

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

مهرداد محمدنیا^{۱*}، چه فوزیا اسحاق^۱، سید آهنگ کوثر^۲، 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 پذیرش: ۱۳۸۶/۱۲/۲۰

تاریخ دریافت: ۱۳۸۶/۰۲/۰۹

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 ستون‌های اشباع و غیراشباع بررسی شد. همچنین، ضرایب انتشار (D) و تأخیر حرکت (R) نیترات در ستون‌های اشباع با استفاده از اندازه‌گیریهای آزمایشگاهی و پس از تعیین مقادیر K_d (ضریب تبدیل خطی معادله لانگمویر) و θ (ظرفیت حجمی آب خاک اشباع)، بدست آمدند. مقدار R، برای کلیه ستونهای اشباع ۲/۳۹ و D برای ستون‌های 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، ۸۴/۷۱ 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 و گیاه، در زه آب ستون‌ها قابل اندازه‌گیری نبود.

واژه‌های کلیدی: گیاه پالایی، نیترات، آمونیوم، آبخوانداری، اکالیپتوس کامالدولنسیس.

مقدمه

نیازت کیفیت آب می‌باشد. 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 می‌باشند، از جمله مناطق

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

آمریکا (USEPA)، تنها ۴۵ میلی گرم 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 وسیله گیاهان و میکروبیها، نیتراتزدایی و شستشو به آب زیرزمینی از جمله محتمل ترین سرانجام ازت خاک محسوب می شوند. نیتراتزدایی (Denitrification)، به عنوان عمده ترین 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 نمی شود. به واقع فرایند نیتراتزدایی در مناطق خشک و نیمه خشک و زیست بوم های صحرایی به دلیل کمبود منابع آلی و فراوانی اکسیژن چندان مطرح نمی باشد (Subba Rao et al., 1999).

اساساً جهت مدیریت بهینهی ازت، اطلاع از نظام رشد و توسعهی ریشه گیاهان ضروری است. نیترات باقیمانده از زراعت قبل که به عمق پایین تری شستسته می شوند را می توان با کاشت گونه هایی با ریشه عمیق تر برداشت کرده و مانع از شستسته شدن آن به آب زیرزمینی شد. در همین خصوص، گزارشهای فراوانی دال بر ارتباط خطی بین

خشک و نیمه خشک، ابتدا جهت شرب و سپس کشاورزی مصرف می شوند، و همین امر لزوم توجه بیش از پیش دست اندرکاران را به مقوله کیفیت آب گوشزد می کند.

نیترات و آمونیوم به عنوان دو شکل معدنی و غالب نیتروژن مدتهاست که در کانون مباحث مربوط به آلاینده های محیط زیست و منابع آب قرار گرفته اند. 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 متهموگلوبینمیما 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 نقطه ای و یا منطقه ای (Lin et al., 2003); Jarbo et al., (2000) توجه زیادی به مسئله تحرک پذیری 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 چرخه ای ازت محسوب می شود، اما فعالیتهای انسانی منبع اصلی آلودگی نیتراتی به ویژه در آبهای زیرزمینی شناخته می شود. در واقع، اثر آلایندهی نیترات در آب چاهها به دلیل خطرات آن بر سلامت انسان اهمیت پیدا می کند و بیشتر در مناطق روستایی که چاههای آب در محدودهی مزارع و دامداریها بوده و به منظور آشامیدن و آبیاری استفاده می شوند رخ می دهند (Sakadevan et al., 2000)، بنابراین بیشینهی غلظت این یون در آب آشامیدنی به وسیلهی سازمان بهداشت جهانی (WHO) و آژانس حفاظت محیط زیست

محیط آبی نزدیک به ریشه دسترسی کافی داشته باشند (Simmones *et al.*, 1992). در نتیجه، جذب گیاهی نیازمند وجود مقادیر قابل ملاحظه ریشه‌های موین (< 2 میلی متر قطر)، در عمق ایستابی در فصل تابستان است (Hill, 1996). اگرچه گیاهان علفی نیز از بازدهی بالایی در کاهش نیترات برخوردارند، اما قطعاً 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 آبخوان داری کوثر وارد و از طریق شبکه های پخش سیلاب، صرف تغذیه ی آبخوان می گردد. از آن جا که بر اساس مطالعات پیشین (Yazdian & Kowsar, 2003)، میانگین غلظت نیترات در سیلاب یادشده 13 ± 60 میلی گرم 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 مشخصاً 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 جنگل کاری و غیر جنگل کاری ایستگاه تحقیقات آبخوان داری کوثر می باشد. ویژگیهای اقلیمی، زمین ساختی و فنی ایستگاه یادشده در گزارشهای

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 پایین تر 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 تبادل کم باشد تشدید می شود. درختان با در اختیار داشتن ریشه های عمیق تر و متراکم تر، ضمن جذب ازت معدنی بیشتر، مانع از آیشویی نیترات به آب زیرزمینی می شوند (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 می توانند با کارایی بسیار زیاد، آلاینده‌های آبهای سطحی و زیرزمینی را از طریق ساز و کارهای فیزیولوژیک خود رفع کنند. بازدهی این نواحی به عوامل چندی، از جمله طبیعت آلاینده ها، آب شناسی نواحی پالایش گیاهی و نواحی پیرامون، خواص خاک و منشأ زیست بوم گونه‌های گیاهی بستگی دارد (Verchot *et al.*, 1997; Schuh *et al.*, 1997). گیاهی نیترات را فرایندی پیرو تغییرات فصلی می دانند (Maitre *et al.*, 2003). در نواحی پر باران و کاملاً مرطوب، جذب گیاهی فرایند اصلی پالایش نیترات در فصل تابستان محسوب می شود، 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 می شود (Haycock & Pinay, 1993)؛ هرچند لازم است ریشه گیاهان به درون

سانتی متر به شکل پلکانی ساخته شد. دوازده لوله‌ی پلی اتیلن به ارتفاع ۱۵۰ و قطر داخلی ۳۲ سانتی متر 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 سگّو مانع از خروج زه آب از کف لوله ها گردید. پنج سانتی متر کف لوله‌ها با صافی شنی جهت تسهیل در خروج زه آب پر گردید و کلیه لوله‌ها تا ارتفاع ۱۴۰ سانتی متری 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 پلی اتیلن برای آزمایش آبیویی در شرایط مزرعه

فواصل زمانی ۳ روزه و به میزان ۵ لیتر در هر نوبت آبیاری شدند (شکل ۲).

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 سانتی متر را ایجاد می‌کند که به تدریج و به طور عمودی از خاک و ریشه‌گاه درختان اکالیپتوس کامالدولنسیس در حالت غیراشباع عبور می‌کند. عمده‌ترین تراکم ریشه‌ها و تجمع رسوبات از سطح زمین تا عمق ۱۵۰ سانتی متری 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 BZ₁ در پایین دست نهر آبرسانی - گسترشی حفر گردید و کف آن در طول نیمرخ به ارتفاع ۵۰ و عرض ۲۵

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 ۴ ماه به



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).

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

بار آبی ثابت به ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر بر سطح کلیه 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

آب مورد نیاز برای آبیاری از طریق چشمه واقع در حوضه آبخیز بیشه زرد تأمین گردید. چشمه‌ی یادشده از درون سازند آغاچاری که سیلاب تولید شده در حوضه نیز کاملاً متأثر از آن است، خارج می‌شود؛ 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 لوله‌ها ۱ dS/m و از آن سیلاب ۰/۴۵ 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.

آزمایشهای همدمای جذب سطحی نیترات بر نمونه‌ی خاک سطحی مورد استفاده در آزمون آبشویی ستون‌های اشباع در سه تکرار به شرح زیر انجام گرفت: مقدار ۵ گرم خاک شسته شده‌ی خشک و عاری از نیترات را درون لوله‌های سانتی‌فیوژ ریخته و به هر لوله ۴۰ میلی‌لیتر محلول نیترات با غلظت‌های صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر افزوده شد. لوله‌ها پس از ۲ ساعت تکان خوردن مداوم در دستگاه، به مدت ۲۴ ساعت درون اتاق عایق بندی در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. لوله‌ها دوباره به مدت نیم ساعت بهم زده شده و توسط سانتی‌فیوژ صاف شدند. غلظت نیترات در محلول رویی به روش احیاء کادمیوم و با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل DR-2400 تعیین شد.

طور یکسره انجام پذیرفت. خروج زه‌آب از لوله‌ها تقریباً همزمان (حوالی ساعت ۱ بامداد) صورت پذیرفت. کلیه زه‌آبها بلافاصله پس از عبور از کاغذ صافی و اتمن ۴۲ و انتقال به آزمایشگاه، مورد اندازه‌گیریهای کربن آلی کل، NO_3^- ، NH_4^+ ، pH، EC، (TOC) قرار گرفتند. هدایت الکتریکی و pH نمونه‌ها با روش پتانسیومتری و با استفاده از دستگاههای قابل حمل در مزرعه، با روش احیاء کادمیوم و استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر 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.



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

لوله‌ها به طور یکنواخت اضافه گردید و بلافاصله بار آبی به ارتفاع پنج سانتی‌متر بر سطح لوله‌ها قرار داده شد. زه آب خروجی هر لوله در حجم‌های 0.5-PV جمع‌آوری و مقادیر EC, pH و NO_3^- آنها به روشهای ذکر شده تعیین گردید. آزمون پس از عبور 5-PV آب از هر ستون خاتمه یافت.

نتایج

میانگین غلظت نیترات در زه آب ستون‌های حاوی خاک + نهال در حالت اشباع، $12/77$ میلی‌گرم بر لیتر NO_3^- و از آن شاهد (خاک)، $18/29$ میلی‌گرم بر لیتر NO_3^- می‌باشد (ضریب پالایش نیترات برابر با $30/18$ درصد). در این آزمایش پس از تعیین مقادیر K_d (ضریب تبدیل خطی معادله لانگمویر) و θ (ظرفیت حجمی آب خاک اشباع) به ترتیب برابر با $0/34$ و $0/35$ برای ستونهای یادشده، مقدار D (ضریب همرفت-انتشار) در ستونهای حاوی نهال و بدون نهال به ترتیب $7/57$ و $10/18$ بدست آمد. مقدار R (ضریب تاخیر حرکت) نیز برای کلیه ستونهای اشباع $2/39$ محاسبه گردید.

میانگین غلظت نیترات در زه آب ستون‌های حاوی نهال در حالت غیراشباع، $4/15$ میلی‌گرم بر لیتر NO_3^- و از آن شاهد (خاک)، $27/15$ میلی‌گرم بر لیتر NO_3^- بود. در واقع، ستون‌های حاوی نهال در حالت غیراشباع، $6/54$ برابر بیشتر نیترات را جذب کرده بودند (ضریب پالایش نیترات برابر با $84/71$ درصد) که حکایت از توانمندی بالای گونه *Dehnh. Eucalyptus camaldulensis* در پالایش نیترات محلول در سیلاب دارد. مجموع میانگین NO_3^- و NH_4^+ در خاک ستون‌های بدون نهال $255/08$ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و میانگین ازت کل در آنها 265 میلی‌گرم در کیلوگرم خاک برآورد گردید. همچنین مجموع میانگین NO_3^- و NH_4^+ در

از آنجا که نیترات تنها شکل معدنی ترکیبات ازته انتقال یافته در آزمایش مزرعه‌ای فوق تشخیص داده شد، انتقال این یون در حالت اشباع نیز مورد بررسی قرار گرفت. به این منظور خاک سطحی دست‌نخورده به عمق 20 سانتی‌متر درون لوله‌های پی‌وی‌سی با قطر داخلی 5 و بلندای 35 سانتی‌متر قرار داده شد. در کف هر لوله ابتدا 3 سانتی‌متر شن شسته شده که بر روی کاغذ صافی قرار گرفته بود، ریخته شد و انتهای لوله‌ها نیز با شبکه توری به منظور نگهداری خاک درون ستون‌ها بسته شدند. سطح خاک درون لوله‌ها نیز با 3 سانتی‌متر شن یادشده به منظور جلوگیری از ایجاد لایه سطحی رس و کاهش نفوذ آب به درون ستون خاک پوشیده شد. ستونهای خاک ابتدا از طرف کف، درون آب قرار داده شدند و پس از حصول اطمینان از اشباع شدن، بلافاصله وزن گردیدند. مقدار آب لازم جهت اشباع ستون‌ها از کسر وزن تر و خشک ستون‌ها محاسبه و معادل یک $\text{Pore Volume (1-PV)}$ لحاظ گردید. خاک موجود در هر ستون با مقدار 3-PV آب مقطر شسته شدند تا از نبود نیترات درون ستون‌های خاک اطمینان حاصل شود. این کار با اندازه‌گیری کیفی نیترات در زه آب خروجی هر ستون انجام می‌پذیرفت. در سه ستون، نهالهای $20\text{-}30$ سانتی‌متری *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. با دقت کاشته شدند و سه ستون دیگر به عنوان شاهد در نظر گرفته شدند، (جمعا 6 ستون). کلیه ستون‌ها با آب بدون نیترات و به مدت یک ماه با مقادیر مساوی و به صورت پاشش آب بر سطح لوله‌ها آبیاری شدند. آزمایش آبتوی مطابق با روش Singh & Sekhon, (1978); Qafoku & Sumner, (2002) به شرح زیر انجام گرفت:

پس از اشباع ستون‌های خاک از کف، مقدار 50 میلی‌گرم NO_3^- از منبع NO_3Na محلول در 10 میلی‌لیتر آب بر سطح

ستون های حاوی نهال ۲۰۱/۱۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک و ازت کل آنها ۳۰۰ میلی گرم 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})	نیتрат (mg kg^{-1})	کربن آلی (%)	ماده آلی (%)
نهال+خاک ۱	۰/۰۲	۲۱/۵۸	۱۳۶/۴۲	۰/۳۴	۰/۵۹
نهال+خاک ۲	۰/۰۳	۹۱/۴۷	۱۴۴/۶۱	۰/۴۳	۰/۷۵
نهال+خاک ۳	۰/۰۲	۲۰/۲۲	۱۵۱/۳۰	۰/۳۰	۰/۵۲
نهال+خاک ۴	۰/۰۲	۱۷/۴۲	۲۲۶/۶۶	۰/۳۰	۰/۵۳
نهال+خاک ۵	۰/۰۲	۲۸/۱۳	۱۵۸/۳۳	۰/۳۰	۰/۵۲
نهال+خاک ۶	۰/۰۳	۳۲/۰۹	۱۸۰/۲۱	۰/۳۰	۰/۷۱
میانگین	۰/۰۳	۳۵/۱۵	۱۶۶/۲۵	۰/۴۱	۰/۶۰
خاک ۱	۰/۰۱	۶۹/۱۲	۲۶۳/۹۸	۰/۳۵	۰/۳۹
خاک ۲	۰/۰۲	۴۵/۹۰	۲۳۶/۶۷	۰/۲۳	۰/۴۵
خاک ۳	۰/۰۱	۴۵/۹۳	۱۸۲/۰۳	۰/۲۶	۰/۳۷
خاک ۴	۰/۰۲	۱۴۲/۹۴	۹۶/۰۹	۰/۲۱	۰/۴۰
خاک ۵	۰/۰۲	۵۳/۸۵	۲۰۸/۸۷	۰/۲۳	۰/۴۲
خاک ۶	۰/۰۱	۴۶/۹۱	۱۳۸/۲۴	۰/۲۴	۰/۳۶
میانگین	۰/۰۲	۶۷/۴۴	۱۸۷/۶۴	۰/۲۰	۰/۴۰

بحث

ستون های اشباع

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 منحنی‌ها 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 منحنی‌ها حاکی از افزایش ضریب R در آنهاست. بنابراین، کوچکتر بودن میانگین NO_3^- در منحنی‌های مربوط به تیمار نهال+ خاک نسبت به شاهد

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. منحنی‌های Breakthrough (BT)، ارائه شده در شکل ۶ گویای وقوع غلظت حداکثر نیترات در $\text{PV} = 1$ است، در حالی که این مطلب در مورد شاهد در $\text{PV} = 1/5$ اتفاق افتاده است. سطح زیرین

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_1 و C_2 به ترتیب 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 می‌باشند. مقدار D بر اساس معادله‌ی (Biggar & Nielsen, 1976)، قابل محاسبه است:

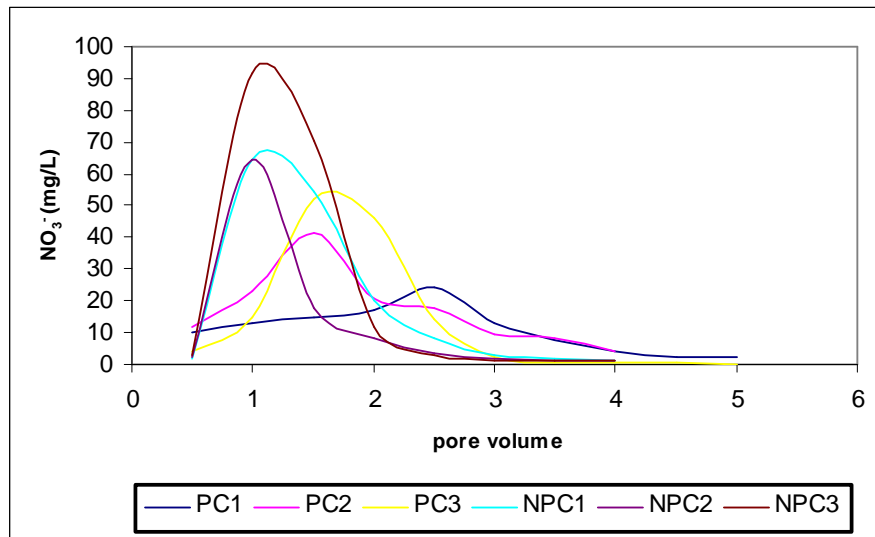
$$[۳] \quad D = 0.6 + 2.93 V^{1.1}$$

با جایگزینی V برابر با $۲/۹۳$ و $۲/۲۰$ سانتی‌متر بر ساعت به ترتیب برای ستون های خاک (شاهد) و خاک + گیاه، مقدار D معادل $۷/۷۶$ و $۱۰/۱۸$ سانتی‌متر مربع بر ساعت را برای ستون های یادشده بدست می‌دهد. در واقع، هر گونه افزایش در مقدار V ، زمان غلظت حداکثر نیترات در کسره‌های متوالی زه آب را کاهش می‌دهد که این امر در منحنی های شکل ۶ نیز تأیید می‌گردد.

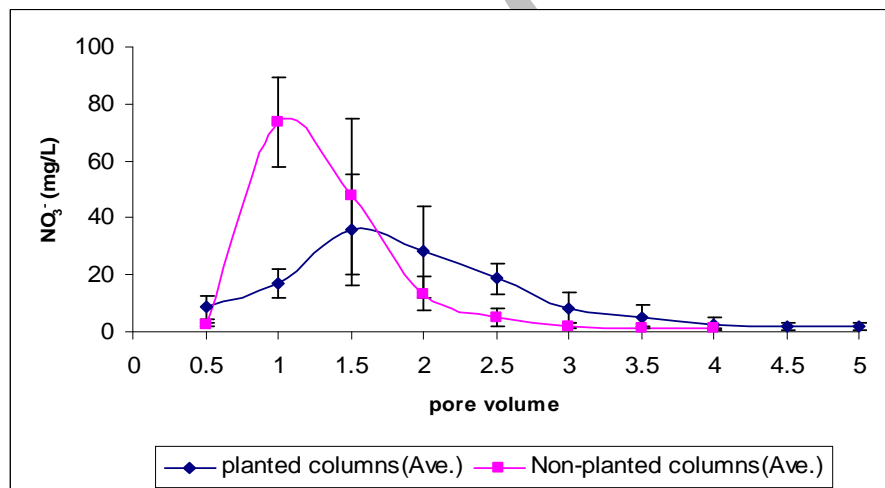
(خاک)، مربوط به جذب آن به وسیله‌ی نهال *Eucalyptus camaldulensis* است که از آن به جذب گیاهی یاد می‌شود. بر اساس مطالعات (Mishra & Misra, 1990)، بیشینه‌ی غلظت یک یون در زه آب با افزایش کشیدگی منحنی BT به سمت راست کاهش می‌یابد، که این امر گویای افزایش نسبی R است. زمان شروع منحنی BT بر میزان R مؤثر نیست. 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):

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

که در آن K_d مربوط به آزمایش هم‌دماهای جذب سطحی نیترات و θ نیز رطوبت حجمی خاک می‌باشد. در این آزمایش پس از تعیین مقادیر K_d و θ برای تیمار خاک + نهال و خاک (شاهد) و ρ_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



شکل ۴- روند آبشویی نترات در شرایط اشباع خاک در آزمایشگاه



شکل ۵- میانگین نترات موجود در زه آب خروجی ستون های شاهد و تیمار (خاک+نهال) در شرایط اشباع خاک در آزمایشگاه. (میله ها نشان دهنده میانگین \pm یک واحد انحراف معیار می باشند).

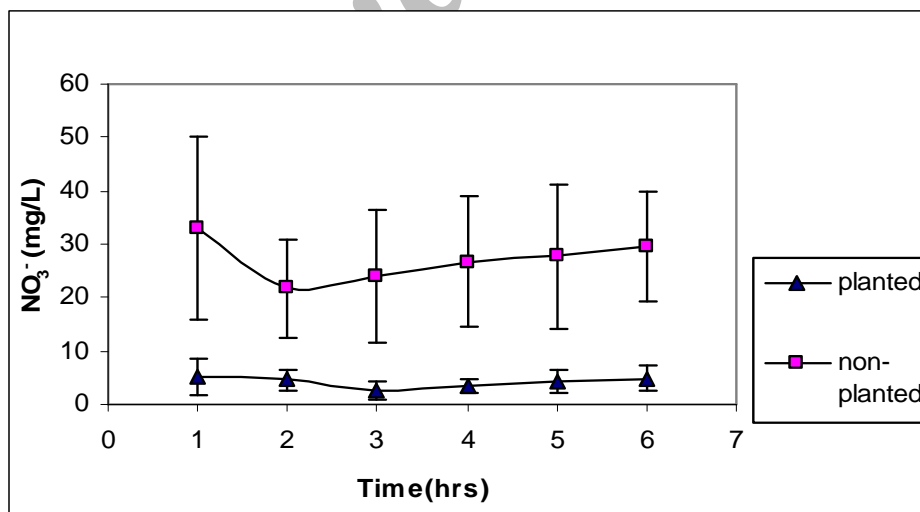
آزمایش آبشویی به هر یک از ستونها افزوده شده بود. میانگین غلظت نترات محلول در زه آب لوله های حاوی نهال اکالیبتوس (۴/۱۵ میلی گرم بر لیتر NO_3^-) کمتر از میانگین آن در زه آب لوله های بدون نهال (خاک)، (۲۷/۱۵ میلی گرم بر لیتر NO_3^-) بود. به بیان دیگر، ستون های

ستون های غیر اشباع در مزرعه

آبیاری کلیه ستون های خاک طی ۱۱۰ روز، هر یک به میزان ۲۰۰ لیتر با آب چشمه ی خروجی از سازند آغاچاری حاوی ۵ میلی گرم بر لیتر NO_3^- صورت گرفت. بنابراین، مقدار ۱۰۰۰ میلی گرم از یون یادشده، پیش از

اقلیمی حاکم بر آن بسیار کم می‌کند. این یافته با مشاهده‌های پیشین (Mohammadnia & Kowsar, 1999) دال بر تجمع نسبی نیترات در عمق ۴-۵ 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 ۶). 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).

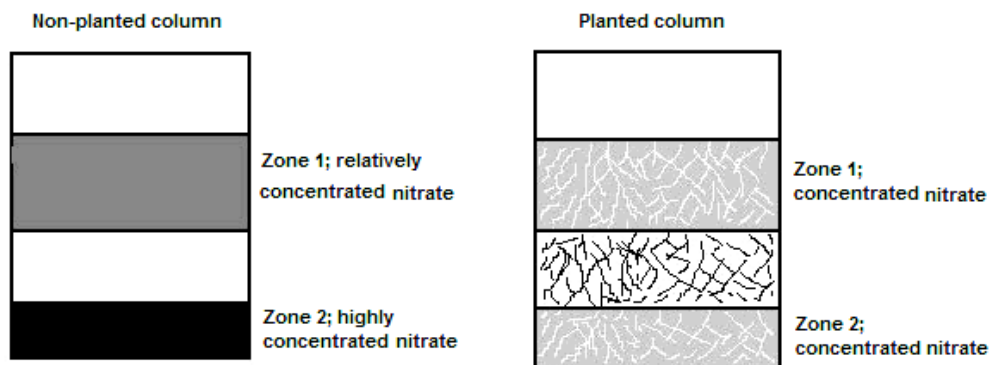
حاوی نهال ۶/۴۵ برابر بیشتر نیترات را جذب کرده‌اند (ضریب پالایش ۸۴/۷۱ درصد) که حکایت از توانمندی بالای گونه *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. در پالایش نیترات محلول در شرایط پخش سیلاب داشته و این گونه را به عنوان یک پالاینده نیترات (Nitrate phytoremediator) معرفی می‌نماید. البته، ذکر این مطلب ضروری است که نهالهای یادشده تنها ۱۵ ماه سن داشتند و طبعاً درختان بالغ مستقر در شبکه های پخش سیلاب، از جمله شبکه‌ی BZ₄، 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 ۴ ماه، احتمال فرایند نیترات‌زدایی را در خاک منطقه طرح با شرایط



شکل ۶- میانگین نیترات موجود در زه‌آب ستون‌های شاهد و تیمار (خاک+نهال) در مزرعه. (میلها نشان‌دهنده میانگین \pm یک واحد انحراف معیار می باشند).

موج نیترات به همراه تداوم جریان ثقلی موجب افزایش تدریجی غلظت این یون در زه آب گشته است. همین روند در مورد ستون های حاوی نهال نیز صادق است. با این تفاوت که جذب تدریجی نیترات به وسیله ریشه های اکالیپتوس، به طور کلی غلظت آن را در ستون خاک کاهش داده و موجب پایین تر افتادن منحنی مربوطه در مقایسه با ستون های خاک (شاهد) شده است. در این فرایند نیترات عمدتاً بر اثر فرایند همرفت- پراکندگی منتقل گردیده است. در چنین مواردی، فرایند پخشیدگی قابل چشم پوشی بوده و به کلی بر اثر دو فرایند اولیه پوشیده می شود (Cameron & Haynes, 1986 Batu,)

صعود دوباره منحنی تغییرات غلظت نیترات (شکل ۶) در هر گروه از لوله ها مؤید نظریه توزیع نامتعادل و چند منطقه ای نیترات در ستون های خاک است. در تشریح این فرایند می توان به تصویر ۷ توجه نمود. تجمع نیترات در دست کم دو ناحیه در طول ستون خاک طی ۱۱۰ روز آبیاری لوله ها موجب گردیده است تا غلظت بیشتری از این یون در نزدیک به انتهای لوله های غیر درختی تجمع یافته و در نتیجه اولین جریان آب خروجی حاوی بیشترین غلظت نیترات نیز باشد. به تدریج و با شسته شدن و رقیق تر شدن غلظت نیترات در ناحیه یادشده، روند منحنی نزولی شده است. رسیدن دومین



(2006)

شکل ۷- وضعیت فرضی توزیع نیترات در ستون های خاک در مزرعه پس از ۴ 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 متوالی نزولی و صعودی نیترات در کسرهای زه آب آنها گردید. وجود ریشه های متراکم اکالیپتوس در ستون های تیمار (سمت راست)، موجب کاهش نسبی میزان نیترات تجمع یافته در لایه های فرضی یادشده گردید که با رنگ روشنتر در مقایسه با ستون شاهد (سمت چپ) نشان داده شده اند).

فرایند تغذیه ای انتشاری (Stephens, 1994) به طور متناوب و ضربانی به سفره ی زیرزمینی وارد می گردد. بدیهی است در شبکه های جنگل کاری با گونه ی اکالیپتوس انتظار پالایش نسبی بیشتری وجود دارد که نتیجه آن می تواند کاهش قابل ملاحظه ی نیترات و سایر ترکیبات ازتی در آب زیرزمینی در ناحیه یادشده در مقایسه با نواحی دیگر باشد

وقوع پدیده ی فوق در عمل و در شرایط عینی پخش سیلاب کاملاً محتمل است. سیلاب با خود نیترات و سایر ترکیبات ازتی را تا عمقی خاص که به میزان نفوذ و تغذیه آبخوان به وسیله ی سیلاب بستگی دارد حمل کرده و به تدریج نواحی مختلف و متعددی از تجمع املاح در بدنه ی آبرفت ایجاد می گردد که طی فرایندهای بعدی و همچنین

NH_4^+ در خاک ستون های بدون نهال ۲۵۵/۵۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود که به میانگین ازت کل در آنها (۲۶۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک) نزدیک است. این امر گویای این است که شکل های معدنی NH_4^+ و NO_3^- اعم منابع ازت در خاک ستون های یاد شده را تشکیل می دهند. از سوی دیگر، میانگین مجموع NH_4^+ و NO_3^- در ستون های حاوی نهال ۲۰۱/۱۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود که فاصله ی قابل توجهی با ازت کل آنها، یعنی ۳۰۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک را نشان می دهد که مؤید غلبه ی فعالیتهای زیستی در ستون های یاد شده، و نقش آن در تغییر ترکیب و شکل ازت خاک در مقایسه با ستون های بدون نهال می باشد. میزان بیشتر کربن آلی و ماده آلی ستون های یاد شده نیز مؤید نتیجه گیری اخیر است.

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

هر چند رفتار آمونیوم (NH_4^+) به عنوان یک کاتیون با قابلیت تبدیلی 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 می دهد. میانگین مقادیر شکل های معدنی ازت، کربن آلی کل و ماده ی آلی موجود در خاک ستون های مورد آزمایش پس از انجام آبشویی و مقایسه ی آماری آنها به ترتیب در جدولهای شماره ۱ و ۲ ارائه شده اند. لازم به یادآوری است که خاک کلیه ستون ها یکسان بوده است. مجموع میانگین NO_3^-

جدول ۲- مقایسه میانگین مقادیر شکل های معدنی ازت، کربن آلی کل و ماده ی آلی موجود در خاک ستون های 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	۴/۶۷	**
کربن آلی	۰/۳۴۷ ± ۰/۰۵۹	۰/۲۲۸ ± ۰/۰۲۱	۴/۶۰	**
N- NO_3^-	۱۶۶/۲۵ ± ۱۳۲/۳۳	۱۸۷/۶۴۷ ± ۶۲/۵۰۷	-۰/۷۴	ns
N- NH_4^+	۳۵/۱۵۲ ± ۱۱۴/۲۸	۶۷/۴۴۲ ± ۳۸/۰۴۲	-۱/۶۷	ns
ازت کل	۰/۰۲۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۱۵ ± ۰/۰۰۵	۲/۲۱	*

نیترات به عنوان اصلی ترین و متحرک ترین یون ازتی به ویژه در خاکهای مناطق خشک و نیمه خشک، به میزان قابل ملاحظه ای با ضریب ۶/۴۵ برابر در شرایط مزرعه (غیراشباع) و ۱/۴۳ برابر در شرایط آزمایشگاهی (اشباع) نسبت به شاهد، به وسیله ی گونه یاد شده، از سیلاب تصفیه گردید. این امر به نوبه خود موجب رقت در مقادیر ترکیبات ازتی معدنی محلول در آب زیرزمینی منطقه شده

به عنوان نتیجه، می توان گفت عبور سیلاب از طریق شبکه های تغذیه ی مصنوعی به طرف آبخوان موجب بروز تغییرات شیمیایی قابل ملاحظه ای در ترکیب آن می شود. ویژگی پالایش ازتی سیلاب به وسیله ی گونه ی *Eucalyptus Camaldulensis* Dehnh. در تأمین آب شرب مطمئن برای روستائیان بهره مند از طرح آبخوان داری ایستگاه کوثر جنبه ی حیاتی دارد. در این پژوهش،

- 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

و غلظت آمونیوم و نیترات را به طور چشمگیری به کمتر از حد مجاز کاهش می دهد و از این جهت کاملاً 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., and Fox. 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 Högborg. 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-

- 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.

Archive of SID

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 and R. Abubakar²

1*-Corresponding Author, Assistant Professor, Fars Agriculture and Natural Resources Research Center.

E-mail: mohammadnia@farsagres.ir

2- Professor of Putra 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 its high mobility in soil and water systems, and due to its 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 cm² 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, aquifer management, *Eucalyptus camaldulensis*.