

# تأثیر آبیاری با فاضلاب خام و پساب شهری بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک در اعماق مختلف در دو شرایط غرقاب پیوسته و متناوب

اعظم حسین پور، غلامحسین حق نیا، امین علیزاده، امیر فتوت<sup>۱</sup>

خاک محیطی است پویا که پیوسته زیر تأثیر تغییرات فیزیکی، شیمیایی و زیستی قرار می‌گیرد. بدیهی است که کاربرد فاضلاب شهری بر ویژگی‌های گوناگون خاک از جمله ویژگی‌های شیمیایی آن تأثیر می‌گذارد که برای ارزیابی موفق کاربرد فاضلاب باید مورد بررسی قرار گیرند. در همین راستا، آزمایشی در ستون‌های پلی اتیلنی به ارتفاع ۱۵۰ و قطر ۱۱ سانتی متر در قالب طرح فاکتوریل به صورت تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاضلاب خام و پساب تصفیه‌خانه پرکند آباد مشهد به ستون‌های پر شده از خاک لوم شنی در دو شرایط غرقاب پیوسته و متناوب در ۷ دوره ۱۵ روزه بکار برده شدند. در انتهای آزمایش نمونه‌های خاک از اعماق ۰-۲۵، ۲۵-۵۰، ۵۰-۱۰۰ و ۱۰۰-۵۰ سانتی متری هر ستون جمع‌آوری گردیدند. نتایج بدست آمده بیانگر افزایش مقدار شوری، نسبت جذب سدیم، نیتروژن-نیتراتی، فسفر-فسفاتی، کربن آلی کل و همچنین دو فلز سنگین نیکل و کادمیم، و کاهش اسیدیته در بخش محلول خاک به دنبال استمرار کاربرد فاضلاب‌ها در اعماق مختلف نیم‌رخ خاک می‌باشد. در مقایسه تأثیر نوع فاضلاب‌ها بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک نیز مشخص گردید که میانگین مقدار شوری، نیتروژن-نیتراتی، نسبت جذب سدیم، فسفر-فسفاتی و نیکل در تیمار فاضلاب خام بطور معنی‌داری بیشتر از پساب است. تفاوت معنی‌داری بین میانگین مقدار اسیدیته، کربن آلی کل و کادمیم بین فاضلاب‌ها مشاهده نگردید. تأثیر نحوه کاربرد فاضلاب‌ها نیز تنها بر میانگین مقدار شوری، فسفر-فسفاتی و کادمیم معنی‌دار گشت بطوری که مقدار آنها در محلول خاک در شرایط کاربرد متناوب کمتر از شرایط پیوسته بود. با توجه به نتایج گفته شده، کاربرد فاضلاب‌ها در خاک به هر هدفی که باشد، نیازمند اعمال مدیریت خاص است بطوری که ضمن بهره‌گیری مطلوب از فاضلاب، مخاطرات زیست محیطی و بهداشتی در خاک، گیاه و منابع آبی سطحی و زیرزمینی به حداقل کاهش یابد.

واژه‌های کلیدی: ستون‌های خاک، فاضلاب خام و پساب تصفیه شده شهری، غرقاب پیوسته و متناوب و ویژگی‌های شیمیایی خاک

## مقدمه

توسعه روند رو به رشدی دارد (Hussain, et al. 2002). در کشور ما نیز بنا به گزارش شایگان و افشاری در سال ۱۳۸۲ از میزان ۳/۹ میلیارد متر مکعب فاضلاب شهری در کشور، تنها ۹ درصد تصفیه و بقیه بدون تصفیه وارد چاه‌های جذبی، رودخانه‌ها و زمین‌های کشاورزی می‌شده است (شایگان و افشاری، ۱۳۸۳). این در حالی است که بررسی‌ها نشان می‌دهند تخلیه فاضلاب در خاک یکی از بهترین شیوه‌های دفع و استفاده مجدد از فاضلاب است (Cameron et al. 1997). مقادیر زیاد مواد آلی در فاضلاب، تأثیر مثبت این مواد بر ویژگی‌های گوناگون خاک و نیز ارزان بودن و در دسترس بودن زمین از جمله مهم‌ترین دلایل ضرورت دفع فاضلاب در خاک می‌باشند (Shen et al, 1980).

افزایش رشد جمعیت جهان و نیاز به تولید بیشتر مواد غذایی از یک سو، محدودیت منابع آبی و استفاده بی‌رویه از آن‌ها بویژه در مناطق خشک و نیمه خشک و همچنین حجم بسیار قابل ملاحظه فاضلاب‌های تولیدی در شهرها و لزوم دفع مناسب آنها از سوی دیگر، ضرورت استفاده دوباره از فاضلاب‌ها را افزایش داده است. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که تخلیه فاضلاب خام در محیط زیست خطرات بهداشتی و زیست محیطی زیادی را به دنبال دارد. این در حالی است که به رغم تصویب قوانین مختلف در لزوم تصفیه فاضلاب و سپس رهاسازی آن در محیط زیست، استفاده از فاضلاب خام و یا بسیار جزئی تصفیه شده در کشورهای در حال

۱- به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه فردوسی مشهد، عضو هیأت علمی گروه خاکشناسی دانشگاه فردوسی مشهد، عضو هیأت علمی گروه آبیاری دانشگاه فردوسی مشهد، عضو هیأت علمی گروه خاکشناسی دانشگاه فردوسی مشهد

بیان کردند (Patterson and Macleod, 1997).

بطور کلی کاربرد فاضلاب در خاک به هر هدفی که باشد، نیازمند نوعی مدیریت خاص و آگاهی از نحوه تاثیر کیفیت فاضلاب و نحوه کاربرد آن بر خصوصیات خاک است به گونه ای که ضمن بهره گیری مطلوب از فاضلاب، مخاطرات زیست محیطی و بهداشتی در خاک، گیاه و منابع آب سطحی و زیرزمینی به حداقل کاهش یابد. بنابراین لزوم استفاده از روشی که از طریق آن بتوان اطلاعاتی را در مورد مکانیسم های موضعی انتقال و تجمع املاح و آلاینده ها به دست آورد، ضرورت می یابد. بدین منظور از مطالعات ستونی استفاده می گردد. این مطالعات در مقایسه با سایر روش های آزمایشگاهی از مزایایی زیادی برخوردارند که از مهمترین آن ها می توان استفاده از نسبت های 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 مزرعه ای و ارائه داده کافی برای مدل های پیش بینی با هزینه نسبتاً کم را نام برد (McLeon and Bledsoe, 1992).

### مواد و روش ها

با توجه به اهداف مورد نظر از اجرای این پژوهش، آزمایشی به روش آماری فاکتوریل با دو تیمار نوع فاضلاب و نحوه کاربرد آن در ۳ تکرار به طور تصادفی در مدت ۱۰۵ روز در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد انجام گردید. به منظور اجرای آزمایش در مجموع ۱۲ عدد ستون پلی اتیلنی در نظر گرفته شد. ارتفاع ستون ها ۱۵۰ و قطر داخلی آن ها ۱۱ سانتی متر بود. نخستین و ضروری ترین نکته قابل پیش بینی استقرار ستون ها به منظور عدم حرکت آنها بود. به این منظور شبکه ای فلزی پیش بینی شد. شبکه به گونه ای طراحی شد تا ضمن استقرار کامل ستون ها، شیب خاصی در آن وجود نداشته باشد. در شکل ۱، نمای کلی مجموعه شبکه فلزی و ستون های خاک دیده می شود.

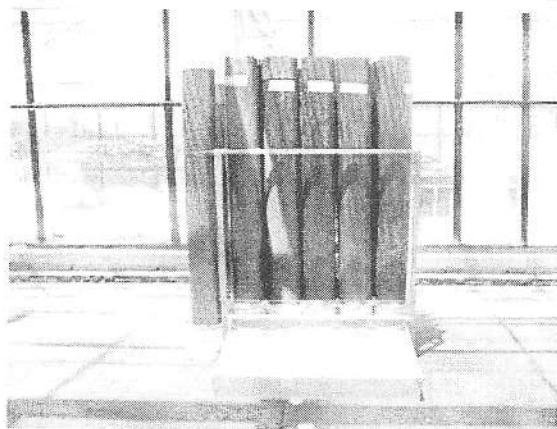
به منظور انسداد بخش پایینی ستون ها، از پارچه متقال، یک لایه پلاستیکی و توری پلاستیکی استفاده شد. نحوه انسداد انتهای ستون ها به این ترتیب بود که ابتدا یک لایه پارچه متقال که قبلاً شسته شده بود، به انتهای ستون ها پیچیده شد. سپس یک لایه پلاستیک ضخیم که روزه ای به قطر ۵ سانتی متر در وسط آن ایجاد شده بود به انتهای ستون ها پیچیده شد. استفاده از این لایه جهت

خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی 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 تاثیر می گذارند (Gohil, 2000). خاک به عنوان بستر فیزیکی و صافی زنده توانایی زیادی در پالایش مواد آلی و غیر آلی فاضلاب دارد. افزون بر آن خاک محیط پویایی است که پیوسته زیر تاثیر تغییرات فیزیکی، شیمیایی و زیستی قرار می گیرد (Loeche, 1974)، بدیهی است که کاربرد فاضلاب شهری به ویژه پس از مدت طولانی بر ویژگی های گوناگون خاک از جمله ویژگی های شیمیایی آن تاثیر می گذارد که برای ارزیابی موفق کاربرد فاضلاب باید مورد بررسی قرار گیرند. پژوهش های زیادی درباره تغییر خصوصیات خاک به دنبال کاربرد فاضلاب انجام شده است که از آن جمله می توان به پژوهش حسین و همکاران اشاره کرد بطوری که آن ها افزایش عناصر غذایی مانند نیتروژن و فسفر، افزایش مقدار نمک ها و نیز فلزات سنگین را در خاک پس از کاربرد فاضلاب گزارش کردند (Hussain, et al. 2002). پروان نیز گزارش کرد که استفاده از فاضلاب تصفیه شده (پساب)، کاهش اسیدیته، افزایش شوری، افزایش عناصری چون سدیم، کلسیم، منیزیم، کلر در بخش محلول خاک و افزایش نیتروژن کل، فسفر قابل جذب و افزایش عناصر سنگینی مانند نیکل، کادمیم و کرم را بدنبال داشته است (پروان، ۱۳۸۳). باقری نیز در بررسی اثرات پساب بر برخی خواص شیمیایی خاک زیرکشت چند محصول زراعی، تغییر اسیدیته، افزایش شوری و عناصر غذایی مورد نیاز گیاهان و همچنین افزایش برخی عناصر فلزی سنگین را گزارش کرد (باقری، ۱۳۷۹). کویان و مچام نیز افزایش اسیدیته، افزایش غلظت عناصر سدیم، بر و فسفر را در عمق سطحی خاک پس از کاربرد فاضلاب گزارش کردند (Qian and Mecham, 2005). محمدروسان و همکاران در گزارش دیگری بیان کردند که کاربرد دراز مدت فاضلاب افزایش مقدار نمک ها، مواد آلی و عناصر غذایی را بدنبال داشته است در پژوهش آنان تغییری در مقدار اسیدیته خاک مشاهده نشد (Mohamad Rusan et al. 2007). پاترسون و مکلود، تغییر اسیدیته خاک، تغییر تعادل عناصر غذایی مانند نیتروژن، فسفر، پتاسیم و نسبت کلسیم به منیزیم و همچنین افزایش شوری را از جمله مهمترین اثرات کاربرد پساب بر خاک ها

جدول (۱) برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک

مقدار	واحد	پارامتر
۵۸/۷۲	%	شن
۲۲/۰۹	%	سیلت
۱۹/۱۹	%	رس
۱/۵۲	g/cm <sup>3</sup>	جرم مخصوص ظاهری
۲/۵۰	g/cm <sup>3</sup>	جرم مخصوص حقیقی
۳۹/۲۰	%	تخلخل
۱۱/۰۰	%	آهک
۷/۹۰	--	اسیدپته
۰/۸۵	dS/m	شوری
۲/۱۷	meq/l	سدیم
۰/۱۸	meq/l	پتاسیم
۵/۰۰	meq/l	کلسیم
۳/۱۰	meq/l	منیزیم
۱/۰۸	(meq/l) <sup>0.5</sup>	نسبت جذب سدیم
۶/۰۰	meq/l	کلر
۴/۰۰	meq/l	بی کربنات
۲/۰۸	meq/l	سولفات
۱/۸۹	mg/l	نیتروژن-نیتراتی
۰/۰۱۱۵	mg/l	فسفر-فسفاتی
۲۵/۰۰	mg/l	کربن آلی کل
۰/۰۰۵	mg/l	نیکل
ناچیز	mg/l	کادمیم

ستون ها به ارتفاع ۳۵ سانتی متر به صورت عمق آزاد جهت افزودن فاضلاب در نظر گرفته شد. به منظور آبیاری ستون های خاک از فاضلاب خام و پساب تصفیه خانه پرکند آباد استفاده گردید. سیستم تصفیه در این تصفیه خانه از نوع لاگون هوادهی با اختلاط کامل می باشد. نمونه برداری از فاضلاب خام از خروجی آشغالگیری اولیه و فاضلاب تصفیه شده (پساب) به دلیل فعال نبودن



شکل (۱) نمای کلی مجموعه شبکه فلزی و ستون های خاک

کاهش حرکت جانبی آب در انتهای ستون ها در نظر گرفته شد تا آبی به خارج ظروف در نظر گرفته شده برای جمع آوری زه آب ها ریخته نشود و علاوه بر آن فلزها در تماس با زه آب های خروجی نباشند. سپس یک لایه توری پلاستیکی به منظور استحکام کافی بخش انتهایی کشیده شد. پس از استقرار کامل ستون های خاک، از خاک لوم شنی که در هوا خشک شده بود و از الک با قطر روزنه های ۱ سانتی متری عبور داده شده بود به منظور پر نمودن ستون ها استفاده گردید. جداسازی ذرات بیش از حد درشت امکان یکنواختی بیشتر خاک را فراهم می آورد. وجود منافذ بیش از حد بزرگ سبب ایجاد جریان ترجیحی در ستون های خاک می گردد. بررسی منحنی دانه بندی خاک نشان داد که مقدار ذرات بزرگتر از ۲ میلی متر در آن برابر ۱۴ درصد نمونه اولیه خاک می باشد که بر اساس طبقه بندی کشاورزی (USDA)، این خاک به صورت لوم شنی ریگ دار طبقه بندی می گردد. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر در جدول ۱ نشان داده شده است. پر نمودن ستون ها با خاک طی مراحل صورت پذیرفت. بدین ترتیب که ابتدا ستون ها به ارتفاعی حدود ۱۵ سانتی متر با ذرات ریگ در اندازه های مختلف پر شدند. استفاده از ذرات ریگ به منظور خروج بهتر زه آب ها از ستون های خاک بود. سپس مقدار خاک لازم برای پر نمودن ستون ها بر اساس روش ارائه شده توسط فولر و واریک (Fuller and Warrick, 1985)، با توجه به جرم مخصوص ظاهری خاک محاسبه و به صورت تدریجی در طی چند مرحله بدون هیچگونه عملیات تراکمی خاصی اضافه گردیدند. در انتها ارتفاعی حدود ۵ سانتی متر ماسه نرم بر روی خاک اضافه شد. ارتفاع نهایی ستون خاک ۱۰۰ سانتی متر بود. فضای فوقانی

### نتیجه و بحث

نتایج ویژگی های شیمیایی فاضلاب خام و پساب در جدول ۲ ارائه شده است. همان گونه که ملاحظه می گردد مقدار بسیاری از عناصر موجود در فاضلاب خام در طول دوره تصفیه کاهش یافته است که مقدار کربن آلی کل و دو فلز سنگین نیکل و کادمیم کاهش بیشتری را نشان می دهند. در طول دوره تصفیه فاضلاب مقدار نیترژن-نیتراتی افزایش یافته است. افزون بر آن در طول مدت تصفیه فاضلاب مقدار اسیدیتته نیز اندکی کاهش یافته است. افزایش مقدار نیترژن-نیتراتی در پساب می تواند به علت هوادهی گسترده فاضلاب باشد (Mahida, 1981). کاهش مقدار اسیدیتته نیز احتمالاً به دلیل تولید گازهای اسیدی در طول تصفیه فاضلاب است که در اثر تجزیه بخشی از مواد آلی آزاد شده اند. کاربرد فاضلاب خام در مصارف مختلف به ویژه در کشاورزی معمول نیست، لذا استاندارد برای آن ارائه نشده است. برای آگاهی از کیفیت فاضلاب خام، مقادیر اجزای مختلف موجود در آن با استانداردهای ارائه شده برای پساب مقایسه شده است. از مقایسه نتایج تجزیه شیمیایی فاضلاب خام و پساب با استاندارد های ارائه شده می توان چنین نتیجه گرفت که مقدار سدیم، بی کربنات، نیکل و کادمیم در فاضلاب خام و پساب و همچنین مقدار نیترژن-نیتراتی در پساب بیشتر از مقدار مجاز ارائه شده توسط استاندارد فائو می باشند. کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب از لحاظ تمامی پارامترها در مقایسه با استاندارد ایران در حد مجاز قرار می گیرد. در ادامه، تاثیر کاربرد فاضلاب خام و پساب بر تغییر برخی خصوصیات خاک در دو شرایط غرقاب پیوسته و متناوب مورد بررسی قرار می گیرد.

تاثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار اسیدیتته (pH) در اعماق مختلف نیمرخ خاک

شکل (۲) میانگین مقدار اسیدیتته را در اعماق مختلف نیمرخ خاک نشان می دهد. همانطور که مشاهده می گردد میانگین مقدار pH در سه عمق ۰-۲۵، ۲۵-۵۰ و ۵۰-۱۰۰ سانتی متری در مقایسه با مقدار اولیه آن در محلول خاک کاهش یافته است (مقدار اولیه pH خاک برابر ۷/۹۰ بوده است). نتیجه بدست آمده با

واحد کلرزنی از خروجی استخر جلادهی انجام می گرفت. با توجه به اینکه نگهداری فاضلاب به دلیل مشکلات متعدد عملا امکان پذیر نبود، در هر مرحله آبیاری اقدام به تهیه و انتقال فاضلاب تازه به محل آزمایش گردید. حجم فاضلاب لازم برای اشباع نمودن خاک با توجه به درصد تخلخل و حجم کل خاک محاسبه گردید. نحوه کاربرد فاضلاب ها به این صورت بود که در نحوه کاربرد پیوسته فاضلاب، فاضلاب در سطح ستون های خاک به یکباره بکار برده می شد و در انتهای ۱۵ روز زه آب ها جمع آوری می گردیدند. در اعمال کاربرد متناوب فاضلاب ها، همان مقدار فاضلاب در نظر گرفته شده به ۳ قسمت تقسیم شده و هر ۵ روز بکار برده می شد و مانند شرایط قبلی زه آب ها جمع آوری می گردیدند بطوری که در انتهای ۱۵ روز حجم ثابتی از فاضلاب از تمام ستون های خاک عبور می کرد. آزمایش در ۷ دوره ۱۵ روزه انجام شد و در هر دوره نمونه های زه آب ها جمع آوری و برای تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در پایان آزمایش، ستون های خاک برش داده شدند و نمونه های خاک از اعماق ۰-۲۵، ۲۵-۵۰ و ۵۰-۱۰۰ سانتی متری هر ستون جمع آوری گردیدند. ویژگی هایی مانند اسیدیتته (pH)، شوری، نسبت جذب سدیم (SAR<sup>۱</sup>)، نیترژن-نیتراتی، فسفر-فسفاتی، کربن آلی کل (TOC<sup>۲</sup>)، و دو فلز سنگین نیکل و کادمیم در فاضلاب خام؛ پساب و نمونه های خاک مورد بررسی قرار گرفتند. بطوری که اسیدیتته توسط دستگاه pH متر الکترونیکی، شوری توسط دستگاه هدایت سنج الکترونیکی، نسبت جذب سدیم از طریق محاسبه (با توجه به مقدار سدیم، کلسیم و منیزیم محلول)، نیترژن-نیتراتی با استفاده از دستگاه کجدال (Fresenius et al, 1988)، فسفر-فسفاتی با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر به روش اولسن (Olsen et al, 1954)، TOC توسط دستگاه (مدل Shimadzu TOC-VCPH) و غلظت دو فلز سنگین نیکل و کادمیم به وسیله دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی<sup>۳</sup> اندازه گیری شدند. غلظت نیکل و کادمیم در فاضلاب خام و پساب به دلیل وجود ذرات شناور ابتدا بر اساس روش ارائه شده توسط APHA<sup>۴</sup> با تیزاب سلطانی هضم و سپس قرائت گردیدند (APHA, 1989).

1) Sodium Adsorption Ratio

3) Graphite Furnace

2) Total Organic Carbon

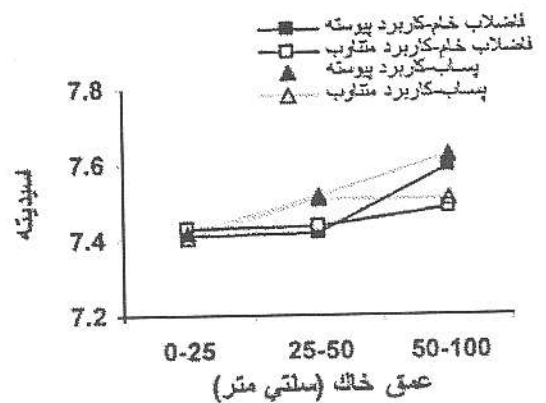
4) American Public Health Association

جدول (۲) کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب و مقایسه آن‌ها با استانداردهای ارائه شده

پارامتر	واحد	نوع فاضلاب			میزان مجاز استاندارد
		فاضلاب خام	پساب	ایران	
اسیدیته	--	۷/۶۰	۷/۴۰	۶/۵ - ۸/۵	۶/۳ - ۸/۴
شوری	dS/m	۱/۶۸	۱/۵۴	--	<۳
سدیم	meq/l	۱۳/۲۰	۱۲/۰۰	--	۳ - ۹
پتاسیم	meq/l	۰/۷۸	۰/۷۵	--	--
کلسیم	meq/l	۳/۰۰	۲/۵۰	--	--
منیزیم	meq/l	۲/۵۰	۲/۰۰	۴/۱	--
نسبت جذب سدیم	(meq/l) <sup>0.5</sup>	۷/۹۶	۸/۰۰	--	--
کلر	meq/l	۷/۶۰	۶/۰۰	۱۶/۹	۴ - ۱۰
بی‌کربنات	meq/l	۱۰/۱۶	۸/۹۱	--	۰/۱۴
سولفات	meq/l	۳/۲۸	۳/۴۸	۴/۱۶	--
نیترژن-نیتراتی	mg/l	۲۶/۳۷	۳۳/۷۵	۱۰	۵ - ۳۰
فسفر-فسفاتی	mg/l	۲/۳۱	۱/۷۵	--	--
کربن آلی کل	mg/l	۱۸۶/۵۰	۴۴/۴۷	--	--
نیکل	mg/l	۱/۵۳۱	۰/۱۸۷	۲	۰/۰۶
کادمیم	mg/l	۰/۰۳۵	۰/۰۱۱	۰/۱	۰/۰۱

مشاهدات مهیدا و صابر که کاهش pH خاک را در اثر آبیاری با فاضلاب گزارش کردند، مطابقت دارد (Mahida, 1981 and (Saber, 1986).

مطابق (جدول ۳)، میانگین مقدار pH در اعماق مختلف خاک پس از تخلیه فاضلاب‌ها تفاوت معنی‌داری ( $p < 0.05$ ) را نشان می‌دهد بطوری‌که میانگین مقدار آن در عمق سطحی (۰-۲۵) سانتی متری کمتر از دو عمق دیگر است. بنظر می‌رسد کاهش بیشتر pH در عمق سطحی با توجه به اینکه شرایط برای ورود هوا به خاک در این عمق مساعدتر است، موجب افزایش سرعت تجزیه



شکل (۲) میانگین مقدار اسیدیته در اعماق مختلف خاک

جدول (۳) تأثیر فاضلاب بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک‌ها در اعماق مختلف

پارامتر	عمق خاک	اسیدیته	شوری dS/m	نسبت جذب سدیم (meq/l) <sup>0.5</sup>	نیتروژن- نیتراتی	فسفر- فسفاتی	کربن آلی کل (mg/l)	نیکل	کادمیم
۰-۲۵ (سانتی متر)	۷/۴۱ <sup>b</sup>	۱/۲۳ <sup>a</sup>	۳/۵۷ <sup>a</sup>	۱۵/۹۲ <sup>a</sup>	۰/۱۰۹ <sup>a</sup>	۵۵/۰۱ <sup>a</sup>	۰/۰۳۵ <sup>a</sup>	۰/۰۰۱۰۳ <sup>a</sup>	
۲۵-۵۰ (سانتی متر)	۷/۴۶ <sup>ab</sup>	۱/۲۷ <sup>ab</sup>	۳/۳۵ <sup>a</sup>	۱۱/۰۴ <sup>b</sup>	۰/۰۶۴ <sup>b</sup>	۴۹/۲۸ <sup>a</sup>	۰/۰۲۸ <sup>ab</sup>	۰/۰۰۰۹۱ <sup>b</sup>	
۵۰-۱۰۰ (سانتی متر)	۷/۵۵ <sup>a</sup>	۱/۱۵ <sup>b</sup>	۲/۹۲ <sup>b</sup>	۱۱/۳۴ <sup>b</sup>	۰/۰۳۰ <sup>c</sup>	۵۴/۷۱ <sup>a</sup>	۰/۰۲۱ <sup>b</sup>	۰/۰۰۰۷۱ <sup>c</sup>	

جدول (۴) تأثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک

پارامتر	واحد	نوع فاضلاب			نحوه کاربرد فاضلاب
		فاضلاب خام	پساب	غرقاب پیوسته	
اسیدیته	--	۷/۴۶ <sup>ns</sup>	۷/۴۹ <sup>ns</sup>	۷/۴۹ <sup>ns</sup>	غرقاب متناوب
شوری		۱/۲۹ <sup>**</sup>	۱/۲۱ <sup>**</sup>	۱/۲۹ <sup>**</sup>	غرقاب پیوسته
نسبت جذب سدیم	dS/m	۲/۵۶ <sup>*</sup>	۳/۰۰ <sup>*</sup>	۳/۲۳ <sup>ns</sup>	غرقاب متناوب
نیتروژن-نیتراتی	(meq/l) <sup>0.5</sup>	۱۴/۱۰ <sup>**</sup>	۱۱/۴۴ <sup>**</sup>	۱۲/۰۵ <sup>ns</sup>	غرقاب پیوسته
فسفر-فسفاتی	(mg/l)	۰/۰۷۵ <sup>*</sup>	۰/۰۵۹ <sup>*</sup>	۰/۰۸۰ <sup>*</sup>	غرقاب متناوب
کربن آلی کل	(mg/l)	۵۱/۳۵ <sup>ns</sup>	۵۴/۶۵ <sup>ns</sup>	۵۳/۷۷ <sup>ns</sup>	غرقاب پیوسته
نیکل	(mg/l)	۰/۰۳۳ <sup>*</sup>	۰/۰۲۳ <sup>*</sup>	۰/۰۲۹ <sup>ns</sup>	غرقاب متناوب
کادمیم	(mg/l)	۰/۰۰۰۹۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۰۰۸۵ <sup>ns</sup>	۰/۰۰۰۹۲ <sup>**</sup>	غرقاب متناوب

\*\* نشان دهنده معنی داری در سطح ۰/۰۵ درصد

\* نشان دهنده معنی داری در سطح ۰/۰۱ درصد  
ns نشان دهنده عدم معنی داری

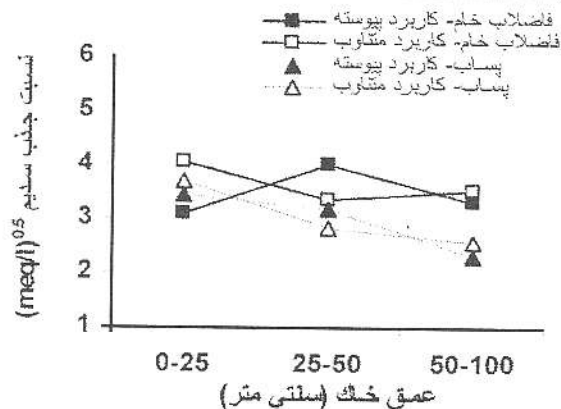
تأثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار شوری در اعماق مختلف نیمرخ خاک

مطابق شکل (۳)، عبور فاضلاب از ستون های خاک سبب افزایش میانگین شوری خاک در اعماق مختلف در مقایسه با مقدار شوری اولیه خاک شده است (مقدار اولیه شوری خاک برابر ۰/۸۵ دسی زیمنس بر متر بوده است).

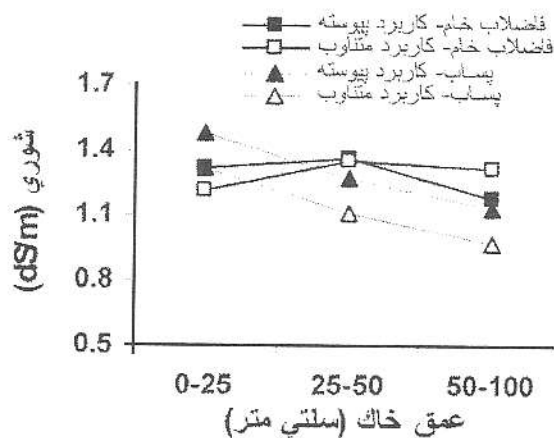
عده زیادی از پژوهشگران مانند بجوا و همکاران (Bajwa et al, 1983)، افزایش شوری خاک را بر اثر استفاده از فاضلاب گزارش کردند. پروان (پروان، ۱۳۸۴) نیز افزایش شوری خاک را بر اثر آبیاری با پساب گزارش نمود. با توجه به شوری فاضلاب خام

مواد آلی از جمله فرایند نیتریفیکاسیون گردیده است. فرایند نیتریفیکاسیون، کاهش pH خاک را بدنبال دارد (Foppen, 2002). در خاک مورد مطالعه فاضلاب خام و پساب تأثیر مشابهی بر تغییر pH خاک داشتند (جدول ۴). با توجه به اینکه مقدار pH در دو نوع فاضلاب بسیار نزدیک به یکدیگر است عدم اختلاف معنی دار قابل انتظار است. در بررسی تأثیر نحوه کاربرد فاضلاب بر مقدار pH خاک نیز مشخص گردید به رغم کاهش اندک pH خاک در شرایط متناوب، نحوه کاربرد فاضلاب تأثیر معنی داری بر تغییر pH خاک نداشته است (جدول ۴).





شکل (۴) میانگین مقدار نسبت جذب سدیم در اعماق مختلف



شکل (۳) میانگین مقدار شوری در اعماق مختلف خاک

است (جدول ۴). کاهش مقدار شوری خاک در شرایط غرقاب متناوب می تواند به دلیل آبیاری بیشتر نمک ها در این شرایط باشد. رز و همکاران گزارش کردند در شرایط آبیاری متناوب به دلیل کاربرد آب در طی چند مرحله، در طول دوره استراحت (فاصله زمانی بین دوره های کاربرد آب) بر اثر فرایند پخشیدگی نمک های منافذ کوچک به داخل منافذ بزرگ منتقل و در طی دوره بعدی کاربرد آب منتقل می شوند که به موجب آن انتقال نمک ها به عمق خاک افزایش می یابد (Rese, et al., 2000).

تأثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار نسبت جذب سدیم (SAR) در اعماق مختلف نیمرخ خاک

شکل (۴) میانگین مقدار نسبت جذب سدیم در اعماق مختلف نیمرخ خاک را نشان می دهد. مطابق شکل فوق عبور فاضلاب از ستون های خاک سبب افزایش مقدار SAR خاک در اعماق مختلف در مقایسه با مقدار اولیه آن در خاک شده است (مقدار اولیه SAR خاک برابر ۱/۰۸ بوده است).

افزایش چشمگیر SAR به دنبال تخلیه فاضلاب ها می تواند بیانگر مقدار زیاد سدیم در آنها نسبت به دو کاتیون کلسیم و منیزیم و همچنین نسبت به مقدار آن در خاک باشد (به جدول ۱ و ۲ مراجعه گردد). پروان نیز افزایش مقدار سدیم محلول خاک را به دنبال کاربرد پساب گزارش کرد (پروان، ۱۳۸۳). افزون بر آن، افزایش SAR نیز می تواند به دلیل آبیاری بیشتر دو کاتیون کلسیم و منیزیم نسبت به سدیم در محلول خاک باشد. کاس و همکاران (Kass et al, 2004) گزارش کردند که کاربرد فاضلاب سرشار از سدیم، تعادل طبیعی کاتیون های محلول خاک را بر هم زده و

و پساب که تقریباً ۲ برابر شوری خاک می باشد، افزایش شوری خاک به دنبال کاربرد فاضلاب ها دور از انتظار نمی باشد. همانطور که مشاهده می گردد میانگین مقدار شوری در اعماق مختلف خاک پس از تخلیه فاضلاب ها تفاوت معنی داری ( $p < 0.01$ ) را نشان می دهند بطوری که بیشترین و کمترین مقدار آن بترتیب در عمق ۰-۲۵ و ۱۰۰-۵۰ سانتی متری دیده می شود (جدول ۳). به نظر می رسد با افزایش کاربرد فاضلاب، بدلیل تجمع مواد آلی شناور و جامد در سطح خاک و نبود فرصت کافی برای تجزیه آن ها، نفوذ فاضلاب به عمق خاک کاهش یافته است که به موجب آن شرایط برای تجمع نمک در سطح خاک فراهم گردیده است. مگسن و همکاران گزارش کردند که مقدار مواد آلی در فاضلاب تأثیر مهمی بر خاصیت نفوذپذیری خاک دارد بطوری که افزایش مواد آلی بدلیل مسدود نمودن منافذ خاک، نفوذ فاضلاب به خاک را کاهش می دهد (Magesan, et al., 2000). در مقایسه تأثیر نوع فاضلاب بر مقدار شوری خاک مشاهده می گردد که میانگین مقدار شوری خاک در تیمار فاضلاب خام بطور معنی داری بیشتر از پساب است (جدول ۴). با توجه به مقدار شوری بیشتر فاضلاب خام در مقایسه با پساب، این نتیجه قابل پیش بینی است. از طرفی همانطور که بیان شد وجود مواد آلی جامد و شناور نفوذ آب و نمک ها به عمق خاک را کاهش می دهند که با توجه به مقدار بیشتر مواد آلی در فاضلاب خام در مقایسه با پساب، این نتیجه نیز دور از انتظار نمی باشد. در بررسی نحوه کاربرد فاضلاب بر مقدار شوری خاک نیز مشخص می گردد که میانگین مقدار شوری در شرایط کاربرد متناوب فاضلاب ها بطور معنی داری کمتر از شرایط کاربرد پیوسته

یک از شکل های نیتروژن را پس از آبیاری خاک با فاضلاب گزارش کرد (Saber, 1986).

از مقایسه میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی در اعماق مختلف نیمرخ خاک مشخص می گردد که افزایش مقدار آن در عمق ۲۵-۰ سانتی متری بطور معنی داری ( $p < 0.01$ ) بیشتر از دو عمق دیگر است و بین میانگین مقدار آن در دو عمق دیگر تفاوت معنی داری مشاهده نمی گردد (جدول ۳). با توجه به اینکه انباشتگی مواد آلی در بخش سطحی نیمرخ خاک بیشتر است احتمال می رود مقدار بیشتر نیتروژن-نیتراتی در سطح به دلیل تجزیه مواد آلی و آزاد شدن یون آمونیوم باشد که در نتیجه پدیده نیتراتی شدن افزایش این آنیون در سطح خاک را در پی داشته است. استونز و همکاران بیان داشتند معدنی شدن مواد آلی خاک پس از کاربرد فاضلاب، افزایش یون آمونیوم را بدنبال دارد که این یون نیز در اثر پدیده نیتراتی شدن به نیترات تبدیل می گردد (Stevens et al, 2004). مطابق جدول ۴، میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی خاک در تیمار فاضلاب خام بطور معنی داری بیشتر از پساب است. با توجه به مقدار کمتر نیتروژن-نیتراتی در فاضلاب خام در مقایسه با مقدار آن در پساب، افزایش آن در تیمار فاضلاب خام می تواند بیانگر رخداد پدیده نیتراتی شدن در خاک مورد مطالعه پس از کاربرد فاضلاب خام باشد. در بررسی تاثیر نحوه کاربرد فاضلاب ها بر مقدار نیتروژن-نیتراتی در محلول خاک، تاثیر معنی داری مشاهده نشد (جدول ۴).

تاثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار فسفر-فسفاتی در اعماق مختلف نیمرخ خاک

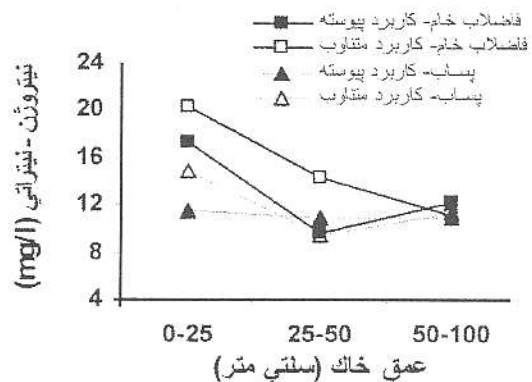
از مشاهده میانگین مقدار فسفر-فسفاتی محلول در اعماق مختلف نیمرخ خاک در مقایسه با مقدار اولیه آن (مقدار اولیه فسفر-فسفاتی خاک برابر ۰/۰۱۱۵ میلی گرم بر لیتر بوده است) مشخص می گردد که مقدار آن در اثر کاربرد فاضلاب ها افزایش یافته است (شکل ۶). مهیدا نیز افزایش فسفر محلول خاک را بر اثر آبیاری با فاضلاب گزارش کرد (Mahida, 1981).

در بررسی میانگین مقدار فسفر محلول در اعماق مختلف نیمرخ خاک مشخص می گردد که مقدار آن از سطح به عمق کاهش معنی داری ( $p < 0.01$ ) یافته است و همواره بیشترین مقدار فسفر در عمق ۲۵-۰ سانتی متری خاک مشاهده می شود (جدول ۳). این نتایج بیانگر آن است که فسفر کمتری به عمق خاک منتقل شده

منجر به جایگزینی سدیم با کاتیون های دیگر، به ویژه کلسیم و منیزیم موجود بر روی سطوح قابل تبادل خاک می گردد که به موجب آن مقدار بیشتری کاتیون دو ظرفیتی وارد بخش محلول خاک شده و بر اثر آشنویی منتقل می شود. از بررسی میانگین مقدار SAR در اعماق مختلف خاک مشخص می گردد که میانگین مقدار آن در دو عمق ۲۵-۰ و ۵۰-۲۵ سانتی متری بطور معنی داری ( $p < 0.01$ ) بیشتر از عمق ۱۰۰-۵۰ سانتی متری است (جدول ۳). به نظر می رسد مقدار بیشتر SAR در سطح خاک بدلیل تجمع کاتیون های محلول در این اعماق باشد. در بررسی تاثیر نوع فاضلاب ها بر میانگین مقدار SAR (جدول ۴) نیز مشاهده می گردد که میانگین مقدار آن در تیمار فاضلاب خام بطور معنی داری بیشتر از پساب است. به رغم اینکه مقدار SAR در فاضلاب خام و پساب بسیار نزدیک یکدیگر است، مقدار بیشتر آن در خاک در شرایطی که از فاضلاب خام استفاده شده است می تواند بدلیل مقدار بیشتر مواد آلی جامد و شناور در فاضلاب خام باشد که شرایط را برای انتقال کمتر کاتیون ها به عمق خاک بوجود آورده است. در بررسی تاثیر نحوه کاربرد فاضلاب بر مقدار SAR، تاثیر معنی داری مشاهده نشد (جدول ۴).

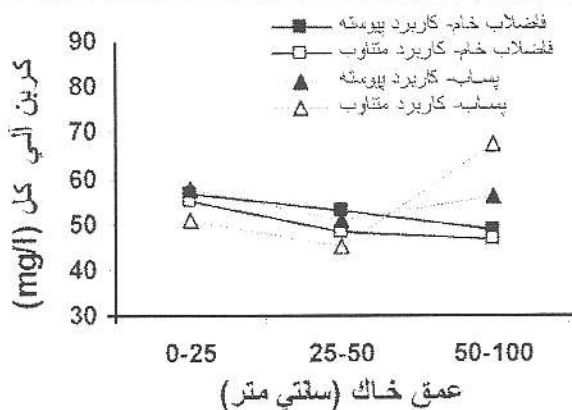
تاثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار نیتروژن-نیتراتی در اعماق مختلف خاک

همان گونه که در شکل (۵) مشاهده می گردد، مقدار نیتروژن-نیتراتی در محلول خاک نیز پس از کاربرد فاضلاب خام و پساب افزایش چشمگیری یافته است (مقدار اولیه نیتروژن-نیتراتی خاک برابر ۱/۸۹ میلی گرم بر لیتر بوده است). صابر، نیز افزایش هر



شکل (۵) میانگین مقدار نیتروژن-نیتراتی در اعماق مختلف





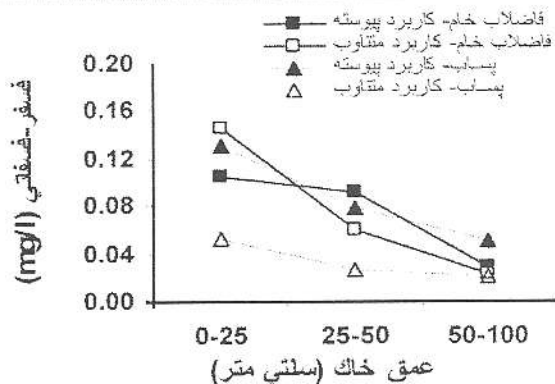
شکل (۷) میانگین مقدار کربن آلی کل در اعماق مختلف خاک

مطالعه نسبت داد. نوع فاضلاب و نحوه کاربرد آن نیز هیچگونه تاثیر معنی داری بر مقدار TOC در محلول خاک در بر نداشتند (جدول ۴). به رغم مقدار بیشتر TOC در فاضلاب خام، تاثیر یکسان فاضلاب خام و پساب بر مقدار آن در محلول خاک می تواند به دلیل تجمع بخش زیادی از کربن آلی افزوده شده توسط فاضلاب خام در بخش جامد خاک باشد. با توجه به اینکه بخش زیادی از TOC در فاضلاب خام به صورت ذرات جامد و شناور است، مشاهده عدم اختلاف معنی دار بین فاضلاب ها دور از انتظار نمی باشد.

#### تاثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار نیکل و کادمیم در اعماق مختلف نیمرخ خاک

مقدار دو فلز سنگین نیکل و کادمیم در محلول خاک در مقایسه با مقدار اولیه آن ها (مقدار اولیه نیکل و کادمیم خاک بترتیب برابر ۰/۰۰۵ میلی گرم بر لیتر و ناچیز بوده است) پس از تخلیه فاضلاب ها افزایش نشان می دهد (شکل ۸ و ۹). در مطالعات متعدد افزایش میزان فلزات سنگین پس از کاربرد فاضلاب گزارش شده است (Lo and Fung, 1992).

در بررسی تغییرات میانگین مقدار دو فلز نیکل و کادمیم نسبت به عمق خاک مشخص می گردد که تفاوت معنی داری ( $p < 0.01$ ) بین میانگین مقدار آن ها در اعماق مختلف نیمرخ خاک وجود دارد. بطوری که میانگین مقدار آن ها از سطح به عمق کاهش یافته است (جدول ۳). لو و فانگ با آزمایش هشت نیمرخ خاک در شهر هنگ کنگ که با فاضلاب های شهری آبیاری شده بودند، دریافتند که مقدار فلزات سنگین در اعماق سطحی خاک



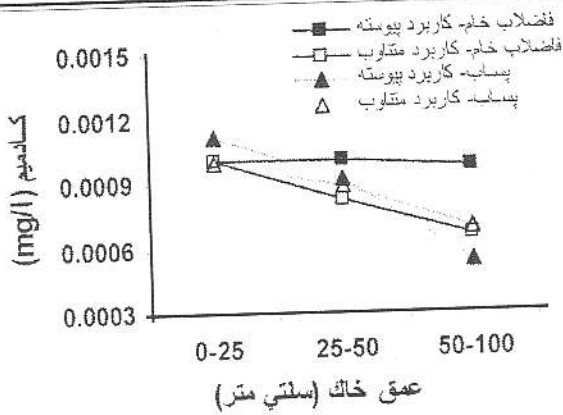
شکل (۶) میانگین مقدار فسفر - فسفاتی در اعماق مختلف

است. آلهندز و همکاران نیز دریافتند که فسفر محلول با افزایش عمق خاک به صورت نمایی کاهش می یابد (Allhands et al, 1995). اثر نوع فاضلاب بر مقدار فسفر محلول خاک معنی دار گردید بطوری که میانگین مقدار فسفر در تیمار فاضلاب خام در مقایسه با پساب از افزایش بیشتری برخوردار است (جدول ۴). با توجه به مقدار بیشتر فسفر در فاضلاب خام این تاثیر قابل پیش بینی است. در بررسی تاثیر نحوه کاربرد فاضلاب مشخص گردید که مقدار فسفر در محلول خاک در شرایط کاربرد پیوسته فاضلاب بطور معنی داری بیشتر از کاربرد متناوب است (جدول ۴). مقدار کمتر فسفر در محلول خاک در شرایط کاربرد متناوب فاضلاب می تواند بیانگر این نتیجه باشد که با کاهش حرکت فاضلاب در خاک، به دلیل تماس بیشتر فاضلاب با ذرات خاک فسفر بیشتری جذب خاک شده است.

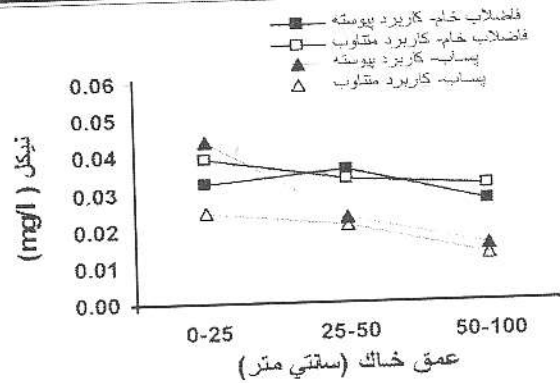
#### تاثیر نوع و نحوه کاربرد فاضلاب شهری بر مقدار کربن آلی کل (TOC) در اعماق مختلف نیمرخ خاک

مقدار کربن آلی کل در محلول خاک در اثر کاربرد فاضلاب ها در مقایسه با مقدار اولیه آن در خاک (مقدار اولیه آن در خاک برابر ۲۵ میلی گرم بر لیتر بوده است) افزایش یافته است (شکل ۷).

در بررسی تغییرات میانگین مقدار TOC در اعماق مختلف نیمرخ خاک، هیچگونه اختلاف معنی داری بین میانگین ها مشاهده نشد (جدول ۳). باقری، گزارش کرد که با افزایش عمق خاک میزان TOC خاک به نحو چشمگیری کاهش می یابد که با یافته های این تحقیق همخوانی ندارد (باقری، ۱۳۷۹). مشاهده عدم اختلاف معنی دار توزیع کربن آلی نسبت به عمق خاک در این پژوهش را می توان به اندازه گیری TOC در محلول خاک مورد



شکل (۹) میانگین مقدار کادمیم در اعماق مختلف خاک



شکل (۸) میانگین مقدار نیکل در اعماق مختلف خاک

بطوری که کمترین مقدار آن در عمق مذکور مشاهده گردید. در مقایسه تاثیر نوع فاضلاب ها بر برخی ویژگی های شیمیایی خاک نیز مشخص گردید که میانگین مقدار شوری، نسبت جذب سدیم، نیتروژن-نیتراتی، فسفر-فسفاتی و نیکل در تیمار فاضلاب خام بطور معنی داری بیشتر از پسساب است. تفاوت معنی داری بین میانگین مقدار اسیدیته، کربن آلی کل و کادمیم بین فاضلاب ها مشاهده نگردید. تاثیر نحوه کاربرد فاضلاب ها نیز تنها بر میانگین مقدار شوری، فسفر-فسفاتی و کادمیم معنی دار گشت به طوری که میانگین مقدار آن ها در محلول خاک در کاربرد پیوسته فاضلاب ها بیشتر از کاربرد متناوب بود. بطور کلی از لحاظ تامین آب مورد نیاز کشاورزی، کاربرد چنین فاضلاب هایی امکان افزایش عناصر غذایی مورد نیاز گیاهان، افزایش انتقال دو فلز سنگین نیکل و کادمیم به گیاه و همچنین اثرات سوء افزایش نسبت جذب سدیم در خاک را بدنبال دارد. همچنین با افزایش پارامترهای فوق به ویژه نیترات، کربن آلی کل و فلزات سنگین در بخش محلول خاک امکان انتقال آن ها به آبهای زیرزمینی وجود خواهد داشت. علاوه بر آن به دلیل مقدار زیاد فلزات سنگین و همچنین کربن آلی کل در فاضلاب خام و خطراتی که انتقال آن ها به دنبال دارد باید دقت ویژه ای در استفاده از فاضلاب خام مبذول گردد چرا که با گذشت زمان و تجزیه مواد آلی، مقدار فلزات سنگین متصل به مواد آلی و همچنین کربن آلی کل در محلول خاک افزایش می یابد. به منظور نحوه کاربرد فاضلاب ها نیز اگرچه در بسیاری از موارد تفاوت معنی داری بین کاربرد پیوسته و متناوب فاضلاب ها مشاهده نشد اما به منظور کاهش شوری خاک و همچنین کاهش انتقال فسفر و فلزات سنگین به عمق

بیشتر از اعماق زیرین است (Lo and Fung, 1992). در مقایسه تاثیر نوع فاضلاب بر میانگین مقدار دو فلز نیکل و کادمیم در محلول خاک نیز مشخص می گردد که میانگین مقدار دو فلز فوق در تیمار فاضلاب خام بیشتر از پسساب است که البته تاثیر آن از لحاظ آماری تنها بر میانگین مقدار نیکل معنی دار گردیده است (جدول ۴). با توجه به اینکه مقدار نیکل و کادمیم در فاضلاب خام بیشتر از پسساب است، این نتیجه قابل پیش بینی است. در بررسی تاثیر نحوه کاربرد فاضلاب نیز مشخص گردید که مقدار نیکل و کادمیم در محلول خاک در شرایط کاربرد پیوسته فاضلاب بیشتر از کاربرد متناوب است، که البته این تاثیر تنها برای مقدار کادمیم از لحاظ آماری معنی دار گردید (جدول ۴). کاهش مقدار این دو عنصر در محلول خاک در شرایط کاربرد متناوب فاضلاب بیانگر آن است که در این شرایط به دلیل تماس بیشتر فاضلاب با خاک مقدار بیشتری از دو عنصر فوق جذب خاک شده اند.

### نتیجه گیری

نتایج بدست آمده بیانگر آن است که عبور فاضلاب ها از خاک سبب افزایش میانگین مقدار هر یک از ویژگی های مورد اندازه گیری (شوری، نسبت جذب سدیم، نیتروژن-نیتراتی، فسفر-فسفاتی، کربن آلی کل و دو فلز سنگین نیکل و کادمیم) در بخش محلول خاک در مقایسه با مقدار اولیه آن ها در خاک شده است و تنها میانگین مقدار اسیدیته خاک بر اثر کاربرد فاضلاب ها کاهش یافته است. بطور کلی بجز در پارامتر (اسیدیته خاک)، بیشترین مقدار پارامترهای فوق در عمق ۰-۲۵ سانتی متری مشاهده گردید. برای اسیدیته خاک عکس این حالت مشاهده شد

خاک، کاربرد متناوب فاضلاب ها پیشنهاد می گردد. با توجه به  
 نتایج ذکر شده، کاربرد فاضلاب ها در خاک به هر هدفی که باشد،  
 نیازمند نوعی مدیریت خاص است به طوری که ضمن بهره گیری  
 مطلوب از آن ها، مخاطرات زیست محیطی و بهداشتی در  
 خاک، گیاه و منابع آب سطحی و زیرزمینی به حداقل ممکن کاهش  
 یابد.

## منابع

- باقری، م. ۱۳۷۹. اثرات پساب و سیستم های آبیاری بر خواص فیزیکی، شیمیایی و آلودگی خاک تحت کشت چند محصول زراعی، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی اصفهان.
- پروان، م. ۱۳۸۳. اثرات آبیاری با فاضلاب تصفیه شده بر روی خصوصیات خاک. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه فردوسی مشهد.
- توکلی، م. و م. طباطبایی. ۱۳۷۸. آبیاری با فاضلاب تصفیه شده. نشریه کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. شماره ۲۸، ص ۱-۲۶.
- شایگان، ج. و ع. افشاری. ۱۳۸۳. بررسی وضعیت فاضلاب های شهری و صنعتی در ایران. مجله آب و فاضلاب. شماره ۴۹، ص ۵۸-۶۹.

- Allhands, M. N., S.A. Allick, A.R. Overman, W. G. Leseman, and W. Vidak. 1995. Municipal water reuse at Tallassee, Florida. Transactions of the ASAE. 38: 411-418.
536. APHA- AWWA- WPCF-. 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bajwa, S.A., G.S. Hira, G.S., and N.T., Singh. 1983. Effect of sodium and bicarbonate irrigation waters on sodium accumulate and on maize and wheat yields in Northern India. Irrigation Science. 4: 191-199.
- Cameron, K.C., H.J. Di, and R.G. McLaren. 1997. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes. Australian Journal of Soil Research. 35: 995-1035.
- FAO. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Food and Agriculture Organization of The United Nation, Rome, FAO 47.
- 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.
- Fresenius, W., K.E. Quentin, and W. Schneider. 1988. Water analysis. Springer-Verlag, New York. pp: 231-233.
- Fuller, W.H., and A.W. Warrick. 1985. Soils in Waste Treatment and Utilization. Volume 2, pollutant containment, monitoring, and closure. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.
- Gohil, M.B. 2000. Land Treatment of Wastewater. New Age International (P) Ltd., Publishers, New Dehli.
- Hussain, I., L. Raschid, M.A. Hanjra, F. Marikar, and W. Vander Hoek . 2002. Wastewater use in agriculture: Review of impacts and methodological issues in valuing impacts. (With an extended

- list of bibliographical references). Working Paper 37. Colombo, Sri Lanka, International Water Management Institute.
- Kass, A., I. Gavrieli, Y. Yechieli, A. Vengosh, and A. Starinsky. 2004. The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow ground water : a case study from the Israeili Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*. 1-18.
- Lo, C. K., Y. S. Fung. 1992. Heavy metal pollution profiles of dated sediment cores from Hebe Haven, Hong Kong. *Water Research*. 26: 1602-1619.
- Loehe, R.C. 1974. *Agriculture Waste Management*. Academic Press.
- Magesan, G.N., J.C. Williamson, G.W. Yeates, and A.Rh. Lloyd-Jones. 2000. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology*. 71: 21-27.
- Mahida, U.N. 1981. *Water Pollution and Disposal of Wastewater on Land*. Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited New Dehli. pp: 323.
- McLean, J.E., and B.E. Bledsoe. 1992. *Ground Water Issue: Behavior of Metals in Soils*. United States Environmental Protection Agency, EPA/ 540/ S-92/ 018.
- Mohamad Rusan, M.J., S. Hinnawi, and L. Rousan. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Journal of Desalination* 215: 143-152.
- Olsen, S.R., V. Cloe, F.S. Watnebe, and L.A. Pean. 1954. Estimation of available phosphorous in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA, 939 USA.
- Patterson, R.A., and D.A. Macleod. 1997. Soils and effects on effluent. What do we measure? *Proceedings Production and Environmental Monitoring Workshop*. University of New England, Armidale. 9-11 December. Paper PEM007, pp: 69-74.
- Qian, Y. L., and B. Mecham. 2005. Long-Term Effects of Recycled Wastewater Irrigation on Soil Chemical Properties on Golf Course Fairways. *Journal of Agronomy*. 97: 717- 721.
- Rose, D.A., M.A. Adey, and M. Al-Sibai. 2000. Laboratory experiments and modeling studies of leaching of intermittently drained columns. *Australian Journal of Soil Research*. 38: 891-903.
- Saber, M.S.M. 1986. Prolonged effect of land disposal of human waste on soil conditions. *Water Science and Technology*. 18: 371-374.
- Shen, Y., G.H. Jones, and J. Olsen. 1980. Soil as a medium for dairy liquid waste disposal. *Journal of Environmental Quality*. 9: 370-372.
- Stevens, D., M. Unkovich, J. Kelly, and G.G. Ying. 2004. Impacts on soil, groundwater and surface water from continued irrigation of food and turf crops with water reclaimed from sewage. Australian Water Conservation and Reuse Research Program.

## Effect of Irrigation with raw and treated wastewaters on chemical characteristic of soil in different depths under continuously and intermittent flood conditions

A. Hosseinpour, Gh. Haghnia, A. Alizadeh, A. Fotovat<sup>1</sup>

### Abstract

Soil is a dynamic environment which continuously affected by physicochemical and biological changes. Therefore, it is obvious that application of municipal wastewater may influence different properties of soil, especially its chemical characteristics. Thus, to evaluate the impact of wastewater type and its mode of application on some chemical properties of soil at different depths, an experiment was performed using polyethylene cylinders (11 cm diameter and 150 cm height) in a factorial statistical design with three replications. Raw sewage and treated effluent (from Parkandabad Treatment Plant in Mashhad) were added to the columns filled with sandy loam soils under continuously and intermittent flood conditions in 7 periods of 15 days. At the end of experiment, soil samples were taken from 0-25, 25-50, and 50-100 cm depths. The results showed that parameters such as soil Salinity, Sodium Adsorption Ratio (SAR), Nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ ) and Phosphorus ( $\text{PO}_4^{2-}$ ), Total Organic Carbon (TOC) and two heavy metals (Nickel and Cadmium) increased due to application of raw sewage and treated effluent, although pH decreased in the soil solution. The experiment showed that average soil Salinity, SAR,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$  and Ni were significantly higher in raw sewage as compared to treated effluent. There was not a clear difference between pH, TOC and Cd among wastewaters used. Mode of wastewater application had significant effect on soil Salinity,  $\text{PO}_4^{2-}$  and Cd. The average amounts of these parameters were higher in continuously compared to intermittent application. Based on the above results, wastewater application needs special management whatever the objective might be. So that by sound usage of wastewater, environmental impact risks are reducing to the lowest levels in soil, plant as well as surface and ground water resources.

**Keywords:** Soil columns, raw sewage and treated effluent, continuously and intermittent flood conditions, chemical characteristics of soil