فصلنامهٔ علمی-پژوهشی تحقیقات مرتع و بیابان ایران
جلد ۱۵، شمارهٔ ۳، صفحهٔ ۳۹۴-۳۷۹ (۱۳۸۷)

# تأثیر گونه .*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh و خاک بر پالایش ازت معدنی سیلاب- ایستگاه پژوهشی آبخوانداری گربایگان فسا

مهرداد محمدنیا[۱*]، چه فوزیا اسحاک[۲]، سید آهنگ کوثر[۳]، مهد کنف[۲] و رزنانی ابوبکر[۲]

۱*- نویسنده مسئول، استادیار پژوهشی، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس، پست الکترونیک: mohammadnia@farsagres.ir
۲- استاد دانشگاه پوترا مالزی
۳- استاد پژوهشی، بازنشسته سازمان ترویج، آموزش و تحقیقات کشاورزی

تاریخ دریافت: ۱۳۸٦/۰۲/۰۹ تاریخ پذیرش:۱۳۸٦/۱۲/۲۰

## چکیده

نیترات و آمونیوم، دو شکل معدنی عمده‌ی نیتروژن، از جمله آلاینده‌های محیط‌زیست به‌ویژه منابع آب محسوب می‌شوند. در این میان، نیترات به دلیل سهولت حرکت فوق‌العاده در آب و خاک و عامل بروز برخی سرطانهای دستگاه گوارش در بزرگسالان و بیماری متهموگلوبینمیا در نوزادان، مورد توجه بیشتری نسبت به آمونیوم که در خاک کم تحرک‌تر است، واقع شده است. در این پژوهش، تأثیر خاک و ریشه گاه درختان .*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh بر میزان نیترات و آمونیوم محلول در سیلاب در دو حالت ستون های اشباع و غیراشباع بررسی شد. همچنین، ضرایب انتشار (D) و تأخیر حرکت (R) نیترات در ستون های اشباع با استفاده از اندازه‌گیریهای آزمایشگاهی و پس از تعیین مقادیر $K_d$ (ضریب تبدیل خطی معادله لانگمویر) و $\theta$ (ظرفیت حجمی آب خاک اشباع)، بدست آمدند. مقدار R، برای کلیه ستونهای اشباع ۲/۳۹ و D برای ستون های غیراشباع و اشباع به‌ترتیب برابر با ۷/۵۷ و ۱۰/۱۸ سانتی‌متر مربع بر ساعت محاسبه گردید. نهالهای گونه .*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh به خوبی از عهده‌ی پالایش نیترات برآمدند. ضریب پالایش برای نهالهای ۳۰ سانتیمتری در حالت اشباع، ۳۰/۱۸ درصد و برای حالت غیراشباع در مزرعه و با نهالهای ۱۸ ماهه، ۸٤/۷۱ درصد نسبت به شاهد برآورد شد که مؤید نقش مؤثر گونه یادشده به عنوان پالاینده گیاهی (phytoremediator) نیترات در بهبود کیفیت آب زیرزمینی ایستگاه پژوهشی آبخوانداری کوثر می‌باشد. ازت آمونیومی به دلیل جذب به وسیله‌ی خاک وگیاه، در زه آب ستون ها قابل اندازه‌گیری نبود.

**واژه های کلیدی:**گیاه پالایی، نیترات، آمونیوم، آبخوانداری، اکالیپتوس کامالدولنسیس.

## مقدمه

کمبود آب از دو جنبه کمیت و کیفیت قابل بررسی است. در بسیاری از مناطق جهان که حتی در جغرافیای خشک و نیمه‌خشک نیز قرار ندارند، کمبود آب به عنوان یک معضل جدی (UNDP, (2006 مطرح است و دلیل آن نیز افت کیفیت آب می باشد. به بیان دیگر، کمبود آب و افت کیفیت آن به یکدیگر گره خورده‌اند، زیرا آلودگی موجب کاهش تأمین آب و افزایش هزینه‌های تهیه آب مصرفی می‌شود. منابع آب زیرزمینی در بسیاری از نقاط جهان که فاقد منابع سطحی آب می باشند، از جمله مناطق

خشک و نیمه‌خشک، ابتدا جهت شرب و سپس کشاورزی مصرف می‌شوند، و همین امر لزوم توجه بیش‌ازپیش دست اندرکاران را به مقوله کیفیت آب گوشزد می‌کند.

نیترات و آمونیوم به عنوان دو شکل معدنی و غالب نیتروژن مدتهاست که در کانون مباحث مربوط به آلاینده‌های محیط‌زیست و منابع آب قرار گرفته‌اند. در این میان، نیترات به دلایل متعددی از جمله تحرک زیاد و عامل بروز بیماریهای مهلکی همچون برخی سرطانهای دستگاه گوارش و غدد لنفاوی در بزرگسالان و بیماری متهموگلوبینمیا در نوزادان ( Roskowski *et al.*,(2005، گوی سبقت را از دیگر گونه معدنی ازت، یعنی آمونیوم که با تحرک کمتر است، ربوده است.

در پاسخ به هشدارهای فزاینده در خصوص آلودگی آب و خاک چه از منشأ نقطه‌ای و یا منطقه‌ای (Lin *et al.*, (2003); Jarbo *et al.*,(2000، توجه زیادی به مسئله تحرک‌پذیری و امکان نگهداشت نیترات به عنوان متداولترین آلاینده‌ی قابل شناسایی آبهای زیرزمینی، در محیط خاک معطوف گردیده است. هر چند نیترات یک یون متداول در فرایندهای طبیعی چرخه‌ی ازت محسوب می‌شود، اما فعالیتهای انسانی منبع اصلی آلودگی نیتراتی به‌ویژه در آبهای زیرزمینی شناخته می‌شود. در واقع، اثر آلایندگی نیترات در آب چاهها به دلیل خطرات آن بر سلامت انسان اهمیت پیدا می‌کند و بیشتر در مناطق روستایی که چاههای آب در محدوده‌ی مزارع و دامداریها بوده و به منظور آشامیدن و آبیاری استفاده می‌شوند رخ می‌دهند (Sakadevan *et al.*,2000)، بنابراین بیشینه‌ی غلظت این یون در آب آشامیدنی به وسیله‌ی سازمان بهداشت جهانی (WHO) و آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا (USEPA)، تنها ٤٥ میلی‌گرم بر لیتر اعلام شده است(Sparks, 2003).

شناخت واکنشهایی که نیترات با سایر عوامل محیطی از جمله خاک و رسوب صورت می دهد مانند انواع جذب، واجذب، رسوب، تشکیل مجموعه (کمپلکس)، کاهش و احیاء و انحلال در تعیین مسیر و سرنوشت آن در جریانهای زیر سطحی بسیار اساسی است. فرایندهای کاهنده‌ی نیترات در طبیعت تا حد زیادی به شرایط محیطی از جمله پوشش گیاهی، خواص خاک، شرایط آبخوان، تغذیه‌ی سفره و عمق آب، پستی و بلندی، شرایط اقلیمی و مدیریت مزرعه بستگی دارد. جذب به وسیله‌ی گیاهان و میکروبها، نیترات‌زدایی و شتستشو به آب زیرزمینی از جمله محتمل ترین سرانجام ازت خاک محسوب می‌شوند. نیترات‌زدایی (Denitrification )، به عنوان عمده‌ترین فرایند کاهش ازت در محیط آب و خاک، مستلزم مهیا شدن شرایط کمبود اکسیژن در محیط است (Tesoriero *et al.*,2000) که این مهم اغلب به دلیل درشت بافت بودن آبرفت های مورد استفاده در تغذیه‌ی سفره‌ها حاصل نمی‌شود. به واقع فرایند نیترات‌زدایی در مناطق خشک و نیمه‌خشک و زیست‌بوم های صحرایی به دلیل کمبود منابع آلی و فراوانی اکسیژن چندان مطرح نمی‌باشد (Subba Rao *et al.*,1999).

اساسا جهت مدیریت بهینه‌ی ازت، اطلاع از نظام رشد و توسعه‌ی ریشه گیاهان ضروری است. نیترات باقیمانده از زراعت قبل که به عمق پایین‌تری شستسته می‌شوند را می‌توان با کاشت گونه‌هایی با ریشه عمیق‌تر برداشت کرده و مانع از شستسته شدن آن به آب زیرزمینی شد. در همین خصوص، گزارشهای فراوانی دال بر ارتباط خطی بین

تراکم ریشه و جذب نیترات از اعماق مختلف منتشر شده‌اند (Kristensen & Thorup-Kristensen, (2004); Johannisson *et al*., (1999); Geron *et. al*.,(1993). نتیجه‌ی تجمع ازت در عمقی پایین‌تر از منطقه‌ی ریشه‌ها در خاک، انتقال آن به آب زیرزمینی است (Nzila *et al*.,2002). این امر به‌ویژه در زمانی که نیترات شکل غالب ازت و خاک نیز سبک و با ظرفیت تبادلی کم باشد تشدید می‌شود. درختان با در اختیار داشتن ریشه های عمیق‌تر و متراکم‌تر، ضمن جذب ازت معدنی بیشتر، مانع از آبشویی نیترات به آب زیرزمینی می‌شوند (O'Connell *et al*.,2004). به اعتقاد برخی محققان، کاهش نیترات در آب زیرزمینی به وسیله‌ی کاشت گونه‌های جنگلی در مقایسه با گونه‌های زراعی بهترین نوع عملیات پالایشی محسوب می شود(Weil *et al*.,1990). نواحی تصفیه کننده‌ی گیاهی می‌توانند با کارایی بسیار زیاد، آلاینده‌های آبهای سطحی و زیرزمینی را از طریق ساز وکارهای فیزیولوژیک خود رفع کنند. بازدهی این نواحی به عوامل چندی، از جمله طبیعت آلاینده ها، آب‌شناسی نواحی پالایش گیاهی و نواحی پیرامون، خواص خاک و منشأ زیست‌بوم گونه‌های گیاهی بستگی دارد (Verchot *et al*.,1997; Schuh *et al*., 1997). برخی محققان جذب گیاهی نیترات را فرایندی پیرو تغییرات فصلی می‌دانند (Maître et al.,2003). در نواحی پر باران و کاملا مرطوب، جذب گیاهی فرایند اصلی پالایش نیترات در فصل تابستان محسوب می‌شود، زیرا گیاهان در زمان بیشینه رشد بوده و از سوی دیگر به دلیل افت سطح ایستابی، محیط خاک تا حد زیادی هوازی گشته و نقش فرایند "نیترات زدایی" نیز منتفی می‌شود (Haycock Pinay,1993؛ هرچند لازم است ریشه گیاهان به درون محیط آبی نزدیک به ریشه دسترسی کافی داشته باشند (Simmones *et al*.,1992). در نتیجه، جذب گیاهی نیازمند وجود مقادیر قابل ملاحظه ریشه‌های مویین (< ۲ میلی‌متر قطر)، در عمق ایستابی در فصل تابستان است (Hill, (1996). اگرچه گیاهان علفی نیز از بازدهی بالایی در کاهش نیترات برخوردارند، اما قطعا حجم محلول مورد پالایش با جنس اکالیپتوس بسیار بیشتر است (Edraki et al.,2004).

سیلاب خروجی از حوضه ی آبخیز بیشه زرد واقع در ۵۰ کیلومتری جنوب شرقی شهرستان فسا، پس از عبور از مجاورت اراضی زراعی به محدوده ایستگاه آبخوان‌داری کوثر وارد و از طریق شبکه های پخش سیلاب، صرف تغذیه‌ی آبخوان می‌گردد. از آن جا که بر اساس مطالعات پیشین (Yazdian & Kowsar, 2003 )، میانگین غلظت نیترات در سیلاب یادشده ۱۳± ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر است و از سوی دیگر غلظت آن در نقاط مختلف آبخوان نیز حاکی از تغییرات وسیعی است، یافتن عوامل مؤثر بر غلظت گونه یادشده در مسیر انتقال سیلاب به آبخوان که مشخصا خاک و ریشه‌گاه *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. است از اهمیت بسزایی برخوردار می باشد.

اهداف این پژوهش عبارت بودند از: ۱) نقش خاک در جذب ترکیبات معدنی ازتی سیلاب و ۲) نقش ریشه‌گاه اکالیپتوس در جذب ترکیبات معدنی ازتی سیلاب.

## مواد و روشها

این طرح مبتنی بر شبیه سازی شرایط طبیعی پخش سیلاب بر عرصه های جنگل‌کاری و غیر جنگل‌کاری ایستگاه تحقیقات آبخوان داری کوثر می باشد. ویژگیهای اقلیمی، زمین ساختی و فنی ایستگاه یادشده در گزارشهای

متعددی ارائه گردیده و قابل دسترسی است ( Kowsar & Pakparvar,2004).

سیلاب پخش شده بر عرصه های یادشده، لایه‌ای از آب به ارتفاع متوسط ۱۰- ۵ سانتی‌متر را ایجاد می‌کند که به تدریج و به طور عمودی از خاک و ریشه‌گاه درختان اکالیپتوس کامالدولنسیس در حالت غیراشباع عبور می‌کند. عمده‌ترین تراکم ریشه ها و تجمع رسوبات از سطح زمین تا عمق ۱۵۰ سانتی‌متری قرار دارند که سیلاب ضمن عبور از این منطقه دستخوش تغییرات کیفی می‌شود.

نیمرخی به عمق ۲، عرض ۱ و طول ۱۰ متر در شبکه $BZ_1$ در پایین‌دست نهر آبرسانی – گسترشی حفر گردید و کف آن در طول نیمرخ به ارتفاع ۵۰ و عرض ۲۵ سانتی‌متر به شکل پلکانی ساخته شد. دوازده لوله‌ی پلی‌اتیلن به ارتفاع ۱۵۰ و قطر داخلی ۳۲ سانتی‌متر در مجاورت یکدیگر بر روی سکوی یادشده درون نیمرخ قرار داده شد و هر لوله نیز در انتها به یک لوله کوچک جمع‌آوری زه آب مجهز گردید (شکل ۱). سیمان کاری دقیق و آب بندی سطح سکّو مانع از خروج زه آب از کف لوله ها گردید. پنج سانتی‌متر کف لوله‌ها با صافی شنی جهت تسهیل در خروج زه آب پر گردید و کلیه لوله‌ها تا ارتفاع ۱٤۰ سانتی‌متری با خاک منطقه طرح با رعایت حداقل دست‌خوردگی و ترتیب بندی لایه‌ها با دقت پر گردیدند. لوله‌ها به وسیله‌ی دیوار آجری حائل در محل خود ثابت گردیدند (شکل ۲).

**شکل ۱- آماده سازی لوله‌های پلی‌اتیلن برای آزمایش آبشویی در شرایط مزرعه**

به طور یک در میان، در شش عدد از لوله‌ها و در هر یک دو نهال یک ساله‌ی *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. کاشته شد و کلیه‌ی لوله‌ها به مدت ٤ ماه به فواصل زمانی ۳ روزه و به میزان ۵ لیتر در هر نوبت آبیاری شدند (شکل۲) .

**شکل ۲- آزمایش آبشویی در شرایط مزرعه.( لوله های تیمار (نهال+خاک) و شاهد (خاک) به طور یک در میان قرار گرفته و زه آب خروجی هر لوله به طور مجزا جمع آوری شد).**

آب مورد نیاز برای آبیاری از طریق چشمه واقع در حوضه آبخیز بیشه زرد تأمین گردید. چشمه‌ی یادشده از درون سازند آغاجاری که سیلاب تولید شده در حوضه نیز کاملا" متأثر از آن است، خارج می شود؛ بنابراین آب آن بیشترین قرابت شیمیایی را با سیلاب خروجی از حوضه آبخیز بیشه زرد دارد. از آن جا که میانگین هدایت الکتریکی آب چشمه در زمان آبیاری لوله ها ۱ dS/m و از آن سیلاب ٤٥/. dS/m بود، بنابراین آب چشمه قبل از آبیاری لوله‌ها به وسیله‌ی آب مقطر تا حد هدایت الکتریکی سیلاب رقیق و سپس مورد استفاده قرار می‌گرفت.

پس از حصول اطمینان از توسعه‌ی کامل ریشه‌های اکالیپتوس در تیمارهای درختی(شکل ۳)، آزمون آبشویی و انتقال ترکیبات ازتی بر تیمار خاک+نهال و شاهد (خاک) به شرح زیر انجام گرفت:

بار آبی ثابت به ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر بر سطح کلیه‌ی لوله‌ها قرار داده شد و نمونه‌ی زه آب خروجی هر لوله در ظروف حجمی مشابه و در مقاطع زمانی یک ساعت جمع‌آوری شد (شکل ۲). به دلیل گرمای فوق‌العاده‌ی هوا در تابستان در گربایگان و تبخیر و تعرق شدید، امکان انجام آزمایش در طول روز مقدور نبود؛ بنابراین این آزمون از ساعت ۱۸ لغایت ۸ بامداد روز بعد به

طور یکسره انجام پذیرفت. خروج زه‌آب از لوله‌ها تقریباً همزمان (حوالی ساعت ۱ بامداد) صورت پذیرفت. کلیه زه آبها بلافاصله پس از عبور از کاغذ صافی و اتمن ٤۲ و انتقال به آزمایشگاه، مورد اندازه‌گیریهای کربن آلی کل ,$EC$, $pH$, $NO_3^-$, $NH_4^+$ (TOC) قرار گرفتند. هدایت الکتریکی و pH نمونه‌ها با روش پتانسیومتری و با استفاده از دستگاههای قابل حمل در مزرعه، $NO_3^-$ با روش احیاء کادمیوم و استفاده از دستگاه اسپکتروفتومترِ DR-2400 ، $NH_4^+$ به روش نسلر و مقادیر TOC به روش مستقیم ( Direct method) و با استفاده از اسپکتروفتومتر DR-2400 پس از انجام عمل هضم به وسیله‌ی TOC- Reactor تعیین شد.

آزمایشهای همدمای جذب سطحی نیترات بر نمونه‌ی خاک سطحی مورد استفاده در آزمون آبشویی ستون های اشباع در سه تکرار به شرح زیر انجام گرفت:

مقدار ۵ گرم خاک شسته شده‌ی خشک و عاری از نیترات را درون لوله‌های سانتریفوژ ریخته و به هر لوله ٤۰ میلی‌لیتر محلول نیترات با غلظت های صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ٤۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر افزوده شد. لوله‌ها پس از ۲ ساعت تکان خوردن مداوم در دستگاه، به مدت ۲٤ ساعت درون اتاق عایق بندی در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. لوله‌ها دوباره به مدت نیم ساعت بهم زده شده و توسط سانتریفوژ صاف شدند. غلظت نیترات در محلول رویی به روش احیاء کادمیوم و با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل DR-2400 تعیین شد.

**شکل ۳- توسعه‌ی کامل ریشه‌های اکالیپتوس پس از آزمایش آبشویی در مزرعه با باز کردن انتهای لوله‌های حاوی نهال مورد بازبینی قرار گرفت.**

از آنجا که نیترات تنها شکل معدنی ترکیبات ازتـه انتقـال یافته در آزمایش مزرعه‌ای فوق تشخیص داده شد، انتقال این یون در حالت اشباع نیز مورد بررسی قـرار گرفـت. بـه ایـن منظور خاک سطحی دست‌نخورده بـه عمـق ۲۰ سـانتی‌متـر درون لوله‌های پی.وی.سی بـا قطـر داخلـی ۵ و بلنـدای ۳۵ سانتی‌متر قرار داده شد. در کف هر لوله ابتدا ۳ سانتی‌متر شن شسته شده که بر روی کاغذ صافی قرار گرفتـه بـود، ریختـه شد و انتهای لوله‌ها نیز با شبکه توری بـه منظـور نگهـداری خاک درون ستون ها بسته شدند. سطح خاک درون لولـه‌هـا نیز با ۳ سانتی‌متر شن یادشده به منظور جلـوگیری از ایجـاد لایه سطحی رس و کاهش نفوذ آب بـه درون سـتون خـاک پوشیده شد. ستونهای خاک ابتـدا از طـرف کـف، درون آب قرار داده شدند و پس از حـصول اطمینـان از اشـباع شـدن، بلافاصله وزن گردیدند. مقدار آب لازم جهت اشباع ستون ها از کسر وزن تر و خشک ستون هـا محاسـبه و معـادل یـک Pore Volume (1-PV) لحاظ گردید. خاک موجـود در هـر ستون با مقـدار 3-PV آب مقطـر شـسته شـدند تـا از نبـود نیترات درون ستون‌های خاک اطمینان حاصل شود. این کـار با اندازه‌گیری کیفی نیتـرات در زه آب خروجـی هـر سـتون انجام می‌پذیرفت. در سه ستون، نهالهای ۳۰-۲۰ سانتی‌متری *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. با دقت کاشته شدند و سه ستون دیگر بـه عنـوان شـاهد در نظـر گرفتـه شـدند، (جمعا" ٦ ستون). کلیه ستون ها با آب بـدون نیتـرات و بـه مدت یک ماه با مقادیر مساوی و به صورت پاشـش آب بـر سطح لوله ها آبیاری شدند. آزمایش آبشویی مطابق بـا روش Singh & Sekhon, (1978); Qafoku & Sumner,(2002) به شرح زیر انجام گرفت :

پس از اشباع ستون های خاک از کف، مقدار ۵۰ میلی‌گرم $NO_3^-$ از منبع $NO_3Na$ محلول در ۱۰ میلی‌لیتر آب بر سـطح لوله‌ها به طور یکنواخت اضافه گردید و بلافاصله بار آبی بـه ارتفاع پنج سانتی‌متر بر سطح لوله‌هـا قـرار داده شـد. زه آب خروجی هر لوله در حجم های 0.5-PV جمع‌آوری و مقادیر EC, pH و $NO_3^-$ آنها به روشهای ذکـر شـده تعیـین گردیـد. آزمون پس از عبور 5-PV آب از هر ستون خاتمه یافت.

## نتایج

میانگین غلظت نیترات در زه آب سـتون هـای حـاوی خاک + نهال در حالت اشباع،۱۲/۷۷ میلی‌گرم بـر لیتـر $NO_3^-$ و از آن شاهد (خاک)، ۱۸/۲۹ میلی‌گرم بـر لیتـر $NO_3^-$ می باشد (ضریب پـالایش نیتـرات برابـر بـا ۳۰/۱۸ درصد). در این آزمایش پس از تعیین مقادیر $K_d$ (ضریب تبدیل خطی معادله لانگمـویر) و θ (ظرفیـت حجمـی آب خـاک اشـباع) بـه‌ترتیـب برابـر بـا ۰/۳٤ و ۰/۳۵ بـرای ستونهای یادشده، مقدار D (ضریب همرفـت-انتـشار) در ستونهای حـاوی نهـال و بـدون نهـال بـه‌ترتیـب ۷/۵۷ و ۱۰/۱۸ بدست آمد. مقدار R (ضریب تاخیر حرکـت) نیـز برای کلیه ستونهای اشباع ۲/۳۹ محاسبه گردید.

میانگین غلظت نیترات در زه آب ستون های حاوی نهال در حالت غیراشباع، ٤/۱۵ میلی‌گـرم بـر لیتـر $NO_3^-$ و از آن شاهد (خاک)، ۲۷/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر $NO_3^-$ بود. در واقـع، ستون های حاوی نهال در حالت غیراشباع، ٦/٥٤ برابر بیشتر نیترات را جذب کرده بودند (ضریب پالایش نیترات برابر بـا ۸٤/۷۱ درصد) که حکایت از توانمندی بالای گونه .Dehnh *Eucalyptus camaldulensis* در پالایش نیترات محلول در سـیلاب دارد. مجمـوع میـانگین $NO_3^-$ و $NH_4^+$ در خـاک ستون های بدون نهال ۲۵۵/۰۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و میانگین ازت کل در آنها ۲٦۵ میلی‌گـرم در کیلـوگرم خـاک برآورد گردید. همچنین مجمـوع میـانگین $NH_4^+$ و $NO_3^-$ در

ستون های حاوی نهال ۲۰۱/۱٤ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و ازت کل آنها ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود.

**جدول ۱- میانگین مقادیر شکلهای معدنی ازت، کربن آلی کل و ماده‌ی آلی موجود در خاک ستون‌های مورد آزمایش پس از انجام تحقیق در مزرعه.**

| ستون آزمایشی | ازت کل (٪) | آمونیم ($mg\ kg^{-1}$) | نیترات ($mg\ kg^{-1}$) | کربن آلی (٪) | ماده آلی (٪) |
|---|---|---|---|---|---|
| نهال+خاک ۱ | ۰/۰۲ | ۲۱/۵۸ | ۱۳٦/٤۲ | ۰/۳٤ | ۰/۵۹ |
| نهال+خاک ۲ | ۰/۰۳ | ۹۱/٤۷ | ۱٤٤/٦۱ | ۰/٤۳ | ۰/۷۵ |
| نهال+خاک ۳ | ۰/۰۲ | ۲۰/۲۲ | ۱۵۱/۳۰ | ۰/۳۰ | ۰/۵۲ |
| نهال+خاک ٤ | ۰/۰۲ | ۱۷/٤۲ | ۲۲٦/٦٦ | ۰/۳۰ | ۰/۵۳ |
| نهال+خاک ۵ | ۰/۰۲ | ۲۸/۱۳ | ۱۵۸/۳۳ | ۰/۳۰ | ۰/۵۲ |
| نهال+خاک ٦ | ۰/۰۳ | ۳۲/۰۹ | ۱۸۰/۲۱ | ۰/۳۰ | ۰/۷۱ |
| میانگین | ۰/۰۳ | ۳۵/۱۵ | ۱٦٦/۲۵ | ۰/٤۱ | ۰/٦۰ |
| خاک ۱ | ۰/۰۱ | ٦۹/۱۲ | ۲٦۳/۹۸ | ۰/۳۵ | ۰/۳۹ |
| خاک ۲ | ۰/۰۲ | ٤۵/۹۰ | ۲۳٦/٦۷ | ۰/۲۳ | ۰/٤۵ |
| خاک ۳ | ۰/۰۱ | ٤۵/۹۳ | ۱۸۲/۰۳ | ۰/۲٦ | ۰/۳۷ |
| خاک ٤ | ۰/۰۲ | ۱٤۲/۹٤ | ۹٦/۰۹ | ۰/۲۱ | ۰/٤۰ |
| خاک ۵ | ۰/۰۲ | ۵۳/۸۵ | ۲۰۸/۸۷ | ۰/۲۳ | ۰/٤۲ |
| خاک ٦ | ۰/۰۱ | ٤٦/۹۱ | ۱۳۸/۲٤ | ۰/۲٤ | ۰/۳٦ |
| میانگین | ۰/۰۲ | ٦۷/٤٤ | ۱۸۷/٦٤ | ۰/۲۰ | ۰/٤۰ |

## بحث

### ستون های اشباع

میانگین غلظت نیترات در زه آب لوله‌های حاوی خاک + نهال، ۱۲/۷۷ میلی‌گرم بر لیتر $NO_3^-$ و از آن شاهد (خاک)، ۱۸/۲۹ میلی‌گرم بر لیتر $NO_3^-$ بود. این امر بدین معنی است که حضور نهالهای کوچک (۳۰ سانتی‌متری) اکالیپتوس، ۳۰/۱۸ درصد از نیترات محلول را در حالت اشباع جذب کرده است. منحنی های Breakthrough (BT)، ارائه شده در شکل٦ گویای وقوع غلظت حداکثر نیترات در PV =۱ است، در حالی که این مطلب در مورد شاهد در PV = ۱/۵ اتفاق افتاده است. سطح زیرین هر منحنی نشان‌دهنده مقدار نیترات متحرک در جریان آزمایش است. منحنی‌های BT در شکل ۵، هر دو غیرمتقارن می‌باشند. فقدان تقارن در منحنی‌های یادشده گویای تأخیر در حرکت نیترات است. میزان کشیدگی منحنی ها در سمت راست به میزان جذب نیترات و میزان تأخیر در حرکت، R آن وابسته است (Singh & Sekhon,1978). در واقع کوچکتر شدن بیشینه غلظت نیترات در زه‌آب‌های خروجی همراه با کشیدگی بیشتر در سمت راست منحنی ها حاکی از افزایش ضریب R در آنهاست. بنابراین، کوچکتر بودن میانگین $NO_3^-$ در منحنی های مربوط به تیمار نهال+ خاک نسبت به شاهد

(خاک)، مربوط به جذب آن به وسیله‌ی نهال *Eucalyptus camaldulensis* است که از آن به جذب گیاهی یاد می‌شود. بر اساس مطالعات Mishra & Misra (1990), بیشینه‌ی غلظت یک یون در زه آب با افزایش کشیدگی منحنی BT به سمت راست کاهش می یابد، که این امر گویای افزایش نسبی R است. زمان شروع منحنی BT بر میزان R مؤثر نیست. مقدار عددی R را می‌توان به‌طور مستقیم از طریق محاسبه‌ی شیب فرایند خطی جذب سطحی در آزمایش هم‌دماهای جذب سطحی ( Parker &Genuchten, (1984 و همچنین با استفاده از معادله زیر نیز محاسبه کرد (Batu, 2006):

$$R = 1 + \rho_b \cdot K_d / \theta \qquad [۱]$$

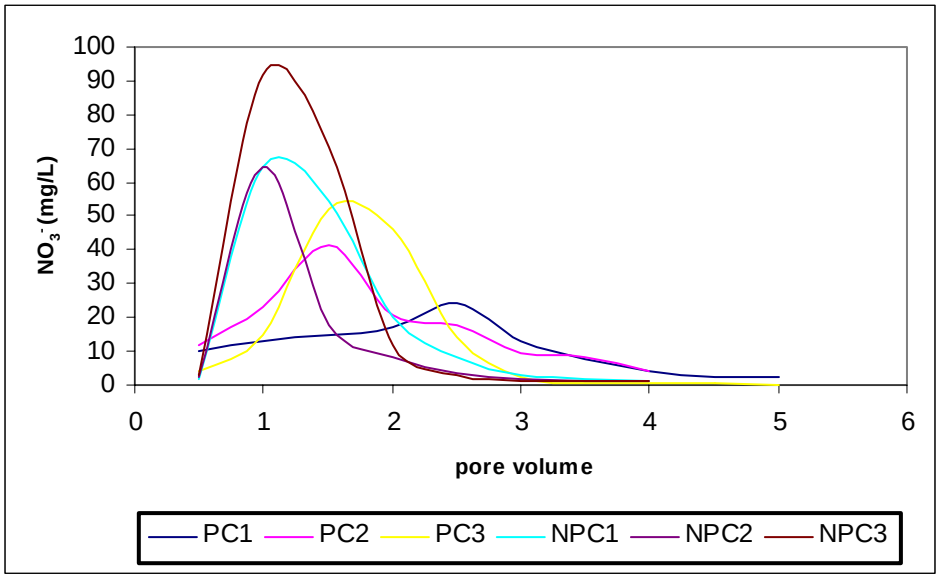
که در آن $K_d$ مربوط به آزمایش همدمای جذب سطحی نیترات و $\theta$ نیز رطوبت حجمی خاک می‌باشد. در این آزمایش پس از تعیین مقادیر $K_d$ و $\theta$ برای تیمار خاک + نهال و خاک (شاهد) و $\rho_b$ برابر با $1.4\ g\ cm^{-3}$ , مقدار $R = 2.39$ محاسبه گردید که مقدار کمی است (Roskowski *et al*.,2005). به بیان دیگر، مقدار R در حالت اشباع خاک جهت حرکت نیترات قابل توجه نمی‌باشد و این آنیون از تحرک زیادی در ستون خاک برخوردار است. حرکت یک بعدی ترکیبات شیمیایی در یک ستون خاک به عنوان محیط متخلخل به وسیله‌ی معادله حرکت همرفت و انتشار زیر تفسیر می‌گردد (Cho,1971; Misra *et al*., 1974):

$$[۲] \quad \frac{\partial C_2}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C_2}{\partial Z^2} - V\frac{\partial C_2}{\partial Z} + k_1 C_1 + k_2 C_2$$

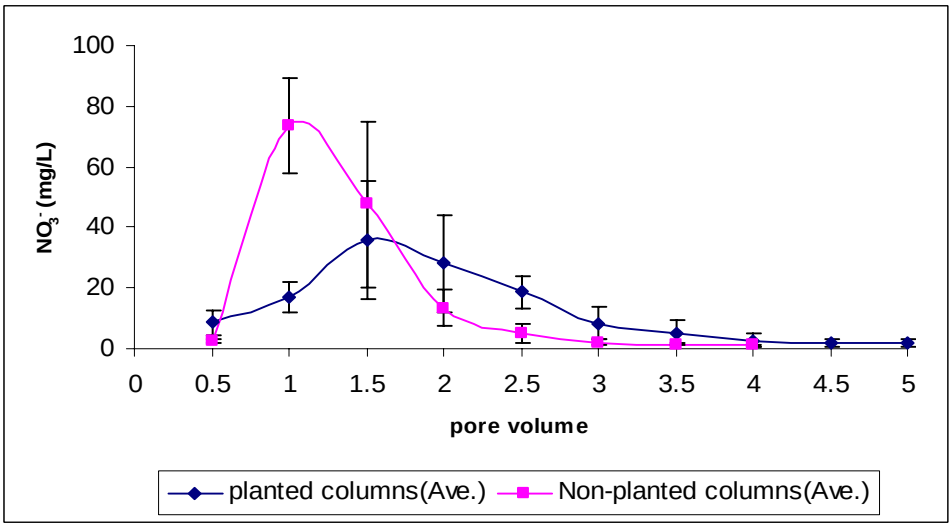
که در آن $C_2$ و $C_1$ به‌ترتیب غلظت های $NH_4^+$ و $NO_3^-$ بر حسب میلی‌گرم در لیتر در حال انتقال با سرعت V (cm/h) و D ضریب همرفت– انتشار انتقال $NO_3^-$ بر حسب $cm^2/h$ در محیط متخلخل یکنواخت با سرعت حرکت ثابت و t زمان می باشند. مقدار D بر اساس معادله‌ی Biggar & Nielsen, (1976)، قابل محاسبه است:

$$D = 0.6 + 2.93\ V^{1.1} \qquad [۳]$$

با جایگزینی V برابر با ۲/۹۳ و ۲/۲۰ سانتی‌متر بر ساعت به‌ترتیب برای ستون های خاک (شاهد) و خاک +گیاه، مقدار D معادل۷/۷٦ و ۱۰/۱۸ سانتی‌متر مربع بر ساعت را برای ستون های یادشده بدست می دهد. در واقع، هر گونه افزایش در مقدار V، زمان غلظت حداکثر نیترات در کسرهای متوالی زه آب را کاهش می‌دهد که این امر در منحنی های شکل ٦ نیز تأیید می‌گردد.




**شکل ٤- روند آبشویی نیترات در شرایط اشباع خاک در آزمایشگاه**



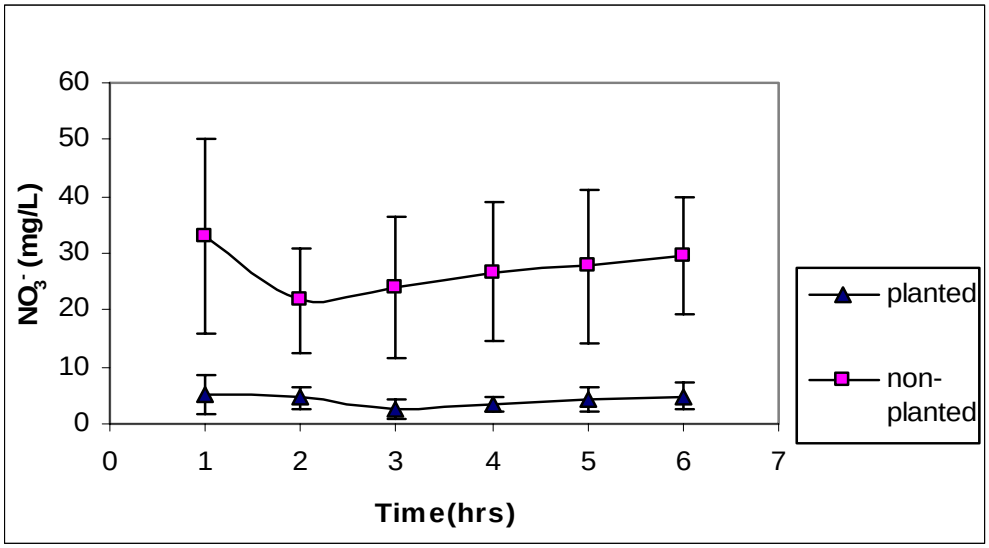

**شکل ٥- میانگین نیترات موجود در زه آب خروجی ستون های شاهد و تیمار (خاک+نهال) در شرایط اشباع خاک در آزمایشگاه. (میله‌ها نشان‌دهنده میانگین ± یک واحد انحراف معیار می باشند).**

**ستون های غیر اشباع درمزرعه**

آبیاری کلیه ستون های خاک طی ۱۱۰ روز، هر یک به میزان ۲۰۰ لیتر با آب چشمه‌ی خروجی از سازند آغاجاری حاوی ٥ میلی‌گرم بر لیتر $NO_3^-$ صورت گرفت. بنابراین، مقدار ۱۰۰۰ میلی‌گرم از یون یادشده، پیش از آزمایش آبشویی به هر یک از ستونها افزوده شده بود. میانگین غلظت نیترات محلول در زه آب لوله‌های حاوی نهال اکالیپتوس (٤/١٥ میلی‌گرم بر لیتر $NO_3^-$ ) کمتر از میانگین آن در زه‌آب لوله‌های بدون نهال (خاک)، (٢٧/١٥ میلی گرم بر لیتر $NO_3^-$) بود. به بیان دیگر، ستون های

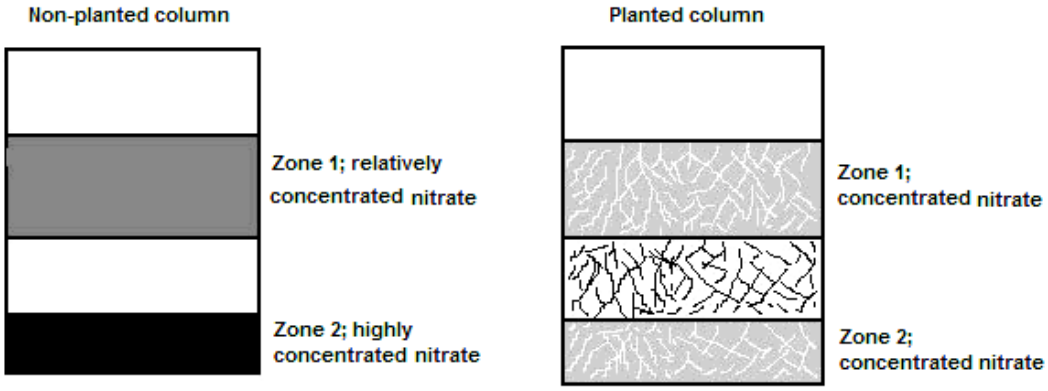
حاوی نهال ٦/٤٥ برابر بیشتر نیترات را جذب کرده‌اند (ضریب پالایش ۸٤/۷۱ درصد) که حکایت از توانمندی بالای گونه *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. در پالایش نیترات محلول در شرایط پخش سیلاب داشته و این گونه را به عنوان یک پالاینده نیترات ( Nitrate phytoremediator) معرفی می‌نماید. البته، ذکر این مطلب ضروری است که نهالهای یادشده تنها ۱۵ ماه سن داشتند و طبعا" درختان بالغ مستقر در شبکه های پخش سیلاب، از جمله شبکه‌ی $BZ_4$، از توانمندی بیشتری در این امر برخوردار می باشند (Mohammadnia & Kowsar, 1999).

از آنجا که افزایش نیترات به ستون های خاک بدون نهال، تدریجی اما برابر با ستون های حاوی نهال بوده، وجود مقادیر قابل ملاحظه این آنیون در زه آب خروجی ستون های شاهد ( خاک ) پس از گذشت ٤ ماه، احتمال فرایند نیترات‌زدایی را در خاک منطقه طرح با شرایط اقلیمی حاکم بر آن بسیار کم می‌کند. این یافته با مشاهده‌های پیشین Mohammadnia & Kowsar ,(1999) دال بر تجمع نسبی نیترات در عمق ٥-٤ متری خاک محل تحقیق، مطابقت دارد. اگرچه روند خروج نیترات از ستون های حاوی درخت و بدون درخت در مورد هر دو گروه مشابه است، اما کمینه غلظت $NO_3^-$ در مورد ستون‌های خاک پس از ۲ ساعت و از آن ستون های حاوی نهال پس از ۳ ساعت حادث شده اند. این امر نیز به نوبه‌ی خود از مزیت ستون های حاوی نهال در ایجاد تأخیر در حرکت نیترات نسبت به شاهد حکایت می‌کند (شکل ٦). بیشینه‌ی غلظت $NO_3^-$ در هر دو گروه ستون ها در همان ساعت اول حادث گردید. از آنجا که نخستین کسر حجمی زه آب نیز در ساعت اول جمع‌آوری گردید، بنابراین این امر مؤید تحرک فوق‌العاده‌ی $NO_3^-$ در حد برابر با جبهه‌ی رطوبتی خاک می باشد (Freeze & Cherry,1979).




**شکل ٦- میانگین نیترات موجود در زه‌آب ستون‌های شاهد و تیمار (خاک+نهال) در مزرعه. (میله‌ها نشان‌دهنده میانگین ± یک واحد انحراف معیار می باشند).**

صعود دوباره منحنی تغییرات غلظت نیتـرات ( شـکل ٦ ) در هر گروه از لوله‌ها مؤید نظریـه توزیـع نامتعـادل و چند منطقـه‌ای نیتـرات در سـتون هـای خـاک اسـت. در تشریح این فرایند می‌توان به تصویر ۷ توجه نمود. تجمـع نیتـرات در دسـت کـم دو ناحیـه در طـول سـتون خـاک طی۱۱۰ روز آبیاری لولـه هـا موجـب گردیـده اسـت تـا غلظت بیشتری از این یون در نزدیک به انتهای لوله هـای غیر درختـی تجمـع یافتـه و در نتیجـه اولـین جریـان آب خروجی حاوی بیشترین غلظت نیترات نیز باشد. به تدریج و با شسته شدن و رقیق‌تر شدن غلظت نیتـرات در ناحیـه یادشده، روند منحنی نزولی شـده اسـت. رسـیدن دومـین موج نیترات به همراه تداوم جریان ثقلی موجـب افـزایش تدریجی غلظت ایـن یـون در زه‌آب گـشته اسـت. همـین روند در مورد ستون های حاوی نهال نیز صادق است. بـا این تفاوت که جذب تدریجی نیترات بـه وسـیله‌ی ریـشه های اکالیپتوس، به طور کلی غلظت آن را در ستون خـاک کاهش داده و موجب پایین‌تـر افتـادن منحنـی مربوطـه در مقایسه با ستون های خاک (شـاهد) شـده اسـت. در ایـن فرایند نیترات عمدتا" بر اثر فراینـد همرفـت- پراکنـدگی منتقل گردیده است. در چنین مواردی، فراینـد پخـشیدگی قابل چشم‌پوشی بوده و به کلـی بـر اثـر دو فراینـد اولیـه پوشیده می شود ( Cameron & Haynes, 1986 Batu, 2006).




**شکل ۷- وضعیت فرضی توزیع نیترات در ستون های خاک در مزرعه پس از ٤ ماه آبیاری و قبل از آزمایش آبشویی**

(تجمع چند ناحیه ای نیترات در ستون های خاک و ستون های خاک+نهال پیش از آزمایش آبشویی موجب تغییرات متـوالی نزولـی و صـعودی نیتـرات در کسرهای زه آب آنها گردید. وجود ریشه های متراکم اکالیپتوس در ستون های تیمار (سمت راست)، موجب کاهش نسبی میزان نیتـرات تجمعـی در لایـه هـای فرضی یادشده گردید که با رنگ روشنتر در مقایسه با ستون شاهد (سمت چپ) نشان داده شده‌اند).

وقوع پدیده‌ی فوق در عمل و در شـرایط عینـی پخـش سیلاب کاملا" محتمل است. سیلاب با خود نیترات و سـایر ترکیبات ازتی را تا عمقی خاص که به میزان نفـوذ و تغذیـه آبخوان به وسیله‌ی سیلاب بـستگی دارد حمـل کـرده و بـه تدریج نواحی مختلف و متعددی از تجمع املاح در بدنـه‌ی آبرفت ایجاد می‌گردد که طی فراینـدهای بعـدی و همچنـین فرایند تغذیه‌ی انتشاری (Stephenes, (1994، به طور متناوب و ضربانی به سفره‌ی زیرزمینی وارد می‌گردد. بدیهی است در شبکه‌های جنگل‌کاری با گونه‌ی اکـالیپتوس انتظـار پـالایش نسبی بیشتری وجود دارد که نتیجه آن می‌تواند کاهش قابـل ملاحظه‌ی نیترات و سایر ترکیبات ازتی در آب زیرزمینی در ناحیـه یادشـده در مقایـسه بـا نـواحی دیگـر باشـد

(Mohammadnia et al., 2004; Mohammadnia et al., 2005).

هر چند رفتار آمونیوم ($NH_4^+$) به عنوان یک کاتیون با قابلیت تبادلی و تثبیت فراوان در خاکهای آهکی قابل مقایسه با $NO_3^-$ نیست، اما وجود مقادیر بسیار کم این کاتیون در زه آب ستون های حاوی خاک و عدم تشخیص آن در زه آب های ستون های حاوی نهال به خوبی تأثیر توأم فرایندهای جذب سطحی (adsorption) و جذب گیاهی را در پالایش آمونیوم محلول در سیلاب نشان می‌دهد.

میانگین مقادیر شکلهای معدنی ازت، کربن آلی کل و مادهٔ آلی موجود در خاک ستون های مورد آزمایش پس از انجام آبشویی و مقایسهٔ آماری آنها به‌ترتیب در جدولهای شماره ۱و۲ ارائه شده‌اند. لازم به یادآوری است که خاک کلیه ستون ها یکسان بوده است. مجموع میانگین $NO_3^-$ و $NH_4^+$ در خاک ستون های بدون نهال ۲۵۵/۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که به میانگین ازت کل در آنها (۲۶۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) نزدیک است. این امر گویای این است که شکلهای معدنی $NH_4^+$ و $NO_3^-$ اعم منابع ازت در خاک ستون‌های یادشده را تشکیل می دهند. از سوی دیگر، میانگین مجموع $NH_4^+$ و $NO_3^-$ در ستون های حاوی نهال ۲۰۱/۱۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که فاصله‌ی قابل توجهی با ازت کل آنها، یعنی ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک را نشان می دهد که مؤید غلبه‌ی فعالیتهای زیستی در ستون های یادشده، و نقش آن در تغییر ترکیب و شکل ازت خاک در مقایسه با ستون های بدون نهال می‌باشد. میزان بیشتر کربن آلی و ماده آلی ستون های یادشده نیز مؤید نتیجه‌گیری اخیر است.

**جدول ۲- مقایسه میانگین مقادیر شکلهای معدنی ازت، کربن آلی کل و مادهٔ آلی موجود در خاک ستون‌های مورد آزمایش، پس از انجام تحقیق در مزرعه**

| مورد آزمایش | ستون حاوی نهال | ستون بدون نهال | مقدار t | سطح معنی داری |
|---|---|---|---|---|
| ماده آلی | ۰/۶۰۳ ± ۰/۱۰۲ | ۰/۳۹۸ ±۰/۰۳۲ | ٤/٦٧ | ** |
| کربن آلی | ۰/۳٤۷ ± ۰/۰۵۹ | ۰/۲۲۸ ±۰/۰۲۱ | ٤/٦۰ | ** |
| $N\text{-}NO_3^-$ | ۱٦٦/۲۵ ± ۱۳۲/۳۳ | ۱۸۷/٦٤۷ ± ٦۲/۵۰۷ | -۰/۷٤ | ns |
| $N\text{-}NH_4^+$ | ۳۵/۱۵۲ ±۱۱٤/۲۸ | ٦۷/٤٤۲ ±۳۸/۰٤۲ | -۱/٦۷ | ns |
| ازت کل | ۰/۰۲۳ ± ۰/۰۰۵ | ۰/۰۱۵ ±۰/۰۰۵ | ۲/۲۱ | * |

به عنوان نتیجه، می‌توان گفت عبور سیلاب از طریق شبکه های تغذیه‌ی مصنوعی به طرف آبخوان موجب بروز تغییرات شیمیایی قابل ملاحظه‌ای در ترکیب آن می‌شود. ویژگی پالایش ازتی سیلاب به وسیله‌ی گونه‌ی *Eucalyptus Camaldulensis* Dehnh. در تأمین آب شرب مطمئن برای روستائیان بهره‌مند از طرح آبخوان داری ایستگاه کوثر جنبه‌ی حیاتی دارد. در این پژوهش، نیترات به عنوان اصلی‌ترین و متحرک‌ترین یون ازتی به‌ویژه در خاکهای مناطق خشک و نیمه خشک، به میزان قابل ملاحظه‌ای با ضریب ٦/٤۵ برابر در شرایط مزرعه (غیراشباع) و ۱/٤۳ برابر در شرایط آزمایشگاهی (اشباع) نسبت به شاهد، به وسیله‌ی گونه یادشده، از سیلاب تصفیه گردید. این امر به نوبه خود موجب رقت در مقادیر ترکیبات ازتی معدنی محلول در آب زیرزمینی منطقه شده

و غلظت آمونیوم و نیترات را به طور چشمگیری به کمتر از حد مجاز کاهش می دهد و از این جهت کاملا" جهت شرب انسان و دام مناسب و قابل قبول می باشد (Mohammadnia et al., 2005).

## منابع مورد استفاده


- Batu, V. 2006. Applied flow and solute transport modeling in aquifers: Fundamental principals and analytical and numerical methods. New York: CRC Press, Tylor & Francis Group.
- Biggar, J.W. and Nielsen. D.R., 1976: Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. Water Resour. Res. 12:78-84.
- Cameron, K.C. and Haynes, R.J.,1986: Retention and movement of nitrogen in soils. 166-220. In T.T. Kozlowski (ed.). Mineral nitrogen in the plant-soil system, London: Academic press Inc.
- Cho, C.M.1971: Convective transport of ammonium with nitrification in soil. Can. J.Soil Sci. 51:339-350.
- Edraki,M., So, H.B., and Gardner, E.A., 2004. Water balance of swamp mahogany and rhodes grass irrigated with treated sewage effluent. Journal of Agricultural Water Management 67:157 – 171.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A., 1979: Groundwater. New Jersey: Prentice-Hall, Inc.
- Garnett, T.P. and Smethurst, P.J., 1999: Ammonium and nitrate uptake by *Eucalyptus nitens*: effects of pH and temperature. Springer Netherlands, 214:133-140.
- Geron, C.A., Danneberger, T.K. Traina, S.J., Logan T.J., and Strret. J.R.,1993. The effects of establishment methods and fertilization practices on nitrate leaching from turfgrass. *J. Environ. Qual*. 22:119-124.
- Haycock, N.P., and Pinay, G., 1993: Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. J.Environ.Qual. 22: 273-278.
- Hill, A.R. 1996: Nitrate removal in stream riparian zones. J. Environ.Qual. 25:743-755.
- Jarbo, J.D., Stout, W.L., Fales, S.L., andFox. R.H., 2000. SOIL-SOILN Simulation of water drainage and nitrate nitrogen transport from soil core lysimeters. J. Environ. Qual. 30:584-589.
- Johannisson,C.,.Mayrold, D.D., and Högberg. P., 1999, Retention of nitrogen by a nitrogen-loaded scotch pine forest. Soil Sci.Soc.Am.J. 63:383-389.
- Kowsar,S.A.., and Pakparvar, M., 2004. Assessment methodology for establishing an Aquitopia, Islamic Republic of Iran. 40-55. In Proceedings of the UNU-UNESCO- ICARDA 2nd project workshop for international workshop of the sustainable management of marginal drylands (SUMAMAD) held in 29 November-2 December 2003, Shiraz: UNESCO_MAB Dryland Series No.3.
- Kristensen, H.L., and Thorup-Kristensen. K., 2004. Root growth and nitrate uptake of three different catch crops in deep soil layers. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:529-534.
- Lin, C.H., Lerch, R.N., Garrett, H.E., Johnson, W.A., and Jordan, D., 2003. The effect of five forage species on transport and transformation of Atrazine and Isoxaflutole (balance) in lysimeter leachate. Journal of Environ. Qual. 32:1992-2000.
- Maître, V., Cosandey, E.D., and Parriaux. A.., 2003. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: The importance of hydrogeological conditions.J.Hydrology.278:76-93.
- Mishra, B.K., and Misra, C., 1990: Simulation of nitrate nitrogen breakthrough curves stemming from leaching of ammonium nitrate through soil. Hydrology, 115:377-384.
- Misra, C., Nielsen, D.R., and Biggar. J.W., 1974. Nitrogen transformation in soil during leaching: II. Steady state nitrification and nitrate reduction. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38:294-299.
- Mohammadnia, M., Fauziah Ishak, C., Kanif Yosup, M., Abu Bakar, R.and Kowsar, S.A.., 2005. The role of *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. forest as a nitrate filter zone in the Gareh Bygan Plain, Iran. In Proceedings of the Human impacts on soil quality attributes, 12 – 16 September 2005. Isfahan: IUT.
- Mohammadnia, M., Fauziah Ishak, C., and Kowsar. S.A., 2004. *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.: A nitrogen bioremediator of floodwater; A progress report. 10-20. In Proceedings of the 3rd International Workshop of Sustainable Management of Marginal Drylands (SUMAMAD). 11-15 December 2005, Medenine.
- Mohammadnia, M., and Kowsar, S.A., 1999. Geologic nitrogen in the Agha Jari Formation of the Bisheh zard Aquifer: A Dilemma. In Proceeding of the 9th International Rainwater Catchment Systems Conference, 6-9 July 1999, Petrolina, PE, Brazil.
- Nzila, J.D., Boulillet, J.P., Laclau, J.P., and Ranger, J., 2000. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in Congo. Forest Ecology and Management 171: 209–221.
- O'Connell, A. M., Grove, T. S., Mendham, D. S., and Rance. S. J., 2004. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in *Eucalyptus globulus* plantations in south western Australia. Soil Biology and Biochemistry.36: 39-48.
- Parker, J.C., and van Genuchten. M.T., 1984. Determining transport parameters from laboratory

- Sparks, D.L., 2003. Environmental soil chemistry. San Diego, Ca: Academic Press.
- Stephenes, D.B.,1994. A prespective on diffuse natural recharge mechanisms in areas of low precipitation. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:40-48.
- Subba Rao, N.S.,1999: Soil microbiology. New Delhi: Oxford & IBH Publishing Co.PVT. LTD.
- Tesoriero, A.J., Liebscher, H., and Cox, S.E., 2000. Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: Electron and mass balance along groundwater flow paths. Water Resour.Res.36:1545-1559.
- UNDP (United Nation Development Programme). 2006. Summary of Human Development Report 2006: Beyond scarcity; power, poverty and the global water cricis. New York, 52 pp.
- Verchot, L.V., Franklin, E.C,. and Gilliam, J.W.,1997. Nitrogen cycling in Piedmont vegetated filter zones: II. Subsurface nitrate removal. J. Environ. Qual. 26:337-347.
- Weil, R.R., Weismiller, R.A.., and Turner, R.S., 1990. Nitrate contamination of groundwater under irrigated coastal plain soils. Journal of Environ.Qual.19:441- 448.
- Yazdian, A.R., and Kowsar, S.A., 2003. The Agha Jari Formation: A potential source of ammonium and nitrate nitrogen fertilizers. *J. Agric. Sci.Tech*. 5:153-163.

and field tracer experiments. Bulletin 84-3, Virginia Agricultural Experiment Station, Blacksburg.
- Qafoku, N.P. and Sumner. M.E., 2002, Adsorption and desorption of indifferent ions in variable charge sub soils: The possible effect of particle interactions on the counter-ion charge density. Soil Sci. Soc. Am.J. 66:1231-1239.
- Roskowski, J., Motyka, J., and Roskowski. K., 2005. Nitrate in water of the vadose and phreatic zones, Crocow Jurassic-Poland. In proceedings of Nitrate in Groundwater, 4-7 June 2002, Wisla: 177-185.
- Sakadevan, B., Maheshvari, L. and Bavor. H.J.,.2000. Effluent irrigation and nitrogen availability in an agricultural soil. In proceedings of 2000 National Conference and Exhibition; Water Essential for Life held in Melbourne, 23-25 May 2000, Melbourne.
- Schuh, W.M., Klinkebiel, J.K.., Gardner, C., and Meywr. R.F., 1997. Tracer and nitrate movement to groundwater in the Northern Great Plains. J. Environ.Qual. 26:1335-1347.
- Simmones. R.C., old, G A.J., and Groffman. P.M., 1992: Nitrate dynamics in riparian forests: Groundwater studies. J.Environ.Qual. 21:659-665.
- Singh, B., and Sekhon. G.S., 1978. Leaching of nitrate in calcareous soils as influenced by its adsorption on calcium carbonate. Geoderma, 20:271-279.

# Effects of soil and *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. rooting zone on the removal of inorganic nitrogen compounds from floodwater, Gareh-Baygan Plain, Iran

**M .Mohammadnia [1*], C.F.Ishak [2], S.A. Kowsar [3],. M. Kanif Yosup [2] andR. Abubakar[2]**

1*-Corresponding Author, Assistnat Professor, Fars Agriculture and Natural Resources Research Center.
E-mail: mohammadnia@farsagres.ir
2- Professor of Potra University of Malezi
3- Retired of Assistant Professor of Agricultural Research, Education & Extension Organization.

Received: 29.04.2007 Accepted: 10.03.2008

## Abstract

Nitrate and ammonium are matters of concern as the two main inorganic nitrogenous species causing soil and water pollution. Nitrate, due to it's high mobility in soil and water systems, and due to it's involvement in gastric cancer in adults and methemoglobinemia in infants, is being more deleterious, as compared to ammonium. The main objective of this study was to determine the effects of soil and *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. rooting zone on the nitrate and ammonium removal from leaching water in saturated (laboratory) and semi-saturated soil columns (open field). The nitrate retardation factor (R), was 2.39 on the average, and nitrate dispersion coefficient (D) was equal to 7.57 and 10.18 $cm^2$ $hr^{-1}$ in control and planted saturated columns, respectively. Soil $K_d$ was 0.35 in the nitrate batch adsorption isotherms. Planted columns, in both saturated and semi-saturated conditions, removed nitrate dramatically as compared to the controls. The removal coefficients were 30.18% and 84.71% for the saturated and semi-saturated columns, respectively. Consequently, based on the results one can say *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. is a suitable candidate as a nitrate phytoremediator.

**Key words:** Phytoremediation, nitrate, ammonium, aquafer management, *Eucalyptus camaldulensis***.**