۱۶ دی ماه ۱۳۸۸

ششمین کارگاه فنی زهکشی و محیط زیست

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران ■ سازمان آب و برق خوزستان ■ کمیته منطقه‌ای آبیاری و زهکشی خوزستان

عنوان:

بررسی عملکرد فیلترهای کربنی در کاهش نیترات زهکش‌های زیرزمینی

نویسندگان:

سید ابراهیم هاشمی[۱]، منوچهر حیدرپور[۲]، بهروز مصطفی‌زاده[۳]

چکیده

آبشویی مواد مغذی از جمله نیترات که یکی از کودهای مورد نیاز برای فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد یکی از مهم‌ترین مشکلات سیستم‌های زهکشی است. از آنجا که این عنصر به حد کافی در خاک وجود ندارد، کشاورزان جهت تأمین نیاز گیاهان مجبور به استفاده از کودهای ازته می‌باشند. نیترات خیلی سریع از خاک شسته شده و به آب‌های زیرزمینی و در صورت وجود زهکش به آبهای سطحی می‌پیوندد. به منظور کاهش نیترات در خروجی زهکش‌ها می‌توان از باکتری‌های دنیتریفیکاتور استفاده نمود. این باکتری‌ها در محیط غیر اشباع و در صورت وجود ماده کربنی مناسب فعالیت می‌کنند و نیترات را به گازهای ازته احیاء می‌کنند. به منظور تامین کربن مناسب برای افزایش فعالیت‌های این باکتری‌ها از ذرات چوب درخت توسکا استفاده گردید. این مواد با خاک ترکیب گردیدند و در ستون‌هایی به ارتفاع ۶۵ سانتیمتر و قطر ۹۰ میلی‌متر پر گردیدند. نتایج آزمایش نشان داد که وجود این مواد کربنی در خاک باعث شد میزان نیترات از ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر تا حدود ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر یعنی در حدود ۵۰ درصد کاهش یابد. بنابراین می‌توان از این ماده کربنی در خروجی زهکش‌ها جهت کاهش نیترات ورودی به آبهای سطحی استفاده نمود.

کلمات کلیدی: زهکش، فیلتر زهکش، نیترات، دنیتریفیکاسیون، مواد کربنی.

۱- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان، شماره تماس:۰۹۱۳۱۰۱۷۶۹۹، رایانامه: sehashemi@gmail.com

۲- دانشیار گروه آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۳- استاد گروه آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

در حال حاضر یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی نیتروژن محلول به فرم نیترات است (۶ و ۷). نیترات به دلیل قابلیت حلالیت بسیار بالا و عدم نگهداشت توسط خاک، در صورت کاربرد زیاد و همچنین آبیاری بیش از حد به راحتی به خارج از ناحیه ریشه حرکت می‌کند. بنابراین نفوذ آب به خاک از طریق آبیاری و یا بارندگی، به راحتی نیتراتی را که توسط گیاه جذب نشده باشد را به آب‌های زیرزمینی منتقل می-نماید. زهکش‌های نصب شده در مزارع باعث می‌شوند تا نیتراتی که توسط گیاهان به مصرف نمی‌رسد به راحتی و به سرعت از لایه‌های خاک خارج شده و به آبهای سطحی برسند.

مطالعات جکسون و همکاران (۱۹۷۳) نشان داد که حرکت نیترات در خاک خیلی سریع است و می‌تواند به راحتی از پروفیل خاک شسته و آبشویی گردد و به دنبال آن از طریق زهکش‌های زیرسطحی به آب‌های سطحی انتقال یابد(۹). نتایج مطالعات در رودخانه می‌سی‌سی‌پی نشان داد که افزایش غلظت نیترات در رودخانه می‌سی‌سی‌پی در اثر وارد شدن زه‌آب‌های کشاورزی مناطق بالادست باعث کاهش اکسیژن در دریاچه مکزیکو شده است (۱۲ و ۱۹).

الهامی فرد و همکاران (۱۳۸۳) با اندازه‌گیری غلظت نیترات ورودی آب آبیاری به مزارع نیشکر و غلظت نیترات خروجی در زهکش‌های کشت صنعت امیرکبیر به این نتیجه رسیدند که بطور متوسط ۲۷ درصد از نیترات ورودی به مزارع توسط زهکش‌ها آبشویی می‌شوند. آنها همچنین با اندازه‌گیری غلظت نیترات آب رودخانه مشاهده کردند که میزان نیترات در آب رودخانه در اواسط خرداد به بیش از ۳۶/۳ میلی‌گرم بر لیتر رسید که دلیل آن را فرا رسیدن فصل کوددهی در کشت و صنعت‌های هفت‌تپه،کارون و امام خمینی بیان نمودند (۱).

افزایش غلظت نیترات باعـث ایجاد مسمومیت‌هایی در انسان و دام می‌گردد. روش‌های اصلاحی مختلفی جهت حذف آلودگی نیترات از آبهای آلوده به نیترات وجود دارد. یکی از این روش‌ها حذف بیولوژیک آلودگی نیترات می‌باشد. حذف بیولوژیک نیترات با استفاده از باکتریها دنیتریفیکاسیون انجام می‌گیرد. مراحل تبدیل نیترات به گاز نیتروژن توسط این نوع باکتریها به صورت زیر می‌باشد:

$$NO_3^- \longrightarrow NO_2^- \longrightarrow NO \longrightarrow N_2O \longrightarrow N_2$$

این فرایند توسط موجودات زنده به منظور کسب انرژی انجام می‌شود. در بین باکتری‌ها عمدتاً باکتری‌های هتروتروف این عمل را انجام می‌دهند. بیشتر فعالیت این نوع از باکتری‌ها در محیط بی‌هوازی انجام می‌گیرد ودر صورتیکه میزان اکسیژن از یک حد آستانه‌ای کمتر شود سنتز آنزیم‌های دنیتریفیکاتور در آنها شروع می‌شود. مهمترین این نوع باکتری‌ها پسودوموناس۱، آلکالیژنز۲، باسیلوس۳، آگروباکتریوم۴ و فلاوباکتریوم۵ می‌باشند (۲). دنیتریفیکاتورها در تمام خاک‌ها و به تعداد خیلی زیاد وجود دارند، ولی تنها در صورت ایجاد

1- Pseudomonos
2- Alcaligenes
3- Bacillus
4- Agrobacterum
5- Flavobacterium

بعضی شرایط خاص بطور قابل توجهی سبب احیاء نیترات‌ها می‌شوند. شرط اصلی انجام دنیتریفیکاسیون وجود نیترات و یا به طور کلی ترکیبات اکسیژن‌دار ازت معدنی است. از جمله عوامل محیطی دیگر جهت انجام دنیتریفیکاسیون توسط این نوع باکتری‌ها کمبود اکسیژن، موجود بودن مواد آلی، گیاهان، رطوبت، pH و دما می‌باشد. مطالعات بَستویکِن و همکاران (۲۰۰۵) بر روی چند گونه گیاهی مختلف شامل Elodea canadensis، Typha latifolia و Phragmites australis، نشان داد که Elodea canadensis می‌تواند تا سه برابر بیشتر از بقیه گونه‌ها فرایند دنیتریفیکاسیون را افزایش دهد که دلیل آن را عرضه کربن قابل دسترس بیشتر و همچنین خصوصیت این گونه گیاهی بیان نمودند (۳).

سیمِک و همکاران (۲۰۰۲) با بررسی پنج نوع خاک معدنی که دارای pH های مختلفی بودند به این نتیجه رسیدند که هیچ رابطه ساده‌ای بین pH و دنیتریفیکاسیون وجود ندارد و بر خلاف نظر نومیک (۱۹۵۶) و وانکلیپوت و پاتریک (۱۹۷۴) که مناسبترین pH برای دنیتریفیکاسیون را بین ۷ تا ۸ بیان نموده بودند به این نتیجه رسیدند که بیشترین دنیتریفیکاسیون در pH خاک غالب محیط اتفاق می‌افتد(۱۱، ۱۸ و ۲۱).

از آنجاییکه این باکتری‌ها در شرایط بی‌هوازی فعالیت می‌کنند، بنابراین می‌توان از آنها در محیط زهکش‌ها برای کاهش نیترات استفاده نمود، اما این فرایند در خاک‌های زیرسطحی در اثر کمبود منابع کربن با محدودیت مواجه است (۵، ۱۰ و ۱۴). کمباردلا و همکاران در سال ۱۹۹۹ خاک زیرسطحی، خاک یخچالی اکسید شده و خاک یخچالی اکسید نشده با نیترات را انکوباسیون کردند و مشاهده کردند که در طی ۱۰۷۰ روز کمتر از ۰/۳ میلی‌گرم ازت نیتراته حذف شد. درصوتیکه وقتی این مواد با نیترات و گلوکز انکوباسیون شدند فرایند دنیتریفیکاسیون ۱۰ برابر بیشتر شد (۵).

تا کنون مطالعات مختلفی برای حذف نیترات در زه‌آب‌های زهکشی با استفاده از فرآیند دنیتریفیکاسیون انجام و چندین راهکار دنیتریفیکاسیون برای کاهش نیترات در زهکش‌های زیرزمینی ارائه شده است. همه این راهکارها با عبور دادن آب زهکش از میان یک محیط حاوی منابع کربنی (بیوراکتور) و افزایش دنیتریفیکاسیون باعث حذف نیترات از زه‌آب زهکش و اصلاح آب آلوده می‌شوند.

شیپر و وُجوودیچ (۱۹۹۸، ۲۰۰۰ و ۲۰۰۱) گزارش نمودند که دیواره ایجاد شده با حفر یک ترانشه و پر کردن آن با خاک اره منابع کربن را برای دنیتریفیکاسیون تأمین می‌نماید. در این روش با عبور زه‌آب‌های زیرزمینی از میان دیواره دنیتریفیکاسیون، میکروب‌های دنیتریفیکاسیون باعث حذف نیترات می‌شوند. این دیواره با موفقیت غلظت نیتروژن نیترات آب زیرزمینی را از ۵ تا ۱۶ میلی‌گرم بر لیتر به کمتر از ۲ میلی‌گرم بر لیتر کاهش داد(۱۵، ۱۶ و ۱۷).

رابرتسون و همکاران (۲۰۰۸) در مطالعه‌ای در مقیاس آزمایشی با نصب دیوارهء دنتریفیکاسیون که مخلوطی از شن و خاک اره بود به بررسی عملکرد طولانی مدت این نوع بیوراکتورها در حذف نیترات پرداختند. نتایج آنها نشان داد که شدت حذف نیترات در سال ۱۵ نسبت به سال اول به میزان ۵۰ درصد کاهش یافت. همچنین نشان دادند که شدت حذف نیترات در دمای بین ۶ تا ۱۰ درجه سانتیگراد بین ۰/۲۲ تا ۱/۱ میلی-گرم نیتروژن بر لیتر بر روز می‌باشد و این تغیرات در دمای بین ۲۰ تا ۲۲ درجه سانتیگراد بین ۳/۵ تا ۶ میلی‌گرم نیتروژن بر لیتر بر روز می‌باشد. همچنین کاهش نیترات در این دوره در حدود ۸۰ درصد بود که نشان می‌دهد ذرات چوب انرژی لازم برای دنیتریفیکاسیون را دارا می‌باشند (۱۳).

مطالات پیشین بر روی دیواره‌های دنیتریفیکاسیون با استفاده از مواد کربنی مختلف با اندازه‌های مختلف (خاک اره، پوست درختان و کمپوست) انجام گرفته است و می‌توان از مواد کربنی در دسترس دیگر نیز به این منظوراستفاده نمود و عملکرد آنها را به عنوان ماده کربنی در حذف نیترات بررسی نمود (۸). لذا در این تحقیق به بررسی عملکرد فیلتر کربنی حاوی ذرات چوب درخت توسکا پرداخته می‌شود و در آن تأثیر قرار گرفتن چوب درخت توسکا به عنوان فیلتر زیستی در کاهش نیترات خروجی در ستون‌های آزمایشگاهی بررسی می‌گردد.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تاثیر قرارگرفتن ماده کربنی در افزایش دنیتریفیکاسیون، از ذرات چوب درخت توسکا به عنوان ماده کربنی در خاک استفاده گردید. خرده چوب‌های مورد استفاده از الک شماره ۱۰ عبور داده شدند و سپس با خاک مخلوط گردیدند و برای پر کردن ستون‌ها مورد استفاده قرار گرفتند. خاک مورد استفاده برای این تحقیق از زمین کشاورزی تهیه گردید. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش در جداول (۱) و (۲) ارائه شده است. همچنین مقدار کربن و نیتروژن، لیگنین، سلولز و همی‌سلولز ذرات چوب قبل از شروع آزمایش تعیین گردیدند (جدول ۳).

جدول ۱: خصوصیات شیمیایی خاک مورد استفاده

EC (ds/m)	pH	Total Nitrogen (%)	Organic Matter (%)	Organic Carbon (%)	CaCo3 (%)	CaSo4 (%)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
1.82	7.87	0.09	0.6	0.35	25.5	0	160	48	166	16.4

جدول ۲: خصوصیات شیمیایی خاک مورد استفاده

بافت خاک	درصد شن	درصد سیلت	درصد رس
شنی لومی / لومی رسی	٤٥	۱۹/۵	۳۵/۵

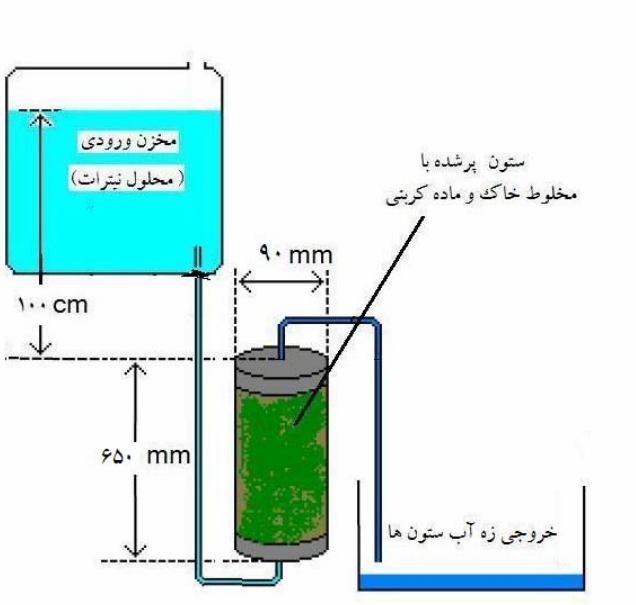
جدول ۳: درصد فیبرهای گیاهی چوب

لیگنین	سلولز	همی سلولز	کربن	نیتروژن
۳۸/۰۳	۳۵/۶۱	۱۵/۶۴	۲۹/۸۹	۰/۳۱

در این آزمایش از ستون‌های لوله‌ای با ارتفاع ۶۵ سانتی‌متر (که نشان دهنده ضخامت دیواره دنیتریفیکاسیون می‌باشد) و با قطر ۹۰ میلی‌متر استفاده گردید. این ستون‌ها با مخلوط خاک و ماده کربنی با نسبت ۷۰ و ۳۰ درصد حجمی پرگردیدند (۱۷). مخلوط خاک و ماده کربنی پس از آماده‌سازی به صورت لایه‌های ۵ سانتیمتری در ستون‌ها ریخته می‌شدند و با استفاده از وزنه‌ای کوبیده می‌شدند تا پس از قرارگیری در آب

نشست نداشته باشند و همچنین تحت فشار آب رو به بالا حرکت ننمایند. به منظور جلوگیری از انسداد خروجی ستون‌ها، در پایین و بالای هر ستون خاک یک توری قرار داده شد و بر روی آن یک لایه شن به ضخات ۲/۵ سانتیمتر ریخته شد تا ذرات خاک حرکتی نداشته باشند. دو طرف این ستون‌ها با استفاده از درپوش‌های پلی‌اتیلنی مسدود گردیدند و یک سوراخ به قطر $\frac{1}{2}$ اینچ در آنها جهت ورود و خروج آب ایجاد گردید. ستون‌ها از طریق جریان زیرین تغذیه می‌شدند و آب از بالای ستون‌ها مطابق شکل (۱) خارج می‌گردید. همچنین در طول آزمایش سه ستون مشابه این ستون‌ها با خاک پر شدند و به عنوان شاهد در نظر گرفته شدند.

با حل‌کردن مقدار مشخصی نیترات پتاسیم (KNO3) (FW=101.1) در آب محلولی با غلظت ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات تهیه می‌گردید. این محلول در طول دوره آزمایش در ارتفاع یک متری از خروجی ستون‌ها قرار داشت. جریان محلول به طور دائم از درون ستون‌ها عبور می‌کرد و نیترات و آمونیوم آب خروجی از ستون‌ها و شدت آب زهکشی در طول دوره آزمایش اندازه‌گیری شدند. آزمایشات فوق برای مدت ۲۵ روز انجام شد.



شکل۱: ستون‌های آزمایشی با مخرن تامین فشار یک متری

بحث و نتیجه‌گیری

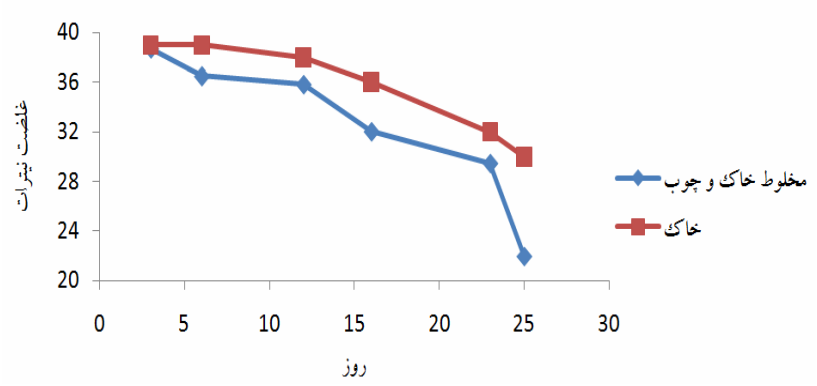
نمونه‌گیری از خروجی ستون‌ها در روزهای مختلف توسط بطری‌های پلاستیکی ۸۰ میلی‌گرمی در محل خروجی ستون‌ها انجام می‌گرفت. نمونه‌ها پس از جمع‌آوری سریعاً جهت اندازه‌گیری مقدار نیترات و pH به آزمایشگاه منتقل می‌گردیدند. همچنین غلظت نیترات مخزن نیز در هر بار نمونه‌برداری تعیین می‌گردید. میزان نیترات در آزمایشگاه توسط دستگاه الکترود نیترات ساخت شرکت Metrohm سوئیس اندازه‌گیری گردید. غلظت نیترات ورودی در طول دوره آزمایش تقریباً برابر با ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر بود. شکل شماره ۲ روند تغییرات غلظت نیترات را در خروجی سیستم نشان می‌دهد. مطابق شکل شدت کاهش در ۱۰ روز اول

آزمایش نسبت به روزهای بعد از آن کمتر بوده است. غلظت نیترات خروجی روز دهم در حدود ۳۶ میلی‌گرم بر لیتر بوده است. از روز ۱۲، روند کاهش نیترات در خروجی شدت بیشتری گرفته و در نهایت پس از گذست ۲۵ روز از شروع آزمایش، میزان غلظت نیترات در خروجی تا نزدیکی ۲۰ میلی‌گرم در لیتر کاهش یافت. در حالیکه روند تغییرات نیترات در خروجی ستون‌های شاهد به طور یکنواخت بوده و پس از ۲۵ روز مقدار آن به ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر رسید.

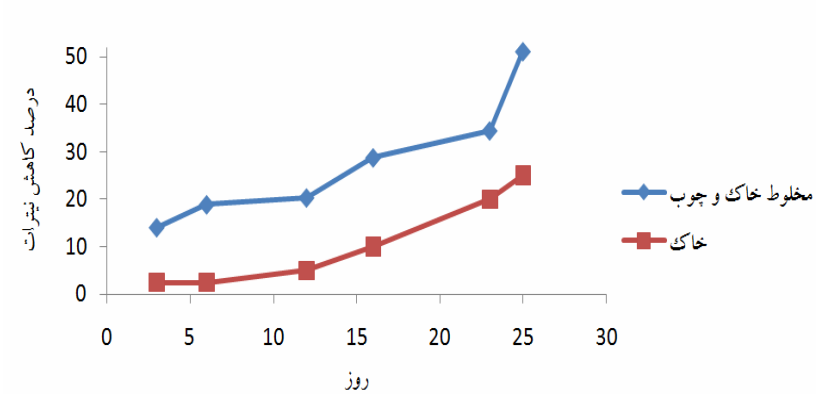
با شروع آزمایش و با ایجاد محیط غیر اشباع فعالیت‌های میکرو اورگانیسم‌های بی‌هوازی بخصوص باکتری‌های هتروتروف بیشتر می‌گردد. با توجه به وجود کربن مناسب در خاک سرعت رشد و فعالیت این نوع باکتری‌ها به شدت افزایش می‌یابد. این باکتری‌ها عمل دنیتریفیکاسیون را برای کسب انرژی انجام می‌دهند و چون میزان اکسیژن از یک حد آستانه کمتر می‌گردد سنتز آنزیم‌های دنیتریفیکاتور برای احیاء نیترات‌ها آغاز می‌گردد. در شرایط کمبود اکسیژن، این باکتری‌ها اکسیژن مورد نیاز خود را از نیترات موجود در آب تامین می‌نمایند و نیترات را به گازهای ازته شاملNO، N_2O و N_2 احیا می‌نمایند. با توجه به وجود کربن مورد نیاز برای فعالیت باکتری‌ها روند کاهش نیترات در ستون‌های حاوی مواد کربنی نسبت به ستون‌های حاوی خاک بیشتر است. شکل شماره ۳ درصد کاهش نیترات را در روزهای پس از شروع آزمایش نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌گردد این مواد توانسته‌اند میزان نیترات را پس از ۲۵ روز تا حدود ۵۰ درصد در خروجی کاهش دهد و این کاهش در ستون‌های شاهد پس از ۲۵ روز به میزان ۲۵ درصد کاهش داشته است. به طور کلی سیستم نفوذ در خاک به طور متوسط بین ۱۰ تا ۴۰ درصد نیترات را خذف می‌کند(۲۰). همچنین در مطالعه انجام شده توسط بِدسم و همکاران (۲۰۰۵) متوسط حذف نیترات در ستون‌های آزمایشی برای ستون شاهد را ۳۱ درصد بدست آوردند (۴). شیپر و وُجوودیچ (۱۹۹۸، ۲۰۰۰ و ۲۰۰۱) در آزمایش‌های مشابه با ایجاد دیواره دنیتریفیکاسیون و پر کردن آن با خاک اره توانسته بودند که میزان نیترات خروجی در زه‌آب کشاورزی را بین ۶۰ تا ۸۰ درصد کاهش دهند (۱۵، ۱۶ و ۱۷).

در طول آزمایش میزان pH خروجی نیز اندازه‌گیری گردید و تغییرات زیادی با میزان pH ورودی نداشت و این روند در طول دوره نمونه‌برداری تقریباً ثابت بود.

با توجه به نتایج بدست آمده از این تحقیق و تحقیقات محققان دیگر می‌توان از این مواد به عنوان دیواره دنیتریفیکاسیون در کنار فیلترهای زهکشی جهت حذف و کاهش نیترات استفاده نمود. البته میزان فعالیت میکرواورگانیسم‌ها بستگی به نوع ماده و نیز ترکیبات سلولزی ماده کربنی نیز بستگی دارد. لذا باید تحقیقات بیشتری در این زمینه انجام گیرد. همچنین با توجه به مطالعات رابرتسون و همکاران (۲۰۰۸) که نشان دادند با افزایش دما شدت دنیتریفیکاسیون افزایش می‌یابد می‌توان از این روش در مناطق گرم ایران که نیاز به زهکشی دارند استفاده نمود(۱۳).



شکل ۲: روند تغییرات نیترات در خرجی سیستم



شکل ۳: درصد کاهش نیترات

مراجع

الهامی‌فرد، م.، س. جعفری، م. گرجی‌زاده و ن. بنی‌عباسی، ۱۳۸۵. بررسی تغییرات غلظت نیترات در آب آبیاری و زه‌آب‌های مزارع نیشکر جنوب اهواز. همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز، دانشکده مهندسی علوم آب. ص: ۲۰۲۷ – ۲۰۳۱.

کریمی‌نیا، آ.، ۱۳۸۱. چرخه بیولوژیک عناصر در خاک، انتشارات دانشگاه گیلان، ۲۲۰ ص.

Bastviken, S. K., P. G. Eriksson, A. Premrov and K. Tonderski, 2005. Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus, Ecological Engineering, 25 (2): 183-190.

Bedessem, M. E., T. V. Edgar and R. Roll, 2005. Nitrogen removal in laboratory model leachfields with organic-rich layers. J. Environ. Qual. 34: 936 – 942.

Cambardella, C. A., T. B. Moorman, D. B. Jaynes, J. L. Hatfield, T. B. Parkin, W. W. Simpkins, and D. L. Karlen, 1999. Water quality in Walnut Creek watershed: Nitrate-nitrogen in soils, subsurface drainage water, and shallow groundwater. J. Environ. Qual. 28: 1035 – 1040.

Canter, L. W., R. C. Knox, and D. M. Fairchild, 1987. Ground water quality protection. Lewis Publ., Chelsea, MI.

Freeze, R. A., and J. A. Cherry, 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ. 604 p.

Greenan, C. M., T. B. Moorman, T. C. Kaspar, T. B. Parkin and D. B. Jaynes, 2006. Comparing carbon substrates for denitrification of subsurface drainage water. J. Environ. Qual. 35. 3: 824 – 829.

Jackson, W. A., L. E. Asmussen, E. W. Hauser and A. W. White, 1973. Nitrate in surface and subsurface flow from a small agricultural watershed. J. Environ. Qual. 2: 480 – 482.

McCarty, G. W., and J. M. Bremner, 1992. Availability of organic carbon for denitrification in subsoils. Biol. Fertil. Soils 14: 219 – 222.

Nõmmik, H., 1956. Investigations on denitrification in soil. Acta Agriculturae Scandinavica, 6: 195–228.

Rabalais, N. N., R. E. Turner, D. Justic´, Q. Dortch, W.J. Wiseman, and B.K. Sen Gupta, 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. Estuaries 19: 386 – 407.

Rabertson, W. D., J. L. Vogan, and P. S. Lombard., 2008. Nitrate removal rates in a 15-year-old permeable reactive barrier treating septic system nitrate, Ground water monitoring & remediation, 28(3): 65-72.

Richards, J. E., and C. P. Webster, 1999. Denitrification in the subsoil of the broadbalk continuous wheat experiment. Soil Biol. Biochem. 31: 747 - 755.

Schipper, L. A., and M. Vojvodic-Vukovic, 2000. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust. Ecol. Eng. 14: 269 – 278.

Schipper, L. A., and M. Vojvodic-Vukovic, 2001. Five years of nitrate Reproduced from Journal of Environmental Quality. Water Res. 35: 3473 – 3477.

Schipper, L., and M. Vojvodic-Vukovic, 1998. Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust. Field trial. J. Environ. Qual. 27: 664 – 668.

Šimek, M., L. Líšová, and D. W. Hopkins, 2002. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil?, Soil Biology & Biochemistry. 34: 1227-1234.

Turner, R. E., and N. N. Rabalais, 1991. Changes in Mississippi River water quality this century. Implications for coastal food webs. Bioscience 41: 140 – 147.

USEPA. 2002. Design manual: Onsite wastewater treatment systems manual. USEPA Rep. 625/R-00/008. Office of Water Program Operations, USEPA, Washington, DC.

Van Cleemput, O., Patrick, W. H., 1974. Nitrate and nitrite reduction in flooded soil at controlled redox potential and pH. Transactions of the 10th International Congress of Soil Science, Moscow, vol. 9, pp. 152–159.