مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۳، شماره ۳، پاییز ۱۳۸۸، ص. ۵۶-۴۵

Journal of Water and Soil
Vol. 23, No. 3, Fall 2009, p. 45-56

بررسی تغییرات کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب شهری در اثر عبور از ستون‌های خاک

اعظم حسین پور*[۱] – غلامحسین حق نیا[۲] – امین علیزاده[۳] – امیر فتوت[۴]

تاریخ دریافت: ۸۷/۸/۲۰
تاریخ پذیرش: ۸۸/۵/۱۱

چکیده

افزایش جمعیت، محدودیت منابع آب و همچنین حجم عظیم فاضلاب‌های تولید شده در شهرها و لزوم دفع مناسب آن‌ها، ضرورت بهره‌گیری از فاضلاب را افزایش داده است. دفع فاضلاب در خاک یکی از باصرفه‌ترین روش‌های دفع فاضلاب است، به طوری که با عبور فاضلاب از خاک، کیفیت شیمیایی آن بهبود می‌یابد. به همین منظور، آزمایشی در ستون‌های پلی‌اتیلنی به ارتفاع ۱۵۰ و قطر ۱۱ سانتی‌متر در ۷ دوره ۱۵ روزه در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد انجام شد. فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه شده تصفیه‌خانه پرکندآباد در ستون‌های پر شده از خاک لوم شنی، در شرایط غرقاب متناوب به کار برده شدند. در پایان آزمایش، پارامترهایی مانند اسیدیته، شوری، نسبت جذب سدیم، نیتروژن – نیتراتی، فسفر – فسفاتی، کربن آلی کل و دو فلز سنگین نیکل و کادمیم در نمونه های زه آب جمع آوری شده از ستون های خاک اندازه گیری شدند نتایج به دست آمده بیانگر آن است که میانگین مقدار تمام پارامترهای فوق (به جز اسیدیته) در زه آب های خروجی، همواره کمتر از میانگین مقدار آن در فاضلاب‌های ورودی به ستون‌های خاک است اما با استمرار کاربرد فاضلاب‌ها در طول زمان بر مقدار آن‌ها افزوده شده است. در بررسی تأثیر نوع فاضلاب بر مقدار پارامترهای ذکر شده در زه‌آب‌های خروجی نیز مشخص گردید که میانگین مقدار اسیدیته زه‌آب‌ها در نتیجه عبور فاضلاب خام (۷/۶۵) به طور معنی‌داری کمتر از فاضلاب تصفیه‌شده (۷/۷۱) است در حالی که برای میانگین مقدار نیتروژن–نیتراتی، فسفر–فسفاتی و نیکل، عکس این تأثیر مشاهده شد. به طوری که میانگین مقدار آن‌ها در زه آب ستون‌هایی که از فاضلاب خام استفاده شده بود به ترتیب برابر ۲۱/۹۶، ۰/۰۵۵ و ۰/۰۱۵ میلی‌گرم بر لیتر و در زه آب ستون‌هایی که از فاضلاب تصفیه‌شده استفاده شده بود به ترتیب برابر ۲۰/۴۸، ۰/۰۲۴ و ۰/۰۱۲ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. تأثیر نوع فاضلاب بر سایر پارامترها معنی‌دار نگردید. به طور کلی با توجه به مقدار نسبت جذب سدیم، نیتروژن–نیتراتی و کربن‌آلی‌کل در زه‌آب‌ها و همچنین مقدار دو فلز سنگین نیکل و کادمیم در فاضلاب‌های مورد استفاده به ویژه فاضلاب خام و خطراتی که انتقال آن‌ها به دنبال دارد، تخلیه درازمدت فاضلاب در خاک باید با مدیریت صحیحی صورت گیرد.

واژه‌های کلیدی: فاضلاب خام، فاضلاب تصفیه شده، کیفیت شیمیایی زه‌آب، ستون خاک

مقدمه

رشد روز افزون جمعیت جهان، هم گام با گسترش فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی و همچنین خشکسالی‌های پی در پی در اکثر کشورهای واقع در کمربند مناطق خشک در سال‌های اخیر موجب شده است که تقاضا برای آب افزایش یابد و منابع آب با کیفیت مطلوب به اوج بهره‌برداری خود برسند و در نتیجه فشار بیش از اندازه به منابع آب وارد آید. از طرف دیگر توسعه شهرنشینی و صنعتی‌شدن سبب گردیده همه ساله بخش قابل توجهی از منابع آب محدود به علت تغییر کیفیت از چرخه مصرف خارج شوند که نمونه بارز آن فاضلاب‌های شهری است. با توجه به حجم عظیم فاضلاب‌های تولیدی، تلاش برای دست‌یابی به شیوه‌های دفع مناسب فاضلاب ضرورت می‌یابد. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که دفع فاضلاب خام در محیط خطرات بهداشتی و زیست محیطی گوناگونی را به دنبال دارد (۲۳). در دهه‌های اخیر، کنترل کیفیت فاضلاب خام به لحاظ حفاظت از محیط زیست و به ویژه منابع محدود آب در بسیاری از کشورها به صورت تصفیه فاضلاب و سپس رهاسازی در محیط و یا مصرف دوباره آن مورد توجه زیادی قرار گرفته است. از طرفی تصفیه فاضلاب مستلزم صرف هزینه است که هزینه‌های آن با افزایش مراحل تصفیه افزایش می‌یابد. بسیاری از کشورهای جهان از جمله اکثر کشورهای درحال‌توسعه، توانایی سرمایه‌گذاری کافی در این

۱،۲،۳و۴- به ترتیب کارشناس ارشد، استادان گروه علوم خاک، مهندسی آب و استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: azamhoseinpour@yahoo.com)

بخش را ندارند. بنابراین به‌رغم تصویب قوانین مختلف در لزوم تصفیه فاضلاب، استفاده از فاضلاب خام و یا به مقدار جزئی تصفیه شده در کشورهای در حال‌توسعه روند رو به رشدی خواهد داشت (۱۳). با توجه به کمبود آب و حجم عظیم فاضلاب‌های تولیدی در مناطق مختلف جهان، نیاز به روش‌هایی جهت تصفیه فاضلاب ضرورت می‌یابد که از لحاظ اقتصادی و کارایی قابل توجیه باشد. به‌رغم محدودیت‌های مالی در اکثر کشورهای جهان برای تصفیه مناسب فاضلاب، تاکنون بسیاری از مطالعات انجام گرفته در بهره‌گیری مجدد از فاضلاب بر پایه فناوری‌های گران قیمت تصفیه متمرکز بوده است و کمتر به بررسی روش‌های طبیعی تصفیه فاضلاب و به ویژه نقش خاک در این خصوص پرداخته شده است (۲۱). بررسی‌ها نشان می‌دهند که خاک‌ها با دارا بودن ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی بسیار پیچیده، توانایی خوبی در حذف و پالایش انواع آلاینده‌ها، از جمله آلاینده‌های موجود در فاضلاب از خود نشان می‌دهند (۱۱). خصوصیات فیزیکوشیمیایی و بیولوژیک خاک، نوع فاضلاب و درجه تصفیه آن، شرایط استفاده از فاضلاب مانند روش کاربرد فاضلاب، توپوگرافی و شرایط اقلیمی، نوع پوشش گیاهی و سطح آب زیرزمینی از جمله مواردی هستند که بر کارایی خاک در تصفیه فاضلاب تأثیر می‌گذارند (۱۰). آبیاری و تغذیه مصنوعی آبخوان‌ها از مهمترین شیوه‌های دفع فاضلاب در خاک و استفاده مجدد از فاضلاب می‌باشند. استفاده از فاضلاب به منظور آبیاری سبب می‌گردد علاوه بر بهره‌گیری از اثرات مثبت آن بر خصوصیات خاک، به عنوان یک منبع آب نیز مورد استفاده قرار گیرد. در ایام غیر زراعی نیز با دفع فاضلاب در خاک می‌توان علاوه بر تصفیه بیشتر فاضلاب توسط خاک، امکان افزایش ذخیره آب در آبخوان‌های با مصرف کشاورزی (غیر شرب) را فراهم کرد. از طرفی پژوهش ها نشان می‌دهند به منظور بهبود کیفیت فاضلاب و جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی در هنگام تخلیه فاضلاب در خاک، هر چه زمان عبور فاضلاب از بین ذرات خاک طولانی‌تر باشد، به دلیل تماس بیشتر و در نتیجه تأثیر بیشتر فرایندهای شیمیایی و بیولوژیک خاک بر کیفیت آن، امکان انتقال آلاینده‌ها به عمق خاک کاهش می‌یابد (۲۶).

برای آگاهی از کارایی خاک در تصفیه فاضلاب، نیاز به روشی است تا بتوان از طریق آن اطلاعاتی را در مورد مکانیسم‌های موضعی انتقال و تجمع املاح و آلاینده‌ها به دست آورد. بدین منظور از مطالعات ستونی استفاده می‌گردد. این مطالعات در مقایسه با سایر روش‌های آزمایشگاهی از مزایایی زیادی برخوردارند که از مهمترین آن‌ها می‌توان استفاده از نسبت‌های کم خاک به محلول، عدم نیاز به جداسازی محلول از خاک، عدم نیاز به تکان دادن برای ترکیب خاک با محلول، شبیه سازی بهتر شرایط مزرعه‌ای و ارائه داده کافی برای مدل‌های پیش بینی با هزینه نسبتاً کم را نام برد (۲۰). مطالعات ستونی طی دهه‌های اخیر در کشورهای مختلف جهان توجه زیادی را به خود معطوف داشته‌اند که از آن جمله می‌توان به بررسی اثرات استفاده از فاضلاب‌های خانگی و پساب تصفیه‌خانه‌ها در آبیاری محصولات کشاورزی و تغذیه مصنوعی سفره‌های آب زیرزمینی توسط حسن‌اقلی (۳)، بررسی روند حرکت عناصر سنگین کادمیم، سرب و روی در ستون‌های خاک دست نخورده و دست خورده و تأثیر مواد آلی در نمونه‌های دست خورده توسط امامی (۱)، آبشویی کربن آلی از لایسیمترهای آبیاری شده با پساب توسط فین و همکاران (۸) و آبشویی عناصر پرمصرف و فلزات از خاک‌های دست نخورده آمیخته شده با لجن فاضلاب توسط مک‌لارن و همکاران (۱۹) اشاره نمود. بنابراین برنامه‌ریزی برای دفع مناسب فاضلاب، به ویژه دفع آن در خاک با کمترین اثرات منفی ضروری است. با توجه به مسائل ذکر شده، دفع فاضلاب (خام و یا تصفیه شده) در خاک به هر هدفی که باشد، نیازمند مدیریت خاص و آگاهی از نحوه تأثیر خاک بر کیفیت شیمیایی فاضلاب است، به طوری که ضمن بهره‌گیری مطلوب از فاضلاب، مخاطرات زیست محیطی و بهداشتی به حداقل ممکن کاهش یابد. به همین منظور در این پژوهش، تغییر کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و تصفیه شده شهری در اثر عبور از ستون‌های خاک با گذشت زمان در شرایط کاربرد متناوب مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

در اجرای این پژوهش از فاضلاب خام و تصفیه شده تصفیه‌خانه فاضلاب پرکندآباد مشهد استفاده شد. تحقیق در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در ۳ تکرار و در مدت ۱۰۵ روز در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی مشهد به اجرا درآمد و به همین منظور در مجموع ۶ عدد ستون پلی‌اتیلنی تهیه گردید. ارتفاع این ستون‌ها ۱۵۰ و قطر داخلی آن‌ها ۱۱ سانتی‌متر بود. به منظور انسداد بخش انتهایی ستون‌ها و در عین حال برقراری امکان خروج آب، از پارچه متقال، یک لایه پلاستیک و توری پلاستیکی با قطر روزنه‌های یک میلی‌متر استفاده شد. نحوه انسداد انتهای ستون‌ها به این ترتیب بود که ابتدا یک لایه پارچه متقال که قبلاً شسته شده بود، به انتهای ستون‌ها پیچیده شد. سپس یک لایه پلاستیک ضخیم که روزنه‌ای به قطر ۵ سانتی‌متر در وسط آن ایجاد شده بود در زیر آن قرار داده شد. استفاده از این لایه جهت کاهش حرکت جانبی آب در انتهای ستون‌ها بود تا زه‌آب‌ها فقط به داخل ظروف در نظرگرفته شده برای جمع‌آوری آن‌ها هدایت شوند و علاوه بر آن وسایل فلزی در تماس با زه‌آب‌های خروجی قرار نگیرند. سپس از یک لایه توری پلاستیکی به منظور استحکام بیشتر بخش انتهایی استفاده شد. در شکل (۱)، نمایی کلی از مجموعه شبکه فلزی و ستون‌های خاک ارائه شده است.

(شکل ۱)- نمای کلی مجموعه شبکه فلزی و ستون‌های خاک

(جدول ۱)- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک

پارامتر	واحد	مقدار
شن	٪	۵۸/۷۲
سیلت	٪	۲۲/۰۹
رس	٪	۱۹/۱۹
جرم مخصوص ظاهری	g/cm^3	۱/۵۲
جرم مخصوص حقیقی	g/cm^3	۲/۵۰
تخلخل	٪	۳۹/۲۰
آهک	٪	۱۱/۰۰
اسیدیته	--	۷/۹۰
شوری	dS/m	۰/۸۵
نسبت جذب سدیم	$(meq/l)^{0.5}$	۱ / ۰ ۸
نیتروژن-نیتراتی	mg/l	۱/۸۹
فسفر-فسفاتی	mg/l	۰/۰۱۱۵
کربن‌آلی‌کل	mg/l	۲۵/۰۰
نیکل	mg/l	۰/۰۰۵
کادمیم	mg/l	ناچیز

در این پژوهش به منظور پر نمودن ستون‌ها، از خاکی با بافت لوم شنی (تهیه شده از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری) استفاده شد. به طوری که ابتدا خاک هواخشک شده و سپس از الک با قطر روزنه‌های ۱ سانتی‌متری عبور داده شد. جداسازی ذرات بیش از حد درشت، امکان یکنواختی بیشتر خاک را فراهم می‌آورد زیرا وجود منافذ بیش از حد بزرگ سبب ایجاد جریان ترجیحی در ستون‌های خاک می‌گردد. بررسی منحنی دانه‌بندی خاک نشان داد که مقدار ذرات بزرگتر از ۲ میلی‌متر در آن برابر ۱۴ درصد نمونه اولیه خاک می‌باشد که براساس طبقه‌بندی کشاورزی (USDA)، این خاک به صورت لوم شنی ریگ‌دار طبقه‌بندی گردید.

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر در جدول (۱) آورده شده است.

پر شدن ستون‌ها با خاک طی مراحل زیر صورت پذیرفت. ابتدا ستون‌ها به ارتفاعی حدود ۱۵ سانتی‌متر با ذرات ریگ در اندازه‌های مختلف پر شدند. سپس مقدار خاک لازم برای پر نمودن ستون‌ها به ارتفاعی حدود ۹۵ سانتی‌متر با توجه به جرم مخصوص ظاهری خاک محاسبه و به صورت تدریجی در طی چند مرحله بدون هیچگونه عملیات تراکمی خاصی اضافه گردید. در انتها ارتفاعی حدود ۵ سانتی‌متر شن‌ریز ریخته شد. فضای فوقانی ستون‌ها به ارتفاع ۳۵ سانتی‌متر به صورت عمق آزاد جهت افزودن فاضلاب در نظر گرفته شد.

از فاضلاب خام و پساب خروجی (فاضلاب تصفیه شده) تصفیه‌خانه پرکندآباد به عنوان منبع آب استفاده گردید. سیستم تصفیه در این تصفیه‌خانه از نوع لاگون هوادهی با اختلاط کامل می‌باشد. فاضلاب خام مورد نیاز از محل خروجی آشغال‌گیری اولیه و فاضلاب تصفیه شده به دلیل فعال نبودن واحد کلرزنی، از خروجی استخر جلادهی تهیه گردید. به دلیل اینکه نگهداری فاضلاب‌ها در نتیجه تغییر خصوصیات آن‌ها با گذشت زمان عملاً امکان‌پذیر نبود، در فواصل زمانی ۱۵ روزه، اقدام به تهیه و انتقال فاضلاب تازه به محل آزمایش می‌گردید. با توجه به درصد تخلخل و حجم کل خاک، حجم فاضلاب لازم برای غرقاب نمودن خاک ۳/۷۲ لیتر به دست آمد که در عمل، حجم فاضلاب خام و تصفیه شده مورد استفاده، ۵ لیتر در هر دوره در نظر گرفته شد. در این شرایط با توجه به تبخیر فاضلاب از سطح خاک و همچنین لزوم عبور حجم یکسانی از فاضلاب از تمامی ستون‌ها، افزایش میزان فاضلاب به عنوان یک ضریب اطمینان عمل می‌کند به طوری که اگر در این وضعیت نتایج قابل قبولی از نظر میزان انتقال مواد موجود در فاضلاب‌ها به عمق خاک حاصل شود، در شرایط طبیعی به دلیل یک‌پارچگی و پیوستگی خاک و اراضی، نتایج بهتری به دست می‌آید. در حقیقت با این کار سعی شد تا در اجرای آزمایش، عملاً بدترین و بحرانی‌ترین شرایط ممکن در نظر گرفته شود.

به منظور تماس هر چه بیشتر فاضلاب‌ها با ذرات خاک و در نتیجه بهبود کیفیت شیمیایی آن‌ها، نحوه کاربرد فاضلاب‌ها به صورت غرقاب متناوب بود، به این ترتیب که مقدار فاضلاب درنظر گرفته شده (۵ لیتر) به ۳ قسمت تقسیم شده و هر ۵ روز بکار برده می‌شد و در انتهای ۱۵ روز زه‌آب‌ها جمع‌آوری می‌گردید. آزمایش در ۷ دوره ۱۵ روزه انجام شد و در هر دوره، نمونه‌های زه‌آب‌ها جمع‌آوری و برای تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. پارامترهایی مانند اسیدیته، شوری، نسبت جذب سدیم[1] (SAR)، نیتروژن- نیتراتی، فسفر-فسفاتی، کربن آلی کل[2] (TOC)، و دو فلز سنگین نیکل و کادمیم در بخش محلول خاک قبل از انجام آزمایش اندازه‌گیری شدند. در فاضلاب خام، فاضلاب تصفیه شده و نمونه‌های زه‌آب جمع‌آوری شده از ستون‌ها نیز این پارامترها در هر دوره انجام آزمایش اندازه‌گیری شدند. اسیدیته توسط دستگاه pH مترالکترونیکی، شوری توسط دستگاه هدایت‌سنج الکترونیکی، SAR از طریق محاسبه، نیتروژن- نیتراتی با استفاده از دستگاه کجلدال، فسفر-فسفاتی با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر به روش اولسن، TOC توسط دستگاه خاص اندازه‌گیری کربن‌آلی (مدل Shimadzu TOC-V_{CPH}) و غلظت فلزات سنگین نیکل و کادمیم به وسیله دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی[3] اندازه‌گیری شدند. به دلیل وجود ذرات شناور در فاضلاب خام و تصفیه شده، برای تعیین غلظت نیکل و کادمیم در آن‌ها، نمونه‌ها ابتدا با تیزاب سلطانی[4] (نسبت ۳ اسید کلریدریک غلیظ به ۱ اسید نیتریک غلیظ) هضم شدند و سپس قرائت انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

نتایج ویژگی‌های شیمیایی فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه‌شده در جدول (۲) ارائه شده است.

همان گونه که ملاحظه می‌گردد مقدار بسیاری از عناصر مورد بررسی در فاضلاب خام، در طول دوره تصفیه کاهش یافته است که مقدار TOC و دو فلز سنگین نیکل و کادمیم کاهش بیشتری را نشان می‌دهند. در طول دوره تصفیه فاضلاب، مقدار نیتروژن-نیتراتی افزایش و مقدار اسیدیته اندکی کاهش یافته است. افزایش مقدار نیتروژن- نیتراتی در فاضلاب تصفیه‌شده می‌تواند به علت هوادهی گسترده فاضلاب باشد (۱۸). کاهش مقدار اسیدیته نیز احتمالاً به دلیل تولید گازهای اسیدی در طول عملیات تصفیه است که در اثر تجزیه بخشی از مواد آلی آزاد شده‌اند. کاربرد فاضلاب خام در مصارف مختلف به ویژه در کشاورزی مجاز نیست، لذا استانداردی برای آن ارائه نشده است. برای آگاهی از کیفیت فاضلاب خام، مقادیر عناصر مورد بررسی با استانداردهای ارائه شده برای فاضلاب تصفیه‌شده مقایسه گردیدند. از مقایسه نتایج تجزیه شیمیایی فاضلاب خام و تصفیه‌شده با استانداردهای موجود می‌توان چنین نتیجه گرفت که مقدار نیکل و کادمیم در فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه‌شده و همچنین مقدار نیتروژن-نیتراتی در فاضلاب تصفیه‌شده بیشتر از مقدار مجاز ارائه شده توسط استاندارد فائو (۷) می‌باشند.

1- Sodium Adsorption Ratio

2- Total Organic Carbon
3- Graphite Furnace
4- Aqua Regia

(جدول ۲)- کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه‌شده و مقایسه آن‌ها با استانداردهای موجود

پارامتر	واحد	نوع فاضلاب		میزان مجاز استاندارد		
		فاضلاب خام	فاضلاب تصفیه‌شده	ایران[1]		FAO[2]
				استفاده به عنوان آب آبیاری	تخلیه به چاه‌های جاذب	استفاده به عنوان آب آبیاری
اسیدیته	--	۷/۶۰	۷/۴۰	۶ –۸/۵	۶/۵ –۸/۵	۶/۳ – ۸/۴
شوری	dS/m	۱/۶۸	۱/۵۴	--	--	<۳
نسبت جذب سدیم	$(meq/l)^{0.5}$	۷/۹۶	۸	--	--	--
نیتروژن-نیتراتی	mg/l	۲۶/۳۷	۳۳/۷۵	--	۱۰	۵ – ۳۰
فسفر-فسفاتی	mg/l	۲/۳۱	۱/۷۵	--	--	--
کربن‌آلی‌کل	mg/l	۱۸۶/۵۰	۴۴/۴۷	--	--	--
نیکل	mg/l	۱/۵۳۱	۰/۱۸۷	۲	۲	۰/۰۶
کادمیم	mg/l	۰/۰۳۵	۰/۰۱۱	۰/۰۵	۰/۱	۰/۰۱

۱- برگرفته از سازمان حفاظت محیط زیست ایران (به نقل از ۲)

۲- برگرفته از فائو (۷)

کیفیت شیمیایی فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده از لحاظ همه پارامترهای مورد بررسی در مقایسه با استاندارد ایران (به نقل از ۲) در حد مجاز قرار می‌گیرد به جز نیتروژن-نیتراتی که برای تخلیه به چاه‌های جاذب که خود نوعی تغذیه مصنوعی به شمار می‌رود، بیشتر از حد مجاز می‌باشد. به منظور تعیین و بررسی میزان تغییرات به وجود آمده در اجزای مختلف موجود در فاضلاب خام و تصفیه‌شده در نتیجه عبور از نیمرخ خاک در طول دوره کاربرد فاضلاب، میانگین مقدار آن‌ها در زه‌آب‌های خروجی از ستون‌های خاک بررسی شد که نتایج به دست آمده در ادامه مورد بحث قرار می‌گیرند.

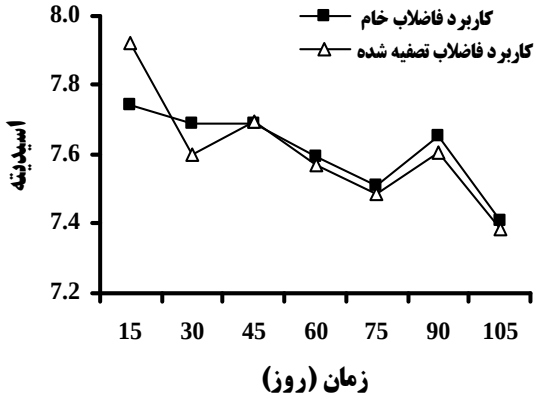
تغییرات میانگین مقدار اسیدیته در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

نتایج به دست آمده از بررسی میانگین مقدار اسیدیته در نمونه‌های زه‌آب جمع‌آوری شده از ستون‌های خاک در طول زمان (شکل ۲)، نشان می‌دهد که اگرچه در ابتدای دوره، میانگین مقدار اسیدیته در زه‌آب‌ها بیشتر از میانگین مقدار آن در فاضلاب خام و تصفیه‌شده ورودی به ستون‌های خاک است، اما روند تغییرات آن نزولی بوده و با گذشت زمان به طور معنی‌داری کاهش یافته است. مقدار بیشتر اسیدیته زه‌آب‌ها در ابتدای دوره می‌تواند به دلیل خاصیت بافری خاک و اثر رقت باشد. با توجه به اینکه مقدار اسیدیته خاک بیشتر از فاضلاب خام و تصفیه‌شده ورودی است، اسیدیته فاضلاب‌ها با عبور از خاک افزایش یافته است. علاوه بر آن به دلیل کاربرد متناوب فاضلاب‌ها، در طول دوره استراحت (فاصله زمانی بین دوره‌های کاربرد فاضلاب) بر اثر فرایند پخشیدگی نمک‌های موجود در منافذ کوچک خاک به داخل منافذ بزرگ و انتقال آن‌ها در طی دوره بعدی کاربرد فاضلاب، محیط محلول خاک رقیق شده که منجر به افزایش اسیدیته زه‌آب‌ها شده است. اسنکین و همکاران (۲۵) گزارش کردند که با افزایش مقدار رطوبت خاک، مقدار اسیدیته خاک افزایش می‌یابد و علت آن رقیق شدن محیط محلول خاک است که در نتیجه پدیده هیدرولیز نمک‌های خنثی رخ داده و منجر به افزایش مقدار اسیدیته خاک می‌گردد. از طرفی کاهش میانگین مقدار اسیدیته زه‌آب‌ها با گذشت زمان می‌تواند به دلیل ورود مقادیر بیشتر فاضلاب خام و تصفیه‌شده ورودی باشد زیرا میانگین مقدار اسیدیته در فاضلاب‌ها کمتر از خاک است. علاوه بر آن تجزیه مواد آلی موجود در فاضلاب‌ها با گذشت زمان و همچنین وجود شرایط مساعد برای پدیده نیتراتی شدن (بافت سبک خاک و کاربرد متناوب فاضلاب‌ها)، از جمله عوامل مؤثر دیگری هستند که می‌توانند سبب کاهش اسیدیته زه‌آب‌ها در طول زمان شوند. فوپن (۹) گزارش کرد آب‌های زیرزمینی در مناطقی که زیر تأثیر نفوذ فاضلاب قرار گرفته‌اند ۱- ۰/۵ واحد اسیدیته کمتری در مقایسه با آب‌های زیرزمینی دارند که نفوذ فاضلاب به داخل آن‌ها صورت نگرفته است که علت آن را وقوع پدیده نیتراتی‌شدن در طی عبور فاضلاب از خاک اعلام کرد. بنابراین از روند تغییرات میانگین مقدار اسیدیته در طول زمان می‌توان چنین استنباط کرد که با توجه به مقدار کم شوری این خاک (۰/۸۵ دسی‌زیمنس بر متر)، عوامل مذکور در مقایسه با خاصیت بافری خاک و پدیده رقت، تأثیر بیشتری بر مقدار اسیدیته زه‌آب‌ها در طول زمان داشته‌اند. در بررسی تأثیر نوع فاضلاب بر مقدار اسیدیته زه‌آب‌های خروجی از خاک مشخص گردید که میانگین مقدار اسیدیته زه‌آب‌ها در نتیجه عبور فاضلاب خام (۷/۶۵) به طور معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) کمتر از فاضلاب تصفیه‌شده (۷/۷۱) است. به‌رغم اینکه میانگین مقدار

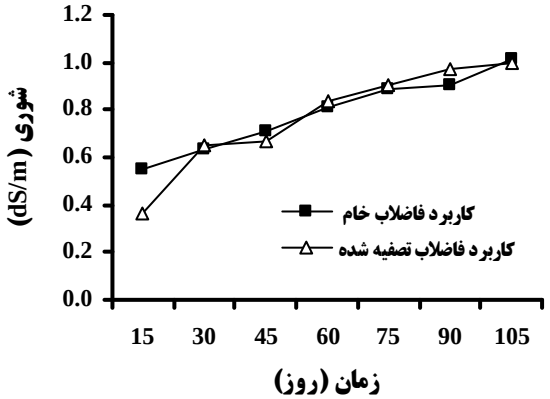
اسیدیته فاضلاب خام از فاضلاب تصفیه‌شده بیشتر است، افزایش کمتر اسیدیته زه‌آب‌ها در آن دسته از ستون‌های خاکی که در آن‌ها فاضلاب خام به کار برده شده است احتمالاً به دلیل وجود مقدار بیشتر مواد آلی در فاضلاب خام و تجزیه آن‌ها در خاک و همچنین پدیده نیتراتی شدن است که به موجب آن یون هیدروژن تولید گردیده است که از افزایش بیشتر اسیدیته فاضلاب خام در خاک جلوگیری کرده است.

تغییرات میانگین مقدار شوری در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

بررسی میانگین مقدار شوری در نمونه‌های زه‌آب جمع‌آوری شده (شکل ۳) بیانگر آن است که میانگین مقدار شوری در زه‌آب‌های خروجی همواره کمتر از میانگین مقدار آن در فاضلاب خام و تصفیه‌شده ورودی است (میانگین مقدار شوری در فاضلاب خام و تصفیه‌شده به ترتیب برابر ۱/۶۸ و ۱/۵۴ دسی زیمنس بر متر می‌باشد). با توجه به شوری خاک (۰/۸۵دسی زیمنس بر متر)، می‌توان نتیجه گرفت که با گذشت زمان بر تجمع نمک در خاک افزوده می‌گردد. علاوه بر آن در شکل ۳ مشاهده می‌گردد که با افزایش کاربرد فاضلاب در طول زمان، مقدار شوری زه‌آب‌ها افزایش یافته است. از مشاهده روند تغییرات چنین استنباط می‌گردد که با توجه به مقدار شوری بیشتر فاضلاب‌های ورودی در مقایسه با مقدار آن در خاک، با استمرار کاربرد فاضلاب بر مقدار انتقال نمک‌های محلول به عمق خاک نیز افزوده شده است. در خاک مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری در میانگین مقدار انتقال نمک از ستون‌های آبیاری شده با فاضلاب خام (۰/۷۴ دسی زیمنس بر متر) و فاضلاب تصفیه‌شده (۰/۷۵ دسی زیمنس بر متر) مشاهده نمی‌گردد. با توجه به اینکه مقدار شوری فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه‌شده بسیار نزدیک به یکدیگر است، بنابراین عدم اختلاف معنی‌دار قابل پیش بینی است. حسن اقلی (۳) نیز گزارش کرد تفاوت معنی‌داری از نظر تأثیر نوع فاضلاب (فاضلاب خام و پساب تصفیه شده) بر مقدار املاح انتقال یافته به اعماق مختلف خاک وجود ندارد.



(شکل ۲)- تغییرات میانگین مقدار اسیدیته در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان



(شکل ۳)- تغییرات میانگین مقدار شوری در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان

تغییرات میانگین مقدار نسبت جذب سدیم (SAR) در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

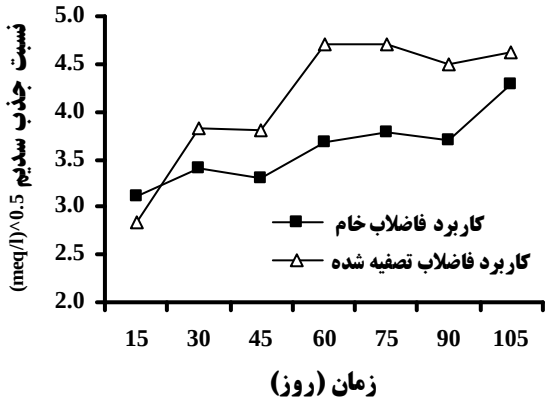
بررسی مقدار SAR در نمونه‌های زه‌آب جمع‌آوری شده (شکل ۴)، بیانگر آن است که مقدار SAR زه‌آب‌های خروجی همواره کمتر از میانگین مقدار آن در فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه‌شده ورودی است (میانگین مقدار SAR در فاضلاب خام و تصفیه‌شده به ترتیب برابر ۷/۹۶ و ۸ می‌باشد)، اما روند تغییرات آن صعودی بوده و با گذشت زمان افزایش یافته است. علاوه بر آن مشخص گردید که با وجود این که میانگین مقدار SAR فاضلاب خام و تصفیه‌شده بسیار نزدیک به یکدیگر است، میانگین مقدار SAR زه‌آب‌های خروجی در فاضلاب تصفیه‌شده (۴/۱۴) بیشتر از فاضلاب خام (۳/۶۱) است، که البته این تفاوت از لحاظ آماری معنی‌دار نگردید. با توجه به این که اثر نوع فاضلاب بر تغییرات میانگین مقدار شوری در زه‌آب‌های خروجی معنی‌دار نگردید، عدم اختلاف معنی‌دار تأثیر نوع فاضلاب بر میانگین مقدار SAR در زه‌آب‌های خروجی دور از انتظار نمی‌باشد. از طرفی میانگین مقدار کمتر SAR در ستون‌هایی که در آن‌ها از فاضلاب خام استفاده شده است می‌تواند به دلیل وجود مواد آلی بیشتر در فاضلاب خام در مقایسه با فاضلاب تصفیه‌شده باشد که به موجب آن فاضلاب خام با سرعت کمتری در خاک حرکت کرده و کاتیون‌های کمتری (سدیم، کلسیم و منیزیم) را نیز با خود منتقل کرده است. مگسن و همکاران (۱۷) گزارش کردند که نسبت C:N در فاضلاب تأثیر مهمی بر آبشویی عناصر از خاک دارد، به طوری که با کاهش این نسبت مقدار آبشویی عناصر بیشتر می‌گردد. وجود مواد آلی زیاد به ویژه به شکل شناور در فاضلاب خام علاوه بر اینکه به طور مستقیم در انسداد بخشی از منافذ خاک اثر می‌گذارد به طور غیر مستقیم با تحریک فعالیت میکروارگانیزم‌های خاک و افزایش تولید میکروبی آن‌ها نیز سبب انسداد بخشی از منافذ خاک شده که به موجب آن نفوذ فاضلاب به تدریج کاهش می‌یابد. به نظر می‌رسد مقدار کمتر SAR در ستون‌هایی که در آن‌ها فاضلاب خام به کار برده شده است به این دلیل باشد. عامل دیگری که می‌تواند در خصوص میانگین مقدار کمتر SAR زه‌آب‌ها در ستون‌هایی که در آن‌ها از فاضلاب خام استفاده شده است مؤثر باشد، انتقال بیشتر دو کاتیون کلسیم و منیزیم از این ستون‌ها در مقایسه با ستون‌هایی است که در آن‌ها از فاضلاب تصفیه شده استفاده شده است. با توجه به این که مقدار سدیم در فاضلاب خام و تصفیه شده به ترتیب برابر ۱۳/۲ و ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر است، میزان بیشتر سدیم در فاضلاب خام، می‌تواند تعادل طبیعی کاتیون‌های خاک را از بین ببرد و سبب جایگزینی آن با کاتیون‌های دیگر به ویژه کلسیم و منیزیم موجود روی سطوح قابل تبادل خاک شود که به موجب آن مقدار بیشتری کاتیون کلسیم و منیزیم وارد بخش محلول خاک شده و بر اثر آبشویی به زه‌آب‌ها منتقل شده‌اند. کاس و همکاران (۱۶) نیز گزارش کردند تخلیه فاضلاب‌های سرشار از سدیم تعادل طبیعی کاتیون‌های خاک را بر هم زده و منجر به جایگزینی سدیم با کاتیون‌های دیگر به ویژه کلسیم و منیزیم می‌گردد.

تغییرات میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

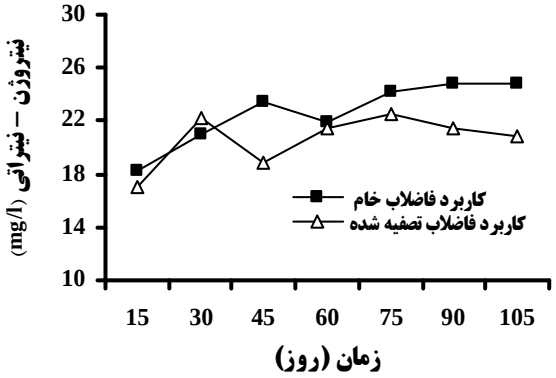
همانطور که در شکل (۵) مشاهده می‌گردد مقدار نیتروژن-نیتراتی در زه‌آب‌های خروجی از خاک همواره کمتر از میانگین مقدار آن‌ها در فاضلاب‌های ورودی می‌باشد (میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی در فاضلاب خام و تصفیه‌شده به ترتیب برابر ۲۶/۳۷ و ۳۳/۷۵ میلی گرم بر لیتر می‌باشد)، اما با کاربرد مقدار بیشتر فاضلاب، بر مقدار آن در زه‌آب‌های خروجی افزوده شده است، به طوری که روند تغییر مقدار آن در طول زمان همواره افزایشی است. هاروی (۱۲) گزارش کرد که مقدار آبشویی نیتروژن از خاک پس از کاربرد فاضلاب، به مقدار آن در فاضلاب و مقدارجذب گیاه بستگی دارد. بنابراین با توجه به عدم وجود پوشش گیاهی در سطح خاک مورد مطالعه و همچنین مقدار زیاد نیتروژن-نیتراتی در فاضلاب‌های ورودی، مقدار آبشویی نیتروژن- نیتراتی از خاک در طول آزمایش زیاد می‌باشد. تأثیر نوع فاضلاب بر مقدار انتقال نیتروژن-نیتراتی از خاک نیز معنی‌دار گردید ($P<0/05$)، به گونه‌ای که میانگین مقدار انتقال آن در ستون‌هایی که از فاضلاب خام استفاده شده (۲۱/۹۶ میلی‌گرم بر لیتر) بیشتر از فاضلاب تصفیه‌شده (۲۰/۴۸ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. افزایش مقدار نیتروژن-نیتراتی در زه‌آب ستون‌هایی که در آن‌ها فاضلاب خام به کار برده شده، به‌رغم مقدار کمتر نیتروژن-نیتراتی در فاضلاب خام در مقایسه با فاضلاب تصفیه‌شده ، می‌تواند به علت پدیده نیتراتی‌شدن باشد که به موجب آن نیترات بیشتری وارد سیستم خاک شده است که این امر با توجه به بافت سبک خاک و همچنین کاربرد متناوب فاضلاب‌ها و در نتیجه شرایط مساعدتر برای تجزیه مواد آلی دور از انتظار نمی‌باشد.

تغییرات میانگین مقدار فسفر-فسفاتی در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

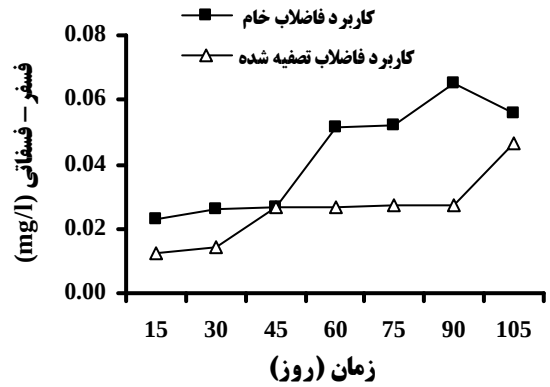
مطابق شکل (۶)، اگرچه با گذشت زمان و کاربرد مداوم انواع فاضلاب، بر مقدار فسفر-فسفاتی زه‌آب‌های خروجی افزوده شده است، با این وجود تنها مقدار بسیار کمی از فسفر افزوده شده توسط فاضلاب‌ها به زه‌آب‌ها منتقل شده و مقدار ریادی از آن در خاک نگهداری شده است. کاردوس و هوک (۱۴) بیان کردند که خاک‌ها از توان بالایی در تصفیه و نگهداری فسفر فاضلاب برخوردار می‌باشند، به طوری که بخش زیادی از فسفر فاضلاب تصفیه‌شده در لایه‌های سطحی خاک انباشته می‌گردد و کمتر از یک درصد آن، بسته به نوع خاک به اعماق بیشتر از ۱۲۰ سانتی‌متری خاک می‌رسد.



(شکل ٤)- تغییرات میانگین مقدار نسبت جذب سدیم در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان



(شکل ٥)- تغییرات میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان



(شکل ٦)- تغییرات میانگین مقدار فسفر-فسفاتی در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان

علاوه بر آن در این شکل مشاهده می‌گردد که میانگین مقدار انتقال فسفر-فسفاتی در ستون‌های آبیاری شده با فاضلاب خام (۰/۰۵۵ میلی‌گرم بر لیتر) به طور معنی‌داری ($P<0/01$) بیشتر از فاضلاب تصفیه‌شده (۰/۰۲۴ میلی‌گرم بر لیتر) است که می‌تواند به دلیل مقدار بیشتر آن در فاضلاب خام و همچنین آزاد شدن بخشی از فسفر آلی در اثر تجزیه مواد آلی باشد.

تغییرات میانگین مقدار کربن‌آلی‌کل (TOC) در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

بررسی تغییرات مقدار TOC در زه‌آب‌های خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان (شکل ۷) نشان می‌دهد که مقدار آن در زه‌آب‌ها کمتر از مقدار میانگین آن در فاضلاب خام و تصفیه‌شده ورودی است (میانگین مقدار TOC در فاضلاب خام و تصفیه‌شده به ترتیب برابر

۱۸۶/۵ و ۴۴/۴۷ میلی گرم بر لیتر می‌باشد)، اما با گذشت زمان به طور معنی‌داری افزایش یافته است. کوانراد و همکاران (۲۲)، معتقدند که توانایی خاک در حذف مواد آلی موجود در فاضلاب با گذشت زمان، یا به دلیل تخریب زیستی مواد آلی و یا افزایش توانایی جذب آنها توسط خاک بر اثر انباشتگی مواد آلی، افزایش می‌یابد. افزایش میانگین مقدار TOC زه‌آب‌های خروجی در طول زمان می‌تواند به علت زمان کوتاه تجزیه و همچنین خروج مواد آلی مقاوم به تجزیه باشد (۷). در بررسی تأثیر نوع فاضلاب بر مقدار TOC زه‌آب‌های خروجی مشاهده می‌گردد که به‌رغم مقدار بیشتر TOC فاضلاب خام در مقایسه با فاضلاب تصفیه‌شده، تفاوت مشخصی بین آنها وجود ندارد، به طوری که میانگین مقدار TOC در زه‌آب‌های خروجی بسیار نزدیک به یکدیگر است (میانگین مقدار TOC زه‌آب‌های خروجی در ستون‌هایی که فاضلاب خام و تصفیه‌شده از آن‌ها عبور کرده است، به ترتیب برابر ۲۰/۲۰ و ۲۰/۴۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد). در توجیه شرایط فوق می‌توان بیان داشت که احتمالاً بخش زیادی از TOC موجود در فاضلاب خام به صورت ذرات جامد و شناور است که عمدتاً در خاک تجمع یافته و کمتر به عمق خاک منتقل شده است. این نتیجه با یافته‌های مهیدا (۱۸) مطابقت دارد که گزارش کرد نزدیک به ۸۰ درصد مواد آلی موجود در فاضلاب خام نامحلول و به شکل شناور است. صرف نظر از تغییرات میانگین مقدار TOC زه‌آب‌های خروجی بین فاضلاب‌ها با گذشت زمان، مشاهده می‌گردد که میانگین مقدار TOC خروجی از خاک همواره بیشتر از ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر است. این در حالی است که براساس قوانین طرح شده توسط گروه بهداشت و سلامت ایالت کالیفرنیا[1] (DHS)، مقدار TOC در زه‌آب ناشی از عبور فاضلاب تصفیه‌شده از خاک در طی تغذیه آبخوان‌ها، نباید از ۱ میلی‌گرم بر لیتر تجاوز کند زیرا TOC به عنوان یک عامل خطرناک، انتقال بسیاری از فلزات سنگین و همچنین آلاینده‌های آلی به آب‌های زیرزمینی را به همراه دارد (به نقل از ۶).

تغییرات میانگین مقدار فلزات سنگین در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک با زمان

نیکل

از مشاهده شکل (۸) می‌توان دریافت که به‌رغم اسیدیته قلیایی خاک، نیکل به عمق انتقال یافته است. یکی از عوامل مؤثر در انتقال نیکل در چنین شرایطی می‌تواند تشکیل پیوند نیکل با مواد آلی محلول باشد. کاسچل و همکاران (۱۵) افزایش پویایی فلزات سنگین در خاک‌های با اسیدیته قلیایی را به علت پیوند آن‌ها با مواد آلی محلول گزارش کردند. سیبه و فیشر (۲۴) نیز افزایش انتقال فلزات سنگین به عمق خاک را به دنبال کاربرد فاضلاب تصفیه‌شده گزارش کردند و دریافتند که علت افزایش تحرک فلزات سنگین، افزایش مقدار TOC در اعماق سطحی خاک بوده است. همانطور که در شکل (۸) مشاهده می‌گردد، میانگین مقدار نیکل در زه‌آب‌های خروجی همواره کمتر از میانگین آن در فاضلاب خام و تصفیه‌شده ورودی است (میانگین مقدار نیکل در فاضلاب خام و تصفیه‌شده به ترتیب برابر ۱/۵۳۱ و ۰/۱۸۷ میلی گرم بر لیتر است)، اما با گذشت زمان افزایش چشمگیری یافته است. عواملی مانند کاهش تدریجی اسیدیته خاک با گذشت زمان، نوع بافت خاک و درصد ذرات بزرگتر از ۲ میلی‌متر و همچنین روند افزایش انتقال TOC به عمق خاک در طول زمان، می‌توانند از جمله مهمترین عوامل مؤثر بر افزایش مقدار نیکل در زه‌آب‌های خروجی باشند. فوپن (۹) گزارش کرد، کاهش اسیدیته در اثر نفوذ فاضلاب به خاک افزایش تحرک فلزات سنگین را به دنبال دارد. آلووی (۴) بیان کرد حرکت فلزات سنگین در خاک‌هایی که منافذ بزرگ دارند، می‌تواند به علت حرکت بخشی از رسوبات کلوئیدی و ذرات رس همراه با حرکت محلول خاک باشد که به سبب آن فلزات سنگین متصل به این ذارت نیز منتقل می‌گردند. در بررسی تاثیر نوع فاضلاب بر مقدار نیکل خروجی از ستون‌های خاک مشخص می‌گردد که میانگین مقدار نیکل زه‌آب‌های خروجی به طور معنی‌داری ($P<۰/۰۱$) در تیمار فاضلاب خام (۰/۰۱۵ میلی‌گرم بر لیتر) بیشتر از فاضلاب تصفیه‌شده (۰/۰۱۲ میلی‌گرم بر لیتر) است که به دلیل مقدار بیشتر نیکل در فاضلاب خام قابل توجیه است.

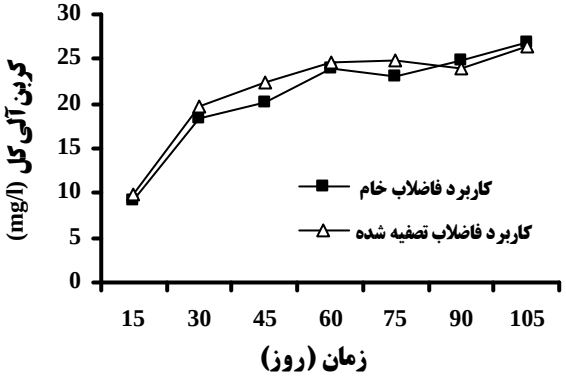
کادمیم

در این پژوهش، مقدار کادمیم در بسیاری از نمونه‌های زه‌آب قابل تشخیص نبود که احتمالاً به دلیل قدرت جذب زیاد خاک می‌باشد. علاوه بر آن عامل دیگری که می‌تواند در این خصوص مؤثر باشد اینکه ممکن است بخشی از کادمیم با مواد آلی محلول پیوند تشکیل داده باشد، ولی ثابت پایداری پیوند کم بوده و کادمیم انتقال نیافته است. آشورث و آلووی (۵)، انتقال ناچیز کادمیم از ستون‌های خاک آمیخته به لجن فاضلاب را در نتیجه ثابت پایداری کم پیوند کادمیم با مواد آلی گزارش کردند.

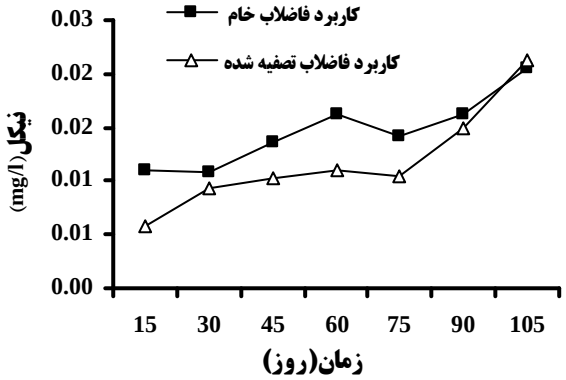
نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده از کاربرد فاضلاب خام و تصفیه شده در ستون‌های خاک بیانگر آن است که اگر چه با استمرار کاربرد فاضلاب بر مقدار هر یک از پارامترهای مورد اندازه‌گیری (شوری، نسبت جذب سدیم، نیتروژن–نیتراتی، فسفر–فسفاتی، کربن‌آلی‌کل، نیکل و کادمیم) در زه‌آب خروجی افزوده شده است، با این حال خاک نقش بسیار مؤثری را در بهبود کیفیت فاضلاب‌ها ایفا کرده است به طوری که میانگین مقدار تمام پارامترهای فوق همواره کمتر از میانگین مقدار آن در فاضلاب‌های‌خام و تصفیه شده ورودی به ستون‌های خاک است. اگرچه در مورد اسیدیته، عکس این نتایج مشاهده شد.

1- The State of California Department of Health Services



(شکل۷)- تغییرات میانگین مقدارکربن آلی کل در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان



(شکل ۸)- تغییرات میانگین مقدار نیکل در زه‌آب خروجی از ستون‌های خاک در طول زمان

به طوری که در ابتدای دوره کاربرد فاضلاب‌ها، میانگین مقدار آن در زه‌آب خروجی همواره بیشتر از فاضلاب‌های ورودی به ستون‌های خاک بود، اما روند تغییرات آن نزولی بوده و با گذشت زمان به طور معنی‌داری کاهش یافت. در بررسی تأثیر نوع فاضلاب بر مقدار پارامترهای ذکر شده در زه‌آب خروجی نیز مشخص گردید که میانگین مقدار اسیدیته زه‌آب‌ها در نتیجه عبور فاضلاب خام به طور معنی‌داری کمتر از فاضلاب تصفیه‌شده است، در حالی که برای میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی، فسفر-فسفاتی و نیکل عکس این تأثیر مشاهده شد. تأثیر نوع فاضلاب‌ها بر میانگین مقدار شوری، SAR و TOC معنی‌دار نگردید. به طور کلی با توجه به مقدار SAR ، نیتروژن-نیتراتی و TOC در زه‌آب‌ها و همچنین مقدار دو فلز سنگین نیکل و کادمیم در فاضلاب‌های مورد استفاده به ویژه فاضلاب خام و خطراتی که انتقال آن‌ها به دنبال دارد، تخلیه دراز مدت آنها در خاک از لحاظ پارامترهای فوق با مدیریت صحیحی باید صورت گیرد. با توجه به نتایج ذکر شده می‌توان دریافت که به موضوع دفع فاضلاب در خاک باید با دید دقیق‌تری پرداخته شود تا بتوان در حد امکان هم از فوائد استفاده مجدد از فاضلاب بهره برد و هم خطرات زیست محیطی ناشی از دفع آن‌ها در محیط پیرامون را کاهش داد.

قدردانی

از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد، مسئولان محترم تصفیه‌خانه پرکندآباد، گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی و همچنین آزمایشگاه خاک‌شناسی برای در اختیار قرار دادن امکانات انجام پژوهش سپاسگزاری می‌شود.

منابع

۱- امامی ح. ۱۳۸۲. بررسی روند حرکت عناصر سنگین کادمیم، سرب و روی در ستونهای خاک دست نخورده و دست خورده و تأثیر مواد آلـی در نمونه‌های دست خورده. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران.

۲- توکلی م. و طباطبایی م. ۱۳۷۸. آبیاری با فاضلاب تصفیه شده. نشریه کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. شماره ۲۸، ص ۲۶-۱.

۳- حسن اقلی ع. ۱۳۸۱. استفاده از فاضلاب‌های خانگی و فاضلاب تصفیه‌شده تصفیه‌خانه ها در آبیاری محصولات کشاورزی و تغذیـه مـصنوعی سفره‌های آب زیرزمینی. رساله دکتری دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران.

4- Alloway B.J. 1990. Heavy metal in soil. Blackie and Son Ltd., Lonodon, 339P.

5- Ashworth D.J., and Alloway B.J. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. Environmental Pollution, 127:137-144.

6- EPA. 2001. Investigation on soil-aquifer treatment for sustainable water reuse. National Center for Sustainable Water Supply NCSWS, Arizona State University. http:// www.eas.asu.edu/~civil/ncsws/NCSWS.html.

7- FAO. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, No. 47.

8- Fine P., Hass A., Prost R., and Atzmon N. 2002. Organic carbon leaching from effluent irrigated lysimeters as affected by residence time. Soil Science Society of America Journal, 66:1531-1539.

9- Foppen J.W.A. 2002. Impact of high-strength wastewater infiltration on groundwater and drinking water supply: the case of Sanaa, Yemen. Journal of Hydrology, 263:198-216.

10- Gohil M.B. 2000. Land treatment of wastewater. New Age International Ltd., Publishers, New Delhi.

11- Gong C., and Donahoe R.J. 1997. An experimental study of heavy metal attenuation and mobility in sandy loam soils. Applied Geochemistry, 12: 243-254.

12- Haruvy N. 1998. Wastewater reuse-regional and economic considerations. Resource, Conservation and Recycling, 23: 57-66.

13- Hussain I., Rachid L., Hanjra M.A., Marikar F., and Vander Hoek W. 2002. Wastewater use in agriculture: Review of impacts and methodological issues in valuing impacts. International Water Management Institute. Working Paper 37, Colombo, Sri Lanka.

14- Kardos L.T., and Hook J.E. 1974. Phosphorous balance in sewage effluent treated soil. Journal of Environmental Quality, 5:87-90.

15- Kaschl A., Romheld V., and Chen Y. 2002. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. The Science of the Total Environment, 291: 45-57.

16- Kass A., Gavrieli I., Yechieli Y., Vengosh A., and Starinsky A. 2005. The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow ground water: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. Journal of Hydrology, 300:314-331.

17- Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W., and Lloyd-Jones A.Rh. 2000. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. Bioresource Technology, 71:21-27.

18- Mahida, U.N., 1981. Water pollution and disposal of wastewater on land. Tata McGraw-Hill Publishing Co. Itd., New Delhi. 323P.

19- McLaren R.G., Clucas L.M., Taylor M.D., and Hendry T. 2003. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 1- Leaching of macronutrients. Australian Journal of Soil Research, 41:571-588.

20- McLean J.E., and Bledsoe B.E. 1992. Ground Water Issue: Behavior of Metals in Soils. United States Environmental Protection Agency, EPA/ 540/ S-92/ 018.

21- Picchioni G.A., Mexal J.G., Sammis T.W., Remmennga M.D., and Rodriguez D.S. 2004. Land application of saline wastewater on a Chihuahuan desert upland. Inter Report. Project No. W-02-06. http://www.scerp.org/projs/02rpts/W-02-6dr.

22- Quanrud D.M., Arnold R.G., Wilson L.G., and Conklin M.H. 1996. Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment. Water Science and Technology, 33:419-431.

23- Shuval H.I., Adin A., Fattal B., Rawitz E., and Yekutie P. 1986. Wastewater irrigation in developing countries. The World Bank, Washington, D.C.

24- Sibe C., and Fischer W.P. 1996. Effect of long-term irrigation with untreated effluent on soil properties and heavy metal absorption of Leptosols and Vertisols in Central Mexico. Z. Pflan-zenernaehr. Bodenkd., 159:357-364.

25- Snakin V.V., Prisyazhanaya A.A., and Kovasc-Lang E. 2001. Soil liquid phase composition. Elsevier Science B. V., Amsterdam, the Netherlands. 88P.

26- VanCuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson S., Fischer E., and Figueroa L. 2001. Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. Water Research, 35: 953-964.

Journal of Water and Soil
Vol. 23, No. 3, Fall 2009, p. 45-56

مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۳، شماره ۳، پاییز ۱۳۸۸، ص. ۵۶-۴۵

Changes in chemical quality of percolating raw and treated municipal wastewaters through soil columns

A. Hosseinpour[1]* – G.H. Haghnia[2] – A. Alizadeh[3] – A. Fotovat[4]

Abstract

Population increase, limitation of water resources, and increasing volume of municipal wastewater, has caused the necessity of wastewater reuse. Application of wastewater on soils seems to be the most economical method of its disposal and by percolating wastewater through the soil, its chemical quality is improved. For this purpose, a greenhouse experiment was carried out with polyethylene columns (150 cm in length and 11 cm in diameter) during 7 periods of 15 days in Ferdowsi University of Mashhad. A statistical completely randomized design was used. Raw and treated wastewaters from Parkandabad Treatment Plant were applied intermittent in columns filled with sandy loam soil. At The end of experiment, sampled of leachate were analyzed for parameters sach as pH, salinity, SAR, NO_3-N, PO_4-P, TOC, and two heavy metals of Cd and Ni. The results showed that the mean values of each of the above mentioned parameters, with the exception of pH, were lower in the leachate compared to the wastewaters entering the soil. However, with continuous application of wastewaters increase in the amount of these components was observed. Considering the effect of type of wastewater on values of above parameters, mean of pH value was significantly lower for raw wastewater (7.65) in the leachate as compared to the treated wastewater (7.71). NO_3-N, PO_4-P and Ni showed an opposite trend. The mean values of these parameters leached out from soil columns were 21.96, 0.055 and 0.015 (mg/l) for raw wastewater and 20.48, 0.024 and 0.012 (mg/l) for treated wastewater, respectively. Type of wastewater did not have any significant effect on other parameters. In generall, with respeet to the amount of SAR, NO_3-N and TOC in the leachate as well as Ni and Cd specially in the raw wastewater and their hazardous consequences, their long-term disposals on soils need sound and suitable management practices.

Key words: Raw wastewater, Treated wastewater, Chemical characteristics of leachate, Soilu column

(*- Corresponding author Email: azamhoseinpour@yahoo.com)
1,2,3,4- Contribution from College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad