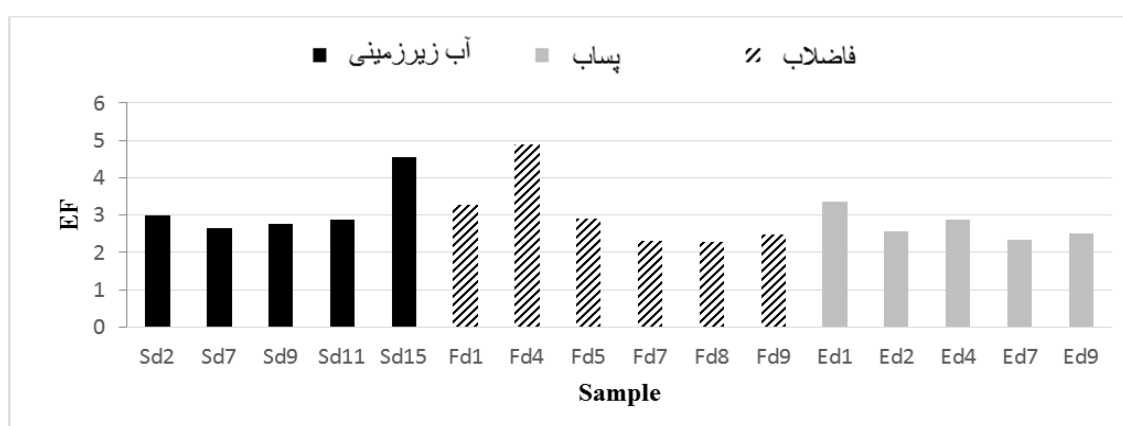
۴-۴-۱-۲- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک عمقی (عمق ۳۰-۱۵ cm)

در این قسمت داده‌های مربوط به ضریب غنی‌شدگی که برای نمونه خاک‌های عمقی (۳۰ cm-۱۵) محاسبه شده است، ارائه می‌گردد (شکل ۴-۳۲). آمار توصیفی ضریب غنی‌شدگی برای هر عنصر در نمونه‌های مورد مطالعه در جدول ۴-۱۶ و تفسیر ایستگاه‌های نمونه‌برداری در جدول ۴-۱۷ آورده شده است. روند کلی تغییرات ضریب غنی‌شدگی در نمونه‌های عمقی به صورت زیر است.

$$As > Pb > Zn > Cd > Co > Cr > Cu > Ni$$

جدول ۴-۱۶- آمار توصیفی ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک عمقی

فلزات	حداکثر	حداقل	میانگین
As	۱۰/۴۱	۶/۶۸	۱۷/۸
Cd	۳/۵۲	۱/۱۹	۲/۱۴
Co	۱/۸۸	۱/۳۵	۱/۵۰
Cr	۲/۶۹	۰/۹۱	۱/۳۹
Cu	۳/۳۸	۰/۶۰	۱/۱۷
Ni	۱/۰۵	۰/۵۴	۰/۶۷
Pb	۱۶/۳۴	۳/۳۶	۶/۴۱
Zn	۴/۶۷	۱/۲۳	۲/۲۶



شکل ۴-۳۲- ضریب غنی‌شدگی برای نمونه‌های خاک عمقی منطقه مورد مطالعه (عمق ۳۰-۱۵ cm)

همان طور که جدول ۴-۱۷ نشان می‌دهد بیش‌ترین میزان غنی‌شدگی در خاک عمقی به ترتیب

مربوط به فلزات Pb, As است و فلزات Cu, Ni کمترین میزان ضریب غنی‌شدگی را دارا هستند.

جدول ۴-۱۷- توصیف ایستگاه‌های نمونه‌برداری از نظر ضریب غنی‌شدگی فلزات

عناصر	تفسیر ایستگاه‌ها
As	همه ایستگاه‌ها در حالت معنی‌دار
Cd	Sd11, Sd9, Fd5, Fd7, Fd8, Ed7 در حالت کمینه و بقیه ایستگاه‌ها در حالت میانه
Co	همه ایستگاه‌ها در حالت کمینه
Cr	Sd11, Ed2 در حالت میانه و بقیه ایستگاه‌ها در حالت کمینه
Cu	Sd15, Ed1, Fd4 در حالت میانه بقیه در حالت کمینه
Ni	همه ایستگاه‌ها در حالت کمینه
Pb	Sd9, Sd11, Sd15, Fd1, Fd4, Fd5, Ed1, Ed4 در حالت معنی‌دار و بقیه در حالت میانه
Zn	Sd15, Ed1, Fd1, Fd4, Fd5, Ed4 در حالت میانه و بقیه ایستگاه‌ها در حالت کمینه

طبقه‌بندی ضریب غنی‌شدگی، شدت آلودگی خاک‌ها را به فلزهای سنگین مشخص می‌کند. به این منظور این ضریب برای میانگین غلظت فلزهای سنگین در دو عمق خاک یعنی ۰-۱۵ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری خاک به‌طور جداگانه محاسبه گردید. روند کلی تغییر آن در زیر ارائه می‌گردد.

$$As > Pb > Zn > Cd > Cr > Co > Cu > Ni$$

با توجه به جدول و تفسیر ایستگاه‌ها و روند کلی عناصر می‌توان نتیجه گرفت که تقریباً تمامی ایستگاه‌ها در خاک‌های سطحی و عمقی فلزات Pb و As در حالت معنی‌دار و طبق رده‌بندی ساترلند (جدول ۳-۷) غنی‌شدگی قابل توجه تا متوسط هستند. همچنین تمامی ایستگاه‌ها از نظر Cu و Co دارای حداقل غنی‌شدگی و طبق رده‌بندی ساترلند بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی اندک هستند.

۴-۴-۲- ضریب زمین انباشت

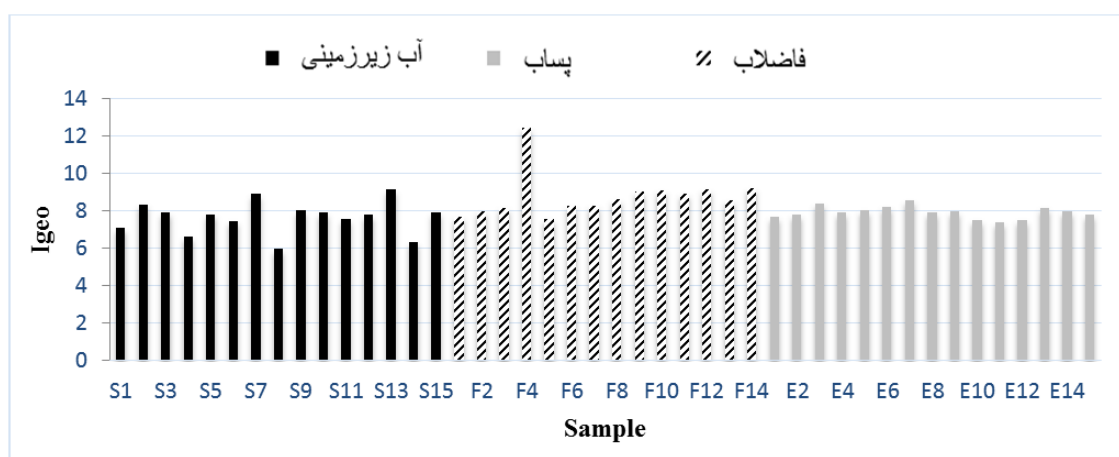
۴-۴-۲-۱- ضریب زمین انباشت برای نمونه‌های خاک سطحی (عمق ۱۵ - ۰ cm)

ضریب زمین انباشت برای نمونه خاک‌های سطحی (۱۵-۰ cm) محاسبه شده و در شکل ۴-۳۳ آورده شده است. آمار توصیفی ضریب زمین انباشت نیز برای عناصر در نمونه‌های مورد مطالعه در جدول ۴-۱۸ و تفسیر ایستگاه‌های نمونه‌برداری آن‌ها در جدول ۴-۱۹ آورده شده است. روند تغییرات ضریب زمین انباشت در نمونه خاک‌های سطحی به صورت زیر است.

Cr> Zn> Cu> Ni> Co> Pb> As> Cd

جدول ۴-۱۸- آمار توصیفی ضریب زمین انباشت در نمونه‌های خاک سطحی

فلزات	حداکثر	حداقل	میانگین
As	۰/۷۹	۰/۶۷	۰/۷۳
Cd	۳۷/۵۰	-۱۱/۵۸	۰/۱۶
Co	۴/۷۰	۳/۵۷	۳/۸۶
Cr	۲۴/۵۱	۱۵/۶۳	۲۰/۹۰
Cu	۱۷/۷۴	۱/۶۲	۱۴/۸۳
Ni	۶/۱۳	۴/۹۵	۵/۵۱
Pb	۴/۵۱	۰/۴۷	۳/۷۳
Zn	۱۷/۶۵	۱/۳۷	۱۵/۲۰



شکل ۴-۳۳- ضریب زمین انباشت برای نمونه‌های سطحی منطقه مورد مطالعه (عمق ۱۵ - ۰ cm)

نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که بیشترین میزان ضریب زمین انباشت در خاک سطحی منطقه مورد مطالعه به ترتیب مربوط به فلزات Zn, Cr است و فلزات Pb, As, Cd کمترین میزان ضریب زمین انباشت را دارا هستند. با توجه به ضریب زمین انباشت، نمونه‌های خاک سطحی به ۷ گروه طبقه‌بندی می‌شود که در (جدول ۳-۶) ارائه شده است.

جدول ۴-۱۹- توصیف ایستگاه‌های نمونه‌برداری از نظر ضریب زمین انباشت برای فلزات مختلف

عناصر	تفسیر ایستگاه‌ها
As	همه ایستگاه‌ها در حالت غیر آلوده
Cd	E11 کمی آلودگی، E8 غیر آلودگی تا کمی آلودگی، E15 خیلی آلودگی، F4 به‌شدت آلودگی و بقیه ایستگاه‌ها غیر آلوده
Co	ایستگاه‌های F2, F4, F9, F10, F11, E7 در حالت خیلی آلوده تا به شدت آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت خیلی آلوده
Cr	همه ایستگاه‌ها در حالت به شدت آلوده
Cu	همه ایستگاه‌ها در حالت به شدت آلوده
Ni	S15 در حالت خیلی آلوده تا به شدت آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت به‌شدت آلوده
Pb	S14 غیر آلوده تا کمی آلوده، F1 کمی آلوده تا خیلی آلوده، E2, E13, F12, F13, F14, F11, F10, F9, S13, S7 در حالت خیلی آلوده تا به‌شدت آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت خیلی آلوده
Zn	S14 کمی آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت به‌شدت آلوده

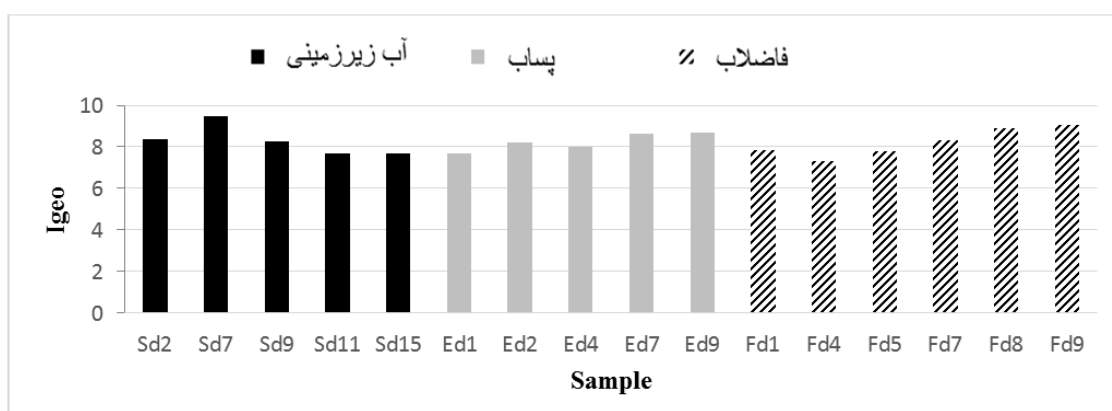
۴-۲-۲-۴- ضریب زمین انباشت در نمونه‌های خاک عمقی (عمق ۳۰ cm - ۱۵)

داده‌های مربوط به ضریب زمین انباشت برای نمونه خاک‌های عمقی (۳۰ cm - ۱۵) محاسبه شده، که در (شکل ۴-۳۴) ارائه شده است. آمار توصیفی ضریب زمین انباشت نیز برای هر عنصر در نمونه‌های مورد مطالعه در (جدول ۴-۲۰) و تفسیر ایستگاه‌های نمونه‌برداری در (جدول ۴-۲۱) آورده شده است. روند کلی تغییرات ضریب زمین انباشت در نمونه‌های خاک عمقی به صورت زیر است:

$$\text{Cr} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cd}$$

جدول ۴-۲۰- آمار توصیفی ضرایب زمین انباشت در نمونه‌های خاک عمقی

فلزات	حداکثر	حداقل	میانگین
As	۰/۷۶	۰/۶۸	۰/۷۳
Cd	۰/۶۱	-۱/۱۱	۰/۳۶
Co	۴/۱۱	۳/۶۲	۳/۸۲
Cr	۲۴/۷۴	۱۸/۶۸	۲۱/۹۷
Cu	۱۸/۳۳	۱۱/۰۹	۱۴/۸۷
Ni	۶/۲۱	۴/۹۸	۵/۵۰
Pb	۴/۴۹	۲/۹۶	۳/۷۷
Zn	۱۸/۰۴	۱۳/۱۱	۱۵/۶۵



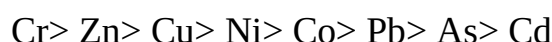
شکل ۴-۳۴- ضریب زمین انباشت برای نمونه‌های خاک سطحی (عمق ۳۰ - ۱۵ cm)

در (جدول ۴-۲۰)، بیشترین میزان ضریب زمین انباشتگی عناصر در خاک‌های عمقی (۳۰-۱۵ cm) در منطقه مورد مطالعه به ترتیب مربوط به فلزات Zn, Cr و کمترین میزان آن به ترتیب برای فلزات Cd, As و Pb است. با توجه به ضریب زمین انباشتگی نمونه‌های خاک عمقی، تفسیر ایستگاه‌های نمونه‌برداری در (جدول ۴-۲۱) آورده شده است.

جدول ۴-۲۱- توصیف ایستگاه‌های نمونه‌برداری از نظر زمین انباشت برای فلزات مختلف

عناصر	تفسیر ایستگاه‌ها
As	همه ایستگاه‌ها در حالت غیر آلوده
Cd	Sd9, Sd15, Fd4 در حالت غیر آلوده تا کمی آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت غیر آلوده
Co	Sd7, Fd4 در حالت خیلی آلوده تا به شدت آلوده و در بقیه ایستگاه‌ها در حالت خیلی آلوده
Cr	همه ایستگاه‌ها در حالت به شدت آلوده
Cu	همه ایستگاه‌ها در حالت به شدت آلوده
Ni	Sd15, Fd4 خیلی آلوده تا به شدت آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت به شدت آلوده
Pb	Fd4 کمی آلوده تا خیلی آلوده، Sd2, Sd7, Fd8, Fd9 خیلی آلوده تا به شدت آلوده و بقیه ایستگاه‌ها در حالت خیلی آلوده
Zn	همه ایستگاه‌ها در حالت به شدت آلوده

روند کلی ضریب زمین انباشت در هر دو عمق خاک به صورت زیر است:



براساس رده‌بندی (Muller, 1969; Nikolaidis et al. 2010) (جدول ۳-۶) می‌توان نتیجه گرفت که تقریباً تمامی ایستگاه‌ها در خاک‌های سطحی و عمقی از نظر فلزات Zn, Cr در حالت به‌شدت آلوده و از نظر عناصر As, Cd در حالت غیر آلوده و بدون آلودگی قرار دارند.

۴-۵- تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

روش‌های آماری مانند آنالیز خوشه‌ای و ضریب همبستگی، ابزارهای قدرتمندی برای تحلیل داده‌های زیست محیطی هستند. ضریب همبستگی تا حدودی ارتباط بین عناصر را در نمونه‌های خاک مشخص می‌کند، اما برای رده‌بندی متغیرهای خاک به گروه‌های خاص (در صورتی که هیچ فرضی نسبت به رده‌ها وجود نداشته باشد)، از تحلیل خوشه‌ای استفاده می‌شود.

۴-۵-۱- تحلیل همبستگی

در این پژوهش از ضریب همبستگی پیرسون در دو سطح معنی‌داری ۰/۰۵ و ۰/۰۱ برای تبیین و تعیین جهت و ارتباط بین متغیرها استفاده شد.

۴-۵-۱-۱- تحلیل همبستگی داده‌های اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک در منطقه

S (آبیاری شده با آب چاه)

با توجه به ماتریس همبستگی بدست آمده مشاهده می‌شود که نیکل با مس (۰/۸۹۰)، فسفر با کروم (۰/۸۳۳)، سرب با مس (۰/۹۲۸)، و سرب با نیکل (۰/۸۸۷) و کبالت با مس (۰/۶۷۶) رابطه

آماري معنی داری در سطح (۰/۰۱) نشان می‌دهد. بین خواص فیزیکوشیمیایی خاک، ماده آلی با کروم (۰/۵۶۹)، نیکل (۰/۵۶۴)، فسفر (۰/۷۲۹)، سرب (۰/۵۷۰) و روی (۰/۶۵۴) همبستگی معنی‌دار در سطح اطمینان ۰/۰۱ نشان می‌دهد. این روابط آماری قوی نشان‌دهنده نقش قابل توجه ماده آلی خاک در نگهداری و تجمع این فلزات در خاک است. ماده آلی با فراهم کردن مکان‌های جذبی باعث نگهداشت و بالا رفتن غلظت فلزات سنگین و مغذی در خاک می‌شود (Singh and Agrawal, 2008).

جدول ۴-۲۲- ماتریس ضریب همبستگی بین پارامترهای فیزیکو شیمیایی خاک و غلظت عناصر سنگین در نمونه‌های خاک منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی)

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	P	Pb	Zn	O.M	pH	Co	Clay
As	۱											
Cd	۰/۰۶۶	۱										
Cr	۰/۴۶۳*	۰/۰۷۴	۱									
Cu	۰/۰۳۸	۰/۲۳۷	۰/۱۵۳	۱								
Ni	۰/۳۶۸	۰/۱۳۸	۰/۲۴۵	۰/۸۹۰**	۱							
P	۰/۴۹۹*	۰/۰۸۸	۰/۸۳۳**	۰/۴۱۲	۰/۵۰۱*	۱						
Pb	۰/۱۰۳	۰/۲۵۱	۰/۲۲۵	۰/۹۲۸**	۰/۸۸۷**	۰/۵۰۸*	۱					
Zn	۰/۱۹۷	۰/۳۸۲	۰/۴۲۴	۰/۸۷۹**	۰/۸۲۶**	۰/۶۳۷**	۰/۹۱۲**	۱				
O.M	۰/۱۰۸	۰/۱۲۲	۰/۵۶۹**	۰/۵۱۸*	۰/۵۶۴**	۰/۷۲۹**	۰/۵۷۰**	۰/۶۵۴**	۱			
PH	۰/۲۲۵	-۰/۱۸۳	-۰/۲۷۹	۰/۱۳۷	۲۷۲	-۰/۲۷۰	۰/۱۴۹	-۰/۰۶۸	-۰/۳۱۶	۱		
Co	۰/۳۱۵	۰/۱۴۰	۰/۳۴۱	۰/۶۷۶**	۰/۷۷۶**	۰/۴۶۱*	۰/۶۰۴**	۰/۵۹۵**	۰/۶۵۵**	۰/۰۰۵	۱	
Clay	۰/۸۲۳	-۰/۱۳۷	۰/۴۸۳	۰/۶۷۲	۰/۷۳۸	۰/۸۳۲	۰/۸۷۳	۰/۹۸۲*	۰/۷۶۳	۰/۰۸۷	۰/۷۷۴	۱

* همبستگی با سطح اطمینان ۰/۰۵

** همبستگی با سطح اطمینان ۰/۰۱

۴-۵-۱-۲- تحلیل همبستگی داده‌های اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک منطقه F

(آبیاری شده با فاضلاب)

در نمونه‌های خاک منطقه F که در (جدول ۴-۲۳) آورده شده است همبستگی در سطح اطمینان ۰/۰۱ بین فلزات کروم با کادمیم (۰/۵۹۶)، مس با کادمیم (۰/۶۱۰) و کروم (۰/۷۶۳) و نیکل

با کروم (۰/۸۶۶) و با مس (۰/۶۹۲) و فسفر با کادمیم (۰/۶۴۰) مشاهده می‌شود. همچنین از میان خواص خاک تنها ماده آلی خاک با فسفر رابطه معنی‌داری نشان می‌دهد.

در سطح اطمینان ۰/۰۵، رس با مس (۰/۸۳۱) و روی (۰/۸۹۳) رابطه آماری معنی‌داری وجود دارد. همبستگی ضعیف درصد رس موجود در خاک با دیگر فلزات نشان می‌دهد که این پارامتر خاک نقش چندانی در انباشت و تمرکز فلزات در خاک نداشته است (Mico et al. 2006).

جدول ۴-۲۳- ماتریس ضریب همبستگی بین پارامترهای فیزیکی شیمیایی خاک و عناصر سنگین در نمونه خاک‌های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب)

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	P	Pb	Zn	O.M	pH	Co	Clay
As	۱											
Cd	۰/۴۱۵	۱										
Cr	۰/۵۵۸*	۰/۵۹۶**	۱									
Cu	۰/۳۴۴	۰/۶۱۰**	۰/۷۶۳**	۱								
Ni	۰/۵۵۹*	۰/۶۹۲**	۰/۸۶۶**	۰/۶۹۲**	۱							
P	۰/۱۱۲	۰/۶۴۰**	۰/۴۹۱*	۰/۵۸۷**	۰/۴۲۹	۱						
Pb	۰/۳۵۲	۰/۶۸۳**	۰/۷۲۹**	۰/۹۵۶**	۰/۶۸۱**	۰/۵۵۹*	۱					
Zn	۰/۴۲۶	۰/۷۲۶**	۰/۷۷۷**	۰/۹۶۹**	۰/۷۲۸**	۰/۶۲۷**	۰/۹۷۹**	۱				
O.M	۰/۰۹۲	۰/۲۵۴	۰/۲۹۵	۰/۳۸۶	۰/۰۷۹	۰/۷۸۱**	۰/۳۵۶	۰/۴۱۸	۱			
PH	-۰/۱۰۸	۰/۲۲۱	-۰/۱۱۹	۰/۰۴۲	۰/۰۱۵	۰/۲۵۹	۰/۰۹۷	۰/۰۸۸	۰/۳۱۱	۱		
Co	۰/۳۳۰	۰/۵۲۸*	۰/۴۷۹*	۰/۳۴۵	۰/۶۳۸**	۰/۲۴۶	۰/۳۷۲	۰/۴۳۷	۰/۰۴۸	-۰/۰۰۱	۱	
Clay	-۰/۷۳۵	-۰/۲۸۰	-۰/۷۸۲	-۰/۸۳۱*	-۰/۳۴۹	-۰/۶۰۳	-۰/۷۵۸	-۰/۷۵۵	-۰/۸۹۳*	-۰/۳۴۵	-۰/۲۹۲	۱

*. همبستگی با سطح اطمینان ۰/۰۵

**. همبستگی با سطح اطمینان ۰/۰۱

۴-۵-۱-۳- تحلیل همبستگی داده‌های اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک منطقه E

(آبیاری شده با پساب)

جدول (۴-۲۴) همبستگی عناصر و پارامترهای فیزیکی شیمیایی را با یکدیگر نشان می‌دهد که با

ضریب اطمینان ۰/۰۱ بین عناصر روی با مس (۰/۶۳۰) و سرب (۰/۸۳۳) و عنصر فسفر با مس (۰/۵۸۶) و ماده آلی با فسفر (۰/۶۲۸) وجود دارد.

همچنین هم بستگی عناصر با ضریب اطمینان ۰/۰۵ بین عناصر نیکل با آرسنیک (۰/۴۸۱) و سرب با نیکل (۰/۵۳۷) و ماده آلی با کروم (۰/۵۲۰) و مس (۰/۴۴۸) و روی (۰/۴۳۴) دیده می‌شود.

جدول ۴-۲۴- ماتریس ضریب همبستگی بین پارامترهای فیزیکی شیمیایی خاک و غلظت عناصر سنگین در نمونه‌های خاک منطقه E (آبیاری شده با پساب)

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	P	Pb	Zn	O.M	Ph	Co	Clay
As	۱											
Cd	-۰/۲۲۲	۱										
Cr	-۰/۳۷۴	۰/۴۲۷	۱									
Cu	-۰/۲۳۷	۰/۱۱۰	-۰/۰۹۲	۱								
Ni	۰/۴۸۱*	۰/۲۱۳	۰/۳۶۳	-۰/۱۲۹	۱							
P	-۰/۲۷۵	۰/۲۶۲	۰/۵۸۶**	-۰/۰۰۴	۰/۰۸۵	۱						
Pb	۰/۰۶۸	۰/۳۱۹	۰/۴۴۰	۰/۳۹۲	۰/۵۲۷*	۰/۳۶۹	۱					
Zn	۰/۰۴۱	۰/۳۲۹	۰/۲۱۷	۰/۶۳۰**	۰/۳۴۸	۰/۲۹۸	۰/۸۳۳**	۱				
O.M	-۰/۳۸۱	۰/۲۶۹	۰/۵۲۰*	۰/۴۴۸*	۰/۰۳۶	۰/۶۲۸**	۰/۴۲۸	۰/۵۳۴*	۱			
PH	۰/۱۴۱	۰/۰۰۸	۰/۰۴۲	-۰/۲۴۸	۰/۱۲۹	-۰/۰۰۵	-۰/۲۷۵	-۰/۳۴۲	-۰/۱۱۲	۱		
Co	۰/۲۴۶	۰/۰۳۵	-۰/۱۷۰	۰/۱۰۶	۰/۳۶۷	-۰/۱۰۸	۰/۰۱۵	۰/۱۵۷	-۰/۰۲۰	۰/۲۴۶	۱	
Clay	-۰/۰۷۵	۰/۳۶۷	۰/۸۸۵	-۰/۳۶۱	۰/۳۵۲	-۰/۰۷۳	-۰/۱۶۰	۰/۰۶۰	۰/۵۵۵	-۰/۰۶۳	-۰/۲۹۶	۱

*. همبستگی با سطح اطمینان ۰/۰۵

**. همبستگی با سطح اطمینان ۰/۰۱

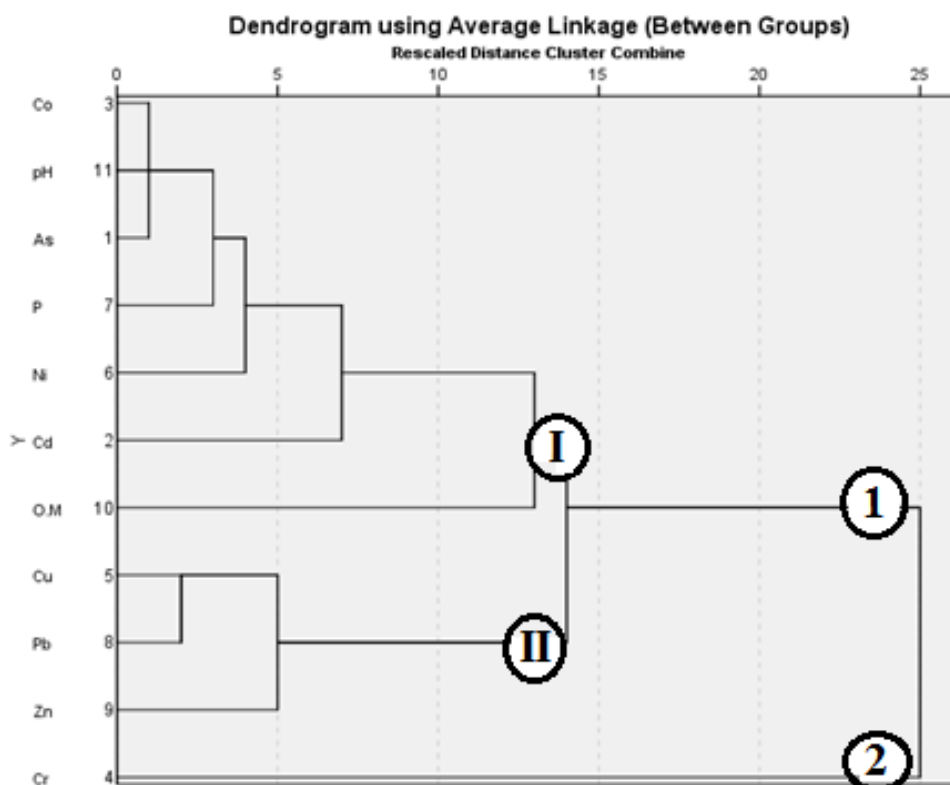
۴-۵-۲- تحلیل خوشه‌ای

روش آنالیز خوشه‌ای مبتنی بر یک سری فرایندهای طبقه‌بندی غیر کنترلی بر مبنای اندازه-گیری شباهت ژئوشیمیایی یا فاصله بین پارامترها در یک گونه مورد نظر برای شاخه بندی داده‌های اصلی است (Firast et al. 2003). این روش متغیرها را در داخل جمعیت‌های آماری مجزا که شباهت ژئوشیمیایی قابل ملاحظه‌ای داشته باشند، گروه بندی می‌کند (El Yauoti, 2009). در این مطالعه

گروه‌بندی عناصر با استفاده از روش سلسله مراتبی وارد (Wards Method) انجام گرفت و نتایج به صورت نمودار خوشه‌ای برای هر سه منطقه مورد مطالعه نمایش داده شده است.

۴-۵-۲-۱- تحلیل خوشه‌ای متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک منطقه S

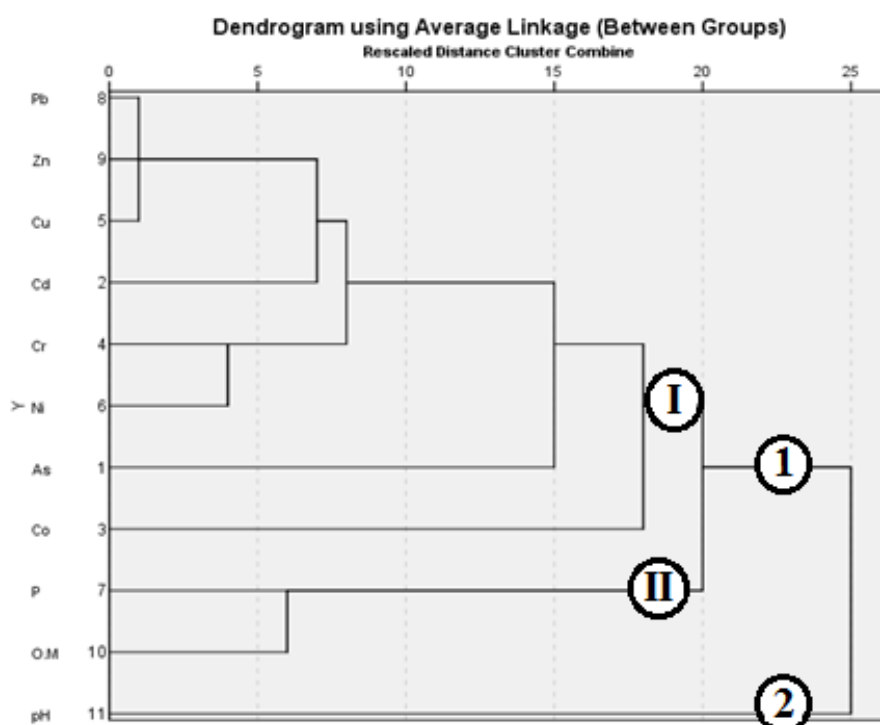
با توجه به نمودار خوشه‌ای بدست آمده (شکل ۴-۳۵) می‌توان دو گروه اصلی تشخیص داد که گروه اول شامل Zn و O.M, Cd, Ni, P, As, pH, Co, Cu, Pb و درگروه دوم نیز فلز Cr قرار دارد. متفاوت بودن منشاء کروم را می‌توان به عواملی از قبیل کوره‌های آجر پزی و احتمالاً غلظت بالای آن در خاک‌های لومی منطقه نسبت داد. در گروه اول از خوشه اول، در کمترین فاصله دو عنصر As و Co و با فاصله کمی بیشتر pH تشکیل اولین خوشه را داده‌اند و در فاصله دورتر از آن، فسفر همراه با نیکل و کادمیم و در نهایت ماده آلی به این خوشه پیوند خورده‌اند. می‌توان رابطه و قرار گرفتن این عناصر با ماده آلی و pH در یک خوشه را به فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها در زمین‌های کشاورزی منطقه S دانست. در خوشه دوم از گروه اول سه فلز Cu, Pb و Zn حضور دارند که احتمالاً منشاء یکسانی دارند و می‌توان منشاء آنها بر استفاده از کودهای حیوانی در این منطقه نسبت داد (Detmmerman et al. 2003).



شکل ۴-۳۵- دندگرام خوشه‌ای مربوط به متغیرهای اندازه‌گیری شده در خاک‌های منطقه S (آبیاری شده با آب زیر-زمینی)

۴-۵-۲-۲- تحلیل خوشه‌ای متغیرهای اندازه‌گیری شده در منطقه F

همانطور که در شکل (۴-۳۶) آورده شده است در تحلیل خوشه‌ای داده‌های خاک در منطقه F که با فاضلاب خام آبیاری می‌شوند دو گروه وجود دارد. گروه اول شامل عناصر و ماده آلی است که منشاء این گروه را می‌توان فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از فاضلاب خام دانست. گروه دوم که در آن pH وجود دارد نشان‌دهنده عدم ارتباط این عامل با سایر پارامترهای خاک در دندوگرام است. در گروه اول در کمترین فاصله، خوشه‌ای با فلزات Cu, Zn و Pb تشکیل شده که منشاء احتمالی این عناصر در این منطقه را می‌توان به استفاده از سموم و آفت‌کش‌ها نسبت داد (Tiller and Merry, 1982) قرار گیری فسفر و ماده آلی در یک خوشه را می‌توان به تأثیر فاضلاب مربوط دانست. همچنین عنصر کبالت در خاک از آبیاری خاک با فاضلاب صنعتی ناشی می‌شود (Kabata-pendias and Mukherjee, 2007).

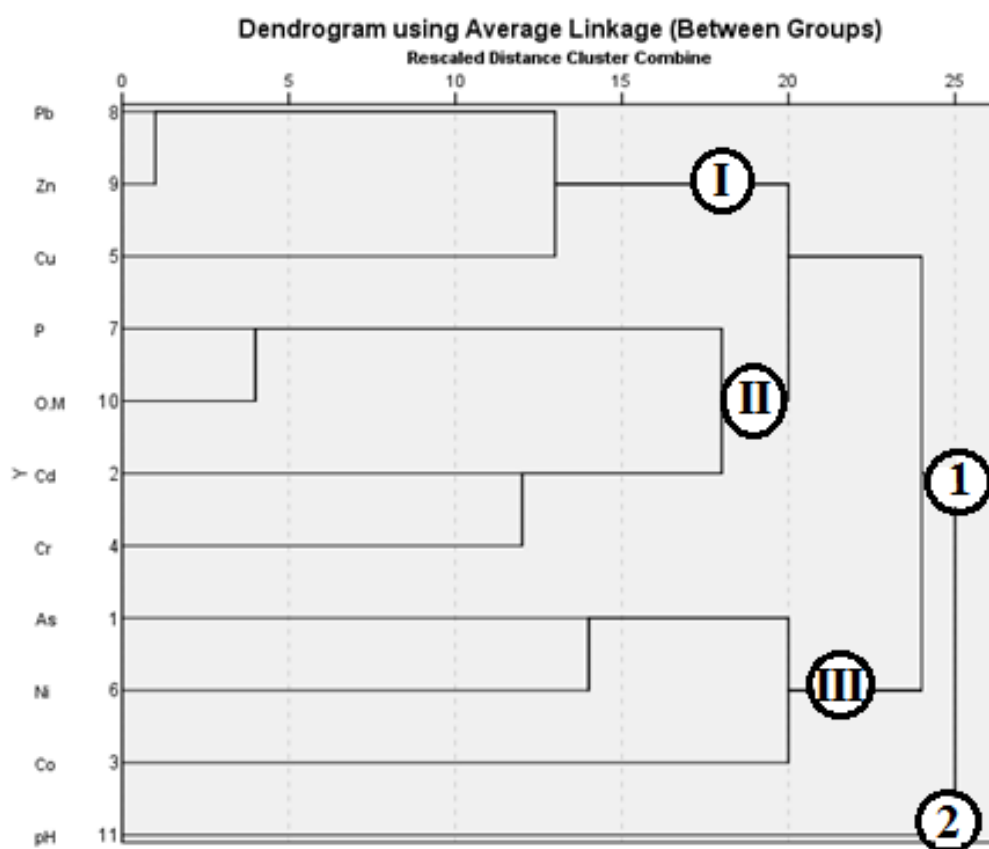


شکل ۴-۳- دندگرام خوشه‌ای مربوط به داده‌های منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب)

۴-۵-۲-۳- تحلیل خوشه‌ای متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک منطقه E

نمودار خوشه‌ای مربوط به داده‌های نمونه‌های خاک منطقه E در (شکل ۴-۳۷) آورده شده است. دو گروه در این نمودار تشکیل شده است. گروه اول شامل Pb, Zn, Cu, P, O.M, Cd, Cr, As, Ni و Co می‌باشد که منشأ آنها عمدتاً انسان‌زاد است. در گروه دوم pH قرار گرفته است که منشأ آن عوامل دیگر (طبیعی) است. در گروه اول سه خوشه تشکیل شده است که فاصله‌ای دورتر نسبت به هم تشکیل شده‌اند که منشأ و رابطه دوری را نشان می‌دهد. در خوشه اول از گروه اول دو فلز Zn و Pb و در فاصله دورتر Cu وجود دارد که هم منشأ بودن این سه فلز را نشان می‌دهد که نرخ بالای استفاده از کودهای حیوانی می‌تواند توجیه کننده این منشأ باشد. دو خوشه فسفر و ماده آلی در فاصله‌ای نزدیکتر Cd و Cr با فاصله‌ای دورتر نسبت به هم قرار دارند و این دو خوشه تشکیل یک

خوشه را می‌دهند، اصلی‌ترین و مهمترین عامل و منشاء این فلزات و ماده آلی با هم را استفاده از لجن فاضلاب در منطقه می‌توان دانست. در خوشه سوم از گروه اول Ni و As در یک خوشه که در فاصله ای دور به فلز Co پیوند می‌خورد. منشاء کبالت احتمالاً استفاده از پساب‌هایی با منشاء عمدتاً صنعتی است (Kabata-pendias and Mukherjee, 2007).



شکل ۴-۳۷- دندگرام خوشه‌ای مربوط به داده‌های منطقه E (آبیاری شده با پساب)

فصل پنجم

نتیجہ گیری و پیشہ داری

۶-۱- مقدمه

فعالیت‌های کشاورزی و کمبود آب باعث شده است که تمایل برای استفاده از آب‌های نامتعارف در کشاورزی و صنعت افزایش یابد. از طرف دیگر افزایش استفاده از این گونه آب‌های نامتعارف باعث تجمع آلاینده‌ها به ویژه فلزات سنگین در خاک می‌شود. فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها نیز باعث تشدید این فرایند می‌شوند. هدف از این مطالعه ارزیابی آلودگی آب‌های مورد استفاده در منطقه و خاک‌های دشت ری به فلزات سنگین و تعیین پارامترهای آلودگی خاک و آب گردیده است. در این فصل مهمترین نتایج بدست آمده به‌صورت خلاصه ارائه می‌شود و پیشنهاداتی برای مطالعات آتی در منطقه مطرح شده است.

۶-۲- نتایج حاصل از ارزیابی آلودگی آب منطقه مورد مطالعه

۱. pH نمونه فاضلاب و پساب به علت وجود کربنات‌ها و مواد آلی در آب، در حد خنثی و بین ۶-۷ است. pH آب زیرزمینی ۶/۷۸ است و از این نظر هیچ محدودیتی برای آبیاری وجود ندارد.
۲. هدایت الکتریکی نمونه‌های فاضلاب و پساب بین $800-1200 \mu\text{S}/\text{cm}$ بود اما آب زیرزمینی بین $2200 \mu\text{S}/\text{cm}$ است. بنابراین تنها آب زیرزمینی محدودیتی در آبیاری دارد.
۳. منشاء فلزات سنگین در نمونه‌های فاضلاب و پساب فعالیت‌های انسان (فعالیت‌های صنعتی و شهر نشینی) در این دو منبع دانست و منشاء این فلزات در آب چاه را می‌توان به نشت آب‌های حاوی فلزات سنگین از دو رودخانه (سرخه‌حصار و فیروزآباد) نسبت داد.
۴. منشاء کلر، سولفات، بی‌کربنات، پتاسیم، منیزیم و کلسیم در فاضلاب و پساب را می‌توان به اضافه شدن انواع فاضلاب‌های صنعتی، خانگی و کشاورزی به کانال نسبت داد. در آب چاه (آب‌های زیرزمینی) نیز منشاء این یون‌ها احتمالاً به انحلال سازندهای آهکی مارنی و تبخیری مربوط می‌باشد.
۵. از نظر میزان سدیم هر سه نمونه آب در محدوده مورد قبول و از نظر SAR آب‌های مورد استفاده در منطقه، در محدوده عالی قرار دارند.

۶. از لحاظ سختی فاضلاب خام و آب زیرزمینی در رده خیلی سخت و پساب در محدوده با سختی متوسط است.

۷. نسبت سدیم به منیزیم-کلسیم آب‌های مصرفی در منطقه نشان داد که پساب حاصل از تصفیه‌خانه برای آبیاری مناسب و آب چاه (زیرزمینی) و فاضلاب خام برای آبیاری نامناسب هستند.

۸. تیپ هر سه نمونه آب منطقه کربناته و رخساره آب چاه (زیرزمینی) و فاضلاب سدیک و پساب کلسیک است.

۶-۳- نتایج حاصل از مطالعات مربوط به ارزیابی آلودگی خاک

۱. بافت هر سه منطقه مورد مطالعه به علت یکسان بودن زمین شناسی منطقه، تغییر محسوسی نداشته و به طور کلی لومی است و تنها درصد رس و ماسه آن تغییر می‌کند.

۲. pH نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده قلیایی و بسیار قلیایی قرار دارد. این امر به دلیل زمین شناسی منطقه و وجود سازندهای موجود در منطقه زمین‌زاد است.

۳. میزان ماده آلی در نمونه‌های خاک منطقه بین ۰/۲۵ - ۲/۴۸ متغیر است. ماده آلی در خاک‌های سطحی نسبت به خاک‌های عمقی افزایش نشان می‌دهد. بالا بودن میزان ماده آلی در بعضی نقاط به علت استفاده از فاضلاب و فعالیتهای کشاورزی گسترده در منطقه است.

۴. آرسنیک در منطقه آبیاری شده با آب چاه (زیرزمینی) در بین سه منطقه بیشترین غلظت را داشته و میانگین غلظت آرسنیک از غلظت پوسته جهانی و خاک‌های کشاورزی بالاتر است. همچنین غلظت آن نسبت به عمق کاهش ناچیزی می‌یابد.

۵. غلظت کروم در همه ایستگاه‌های مورد مطالعه از غلظت جهانی بالا و در حد آلوده و در خاک‌های سطحی بیشتر از خاک‌های عمقی است. بیشترین غلظت کروم در منطقه E (آبیاری با پساب) مشاهده می‌شود. مهمترین عوامل آلوده کننده در آن را می‌توان به نزدیکی این منطقه به پالایشگاه و

کوره‌های آجرپزی و خاک‌های مارنی دانست.

۶. غلظت مس در بعضی از ایستگاه‌ها بیشتر از غلظت جهانی آن است اما میانگین این عنصر از میانگین غلظت در پوسته کمتر و از استاندارد خاک‌های کشاورزی بالاتر است و نسبت به عمق نیز افزایش نشان می‌دهد.

۷. در همه ایستگاه‌ها غلظت فلز نیکل بیشتر از استاندارد پوسته جهانی و خاک کشاورزی است و در هر دو عمق تقریباً غلظت یکسان است و در منطقه آبیاری شده با فاضلاب بیشترین است.

۸. فلز سرب در همه ایستگاه‌ها بالاتر از غلظت پوسته جهانی و خاک‌های کشاورزی است و نسبت به عمق افزایش را نشان می‌دهد غلظت سرب در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه (آب زیرزمینی) بالاتر از خاک‌های دو منطقه دیگر است.

۹. میزان غلظت روی در هر دو عمق تقریباً یکسان بوده و در همه ایستگاه‌ها بالاتر از غلظت‌های جهانی است.

۱۰. میانگین کبالت در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) بالاتر از دو منطقه دیگر است و در همه ایستگاه‌ها بیشتر و نسبت به عمق تغییر نمی‌کند.

۱۱. غلظت فسفر در خاک‌های آبیاری شده با پساب و فاضلاب به‌طور معنی‌دار بیشتر است. و میانگین آن در خاک‌های منطقه بیشتر از خاک‌های کشاورزی و پوسته جهانی است.

۱۲. در خاک‌های منطقه (سطحی و عمقی) As بیشترین و Ni کمترین غنی‌شدگی را دارند.

۱۳. کروم بالاترین ضریب زمین‌انباشت و کادمیم کمترین ضریب زمین‌انباشت را در خاک‌های هر سه منطقه دارند.

۱۴. تحلیل همبستگی در منطقه S (آبیاری شده با آب زیرزمینی) نشان داد که ماده آلی با عناصر سنگین رابطه خوبی دارد.

۱۵. در منطقه F (آبیاری شده با فاضلاب) فلزات سنگین با هم رابطه معنی‌داری و فسفر با ماده آلی نشان می‌دهند.

۱۶. کمترین همبستگی در مناطق مربوط به منطقه E (آبیاری شده با پساب) است و در این منطقه ماده آلی با فسفر و فسفر با مس و روی با مس و سرب رابطه معنی‌داری نشان می‌دهند.
۱۷. تحلیل خوشه‌ای در منطقه S نشان داد که Cr دارای منشاء متفاوت از دیگر عناصر است.
۱۸. دندگرام خوشه‌ای داده‌های منطقه F نشان داد که pH منطقه منشاء زمین‌زاد و طبیعی دارد.
۱۹. مهمترین و شاخص‌ترین نکته دندگرام منطقه E فاصله تشکیل خوشه‌ها است که نشان‌دهنده رابطه ضعیف و دوری آنها نسبت به هم است و pH این منطقه هم منشاء زمین‌زاد تشخیص داده شد.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که استفاده طولانی مدت فاضلاب از سال‌های گذشته باعث تجمع برخی فلزات سنگین در خاک منطقه شده است. این منطقه از نظر عناصر آلوده کننده خاک یکی از خطرناک‌ترین مناطق کشور محسوب می‌شود. وجود پالایشگاه تهران (یکی از قدیمی‌ترین پالایشگاه‌های کشور)، کوره‌های آجرپزی که در گذشته بصورت فعال بودند و نزدیکی به شهر تهران و آلودگی هوا و کارخانه‌ها در مجاورت منطقه و فعالیت‌های شدید کشاورزی و همچنین استفاده از فاضلاب تهران جهت آبیاری اراضی کشاورزی شرایط حال حاضر را در منطقه ایجاد نموده است.

۴-۶- پیشنهادهای برای مطالعات آتی

۱. انجام مطالعات زمین پزشکی به منظور بررسی اثرات آلودگی خاک و آب بر سلامت افراد منطقه
۲. تجزیه نمونه‌های گیاهی کشت شده در منطقه برای تعیین میزان آلودگی در گیاه و تجمع و انباشت این عناصر در اندام گیاهان خوراکی و سبزیجات
۴. بررسی آلودگی ناشی از فعالیت‌های متعدد کشاورزی مانند استفاده گسترده از آفت‌کش‌ها

وکوددهی در منطقه و میزان آلودگی خاک ناشی از این منابع

۵. مطالعه تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از فاضلاب بر کیفیت آب زیرزمینی در منطقه

مورد مطالعه

۶. بررسی دقیق و منشاء یابی عناصر موجود در خاک منطقه با مطالعات گسترده

منابع

- آزادگان، بهزاد. (۱۳۹۰). کاربرد پساب تصفیه شده شهری و تأثیر آن بر کیفیت خاک جنوب تهران (شهر ری). پنجمین کنفرانس سراسری آبخیزداری و مدیریت منابع آب و خاک کشور، کرمان، انجمن مهندسی آبیاری و آب ایران.
- آسیابان‌ها، عباس. (۱۳۸۶). راهنمای ترسیم و تفسیر نمودارهای پترولوژی و ژئوشیمی. قزوین، انتشارات دانشگاه بین‌المللی امام خمینی.
- ابراهیمی، سیروس. کی‌نژاد، محمدعلی. ترابی، علی‌اکبر. (۱۳۹۱). مهندسی محیط زیست تصفیه آب و فاضلاب. (پوی، ه. س روو، در. چبانوگلاس، ج). جلد اول، چاپ چهارم، انتشارات دانشگاه صنعتی سهند. (ترجمه)
- ابراهیمی زاده، محمدعلی. حسن لی، محمدعلی. احمدی راد، شکیبا. (۱۳۸۵). حداقل اثرات زیست محیطی پساب فاضلاب شهری بر خاک در کشت ذرت. مجموعه مقالات اولین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران.
- ابریشم‌چی، احمد. افشار، عباس. بهشید، جمشید. افضلی، محمدرضا. (۱۳۷۴). مهندسی فاضلاب (جورج چوبانوگلو، فرانکلین ال بورتین). جلد اول، چاپ اول، انتشارات نشر دانشگاهی. (ترجمه)
- ابوالحسنی زر جوع، اعظم. خسروی، حسن. سلطانی گردفرامری، مهدی. (۱۳۹۴). ارزیابی اثر فاضلاب تصفیه شده شهری بر نسبت جذب سدیم در خاک. دومین همایش یافته‌های نوین در محیط زیست و اکوسیستم‌های کشاورزی، تهران، پژوهشکده انرژی‌های نو و محیط زیست دانشگاه تهران.
- اسکندری، محمد. (۱۳۹۰). امکان سنجی و بررسی استفاده از آب‌های غیر متعارف (پساب) در آبیاری با استفاده از نانو فناوری. گزارش نهایی، شرکت سهامی آب منطقه‌ای گیلان، جهاد دانشگاهی، دانشگاه تربیت مدرس.
- اصغری مقدم، احمد. (۱۳۸۹). اصول شناخت آب‌های زیرزمینی. انتشارات دانشگاه تبریز. ۳۴۹ صفحه

- ترابی گل سفیدی، حسین. یزدانی نژاد، فاطمه. (۱۳۹۱). تاثیر کاربری‌های مختلف بر تغییرات مکانی شوری در اراضی کشاورزی جنوب تهران. همایش ملی خاک، کشاورزی پایدار، ملایر، دانشگاه ملایر.
- ترکیان، ایوب. (۱۳۷۹). مهندسی محیط زیست. (هوارد اس. پیوی، دونالد آر.رو، جورج چوبانوگلو). انتشارات اصفهان، کنکاش.
- تقوایی‌پور، احمد. (۱۳۸۰). آنالیز آب. (ویلهم فرسینیوس، کارل ارنست کوپین تن، ویلهم اشنايدر). انتشارات دانشگاه اراک. (ترجمه)
- توکلی، منصور. جهانی بهنمیری، الهه. محمودی، شبنم. (۱۳۹۰). برنامه‌ریزی و مدیریت طرح‌های استفاده مجدد از فاضلاب‌های تصفیه شده. چاپ اول، چاپ شرکت مدیریت منابع آب ایران.
- جلی، سید جلیل. (۱۳۷۸). تجارب جهانی به کار گیری پساب در آبیاری. همایش جنبه‌های زیست محیطی استفاده از پساب‌ها در آبیاری، تهران.
- جعفر زاده حقیقی، نعمت الله. (۱۳۷۵). تاثیر استفاده از فاضلاب شیراز در آبیاری محصولات کشاورزی بر افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک و برخی محصولات. دومین کنگره ملی مسایل آب و خاک کشور.
- حسنی‌پاک، علی‌اصغر. شرف‌الدین، محمد. (۱۳۸۰). تحلیل داده‌های اکتشافی، تهران، انتشارات دانشگاه تهران.
- حسینی عراقی، هادی. (۱۳۷۶). کشاورزی برای آینده، روش کاربرد کم‌نهادها برای کشاورزی پایدار. فصلنامه اقتصاد و توسعه کشاورزی، شماره ۴.
- حسینیان، سید مرتضی. (۱۳۸۱). مصارف مجدد فاضلاب‌های تصفیه شده. چاپ اول، تهران، انتشارات علوم روز.
- دانشور، ندا. (۱۳۸۸). اصول کنترل کیفیت آب. (تی. اچ. وای. تیپوت). انتشارات دانشگاه تبریز.
- درویش‌زاده، علی. (۱۳۸۰). زمین شناسی ایران. انتشارات امیر کبیر.
- دولتی ارده‌جانی، فرامرز. شفائی تنکابنی، سید ضیاء. میر حبیبی، علی. بدیعی، خلیل. (۱۳۸۴). بیولوژیکی، ژئوشیمی زیست محیطی و مدیریت پساب‌ها. جلد اول: پساب‌های معدنی، پژوهشکده صنایع رنگ ایران، چاپ دانشگاه صنعتی شاهرود.
- رازقی، نداف. منصوری، رویا. روحانی، پیمان. (۱۳۹۲). استفاده دوباره آب (طرح و برنامه). چاپ اول، تهران.
- رحمانی، حمید رضا. (۱۳۸۹). بررسی کیفیت پساب فاضلاب شهری بر اراضی تحت آبیاری. دومین

- سمینار ملی جایگاه آب‌های بازیافتی و پساب در مدیریت منابع آب.
- رستگاری مهر، محمد. (۱۳۹۰). مطالعات زمین‌شیمی زیست محیطی فلزات سنگین در آب و رسوبات بخشی از رودخانه زاینده رود (شعاع ۵۰ کیلومتری از شهر اصفهان). پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شیراز.
- سازمان نظام مهندسی کشاورزی و منابع طبیعی، (۱۳۸۵). نشریه داخلی سازمان.
- سازمان نقشه‌برداری کشور، (۱۳۸۹)، اطلس راه‌ها.
- سیاهی، محمد کاظم. (۱۳۸۰)، استفاده از فاضلاب تصفیه شده در کشاورزی، انتشارات کمیته ملی آبیاری و زه‌کشی.
- شایسته‌فر، محمدرضا. رضایی، علی. (۱۳۹۰)، ارزیابی میزان آلودگی و توزیع فلزات سنگین در رسوبات معدن مس سرچشمه با استفاده از داده‌های ژئوشیمیایی و تحلیل‌های آماری، نشریه علمی پژوهشی مهندسی معدن، ۱۱، ۳۴-۲۵.
- شهبازی علی، سفینیان علیرضا، میرغفاری ندا، عین‌قلایی محمد. (۱۳۹۱). بررسی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از شاخص‌های فاکتور آلودگی، زمین‌انباشتگی و شاخص جامع فاکتور آلودگی (مطالعه موردی: شهرستان نهاوند). محیط زیست و توسعه، سال ۳، شماره ۵، بهار و تابستان ۱۳۹۱، صفحه ۳۱ - ۳۸.
- عابدی، منصور. (۱۳۷۸). شیمی محیط زیست. (کالین برد). انتشارات نشر دانشگاهی.
- عابدی کوهپانی، جهانگیر. باقری، محمد رضا. (۱۳۸۰). اثرات زیست محیطی آبیاری با پساب تصفیه شده بر منابع آب زیر زمینی. همایش اثرات زیست محیطی پساب‌های کشاورزی بر آب‌های سطحی و زیرزمینی.
- علیزاده، الیاس. (۱۳۷۶). استفاده از پساب تصفیه شده خانگی در آبیاری چغندر قند، شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور، گزارش نهایی طرح پژوهشی.
- فرداد، حسین. ناشر، مهسا. (۱۳۸۸). آبیاری با فاضلاب تصفیه‌شده با مدیریت در حفظ محیط زیست و اثر آن بر بهداشت انسان، دام و طیور. (ایماس فیجین، ایزریلا راونیا، جوزف شال هوت). انتشارات تندیس شب. (ترجمه).
- فرزاد کیا، مهدی. میرزایی، رویا. غفارخانی، مینا. باقری فاطمه. (۱۳۹۲). عنوان مقاله. فصلنامه بهداشت در عرصه دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی - دانشکده بهداشت، دوره ۱، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۲، صفحات ۲۴-۳۰.

- گزارش سازمان هواشناسی کشور، ۱۳۹۱.
- کرباسی علی اصغر، بیدهندی غلامرضا، معطر فرزانه، برزگری زهرا. بررسی منشأ و دسترسی بیولوژیکی عناصر سنگین در خاک ارتفاعات شمال غرب تهران. علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره یازدهم، شماره سه، پاییز ۱۳۸۸.
- کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، (۱۳۹۰). استفاده از فاضلاب تصفیه شده در کشاورزی. معاضد، همزه. حنیفه‌لو، اکبر. (۱۳۸۵). ارزیابی کیفیت فاضلاب‌های ورودی و خروجی تصفیه‌خانه فاضلاب غرب شهر اهواز برای استفاده مجدد در کشاورزی. مجموعه مقالات اولین همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زه‌کشی، اهواز.
- معاونت برنامه ریزی و نظارت راهبردی رئیس جمهور، وزارت نیرو. (۱۳۸۸). راهنمای طبقه‌بندی کیفیت آب خام، پساب‌ها و آب‌های برگشتی برای مصارف صنعتی و تفرجی، نشریه شماره ۴۶۲. منزوی، محمد. تقی. (۱۳۷۲). فاضلاب شهری. جلد دوم: تصفیه فاضلاب. چاپ چهارم، انتشارات دانشگاه تهران، ۲۶۶ صفحه.
- منزوی، محمد. تقی. (۱۳۷۸). فاضلاب شهری. جلد اول: جمع‌آوری فاضلاب. چاپ یازدهم، انتشارات دانشگاه تهران، ۲۴۹ صفحه.
- منفرد، علیرضا. (۱۳۷۶). بررسی منابع آب شهرستان ری. پایان‌نامه کارشناسی ارشد جغرافیا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد شهر ری.
- موحدیان، فاطمه. افیونی، مسعود. (۱۳۸۵). اثر پساب و لجن صنعتی روی برخی خصوصیات شیمیایی و تجمع عناصر سنگین خاک در اصفهان. مجموعه مقالات دومین کنفرانس مدیریت منابع آب، اصفهان.
- مهردادی، ناصر. عدل، مهرداد. زرنکابی، محمدرضا. (۱۳۸۰). مدیریت صنعت زهاب‌های کشاورزی. گروه کار اثرات زیست محیطی طرح‌های آبیاری و زهکشی، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. شماره انتشاره ۴۲.
- مهندسین مشاور رویان. (۱۳۸۷). دستور العمل تجزیه‌های آزمایشگاهی نمونه‌های خاک و آب نشریه ۴۶۷. معاونت برنامه ریزی و نظارت راهبردی رئیس جمهور.
- مهندسین مشاور عمران محیط زیست، (۱۳۸۷). طرح جامع هدایت آب‌های سطحی تهران.
- مهندسین مشاور یکم، (۱۳۸۴). مطالعات آبیاری و زه‌کشی طرح استفاده مجدد از پساب تصفیه خانه شهر تبریز، جلد ۲.
- ملاحسینی، حسن. (۱۳۸۰). بررسی شدت و گستردگی آلودگی خاک‌ها به عناصر سنگین و تعیین

- مقدار آن‌ها در گیاهان آبیاری شده با فاضلاب، طرح پژوهشی موسسه تحقیقات خاک و آب منطقه ورامین.
- ناظمی، سمیه. خسروی، الهه. (۱۳۸۹). بررسی وضعیت فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه اراضی سبزی‌کاری. فصلنامه دانش و تندرستی، دوره ۵، شماره ۴.
- نشاط، علی‌اصغر. قنبرزاده، شهرود. شاه‌منصوری، محمدرضا. (۱۳۸۵). تصفیه زمینی فاضلاب. (گوهیل.م. ب). انتشارات سخن گستر. (ترجمه)
- هراتی، مجید. (۱۳۸۹). تجمع فلزات سنگین در ذرت علوفه‌ای تحت آبیاری با فاضلاب. دومین سمینار ملی جایگاه آب‌های بازیافتی و پساب در مدیریت منابع آب.
- هراتی، مجید. تمدن رستگار، مهدی. (۱۳۹۰). اثرات استفاده از پساب‌ها در اراضی کشاورزی جنوب شهر تهران. کنفرانس بین‌المللی آب و فاضلاب، تهران، شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور.
- یزدانبخش، احمدرضا. ندافی، کاظم. (۱۳۷۲). تصفیه فاضلاب. (ژآری‌والا، س). چاپ اول، انتشارات فردابه.
- یزدانبخش، احمدرضا. لیلی، مصطفی. کولیوند، علی. (۱۳۸۶). تصفیه فاضلاب: فرایندهای شیمیایی و بیولوژیکی. (موگنس هنز). انتشارات حفیظ. (ترجمه)
- یزدی صمدی، بهمن. رضایی، عبدالمجید. ولی زاده، مصطفی. (۱۳۹۲). طرح‌های آماری در پژوهش. چاپ نهم، انتشارات دانشگاه تهران.

References

References

- Abedi Koupal, J.B., Mostafazadeh Fard, M., Afyini, M.R., 2006. Effect of treated wastewater on soil chemical and physical properties in an arid region. *Plant Soil Environ.*, 52, 2006 (8): 335-344.
- Agarwal S.K., 2002. *pollution management : water pollution* . A.P.H. publ New Delhi. 384 pp.
- Adriano, D.C., 1988. *Trace elements in the terrestrial environ.* Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo, 250p.
- Agarwal, S.K., 2002. *pollution management : water pollution* . A.P.H. publ New Delhi. 384 pp.
- Alizadeh, A., 2001. Using Reclaimed Municipal Wastewater for Irrigation of Corn. *International Workshop on Wastewater Reuse Management. ICID-CIID. Seoul. Korea.* pp.147-154.
- Al-Jabobu, M., Tijane, M., El-Ariqi, S., El Housni, A., Zouahri, A. and Bouksaim, M., 2014. Assessment of the impact of wastewater use on soil properties. *J. Mater. Environ. Sci.* Vol. 5(3), pp. 747-752.
- Angle, J.S., Chaney, R.L., 1991. Heavy metal effects on soil population and heavy metal tolerance of *Rhizobium meliloti*, nodulation and growth of alfalfa. *Water, Air and Soil Pollution.* 57-58: 597-604.
- Ammery, B.Y., 2007. Wastewater reuse in Jordan: Present status and future plans. *Journal of Desalination.* Vol. 211. Pp: 164-176.
- Angelakis, A.N., Marecos Do Monte, M.H.F., Bontoux, L. and Asano, T., 1999. The Status of Wastewater Reuse Practices in the Mediterranean Basin: Need for Guidelines. *Wat. Res.* Vol.33, No 10. pp. 2201-2217.
- Asano, T., Pettygrove, G.S., 1987. Using reclaimed municipal wastewater for irrigation. *California Agric.* Vol.41.
- Asano, T., Levine, A.D., 1996. Wastewater Reclamation, Recycling And Reuse: Past, Present, And Future, *Wat. Sci. and Technol.*, Vol. 33. No. 10-11, pp.1-14.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. *Water Quality for Agriculture.* FAO Irrigation and Drainage Paper, No. 29, FAO, Rome, Italy.
- Barbarick, K.A., Ippolito, J.A., Westfall, D.G., 1996. Sewage biosolids cumulative effects on extractable-soil and grain elemental concentrations. *J. Environ. Qual.* 26: 1696- 1702.
- Bahri, A. and Brissaud, f. (1996). Wastewater reuse in Tunisia: Assessing a national policy. *Journal of Water Science and Technology.* Vol. 33, No. 10-11, pp.87-94.
- Bhardwaj, A.K., Goldstein, D., Azenkot, A. And Levy, G.J., 2008. aulic conductivity of a clay soil. *Geoderma*, 140: 199-206.
- Blaser, p., Zimmermann, S., Luster, J. and Shotyk, W., 2000. critical examination of trace element and depletion in soils :As , Cr , Cu , Ni , pd and zn in swiss forest soil . *sci .Total Environ* . 249 , 257-280.
- Bouwer, H., 2000. *Integrated Water Management: Emerging Issues and Challenges.* Agri. water Manage. Vol.45. pp. 217-228.
- Cameron, D.R., 1996. Sustainable Effluent Irrigation Phase I: Literature Review, International Perspective and Standards. Tech. Rept. Prepared for Irrigation Sustainability Committee, Canada-Saskatchewan, Agriculture Green Plan.
- Cameron, D.R., 1997. Sustainable Effluent Irrigation Phase II: Review of Monitoring Data, Moose Jaw. Tech. Rept. Prepared for Irrigation Sustainability Committee, Canada-Saskatchewan, Agriculture Green Plan.
- Chapman, D., 2003. *Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* second edition. Second Edition, 651p.
- Cheng, A.C., Warknek, J.E., Page, A.L. and Land, A.J., 1984. Accumulation of Heavy Metal in Sewage Sludge Treated Soils. *J. Environ. Qual.* Vol.13. pp.87-90.
- Chopin, E.I.B., Alloway, B.J., 2007. Distribution and mobility of trace elements in soils and vegetation around the mining and smelting areas of tharsis, Riotinto and Huelva, Iberian pyrite belt, SW Spain. *Water, Air, and Soil Pollution.*, Vol. 182, pp. 254- 261.
- Cid, B.P., De, M., Gonzalez, J. and Gomez, EF., 2002. *Analyst*, 126, pp. 1304-1311.

- Cooper, R.C., 1991. Public health Concerns in wastewater reuse. *Water Science and Technology*, 24(9), pp. 55-65.
- Crites, R., and Tchobanoglous, G., 1998. Small and decentralized wastewater management systems. Tata Mc Grow- Hill, Publishing company Di Limited New Dehli.
- Detemmerman, L., Vanongeval, L., Bppn, W., Hoenig, M. and Geypens, M., 2003. Heavy metals content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air and Soil Pollution.*, Vol. 148, pp. 61-76.
- Di Toppi, L.S., Gabrielli, R., 1999. Response to Cd in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*. Vol. 41, Issue.², pp. 105- 130.
- El Yaouti, F., A.El Mandour, D., Khattach, J., Benavente, O., Kaufmann, O., 2009. Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou. Areg (NE Morocco): A geostatistical, geochemical, and tomographic study". *Applied Geochemistry*, 24 pp.
- Faby, J.A., Brissaud, F., Bontoux, J., 1999. Wastewater reuse in France: Water quality standards and wastewater treatment technologies. *Journal of Water Science and Technology*. Vol. 40, No. 4-5, pp. 37-42
- FAO, 1989, wastewater treatment and use in agriculture, food and agriculture Organization of the United Nations, Rome, FAO, 47.
- Feigin, A., Ravina, I., Shalhevent, J., 1991. Irrigation with Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection. Springer- Verlag Pub., Berlin.
- Feizi, M., 2001. Effect of Treated Wastewater on Accumulation of Heavy Metals in Plants and Soil. International Workshop on Wastewater Reuse Management. ICID-CIID. Seoul, Korea. pp.137-146.
- Franco, A., Schuhmacher, M., Roca, E. and Domingo, J.L., 2006. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartiment model. *Aemvironmental International.*, Vol. 32, pp. 724-732.
- Foster, S., et al. , 2004. Urban wastewater as groundwater recharge- evaluating and managing the risks and benefits. Washington. DC, World Bank.
- Fu, J., Zhou, Q., Liu, J., Liu, W., Wang, T., Zhang, Q., 2008. High levels of heavy metals in rice from a typical e-Waste recycling area in southeast China and its potential risk to human health. *Chemosphere*. 2008;71:1269-1275.
- Galavi, M., Jalali, A., Ramroodi, M., 2010. Effects of treated municipal wastewater on soil chemical properties and heavy metal uptake by sorghum (*Sorghum Bicolor L*). *Jurnal of Agricultural Science*, Vol. 2(3), pp. 235- 241.
- Gil, C., Boluda, R., Ramos, J., 2004. Determination and evaluation of cadmium, lead and nickel in greenhouse soils of Almer_ia (Spain). *Chemosphere* 55 (2004) 1027–1034.
- Heiarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Abedi Koupai, J., Malekian, R., 2007. The effect of treated westwater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods". *Agricultural Water Management*. 90:87-94.
- Honslow, A., 1995. Water quality data: Analysis and Interpretation. CRC Prees. Vol. 11, pp. 416.
- Hounslow, A., 1995. Water quality data: analysis and interpretation. CRC Press, LLC, 416 pages.
- Huang, S., Liao, Q., Hua, M., Wu, X., Bi, K., Yan, C., 2007. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere* 67, 2148–2155.
- Hugo, J.O., Nelson, M.B., Everaldo, Z., Marcus, V.L., Gracioso, M., Alfredo, T.B., 2012. Inputs of heavy metals due to agrochemical use in tobacco Fields in Brazil southern regin. *Environmental Monitoring and Assessment.*, Vol. 7, pp. 45-89
- Hussain, Gh., Al.Saati, A.J., 1999. Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia. *Journal of Desalination* .Vol. 123. pp. 241- 251.

- Jing, J., Logan, T.J., 1992. Effect of sewage sludge cadmium concentration on Chemical extractability and plant uptake. *J environ Qual.* 1992; 2:73-81.
- Kabata, A., Pendias, A., Pendias, H., 1994. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd ed, CRC Press, Boca Raton, FL, U.S.A.
- Kabata, C., Sing, B.R., 2001. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity a cooper smelter. *Environmental Quality.*, Vol. 30, pp. 485- 492.
- Kabata- Pendias, A., 2011. Trace elements in soils and plants. 4rd, CRC Press. Boca Raton., pp. 534.
- Kabata- Pendias, A., Mukherjee, A.B., 2007. Trace elements from soils to himan. Springer-Verlag Berlin Heidelberg., pp. 561.
- Kabata- pendias, A., Pendias, H., 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press. Boca Raton., pp. 413.
- Kabata- pendias, A., Pendias, H., 2011. Trace elements in soils and plants. 4th ed, CRC Press. Boca Raton., pp. 413.
- Khai, N.M., 2007. Effects of Using Wastewater and Biosolids as Nutrient Sources on Accumulation and Behaviour of Trace Metals in Vietnamese Soils. Ph.D. Thesis, Depart.of Soil Sci. University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sewden.
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y.M., Huang, Y.Z., Zhu, Y.G., 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution.* 152, 686-692.
- Li, J., He, M., Han, W. and Gu, Y., 2009. Analysis and assessment on heavy metal sources in the coastal soils developed from alluvial deposits using multivariate statistical methods. *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. 164, pp. 976- 981.
- Liang, Q., Gao, R., Xi, B., Zhang, Y. and Zhang, H., 2014. Long-term effects of irrigation using water from the river receiving treated industrial wastewater on soil organic carbon fractions and enzyme activities, *Agriculture water management*, Vol. 135, pp. 100- 108.
- Lin, S.H., Cheng, K.W., 2001. A new sequencing Batch reactor for treatment of municipal sewage wastewater for agriculture reuse. *Journal of Desalination.* Vol. 133. pp. 41-51
- Lopez, A., Pollice, A., Lonigro, A., Masi, S., Palese, A.M., Cirelli, G.L., Toscano, A., Passino, R., 2006. Agricultural wastewater reuse in southern Italy, *Journal of Desalination*, Vol.187. pp. 323-334.
- Lottermoser, B.G., 2007. Mine waster, Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Mahida, U.N., 1918. Water Pollution and Disposal of Wastewater on Land. McGrow-Hill pub., New Delhi, 323 pp.
- Mahmood, S., 2006. Wastewater Irrigation: Issues and Constraints for Sustainable Irrigated Agriculture. *Journal of Italian Agronomy.* (Communicated).
- Mara, D., Cairncross, S., 1989. Guidelines for safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: measures for public health protection. World Health Organization, Geneva, 187p.
- McArthur, J.M., Sikdar, P.K., Hoque, M.A. and Ghosal, U., 2012. Wastewater impacts on groundwater: Cl/Br ratios and implications for arsenic pollution of groundwater in the Bengal Basin and Red River Basin, Vietnam. *Science of the Total Environment*, 437(2012), 390–402.
- Mc Bride, M.B., 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective. *J. Environ. Qual.* 24: 5- 18.
- Mico, C., Recatala, L., Peris, M., Sanchez, J., 2006. Assessing heavy metal Sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere.*, Vol. 65, pp. 863- 872.
- Mojiri, A., Hamidi A.A., Shuokr Qarani, A., Gholami, A. and Mahnoosh, A., 2013. Impact of urban wastewater on soil properties and lepidium sativum in an arid region. *International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences (IJSRES)*, Vol. 1(1), pp. 7-15.
- Monte, H.M., Esousa, S., 1992. Effects on crop of Irrigation with facuitative pond effluent. *Wat. Sci. Tech*, 26, No.7-8 :1603-1613
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation Mullein sediments of the Rhine river. *Geology.*,

- Vol. 2. Pp. 108- 118.
- Mwegoha, W., Kihampa, C., 2010. Heavy metal contamination in agricultural soils and water in Dar es Salaam city, Tanzania. *African Journal of Environmental Science and Technology* Vol. 4(11), pp. 763-769, November.
- Nicholson, F.A., Chambers, B. J., Williams, J, R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology.*, Vol. 70, pp. 23-31.
- Nikolaidis, Ch., Zafiriadis, I., Mathioudakis, V. and Constantinidis, Th., 2010. Heavy metal pollution Associated with an abandoned Lead-Zinc mine in the Kirki Region, NE Greece, *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 85,3,307-312.
- Orenes, F.G., Caravaca, F., Coronado, A.M. and Roldan, A., 2015. Prolonged irrigation with municipal wastewater promotes a persistent and active soil microbial community in a semiarid agroecosystem. *Agriculture water management*, Vol. 149, pp. 115- 122.
- Patterson, R. A., 1996. Soil Hydraulic Conductivity and Domestic Wastewater. *Wat. Scie. and Technol.* Vol. 43. No. 12. pp. 103-108. 2003.
- Pino, M.P.d., Durham, B., 1999. Wastewater reuse through dual-membrane processes: opportunities for sustainable water resources, *Journal of Desalination*, Vol.124, pp: 271-277.
- Qian, Y.L., Meham, B., 2005. Long-Term Effects of Recycled Wastewater Irrigation on Soil Chemical Properties on Golf Course Fairways. *Journal of Agronomy.* 97:717-721.
- Qishlaqi, A., Moore, F., Forghani, G., 2008. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141:257–273
- Rafiei, B. et al. , 2010. Distribution of Heavy Metals around the Dashkasan Au Mine *Int. J. Environ. Res.* 4, 647-654.
- Rahmani. H.R., 2007. Use of industrial and municipal effluent water in Esfahan province – Iran'. *Scientific Research and Essay*, Vol. 2 (3),pp. 084-088.
- Rich, J.j., 1987. *Agricultural ecology and Insect outbreaks.* Insect outbreaks Academic Press. New York.
- Richards, L.A. 1954. Diagnosis and improvements of saline and alkali soils agriculture, Vol. 160, handbook 60, US Department of Agriculture, Washington DC
- Saber, M.S.M., 1986. Prolonged Effect of Land Disposal of Human Waste on Soil Conditions. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 18, pp.371-374.
- Saber, M.S.M., 1987. Prolonged Effect of Land Disposal of Human Waste on Soil Conditions. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 18, pp.371-374.
- Sala, L., Serra, M., 2004. Towards sustainability in water recycling. *Water Science and Technology*, 50(2), pp. 1-8.
- Seshan, B.R.R., Natesan, U., Deepthi, K., 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *Int. J. Environ. Sci. Tech* 7, 291-306.
- Shuval, H.I., Adin, A., Fattal, B., Rawitz, E., Yekutieli. P., 1986. Wastewater Irrigation in Developing Countries. Health Effects and Technical Solutions. *World Bank Tech. Pap.* 51, 325pp.
- Singh, P.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28(2): 347-358.
- Smart, M. K., 2004. Effects of Long-Term Irrigation with Reclaimed Water on Soils of the Northern Adelaide Plains, South Australia. *Australian Journal of Soil Research.*
- Soil Science Society of America., 1997. Glossary of soil science terms. Madison, WI, p. 138.
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment- associated trace metals in an urban stream. Oahu, Hawaii. *Environmental Geology.*, Vol. 39, pp. 611- 627.
- Suzuki, T., Katsuno, K. and Ramaura, G., 1992. Land Lysimeters and its mass balance of

- nitrogen. *Wat. Res.*, Vol. 26, No. 11pp. 1433-1444.
- Tankiewicz, M., Fenik, J., Biziuk, M., 2010. *Trac-Trend.Anal.Chem*, Vol. 29, pp. 1050.
- Thrassyvoulos, M., Ioannis, K.T., 2006. Evaluating Water Resources Availability and Wastewater Reuse Importance in the Water Resources Management of Small Mediterranean Municipal Districts. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 47, pp. 245-259.
- Tiller, K. G., Merry, R.H., 1892. Copper pollution of agricultural soils. In: Loneragan, J.F., Robson, A.D., Graham, R.D. (Eds), *Copper in soils and plants*. Academic Press London., Vol. 25, pp. 119-140.
- Todd, D.K., Mays, L.W., 2005. *Groundwater hydrology*. John Wiley and Sons, New York. pp.535.
- Tucker, R., Hardy, D.H., Stokes, C.E., 2003. Heavy metals in North Carolina soils, occurrence and significance , N. C. Department of agriculture and Consumer Servies, Agronomic division , Raleighmih.
- USDA, 1999. Soil taxonomy. Abasic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, Handbook No. 436. Soil Survery Staff, Washington, Dc.
- USEPA, 1981. Land treatment of municipal Wastewater. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA 625/1- 81/013).
- Wang, S.C., Li, X.D., Zhang, G.,Qi, S.H., Min, Y.S., 2002). Heavy metals in agricultural soil off the Pearl river delta, south China. *Enviraonmental pollution.*, vol 119,pp.33-44.
- WHO, 2006. WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. In: *Wastewater Use in Agriculture*, Vol.2. World Health Organization 222.
- Xu, X., Lu, X., Han, X., and Zhao, N., 2015. Ecological and health risk assessment of metal.
- Xuan, Z., Wolfgan, H., Guichun, Y., 2002. Elimination of cadmium contamination from drinking water. *water research*. 2002;36:851-858.
- Yamaura, G., Suzuki, T., Kobayashi, M., Katsuna, T., Ogiwara, K. and Taguchi,Y., 1986. Use of soil for disposal of domestic sewage. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 18pp. 375-381.
- Zhanyi, G., Jifu, Y., 1999. Sewage irrigration in china.,17th congress on Irrigation and Drainage.International commission on Irrigation and Drainage Granada. Spain. ICID, Vol.lg, pp:149- 156

Abstract:

Arid and semi-arid areas such as Iran, are facing water crisis and long-term droughts in recent years. One option to cope with this situation is the use of treated or untreated wastewater for irrigation of the cultivated lands. Depending on the nature of its composition, irrigation water supply can have beneficial effects or harmful on soils. To evaluate the effects of wastewater irrigation on soil quality, the present research was conducted in the south of Tehran (Rey area) are irrigated with raw wastewater since 1352. For this purpose 44 soil samples were collected from depths of 30-15 cm and 15-0 cm within three zones irrigated by wastewater (zone F), irrigated with effluent (zone E) and irrigated with groundwater (zone S). Some features of physical-chemical (organic matter and texture) and concentrations of some nutrients and heavy metals (Cr, As, Cu, Pb, P, Cd and Zn) were measured in the soil samples. The obtained results show that the soil organic matter increased dramatically from 0.2 to 2.47% and concentrations of some heavy metals (Zn 3.12 mg/kg, Pb 72 mg/kg and Ni 48.5 mg/kg on average) are substantially elevated in soils. the results also indicated that in three types of water used in three zones, concentrations of some metals in the wastewater is high as compared with permissible limits thereby they can accumulate in the soils irrigated with wastewater. Finally statistical analysis indicated that two main factors i.e. application of chemical fertilizers and use of wastewater are the most important origin of metal contamination in the soil of the study area.

Keywords: Rey area, Wastewater, Metals, Organic matter, Soil, contamination



Shahrood University of Technology
Faculty of Geosciences
MSc Thesis in Environmental Geology

**Effects of wastewater irrigation on quality and contamination in
Shahre-Ray area.**

By: Hamed mokari yamchi

Supervisor
Dr. Afshin Qishlaqi

Advisor
Ali Reza Sayyareh

May 2016