

الحمد لله  
البرحمين



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده : کشاورزی

گروه : آب و خاک

انتخاب برخی گونه های گیاهی آبی به منظور اصلاح آبهای آلوده به نیترات

سارا صمیمی لقمانی

استاد راهنما :

آقای دکتر علی عباسپور

استاد مشاور:

آقای مهندس محمد قاسم زاده گنجه ای

پایان نامه جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

دی ۱۳۸۹

## دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده : کشاورزی

گروه : آب و خاک

پایان نامه کارشناسی ارشد خانم .سارا صمیمی لقمانی.....

تحت عنوان: انتخاب برخی گونه های گیاهی آبی به منظور اصلاح آبهای آلوده به نیترات

در تاریخ .... ۸۹/۱۰/۲۷..... توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد مورد ارزیابی و با درجهی

.....نمره ۱۹..... مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :

تقدیم به

مادر م تنها پشیمان روزهای سختم

## تقدیر و تشکر

به نام یگانه هستی بخش که هرچه هست همه از اوست و جز او هیچ نیست. شکر و سپاس خدای را که در سایه لطف و در پرتو گرم و سخاوتمندش، گنجینه علم و معرفت را در برابر دیدگانم گشود تا با دانش خود یادآور دانش بی‌پایانش باشم.

بر خود لازم می‌دانم از کلیه سروران و بزرگانی که در انجام این تحقیق مرا یاری نمودند تشکر و قدردانی نمایم. صمیمانه‌ترین سپاسگزاریهای خود را تقدیم عزیزانی می‌کنم که بدون راهنمایی، همکاری و دلسوزی ایشان تدوین این نوشتار ممکن نبود. مراتب قدردانی و سپاس خود را از زحمات بی‌شائبه استاد بزرگوار راهنمایم جناب آقای دکتر علی عباسپور نموده سعادت و موفقیت روز افزونشان را آرزومندم. همچنین از استاد مشاور عزیزم آقای مهندس محمد قاسم‌زاده گنجه‌ای به خاطر همکاری و مشاورت ایشان سپاسگزارم.

در ضمن از تمام مسئولان و کارکنان محترم مرکز تحقیقات آب و خاک خراسان رضوی به ویژه جناب آقای مهندس مهدوی و همکاران ایشان در بخش آزمایشگاه که در این تحقیق بنده را یاری نمودند کمال تشکر و سپاس را دارم.

به امید بهروزی و سلامتی همه این عزیزان

دانشجو تأیید می نماید که مطالب مندرج در این پایان نامه ( رساله ) نتیجه تحقیقات خودش می باشد و در صورت استفاده از نتایج دیگران مرجع آن را ذکر نموده است.

کلیه حقوق مادی مرتب از نتایج مطالعات ، آزمایشات و نو آوری ناشی از تحقیق موضوع این پایان نامه ( رساله ) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد .

دی ۸۹      ماه و سال

## چکیده:

تغییر شرایط اقلیمی تحت تاثیر آلودگی‌های مختلف، زندگی انسان را به مخاطره انداخته است. از جمله آلودگی‌های مهم، آلودگی آب است که با توجه به کمبود آب شیرین، اثر مستقیمی بر توسعه یک کشور دارد. بنابراین پالایش آبهای آلوده در جهان از اهمیت خاصی برخوردار است و هزینه‌ی زیادی را به شهرها و کشورها تحمیل می‌کند. لذا انتخاب فناوری مناسب با توجه به شرایط آب و هوایی، اقتصادی و اجتماعی هر منطقه حائز اهمیت فراوان است. روش طبیعی پالایش آبهای آلوده‌ی شهری به وسیله تالاب‌های گیاهی، علاوه بر هزینه‌ی کم، راهبری ساده، فناوری پایین مورد نیاز و مصرف انرژی کم در مقایسه با روش‌های معمول پالایش، روشی مناسب برای حذف آلاینده‌ها از آب بوده که در اصلاح و بهبود محیط زیست نیز موثر است. بدین منظور آزمایشی بر روی ۳ گیاه الودا، عدسک آبی و لویی با ۴ تیمار در ۳ تکرار در قالب طرح کاملاً تصادفی فاکتوریل در پایلوت‌های آزمایشی با جریان بسته انجام شد. تیمارها شامل پساب همراه با گیاه، پساب رقیق شده (با درجه‌ی رقت ۱/۲) با گیاه و شاهد (بدون گیاه) در دو حالت (پساب اولیه و رقیق شده) بود. پارامترهای نیترات، آمونیوم، نیتروژن آلی، نیتروژن کل، فسفر، EC و pH در زمان‌های ۸، ۱۶ و ۲۴ روز در نمونه‌های پساب و نیتروژن کل در بافت‌های گیاهی در ابتدا و انتهای دوره آزمایش اندازه‌گیری شد. پارامترهای BOD و COD در نمونه‌های پساب تیمارهای گیاه لویی در زمان‌های ذکر شده نیز تعیین شد.

نتایج حاصل از این آزمایش نشان داد غلظت نیترات، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در تیمارهای گیاهی کمتر از تیمارهای بدون گیاه بود و تیمار گیاه الودا بیشترین تأثیر را در کاهش این پارامترها داشت. همین‌طور مقدار جذب گیاهی نیتروژن کل به وسیله گیاه عدسک آبی بیشتر بود. همچنین نتایج حاصل از تأثیر تیمارها در کاهش غلظت فسفر نشان داد تیمار گیاه عدسک آبی به‌طور معنی‌داری نسبت به سایر تیمارها نقش مؤثرتری داشت. بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه در مقدار EC و pH اختلاف بارزی مشاهده نشد و تنها در تیمار گیاه عدسک آبی EC اندکی نسبت به شاهد کاهش یافت. نتایج حاصل از تأثیر تیمار گیاه لویی بر کاهش غلظت COD و BOD نشان داد، این گیاه

فقط در کاهش BOD در پساب اولیه در زمان ماند دوم مؤثر بود. به طور کلی گیاه عدسک آبی در

حذف نیتروژن از پساب در مقایسه با سایر گیاهان مؤثرتر بود.

**کلمات کلیدی:** اصلاح گیاهی، نیترات، آلودگی آب



لیست مقالات استخراج شده از پایان نامه

ساراصمیمی، علی عباسپور و محمد قاسم زاده گنجه ای. بررسی اثر تالاب‌های مصنوعی در برداشت فسفر از پساب‌های شهری. چهارمین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. تهران. ۸-۱۲ آبان ماه ۱۳۸۹.

## فهرست مطالب

صفحه	عنوان
۱	<b>فصل اول: مقدمه</b>
۲	مقدمه
۵	<b>فصل دوم: بررسی منابع</b>
۶	۱-۲- نیتروژن
۶	۱-۱-۲- نیتروژن در محیط
۶	۲-۱-۲- نیتروژن در آب
۷	۱-۲-۱-۲- چرخه نیتروژن در آب
۸	۳-۱-۲- نیتروژن در خاک
۸	۴-۱-۲- نیتروژن در گیاه
۹	۲-۲- نیترات
۹	۱-۲-۲- نیترات در محیط
۱۰	۲-۲-۲- نیترات در آب
۱۰	۳-۲-۲- نیترات در خاک
۱۱	۴-۲-۲- نیترات در گیاه
۱۱	۱-۴-۲-۲- عوامل مؤثر بر تجمع نیترات در گیاهان
۱۲	۵-۲-۲- نیترات در بدن
۱۳	۳-۲- فسفر
۱۴	۱-۳-۲- فسفر در محیط
۱۴	۲-۳-۲- فسفر در آب
۱۵	۳-۳-۲- پدیده کشند قرمز
۱۸	۴-۳-۲- فسفر در خاک
۱۹	۵-۳-۲- فسفر در گیاه
۲۰	۶-۳-۲- فسفر در بدن
۲۰	۴-۲- پتاسیم
۲۱	۱-۴-۲- پتاسیم در محیط
۲۱	۲-۴-۲- پتاسیم در آب
۲۱	۳-۴-۲- پتاسیم در خاک
۲۲	۵-۴-۲- پتاسیم در گیاه
۲۳	۶-۴-۲- پتاسیم در بدن
۲۳	۵-۲- انواع فاضلاب
۲۳	۱-۵-۲- فاضلاب های شهری
۲۳	۲-۵-۲- فاضلاب های صنعتی

۲۴	۶-۲- خصوصیات فیزیکی فاضلاب
۲۵	۷-۲- خصوصیات شیمیایی فاضلاب
۲۵	۱-۷-۲- نیتروژن
۲۶	۲-۷-۲- فسفر
۲۶	۳-۷-۲- کاتیون‌های محلول
۲۶	pH-۴-۷-۲
۲۷	۵-۷-۲- هدایت الکتریکی (EC)
۲۷	۶-۷-۲- اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)
۲۸	۷-۷-۲- اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)
۲۸	۸-۲- لزوم استفاده مجدد از فاضلاب
۲۹	۹-۲- مراحل تصفیه فاضلاب
۳۰	۱۰-۲- تصفیه آبهای آلوده (فاضلاب) به روش گیاه پالایی
۳۰	۱-۱۰-۲- تصفیه ریشه‌ای
۳۱	۲-۱۰-۲- تجزیه گیاهی
۳۱	۳-۱۰-۲- استخراج گیاهی
۳۱	۱۱-۲- تالاب
۳۲	۱۲-۲- گیاهان آبی
۳۳	۱-۱۲-۲- گیاه لویی
۳۴	۲-۱۲-۲- عدسک آبی
۳۵	۳-۱۲-۲- گیاه الودآ
۳۷	۱۳-۲- نقش گیاهان در تالاب‌های تیمار فاضلاب
۳۷	۱۴-۲- مکانیزم‌های حذف مواد در تالاب‌های مصنوعی
۳۷	۱-۱۴-۲- ترکیبات آلی
۳۸	۲-۱۴-۲- نیتروژن
۳۸	۱-۲-۱۴-۲- تبخیر آمونیاک
۳۹	۲-۲-۱۴-۲- آمونیفیکاسیون
۳۹	۳-۲-۱۴-۲- نیتریفیکاسیون
۴۰	۴-۲-۱۴-۲- دنیتریفیکاسیون
۴۰	۵-۲-۱۴-۲- جذب گیاهی
۴۱	۳-۱۴-۲- فسفر
۴۲	<b>فصل سوم- مواد و روشها</b>
۴۴	۱-۳- مشخصات تصفیه خانه پرکندآباد
۴۴	۲-۳- مراحل اعمال تیمارها
۴۵	۱-۲-۳- آماده سازی پایلوت های آزمایشی
۴۵	۲-۲-۳- مهیا کردن بستر

۴۵	۳-۲-۳- مهیا کردن پساب
۴۷	۳-۳- تهیه و کشت گیاهان
۴۷	۳-۴- تجزیه شیمیایی نمونه‌های پساب
۴۷	۳-۴-۱- اندازه گیری نیترات
۴۸	۳-۴-۲- اندازه گیری آمونیوم
۴۸	۳-۴-۳- اندازه گیری فسفر و پتاسیم محلول
۴۹	۳-۴-۴- اندازه گیری pH و EC
۴۹	۳-۴-۵- اندازه گیری COD
۴۹	۳-۴-۶- اندازه گیری BOD
۵۰	۳-۵- تجزیه گیاهان
۵۰	۳-۵-۱- خشک کردن و آسیاب کردن نمونه های گیاهی
۵۰	۳-۵-۲- اندازه گیری نیتروژن کل
۵۱	۳-۶- آنالیز داده ها
۵۲	<b>فصل چهارم- نتایج و بحث</b>
۵۶	۴-۱- تأثیر گیاهان بر pH پساب در طول زمان
۵۸	۴-۲- تأثیر گیاهان بر مقدار EC پساب در طول زمان
۶۲	۴-۳- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط BOD پساب در طول زمان
۶۳	۴-۴- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط COD پساب در طول زمان
۶۴	۴-۵- تأثیر گیاهان بر غلظت فرمهای مختلف نیتروژن
۶۸	۴-۵-۱- تأثیر گیاهان بر غلظت فرمهای مختلف نیتروژن در پساب‌های مختلف
۷۵	۴-۵-۲- تأثیر گیاهان بر غلظت فرمهای مختلف نیتروژن در طول زمان
۸۲	۴-۵-۳- تأثیر گیاهان بر جذب نیتروژن پساب
۸۴	۴-۵-۴- عملکرد گیاهان در پساب
۸۶	۴-۶- تأثیر گیاهان بر غلظت فسفر کل محلول
۸۸	۴-۶-۱- تأثیر گیاهان بر غلظت فسفر کل محلول در پساب‌های مختلف
۹۰	۴-۶-۲- تأثیر گیاهان بر غلظت فسفر کل محلول در طول زمان
۹۳	۴-۷- تأثیر گیاهان بر غلظت پتاسیم کل محلول
۹۵	۴-۷-۱- تأثیر گیاهان بر غلظت پتاسیم کل محلول در پساب‌های مختلف
۹۶	۴-۷-۲- تأثیر گیاهان بر غلظت پتاسیم کل محلول در طول زمان
۹۹	۴-۸- نتیجه گیری
۱۰۰۱	۴-۹- پیشنهادها
۱۰۰۲	<b>فصل پنجم- منابع</b>
۱۰۳	منابع

## فهرست شکلها

صفحه	عنوان
۵۷	شکل ۴-۱- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر تغییرات pH پساب در طول زمان
۶۰	شکل ۴-۲- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر تغییرات EC پساب در طول زمان
۶۲	شکل ۴-۳- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط BOD پساب در طول زمان
۶۳	شکل ۴-۴- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط COD پساب در طول زمان
۶۶	شکل ۴-۵- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن
۶۹	شکل ۴-۶- تأثیر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل
۷۱	شکل ۴-۷- تأثیر گیاه الودآ بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل
۷۳	شکل ۴-۸- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل
۷۶	شکل ۴-۹- تأثیر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیتروژن در طول زمان الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل
۷۸	شکل ۴-۱۰- تأثیر گیاه الودآ بر غلظت متوسط نیتروژن در طول زمان الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل
۸۰	شکل ۴-۱۱- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط نیتروژن در طول زمان الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل
۸۳	شکل ۴-۱۲- جذب نیتروژن موجود در پساب اولیه و رقیق شده توسط گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) پس از ۲۴ روز
۸۴	شکل ۴-۱۳- عملکرد گیاهان مختلف در پساب اولیه و رقیق شده توسط گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) پس از ۲۴ روز
۸۷	شکل ۴-۱۴- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فسفر کل محلول
۸۹	شکل ۴-۱۵- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فسفر کل محلول در پساب اولیه و رقیق شده
۹۱	شکل ۴-۱۶- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فسفر کل محلول در طول زمان

## فهرست شکلهای

صفحه	عنوان
۹۴	شکل ۴-۱۷- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول
۹۵	شکل ۴-۱۸- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول در پساب اولیه و رقیق شده
۹۷	شکل ۴-۱۹- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول در طول زمان

## فهرست جداول

صفحه	عنوان
۴۶	جدول ۳-۱- خصوصیات شیمیایی پساب مرحله اول
۴۶	جدول ۳-۲- خصوصیات شیمیایی پساب مرحله دوم
۵۴	جدول ۴-۱- تجزیه واریانس داده های تیمارهای گیاهان الودآ و عدسک آبی
۵۵	جدول ۴-۲- تجزیه واریانس داده های تیمارهای گیاه لویی

# فصل اول

## مقدمه



## مقدمه

آب و خاک از مهمترین نیازهای اولیه حیات هستند و همواره توسعه شهرها و فرهنگ‌ها به چگونگی منابع آب و خاک وابسته بوده است. شایان ذکر است که این توسعه به تدریج باعث آلودگی و حتی نابودی این منابع ارزنده گشته است. در تعداد زیادی از کشورهای آسیایی و نقاط دیگر جهان هر ۱۰ یا ۱۵ سال مصرف آب دو برابر می‌شود که این افزایش نه تنها برای مصارف خانگی بلکه به خاطر افزایش نیاز صنایع نیز اتفاق می‌افتد.

منابع اصلی آب شامل دریاها، دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، رطوبت خاک و آبهای زیرزمینی کم عمق می‌باشد. بخش قابل استفاده این منابع کمتر از یک درصد کل آبهای سطحی و ۰/۰۱ درصد کل آب جهان است. مشکلات کیفیت آب اغلب در کشورهای در حال توسعه شدید است و کمتر به آن توجه می‌شود. در تعداد زیادی از کشورها به علت بهره‌برداری زیاد از آبهای زیرزمینی عمق سفره‌های آب زیرزمینی کاهش یافته است و این کمبود آب سبب افزایش بار آلاینده‌ها و تخریب محیط شده است. منابع آلودگی آب شامل پساب تصفیه نشده، تخلیه مواد شیمیایی، تراوش مواد نفتی، تجمع زباله در گودال‌ها و آبشویی مواد شیمیایی از زمین‌های کشاورزی است. این منابع سبب افزایش یون‌های نیتروژن و فسفر موجود در آب می‌شوند و این یون‌ها نقشی کلیدی در غنی‌سازی آبها دارند. اثرات غنی شدن آبها شامل رشد پلانکتون‌ها، جلبک‌ها، افزایش بار آلی، مرگ ماهی‌ها و افزایش کدورت آب می‌باشد [۸۸]. افزایش آلاینده‌های نیتروژنی در آب باعث تهدید سلامتی بشر می‌شود و مصرف آب با غلظت بالای نترات سبب بیماری متهموگلوبینمیا در نوزادان و افزایش ترکیبات سرطان‌زای نیتروزآمین در بزرگسالان می‌شود [۵۰]. بنابراین برای حفاظت منابع آب شیرین و جلوگیری از آلودگی محیط زیست و بهداشت همگانی، جمع‌آوری و پالایش آبهای آلوده و استفاده مجدد از این آبها برای مصارف غیرخانگی، به ویژه در ایران به علت کمی آب و گرانی آب آشامیدنی، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. آنچه در این زمینه حائز اهمیت است انتخاب فناوری مناسب با توجه به شرایط آب و هوایی، اقتصادی و اجتماعی هر منطقه است که استفاده از روش مورد نظر را ممکن می‌سازد. در

چنین شرایطی روشهای آسان و ارزان پالایش آبهای آلوده اهمیت دو چندان دارد. از جمله روشهای ساده و ارزان، روشهای طبیعی پالایش آبهای آلوده شهری است. این روشها به دلیل هزینه‌ی اولیه‌ی کم، مصرف انرژی بسیار پایین، راهبری ساده و عدم نیاز به نیروی بهره‌بردار متخصص، مورد علاقه‌ی پژوهشگرانی است که برای یافتن روشهای مناسبتر و ارزانتر تحقیق می‌نمایند [۲۵]. سالهای متمادی است که در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه، پژوهش‌های بسیاری برای پالایش آبهای آلوده شهری به وسیله روشهای طبیعی انجام می‌شود. از جمله کشورهای آلمان، هند، چین، استرالیا، آمریکا و دانمارک که از سال ۱۹۷۰ میلادی تاکنون تحقیقات زیادی را در زمینه‌ی استفاده از روشهای طبیعی به ویژه روش استفاده از گیاهان برای پالایش آبهای آلوده شهری انجام داده‌اند [۵۶]. بر طبق گزارش دریافتی از آکادمی ملی علوم ایالات متحده در سال ۱۹۷۶ بعضی از علف‌های هرز آبی می‌توانند برخی از ترکیبات معدنی و آلی را از آب پاکسازی کنند. این علف‌های هرز می‌توانند مواد محلول را جذب و در ساختار خود وارد کنند. بعلاوه علف‌های هرز را می‌توان حذف کرد و بدون خطر به عنوان یک کود، یا برای تولید الیاف یا بیوگاز مورد استفاده قرار داد. نیترات، ترکیبات آمونیوم، فسفات و کربن آلی مواد غذایی هستند که اغلب در کشاورزی مورد نیاز هستند. ساخت کود، نیازمند صرف انرژی است، از این رو به طور فزاینده‌ای پرهزینه است. برای کشاورزان روستایی، بهای کود شیمیایی وارداتی یک عامل بازدارنده است. به همین دلیل گیاهان آبی، منبع بومی اطمینان بخشی از کود آلی و تهویه‌کننده خاک ارزان قیمت هستند که در دسترس گروه کشاورزان کم درآمدی که نیاز بیشتری به آن دارند قرار می‌گیرد. با این وجود تمام علف‌های هرز آبی برای رشد در فاضلاب‌ها به طور یکسان سازش نیافته‌اند. آنهایی که در فاضلاب بهترین رشد را دارند عبارتند از نی، سنبل آبی، عدسک آبی، الودا، هیدریلا و غیره ... هستند [۲].

تالاب‌های مصنوعی گیاهی از جمله روش‌های طبیعی پالایش آبهای آلوده هستند که عملکردی مانند تالاب‌های طبیعی دارند با این تفاوت که بر تالاب‌های مصنوعی کنترل بیشتری وجود دارد و باعث کارایی و بازدهی بهتر این سیستم‌ها می‌شود. این تالاب‌ها بر اساس فرآیندهای طبیعی

قادر به تصفیه آب‌های آلوده هستند و بیشتر به عنوان پالایش ثانویه (بیولوژیکی) در تصفیه خانه‌های فاضلاب و پالایش آبهای آلوده‌ی دامی استفاده می‌شوند و قادر به از بین بردن پاتوژن‌ها، ویروس‌ها و باکتری‌های زیان‌آور بوده و آنها را تبدیل به اجسام بی‌ضرر می‌کنند [۲۰]. تالاب‌های مصنوعی درختچه‌های آبی مانند نی و لویی در سالهای اخیر در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه مورد توجه قرار گرفته است [۹۹].

استفاده از گیاهان آبی شناور که قسمت‌های رویشی و ریشه‌های آنها به طور آزاد در درون آب قرار دارند مانند عدسک آبی برای تیمار مرحله سوم فاضلابهای شهری و صنعتی بیش از یک دهه مرسوم شده است [۴۸]. همین طور استفاده از گونه‌های مختلف گیاهان آبی غوطه‌ور در تیمار فاضلاب بسیار امیدبخش بوده است. تحقیق حاضر با هدف کاهش آلودگی پساب شهری به وسیله گیاهان آبی انجام شده است.

## فصل دوم

### بررسی منابع

## ۲-۱- نیتروژن

نیتروژن یا ازت یکی از عناصر شیمیایی است که دارای نماد N عدد اتمی ۷، جرم اتمی ۱۴/۰۰۶، چگالی  $1.25 \times 10^{-3}$ ، نقطه ذوب ۲۱۰- درجه‌ی سلیسیوس و نقطه جوش ۱۹۵/۸- درجه‌ی سلیسیوس می‌باشد. نیتروژن از گروه غیر فلزات بوده و دارای بار ۰ و ۳- می‌باشد. این عنصر پنج الکترون در پوسته خود داشته و در نتیجه در اکثر ترکیبات بصورت سه ظرفیتی است. نیتروژن خالص یک گاز بی‌اثر و بی‌رنگ است. نیتروژن در ساخت آمونیاک، تولید اسید نیتریک و کود بیشترین استفاده را دارد. همچنین نیتروژن مایع به عنوان خنک کننده برای انتقال مواد غذایی، نگهداری اجساد و یاخته‌های تناسلی کاربرد دارد [۵۲].

### ۲-۱-۱- نیتروژن در محیط

نیتروژن یکی از فراوانترین عناصر شیمیایی اتمسفر زمین و یک عنصر ضروری برای زندگی است. مولکول‌های نیتروژن به طور عمده در هوا وجود دارد و حدود ۸۰ درصد از اتمسفر را تشکیل می‌دهد، یکی از ترکیبات اصلی آن آمینواسیدها و نوکلئوتیدها می‌باشد و چهارمین عنصر مهم بعد از کربن، اکسیژن و هیدروژن در بافتهای گیاهی است. در خاک و آب نیتروژن به فرمهای نیترات، آمونیوم و نیتريت یافت می‌شود [۵۲].

### ۲-۱-۲- نیتروژن در آب

در ۴ دهه اخیر، فعالیت‌های بشری سبب افزایش جریان نیتروژن به فرم نیترات شده است. میزان نیترات در آبهای ساحلی شمال آمریکا ۶ تا ۸ برابر، در مکزیک ۴ تا ۵ برابر و در رودخانه‌های شمال اروپا ۶ تا ۲۵ برابر شده است [۸۷]. این افزایش جریان نیتروژن سبب ایجاد سه مشکل اصلی در محیط‌های آبی می‌شود.

## الف - اسیدی شدن

در محیط‌های بی‌هوازی نظیر آبهای آلوده، باکتریهای غیر هوازی میکروکوکوس، باسیلوس و سودوموناس نیتريت و نیترات را به عنوان پذیرنده الکترون مصرف می‌کنند و منجر به تشکیل گازهای  $N_2$ ،  $N_2O$  و  $NO$  می‌شوند. این گازها ممکن است تحت واکنش‌های پیچیده به اسید نیتريك تبدیل شده و این ترکیب در آبهای بدون ظرفیت خنثی سازی اسید، سبب کاهش pH آب می‌شود [۳۲].

## ب - گسترش رشد جلبک‌ها

آلودگی نیتروژنی سبب افزایش تکثیر جلبکها و فیتوپلانکتون‌ها در آبها می‌شوند برخی از گروههای جلبکی مانند سیانوباکتریها با ساخت مواد سمی در درون سلول‌های خود سبب آلودگی محیط‌های آبی می‌شوند این مواد سمی ممکن است درون سلولهای جلبک‌ها باقی بمانند و یا ممکن است در طول دوران رشد جلبک و یا تجزیه سلولهای آنها در داخل آب رها شوند و با ورود به زنجیره غذایی از طریق تجمع زیستی، انتقال زمینی به حیوانات، گیاهان آبی و بشر سبب آلودگی محیط شوند [۶۰].

## ج - ممانعت از رشد و بقا حیوانات آبی

آژانس حمایت از محیط زیست سوئد در سال ۲۰۰۰ بیان کرده است، غلظت‌های بالاتر از ۴۴۰ میکروگرم بر لیتر نیتروژن کل و ۳۰ میکروگرم بر لیتر فسفر کل منجر به غنی شدن آبهای ساحلی می‌شود. همچنین آبهای غنی و اسیدی مانع رشد و بقا حیوانات آبی می‌شوند [۹۱].

## ۲-۱-۲-۱- چرخه نیتروژن در آب

منبع اولیه ازت غذایی در سیستمهای آبی حاصل تثبیت ازت جوی ( $N_2$ ) توسط فرآیندهای بیولوژیکی می‌باشد [۷۴]. نیتروژن به صورت ترکیبات متعددی نظیر نیتريت، آمونیوم، آمونیاک و ترکیباتی نظیر پروتئین در محیط‌های آبی مشاهده می‌گردد. اغلب نیتروژن در مواد آلی به شکل گروههای آمین در پروتئین مشاهده می‌گردد. پروتئین‌ها توسط فعالیت‌های بیولوژیکی دامینه شده که

این فرآیند آمونیفیکاسیون نامیده می‌شود. نیتریفیکاسیون، اکسید شدن آمونیوم به نیتريت و سپس به نیترات است، این واکنشها توسط باکتری‌های نیتروزوموناس و نیتروباکتر انجام می‌شود. هر دو این مراحل به اکسیژن قابل ملاحظه‌ای نیاز دارند [۷۴]. مقدار اکسیژن مورد نیاز جهت تبدیل  $\text{NH}_4^+$  به  $\text{NO}_2^-$  را برابر  $3/43$  کیلوگرم اکسیژن به ازاء هر کیلوگرم  $\text{NH}_4^+$  محاسبه کرده‌اند و مقدار اکسیژن مورد نیاز برای تبدیل  $\text{NO}_2^-$  به  $\text{NO}_3^-$  را  $14/1$  کیلوگرم اکسیژن به ازاء هر کیلوگرم  $\text{NO}_2^-$  به دست آورده‌اند [۸۹].

در شرایط بی‌هوازی  $\text{NO}_2^-$  و  $\text{NO}_3^-$  توسط فرآیندی به نام دنیتریفیکاسیون کاهش یافته و اشکال گازی نیتروژن ( $\text{N}_2$ ،  $\text{N}_2\text{O}$ ،  $\text{NH}_3$ ) به عنوان متابولیک میکروارگانیسم‌های هتروتروف در اتمسفر رها می‌گردند [۷۴].

## ۲-۱-۳- نیتروژن در خاک

نیتروژن در خاک به طور عمومی به سه فرم نیتروژن آلی، آمونیوم و نیترات وجود دارد. ۹۵ تا ۹۹ درصد نیتروژن موجود در خاک به فرم نیتروژن آلی است. این نیتروژن به طور مستقیم قابل استفاده برای گیاهان نیست و به وسیله میکروارگانیسم‌ها به فرم‌های قابل دسترس برای گیاهان (آمونیم و نیترات) تبدیل می‌شود. یون آمونیوم در خاک جذب بارهای منفی ذرات خاک می‌شود و یون نیترات به علت بار منفی که دارد بیشتر به صورت محلول در آب خاک وجود دارد [۹].

## ۲-۱-۴- نیتروژن در گیاه

نیتروژن یکی از عناصر پرمصرف جهت رشد گیاه می‌باشد و در واقع این عنصر به عنوان گلوگاه رشد گیاه شناخته می‌شود. مقدار آن در وزن خشک گیاه ۱ تا ۵ درصد است بخش اعظم نیتروژن مورد نیاز گیاه به صورت  $(\text{NO}_3^-)$  جذب می‌شود. عمده نیتراتی که گیاه جذب می‌کند در نهایت در ساختمان پروتئین استفاده می‌شود، همچنین نیتروژن در ساختمان RNA و DNA هم دخالت دارد. ازت در ساختن کلروفیل گیاه نقش اساسی بازی می‌کند به گونه‌ای که علامت کمبود

نیتروژن در گیاه زرد شدن برگهای مسن می‌باشد. علاوه بر اثرات فوق، نیتروژن تأثیرات زیاد دیگری را به همراه دارد که عبارتند از:

- ۱- افزایش پروتئین در اندامهایی که پروتئین ذخیره می‌کنند.
- ۲- نسبت اندام هوایی به ریشه را افزایش می‌دهد.
- ۳- باعث بقاء و افزایش رشد پنجه‌ها در گیاهان می‌شود [۱۲].

## ۲-۲- نیترات

نیترات ترکیبی از نیتروژن با سه اتم اکسیژن است و دارای وزن مولکولی ۶۲ و یک بار منفی است. نیترات یکی از چندین فرم نیتروژن است که به طور طبیعی در خاک‌ها و آب‌ها به کمک باکتری‌ها، از یک فرم به فرم‌های دیگر نیتروژن تبدیل می‌شود و یا به طور مستقیم از مکان‌های صنعتی، مسکونی و کشاورزی در آبهای سطحی رها می‌شود. نیترات به عنوان کود برای گیاهان مورد استفاده قرار می‌گیرد زیرا به راحتی به وسیله آنها جذب می‌شود. نیترات به عنوان عامل اکسنده در مواد منفجره، فشفشه و ترقه استفاده می‌شود و در عکسبرداری، ساخت شیشه، نساجی و ساخت مواد صنعتی مانند اسید نیتریک کاربرد دارد [۴۴].

## ۲-۲-۱- نیترات در محیط

ترکیبات نیترات و نیتريت در آبها بسیار محلول هستند و به سرعت در محیط حرکت می‌کنند. بنابراین نیترات توانایی بالایی برای ورود به آبهای سطحی از طریق ریزش باران، روان آبهای کشاورزی، خانگی و صنعتی دارد. نیترات به تنهایی عامل رشد کلنی‌های جلبکی نیست بلکه به فراوانی عناصر دیگری مانند آمونیوم، فسفر، سیلیس، حرکت آب و مقدار نور قابل دسترس نیز بستگی دارد و به همین دلیل رشد جلبک‌ها می‌تواند در غلظت‌های پایین تر از حد استاندارد نیز اتفاق افتد [۳۲].



## ۲-۲-۲- نیترات در آب

فرم حضور نیتروژن در آبها به عواملی مانند pH، مقدار اکسیژن قابل دسترس و نوع جمعیت بیولوژیکی بستگی دارد. همه فرمهای رها شده نیتروژن در آب ممکن است به نیترات تبدیل شوند و در محیطهای آبی یونیزه نمی‌شود. نیترات عامل سمیت حیوانات آبی به ویژه ماهی و خرچنگها است زیرا سبب تبدیل رنگدانه‌های هموگلوبین به فرم متهموگلوبین می‌شود که توانایی حمل اکسیژن را ندارد. حیوانات در آبهای سطحی نسبت به آنهايي که در دریاها زندگی می‌کنند حساسیت بیشتری به نیترات دارند که این امر به علت اثر شوری آب است. سازمان بهداشت آمریکا حد استاندارد نیترات در آب آشامیدنی را  $10 \text{ (N-NO}_3^-)$  میلی‌گرم در لیتر اعلام کرد [۳۲].

روشهای حذف نیترات از آب مشتمل بر فرآیندهای فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی می‌باشد. تبادل یونی، اسمز معکوس، دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی و احیای شیمیایی روشهایی هستند که تاکنون برای حذف نیترات از آب مورد استفاده قرار گرفته‌اند. فرآیندهای اسمز معکوس و تبادل یونی در حذف نیترات به صورت انتخابی عمل نمی‌کنند و نیاز به احیای مداوم محیط دارند. این دو فرایند، در فرم شیمیایی نیترات تغییری ایجاد نکرده و در نهایت پساب آلوده‌ای نیز تولید می‌کنند. دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی نیز بیشتر در مورد فاضلابها انجام شده است و در فرآیندهای تصفیه آب به دلیل نیاز به سوبسترای آلی و همچنین نگهداری زیاد سیستم نامطلوب می‌باشد [۳].

## ۲-۲-۳- نیترات در خاک

نیترات یک ماده طبیعی در خاکها است. ذخیره کافی نیترات برای رشد گیاهان لازم است و نیتروژن جذب شده به وسیله گیاهان بیشتر به فرم نیترات است. مواد آلی خاک، حدود ۵ درصد نیتروژن دارند و میکروارگانیسمها نیتروژن آلی را قبل از استفاده‌ی گیاهان به آمونیوم یا نیترات تبدیل می‌کنند. نیترات محلول در آب است و با رطوبت خاک حرکت می‌کند. مقدار نیترات با آبشویی در

خاکهای شنی کاهش می‌یابد، در خاکهای سنگین آبشویی آن آهسته‌تر است و نیترات بیشتری در دسترس گیاهان قرار می‌گیرد [۳۴].

## ۲-۲-۴- نیترات در گیاه

نیترژن عنصری حیاتی برای رشد گیاه به شمار می‌رود و فرمهای قابل جذب آن به وسیله گیاه آمونیوم و نیترات می‌باشند. نیترات وقتی از طریق تارهای کشنده ریشه جذب گیاه شده قبل از آنکه در متابولیسم مصرف شود باید به آمونیوم تبدیل شود که این فرآیند مهم را احیاء نیترات گویند و شامل دو مرحله‌ی احیای نیترات به نیتريت و احیای نیتريت به آمونیوم می‌باشد که به ترتیب دو آنزیم نیترات ردکتاز و نیتريت ردکتاز در این فرایند دخالت دارند. هر دو آنزیم به طور متوالی عمل می‌کنند به نحوی که مانع تجمع مقدار قابل توجهی نیتريت می‌شود. آنزیم نیترات ردکتاز بیشتر در برگهای جوان و نوک ریشه‌های تازه وجود داشته و در برگهای پیر کمتر فعالیت دارد [۱۰].

## ۲-۲-۴-۱- عوامل مؤثر بر تجمع نیترات در گیاهان

### الف- اثر عوامل محیطی

عامل محیطی مهمترین عامل در تجمع نیترات در گیاهان است. عوامل محیطی زیادی از طریق تأثیر بر فعالیت آنزیم کاهش دهنده نیترات و همچنین جذب نیترات، بر غلظت نیترات گیاه اثر می‌گذارند، عموماً نور کم، دمای خیلی زیاد و یا خیلی کم و تنشهای رطوبتی، منجر به تقلیل فعالیت آنزیم کاهش دهنده نیترات و افزایش تجمع نیترات می‌شوند. مواقعی که گیاه در معرض شدت نور کم قرار گیرد، غلظت نیترات افزایش می‌یابد. محققین مختلف دریافتند از عوامل محیطی دیگر می‌توان دما را نام برد که همراه با شدت نور کم، منجر به تجمع نیترات می‌شود. تنش رطوبت نیز در تجمع نیترات مؤثر است.

## ب- اثر نوع گیاه

تجمع نیترات در گیاه بستگی به گونه، رقم و قسمت‌های مختلف گیاه و نیز سن آن دارد. برخی از گیاهان مانند تربچه، هویج، اسفناج، شوید و ریحان نیترات را بیشتر از نیاز متابولیکی خود ذخیره می‌کنند. نیترات بیشتر در قسمت‌های مسن گیاه تجمع می‌یابد زیرا فعالیت آنزیم کاهش دهنده نیترات کم است.

## ج- اثر کود

مقدار کود، سرعت آزاد شدن و روش مصرف کود بر تجمع نیترات اثر می‌گذارد. در کشورهای اروپایی به این نتیجه رسیده‌اند سبزیهایی که به صورت ارگانیکی رشد می‌کنند، دارای نیترات کمتری می‌باشند [۱۳].

## ۲-۲-۵- نیترات در بدن

نیترات یک ترکیب رایج در رژیم‌های غذایی است. طبق گزارش سازمان بهداشت جهانی و خواربار جهانی کشاورزی (۱۹۹۵)، حد قابل قبول مصرف روزانه نیترات صفر الی ۳/۷ میلی‌گرم به ازاء هر کیلوگرم وزن بدن می‌باشد [۱۰۲]. طبق تحقیقات انجام شده بیشتر نیترات دریافتی توسط انسان بالغ مجدداً دفع می‌گردد و حدود ۴۰ درصد مقدار باقیمانده نیترات از طریق گردش خون در بزاق ظاهر می‌شود، سپس مقدار کمی از آن تحت تأثیر احیاء میکروبی به نیتريت تبدیل می‌گردد. نیترات در دستگاه گوارش به ویژه هنگامی که pH مایع شکمی به اندازه کافی بالا (در حدود ۵) است توسط باکتری به نیتريت تبدیل می‌شود و نیتريت در دستگاه گوارش منجر به سمیت مخصوصاً در حیوانات و همچنین نوزاد انسان می‌گردد. مشخص‌ترین علائم سمیت حاد، بیماری کم خونی یا کبودی یا متهموگلوبینمیا یا سندروم بچه آبی<sup>۱</sup> است که طی آن هموگلوبین (رنگ قرمز خون) به متهموگلوبین (قهوه‌ای رنگ) تبدیل می‌گردد. در این جریان اتم آهن دو ظرفیتی که در ساختمان هموگلوبین بکار رفته است به آهن سه ظرفیتی تبدیل می‌شود و در نتیجه انتقال اکسیژن مختل شده و بیماری

---

1- Blue baby sandrum

انوکزی<sup>۱</sup> یا کمبود اکسیژن بروز می‌نماید. علائم بیماری در انسان شامل کبودی، سردرد، گیجی، بی‌حسی، اغماء، تشنج، خفگی و سرانجام مرگ است [۵۰].

کودکان کمتر از ۴ ماه به دلایل ذیل بیشتر مستعد این بیماری هستند:

- ۱- بیشتر وزن آنها از مایع (آب) تشکیل شده است.
- ۲- اکسید شدن آسان و بیشتر هموگلوبین در دوران جنینی
- ۳- پایین تر بودن فعالیت آنزیم ردکتاز (مسئول تبدیل متهموگلوبین به هموگلوبین)
- ۴- بالا بودن pH شکمی (باعث حمله بیشتر باکتری و افزایش تبدیل نیترات هضم شده به نیتريت می‌شود) [۴۷ و ۵۹].

حداکثر سطح نیترات و نیتريت که از ایجاد متهموگلوبین جلوگیری می‌کند در آب آشامیدنی در حدود ۱۰ میلی‌گرم در لیتر نیتروژن نیتراتی و ۱ میلی‌گرم در لیتر نیتروژن نیتريتی است. نیترات و نیتريت با تشکیل ترکیب نیتروزآمین به وسیله باکتری‌ها در دستگاه گوارش عامل سرطان در پستانداران هستند. سنتز نیتروزآمین در معده تا حدی در pH پایین اتفاق می‌افتد و دو آمین با نیتريت ترکیب شده و منجر به تشکیل دی‌متیل نیتروزآمین می‌شوند. دی‌متیل نیتروزآمین سبب الکیل‌دار شدن دئوکسی‌ریبونوکلیئیک اسید (DNA) می‌شود که از مکانیزم‌های اصلی سرطان‌زایی است [۱۰۳].

## ۳-۲- فسفر

فسفر یک عنصر شیمیایی است با نماد P، عدد اتمی ۱۵، وزن اتمی ۳۰/۹۷ gr/mol، چگالی  $1823 \text{ kg/m}^3$  نقطه ذوب ۱۱۱/۶ درجه‌ی کلون و نقطه جوش ۵۳۱ درجه‌ی کلون می‌باشد. فسفر معمولاً در صخره‌ها و کانی‌های فسفاتی و همچنین در تمام سلول‌های زنده یافت می‌شود ولی هیچگاه به صورت طبیعی تنها و بدون ترکیب با عناصر دیگر وجود ندارد، فسفر بسیار واکنش‌پذیر بوده و

---

1- Anoxiz

هنگام ترکیب با اکسیژن نور کمی از خود ساطع می‌کند، از عناصر لازم و حیاتی ارگان‌های زنده بوده و نامش به شکل‌های گوناگون ذکر می‌شود. مهمترین استفاده فسفر در تولید کود می‌باشد. همچنین در تولید مواد منفجره، مواد حشره‌کش، مواد شوینده و همچنین در مانیتورهای کامپیوتر نیز کاربرد دارد [۱۰۰].

### ۲-۳-۱- فسفر در محیط

فسفر یک عنصر ضروری برای زندگی است. این عنصر یک ترکیب حیاتی در ساختارهای ژنتیکی سلول است و در واکنش‌های انتقال انرژی شرکت می‌کند. فسفر یک عنصر محدود کننده رشد، در محیط‌های آبی و خاکی است و در بیشتر مراحل کشاورزی افزودن فسفر سبب بهبود تولیدات خواهد شد. ورود فسفر از زمین‌های کشاورزی به آبها مهمترین منبع تهدیدکننده کیفیت آب است. فسفر ورودی به محیط از سال ۱۹۵۰ افزایش یافت که به دلیل فسفات موجود در شوینده‌ها که منبع اصلی افزایش سطح فسفر در پساب‌های خانگی و صنعتی می‌باشد [۱۰۰].

### ۲-۳-۲- فسفر در آب

تحت شرایط طبیعی محتوای فسفر آب‌های سطحی از ترکیب عوامل گوناگون ناشی می‌شود. فسفر در آب دارای سه منبع اصلی است:

- ۱- رها شدن فسفر از کانی‌های بستر رودخانه‌ها بر اثر هوازدگی
  - ۲- نفوذ زه آبهای زمین‌های مجاور به آبهای سطحی که سبب گسترش ورود فسفر آلی و معدنی خواهد شد.
  - ۳- فسفر آلی در آب که به طور مستقیم از مدفوع و ادرار حیوانات و یا از آب فاضلاب ناشی می‌شود.
- فسفر در سطح ذرات رس و سیلت خاک جذب می‌شود و همراه با مواد آلی خاک به طور فعال نگهداری می‌شود و در اکثر مواقع قابل دسترس خواهد بود. این ذرات سطح بالای فسفر را در آب نگهداری می‌کنند و در جویبارها و رودخانه‌ها که سرعت آب زیاد است فسفر به آرامی از این ذرات جدا

شده و در آب رها می‌شود. از دیگر منابع کوچک دارای اهمیت، فسفر موجود در زه آب‌ها و اتمسفر است [۱۰۰].

آژانس حمایت از محیط زیست آمریکا سطح بحرانی فسفر را در دریاچه‌ها  $0.5 \text{ mg/l}$  و در جویبارها  $1 \text{ mg/l}$  اعلام کرده است. به طور عمومی دریاچه‌ها از جویبارها و رودخانه‌ها بیشتر به غلظت فسفرها حساسیت نشان داده‌اند و آن به دلیل جریان آرام و حجم کم آنها است. فسفر در آب عامل تحریک کننده رشد سریع جلبک‌ها و میکروارگانیسم‌های آبی است و رشد آنها تا هنگامی که اکسیژن و فسفر کاهش یابد ادامه دارد. کاهش اکسیژن سبب نابودی میکروارگانیسم‌های هوازی می‌شود و با مرگ آنها تقاضای اکسیژن برای تجزیه آنها افزایش می‌یابد و در این شرایط محیط هوازی به غیرهوازی تبدیل شده و همه این فرآیندها سبب پدیده ایوتروفیکاسیون می‌شود. یکی از علائم معلوم آبهای غنی، رنگ آنها است. تحریک رشد جلبک‌ها در آب سبب ایجاد رنگ سبز در آنها می‌شود و کاهش غلظت اکسیژن محلول و نفوذ نور به زیر آب سبب نابودی تعدادی از ماهی‌ها و میکروارگانیسم‌ها می‌شود و واضح است که غنی شدن آبهای سطحی با فسفر نامطلوب است نه به این دلیل که اثر منفی روی محیط می‌گذارد بلکه به دلیل افزایش بهای خالص سازی آنها می‌شود [۱۰۰].

### ۲-۳-۳- پدیده کشند قرمز

کشند قرمز پدیده‌ای است که در اثر تجمع بیش از حد جلبکهای تک سلولی به وجود می‌آید، این پدیده بیشتر در آبهای مناطق گرمسیری و گاه نیمه گرمسیری بروز نموده و در شرایط بخصوصی، گونه‌های فیتوپلانکتونی (گونه پدیدآورنده کشند) از لحاظ تعداد چنان شکوفا شده و افزایش می‌یابند که در اثر تراکم بیش از حدشان رنگ آب دریا تغییر می‌کند و با توجه به نوع رنگدانه‌هایی که برای جذب نور خورشید در گونه‌های مختلف پلانکتونی وجود دارد، دریا ممکن است صورتی، بنفش، نارنجی، زرد، آبی، سبز، قهوه‌ای یا قرمز به نظر آید با این حال رنگ قرمز معمولی‌ترین نوع رنگدانه‌ها است و این پدیده به نام کشند قرمز معروف شده است. کشندها پدیده‌هایی طبیعی هستند که در واقع پاسخی به افزایش فصلی سطوح مواد مغذی در دریا می‌باشند، مواد غذایی ساحلی به ویژه

فسفات‌ها معروفترین عامل تشدید و دوام شکوفایی‌ها می‌باشند که فاضلابهای صنعتی و انسانی از مهمترین منابع غنی فسفات هستند. شکوفائی پلانکتونی منجر به آزاد شدن مقادیر زیادی دی اکسید کربن در طول شب شده و کمبود اکسیژن را ایجاد می‌کند. گزارش شده که دی اکسید کربن در غلظت ۲۰ تا ۳۰ قسمت در میلیون سبب مرگ و میر بالای ماهی‌ها می‌گردد، از این رو این ترکیب ناخواسته می‌بایست ریشه‌کن گردد [۱].

به طور کلی در شکوفائی پلانکتونی ۲ گروه نقش عمده ای دارند:

۱- فیتوپلانکتونها: ارگانسیم‌هایی که منحصراً منشأ گیاهی دارند و بنابراین اتوتروف هستند و به اولین سطح زنجیره غذایی تعلق دارند.

۲- زئوپلانکتونها: ارگانسیم‌هایی که منشأ جانوری داشته و بنابراین هتروتروف هستند و به دومین سطح زنجیره غذایی تعلق دارند.

هر دو گروه مذکور برای استخرهای پرورش ماهی خطرناک هستند و به هر حال تنفس شبانه آنها سبب کمبود شدید اکسیژن در آب می‌شود که می‌تواند تلفات سنگینی را در ماهی‌ها به بار آورد. بعضی از پلانکتون‌ها در صورت در دسترس بودن مواد مغذی ضروری (فسفر، نیتروژن و سیلیسیم) سریع رشد کرده و ایجاد شکوفائی می‌کنند که این شکوفائی هم در آب شیرین و هم در آب شور اتفاق می‌افتد و در رنگ‌های متنوعی چون سبز، زرد، قهوه‌ای و قرمز و سبز آبی دیده می‌شود [۱۱].

شکوفائی انواع متفاوتی دارد:

الف- شکوفائی پلانکتونی کوتاه مدت: این نوع از شکوفائی معمولاً توسط جلبک‌هایی چون اوگنا و کلامیدوموناس، ولوکس و پریدینیوم ایجاد می‌شود که به ترتیب به رنگ‌های قرمز، قهوه‌ای، سبز و قهوه‌ای دیده می‌شوند.

ب- شکوفائی پلانکتونی طولانی مدت: این نوع از شکوفائی در نتیجه تراکم بالای از جلبک‌های سبز آبی نظیر میکروسیس، آنابنا، نوستوک و اسپیرولینا ایجاد می‌گردد، سبب ایجاد کف در سطح آب می‌شود و مرگ و میر در ماهی‌ها را ایجاد می‌کند. سلولهای موجود در جلبک‌ها سبک شده

و جلبک را به سطح آب آورده و باعث افزایش گرمای آب می‌شوند. در توسعه این گونه از جلبک‌ها عواملی مانند افزایش نیتروژن، فسفر، دی اکسید کربن و مواد آلی نقش دارند. همچنین افزایش دمای آب موجب ایجاد این نوع از شکوفائی بصورت طولانی مدت می‌گردد. شکوفائی پلانکتونی منجر به ایجاد طعم و بوی نامطلوب در آب می‌شود، همچنین این جلبک‌ها مرگ و میر بالا در ماهی‌ها و دیگر موجودات آبی را بدلیل مسدود کردن آبشش‌ها و نیز ایجاد کمبود اکسیژن و آزاد کردن مواد سمی به دنبال دارند. مواد سمی ناشی از جلبک‌ها به دو نوع سموم بیرونی و درونی تقسیم می‌شوند:

سموم بیرونی از گروهی از جلبک‌ها نظیر جلبک دریائی *prymnesium* حاصل می‌شود که این جلبک در آب شور اروپا و فلسطین رشد می‌کند. سم این جلبک‌ها بر روی تنفس نرم‌تنان و ماهی‌ها اثراتی کشنده به بار می‌آورد و ماهی در این شرایط حتی نمی‌تواند در مقابل غلظت مس و دیگر یونهای محیط مقاومت کند و در حالت مرگ قرار می‌گیرد. همچنین این سم تأثیری مستقیم روی سلولها گذاشته و سبب تجزیه گلبول‌های خونی و سلولهای نوکلئوتیدی می‌گردد. این سم احتمالاً از پروتئولپید ساخته شده است و برای تولید این سم در این جلبک‌ها، نور لازم است اما خود این سم در مجاورت با نور و اشعه ماوراء بنفش غیر فعال می‌گردد. این جلبک در محیط با شوری پائین بسیار خطرناک است.

سموم درونی که از جلبک *Gymnodinium* و جلبکهای سبز آبی *Microcystis aeruginosa* حاصل می‌گردند، بعد از تجزیه سلول والد ایجاد می‌شوند. ساختار این سم احتمالاً از پلی‌پتیدهای حلقوی می‌باشد و در زمانی که سلولهای جلبکی توسط انجماد و آب شدن شکسته می‌شوند، رها سازی می‌گردند. اما شکوفائی جلبک‌های سبز آبی هرگز باعث مرگ و میر بالای ماهی‌ها و پرندگان آبی نمی‌شود [۸۳].



کنترل شکوفائی پلانکتونی به ۳ صورت مکانیکی، بیولوژیکی و شیمیائی صورت می‌پذیرد:

۱- روش مکانیکی: این روش با استفاده از جمع آوری دستی، مثلاً با استفاده از چنگک، در

مورد جلبک هائی که توسط باد به کناره‌های استخر رانده می‌شوند، صورت می‌گیرد.

۲- روش بیولوژیکی: در این روش از رشد گروهی از گیاهان آبی مثل عدسک‌های آبی

استفاده می‌شود که این عدسک‌ها سایه ای را روی جلبک‌ها تشکیل داده و از رشد آنها جلوگیری می‌کنند. همچنین از ماهیان گیاهخواری چون ماهی آمور در استخرها برای کنترل شکوفائی استفاده می‌شود و نظریه‌ای هم که اخیراً داده شده این است که ویروس هائی هم وجود دارند که به جلبک‌ها حمله کرده و آنها را می‌کشند و این ویروس‌ها با راحتی از جلبکی به جلبک دیگر انتقال می‌یابند.

۳- روش شیمیایی: برای از بین بردن شکوفائی پلانکتونی مخصوصاً جلبک سبز آبی از محلول

سولفات مس به میزان ۱ قسمت درمیلیون یا ۸۰۰ گرم در هر هکتار، که در بسته‌های پارچه‌ای پیچیده شده است، یک بار در هر هفته و یا هر چند هفته یکبار در استخرها استفاده می‌گردد. همچنین برای مبارزه با شکوفائی جلبک‌های سبز آبی از اسید سولفوریک به میزان ۱۲۵ قسمت در میلیون استفاده می‌شود. استخرهایی که تحت شکوفائی قرار دارند ممکن است با سولفات آمونیوم هم درمان شوند. اما شکوفائی جلبک‌ها در آب شور دریاها می‌تواند منجر به ایجاد کشند قرمز گردد و خطرات زیادی مثلاً اثرات سرطان‌زائی را در موجودات ایجاد نماید، البته بوجود آوردن اثرات سرطان‌زائی در موجودات آبی هم اکنون مورد بررسی قرار دارد تا بتوان در این مورد نتیجه گیری درستی انجام داد [۱۱ و ۸۳].

## ۲-۳-۴- فسفر در خاک

از منابع فسفر موجود در کانی‌های اولیه می‌توان به آپاتیت اشاره نمود. کانی‌های فسفات در

خاک‌ها و تخته سنگ‌های متفاوتی پیدا می‌شوند، هوازدگی این کانیها سبب رها شدن فسفر در محیط می‌شود. فسفر در محیط بسیار واکنش‌پذیر است و در حالت محلول فرم‌های مختلفی دارد که شامل

ارتوفسفات‌های  $PO_4^{3-}$ ،  $HPO_4^{2-}$  و  $H_2PO_4^-$  است و حضور این یون‌ها در فاز محلول به pH محیط

بستگی دارد. اگر ارتوفسفات به وسیله گیاهان و میکروارگانسیم‌های خاک به سرعت جذب نشود با دیگر ترکیبات مانند کلسیم، آهن، آلومینیوم و منگنز واکنش داده و فسفر را برای گیاهان غیرقابل دسترس می‌کند [۹۹]. مقدار فسفر در خاک بین ۰/۰۳ تا ۰/۲۲ درصد تغییر می‌کند و متوسط آن در خاکهای زراعی در حدود ۰/۰۶ درصد می‌باشد. به طور کلی فسفر به دو شکل معدنی و آلی در خاکها یافت می‌شود. فسفر آلی ۰۲ تا ۸۰ درصد فسفر کل خاک را تشکیل می‌دهد و به صورت اسیدهای نوکلئیک، فسفاتهای اینوسیتول، فسفولیپیدها، فسفوپروتئینها و قندهای فسفوری در هوموس و مواد آلی خاک وجود دارد [۹].

## ۲-۳-۵- فسفر در گیاه

فسفر پس از نیتروژن مهمترین عنصر غذایی مورد نیاز گیاه است. این عنصر در تمام فرآیندهای بیوشیمیایی، در ترکیبات انرژی‌زا و در مکانیسم‌های انتقال انرژی دخالت دارد. بعلاوه فسفر جزئی از پروتئین سلول بوده، نقش ویژه‌ای را به عنوان جزئی از پروتئین هسته سلول، غشاء سلول و نوکلئوتیدها (DNA و RNA) ایفا می‌کند. غلظت فسفر در گیاه معمولاً ۰/۲ تا ۰/۴ درصد وزن خشک گیاه است. شکل قابل جذب فسفر توسط گیاه به صورت  $H_2PO_4^-$  و  $HPO_4^{2-}$  می‌باشد که جذب فرم اول توسط گیاه دو برابر فرم دوم است [۱۲]. جذب فسفات مانند آنیون‌های دیگر، شامل دو مرحله جذب غیرفعال و سپس جذب فعال است. جذب غیرفعال یون‌ها یک فرآیند فیزیکی و غیرحیاتی است. انرژی حیاتی برای این جذب لازم نیست و یون‌ها بدون صرف انرژی تحت تأثیر انرژی سینتیک وارد بافت‌های گیاهی می‌گردند. یکی از روش‌های جذب غیرفعال، فرآیند پخشیدگی است. در این فرآیند یون به طور دائمی از محیطی که غلظت آن بیشتر است به محیط رقیق‌تر حرکت می‌کند. روش دیگر جذب غیرفعال، با فرآیند تبادل یونی همراه است. ریشه گیاه در سطح خود  $OH^-$ ،  $H^+$  و  $HCO_3^-$  دارد که می‌توانند با کاتیون‌ها و آنیون‌ها تعویض شوند از جمله یون فسفات که تبادل آن با  $OH^-$  یا  $HCO_3^-$  صورت می‌گیرد. ولی مقدار آن نسبت به تبادل  $Cl^-$  و  $NO_3^-$  اندک است. جذب فعال عبارت است از

مجموع فرآیندهایی که توسط آن یک یون، مخالف شیب پتانسیل الکتروشیمیایی و متناسب با فعالیتهای حیاتی گیاه به طرف داخل سلول پیش می‌رود [۶].

تأثیر فسفر در گیاه شامل مواردی چون مقاومت گیاه به ورس، زودرس کردن محصول، محصول با کیفیت برتر و باعث رشد جوانه‌های جانبی درختان میوه می‌شود که در نهایت عملکرد را بالا می‌برد. زیادی استفاده از فسفر باعث بروز مسائلی چون تشدید کمبود عناصر کم مصرف می‌گردد زیرا فسفر اثر متقابل بر اینگونه عناصر داشته و جذب و انتقال آنها را توسط گیاه با مشکل مواجه می‌سازد [۱۲].

### ۲-۳-۶- فسفر در بدن

فسفات در رژیم غذایی لازم است و به طور معمول روزانه ۸۰۰ میلی‌گرم فسفات جذب بدن می‌شود. یک رژیم غذایی نرمال بین ۱۰۰۰ تا ۲۰۰۰ میلی‌گرم در روز فسفات فراهم می‌کند. فسفر در آب به طور مستقیم اثر سمی روی انسان‌ها و حیوانات ندارد. سمیت فسفر در آبهای سطحی شامل تحریک شکوفا شدن جلبک‌های سمی و کاهش اکسیژن محلول در آب است و این علائم زندگی حیوانات و انسانها را تحت تاثیر قرار می‌دهد. مصرف مقدار زیاد فسفات سبب مشکلاتی مانند آسیب به کلیه‌ها و مشکلات استخوانی در انسان می‌شود [۱۰۰].

### ۲-۴- پتاسیم

پتاسیم یکی از عناصر شیمیایی است که نماد آن K و دارای عدد اتمی ۱۹، وزن اتمی ۳۹/۰۹۳ gr/mol، چگالی  $0.86 \text{ g/cm}^3$ ، نقطه ذوب ۶۳۰۲ درجه‌ی سانتی‌گراد و نقطه جوش ۷۶۰ درجه‌ی سانتی‌گراد و بار یونی مثبت یک می‌باشد. پتاسیم، فلز قلیایی سفید مایل به نقره‌ای است که به طور طبیعی به صورت ترکیبی با عناصر دیگر در آب دریا و دیگر کانی‌ها یافت می‌شود. این عنصر به سرعت در هوا اکسید شده و مخصوصاً در آب بسیار واکنش‌پذیر بوده و از نظر شیمیایی همانند سدیم

است ولی سدیم در آب دریا به حالت محلول باقی خواهند ماند، در صورتی که پتاسیم رسوب می‌کند [۵۳].

#### ۲-۴-۱- پتاسیم در محیط

این عنصر حدود ۲/۳٪ از وزن پوسته زمین را تشکیل می‌دهد و از نظر فراوانی هفتمین عنصر در آن می‌باشد. پتاسیم به فرم معدنی در رس‌ها و فلدسپارها در پوسته زمین وجود دارد و یک ماده بنیانی برای رشد گیاهان است و در انواع گوناگون خاک یافت می‌شود به دست آوردن پتاسیم از کانی‌ها بدلیل خاصیت نامحلولی و ماندگاری آن بسیار دشوار است [۹]. حدود ۹۵ درصد پتاسیم در کودها استفاده می‌شود و از باقیمانده آن برای ساخت هیدروکسید پتاسیم، داروها و علف‌کش‌ها استفاده می‌شود و در صنعت شیشه‌سازی ساخت مواد شوینده کاربرد دارد [۵۳].

#### ۲-۴-۲- پتاسیم در آب

محتوای پتاسیم آب دریاها و رودخانه‌ها به ترتیب در حدود ۴۰۰ و ۳ میلی‌گرم در لیتر است. این تفاوت به علت غلظت زیاد پتاسیم در سنگ‌های آتشفشانی اقیانوس‌ها است. هوازگی کانی‌های فلدسپار میکروکلین و ارتوکلاز، استفاده از کودهای حاوی پتاسیم در کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی سبب افزایش غلظت پتاسیم در آب می‌شوند. این عنصر در آب به عنوان یون  $(K^+)$  وجود دارد و زیان آوری آن در آب کم است. سمیت پتاسیم معمولاً به خاطر ترکیبات آن مانده سیانید پتاسیم است. سازمان بهداشت اروپا حد مجاز پتاسیم در آب آشامیدنی را ۱۲ میلی‌گرم در لیتر اعلام کرده است [۵۵].

#### ۲-۴-۳- پتاسیم در خاک

پتاسیم در خاک به چهار صورت ترکیبات کانی، تثبیت شده، تبادلی و محلول وجود دارد. قسمت عمده پتاسیم یعنی بیش از ۹۰ درصد پتاسیم خاک به صورت سنگ‌ها و کانی‌هاست. از کانی‌های حامل پتاسیم می‌توان فلدسپات‌ها و میکاها را نام برد. میزان پتاسیم در خاک معمولاً خیلی

بیشتر از میزان عناصر غذایی پرمصرف دیگر از جمله ازت و فسفر است، میزان متوسط پتاسیم در خاک‌های مختلف حدود ۱٪ است که تقریباً ۶ برابر متوسط میزان ازت و ۱۴ برابر میزان فسفر است. پتاسیم به راحتی در اثر آب شویی از خاک خارج می‌شود و مقدار آبشویی آن به نوع بافت خاک، میزان بارندگی، خاصیت تبادل‌ی خاک، واکنش و جنس کانی‌ها و مقدار پتاسیم بستگی دارد و با کشت گیاه مقدار تلفات پتاسیم کاهش می‌یابد [۹].

## ۲-۴-۵- پتاسیم در گیاه

پتاسیم همانند ازت و فسفر یکی از عناصر غذایی اصلی گیاه به شمار می‌آید. مقدار جذب پتاسیم به وسیله گیاه از جذب هر عنصر دیگری به غیر از نیتروژن بیشتر است و به طور متوسط ۲ درصد وزن خشک گیاهان را تشکیل می‌دهد. علیرغم عدم شرکت پتاسیم در بافت گیاه، نقش آن مهم و اساسی است و در موارد زیر جهت رشد گیاه لازم و ضروری می‌باشد.

۱- پتاسیم باعث فعال شدن حدود ۶۰ آنزیم گیاهی می‌شود از جمله فعال کننده آنزیم بوجود آورنده ATP، آنزیم احیاء کننده گاز کربنیک می‌باشد و همچنین در نقل و انتقال مواد ساخته شده مؤثر است.

۲- به دلیل کارایی بهتر آنزیم‌ها باعث افزایش فتوسنتز می‌گردد.

۳- پتاسیم توانایی گیاه را در استفاده از آب بالا می‌برد که با دخالت و نظارت بر باز و بسته شدن روزنه‌ها باعث چنین امری می‌شود.

۴- پتاسیم باعث کاهش حساسیت گیاه به بیماری‌ها می‌شود.

۵- پتاسیم باعث کیفیت بهتر و همچنین افزایش خاصیت انبارداری محصولات می‌گردد.

جذب پتاسیم در گیاه به وسیله دو فرآیند جذب فعال و غیرفعال انجام می‌شود و جذب پتاسیم بستگی به غلظت عناصر کلسیم و منیزیم دارد و با افزایش میزان کلسیم و منیزیم در محیط، جذب پتاسیم کاهش می‌یابد [۱۲].

## ۲-۴-۶- پتاسیم در بدن

پتاسیم در بدن نقش مهمی را ایفا می‌کند. تنظیم کننده ضربان قلب و فشار خون، عنصر ضروری در ساخت پروتئین و اسید نوکلئیک، متعادل کننده آب بدن و نگهدارنده رشته‌های عصبی است. اما مصرف زیاد پتاسیم سبب اختلال در عمل کلیه و همچنین تپش نامنظم ضربان قلب می‌شود، همچنین پتاسیم موجود در ذرات گرد و غبار با تنفس زیاد ممکن است وارد ریه‌ها شده و سبب ساخت مایع در ریه شود [۵۳].

## ۲-۵- انواع فاضلاب

فاضلاب‌ها بر اساس منابع تولیدشان به دو گروه عمده تقسیم می‌شوند؛ فاضلاب‌های شهری و

فاضلاب‌های صنعتی

### ۲-۵-۱- فاضلاب‌های شهری

فاضلاب شهری از فاضلاب واحدهای بهداشتی منازل مانند توالت، دستشویی، حمام، لباسشویی، پساب آشپزخانه و یا فاضلاب‌های حاصل از شستشوی بخشهای مختلف منازل تشکیل شده‌اند. اما آنچه در شبکه‌های جمع‌آوری فاضلاب شهری جریان دارد علاوه بر فاضلاب خانگی حاوی مقداری فاضلاب تولید شده در کارگاهها، تعمیرگاههای اتومبیل، رستوران‌ها، بیمارستانها و هرز آب ناشی از بارندگی در شهر و نظایر آن نیز می‌باشد که به اجبار وارد کانال‌های جمع‌آوری فاضلاب شهری می‌گردند. لذا با توجه به تعداد و تنوع این گونه مراکز در شهر ممکن است نوع فاضلاب تغییر کند که اصطلاحاً آن را فاضلاب خانگی ناخالص می‌نامند [۱۵].

### ۲-۵-۲- فاضلاب‌های صنعتی

فاضلاب‌های صنعتی به پساب زاید تولید شده در کلیه مراکز صنعتی نظیر کارخانه‌های چرم‌سازی، ریسندهی، بافندگی، رنگرزی، سرامیک‌سازی، منابع ذوب فلزات، سنگبری، کاغذ سازی و

نظایر آن اطلاق می‌گردد. خواص اینگونه فاضلابها بستگی به نوع فرآورده‌های تولیدی کارخانه مولد فاضلاب دارد و ترکیب این فاضلابها بسیار متفاوت است. در فاضلاب برخی از صنایع مانند صنایع بهره‌برداری از معادن و فولادسازی بیشترین بخش فاضلاب را مواد معدنی تشکیل می‌دهند. در صورتی که در کارخانه سازنده مواد غذایی و نشاسته بیشترین حجم فاضلاب را مواد آلی به خود اختصاص می‌دهند [۱۵]. فاضلاب بخش کشاورزی در این تقسیم بندی قرار می‌گردد. این بخش شامل فاضلاب دامداری‌های متمرکز نظیر فاضلاب ناشی از شستشوی دامها، زه آب مراکز پرورش ماهی و اراضی کشاورزی می‌باشند، البته به طور کلی زه آب و فاضلاب مراکز پرورش دام منبع مهم تولید کننده فاضلاب در سیستم کشاورزی می‌باشد [۴۱].

## ۲-۶- خصوصیات فیزیکی فاضلاب

خصوصیات فیزیکی فاضلاب شامل دما، رنگ، بو، کدورت و مواد شناور می‌باشد که برخی از آنها به لحاظ تاثیرگذاری روی خواص فیزیکی خاک مانند نفوذپذیری از لحاظ تخلیه در محیط زیست اهمیت دارند. اهمیت دما از آن جهت است که با افزایش دمای فاضلاب از میزان اکسیژن محلول در آن کاسته می‌شود [۱۵، ۴۳ و ۶۷]. رنگ فاضلاب اهمیت خاصی ندارد و تنها از آن می‌توان به عنوان معیاری در برآورد میزان مواد آلی استفاده نمود. رنگ فاضلاب خام در حدود خاکستری مایل به تیره است که به مرور زمان به دلیل تجزیه مواد آلی به خاکستری تیره یا سیاه تغییر می‌یابد. وجود بو در پساب (فاضلاب تصفیه شده) ناشی از عدم اجرای عملیات هوادهی کامل و یا متاثر از تخمیر غیر هوازی مواد آلی موجود در آن است [۵].

## ۲-۷- خصوصیات شیمیایی فاضلاب

به طور کلی خصوصیات شیمیایی فاضلاب بستگی به نوع منبع، نحوه جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب دارد. به علت اهمیت ویژه مشخصات شیمیایی فاضلاب از نظر تخلیه در محیط زیست، ضروری است که مشخصات شیمیایی آن قبل از مصرف به طور دقیق مورد بررسی قرار گیرد. مهمترین خصوصیات شیمیایی فاضلاب شهری شامل انواع شکل‌های نیتروژن، فسفر، فلزات سنگین، انواع کاتیون‌ها و آنیون‌های محلول، pH و شوری است [۱۵،۴۳ و ۶۷].

### ۲-۷-۱- نیتروژن

سه شکل عمده نیتروژن در فاضلاب نیتروژن آلی، نیتروژن آمونیومی و نیتروژن نیتراتی می‌باشند. غلظت نیتروژن نیتراتی در فاضلاب بسیار کم می‌باشد و به ندرت به یک میلی گرم در لیتر فاضلاب می‌رسد. حدود ۴۰ درصد نیتروژن موجود در فاضلاب به شکل آلی است. تجزیه توسط باکتری‌ها به آسانی آن را به آمونیاک تغییر می‌دهد. در یک محیط هوازی باکتری‌ها می‌تواند نیتروژن آمونیاکی را به نیتريت و نیترات اکسید کنند که در این حالت فاضلاب به پایدارترین وضعیت رسیده است. حدود ۶۰ درصد دیگر نیتروژن فاضلاب به شکل آمونیاکی است. بخش آمونیاکی نیز به دو شکل یون آمونیوم و گاز آمونیاک می‌باشد که بسته به pH فاضلاب، نسبت آنها متفاوت است. در فاضلاب خام شهری معمولاً مقدار نیتروژن به دو شکل نیتريت و نیترات چندان زیاد نیست به طور کلی نسبت هریک از شکل‌های نیتروژن در فاضلاب بسته به منبع، مراحل مختلف تصفیه و زمان تصفیه دارای غلظت متفاوتی می‌باشند. به عنوان مثال در فاضلابی که مراحل اول تصفیه را طی کرده باشد، مقدار نیتروژن آلی زیاد است، پس از مرحله دوم تصفیه بخش زیادی از نیتروژن فاضلاب به شکل آمونیاکی تبدیل می‌گردد، شکل نیتراتی پس از هوادهی گسترده فاضلاب قابل توجه می‌باشد [۴۱، ۶۵ و ۶۷].



مقدار استاندارد نترات موجود در پساب براساس استانداردهای پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست ایران برای تخلیه به آب‌های سطحی ۵۰ میلی گرم در لیتر نترات برحسب ( $\text{NO}_3^-$ ) اعلام شده است [۱۶].

### ۲-۷-۲- فسفر

پس از نیتروژن، فسفر دومین عنصر مهم فاضلاب به شمار می‌رود. شکل‌های مختلف فسفر در فاضلاب شامل فسفر آلی، ارتوفسفات‌ها و پلی فسفات می‌باشند. فسفر موجود در فاضلاب از منابع متعددی سرچشمه می‌گیرد. ادرار، پس مانده‌های غذایی، پاک کننده‌ها، آبشویی کودهای فسفاته از زمین‌های کشاورزی، افزودن پلی فسفات‌ها در طول فرآیند تصفیه آب آشامیدنی، فضولات دامها، حشره‌کش‌های فسفره از منابع مهم فسفر در فاضلاب می‌باشند. میانگین غلظت فسفر در فاضلاب خانگی نزدیک ۱۰ میلی گرم در لیتر گزارش شده است که نزدیک به ۷۰ درصد آن محلول است. در طول تصفیه در حدود ۶۰ درصد فسفر از فاضلاب جدا می‌گردد [۷۱]. مقدار استاندارد فسفر موجود در پساب براساس استانداردهای پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست ایران برای تخلیه به آب‌های سطحی ۶ میلی گرم در لیتر اعلام شده است [۱۶].

### ۲-۷-۳- کاتیون‌های محلول

غلظت کاتیون‌های محلول در فاضلاب بستگی به منبع و ویژگی‌های فاضلاب دارد. پتاسیم یک عنصر غذایی است که برای رشد گیاه مفید است و معمولاً مقدار آن در فاضلاب کم است. غلظت کاتیون‌های سدیم، پتاسیم و کلسیم در پساب به ترتیب از ۴-۰/۵، ۱-۰/۲، ۵-۱۲/۵-۱/۵ میلی اکی والان بر لیتر متغیر است [۴۱].

### ۲-۷-۴- pH

اندازه‌گیری pH فاضلاب اهمیت کاربردی زیادی دارد، چرا که بسیاری از واکنش‌های شیمیایی و بیوشیمیایی به شدت تحت تاثیر آن بوده و معمولاً در یک pH خاص و یا دامنه کوچکی از آن رخ

می‌دهند. pH فاضلاب‌های خانگی و تازه معمولاً خنثی و یا متمایل به قلیایی و بیشتر از ۷ می‌باشد [۴ و ۶۵]، ولی کم کم با اکسایش ترکیبات کربن، نیتروژن و گوگرد، pH فاضلاب کاهش می‌یابد [۴].

pH فاضلاب متأثر از حضور هیدروکسید، کربنات و بی‌کربنات‌های فلزات مختلفی نظیر کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم و آمونیوم می‌باشد که در این میان حضور بی‌کربنات کلسیم و منیزیم در فاضلاب‌ها بسیار معمول است [۶۷]. لازم به ذکر است که فاضلاب‌های صنعتی به علت دارا بودن ترکیبات متنوع شیمیایی نسبت به فاضلاب شهری خاصیت اسیدی یا قلیایی شدیدتری دارند [۱۵].

## ۲-۷-۵- هدایت الکتریکی (EC)<sup>۱</sup>

یکی دیگر از ویژگیهای شیمیایی فاضلاب هدایت الکتریکی آن است که تحت تأثیر نمک‌های موجود در آن می‌باشد به علت وجود نمک‌ها در تمام مواد غذایی و تراوشات انسانی به ویژه ادرار، فاضلاب دارای مقادیر چشمگیری از کلریدها است. بدن هر کس روزانه بین ۸ تا ۱۵ گرم کلرید سدیم دفع می‌کند، بنابراین هدایت الکتریکی فاضلاب‌ها به مراتب بیشتر از آب معمولی می‌باشد [۶۵].

مولکول‌های آلی و ترکیباتی که بدون یونیزه شدن حل می‌شوند در اندازه‌گیری هدایت الکتریکی به حساب نمی‌آیند. به علاوه مقدار آن به ظرفیت یونهای موجود در محلول و تعداد نسبی آنها تغییر می‌یابد [۱۷].

## ۲-۷-۶- اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)<sup>۲</sup>

برای نشان دادن درجه‌ی آلودگی فاضلاب معمولاً به جای اینکه مقدار مواد آلی موجود در فاضلاب را اندازه‌گیری کنند، مقدار اکسیژن لازم برای اکسایش مواد نامبرده را اندازه‌گیری می‌کنند. در آزمایش‌های تعیین درجه‌ی آلودگی فاضلاب نمی‌توان تمام اکسیژن مورد نیاز برای اکسیداسیون مواد اکسیدپذیر در فاضلاب را اندازه‌گیری نمود و اجباراً از روش‌های تقریبی استفاده می‌شود متداولترین روشی که برای تعیین آلودگی به مواد آلی در آبهای سطحی و فاضلاب به کار می‌رود

---

1- Electrical Conductivity

2- Biochemical oxygen demand

تعیین BOD است. این تخمین شامل اندازه‌گیری اکسیژن محلولی است که طی اکسیداسیون بیوشیمیایی مواد آلی توسط میکروارگانیسم‌ها مصرف می‌شود. مقدار BOD فاضلاب در زمانهای مختلف تغییر می‌کند. این تغییرات نه فقط به غلظت مواد آلی بلکه به میزان فعالیت باکتری‌ها، درجه‌ی حرارت و میزان اکسیژن موجود در فاضلاب نیز بستگی دارد [۱۴، ۶۷ و ۷۳].

## ۲-۷-۷- اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)<sup>۱</sup>

آزمایش COD برای اندازه‌گیری مقدار مواد آلی فاضلاب و آبهای طبیعی بکار می‌رود. میزان اکسیژن معادل مواد آلی قابل اکسید شدن را می‌توان با استفاده از یک ماده اکسید کننده قوی مانند پرمنگنات پتاسیم و یا دی کرومات پتاسیم در یک محیط اسیدی، محاسبه کرد. همچنین از آزمایش COD برای اندازه‌گیری مواد آلی فاضلاب‌های صنعتی و خانگی که دارای ترکیبات سمی برای حیات بیولوژیکی هستند، نیز استفاده می‌شود. عموماً COD یک فاضلاب از BOD آن بیشتر بوده زیرا تعداد ترکیباتی که می‌تواند به صورت شیمیایی اکسید شوند بیشتر است. در مورد بسیاری از انواع فاضلاب‌ها می‌توان آرایش COD را با BOD تطبیق داد. این عمل بسیار مفید است، زیرا COD را می‌توان در ظرف سه ساعت در مقایسه با ۵ روز زمان لازم برای آزمایش BOD، محاسبه نمود [۱۴ و ۶۷].

## ۲-۸- لزوم استفاده مجدد از فاضلاب

با بالا رفتن جمعیت و سطح بهداشت جوامع، مصرف آب در شهرها و خانه‌ها افزایش پیدا می‌کند. این افزایش به ویژه در برخی از شهرهای بزرگ کشورهای جهان سوم چشمگیرتر است. علاوه بر مصارف شهری، کشاورزی و صنعت از بزرگترین مصرف‌کننده‌های آب در جهان هستند. بخش کشاورزی در کشورهای کم درآمد و بخش صنعت در کشورهای پردرآمد بیشترین درصد بکارگیری آب را دارند که البته کشاورزی به طور کلی بیشترین درصد مصرف آب را در جهان به خود اختصاص

---

1- Chemical oxygen demand

می‌دهد. در حال حاضر در بسیاری از مناطق خشک و کم آب دنیا از فاضلاب‌های تصفیه شده شهری و صنعتی در کشاورزی و صنعت استفاده مجدد می‌شود که علاوه بر جلوگیری از آلودگی محیط زیست و منابع آب سطحی و زیرزمینی، از منابع آبی با کیفیت بالا کمتر بهره‌برداری شده و اینگونه منابع دوام بیشتری می‌یابند. لذا با افزایش جمعیت شهرها و به دنبال آن افزایش نیاز به فرآورده‌های کشاورزی، بهره‌گیری دوباره از فاضلاب می‌تواند گامی خردمندانه در استفاده از منابع زیست محیطی باشد [۷۱].

## ۹-۲- مراحل تصفیه فاضلاب

به طور کلی عملیات تصفیه بر اساس ساز و کارهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی صورت می‌گیرد که در سه مرحله تقسیم می‌گردد

### ۱- تصفیه فیزیکی فاضلاب (تصفیه مکانیکی)

این مرحله شامل تصفیه فیزیکی مانند آشغالگیری، ته‌نشینی، تجمع ذرات و صاف کردن است. فرآیندهای تصفیه اولیه غالباً ۳۰ الی ۴۰ درصد آلودگی فاضلاب شهری را کاهش می‌دهند.

### ۲- تصفیه بیولوژیکی فاضلاب

این مرحله شامل هوادهی و استفاده از باکتری‌های گوناگون موجود در فاضلاب برای تصفیه آن می‌باشد. تماس زیاد فاضلاب با تعداد زیادی از باکتری‌ها سبب می‌گردد تا مواد آلی در زمان کوتاهی از آب جدا گردند. در این مرحله غلظت نیتروژن و فسفر آلی و همچنین فلزات سنگین نیز کاهش می‌یابد.

### ۳- تصفیه پیشرفته فاضلاب

تصفیه پیشرفته فاضلاب ترکیبی از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است که شامل اسمز معکوس، زلال سازی و تصفیه‌های تکمیلی از قبیل گندزدایی، نیترات زدایی، گذراندن فاضلاب از

صافی‌های ماسه‌ای و استفاده از کربن فعال نمک زدایی می‌باشد. این مرحله بسیار هزینه بر بوده و هدف بهبود کیفیت فاضلاب برای مقاصد خاص است [۷۳].

## ۱۰-۲- تصفیه آبهای آلوده (فاضلاب) به روش گیاه پالایی

پالایش آبهای آلوده در جهان به علت کمبود آب شیرین از اهمیت خاصی برخوردار است و هزینه‌های زیادی را به شهرها و کشورها تحمیل می‌کند. لذا انتخاب فناوری مناسب با توجه به شرایط آب و هوایی، اقتصادی و اجتماعی هر منطقه حایز اهمیت فراوان است. روش طبیعی پالایش آبهای آلوده به وسیله تالاب‌های گیاهان آبی، علاوه بر هزینه کم، راهبری ساده، فناوری پایین مورد نیاز و مصرف انرژی کم در مقایسه با روشهای معمول پالایش، روشی مناسب برای حذف آلاینده‌ها از آب است که در اصلاح و بهبود محیط زیست نیز مؤثر می‌باشد [۲۵].

گیاه پالایی یک روش جدید است که در آن از گیاهان برای خروج ترکیبات آلی و غیرآلی استفاده می‌شود [۹۴]. روش گیاه پالایی<sup>۱</sup> به روش پالایش سبز نیز معروف است و به روشهای مختلف صورت می‌پذیرد. آلودگی آبهای سطحی و پساب‌ها می‌تواند با استفاده از فرآیندهای تصفیه ریشه‌ای، تجزیه گیاهی و استخراج گیاهی در برکه‌ها، مخازن طراحی شده و یا اراضی مرطوب طبیعی کاهش یابد [۷۷].

## ۱۰-۲-۱- تصفیه ریشه‌ای<sup>۲</sup>

تصفیه ریشه‌ای یا تصفیه گیاهی، استخراج مواد آلوده کننده به وسیله ریشه‌ها از آبهای سطحی، پس مانده‌های آبی یا آبهای زیرزمینی از طریق جذب یا رسوب روی ریشه‌ها و یا جذب به داخل ریشه‌ها می‌باشد [۴۰].

---

1- Phytoremediation  
2- Phytofiltration

## ۲-۱۰-۲- تجزیه گیاهی<sup>۱</sup>

تجزیه گیاهی شامل جذب، متابولیز و تجزیه آلاینده‌های موجود در خاک، رسوبات، لجن‌ها، آب‌های زیرزمینی و یا سطحی به وسیله آنزیم‌های تولیدی و رها شده از گیاه می‌باشد. تجزیه گیاهی به میکروارگانیزم‌های همیار در رایزوسفر وابسته نمی‌باشد. مواد آلاینده مرتبط با تجزیه گیاهی شامل ترکیبات آلی از قبیل علف‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها و مواد غذایی غیرآلی می‌باشد. همچنین تجزیه گیاهی، تغییر شکل گیاهی نیز نامیده می‌شود و یک فرآیند تخریب مواد آلاینده می‌باشد [۹۰].

## ۲-۱۰-۳- استخراج گیاهی<sup>۲</sup>

استخراج گیاهی جذب مواد آلاینده به وسیله ریشه‌ها و سپس تجمع این مواد در اندام هوایی گیاه می‌باشد، که عموماً به صورت بیومس گیاهی حذف و از بین برده می‌شود. استخراج گیاهی برای جذب مواد آلی یا آلاینده‌های غذایی به وسیله گیاه مورد استفاده قرار نمی‌گیرد، چون این مواد می‌توانند متابولیز شده، تغییر شکل یافته و یا توسط گیاه تبخیر شوند، به طوری که از تجمع مواد آلاینده در گیاه جلوگیری می‌شود. اما در بعضی مطالعات تجمع مقدار ثابتی از مواد آلاینده آلی در اندام هوایی گیاه مشاهده شده است. این فرآیند می‌تواند مواد آلاینده موجود در رسوبات و لجن‌ها را نیز پاک‌سازی نماید. همچنین استخراج گیاهی، به نام تجمع گیاهی<sup>۳</sup> نیز شناخته می‌شود [۷۶].

## ۲-۱۱- تالاب<sup>۴</sup>

ترکیب اکوسیستم‌های خشکی و دریایی موجب پدیدار شدن زیستگاه‌هایی می‌شود که به آنان تالاب یا مرداب می‌گوییم. تالاب‌ها به طور طبیعی از طریق مکانیزم‌های رسوبگذاری، فیلتر کردن، جذب میکروبی و جذب گیاهی نقش مؤثری در حذف آلاینده‌ها دارند و با توجه به ویژگی‌های آنها، ساخت

---

1- Phytotransformation  
2- Phytoextraction  
3- Phytoaccumulation  
4- Wetland

تالاب‌های مصنوعی<sup>۱</sup> به تقلید از تالاب‌های طبیعی برای بهبود کیفیت فاضلاب‌ها و آبها در حال گسترش است [۲۰]. تالاب‌های مصنوعی شامل استخرها و کانال‌های با عمق کمتر از یک متر و در اندازه‌های مختلف حتی به کوچکی یک سطل هستند و گیاهان آبی در آنها قرار گرفته‌اند. این سیستمها متکی به فرآیندهای بیولوژیکی، میکروبی، شیمیایی و فیزیکی برای تیمار فاضلاب هستند و کنترل زمان نگهداری مایع و سطح آب با سیستم‌های مهندسی قابل اجرا می‌باشد [۶۳].

مطالعات انجام شده برای استفاده از تالاب‌های مصنوعی برای تیمار فاضلاب‌ها در اروپا و آمریکا به ترتیب از سال ۱۹۵۰ و ۱۹۶۰ شروع شد. در تحقیقات اولیه توانایی ظاهری تالاب‌ها برای تیمار آب و فاضلاب مدنظر بود و با گذشت زمان فاضلاب به عنوان منبع آب و مواد غذایی قابل تجدید در تالاب‌ها مورد توجه قرار گرفت [۵۶]. هر چند توانایی استخرهای تثبیت فاضلاب در حذف پاتوژن‌ها و آلاینده‌های آلی ثابت شده است، اما این استخرها برای استفاده مجدد مواد غذایی بهینه نیستند و با توجه به این شرایط سیستم استخرهای گیاهان آبی (عدسک آبی) به عنوان یک تکنولوژی جذاب برای تیمار فاضلاب با هدف بازیافت مواد غذایی و استفاده مجدد آنها می‌تواند قابل استفاده باشد [۱۰۶].

## ۲-۱۲- گیاهان آبی<sup>۲</sup>

گیاهان آبی به چهار گروه تقسیم می‌شوند:

۱- درختان و درختچه‌های آبدوست<sup>۳</sup> که ریشه‌های آنها در بستر و اندام هوایی آنها خارج از آب

قرار دارد مانند نی و لویی

۲- گیاهان برگ شناور<sup>۱</sup>، برگهای این گروه بر روی سطح آب شناور بوده و ریشه‌هایشان در بستر

لنگر شده است مانند نیلوفر آبی

---

1- Counstructed wetlands

2- Aquatic Plants

3- Emergent Macrophytes

۳- گیاهان شناور<sup>۲</sup>، این گیاهان دارای برگها و ساقه‌های شناور در سطح آب می‌باشند. ریشه این دسته از گیاهان آبی در ستون آب آزاد و بی ارتباط با بستر است مانند عدسک آبی و سنبل آبی

۴- گیاهان غوطه‌ور<sup>۳</sup>، گیاهان به طور کامل در زیر سطح آب قرار دارند مانند الودا[۸۲].

## ۲-۱۲-۱- گیاه لویی<sup>۴</sup>

لویی، گیاهی چند ساله و آبی است و معمولاً در آبهای راکد، کنار نهرها و مزارع برنج و به طور کلی در آبهای کم عمق می‌روید. این گیاه، بومی شمال آمریکا است. تحمل به شوری این گیاه متوسط است و pH بازی تا اسیدی را تحمل می‌کند. دارای ساقه‌ی بلند و عمودی است که انتهای آن به دوشاتون متراکم استوانه‌ای شکل که در حقیقت گل‌های آن هستند و یکی روی دیگری قرار دارد، ختم می‌شود. دارای دو نوع نر و ماده می‌باشند. پس از دوران گلدهی، گل‌های نر فرو ریخته و می‌افتد و تنها یک محور برهنه نازک از آن باقی می‌ماند، اما گل‌های ماده رشد کرده و ضخیم می‌شوند و در وقت رسیدن میوه‌ها به شکل یک چماق یا گرز استوانه‌ای در می‌آید و به همین علت آن را گرز می‌نامند. برگ‌های آن باریک و دراز است که از قاعده ساقه خارج و به طور عمودی تا رأس ساقه بالا می‌رود. قسمت زیرین گیاه را ساقه زیرزمینی ضخیمی تشکیل می‌دهد که به طور افقی قرار گرفته و ریشک‌های گیاه به آن متصل و در خاک فرو رفته‌اند[۸۶].

این گیاهان به عنوان منبع اطمینان بخشی برای تولید کاغذ و خمیر کاغذ مورد استفاده قرار می‌گیرند. کاغذهای بادوامی از این گیاه تولید شده‌اند به طوری که مجموعه‌ای از کتابهای منتشر شده، در سال ۱۷۶۵ از کاغذهای این گیاه ساخته شده و از استحکام قوی برخوردار هستند ولی سفید کردن آن مشکل است و از این رو می‌توان از آن به عنوان کاغذ بسته‌بندی به خوبی استفاده کرد. الیاف نرم برگرفته از برگها برای تهیه حصیر، سبد و صندلی مورد استفاده قرار می‌گیرد. می‌توان از مجموع

---

1- Floating- Leaved Plants  
2- Free-Floating Plants  
3- Submerged Plants  
4- Typha latifolia



ساقه‌ها و برگها به کمک هیدورکسید سدیم الیافی به دست آورد که ۲ الی ۴ متر طول و شباهت به کف دارند. این گیاه مواد غذایی را از فاضلاب‌های آلوده جذب و در طی این مرحله آب را پاکسازی می‌کند. از این رو گونه‌های مختلف این گیاه علاوه بر این که به عنوان منبع برای خمیر سلولز در صنعت به کار می‌روند، می‌توانند برای مستعد کردن جریان نهرها نیز به کار گرفته شوند [۲]. سیستم استفاده از درختان و درختچه‌های آبی برای تیمار فاضلاب‌های مختلف تحت شرایط گوناگون در تعداد زیادی از کشورها از جمله مصر، تایلند، ایران و ژاپن مورد استفاده قرار گرفت. این گیاه در مرحله اولیه و ثانویه تصفیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی قابل استفاده است [۹۹].

گیاه لویی به دلیل مجهز بودن سیستم بافت گیاهی توانایی ذخیره مواد غذایی را دارد و حذف قسمت هوایی آن یک بار در سال کارایی حذف مواد غذایی را افزایش می‌دهد. ریشه‌های گیاه لویی نقش یک فیلتر بیولوژیکی بزرگ را برای حذف انواع مواد آلی دارند [۵۷]. این گیاهان ریشه‌دار بیشترین حذف مواد غذایی را در ناحیه رایزوسفری گیاه انجام می‌دهند زیرا وزن ریشه‌های آنها بیشتر از ساقه‌هایشان است [۳۸].

## ۲-۱۲-۲- عدسک آبی<sup>۱</sup>

گیاه سبز عدسک آبی از خانواده Lemnaceae و شامل ۴ جنس (Lemna, Wolffia, Spirodela) می‌باشد و بیش از ۳۷ گونه آن شناسایی شده است. این گیاه ساقه و برگ مشخصی ندارد و دارای یک ساختمان برگ مانند به نام (Thalli) است. اندازه این ساقه برگها بین ۲ تا ۳ میلیمتر است. این گیاهان آزاد شناور، ریشه‌های بسیار ریز و باریکی دارند. چرخه زندگی این گیاهان یک ساله است، روش تکثیر رایج آنها روش غیرجنسی که به وسیله تولید یک ساقه برگ از ساقه برگهای قدیمی اتفاق می‌افتد. در مدت ۴ روز تعداد ساقه برگهای این گیاه دو برابر می‌شود [۶۸].

عدسک آبی در دمای آب ۵ و ۳۵ درجه‌ی سلیسیوس رشد می‌کند و دمای مطلوب برای آن با توجه به نوع گونه بین ۲۰ تا ۳۱ درجه‌ی سلیسیوس است. این گیاه در pH ۵ تا ۹ زنده است اما

---

1- Lemna minor

محدوده‌ی مطلوب pH برای آن بین ۶/۵ و ۷/۵ است. حدود ۹۴ تا ۹۵ درصد این گیاه از آب تشکیل شده است. وقتی در آبهای غنی رشد می‌کند محتوای پروتئین و فیبر آن به ترتیب ۳۵ تا ۴۵ و ۱۰ تا ۱۵ درصد است [۴۸]. استفاده از گیاهان آبزی مانند عدسک آبی، کاهو آبی و سنبل آبی در تیمار فاضلاب به طور جهانی گسترش یافته است [۴۶]. این گیاهان در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری، در آبهای تازه، استخرها، دریاچه‌ها، زهکش‌ها و غیره به فراوانی می‌رویند [۲۰]. سرعت تکثیر بالا، حجم زیاد پروتئین در وزن خشک آنها، استفاده از این گیاه به عنوان کود و خوراک ماهی و حیوانات، جلوگیری از نفوذ نور و ممانعت از رشد جلبک‌ها و حذف آسان آنها از دلایل گسترش کاربرد این گیاه در تیمار پساب‌ها است [۸۵]. کارایی عدسک آبی بیشتر در دومین و سومین مرحله تیمار خروجی فاضلاب‌ها است [۳۸]. در مرحله اولیه تصفیه فاضلاب چون ریشه‌های گیاه کوتاه است و توانایی آشغالگیری و انتقال اکسیژن کمتری دارند به همین دلیل مورد استفاده قرار نمی‌گیرند [۲۹].

دی‌باسک مطالعات وسیعی برای جذب نیتروژن و فسفر از آب به وسیله گیاه عدسک آبی انجام داده است [۳۹]. در مطالعه‌ای که در کشور مصر بر روی کارایی گیاه عدسک آبی در تیمار پساب انجام گرفت نشان داد راندمان حذف آلاینده‌هایی مانند فیتوپلانکتون‌ها، کلی فرم مدفوعی، نترات، آمونیاک، ارتوفسفات، مس، سرب و قلع در دوره ۸ روزه به وسیله این گیاه قابل توجه بوده است [۱۸].

## ۲-۱۲-۳- گیاه الودآ<sup>۱</sup>

الودآ یک گیاه آبزی غوطه‌ور و متعلق به آمریکا است و از قرن ۱۹ در اروپا در حال گسترش است [۲۴]. این گیاه به طور همیشگی و پایا در آب قرار دارد و بوته‌های این گیاه دارای ساقه‌های فرعی به طول ۲۰ تا ۳۰ سانتیمتر و ساقه‌های آن ترد و شکننده است و برگهای آن ریز و فر خورده، پهنای آنها در حدود ۲ تا ۳ میلیمتر و به رنگ سبز تیره هستند و ریشه‌های آن سفید رنگ و نازک هستند. این گیاه در دریاچه‌های با عمق کم و زیاد دیده شده و به طور عمومی به شرایط کمبود نور مقاوم هستند و می‌تواند به آرامی تحت پوشش‌های یخی رشد کند و درون یخ باقی بماند. دوره رشد این

---

1- Elodea

گیاه بستگی به شرایط محیطی دارد و در شرایط نامساعد ۳ تا ۴ سال فصل رشدی باقی می‌ماند و در محیط مناسب بیش از یک دهه رشد می‌کند. این گیاه به وسیله بذر و قطعه قطعه کردن ساقه سریع تکثیر می‌یابد [۲۸]. گیاه الوداً از جنبه اقتصادی به عنوان یک گیاه زینتی و غذا برای ماهی‌های گیاه خوار دارای اهمیت است. این گونه محدوده‌ی pH ۶ تا ۷/۵ و دما ۱ تا ۲۵ درجه‌ی سلیسیوس را تحمل می‌کند [۹۵].

گیاهان غوطه‌ور در آبهای با اکسیژن رشد می‌کنند و در آبهایی که تجزیه میکروبی زیاد، مصرف اکسیژن بالا و کدورت بالایی دارند، قابلیت زندگی ندارند. این گیاه برای پاکسازی فاضلاب در دومین مرحله تیمار فاضلاب قابل استفاده است همچنین استفاده از گونه‌های مختلف گیاهان آبی غوطه‌ور در تیمار فاضلاب بسیار امید بخش بوده است [۵۷].

حضور این گیاه در طول دوره‌های با فعالیت فتوسنتزی بالا سبب کاهش کربن محلول در آب و افزایش محتوای اکسیژن محلول و pH آب می‌شود [۷۸]. سیستم‌های ریشه‌ای گیاهان آبی غوطه‌ور در مقایسه با اجدادشان که در خاک رشد می‌کردند کاهش یافته است. که این با توانایی آنها در جذب مواد معدنی از آب به طور مستقیم از طریق ساقه‌ها جبران می‌شود و جذب برگی یک منبع اصلی برای حذف مواد غذایی در گیاه الوداً است [۶۴].

## ۲-۱۳- نقش گیاهان در تالاب‌های تیمار فاضلاب

- ۱- پایداری سطح تالاب
- ۲- کاهش سرعت جریان آب و رسوب برخی از مواد معلق شناور و فراهم کردن شرایط مناسب برای تصفیه فیزیکی
- ۳- انتقال گازها از اتمسفر به رایزوسفر و برعکس
- ۴- ایجاد یک بستر مناسب برای رشد میکروارگانیسم‌ها
- ۵- رها کردن آنتی بیوتیک‌هایی که سبب مرگ انگل‌ها می‌شوند.
- ۶- جذب یون‌های معدنی مواد غذایی از آب و کلاته کردن برخی از مواد از جمله فلزات سنگین
- ۷- کنترل رشد جلبک‌ها به وسیله کاهش نفوذ نور
- ۸- پوشش سطح تالاب‌ها در طول زمستان
- ۹- ایجاد زیستگاه طبیعی و خوش آیند [۲۰].

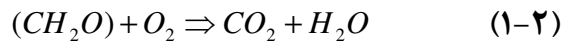
## ۲-۱۴- مکانیزم‌های حذف مواد در تالاب‌های مصنوعی

تالاب‌ها تعداد زیادی از آلاینده‌ها مانند مواد آلی، مواد معلق جامد، نیتروژن، فسفر، فلزات سنگین و پاتوژن‌ها را کاهش می‌دهند و مقدار کاهش آنها بستگی به نوع گیاه و تراکم آن، نوع بستر، زمان نگهداری، دما و اندازه سیستم دارد.

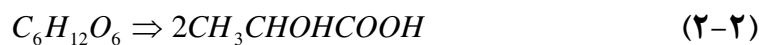
### ۲-۱۴-۱- ترکیبات آلی

مواد آلی محلول در تالاب‌ها به وسیله فعالیت‌های میکروبی کاهش می‌یابند. ترکیبات آلی تحت شرایط هوایی به خوبی شرایط غیرهوازی تجزیه می‌شوند. اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه مواد آلی به طور مستقیم از اتمسفر و یا از تراوش آن از ریشه‌های گیاهان آبی تهیه می‌شود و جذب مواد آلی به

وسیله گیاهان آبی در مقایسه با تجزیه میکروبی ناچیز است. رابطه (۱-۲) تجزیه هوازی مواد آلی را به وسیله باکتریهای هوازی هتروتروفیک نشان می‌دهد.



تجزیه غیرهوازی در غیاب اکسیژن به وسیله باکتریهای هتروتروفیک غیرهوازی انجام می‌شود و از تجزیه مواد آلی اسید لاکتیک (رابطه ۲-۲) و اتانول (رابطه ۳-۲) تولید می‌شود. تجزیه مواد آلی تحت شرایط بی‌هوازی آهسته‌تر از تجزیه هوازی انجام می‌شود [۳۷].

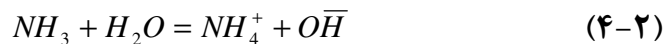


## ۲-۱۴-۲- نیتروژن

مکانیزم‌های حذف و تغییر و تحول نیتروژن از تالاب‌های مصنوعی شامل تبخیر، آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون و جذب گیاهی است. تعدادی از مطالعات نشان داده مکانیزم اصلی حذف نیتروژن فرآیند دنیتریفیکاسیون است [۱۹].

### ۲-۱۴-۲-۱- تبخیر آمونیاک

تبخیر آمونیاک فرآیندی است که تحت شرایط pH قلیایی اتفاق می‌افتد و در  $pH < 7/5$  تبخیر آمونیاک اهمیت ندارد (رابطه ۴-۲). تبخیر آن در تالاب‌ها به غلظت آمونیوم، دما، سرعت باد، نور و تعداد گیاهان آبی بستگی دارد [۸۱].

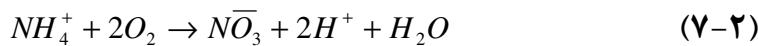
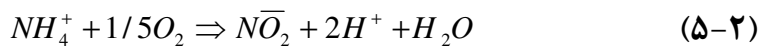


## ۲-۱۴-۲-۲- آمونیفیکاسیون<sup>۱</sup>

فرآیند تبدیل نیتروژن آلی به آمونیوم را توسط آنزیم‌های تولید شده به وسیله میکروارگانیسم‌ها آمونیفیکاسیون می‌نامند و سرعت آن در مناطق هوایی بیشتر از غیرهوازی است. سرعت این فرآیند در تالاب‌ها وابسته به دما، pH، نسبت C/N و مواد غذایی قابل دسترس می‌باشد. pH مطلوب برای انجام فرآیند بین ۶/۵ و ۸/۵ است [۸۱].

## ۲-۱۴-۲-۳- نیتریفیکاسیون<sup>۲</sup>

فرآیند اکسید بیولوژی آمونیوم به نیترات را تحت شرایط هوازی نیتریفیکاسیون می‌نامند (رابطه ۲-۷). فرآیند نیتریفیکاسیون در دو مرحله، اکسیداسیون آمونیوم به نیتريت (رابطه ۲-۵) و اکسیداسیون نیتريت به نیترات (رابطه ۲-۶) انجام می‌شود.



مرحله اول فرآیند توسط باکتریهای نیتروزوموناس انجام می‌شود و انرژی تولید شده در این مرحله برای رشد باکتریها مورد استفاده قرار می‌گیرد. دومین مرحله این فرآیند تبدیل اکسید نیتريت به نیترات است که توسط باکتری نیتروباکتر انجام می‌شود [۱۹].

فرآیند نیتریفیکاسیون وابسته به دما، pH، کربن معدنی، جمعیت میکروبی، غلظت آمونیوم و اکسیژن محلول است. دمای مطلوب برای این فرآیند بین ۲۵ و ۳۵ درجه‌ی سلیسیوس و کمترین دما ۱۵ درجه‌ی سلیسیوس است. پایین‌ترین دما برای رشد نیتروزوموناس و نیتروباکتر به ترتیب ۵ و ۴ درجه‌ی سلیسیوس است. pH مطلوب برای این فرآیند بین ۷/۵ و ۸/۶ است [۹۸]. این فرآیند در

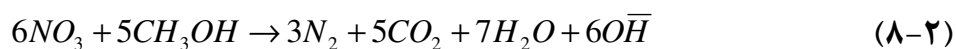
---

1- Ammonification  
2- Nitrification

غلظت اکسیژن محلول یک میلی گرم در لیتر یا بیشتر انجام می شود و حداقل سرعت این فرآیند در غلظت اکسیژن محلول کمتر از ۰/۵ میلی گرم در لیتر اتفاق می افتد [۳۷].

## ۲-۱۴-۲-۴- دنیتریفیکاسیون<sup>۱</sup>

فرآیند تبدیل نیترات به مولکول نیتروژن را تحت شرایط آنکسیک (محیطی که میزان اکسیژن حداقل است) دنیتریفیکاسیون می نامند (رابطه ۲-۸). در نبود اکسیژن، نیترات پذیرنده ی الکترون آزاد شده از ترکیبات آلی (دهنده الکترون) است و سبب احیاء نیترات به مولکول N<sub>2</sub> می شود.



بیشتر باکتریهای دنیتریفیکاسیون شیمیواتوتروف هستند که انرژی مورد نیازشان را از واکنش های شیمیایی و ترکیبات آلی (دهنده الکترون) بدست می آورند [۹۸]. این فرآیند هنگامی که غلظت اکسیژن محلول کمتر از ۰/۵ میلی گرم در لیتر است، اتفاق می افتد و pH مطلوب آن بین ۷ و ۸ است [۳۷]. فرآیند دنیتریفیکاسیون بین دمای ۵ و ۳۰ درجه ی سیلیسیوس انجام می شود [۹۸]. سرعت این فرآیند به دما و نوع ماده آلی بستگی دارد و هنگامی که از اتانول یا اسید استیک به عنوان منبع کربن استفاده می کنیم حداکثر سرعت این فرآیند اتفاق می افتد. مقدار کربن آلی قابل دسترس باکتری ها یک فاکتور اصلی محدود کننده فرآیند دنیتریفیکاسیون است [۹۷].

## ۲-۱۴-۲-۵- جذب گیاهی

پتانسیل جذب مواد غذایی به وسیله گیاهان محدود به سرعت رشد گیاهان و غلظت مواد غذایی در بافتهای گیاهی می شود. جذب گیاهی در حذف مواد غذایی نقش مؤثری دارد و برخی از نتایج بیان کرده، اثر گیاهان در حذف مواد غذایی از اثر تالاب های مصنوعی در تیمار آب فاضلاب کمتر است [۳۰]. همچنین گزارش شده در شرایط مطلوب، حذف نیتروژن کل در تالاب ها به وسیله درختچه های آبی حدود ۱۰ تا ۱۶ درصد است [۴۵ و ۴۹]. پالایش چند تالاب استفاده شده برای تیمار فاضلاب نشان داد مقدار جذب گیاهی مواد غذایی متفاوت بود و محدوده ی حذف نیتروژن و

1- Denitrification

فسفر به ترتیب از ۳ تا ۱۹ درصد و ۳ تا ۶۰ درصد بود [۹۳]. همچنین گیاهان باید در تالابها برداشت شوند زیرا بعد از مدتی به وسیله فرآیند تجزیه بافت‌های گیاهی، مواد غذایی به آب برمی‌گردد [۳۰].

## ۲-۱۴-۳- فسفر

فسفر در فاضلاب به فرم‌های ارتوفسفات و دی‌هیدرات ارتوفسفات و فسفر آلی وجود دارد. اکسید بیولوژی سبب تبدیل بیشتر فرم‌های فسفر به ارتوفسفات می‌شود [۳۷]. حذف فسفر در تالابها به وسیله فرآیندهای جذب سطحی، جذب گیاهی، تشکیل کمپلکس و رسوبگذاری صورت می‌گیرد [۶۱]. جذب سطحی و نگهداری فسفر در تالاب‌های خاکی بستگی به پتانسیل رد اکس، pH، کانی‌های آهن، آلومینیوم، کلسیم و مقدار فسفر خاک دارد. رسوبگذاری فسفر با کلسیم در pH بیشتر از ۷ اتفاق می‌افتد و جذب سطحی فسفر به وسیله کانی‌ها بیشتر از مواد آلی است. در تالابها شرایط هوایی در حذف فسفر اثر می‌گذارد زیرا در آن شرایط  $Fe^{2+}$  به  $Fe^{3+}$  تبدیل شده و رسوبگذاری فسفر با آهن افزایش می‌یابد [۹۲].

جذب گیاهی فسفر به وسیله ریشه و برگ‌های گیاهان صورت می‌گیرد. ظرفیت جذب فسفر به وسیله گیاهان آبی کمتر از نیتروژن است زیرا غلظت فسفر در بافت‌های گیاهی کمتر است [۳۰ و ۹۸].



## فصل سوم

### مواد و روشها

پساب به دلیل داشتن عناصر مغذی مانند نیتروژن و فسفر، پس از تخلیه به آبها باعث رشد سریع انواع جلبکها شده و در نهایت به پدیده ایوتروفیکاسیون ختم می‌شود. این پدیده در بیشتر دریاچه‌ها و رودخانه‌های جهان در حال گسترش است. عدم تصفیه کامل فاضلاب‌های صنعتی، شهری و استفاده زیاد از کودهای شیمیایی در کشاورزی سبب افزایش مقدار نترات و فسفر در آبهای سطحی و زیرزمینی شده است. همچنین نوشیدن آبهای آلوده به نترات، سبب گسترش بیماری متهموگلوبینمیا در کودکان و سرطان‌های گوارشی در بزرگسالان می‌گردد. از این رو کاهش نیتروژن و فسفر باید قبل از تخلیه پساب به منابع آبی انجام گیرد. روشهای مختلفی جهت حذف و یا کاهش این عناصر در آب و فاضلاب پیشنهاد شده است. از جمله روشهای ساده و ارزان، روشهای طبیعی پالایش آبهای آلوده شهری است. این روشها به دلیل هزینه اولیه کم، مصرف انرژی بسیار پایین، راهبری ساده و عدم نیاز به نیروی بهره‌بردار متخصص مورد علاقه بسیاری از پژوهشگران است. هدف از این تحقیق بررسی اثر گیاهان آبی در حذف عناصر غذایی از آبهای آلوده شهری در شرایط آزمایشگاهی بوده است. بدین منظور آزمایشی با ۸ تیمار و ۳ تکرار در پایلوت‌های آزمایشی با جریان بسته در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل انجام شد.

### ۳-۱- مشخصات تصفیه خانه پرکندآباد

شهر مشهد بعد از تهران بزرگترین شهر ایران محسوب می‌شود. جمعیت این شهر در سال ۸۱ بالغ بر ۲/۳۰۰/۰۰۰ نفر برآورد شده است. عملیات اجرایی طرح جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب شهر مشهد از حدود سال ۱۳۷۰ شروع شده و در حال حاضر بیش از یکصد کیلومتر خطوط اصلی و فرعی شبکه جمع‌آوری فاضلاب و دو تصفیه خانه یکی در شرق مشهد (اولنگ) و دیگری در غرب مشهد (پرکندآباد) احداث شده است. تصفیه خانه پرکندآباد که فاضلاب بخشی از مناطق غربی مشهد به آن منتقل می‌شود در فاصله ۳ کیلومتری شمال شهر مشهد و در مجاورت اراضی کشاورزی واقع در حاشیه رودخانه کشف رود قرار دارد [۸].

فرآیند تصفیه در تصفیه‌خانه پرکندآباد شامل آشغالگیری، تصفیه بیولوژیکی (متشکل از لاگون‌های هوادهی، استخرهای ته‌نشینی و زلال سازی) و گندزدایی توسط کلر می‌باشد. پساب خروجی از این تصفیه خانه به کشف رود تخلیه می‌شود.

### ۳-۲- مراحل اعمال تیمارها

این طرح در مرکز تحقیقات خاک و آب خراسان رضوی در دو مرحله انجام شد:

مرحله اول با کشت دو گیاه عدسک آبی و الودآ و مرحله دوم با کشت گیاه لویی در قالب طرح کاملاً تصادفی فاکتوریل با سه تکرار انجام شد. روش کار دو مرحله کاملاً مشابه بود. تیمارهای این آزمایش شامل:

۱- شاهد (پساب بدون گیاه)

۲- شاهد (پساب رقیق شده با درجه‌ی رقت  $1/2$ ، بدون گیاه)

۳- پساب به همراه گیاه عدسک آبی

۴- پساب به همراه گیاه الودآ

۵- پساب به همراه گیاه لویی

۶- پساب رقیق شده به همراه گیاه عدسک آبی

۷- پساب رقیق شده به همراه گیاه الودا

۸- پساب رقیق شده به همراه گیاه لویی

### ۳-۲-۱- آماده سازی پایلوت‌های آزمایشی

این آزمایش در ظروف پلاستیکی به ابعاد  $30 \times 25 \times 18$  سانتیمتر انجام شد. ظروف پس از تهیه کاملاً با آب مقطر شسته شدند و برای مطابقت بیشتر محیط با شرایط طبیعی اطراف ظروف با مقوا پوشیده شد.

### ۳-۲-۲- مهیا کردن بستر

شن به عنوان بستر ظروف آزمایشی انتخاب شد. حدود ۶۰۰ کیلوگرم شن ابتدا با الک ۲ میلیمتری و سپس با الک ۰/۵ میلی‌متری غربال شد و ذرات باقی مانده بر روی الک با آب معمولی چندین بار آبشویی شده و در نهایت با آب مقطر شسته شدند و بعد از اینکه ذرات آب اضافی خود را از دست دادند به ارتفاع ۶ سانتیمتر در ظروف قرار گرفتند.

### ۳-۲-۳- مهیا کردن پساب

برای بررسی اثر گیاهان در حذف عناصر غذایی از محیط‌های آبی مختلف از پساب و پساب رقیق شده به عنوان محیط کشت آبی به حجم ۷ لیتر استفاده شد. پساب مورد استفاده در همان روز شروع آزمایش در هر دو مرحله از تصفیه خانه پراکندآباد توسط گالن‌های ۲۰ لیتری به محل انتقال داده شد. پساب مورد استفاده از لاگون‌های جلادهی نمونه برداری شد. پس از انتقال پساب از گالن‌ها به وسیله ظروف مدرج به پایلوت‌ها و رقیق‌سازی پساب در تعدادی از آنها با آب مقطر (با درجه‌ی رقت  $1/2$ )، به علت ناچیز بودن غلظت نترات پساب، در هر پایلوت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر محلول نیتروژن نیتراتی اضافه شد. برای تهیه محلول مورد استفاده ابتدا از نمک Merck نترات پتاسیم ( $KNO_3$ )، محلول مادری ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر نیتروژن نیتراتی (۷۲۲ میلی‌گرم پودر نترات پتاسیم در یک

لیتر) ساخته شد. ۷۰۰ میلی لیتر از محلول مادری به هر پایلوت برای ساخت محلول ۱۰ میلی گرم در لیتر نیترات نیتروژنی در حجم ۷ لیتر ریخته شد. سپس از پساب اولیه و رقیق شده در تعدادی از پایلوت‌ها نمونه‌گیری کرده و برخی از خصوصیات شیمیایی آنها مورد آنالیز قرار گرفت. کیفیت شیمیایی پساب‌ها در جداول (۱-۳) و (۲-۳) قابل مشاهده است.

جدول (۱-۳) خصوصیات شیمیایی پساب مرحله اول

پارامتر	واحد	مقدار	
		پساب اولیه	پساب رقیق شده
EC	هدایت الکتریکی	۱/۳	۰/۸
pH	اسیدیته	۸/۱	۸
K <sup>+</sup>	پتاسیم	۴۴	۳۴
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	نیتروژن - نیتراتی	۱۱/۱۶	۱۰/۴
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	نیتروژن - آمونیومی	۴۹/۳	۲۳/۶
Organic-N	نیتروژن - آلی	۶۳/۴۳	۳۰/۸
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -P	فسفر - فسفاتی	۳/۲۹	۱/۵۴

جدول (۲-۳) خصوصیات شیمیایی پساب مرحله دوم

پارامتر	واحد	مقدار	
		پساب اولیه	پساب رقیق شده
EC	شوری	۱/۵	۰/۷۸
pH	اسیدیته	۷/۸	۷/۸
K <sup>+</sup>	پتاسیم	۴۴/۲	۳۶/۲
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	نیتروژن - نیتراتی	۱۱/۴۶	۱۰/۵
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	نیتروژن - آمونیومی	۵۸/۸	۲۸/۲
Organic-N	نیتروژن - آلی	۳۸	۱۹
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -P	فسفر - فسفاتی	۳/۶	۱/۶
BOD	-	۵۴	۳۳
COD	-	۲۴۹	۱۲۴

### ۳-۳- تهیه و کشت گیاهان

گیاه عدسک آبی از محل تکثیر آن در دانشگاه فردوسی مشهد خریداری شد که این گیاه قبلاً از تالاب‌های ناحیه شمالی کشور تهیه شده بود. گیاه الودآ یک گیاه زینتی در آکواریوم‌ها است. برای کشت گیاه لویی در آبان ماه سال ۸۸ ابتدا ساقه‌های زیرزمینی به داخل گلدان‌هایی در گلخانه منتقل شد و در اردیبهشت ماه سال ۸۹ گیاهان به مرحله رشدی مناسب برای انتقال به پایلوت‌ها رسیدند. مرحله اول آزمایش با گیاهان عدسک آبی و الودآ در تاریخ ۸۸/۱۰/۱۳ و مرحله دوم با گیاه لویی در تاریخ ۸۹/۲/۷ انجام شد.

گیاهان عدسک آبی، الودآ و لویی پس از شستشو با آب مقطر و از دست دادن رطوبت اضافی به ترتیب در وزن‌های ۷۳، ۱۷ و ۲۲۰ گرم (بر اساس وزن تر) به وسیله ترازوی دیجیتالی توزین و درون پایلوت‌ها کشت شدند و شرایط نور طبیعی در آزمایشگاه برای رشد گیاهان فراهم گردید. همچنین برای جبران مقدار آب تبخیر شده سطح آب علامت‌گذاری شد و روزانه مقداری آب مقطر به پایلوت‌ها اضافه می‌شد.

### ۳-۴- تجزیه شیمیایی نمونه‌های پساب

نمونه‌های پساب از زیر سطح آب در فواصل ۸ روز در دوره ۲۴ روزه آزمایش به وسیله ظروف پلاستیکی ۱۰۰ سی سی گرفته شد. سپس نمونه‌ها در آزمایشگاه سریعاً مورد آنالیز قرار می‌گرفتند و در صورت نیاز به منظور جلوگیری از تغییر کیفیت شیمیایی نمونه‌ها از اسید سولفوریک ۲ نرمال استفاده و نمونه‌ها در دمای ۴ درجه‌ی سلسیوس نگهداری شد.

#### ۳-۴-۱- اندازه گیری نیترات

نیترات به روش کالریمتری بعد از احیاء اندازه‌گیری شد. در این روش میزان ۱۰ میلی لیتر از نمونه با پی پت به لوله آزمایش منتقل شد. میزان ۰/۵ گرم از پودر مخلوط (۳۷ گرم اسید سیتریک، ۵

گرم سولفات منگنز مونو هیدرات، ۲ گرم سولفانیل آمید، یک گرم ان - ۱ - نفتیل اتیلن دی آمین دی هیدرو کلراید و یک گرم پودر روی را با هاون کوبیده و با هم مخلوط شد (اضافه کرده و مدت ۳۰ ثانیه به شدت بهم زده شد، محلول رنگی ایجاد شده بلافاصله صاف گردید. بعد از ۱۰ دقیقه شدت رنگ ایجاد شده در طول موج ۵۴۰ نانومتر با دستگاه اسپکتروفوتومتر قرائت شد [۸۴].

### ۳-۴-۲- اندازه گیری آمونیوم

مقدار ۲۵ تا ۵۰ میلی لیتر از نمونه را همراه با ۰/۲ گرم اکسید منیزیم در داخل لوله آزمایش پیرکس ریخته و در ارلن مایری ۵۰ میلی لیتر اسید بوریک ۲ درصد و پنج قطره معرف مخلوط (۰/۱۶ گرم متیل رد + ۰/۰۸۳ بروموکرزول گرین در ۱۰۰ میلی لیتر اتانول حل گردید) به آن اضافه شد و ارلن مایر در انتهای لوله خروجی دستگاه مبرد قرار داده شد بطوریکه انتهای لوله درون اسید بوریک قرار گرفت و لوله نمونه مخلوط را در انتهای لوله ورودی دستگاه مبرد قرارداداده و از سود ۳۲ درصد برای تصعید گاز  $NH_3$  استفاده گردید و پس از حصول آمونیاک در نمونه ها، محتویات ارلن با اسید کلریدریک ۰/۰۱ نرمال تیترا شد، که تبدیل رنگ سبز به قرمز پایان واکنش بود [۷۰].

نیتروژن آلی از تفریق نیتروژن آمونیاکی از نیتروژن کجدال بدست آمد.

### ۳-۴-۳- اندازه گیری فسفر و پتاسیم محلول

مقدار ۵ میلی لیتر از نمونه آزمایشی را با ۴ میلی لیتر محلول B (۱/۰۵۶ گرم اسید آسکوربیک به ازای هر ۲۰۰ میلی لیتر محلول A) مخلوط کرده و حجم محلول با آب مقطر به ۲۵ میلی لیتر رسانیده شد. بعد از ۱۰ دقیقه شدت رنگ تولید شده را با دستگاه اسپکتروفوتومتر در طول موج ۶۶۰ نانومتر تعیین گردید. جهت تهیه محلول A، ۰/۰۷۲۷ گرم پتاسیم آنتی مونی تارتارات در کمی آب مقطر حل نموده، ۳ گرم هپتا مولیبدات آمونیوم و در نهایت ۳۴/۵ میلی لیتر اسید سولفوریک غلیظ به آن افزوده و حجم آن با آب مقطر به ۵۰۰ میلی لیتر رسانیده شد. این محلول در ظروف شیشه‌ای تیره در یخچال به مدت ۳ ماه قابل نگهداری است [۷].

در اندازه‌گیری پتاسیم، نمونه‌های پساب را پیش از اندازه‌گیری صاف کرده تا از مسدود شدن دستگاه مکش جلوگیری شود. سپس غلظت پتاسیم نمونه را با دستگاه فلیم فتومتر در طول موج ۷۶۸ نانومتر قرائت شد و سپس مقدار پتاسیم با توجه به عدد دستگاه از روی محنی استاندارد تعیین شد. برای تهیه محلول‌های استاندارد ابتدا ۱/۹۰۷ گرم پتاسیم کلرید (خشک شده در دمای ۱۰۵ درجه‌ی سلیسیوس) را با آب مقطر حل کرده، محلول به حجم یک لیتر رسانیده شد. محلول‌های استاندارد حاوی ۱۰ و ۱۰۰ میلی گرم در لیتر از طریق رقیق کردن محلول اولیه ساخته شد [۷].

### ۳-۴-۴- اندازه‌گیری pH و EC

pH نمونه‌ها توسط دستگاه pH متر (مدل 4010-Jenway) و پس از کالیبره نمودن دستگاه توسط محلول بافر با pH خنثی اندازه‌گیری شد و هدایت الکتریکی توسط دستگاه هدایت سنچ (مدل 620-Metrohm) تعیین شد [۷].

### ۳-۴-۵- اندازه‌گیری COD

COD به روش رفلکس دی کرومات اندازه‌گیری شد. ابتدا ۰/۴ گرم سولفات جیوه درون بالن رفلو ریخته شد، ۲۰ میلی لیتر از نمونه را اضافه کرده و سپس ۲۰ میلی لیتر کرومات پتاسیم ۰/۲۵ نرمال و ۵ میلی لیتر اسید سولفوریک غلیظ مخصوص COD (۱۰ گرم سولفات نقره در یک لیتر اسید سولفوریک غلیظ حل گردید) افزوده و چند گرانول شیشه‌ای داخل بالن ریخته و مدت ۲ ساعت بحال رفلو قرار داده شد. سپس تا ۱۰۰ میلی لیتر رقیق نموده و تا درجه‌ی اتاق سرد گردید و اضافی دی کرومات با فرو آمونیم سولفات استاندارد تیترو گردید [۲۱].

### ۳-۴-۶- اندازه‌گیری BOD

برای تعیین BOD یک نمونه، ابتدا اکسیژن محلول آن به روش تیتراسیون وین کالر اندازه‌گیری شد، پس از قرار دادن نمونه در دمای ۲۰ درجه‌ی سانتیگراد به مدت ۵ روز مجدداً اکسیژن محلول آن اندازه‌گیری شد، مقدار کاهش اکسیژن در این مدت، BOD است که به وسیله باکتریها



جهت اکسیداسیون مواد آلی مصرف شده است. در این روش ۲۵۰ میلی‌لیتر از نمونه داخل بالن ریخته شد و به آن یک میلی‌لیتر سولفات منگنز و سپس ۲ میلی‌لیتر محلول یدید قلیایی اضافه گردید، پس از بهم زدن یک میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به آن افزوده شد. بلافاصله درب ظرف بسته شد و پس از مخلوط شدن کامل، ید آزاده شده، با تیوسولفات تیترا گردید [۲۱].

### ۳-۵- تجزیه گیاهان

#### ۳-۵-۱- خشک کردن و آسیاب کردن نمونه‌های گیاهی

گیاهان پس از گذشت ۲۴ روز از کاشت، برداشت شدند. پس از شستشوی آنها با آب مقطر ابتدا در آون در دمای ۷۰ درجه‌ی سانتیگراد به مدت ۴۸ ساعت قرار گرفتند تا کاملاً خشک شدند. پس از آن جرم خشک آنها با ترازو تعیین شد. سپس نمونه‌ها کاملاً آسیاب شده و از الک ۰/۵ میلی‌متری گذرانده شدند و تا زمان آزمایش در پاکتهای پلاستیکی نگهداری شدند. همچنین برای اندازه‌گیری عملکرد گیاهان و مقدار جذب نیتروژن در بافت‌های گیاهی در طول دوره آزمایش جرم خشک و غلظت نیتروژن کل در ابتدای آزمایش نیز در گیاهان تعیین شد. مقدار جرم ماده خشک گیاهان عدسک آبی، الودا و لویی به ترتیب ۳، ۱/۳۵ و ۲۰ گرم بود و مقدار اولیه نیتروژن در این مقدار ماده خشک گیاهان به ترتیب ۱۴۱، ۲۵/۶۵ و ۲۸۴ میلی‌گرم نیتروژن بود.

#### ۳-۵-۲- اندازه‌گیری نیتروژن کل

ابتدا ۰/۵ گرم از نمونه‌های گیاهی خشک شده را به همراه ۶ گرم کاتالیزور مخلوط (۹۶ گرم سولفات پتاسیم + ۴ گرم سولفات مس) و ۱۵ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ در داخل لوله آزمایش پیرکس ریخته و مخلوط حاصل در داخل کوره هضم تا مرز شفاف شدن حرارت داده شد، پس از هضم کامل مخلوط را با احتیاط خنک کرده و بعد از آن در ارلن مایری ۵۰ میلی‌لیتر اسید بوریک ۲ درصد و پنج قطره معرف مخلوط (۰/۱۶ گرم متیل رد + ۰/۰۸۳ بروموکرزول گرین در ۱۰۰ میلی‌لیتر اتانول

حل گردید) ریخته شد و ارلن مایر را در انتهای لوله خروجی دستگاه مبرد قرار داده شد بطوریکه انتهای لوله درون اسید بوریک قرار گرفت و لوله نمونه مخلوط در انتهای لوله ورودی دستگاه مبرد قرار داده و از سود ۳۲ درصد برای تصعید گاز  $\text{NH}_3$  استفاده شد و پس از حصول آمونیاک در نمونه‌ها، محتویات ارلن را با اسید کلریدریک ۰/۰۱ نرمال تیترا شد. تبدیل رنگ سبز به قرمز پایان واکنش است [۷۰].

### ۳-۶- آنالیز داده‌ها

داده‌ها با استفاده از نرم افزار SAS و MSTATC مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند و برای مقایسه میانگین داده‌ها از آزمون LSD در سطح اختلاف معنی دار ۰/۰۵ استفاده شد و نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel رسم شد.

## فصل چهارم

## نتایج و بحث

نیترژن و فسفر نقش مهمی در فرآیند ایوتریفیکاسیون ایفا می‌کنند و همچنین نوشیدن آب‌های آلوده به نیترات سبب گسترش سرطان‌های گوارشی در انسان‌ها می‌شود، از این‌رو کاهش نیترژن و فسفر قبل از تخلیه پساب به منابع آبی باید انجام گیرد. روش‌های مختلفی جهت حذف و یا کاهش آنها در آب و فاضلاب پیشنهاد شده است. از جمله روش‌های طبیعی و ارزان، استفاده از گیاهان جهت پالایش آب‌های آلوده شهری می‌باشد. هدف از این تحقیق بررسی مقدار تأثیر گیاهان آبی در حذف موادغذایی از آب‌های آلوده شهری در شرایط آزمایشگاهی می‌باشد. از این‌رو جهت بررسی اثر تیمارهای مختلف بر میزان عناصر غذایی موجود در پساب در زمان‌های مختلف، خصوصیات شیمیایی پساب مورد آزمایش قرار گرفت و میانگین نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل پارامترهای مختلف و اثر فاکتورهای مختلف بر روی تیمارهای گیاهان عدسک آبی، الوداً در جدول (۱-۴) و تیمار گیاه لویی در جدول (۲-۴) آورده شده است.

جدول (۴-۱) تجزیه واریانس داده‌های تیمارهای گیاهان الوداً و عدسک آبی

Ms میانگین مربعات								df	S.O.V منبع تغییر
EC	pH	K <sup>+</sup>	P	Total N	Organic-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N		
۰/۰۰۵*	۰/۰۰۲ <sup>n.s</sup>	۱۱/۶۲**	۴/۳۲**	۲۶۴/۲۱**	۵۵/۵۰**	۲۹/۲۰**	۱۹۴/۴۲**	۲	a ( گیاه و بدون گیاه )
۰/۵۳**	۰/۱۲**	۲۳۶۵/۰۱**	۱۶/۶۰**	۹۱۸۱/۸۶**	۶۸۹۱/۳۰**	۵۱۴۶/۳۸**	۴۱۲۷/۱۵**	۳	b (زمان)
۲/۸۱**	۰/۱۵**	۷۲۸/۳۴**	۱۲**	۲۷۱۲۹/۳۵**	۸۹۸۴/۰۳**	۱۳۷۳/۳۱**	۱۰۸۰/۲۷**	۲	C (غلظت)
۰/۰۱**	۰/۰۱ <sup>n.s</sup>	۱۹/۵۱**	۱/۴۲**	۵۲/۲۸**	۳۳/۶۷**	۲۲/۵۴**	۴۳/۷۶**	۶	a × b ( گیاه × زمان )
۰/۰۰۴*	۰/۰۱ <sup>n.s</sup>	۷/۰۹**	۰/۱۶**	۵۱/۷۸**	۱۰/۱۱**	۱۳/۶۸**	۶۲/۱۲**	۲	a × c ( گیاه × غلظت )
۰/۱۳**	۰/۰۶**	۳۰/۳۲**	۱/۱۴**	۳۳۰/۰۸**	۲۶۱/۷۶**	۲۴۵/۳۱**	۲۷۰/۵۵**	۹	a × b × c ( زمان × غلظت × گیاه )
۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۸	۰/۷۰	۳/۹	۳/۵۴	۱/۷۴	۰/۳۳	۲/۰۵	۴۸	خطا
۰/۰۴۹	۰/۰۲	۱۱۶/۶۸	۱/۲۷	۸۲۷/۶۱	۴۵۶/۷۷	۲۷۱/۲۲	۲۳۶/۲۱	۷۱	کل
۲/۷	۱/۱۳	۳/۶۶	۹/۶	۲/۹۸	۴/۴۹	۴/۴۳	۶/۹۲		CV%

\* در سطح ۰/۰۵ معنی دار

\*\* در سطح ۰/۰۱ معنی دار

n.s معنی دار نیست

جدول (۲-۴) تجزیه واریانس داده‌های تیمارهای گیاه لویی

Ms میانگین مربعات										df	S.O.V منبع تغییر
COD	BOD	EC	pH	K <sup>+</sup>	P	Total N	Organic-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N		
۷۶/۳ <sup>n.s</sup>	۰/۰۲ <sup>n.s</sup>	۰ <sup>n.s</sup>	۰/۰۰۱ <sup>n.s</sup>	۶/۰۲ <sup>n.s</sup>	۱/۵۸ <sup>**</sup>	۸۹/۳۸ <sup>**</sup>	۴/۸۷ <sup>*</sup>	۸/۵۰ <sup>**</sup>	۱۸/۷۵ <sup>*</sup>	۱	a ( گیاه و بدون گیاه )
۶۰۴۲۵ <sup>**</sup>	۳۵۷۴/۹ <sup>**</sup>	۰/۲۵ <sup>**</sup>	۰/۷۰ <sup>**</sup>	۱۵۶۶ <sup>**</sup>	۲/۲۲ <sup>**</sup>	۱۲۵۹۹/۸ <sup>**</sup>	۱۸۶۳/۶ <sup>**</sup>	۴۷۵۲/۱۲ <sup>**</sup>	۴/۲۶ <sup>n.s</sup>	۳	b ( زمان )
۳۰۹۸۲ <sup>**</sup>	۹۹۱/۹ <sup>**</sup>	۲/۲۲ <sup>**</sup>	۰/۰۳ <sup>**</sup>	۷۷۶ <sup>**</sup>	۲۴/۲ <sup>**</sup>	۳۶۵۸/۵ <sup>**</sup>	۵۰۱/۱۶ <sup>**</sup>	۱۴۸۷/۴۱ <sup>**</sup>	۰/۲۱ <sup>n.s</sup>	۱	C ( غلظت )
۳۳۲/۳ <sup>n.s</sup>	۲۳/۵ <sup>**</sup>	۰/۰۰۲ <sup>*</sup>	۰/۰۹ <sup>**</sup>	۴/۲۹ <sup>n.s</sup>	۰/۱۸ <sup>**</sup>	۱۵/۴۱ <sup>n.s</sup>	۱/۳۷ <sup>n.s</sup>	۶/۶۶ <sup>**</sup>	۵/۷۳ <sup>n.s</sup>	۳	a × b ( گیاه × زمان )
۷۸/۷ <sup>n.s</sup>	۰ <sup>n.s</sup>	۰/۰۰۱ <sup>n.s</sup>	۰/۰۰۵ <sup>n.s</sup>	۰/۵۲ <sup>n.s</sup>	۰/۰۲ <sup>n.s</sup>	۳۲/۸۳ <sup>*</sup>	۲/۱۲ <sup>n.s</sup>	۲/۰۸ <sup>*</sup>	۸ <sup>n.s</sup>	۱	a × c ( گیاه' × غلظت )
۳۹۹۱ <sup>**</sup>	۱۱۳/۵ <sup>**</sup>	۰/۰۵ <sup>**</sup>	۰/۰۰۸ <sup>*</sup>	۰/۵۴ <sup>n.s</sup>	۰/۵۸ <sup>**</sup>	۸۰۳/۵۳ <sup>**</sup>	۱۰۹/۸۹ <sup>**</sup>	۳۱۴/۴۲ <sup>**</sup>	۶/۲۵ <sup>n.s</sup>	۶	a × b × c ( گیاه × غلظت × زمان )
۱۴۰/۵	۴/۸	۰/۰۰۰۷	۰/۰۰۲	۱/۵۸	۰/۰۲	۵/۳۷	۰/۷۵	۰/۳۹	۳/۹۸	۳۲	خطا
۵۱۴۵/۸	۲۶۸/۵	۰/۷۱	۰/۰۵۴	۱۱۸/۰۸	۰/۷۹۲	۹۹۱/۹۰	۱۴۴/۳۹	۳۷۶/۰۲	۴/۷۲	۴۷	کل
۱۳	۱۱/۵	۰/۸۶	۰/۵	۵/۲۴	۶/۶	۶	۸	۴/۱۲	۱۸/۸		CV%

\*در سطح ۰/۰۵ معنی دار

\*\*در سطح ۰/۰۱ معنی دار

n.s معنی دار نیست

## ۴-۱- تأثیر گیاهان بر pH پساب در طول زمان

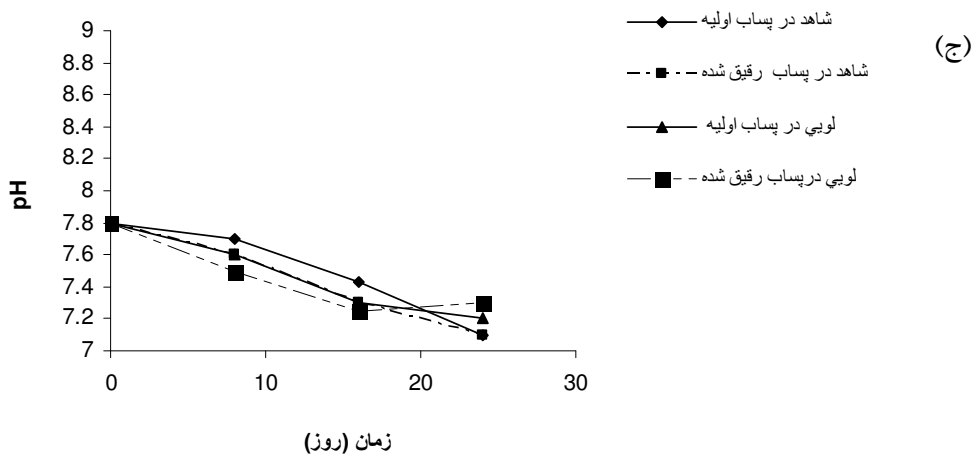
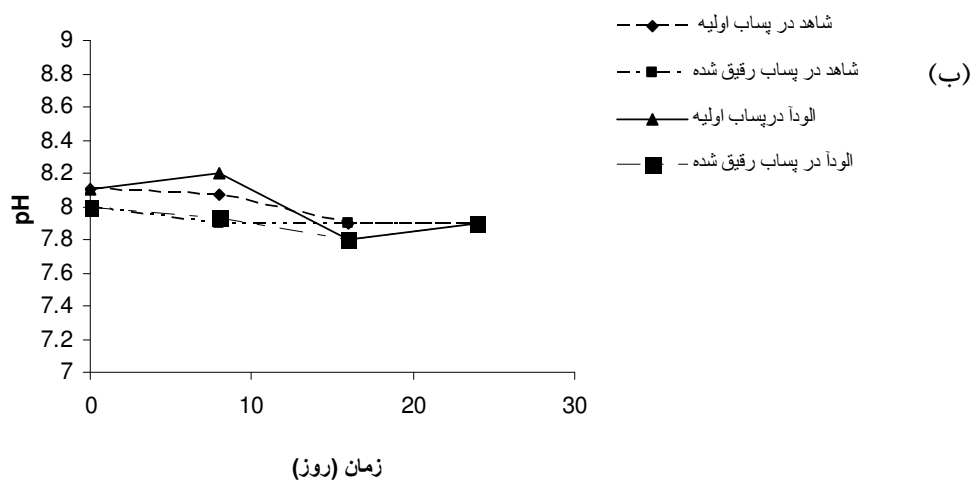
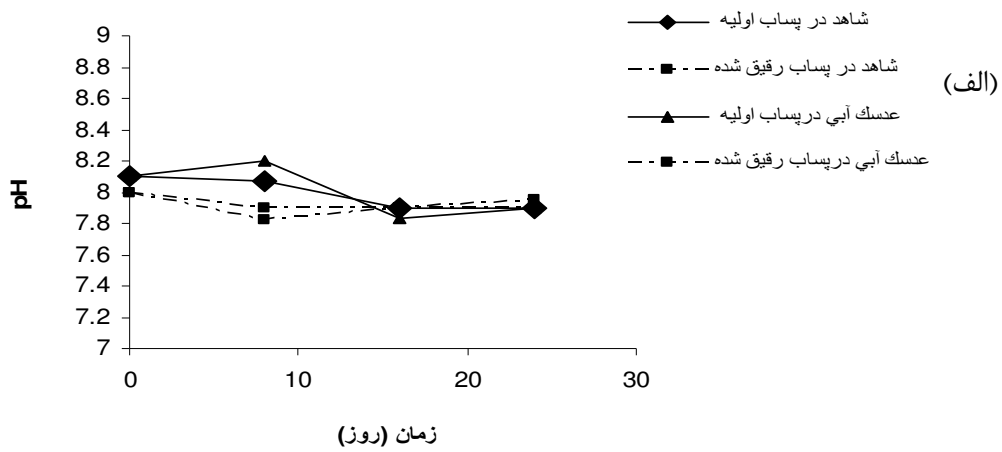
یکی از فاکتورهای مهم در تعیین کیفیت فاضلاب pH می‌باشد که بسیاری از واکنش‌های شیمیایی و بیوشیمیایی چه در طول فرآیند تصفیه و چه پس از تخلیه، بر آن تأثیر می‌گذارد عوامل متعددی از قبیل نوع ترکیبات معدنی و آلی موجود در فاضلاب، میزان تجزیه شدن مواد آلی، شدت فعالیت میکروبی، مقدار و نوع ذرات معلق و حتی عواملی مانند دمای فاضلاب بر pH تأثیرگذار می‌باشند [۴].

با توجه به جدول (۴-۱)، اثر تیمارهای گیاهی (عدسک آبی، الودآ و شاهد) بر مقدار متوسط pH پساب در زمان‌های مختلف معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ).

بر طبق شکل (۴-۱، الف و ب) تأثیر گیاهان عدسک آبی و الودآ بر تغییرات pH پساب در طول زمان نشان داد، با افزایش زمان مقدار آن کاهش یافت به طوری‌که در مدت بیست و چهار روز pH در تیمارها حدود ۰/۱ تا ۰/۲ واحد کاهش یافت و بیشترین کاهش مقدار متوسط pH در زمان ماند دوم نسبت به سایر زمان‌ها اتفاق افتاد. همچنین در زمان ماند اول مقدار آن در تیمارهای پساب اولیه گیاهان نسبت به شاهد به طور ناچیزی بیشتر بود. به طور کلی بین تیمارهای گیاهی و شاهد در مقدار متوسط pH پساب تفاوت فاحشی مشاهده نشد.

با توجه به جدول (۴-۲)، اثر تیمارهای گیاهی (لویی و شاهد) بر مقدار متوسط pH پساب در زمان‌های مختلف معنی‌دار بود ( $p < 0/05$ ).

با توجه به شکل (۴-۱، ج) تأثیر گیاه لویی بر تغییرات pH پساب در طول زمان نشان داد، مقدار متوسط pH با افزایش زمان ماند کاهش یافت به طوری‌که در مدت بیست و چهار روز pH در این تیمار حدود ۰/۶ واحد کاهش یافت و بیشترین کاهش مقدار متوسط pH در زمان ماند دوم اتفاق افتاد. مقدار کاهش pH تیمار پساب اولیه لویی نسبت به شاهد در زمان ماند دوم بیشتر بود. همچنین به طور کلی تیمار گیاه لویی تأثیر بارزی نسبت به شاهد در کاهش pH نداشت.



شکل (۴-۱) تأثیر گیاهان عدسك آبی (الف)، الودأ (ب) و لویی (ج) بر تغییرات pH پساب در طول زمان



می‌توان به طور کلی بیان کرد در همه تیمارها در زمان ماندهای دوم و سوم مقدار pH نسبت به زمان ماند اول کاهش یافت و آن نشان دهنده افزایش فرآیند نیتریفیکاسیون و تجزیه بیشتر ترکیبات آلی در این زمان‌ها می‌باشد.

نتایج آزمایش نشان داد در تغییر pH بین پایلوت‌های گیاهی و شاهد اختلاف فاحشی وجود ندارد و در مطالعات دیگران نیز نتایج مشابهی بدست آمد [۶۲ و ۵۴].

عوامل مختلفی بر کاهش pH با افزایش زمان ماند تأثیر می‌گذارند مانند تجزیه ترکیبات آلی که با تولید اسیدکربنیک همراه می‌باشد [۳۶] و همچنین افزایش شدت فرآیند نیتریفیکاسیون با افزایش زمان ماند سبب کاهش pH می‌گردد. زیرا این فرآیند یک منبع بیوشیمیایی برای تولید یون هیدروژن است در حالیکه فرآیند دنیتریفیکاسیون یک فرآیند بازی است [۵۸]. علاوه بر این‌ها گیاهان به وسیله‌ی دفع یون  $H^+$  به همراه جذب کاتیون و پخش اسیدهای آلی و رهاسازی  $CO_2$  از مرحله تنفس ریشه‌ای سبب کاهش pH می‌شوند [۲۶ و ۷۵]. افزایش فرآیند نیتریفیکاسیون، تجزیه مواد آلی و رهاسازی  $CO_2$  در مرحله تنفس ریشه‌ای در زمان ماند دوم و سوم احتمالاً می‌تواند دلایل کاهش pH باشد.

#### ۴-۲- تأثیر گیاهان بر مقدار شوری (EC) پساب در طول زمان

از دیگر پارامترهای مهم در تعیین کیفیت فاضلاب، شوری می‌باشد که به طور مستقیم با نمک‌های محلول در ارتباط است. مقدار کمی از نمک‌های محلول در خاک و آب برای گیاه ضروری است و گیاه نیازهای تغذیه‌ای خود را از این نمک‌های محلول تامین می‌کند. مقدار شوری در آب وابسته به غلظت برخی از کاتیون‌ها مانند کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم و آمونیوم و آنیون‌ها مانند کلر، سولفات، کربنات، بی‌کربنات و نیترات می‌باشد [۱۷].

با توجه به جدول (۴-۱)، اثر تیمارهای گیاهی (عدسک آبی، الودآ و شاهد) بر مقدار متوسط

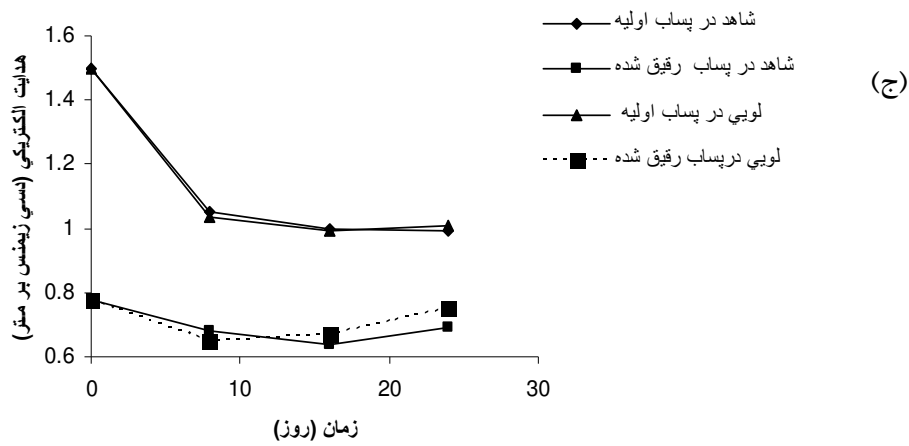
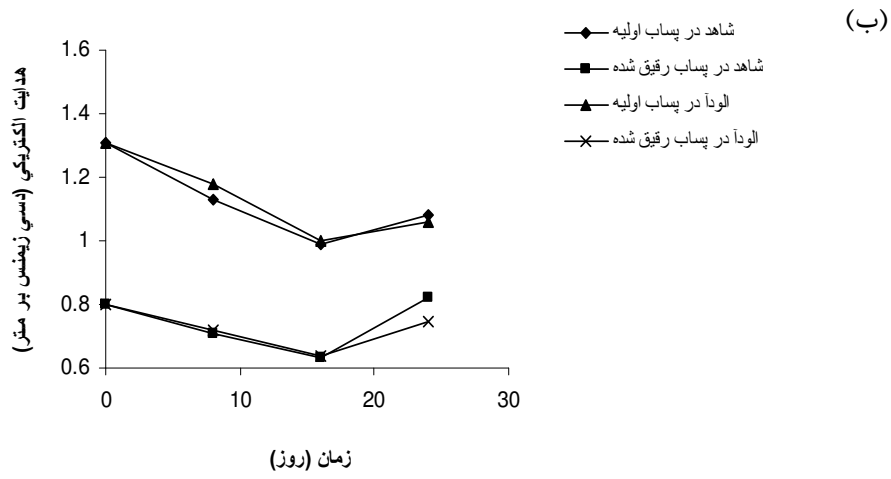
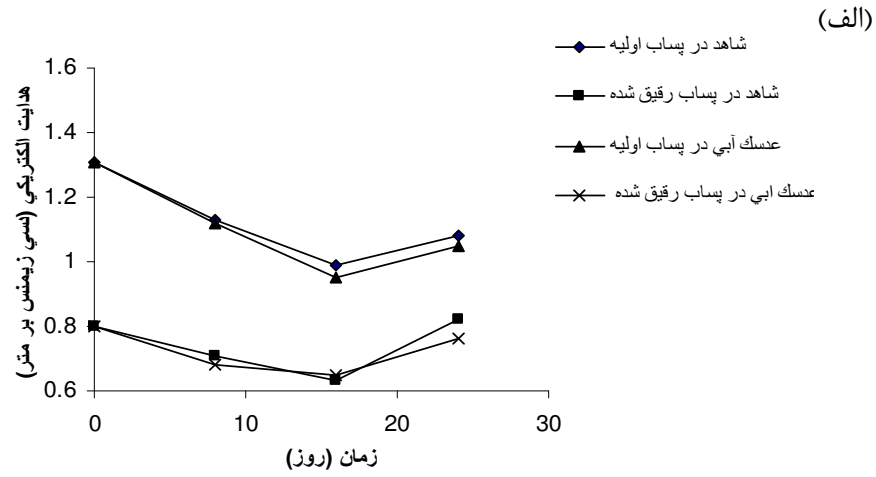
EC پساب در زمان‌های مختلف معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ).

بر طبق شکل (۴-۲، الف) تأثیر گیاه عدسک آبی بر EC پساب در طول زمان نشان داد، مقدار آن با افزایش زمان کاهش یافت و مقدار EC در زمان ماند سوم نسبت به زمان ماند دوم به ویژه در پساب رقیق شده اندکی افزایش یافت. همچنین مقدار EC تیمار گیاه عدسک آبی در زمان ماند سوم به ویژه در پساب رقیق شده نسبت به شاهد کمتر بود.

با توجه به شکل (۴-۲، ب) نتایج مربوط به تأثیر گیاه الودآ بر EC پساب در طول زمان نشان داد، مقدار آن با افزایش زمان کاهش یافت و مقدار EC در زمان ماند سوم نسبت به زمان ماند دوم به ویژه در پساب رقیق شده اندکی افزایش یافت. همچنین مقدار EC در تیمار پساب رقیق شده گیاه الودآ در زمان ماند سوم نسبت به شاهد کمتر بود.

با توجه به جدول (۴-۲)، اثر تیمارهای گیاهی (لویی و شاهد) بر مقدار متوسط EC پساب در زمان های مختلف معنی دار بود ( $p < 0/01$ ).

بر اساس شکل (۴-۲، ج) نتایج تأثیر تیمار گیاه لویی بر مقدار شوری پساب در طول زمان نشان داد، مقدار آن با افزایش زمان کاهش یافت و بین مقدار متوسط هدایت الکتریکی در هشت روز اول و دوم در تیمار گیاه با شاهد اختلاف بارزی مشاهده نشد. تنها مقدار EC در زمان ماند سوم نسبت به زمان ماند دوم در پساب رقیق شده مقداری افزایش یافت.



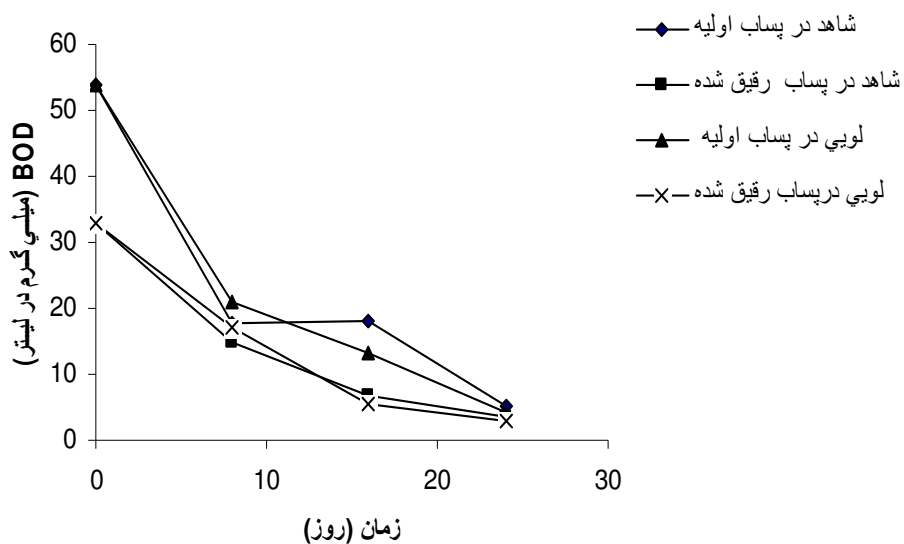
شکل (۴-۲) تأثیر گیاهان عدسك آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر تغییرات EC پساب در طول زمان

به طور کلی در همه تیمارها در زمان ماند دوم مقدار شوری کاهش یافت و مقدار آن در زمان ماند سوم نسبت به زمان ماند دوم به ویژه در تیمارهای گیاهان الودآ و عدسک آبی مقداری افزایش یافت. همچنین تأثیر تیمار گیاه عدسک آبی در کاهش شوری در مقایسه با سایر تیمارها بیشتر بود. به طور کلی می‌توان بیان کرد افزایش فرآیندهای دنیتریفیکاسیون، رسوبگذاری، جذب گیاهی و جذب میکروبی به دلیل حذف کاتیون‌ها و آنیون‌های محلول می‌تواند سبب کاهش شوری در طول دوره‌ی آزمایش گردند. همچنین احتمالاً تجزیه بیشتر مواد آلی و افزایش غلظت نیترات بر اثر فرآیند نیتریفیکاسیون علت افزایش شوری به خصوص در تیمار گیاهان عدسک آبی و الودآ در زمان ماند سوم می‌باشد.

### ۳-۴- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط BOD پساب در طول زمان

برای نشان دادن درجه‌ی آلودگی فاضلاب معمولاً به جای اینکه مقدار مواد آلی موجود در فاضلاب را اندازه‌گیری کنند، مقدار اکسیژن لازم برای اکسایش مواد نامبرده را اندازه‌گیری می‌کنند. مقدار BOD فاضلاب در زمانهای مختلف تغییر می‌کند. این تغییرات نه فقط به غلظت مواد آلی بلکه به میزان فعالیت باکتری‌ها، درجه‌ی حرارت و میزان اکسیژن موجود در فاضلاب نیز بستگی دارد [۶۷ و ۷۳].

با توجه به جدول (۴-۲)، اثر تیمارهای تیمارهای گیاهی (لویی و شاهد) بر غلظت متوسط BOD در زمان‌های مختلف معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ). بر طبق شکل (۳-۴) نتایج اثر تیمار گیاه لویی بر تغییرات غلظت BOD نشان داد، غلظت آن با گذشت زمان در تیمارها کاهش یافت و زمان ماند اول به ویژه در پساب اولیه بیشترین تاثیر را در کاهش غلظت آن داشت. همچنین غلظت BOD در زمان ماند دوم در تیمار پساب اولیه لویی نسبت به شاهد ۲۶ درصد کمتر بود و در سایر زمان‌ها بین دو تیمار اختلاف بارزی مشاهده نشد.

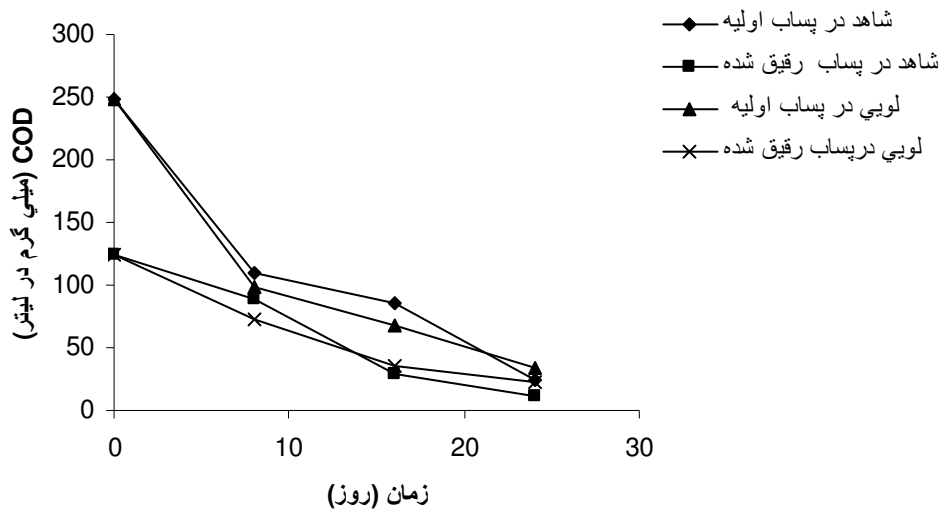


شکل (۳-۴) تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط BOD پساب در طول زمان

#### ۴-۴- تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط COD پساب در طول زمان

آزمایش (COD) برای اندازه‌گیری مواد آلی فاضلاب‌های صنعتی و خانگی که دارای ترکیبات سمی برای حیات بیولوژیکی هستند، نیز استفاده می‌شود. عموماً COD یک فاضلاب از BOD آن بیشتر بوده زیرا تعداد ترکیباتی که می‌تواند به صورت شیمیایی اکسیده شوند بیشتر است [۶۷].

با توجه به جدول (۲-۴)، اثر تیمارهای تیمارهای گیاهی (لویی و شاهد) بر غلظت متوسط COD در زمان‌های مختلف معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ). براساس شکل (۴-۴) نتایج اثر تیمار گیاه لویی بر تغییرات غلظت COD نشان داد، غلظت COD با گذشت زمان در تیمارها کاهش یافت و زمان ماند اول به ویژه در پساب اولیه بیشترین تأثیر را در کاهش غلظت آن داشت. همچنین بین تیمار گیاه لویی و بدون گیاه در زمان ماندهای مختلف تفاوت مشخصی مشاهده نشد.



شکل (۴-۴) تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط COD پساب در طول زمان

ترکیبات آلی در شرایط هوایی به وسیله باکتری‌ها و قارچ‌ها تجزیه می‌شوند و اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه هوایی از اتمسفر یا تراوش اکسیژن از ریشه‌های گیاهان بر اثر فرآیند فتوسنتز تأمین می‌شود [۳۹]. همچنین پخش پساب بر روی بسترهای گراولی و شنی با لایه‌های کم عمق سبب

افزایش شرایط هوازای می‌شود و با تجزیه مواد آلی، درجه‌ی آلودگی پساب و میزان کدورت آن کاهش می‌یابد [۱۴].

کاهش BOD و COD در تالاب‌ها به وسیله‌ی فرآیندهای فیزیکی نظیر رسوبگذاری و بیولوژیکی نظیر تجزیه میکروبی انجام می‌شود [۶۹ و ۹۳]. همانطور که نتایج نشان داد غلظت آن‌ها با افزایش زمان ماند کاهش یافت و تحقیقات دیگر افزایش حذف مواد آلی را با افزایش زمان ماند گزارش کردند [۲۹].

نتایج بدست آمده نشان داد کاهش COD در تیمارهای گیاه لویی و بدون گیاه با یکدیگر تفاوتی ندارند و می‌توان بیان کرد گیاه لویی منجر به کاهش غلظت COD نمی‌شود و مطالعات گذشته با این نتیجه هماهنگی داشت [۳۵، ۶۶ و ۹۰]. در حالیکه نتایج محققان کارایی گیاه لویی را در کاهش غلظت BOD نشان داد [۳۵ و ۹۳]. در مطالعه حاضر تیمار گیاه لویی با پساب اولیه در زمان ماند دوم نسبت به تیمار بدون گیاه در کاهش غلظت BOD ۲۶ درصد مؤثرتر بود.

#### ۴-۵- تأثیر گیاهان بر غلظت فرم‌های مختلف نیتروژن

نیتروژن از جمله عناصر غذایی بسیار مهم می‌باشد که به مقدار قابل توجهی در پساب وجود دارد به طوریکه در اغلب موارد آبیاری با پساب، زارع را از مصرف کود بی‌نیاز می‌نماید. ولی مسئله‌ای که در این میان توجه ویژه‌ای را می‌طلبد قدرت آلاینده‌گی بالای نیترات و خطرات موجود در انتقال آن به عمق خاک و آب‌های زیر زمینی می‌باشد. جهت بررسی اثر تیمارهای گیاهی در حذف نیتروژن از پساب، این آب آلوده از نظر میزان نیتروژن آلی، آمونیومی و نیتراتی مورد آزمایش قرار گرفت.

بر طبق جدول (۴-۱) نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد، تأثیر تیمارهای گیاهی (عدسک آبی، الودا و شاهد) بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ).

بر طبق شکل (۴-۵، الف) تأثیر تیمار گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن نشان داد، غلظت نیترات، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در این تیمار نسبت به تیمار بدون گیاه

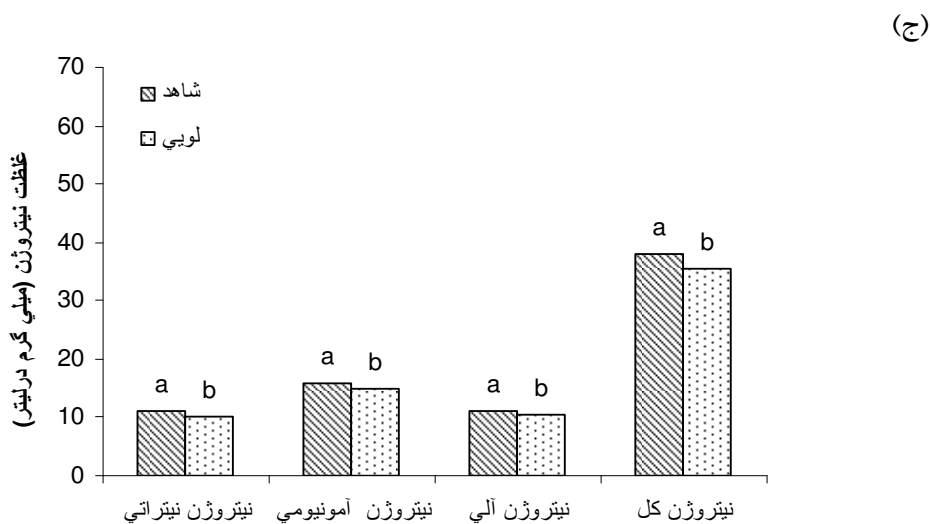
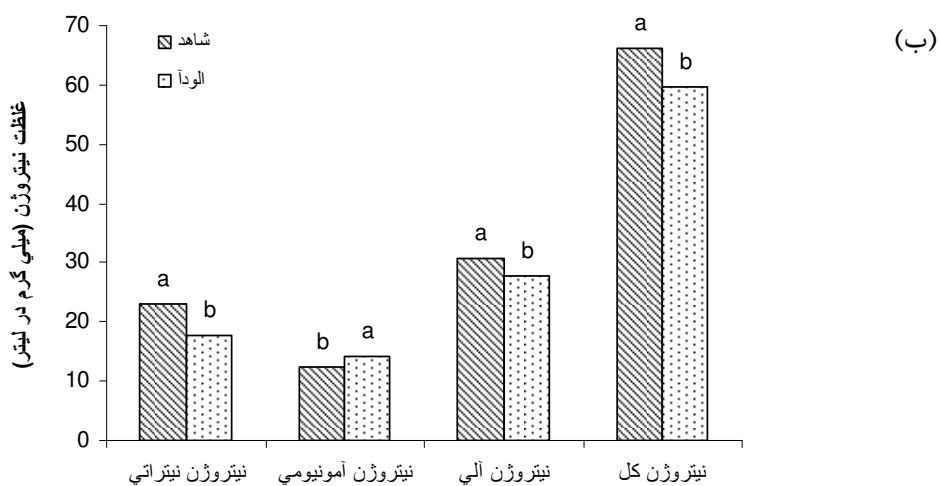
(شاهد) به طور معنی داری به ترتیب ۸، ۳/۸ و ۴/۳ درصد کمتر بودند. در غلظت متوسط آمونیوم بین دو تیمار اختلاف معنی داری مشاهده نشد.

بر اساس شکل (۴-۵، ب) تأثیر تیمار گیاه الوداً بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن نشان داد، غلظت نیترات، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در این تیمار نسبت به تیمار بدون گیاه (شاهد) به طور معنی داری به ترتیب ۲۴، ۱۰ و ۱۰ درصد کمتر بودند. غلظت متوسط آمونیوم این تیمار نسبت به مقدار متوسط آن در شاهد که ۱۲/۲۶ میلی‌گرم بر لیتر بود، ۱۶ درصد بیشتر بود.

با توجه به جدول (۴-۲) نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد، تأثیر تیمار گیاهی (لویی و شاهد) بر غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن کل در سطح احتمال ۱ درصد و بر غلظت نیترات و نیتروژن آلی در سطح احتمال ۵ درصد معنی دار بود.

با توجه به شکل (۴-۵، ج) تأثیر تیمار گیاه لویی بر غلظت‌های متوسط نیترات، آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل نشان داد، غلظت آن‌ها در تیمار گیاه لویی نسبت به شاهد به طور معنی داری به ترتیب ۱۱، ۵، ۶ و ۷ درصد کمتر بودند.





شكل (۴-۵) تأثير گياهان عدسك آبي (الف)، الودأ (ب) و لويي (ج) بر غلظت متوسط فرمهاي مختلف نيتروژن

از این سه نمودار چنین برمی آید که هر سه گیاه مقدار نیتروژن آلی و کل را نسبت به شاهد کاهش دادند و تأثیر گیاه الودآ در مقایسه با سایر تیمارها در کاهش آنها بیشتر بود. تنها تفاوت در نیتروژن آمونیومی بود که در گیاه الودآ بر عکس گیاه لویی غلظت نیتروژن آمونیومی در شاهد کمتر بود. این نشان دهنده معدنی شدن کمتر ترکیبات آلی یا نیتریفیکاسیون بیشتر آمونیوم در شاهد نسبت به الودآ بوده است همچنین به علت معدنی شدن بیشتر مواد آلی در تیمارهای گیاهی و کاهش غلظت اکسیژن مولکولی احتمال اینکه نیتریفیکاسیون در این تیمارها کاهش یابد وجود دارد..

مطالعات انجام شده در گذشته تجزیه بیشتر مواد آلی را در اکثر اوقات در بسترهای گیاهی نشان دادند و بیان کردند این اثر می تواند به دلیل انتشار اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه مواد آلی از ریشه گیاهان باشد [۲۷ و ۲۹] همچنین غلظت اکسیژن در سیستم های متراکم گیاهان آبی نظیر عدسک آبی کمتر از سیستم های با گیاهان آبی غوطه ور است زیرا گیاهان غوطه ور نظیر الودآ اکسیژن را به دلیل نامتعادل بودن فرآیند فتوسنتز و تنفس در آب رها می کنند [۷۹].

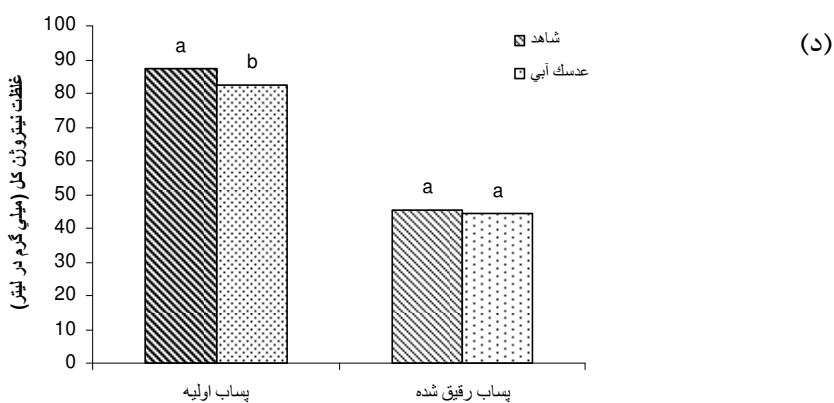
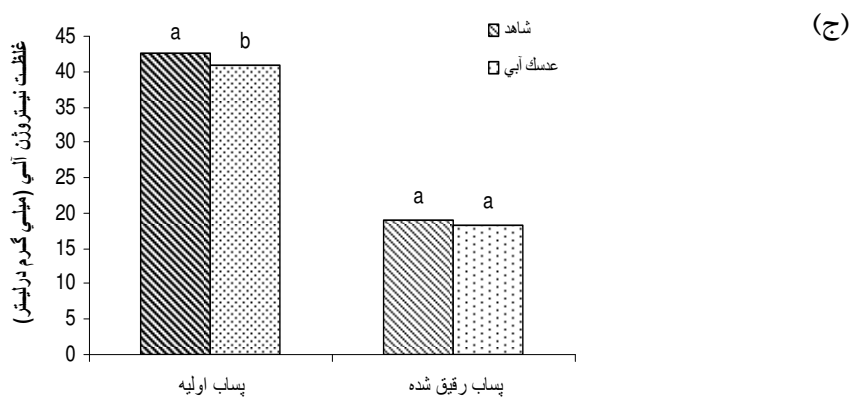
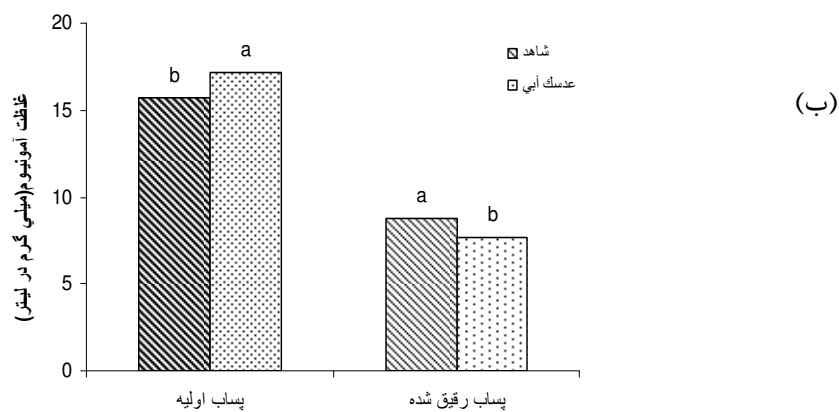
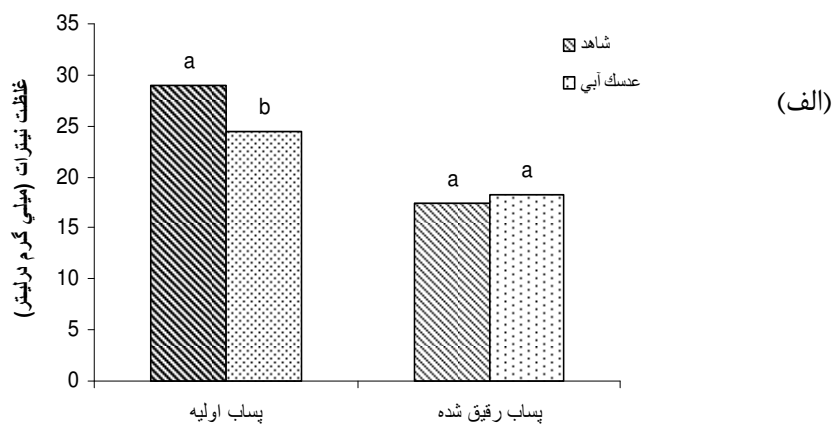
نتایج بدست آمده از این تحقیق تأثیر بیشتر تیمارهای گیاهی را در تجزیه نیتروژن آلی نشان می دهد. همچنین تأثیر گیاه الودآ در تجزیه نیتروژن آلی بیشتر از سایر تیمارهای گیاه بود که احتمالاً به علت غلظت بیشتر اکسیژن در سیستم های گیاهان غوطه ور بوده است [۲۷].

نتایج آزمایش انجام شده و سایر تحقیقات نشان می دهد غلظت نیتروژن کل در تیمارهای گیاهان آبی کمتر از تیمارهای بدون گیاه است و می توان استنباط کرد اصلاح گیاهی یک تکنیک کارا برای حذف نیتروژن از آب های آلوده است [۵۴ و ۱۰۴].

#### ۴-۵-۱- تأثیر گیاهان بر غلظت فرم‌های مختلف نیتروژن در پساب‌های مختلف

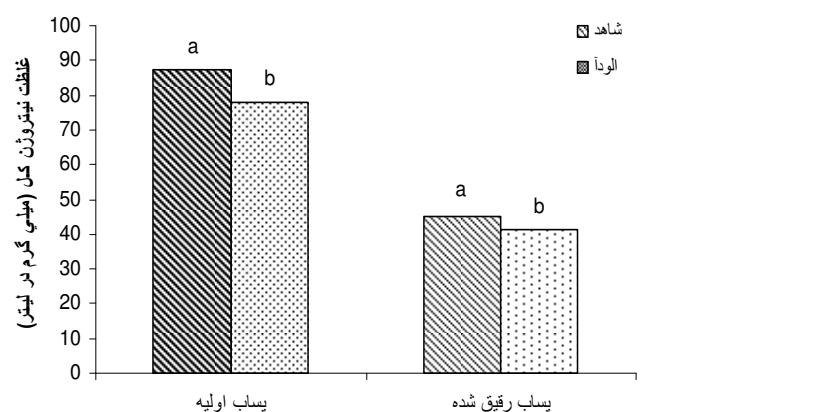
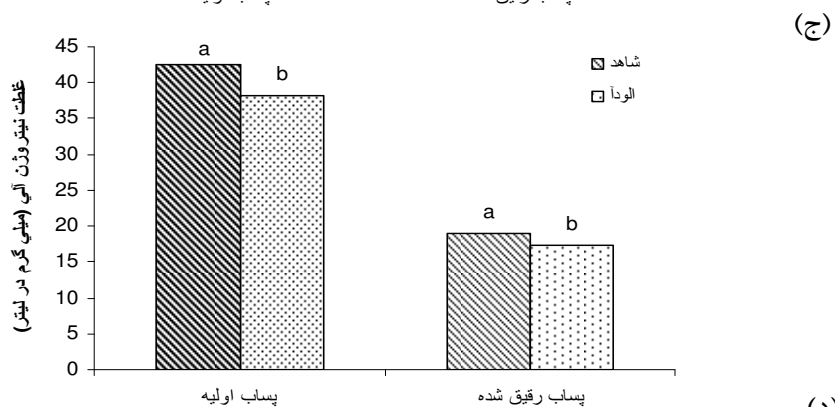
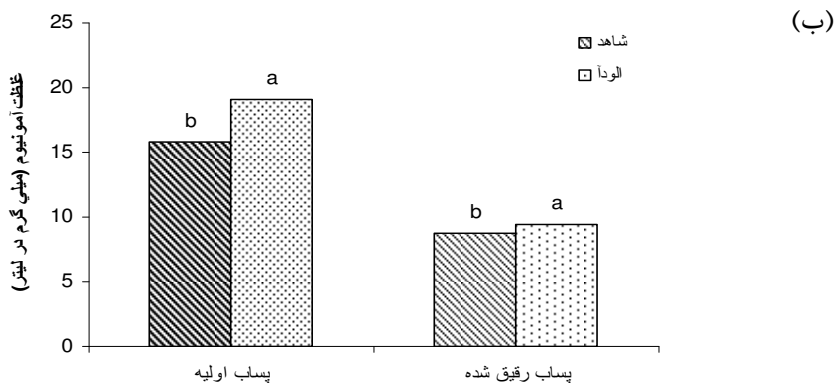
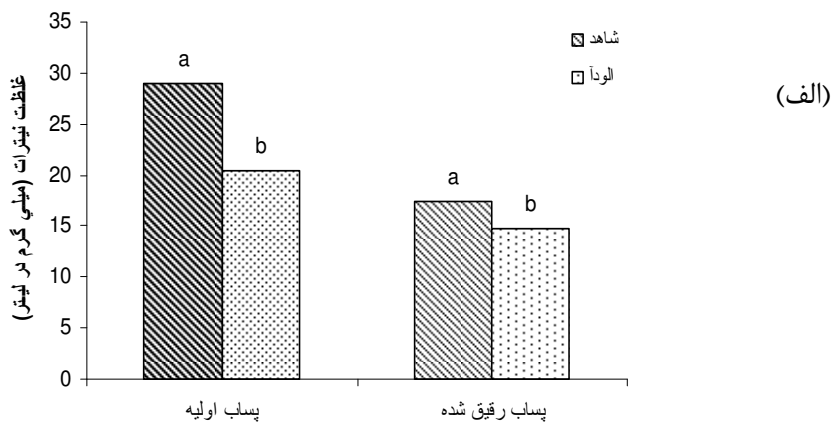
بر طبق شکل (۴-۶، الف) مقایسه اثر تیمار گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیترات در دو حالت پساب اولیه و رقیق شده نشان داد، تأثیر این گیاه در کاهش غلظت نیترات در پساب اولیه در مقایسه با پساب رقیق شده به طور معنی‌داری بیشتر بود. غلظت متوسط نیترات این تیمار نسبت به شاهد در پساب اولیه ۱۵/۴۶ درصد کمتر بود. شکل (۴-۶، ب) نشان می‌دهد در این تیمار غلظت متوسط آمونیوم در پساب اولیه و رقیق شده نسبت به شاهد به طور معنی‌داری به ترتیب ۹ و ۱۲ درصد بیشتر و کمتر است.

با توجه به شکل (۴-۶، ج) مقایسه اثر تیمار گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیتروژن آلی در دو حالت پساب اولیه و رقیق شده نشان داد، غلظت نیتروژن آلی تیمار گیاه عدسک آبی در پساب اولیه به طور معنی‌داری (۴/۲ درصد) کمتر بود و در حالت رقیق شده بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. همچنین بر طبق شکل (۴-۶، د) نتایج حاصل از اثر این گیاه بر کاهش نیتروژن کل نشان داد غلظت متوسط نیتروژن کل در تیمار این گیاه در پساب اولیه نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (۵/۵ درصد) کمتر بود و در حالت رقیق شده بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.



شکل (۴-۶) تأثیر گیاه عدسك آبی بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل (میانگین ها در ستون‌هایی (هر دو ستون با یکدیگر مقایسه شد) که حروف مشترکی دارند براساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی دار نمی‌باشند)

بر طبق شکل (۴-۷، الف) مقایسه اثر تیمار گیاه الوداً بر غلظت متوسط نیترات در دو حالت پساب اولیه و رقیق شده نشان داد، غلظت متوسط نیترات در هر دو حالت در تیمار گیاه الوداً نسبت به شاهد به طور معنی‌داری کمتر است. تأثیر این گیاه در کاهش غلظت نیترات در پساب اولیه در مقایسه با پساب رقیق شده بیشتر بود و غلظت متوسط نیترات در تیمار گیاه الوداً نسبت به شاهد در پساب اولیه و رقیق شده به ترتیب  $29/41$  و  $15/3$  درصد کمتر بود. با توجه به شکل (۴-۷، ب و ج) مقایسه اثر این تیمار بر غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن آلی در دو حالت پساب نشان داد، غلظت آمونیوم و نیتروژن آلی در تیمار گیاه الوداً نسبت به شاهد به طور معنی‌داری به ترتیب بیشتر و کمتر بود. غلظت متوسط آمونیوم در تیمار گیاه الوداً نسبت به شاهد پساب اولیه ( $15/75$  میلی‌گرم در لیتر) و رقیق شده ( $8/76$  میلی‌گرم در لیتر) به ترتیب  $21$  و  $7$  درصد بیشتر و غلظت متوسط نیتروژن آلی در تیمار گیاه الوداً در پساب اولیه و رقیق شده نسبت به شاهد به ترتیب  $10$  و  $9$  درصد کمتر بود. همچنین بر طبق شکل (۴-۷، د) نتایج حاصل از اثر این گیاه بر کاهش نیتروژن کل نشان داد، تأثیر این گیاه در کاهش غلظت نیتروژن کل نسبت به شاهد بیشتر بود و غلظت آن در تیمارهای گیاه الوداً در پساب اولیه و رقیق شده نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (به ترتیب  $11$  و  $8$  درصد) کمتر بود.

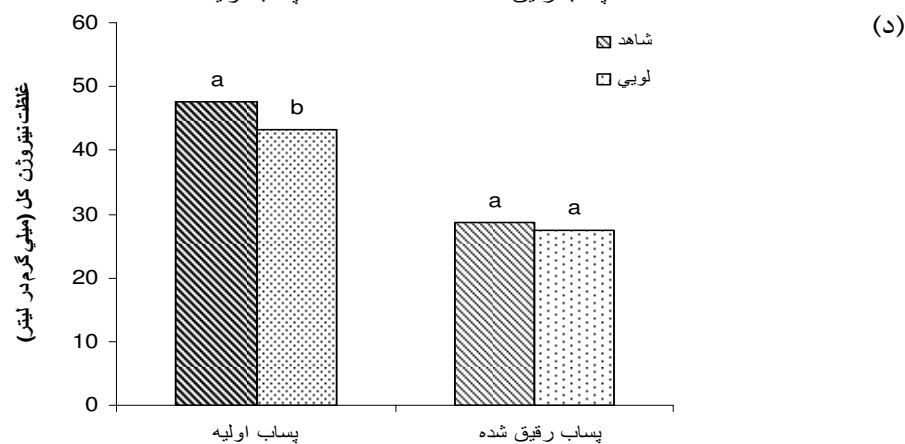
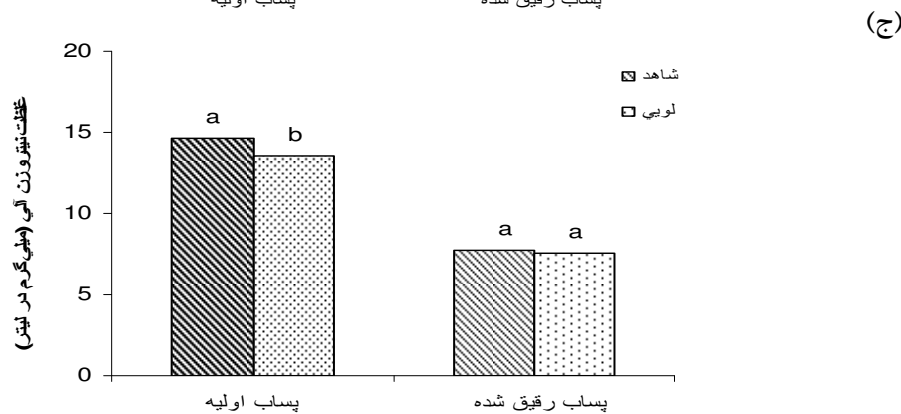
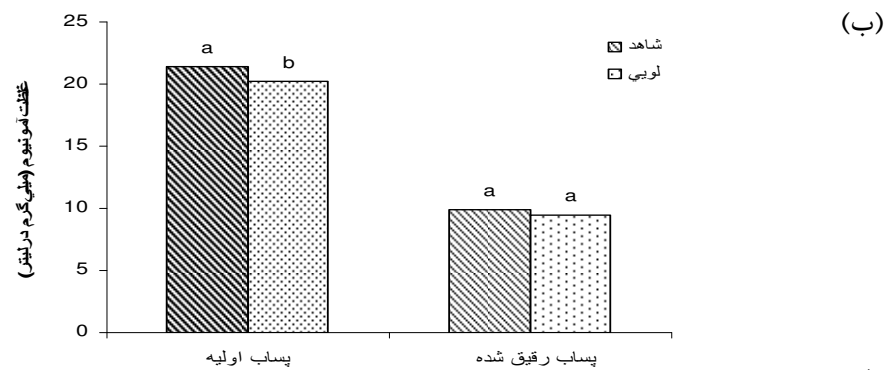
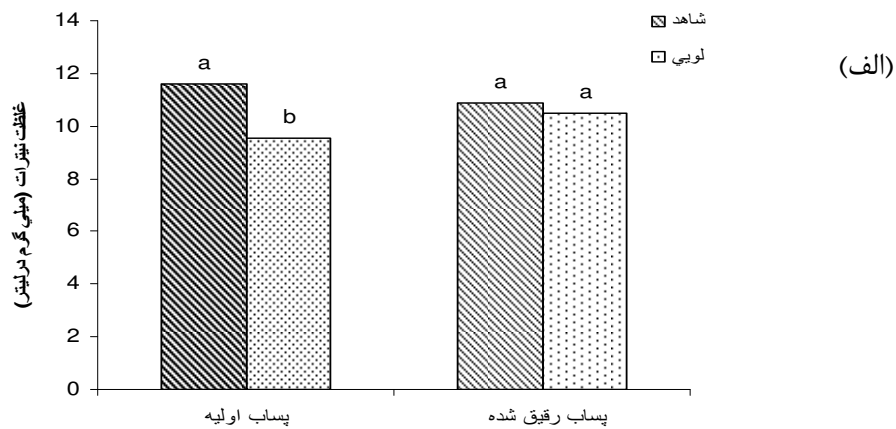


شکل (۴-۷) تأثیر گیاه الودأ بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل ( میانگین ها در ستون‌هایی (هر دو ستون با یکدیگر مقایسه شد) که حروف مشترکی دارند براساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار نمی‌باشند)

بر طبق شکل (۴-۸، الف) مقایسه اثر گیاه لویی بر غلظت متوسط نیترات در دو حالت پساب نشان داد، غلظت آن در تیمار گیاه لویی در پساب اولیه نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (۰/۱۸) کمتر بود و در پساب رقیق شده بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. همین طور بر طبق شکل (۴-۸، ب) غلظت متوسط آمونیوم در تیمار گیاه لویی در پساب اولیه نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (۰/۶) کمتر بود و در حالت رقیق شده بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری وجود نداشت.

بر طبق شکل (۴-۸، ج) غلظت متوسط نیتروژن آلی در تیمار گیاه لویی در پساب اولیه نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (۷ درصد) کمتر بود و در پساب رقیق شده اختلاف معنی‌داری بین دو تیمار مشاهده نشد. همچنین با توجه به شکل (۴-۸، د) غلظت متوسط نیتروژن کل در تیمار لویی در پساب اولیه نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (۹ درصد) کمتر بود و در حالت رقیق شده بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری وجود نداشت.

به طور کلی اثر گیاهان بر کاهش فرم‌های مختلف نیتروژن در پساب اولیه نسبت به شاهد مشهودتر است و در پساب رقیق شده در غلظت اشکال مختلف نیتروژن بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه تفاوت زیادی مشاهده نشد.



شکل (۴-۸) تأثیر گیاه لویی بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل ( میانگین ها در ستون‌هایی (هر دو ستون با یکدیگر مقایسه شد) که حروف مشترکی دارند براساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار نمی‌باشند)



مکانیزم‌های مؤثر در حذف و تغییر و تحول نیتروژن در تالاب‌ها شامل فرآیندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، تبخیر و جذب گیاهی است [۵۱]. فرآیند تبدیل نیتروژن آلی به آمونیوم را که توسط میکروارگانیسم‌ها انجام می‌شود، آمونیفیکاسیون می‌نامند و سرعت آن در مناطق هوازی بیشتر از غیرهوازی است [۸۱]. نیتریفیکاسیون فرآیند اکسید بیولوژیکی تبدیل آمونیوم به نترات و دنیتریفیکاسیون فرآیند بیولوژیکی تبدیل نترات به نیتروژن گازی تحت شرایط غیر هوازی است [۱۹].

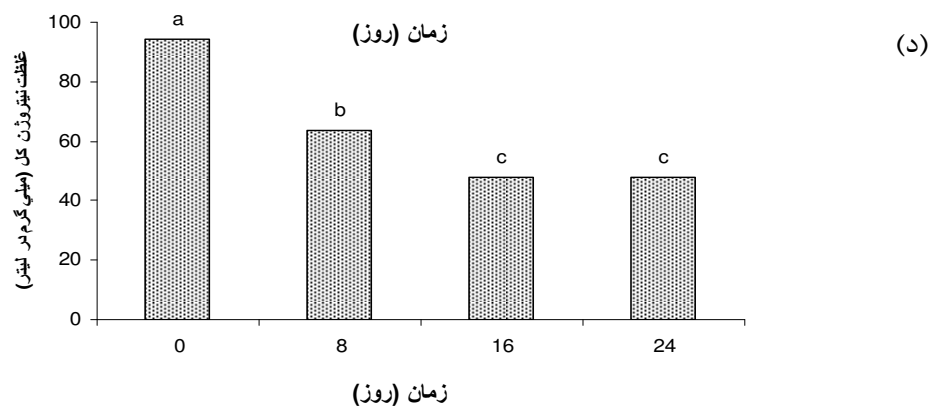
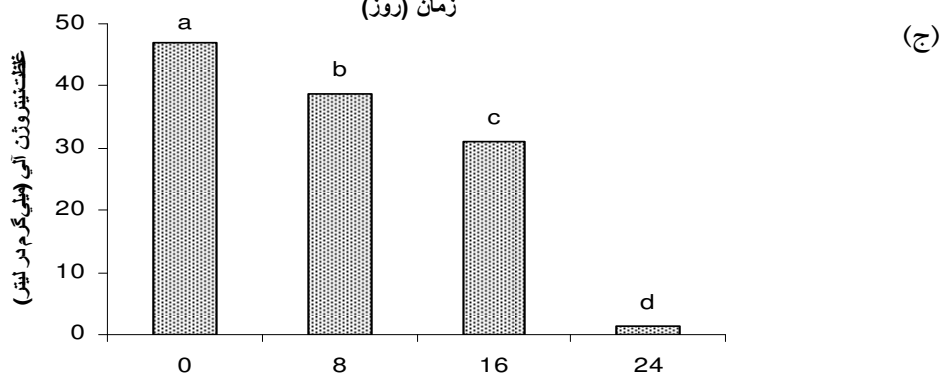
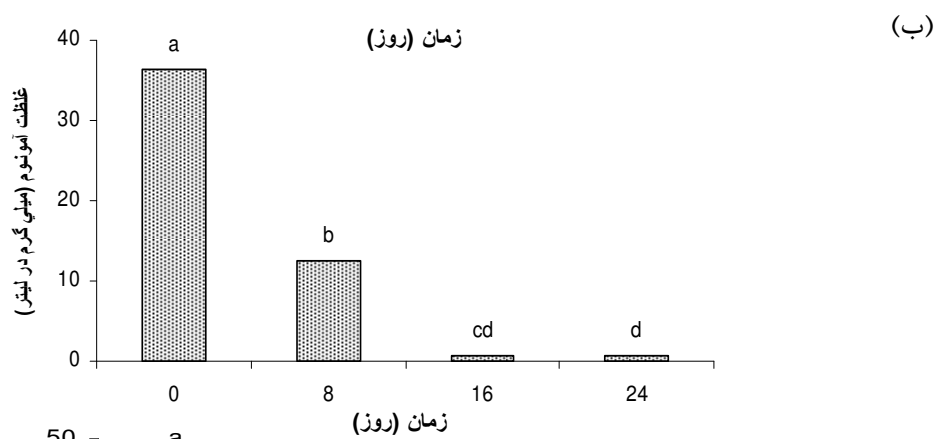
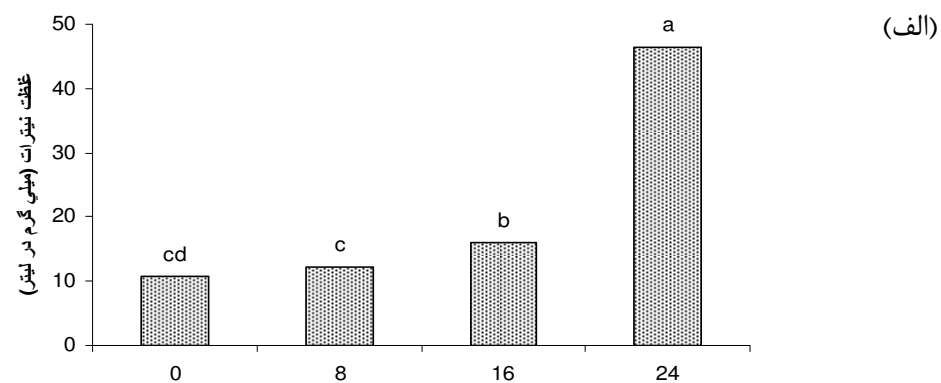
به طور کلی می‌توان گفت تالاب‌های بدون گیاه نقش مؤثری در حذف عناصر غذایی دارند و در تحقیقات مختلف کارایی آن‌ها ثابت شده است [۱۰۶]؛ با این وجود تالاب‌های گیاهی عموماً کارایی بیشتری در حذف مواد غذایی نسبت به تالاب‌های بدون گیاه دارند [۷۲ و ۵۱]. در حذف مواد غذایی در همه‌ی تالاب‌ها فرآیندهای میکروبی نقش اصلی دارند. در تالاب‌های گیاهی، ریشه‌های گیاهان یک زیستگاه مناسب برای فعالیت‌های میکروبی فراهم می‌کنند و سبب افزایش جمعیت‌های میکروبی در این تالاب‌ها نسبت به تالاب‌های بدون گیاه می‌شوند [۷۲]. علاوه بر جذب گیاهی نیتروژن، گیاهان آبی با انتشار اکسیژن به وسیله‌ی فرآیند فتوسنتز در محیط‌های آبی اکسیژن لازم برای اکسید آمونیوم به نترات را به وسیله باکتری فراهم می‌کنند، ضمن اینکه فرآیند تنفس گیاهی می‌تواند سطح اکسیژن در تالاب‌ها را کاهش داده و فرآیند دنیتریفیکاسیون را فعال کند و نترات را به گاز نیتروژن تبدیل نماید. مکانیزم‌های حذف نترات در تالاب‌ها شامل جذب گیاهی و دنیتریفیکاسیون است [۳۳]. نتایج بدست آمده از این مطالعه و سایر تحقیقات، کاهش بیشتر نترات در سیستم‌های گیاهی نسبت به سیستم‌های بدون گیاه را تأیید می‌کند که این نشان‌دهنده تأثیر بیشتر گیاهان آبی در کاهش نترات است [۶۲ و ۹۲]. از سویی دیگر سریع ناپدید شدن آمونیوم بر اثر فرآیند نیتریفیکاسیون در سیستم‌های گیاهی و بدون گیاه باعث شده تا گیاهان کمتر بتوانند نیتروژن را جذب نمایند [۷۸ و ۷۹]. در تعدادی از مطالعات حذف بیشتر آمونیوم در سیستم‌های شامل درختچه‌های آبی در مقایسه با

سیستم‌های بدون گیاه گزارش شده است [۵۱]. نتایج حاصل از این تحقیق تأثیر بیشتر تیمار گیاه لویی را در کاهش آمونیوم پساب نشان داد.

#### ۴-۵-۲- تأثیر گیاهان بر غلظت فرم‌های مختلف نیتروژن در طول زمان

بر طبق جدول (۴-۱) نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد، تأثیر تیمارهای گیاهی در طول زمان بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ).

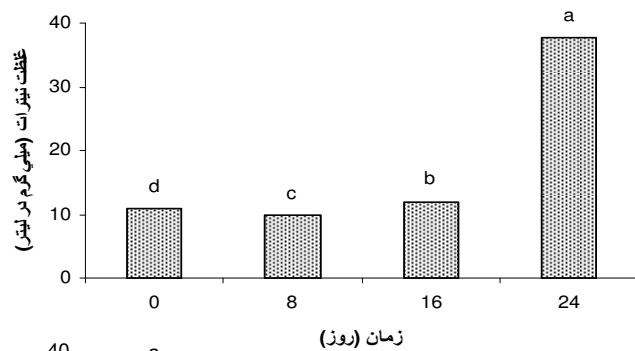
بر طبق شکل (۴-۹، الف) تأثیر تیمار گیاه عدسک آبی در سه زمان ماند هشت روز بر غلظت متوسط نیترات نشان داد، با افزایش زمان غلظت نیترات به طور معنی‌داری افزایش یافت، به طوریکه در زمان ماند سوم غلظت متوسط آن از ۱۰/۷۸ به ۴۶/۴۶ میلی‌گرم در لیتر رسید و تقریباً ۳۳۰٪ افزایش غلظت در طول بیست و چهار روز اتفاق افتاد و در زمان ماند سوم بیشترین غلظت آن مشاهده شد. همچنین با توجه به شکل (۴-۹، ب، ج و د) غلظت‌های متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل با گذشت زمان کاهش یافتند و در غلظت آن‌ها در طول بیست و چهار روز به ترتیب ۹۸، ۹۷ و ۴۹ درصد کاهش اتفاق افتاد. کمترین غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن کل تیمار عدسک آبی در زمان ماند دوم بود و در این تیمار بین زمان ماند دوم و سوم در کاهش غلظت آنها اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. همین‌طور در کاهش غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن کل زمان ماند اول بیشترین تأثیر را داشت و به ترتیب ۴۸/۶ و ۳۴ درصد از این کاهش غلظت در این زمان ماند اتفاق افتاد. بیشترین کاهش غلظت نیتروژن آلی در زمان ماند سوم مشاهده شد و ۶۲/۷٪ از کاهش غلظت آن در این زمان ماند اتفاق افتاد.



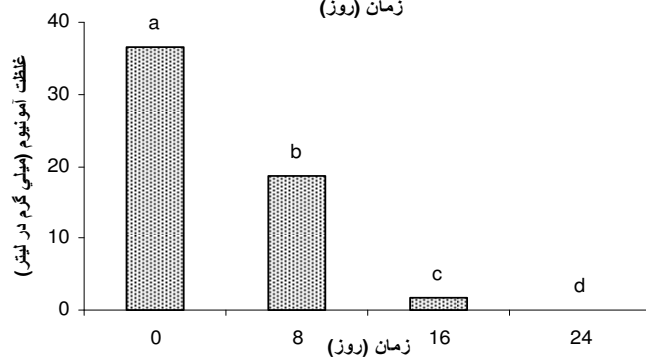
شکل (۴-۹) تأثیر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیتروزن در طول زمان  
 الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروزن آلی د: نیتروزن کل

با توجه به شکل (۴-۱۰، الف) تأثیر تیمار گیاه الوداً در زمان ماندهای مختلف بر غلظت متوسط نیترات نشان داد، با افزایش زمان غلظت نیترات به طور معنی‌داری افزایش یافت، به طوریکه در زمان ماند سوم غلظت متوسط آن از ۱۰/۷۸ به ۳۷/۷۵ میلی‌گرم در لیتر رسید و تقریباً ۲۵۰٪ افزایش غلظت در طول بیست و چهار روز اتفاق افتاد و در زمان ماند سوم بیشترین غلظت آن مشاهده شد. همچنین بر اساس شکل (۴-۱۰، ب، ج و د) غلظت‌های متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل با گذشت زمان به طور معنی‌داری کاهش یافتند و در غلظت آن‌ها در روز بیست و چهارم به ترتیب ۱۰۰، ۹۵ و ۵۷ درصد کاهش اتفاق افتاد. کمترین غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن کل در زمان ماند سوم مشاهده شد. همین‌طور در کاهش غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن کل زمان ماند اول بیشترین تأثیر را داشت و به ترتیب ۶۵/۴ و ۳۲/۷ درصد از این کاهش غلظت در این زمان ماند اتفاق افتاد. این تیمار در زمان ماند سوم کمترین غلظت نیتروژن آلی داشت و ۵۶٪ از کاهش غلظت آن در این زمان ماند اتفاق افتاد.

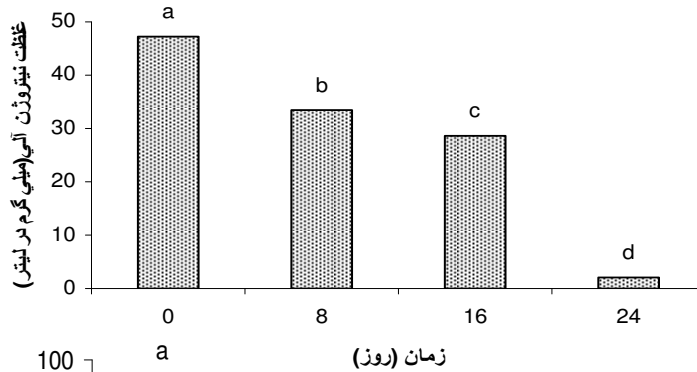
(الف)



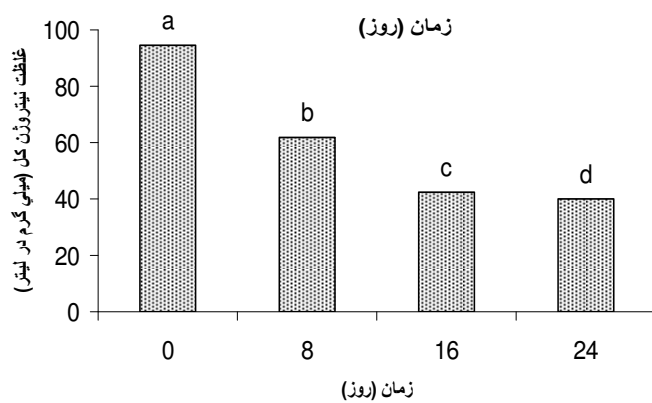
(ب)



(ج)



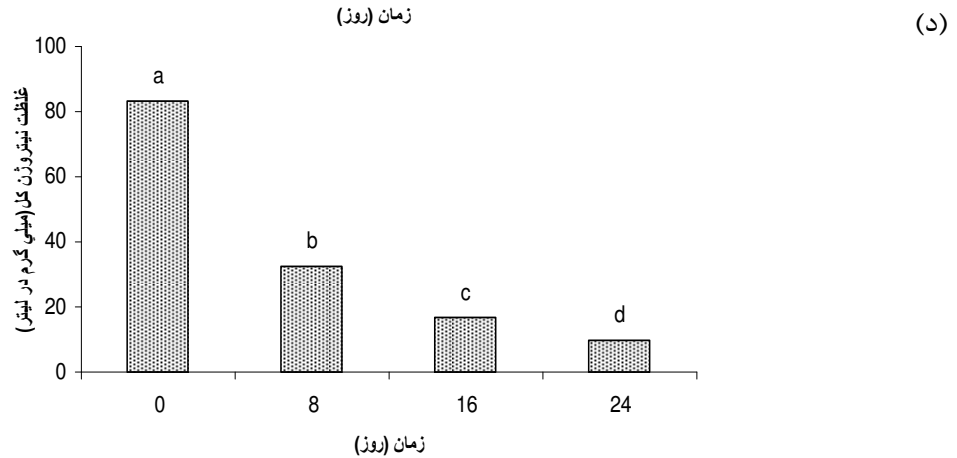
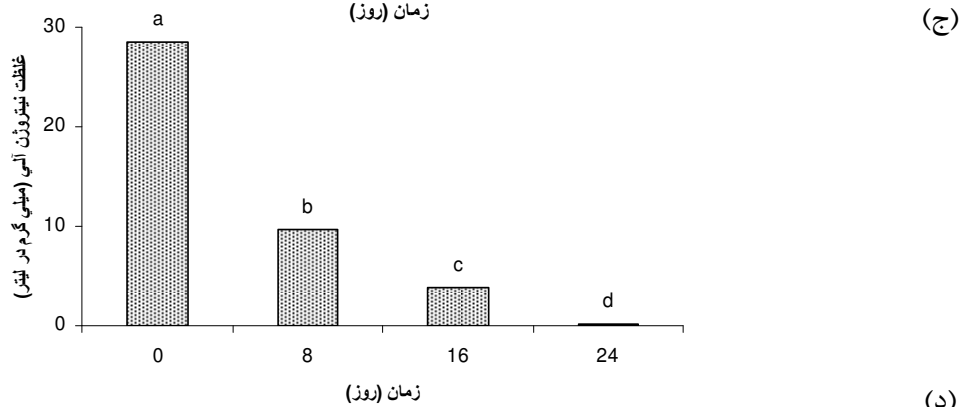
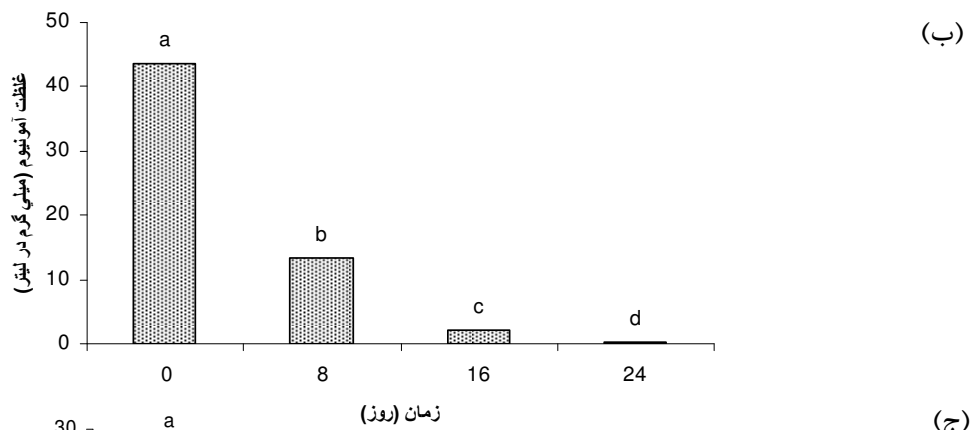
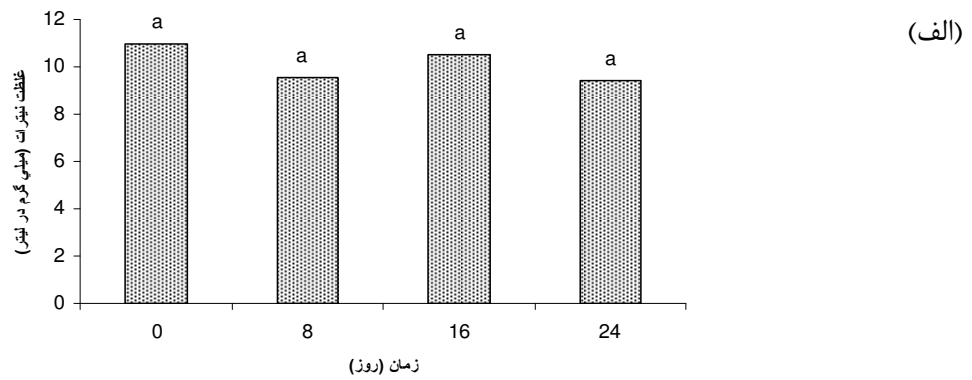
(د)



شکل (۴-۱۰) تأثیر گیاه الوداً بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیترژن در طول زمان  
الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیترژن آلی د: نیترژن کل

بر طبق جدول (۴-۲) نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد، تأثیر تیمارهای گیاهی در طول زمان بر غلظت متوسط نیتروژن آمونیومی معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ).

بر اساس شکل (۴-۱۱، الف) تأثیر تیمار گیاه لویی در زمان ماندهای مختلف بر غلظت متوسط نیترات نشان داد، با افزایش زمان غلظت نیترات در طول زمان ثابت بود. همچنین با توجه به شکل (۴-۱۱، ب، ج و د) غلظت‌های متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در تیمار گیاه لویی با گذشت زمان به طور معنی‌داری کاهش یافتند و در غلظت آن‌ها در طول بیست و چهار روز به ترتیب ۹۹، ۹۹/۵ و ۸۸/۵ درصد کاهش مشاهده شد. همین طور در کاهش غلظت متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل زمان ماند اول بیشترین تأثیر را داشت و به ترتیب ۶۹، ۶۶ و ۶۰ درصد از کاهش غلظت آن‌ها در این زمان ماند اتفاق افتاد.



شکل (۴-۱۱) تأثیر گیاه لوبی بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن در طول زمان  
 الف: نیترات ب: آمونیوم ج: نیتروژن آلی د: نیتروژن کل

بر اساس نتایج مشخص شده که نیتروژن کل یا نیتروژن آلی در گیاه لویی نسبت به سایر گیاهان با شدت بیشتری کاهش یافته است و این نشان دهنده معدنی شدن بیشتر نیتروژن (احتمالاً به علت دمای بالاتر) می‌باشد. همچنین با مقایسه شکل (۴-۲، الف و ب) با شکل (۴-۲، ج) می‌توان بیان کرد pH در طول زمان در تیمارهای گیاه لویی نسبت به سایر تیمارها بیشتر کاهش یافته است و این نشان می‌دهد کاهش pH با معدنی شدن ترکیبات آلی ارتباط دارد.

مطالعات گذشته در مورد اثر تیمارهای گیاهی و بدون گیاه در کاهش غلظت فرم‌های مختلف نیتروژن در طول زمان نشان داد با افزایش زمان ماند غلظت نیترات در همه تیمارها افزایش و غلظت آمونیوم با سرعت بیشتر، کاهش می‌یابد و سریع ناپدید شدن آمونیوم از فعالیت بودن فرآیند نیتریفیکاسیون نتیجه می‌شود [۴۲، ۶۹ و ۷۹]. تحقیقات دیگر نشان می‌دهد فرآیند نیتریفیکاسیون در طول فصل زمستان نسبت به تابستان فعال‌تر است که این منجر به افزایش غلظت نیترات در سیستم‌های آبی در طول فصل زمستان می‌شود [۷۹]. علاوه بر دما، غلظت اکسیژن هم نقش مؤثری در فرآیند نیتریفیکاسیون دارد. سایر تحقیقات نشان می‌دهد تجزیه مواد آلی باعث کاهش غلظت اکسیژن می‌شود در مقابل با افزایش زمان به تدریج غلظت اکسیژن در محلول‌های آبی افزایش می‌یابد، که این افزایش بر فرآیند نیتریفیکاسیون تأثیر گذار است [۳۱ و ۵۴]. فرآیند تجزیه نیتروژن آلی به عوامل مختلف مانند دما، pH، غلظت مواد آلی و جمعیت میکروبی و غیره بستگی دارد [۸۰ و ۸۱]. همچنین با افزایش دما فرآیند آمونیفیکاسیون نیز افزایش می‌یابد [۸۰].

با توجه به نتایج به دست آمده می‌توان بیان کرد افزایش غلظت نیترات در طول زمان، در تیمار گیاهان عدسک آبی و الودا (کشت فصل زمستان) از فعالیت بودن فرآیند نیتریفیکاسیون نسبت به دنیتریفیکاسیون ناشی می‌شود و احتمالاً دلیل آن کاهش دما در فصل زمستان می‌باشد [۷۹]. عامل تجزیه سریع‌تر نیتروژن آلی در تیمار گیاه لویی احتمالاً می‌تواند به دلیل افزایش دما در فصل بهار و کم بودن غلظت اولیه نیتروژن آلی با توجه به جدول (۳-۲) باشد [۸۰ و ۸۱]. کاهش بیشتر غلظت آمونیوم در زمان ماند اول احتمالاً به علت pH بالاتر پساب در این زمان است که در شکل (۴-۱، الف،



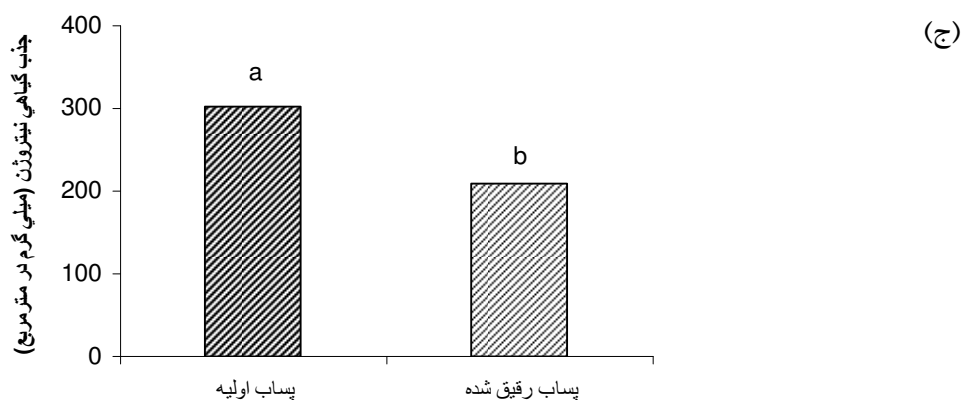
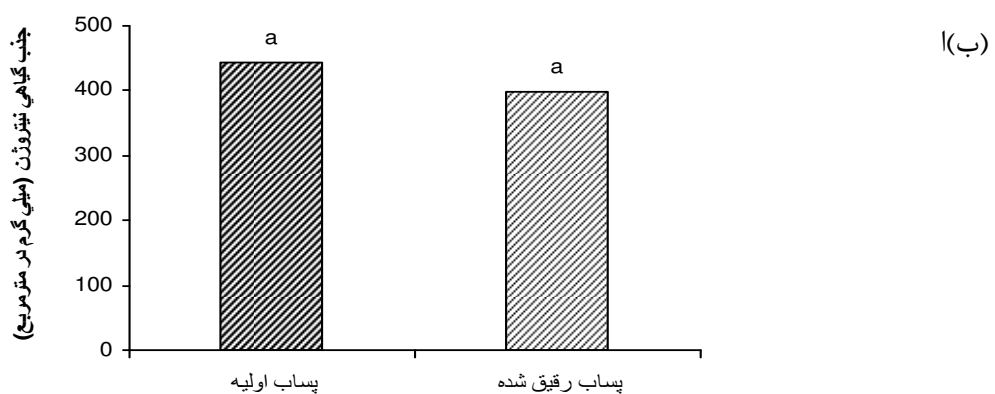
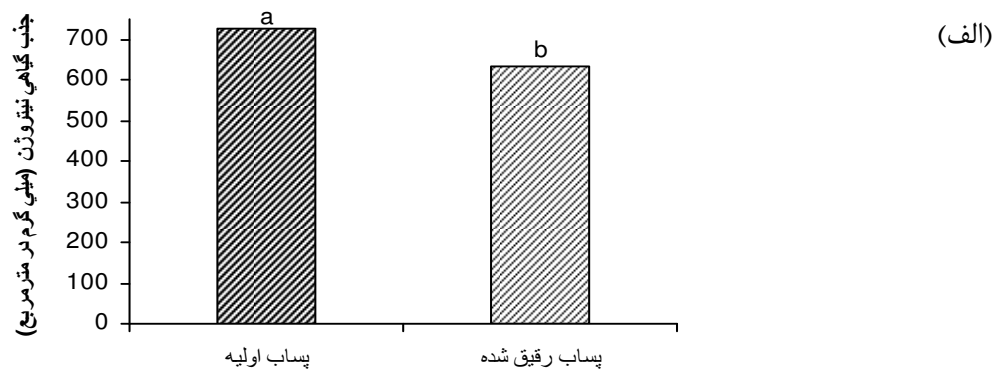
ب و ج) نیز قابل مشاهده می‌باشد. زیرا تصعید گاز نیتروژن بصورت گاز آمونیاک در  $pH > 7/5$  دارای اهمیت است [۸۱].

معدنی شدن بیشتر نیتروژن آلی و تبدیل سریع آمونیوم به نیترات در زمان ماند سوم در تیمارهای گیاهان الوداً و عدسک آبی در اشکال (۴-۹ و ۴-۱۰) قابل مشاهده است و احتمالاً از فعالتر بودن فرآیند نیتریفیکاسیون نسبت به دنیتریفیکاسیون ناشی می‌شود. زیرا با افزایش مقدار نیترات سرعت فرآیند دنیتریفیکاسیون کاهش می‌یابد [۶۲].

کاهش تأثیر گیاهان در حذف نیتروژن کل در زمان ماند سوم می‌تواند به دلیل افزایش بیش از حد غلظت نیترات و نیز افزایش هدایت الکتریکی با توجه به شکل (۴-۲، الف و ب) باشد زیرا این عوامل فشار اسمزی را بالا برده و مانع جذب نیترات توسط گیاه می‌شود، همچنین وجود عناصر غذایی دیگر می‌تواند به دلیل ایجاد اثر رقابتی با نیتروژن در میزان جذب آن تأثیرگذار باشد [۲۳].

#### ۴-۵-۳- تأثیر گیاهان بر جذب نیتروژن پساب

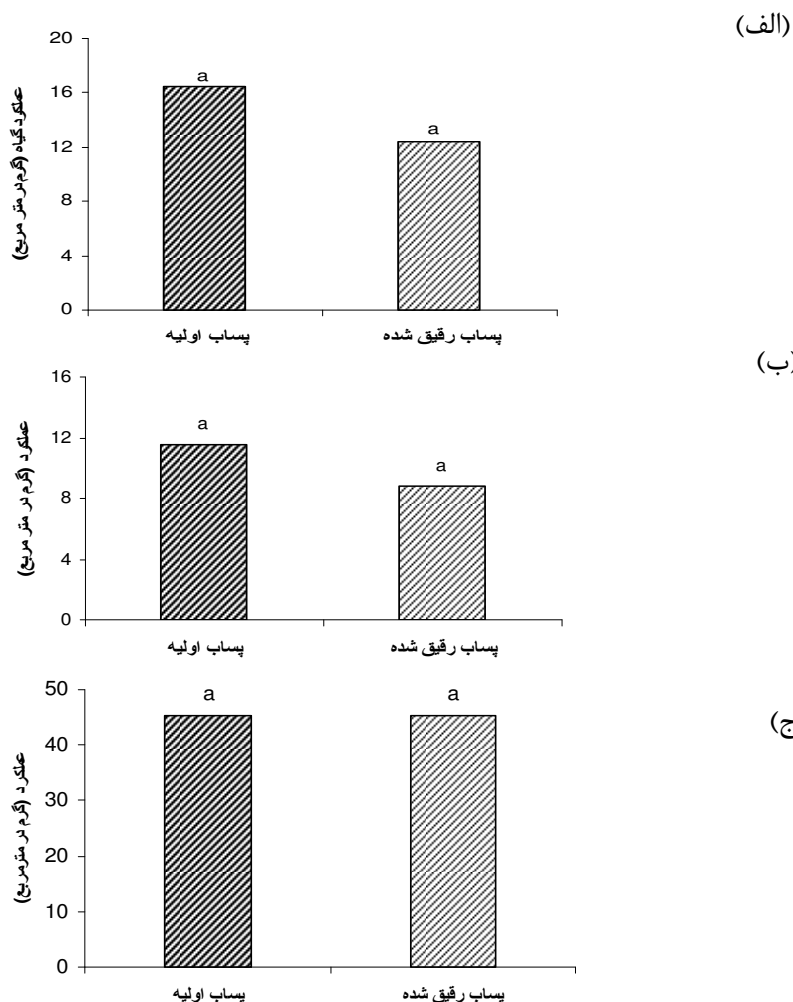
نتایج شکل (۴-۱۲، الف) نشان می‌دهد مقدار جذب گیاهی نیتروژن با گیاه عدسک آبی در پساب اولیه به طور معنی‌داری در مقایسه با پساب رقیق شده (۵/۱۴ درصد) بیشتر بود. بر اساس شکل (۴-۱۲، ب) مقدار جذب گیاهی نیتروژن با گیاه الوداً در هر دو حالت پساب از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. با توجه به شکل (۴-۱۲، ج) مقدار جذب آن توسط گیاه لویی در پساب اولیه در مقایسه با پساب رقیق شده به طور معنی‌داری (۴۴ درصد) بیشتر بود. اما به طور کلی می‌توان گفت مقدار جذب گیاهی نیتروژن با گیاه عدسک آبی و در پساب اولیه بیشتر بوده است. مقدار جذب گیاهی نیتروژن در گیاهان از کثر مقدار جذب نیتروژن در آخرین روز آزمایش از مقدار اولیه (فصل ۳) آن محاسبه شده است.



شکل (۴-۱۲) جذب نیتروژن موجود در پساب اولیه و رقیق شده توسط گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) پس از ۲۴ روز

#### ۴-۵-۴- عملکرد گیاهان در پساب

با توجه به شکل (۴-۱۳، الف و ب) مشاهده می‌شود بین مقدار عملکرد گیاه عدسک آبی در هر دو حالت پساب اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد و در مقدار عملکرد گیاه الودآ در هر دو حالت نیز تفاوت معنی‌داری دیده نشد. همچنین بر اساس شکل (۴-۱۳، ج) بین مقدار عملکرد گیاه لویی در دو حالت پساب اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. به طور کلی بیشترین مقدار عملکرد را گیاه لویی دارا می‌باشد و در پساب رقیق شده مقدار عملکرد اکثر گیاهان کمتر می‌باشد. مقدار عملکرد گیاهان از کثر مقدار جرم ماده خشک در آخرین روز آزمایش از مقدار اولیه آن محاسبه شده است.



(۴-۱۳) عملکرد گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) در پساب اولیه و رقیق شده پس از ۲۴ روز

نتایج پالایش چند تالاب استفاده شده برای تیمار فاضلاب نشان داد جذب گیاهی نیتروژن بین ۳ تا ۱۹ درصد است [۹۳]. نتایج بدست آمده از این تحقیق نشان می‌دهد مقدار متوسط جذب نیتروژن موجود در دو حالت پساب توسط گیاهان بین ۳ و ۸ درصد است. نتایج ردی نشان داد گیاه عدسک آبی توانایی بیشتری در جذب گیاهی نیتروژن نسبت به گیاه الوداً دارد و مقدار جذب گیاهی نیتروژن به وسیله گیاه عدسک آبی ۱۶ درصد بود [۷۸]. نتایج مطالعه‌ی حاضر کارایی بیشتر گیاه عدسک آبی را در جذب نیتروژن تأیید می‌کند.

همچنین تحقیقات ردی و دی‌باسک در مورد جذب گیاهی نیتروژن در سیستم‌های ترکیبی گیاه الوداً و لویی نشان داد گیاه الوداً (  $0.07 \text{ g N/m}^2 \cdot \text{day}$  ) با توجه به عملکرد کمتر کارایی بیشتری برای حذف نیتروژن کل نسبت به گیاه لویی (  $0.05 \text{ g N/m}^2 \cdot \text{day}$  ) دارد [۷۹]. نتایج بدست آمده عملکرد بیشتر گیاه لویی و جذب کمتر نیتروژن را به وسیله این گیاه تأیید می‌کند. کارایی کمتر گیاهان در جذب نیتروژن در مقایسه با سایر مطالعات احتمالاً به علت متفاوت بودن تراکم گیاهان، زمان ماندگاری، دما، اندازه‌ی سیستم و نوع آب آلوده می‌باشد. همین طور مقدار کمتر جذب گیاهی نیتروژن در پساب رقیق شده در مقایسه با پساب اولیه احتمالاً به دلیل غلظت کمتر نیتروژن و سایر عناصر غذایی و در نتیجه عملکرد کمتر گیاهان می‌باشد.

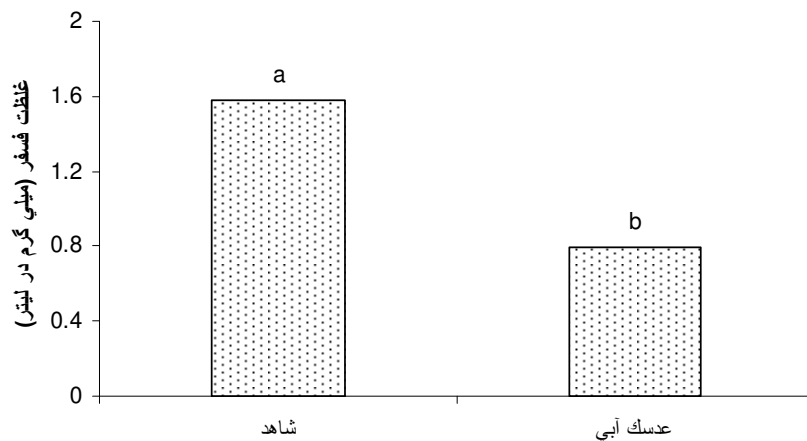
می‌توان نتیجه گرفت با اینکه تأثیر گیاه الوداً در کاهش نیتروژن از پساب‌ها بیشتر بود. اما مقدار جذب گیاهی نیتروژن به وسیله این گیاه کمتر از گیاه عدسک آبی بود. احتمالاً در تیمار گیاه الوداً همزیستی میکروبی و تنفس گیاهی نقش بیشتری در حذف نیتروژن به وسیله فرآیند دنیتریفیکاسیون دارند [۷۲ و ۳۳]. به طور کلی می‌توان گفت گیاه عدسک آبی به علت جذب گیاهی بیشتر نیتروژن) و استفاده این گیاه به عنوان کود و خوراک ماهی و حیوانات می‌تواند به عنوان یک گیاه مناسب برای جذب نیتروژن در پساب استفاده شود.

## ۴-۶- تأثیر گیاهان بر غلظت فسفر کل محلول

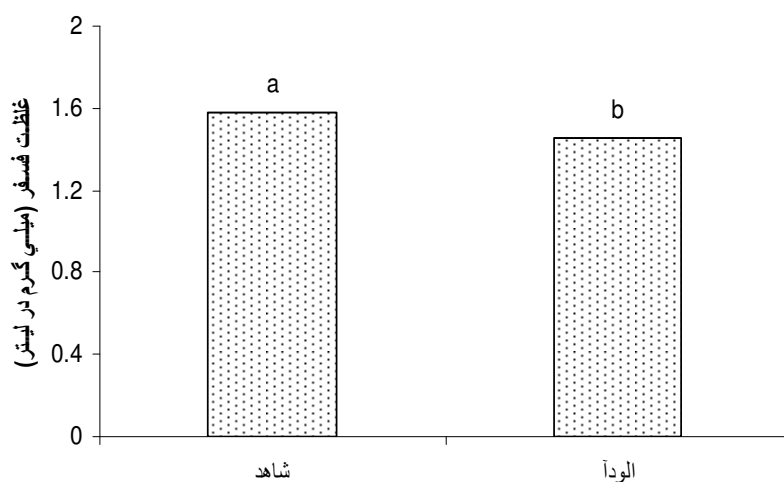
فسفر منحصراً به صورت فسفات ( $PO_4^{3-}$ ) در محیط های آبی یافت می شود و نقش اصلی در فرایند ایوتریفیکاسیون در آبها ایفا می کند. اشکال متعددی از فسفات وجود دارد که شامل ارتو فسفات، فسفاتهای متراکم و ترکیبات آلی فسفاتها می باشد. فاضلاب شهری منبع اصلی دیگری برای ورود فسفاتها به آبهای سطحی است. از این رو حذف فسفر قبل از تخلیه پساب به آبهای سطحی بسیار مهم است [۷۱].

با توجه به نتایج آنالیز واریانس داده ها در جداول (۴-۱ و ۴-۲) مشخص شد اثر کاربرد تیمارهای گیاهی بر غلظت متوسط فسفر کل محلول پساب در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی دار بود. بر طبق شکل (۴-۱۴، الف) نتایج مقایسه تیمار گیاه عدسک آبی و بدون گیاه بر غلظت متوسط فسفر محلول نشان داد، غلظت آن در این تیمار نسبت به شاهد به طور معنی داری (حدود ۵۰ درصد) کمتر بود. بر اساس شکل (۴-۱۴، ب) نتایج مقایسه تیمار گیاه الوداً و بدون گیاه بر غلظت متوسط فسفر محلول نشان داد، غلظت متوسط فسفر در تیمار گیاه الوداً نسبت به شاهد به طور معنی داری حدود ۸/۲۲ درصد کاهش یافت. همچنین بر طبق شکل (۴-۱۴، ج) تأثیر تیمار گیاه لویی بر غلظت متوسط فسفر نشان داد، غلظت آن در این تیمار نسبت به شاهد به طور معنی داری ۱۶ درصد کمتر بود و این نتایج نشان دهنده تأثیر بیشتر تیمارهای گیاهی در کاهش فسفر نسبت به تیمار بدون گیاه بود و تیمار گیاه عدسک آبی بیشترین تأثیر را در کاهش غلظت آن داشت.

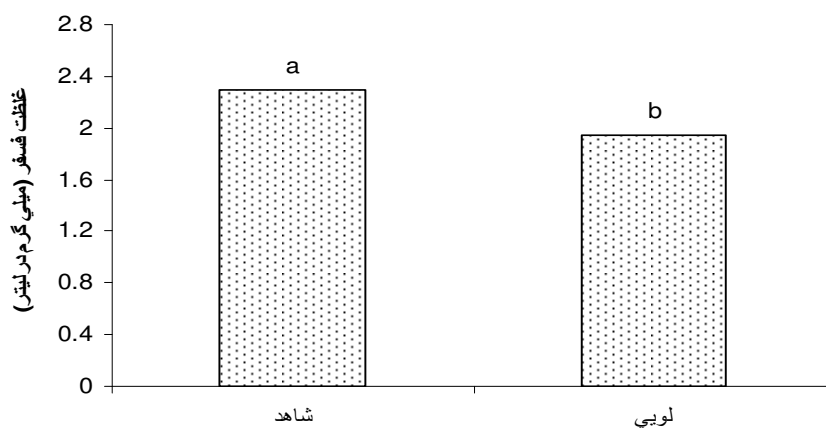
(الف)



(ب)



(ج)



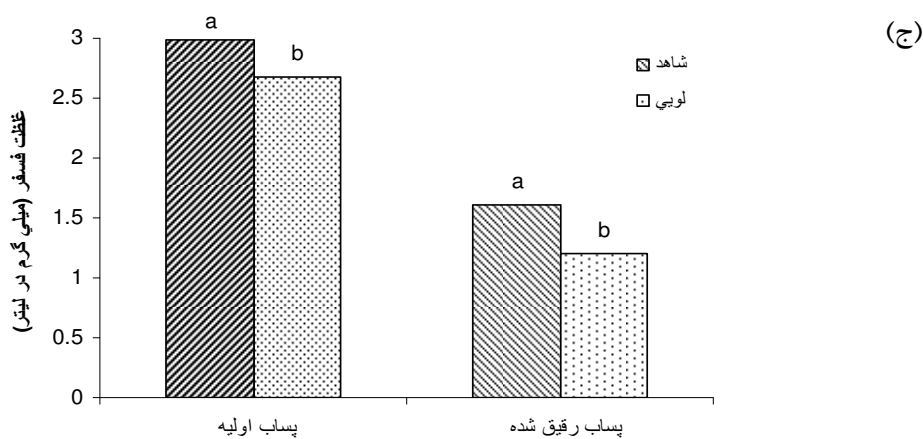
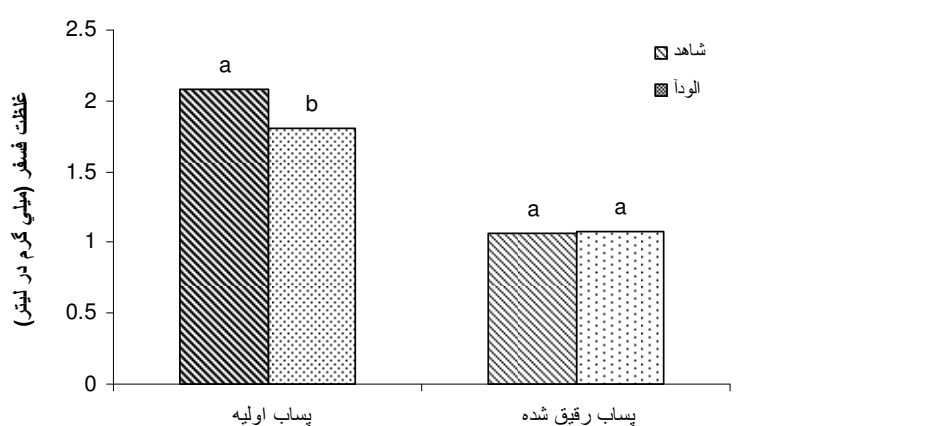
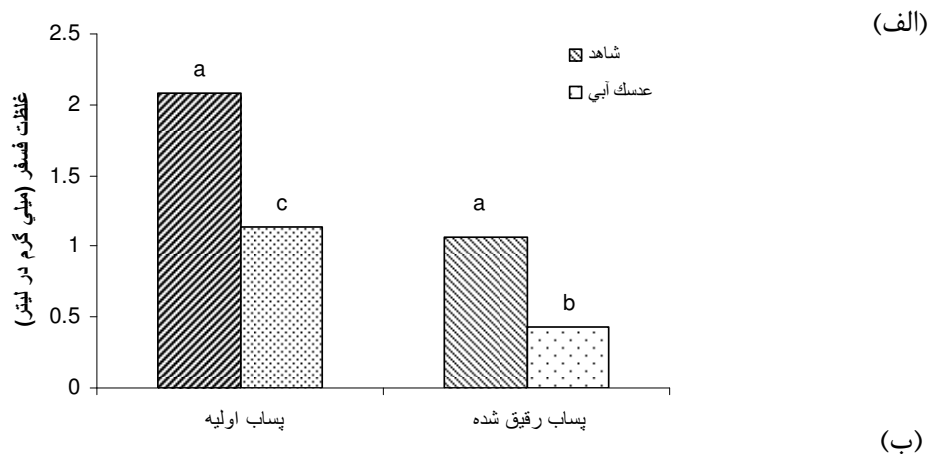
شکل (۴-۱۴) تأثیر گیاهان عدسك أبي (الف)، الودأ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فسفر کل محلول پساب

#### ۴-۶-۱- تأثیر گیاهان بر غلظت فسفر کل محلول در پساب های مختلف

بر طبق شکل (۴-۱۵، الف) مقایسه اثر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط فسفر کل محلول در دو حالت پساب نشان داد، غلظت آن با تیمار این گیاه در پساب اولیه و پساب رقیق شده نسبت به شاهد به طور معنی داری به ترتیب ۴۵ و ۶۰ درصد کمتر بود. همچنین شکل (۴-۱۵، ب) نشان می دهد غلظت متوسط فسفر در تیمار پساب اولیه گیاه الوداً نسبت به شاهد به طور معنی داری (۱۳ درصد) کمتر است و در حالت رقیق شده بین دو تیمار اختلاف معنی داری مشاهده نشد.

با توجه به (شکل ۴-۱۵، ج) مقایسه اثر گیاه لویی بر غلظت متوسط فسفر در دو حالت پساب نشان داد، غلظت متوسط آن در تیمار پساب اولیه و رقیق شده گیاه لویی نسبت به شاهد به طور معنی داری به ترتیب ۱۱ و ۲۵/۵ درصد کمتر بود.

به طور کلی می توان بیان کرد گیاه عدسک آبی در هر دو حالت پساب در کاهش فسفر کل محلول نقش مؤثرتری داشت.



شکل (۴-۱۵) تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودأ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فسفر کل محلول در پساب اولیه و رقیق شده (میانگین ها در ستون‌هایی (هر دو ستون با یکدیگر مقایسه شد) که حروف مشترکی دارند براساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی دار نمی‌باشند)



## ۴-۶-۲ تأثیر گیاهان بر غلظت فسفر کل محلول در طول زمان

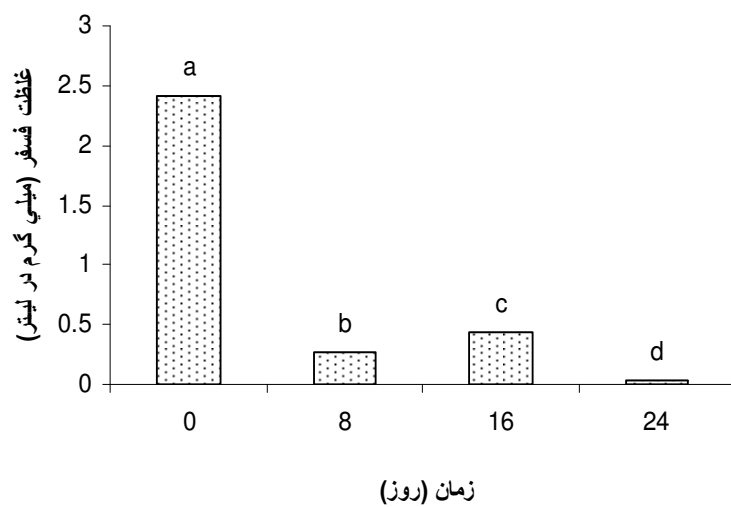
با توجه به نتایج آنالیز واریانس داده‌ها در جداول (۴-۱ و ۴-۲) مشخص شد اثر کاربرد تیمارهای گیاهی بر غلظت متوسط فسفر پساب در طول زمان در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی‌دار بود. بر طبق شکل (۴-۱۶، الف) تأثیر تیمار گیاه عدسک آبی بر غلظت فسفر کل محلول در طول زمان نشان داد، غلظت آن در زمان‌های مختلف از روند مشخصی برخوردار نبود به طوری‌که غلظت متوسط آن در زمان ماند دوم نسبت به زمان ماند اول به طور معنی‌داری ۳۷ درصد افزایش یافت، همچنین در زمان ماند سوم غلظت آن به کمترین مقدار رسید و در مدت ۲۴ روز در غلظت متوسط فسفر کل محلول تقریباً ۹۸ درصد کاهش مشاهده شد.

بر اساس شکل (۴-۱۶، ب) تأثیر تیمار گیاه الودآ بر غلظت فسفر در طول زمان نشان داد، غلظت آن در زمان‌های مختلف از روند مشخصی برخوردار نبود به طوری‌که غلظت متوسط آن در مدت ۲۴ روز تقریباً ۹۵ درصد کاهش یافت. همچنین بین زمان ماندهای اول و دوم اختلاف غلظت معنی‌داری مشاهده نشد.

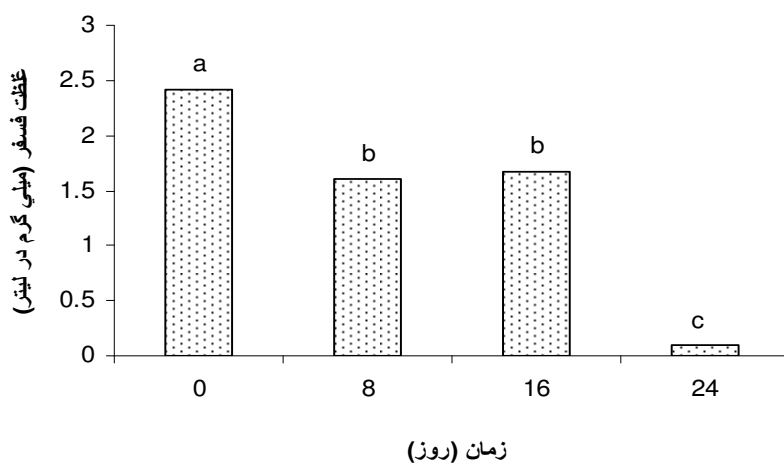
با توجه به شکل (۴-۱۶، ج) تأثیر تیمار گیاه لویی بر غلظت متوسط فسفر در طول زمان نشان داد، غلظت آن با افزایش زمان ماند نسبت به زمان اول به طور معنی‌داری کاهش یافت به طوری‌که در مدت ۲۴ روز ۴۲ درصد کاهش غلظت فسفر اتفاق افتاد و در زمان ماندهای دوم و سوم اختلاف غلظت معنی‌داری مشاهده نشد.

معدنی شدن فسفر آلی در طول زمان می‌تواند دلیل روند متغیر فسفر معدنی می‌باشد. همچنین تغییرات جزئی pH پساب ممکن است بر حلالیت ترکیبات معدنی فسفره اثر بگذارد.

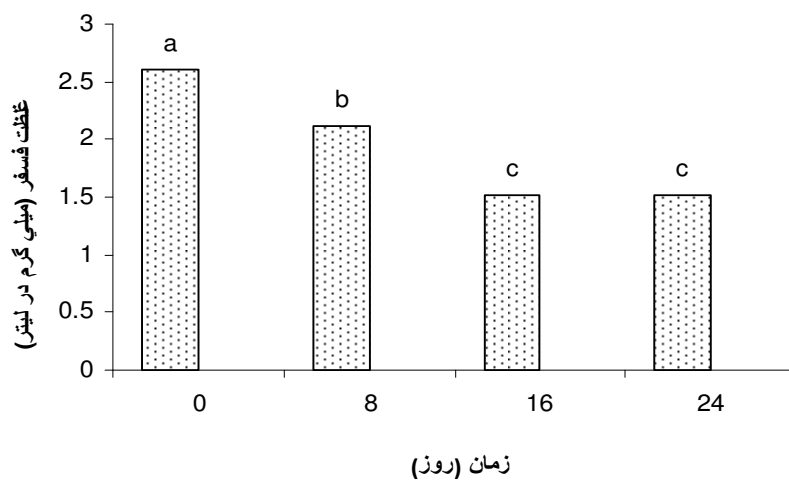
(الف)



(ب)



(ج)



شکل (۴-۱۶) تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط فسفر کل محلول در طول زمان

حذف فسفر در تالاب‌ها به وسیله‌ی فرآیندهای جذب سطحی (رس و موادآلی)، جذب گیاهی، جذب میکروبی، تشکیل کمپلکس و رسوبگذاری صورت می‌گیرد [۶۱].

مطالعات گذشته بیان می‌کند کاهش غلظت فسفر ارتباطی نزدیک با زمان ماندگاری دارد [۵۴]. نتایج آزمایش ردی نشان داد حذف فسفر کل محلول از پساب در زمان ماندهای مختلف از روند مشخصی برخوردار نبود و با افزایش زمان ماند غلظت فسفر نسبت به غلظت اولیه آن کاهش یافت [۷۸]. این روند در نتایج حاصل از آزمایش قابل مشاهده است.

نتایج بدست آمده تأثیر بیشتر تیمارهای گیاهی را در حذف فسفر نسبت به تیمارهای بدون گیاه نشان داد که تعداد زیادی از مطالعات گذشته این نتایج را تأیید می‌کنند [۴۷، ۵۱ و ۱۰۴].

حذف فسفر با تیمارهای گیاهان عدسک‌آبی، الودآ و لویی به ترتیب ۵۰، ۸ و ۱۶ درصد از تیمارهای بدون گیاه بیشتر بود بنابراین گیاهان نقش مهمی در حذف فسفر دارند [۱۰۵]. همچنین گیاهان با حمایت بیشتر از باکتری‌ها سبب افزایش جذب میکروبی فسفر در منطقه رایزوسفر گیاهی می‌شوند [۱۰۱]. در برخی از مطالعات تفاوت معنی‌داری در حذف فسفر در بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه مشاهده نشد و کاهش غلظت فسفر در تیمارهای بدون گیاه احتمالاً به خاطر جذب به وسیله‌ی جلبک‌ها و باکتری‌ها و رسوبگذاری شیمیایی فسفر با کلسیم، آهن و آلومینیوم می‌باشد [۷۸ و ۵۴]. همچنین وجود شرایط هوازی در حذف فسفر در تیمارهای مختلف موثر است زیرا در آن شرایط  $Fe^{2+}$  به  $Fe^{3+}$  تبدیل می‌شود و رسوبگذاری فسفر با آهن افزایش می‌یابد [۹۲].

مقایسه نتایج تأثیر گیاهان در حذف فسفر نشان داد، گیاه عدسک آبی نسبت به گیاه الودآ تأثیر بیشتری در حذف فسفر دارد و تحقیقات دیگر این اثر را در فصل زمستان تأیید می‌کنند [۷۹]. به طور کلی حذف فسفر با تیمار گیاه عدسک آبی در مقایسه با تیمار بدون گیاه ۵۰ درصد بیشتر بود و سایر تحقیقات نشان داد نقش مستقیم عدسک آبی در حذف فسفر بین ۹ تا ۶۱ درصد می‌باشد [۹۶]. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت گیاهان در حذف فسفر در پساب نقش مؤثری دارند و گیاه عدسک آبی بیشترین تأثیر را در حذف فسفر دارد.

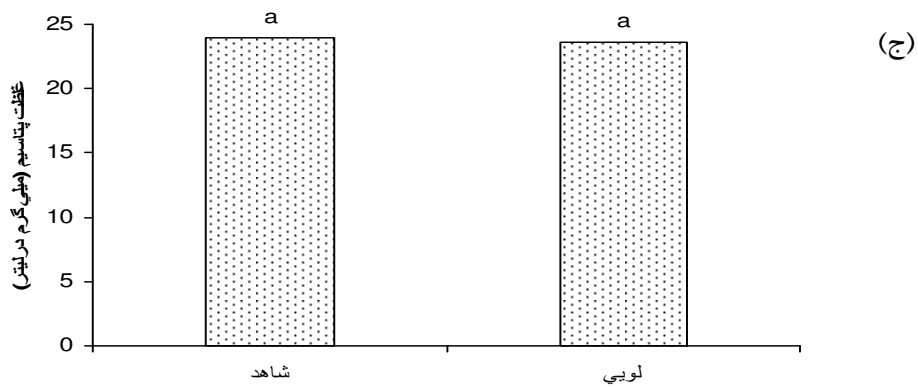
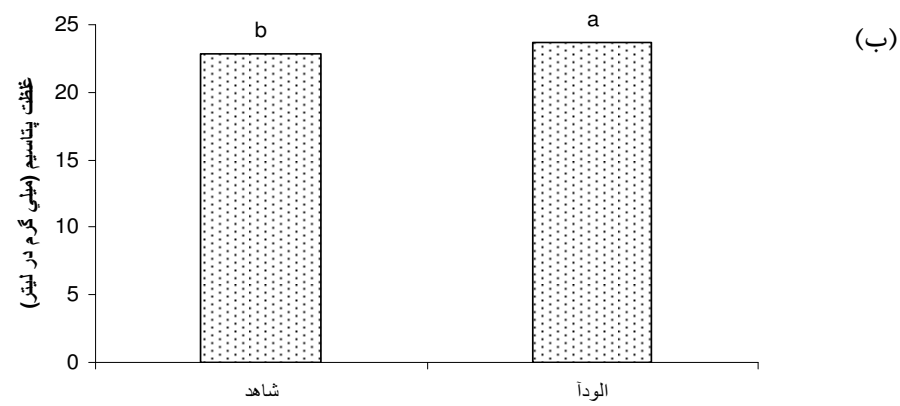
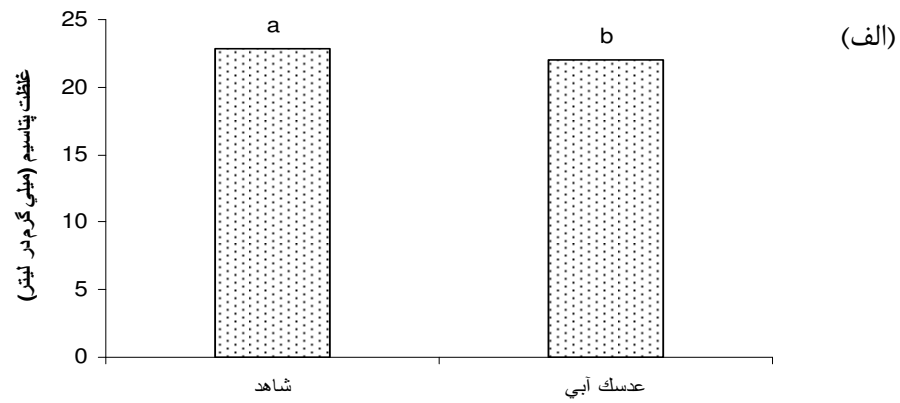
#### ۴-۷- تأثیر گیاهان بر غلظت پتاسیم کل محلول

پتاسیم یک عنصر غذایی است که برای رشد گیاه مفید است. بکارگیری پساب‌های حاوی پتاسیم سبب افزایش حاصلخیزی خاک‌ها می‌شود و بکارگیری طولانی مدت این فاضلاب‌ها سبب بالارفتن پتاسیم خاک و کاهش هدایت هیدرولیکی خاک می‌شود [۲۲].

با توجه به نتایج آنالیز واریانس داده‌ها در جداول (۴-۱ و ۴-۲) مشخص شد اثر کاربرد تیمارهای گیاهی (عدسک آبی، الودآ و شاهد) بر غلظت متوسط پتاسیم محلول در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی‌دار بود و کاربرد تیمارهای گیاه لویی و شاهد بر غلظت آن معنی‌دار نبود.

با توجه به شکل (۴-۱۷، الف) مقایسه نتایج تأثیر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول نشان داد، غلظت آن در تیمارهای این گیاه به طور معنی‌داری نسبت به شاهد ۲ درصد کمتر بود. همچنین شکل (۴-۱۷، ب) نشان می‌دهد غلظت پتاسیم در تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد به طور معنی‌داری ۳ درصد بیشتر است. با توجه به شکل (۴-۵) تجزیه بیشتر مواد آلی مانند نیتروژن آلی در تیمار گیاه الودآ قابل مشاهده است، احتمالاً دلیل افزایش غلظت پتاسیم در این تیمار نسبت به شاهد معدنی شدن بیشتر پتاسیم آلی در این تیمار می‌باشد.

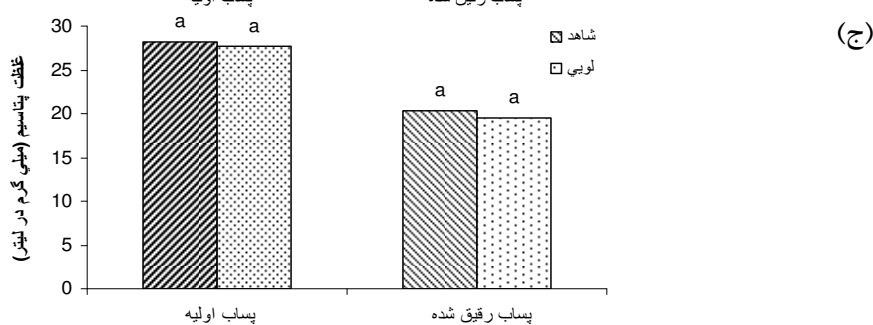
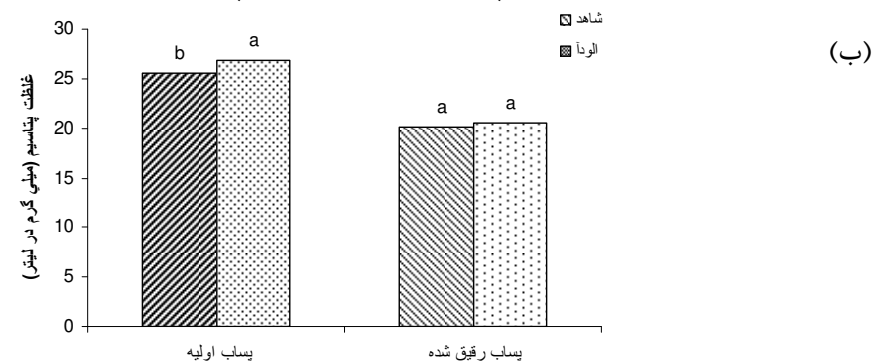
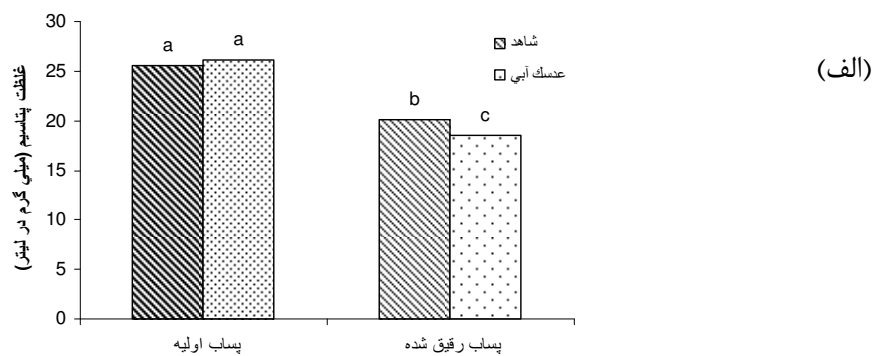
بر طبق شکل (۴-۱۷، ج) تأثیر تیمار گیاه لویی بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول نشان داد، تیمار گیاه لویی تأثیر معنی‌داری نسبت به شاهد در کاهش پتاسیم نداشت.



شكل (٤-١٧) تأثير گياهان عدسك أبي (الف)، الودأ (ب) و لويي (ج) بر غلظت متوسط پتاسيم كل محلول

#### ۴-۷-۱- تأثیر گیاهان بر غلظت پتاسیم کل محلول در پساب های مختلف

با توجه به شکل (۴-۱۸، الف) مقایسه اثر گیاهان بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول در هر دو حالت پساب نشان داد، غلظت متوسط آن تنها در تیمار گیاه عدسک آبی در پساب رقیق شده نسبت به شاهد به طور معنی داری (۷ درصد) کمتر بود. همچنین شکل (۴-۱۸، ب و ج) نشان می دهد گیاهان الوداً و لویی در هر دو حالت پساب در کاهش غلظت پتاسیم نسبت به شاهد نقش مؤثری نداشتند.

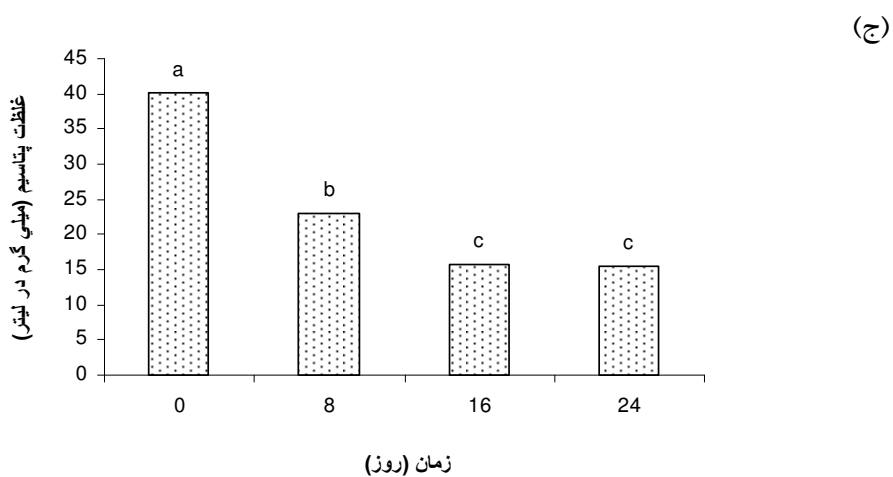
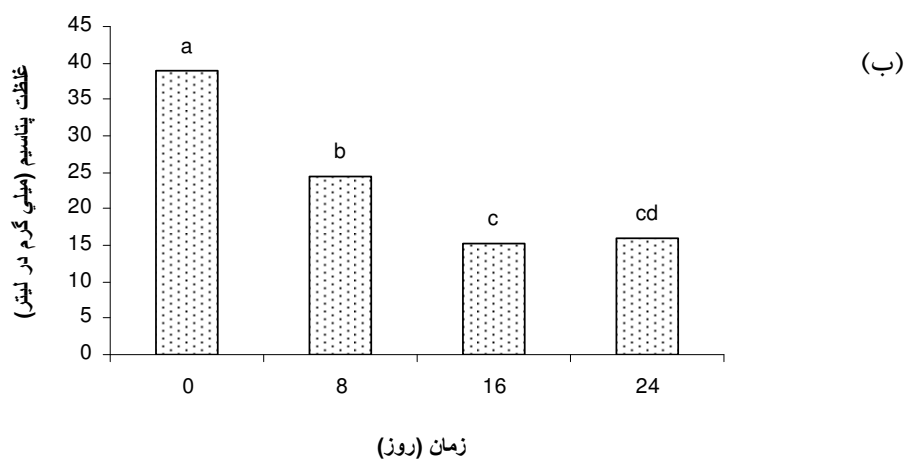
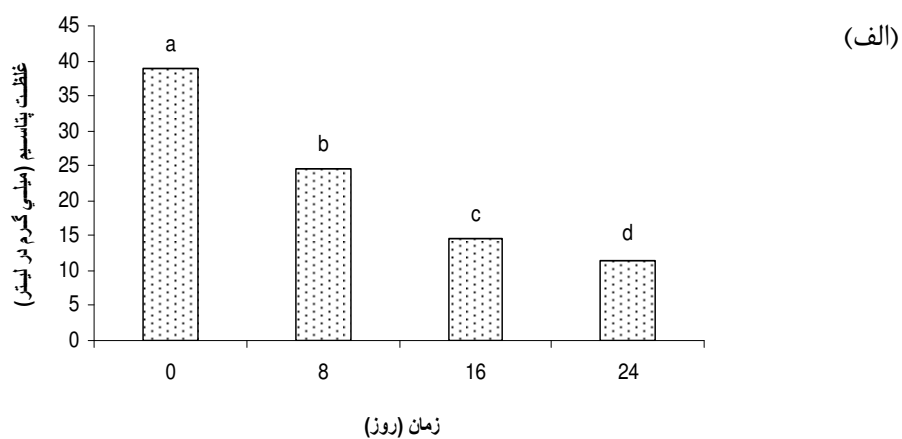


شکل (۴-۱۸) تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الوداً (ب) و لویی (ج) بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول در پساب اولیه و رقیق شده

#### ۴-۷-۲- تأثیر گیاهان بر غلظت پتاسیم کل محلول در طول زمان

بر اساس شکل (۴-۱۹، الف) تأثیر تیمار گیاه عدسک آبی بر غلظت پتاسیم در طول زمان نشان داد، غلظت آن به طور معنی‌داری با افزایش زمان کاهش یافت و در مدت ۲۴ روز در غلظت متوسط پتاسیم تقریباً ۷۱ درصد کاهش مشاهده شد که ۳۷ درصد کاهش آن در هشت روز اول اتفاق افتاد. با توجه به شکل (۴-۱۹، ب) تأثیر تیمار گیاه الودآ بر غلظت پتاسیم محلول در طول زمان نشان داد، غلظت آن به طور معنی‌داری با افزایش زمان کاهش یافت و در مدت ۲۴ روز در غلظت متوسط پتاسیم تقریباً ۵۹ درصد کاهش مشاهده شد که ۳۷ درصد کاهش آن در هشت روز اول اتفاق افتاد.

بر طبق شکل (۴-۱۹، ج) تأثیر تیمار گیاه لویی بر غلظت پتاسیم محلول در طول زمان نشان داد، غلظت آن به طور معنی‌داری با افزایش زمان کاهش یافت و در مدت ۲۴ روز در غلظت متوسط پتاسیم تقریباً ۶۲ درصد کاهش مشاهده شد که ۴۲/۷ درصد کاهش آن در هشت روز اول اتفاق افتاد.



شکل (۴-۱۹) تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) و لوبی (ج) بر غلظت متوسط پتاسیم کل محلول در طول زمان



به طور کلی به علت متفاوت بودن نوع گیاه و تراکم آن، نوع بستر، زمان نگهداری، دما، اندازه سیستم و نوع آب آلوده در تحقیقات مختلف سبب ایجاد نتایج متفاوت در تحقیقات شده است و مقایسه مطالعات مختلف با یکدیگر کاری دشوار است. به هر حال مقدار کاهش پتاسیم در گیاه عدسک آبی نسبت به سایر گیاهان مشهودتر بود و می‌توان بیان کرد با توجه به شکل ( ۴-۲، الف) کاهش بیشتر شوری در این تیمار احتمالاً از کاهش بیشتر غلظت فسفر و پتاسیم در این گیاه در مقایسه با سایر گیاهان ناشی می‌شود زیرا مقدار شوری در آب وابسته به غلظت برخی از کاتیون‌ها و آنیون‌ها می‌باشد [۱۷].

## ۴-۸- نتیجه گیری

به طور کلی با توجه به داده‌های حاصل از آزمایش و بررسی‌های آماری انجام شده نتایج این تحقیق را می‌توان به شرح ذیل خلاصه نمود.

۱- مقدار pH و EC پساب در همه‌ی تیمارها با گذشت زمان به ویژه در هشت روز دوم بتدریج

کاهش یافت و مقدار pH پساب در تیمارهای گیاه لویی بیشتر کاهش یافت و به طور کلی

بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه تفاوت فاحشی در مقدار pH مشاهده نشد. همچنین مقدار

EC در تیمار گیاه عدسک آبی نسبت به شاهد بیشتر کاهش یافت.

۲- مقدار BOD و COD در گیاه لویی و شاهد با گذشت زمان به ویژه در زمان ماند اول بتدریج

کاهش یافت. تیمار گیاه لویی در زمان ماند دوم در کاهش غلظت BOD پساب در مقایسه با

شاهد نقش مؤثرتری داشت و در کاهش غلظت COD بین دو تیمار اختلاف به خصوصی

مشاهده نشد.

۳- تأثیر تیمارهای گیاهی در مقایسه با تیمار بدون گیاه در کاهش غلظت نترات، نیتروژن آلی

و نیتروژن کل به طور معنی‌داری بیشتر بود و گیاه الوداً در کاهش غلظت نترات، نیتروژن

آلی و نیتروژن کل پساب در مقایسه با سایر تیمارها نقش مؤثرتری داشت.

۴- جذب گیاهی نیتروژن به وسیله گیاه عدسک آبی به طور متوسط در دو حالت پساب

$681/42 \text{ mg/m}^2$  در مدت ۲۴ روز بود و در مقایسه با گیاه الوداً ( $420/73 \text{ mg/m}^2$ ) و لویی

( $255 \text{ mg/m}^2$ ) تأثیر آن بر جذب نیتروژن بیشتر بود. همچنین بیشترین عملکرد گیاهی مربوط

به گیاه لویی بود، اما کمترین جذب نیتروژن را باعث شد.

۵- تأثیر تیمارهای گیاهی در مقایسه با تیمار بدون گیاه در کاهش غلظت فسفر بیشتر بود و گیاه عدسک آبی بیشترین تأثیر را در کاهش آن داشت.

به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت استفاده از گیاه عدسک آبی به علت تأثیر بیشتر آن در جذب نیتروژن و حذف فسفر، برداشت آسان آن و استفاده از این گیاه به عنوان کود و خوراک ماهی و حیوانات می‌تواند به عنوان یک گیاه مناسب برای پالایش پساب استفاده شود.

#### ۴-۹- پیشنهادها

به طور کلی در این تحقیق پیشنهادهای زیر ارائه می‌شود

۱. برای درک بهتر اثر گیاهان در حذف مواد غذایی از آب‌های غنی رودخانه‌ها برای محیط کشت آن‌ها استفاده شود.
۲. استفاده از این گیاهان برای حذف فلزات سنگین و مواد شیمیایی سمی مانند آترازین از آب‌های آلوده
۳. استفاده از بسترهای خاکی و شنی و مقایسه اثر آن‌ها با تیمارهای گیاهی
۴. کاربرد این گیاهان در سیستم‌های در حال جریان، در مقیاس بزرگتر و بررسی اثر آن‌ها در طولانی مدت
۵. مقایسه اثر گیاهان آبی با مواد شیمیایی کلات کننده و اسیدها در حذف فلزات سنگین
۶. کاربرد گونه‌های آبی دیگر مانند سنبل آبی، کاهوی آبی و سالوینیا در حذف مواد غذایی
۷. بررسی اثر کاربرد انواع گیاهان آبی در تیمار پساب اولین مرحله تصفیه
۸. به کار گیری سیستم‌های بی‌هوازی همراه با کشت گیاه عدسک آبی در این سیستم‌ها برای تصفیه فاضلاب خام
۹. مقایسه سیستم‌های گیاهی همراه با مواد شیمیایی بازدارنده فرآیند نیتریفیکاسیون و بدون مواد بازدارنده در حذف نیتروژن از پساب شهری
۱۰. مقایسه اثر گیاهان لویی و نی در حذف مواد غذایی در سیستم‌های با جریان زیرسطحی و سطحی
۱۱. به کار گیری برخی از گیاهان آبی مانند سالوینیا برای تیمار آب‌های شور
۱۲. بررسی اثر این گیاهان در کاهش کدورت و مواد جامد معلق موجود در آب‌های آلوده

# فصل پنجم

## منابع

## منابع :

۱. اسماعیلی ساری ع، (۱۳۷۹) "مبانی مدیریت کیفی آب در آبرزی پروری" انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران.
۲. اف - زد م، (۱۳۸۰) "علف های هرز آبی" ترجمه روزمهر ف و محمودی آ. چاپ اول، نشر علم کشاورزی، تهران، ص ۹۶
۳. جمالی ح. ع، (۱۳۸۲) "بررسی و تعیین نیترات در منابع آب آشامیدنی شهر قزوین" مجموعه مقالات ششمین همایش کشوری بهداشت محیط.
۴. حسینیان م، (۱۳۶۰) "روش عملی تصفیه فاضلاب" انتشارات حسینیان، ص ۴۳۸.
۵. خلدانی آ، (۱۳۷۵) "تصفیه فاضلاب" چاپ دوم، مهندسین مشاور سانو.
۶. درخشنده پور ع. هف یزدانی م، (۱۳۷۸) "بررسی اثرات کود آلی کمپوست و گوگرد در افزایش قابلیت جذب فسفر خاک" چکیده مقالات ششمین گنگره علوم خاک ایران، مشهد.
۷. رومپ اچ، کریست اچ، (۱۳۷۷) "روش های آزمایشگاهی آب، فاضلاب و خاک" ترجمه مخبری ف، چاپ اول، انتشارات دانشگاه مازندران.
۸. سازمان آب منطقه ای خراسان، (۱۳۸۲) "طرح مطالعاتی تصفیه خانه غرب"
۹. سالاردینی ع، (۱۳۸۲) "حاصلخیزی خاک" چاپ ششم، انتشارات دانشگاه تهران، ص ۴۲۸.
۱۰. فرهادی ع، مرتضوی ا، (۱۳۸۱) "تجمع نیترات در سبزیجات" چاپ اول، انتشارات تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ص ۳۳.
۱۱. کلارک آ. ب، (۱۳۸۰) "آلودگی دریا" ترجمه ساداتی پور م. ت و شریعتی ف، انتشارات معراج قلم، تهران.

۱۲. ملکوتی م. ج، غیبی م. ن، (۱۳۷۹) "تعیین حد بحرانی عناصر غذایی موثر در خاک، گیاه و میوه در راستای افزایش عملکرد کمی و کیفی محصولات استراتژیک کشور" چاپ دوم، نشر آموزش کشاورزی، تهران، ص ۹۲.

۱۳. ملکوتی م. ج، نوری ا، سماوات س، (۱۳۸۴) "علل تجمع نیترات در سبزیهای میوه‌ای (خیار، گوجه فرنگی و...) و روشهای کنترل آن" انتشارات سنا، نشریه فنی شماره ۴۱۴، تهران.

۱۴. منزوی م. ت، (۱۳۶۶) "فاضلاب شهری" جلد دوم: تصفیه فاضلاب، انتشارات دانشگاه تهران، ص ۲۶۹.

۱۵. منزوی م. ت، (۱۳۷۲) "تصفیه فاضلاب" انتشارات دانشگاه تهران، ص ۲۶۷.

۱۶. معاونت تحقیقاتی سازمان حفاظت محیط زیست، (۱۳۷۳) "استاندارد خروجی فاضلاب‌ها" انتشارات دفتر آموزش زیست محیطی.

۱۷. هوارد س، دونالد ر، چبانوگلاس ج، (۱۳۷۶) "مهندسی محیط زیست" مترجم کی نژاد م. ع، ابراهیمی، س. چاپ اول، انتشارات دانشگاه صنعتی سهند، تبریز.

18. Abouel-kheir W., Gahiza S., Abouel-nour F. (2007) "Assessment of the Efficiency of Duckweed (*Lemna gibba*) in Wastewater Treatment", **J. Agriculture and Biology.**, 9, pp 681–687.
19. Al-Omari A., Fayyad M. (2003) "Treatment of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands in Jordan", **J. Desalination.**, 155, pp 27-39.
20. Amelie K. and Kivaisi A. (2001) "The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review", **J. Ecology Engineering.**, 16, pp 545–560.
21. APHA. (1980) "Standards methods for the examination of water and wastewater", First ed. APHA, Washington, D.C.

22. Arienzo M., Christen E.W., Quayle W. (2009) "A review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters", **J. Hazardous Materials.**, 164, pp 415-422.
23. Ayyasamy P.M., Rajakumar S., Sathishkumar M., Swaminathan K. (2009) "Nitrate removal from synthetic medium and ground water with aquatic macrophytes", **J. Desalination.**, 242, pp 286-296.
24. Barrat-Segretain M.H. (2005) "Competition between invasive and indigenous species: impact of spatial pattern and developmental stage", **J. Plant Ecology.**, 180, pp 153-160.
25. Bavor H.J. and Mitchell D.S. (1994) "**Wetland Systems in water Pollution Control**", Pergamon, New York.
26. Bezbaruah A.N., Zhang T.C. (2004) "pH, redox and oxygen microprofiles in rhizosphere of bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater", **J. Biology Technology**, 88, pp 60-70.
27. Boldin D.R., Johnson R.L., Burda C. (1974) "losses of inorganic nitrogen from aquatic systems", **J. Environmental Quality**, 131, pp 107-114.
28. Bowmer K., Jacobs S.W.L. and Sainty G.R. (1995) "Identification, biology, and management of Elodea, Hydrocharitaceae", **J. Aquatic Plant Management**, 33, pp 13-19.
29. Brix H. (1993) Wastewater treatment in constructed wetlands: system desing, removal processes, and treatment performance, pp 9-22, In: "**Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**", Moshiri, G.A. CRC press, Boca Raton, florida.
30. Brix H. (1994) "Function of macrophytes in constructed wetlands", **J. Water Science Technology.**, 29, pp71-78.
31. Caicedo J.R., Espinosa C., Andrade M., Gijzen H. (2002) "Effect of anaerobic pretreatment on environmental and physico chemical characteristics of duckweed based stabilization ponds", **J. Water Science Technology.**, 1, 45, pp 83-89.
32. Camargo J.A., Alonso A., Salamanca A. (2005) "Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates", **J. Chemosphere**, 58, pp 1255-67.



33. Chang H., Yang X., Fang H. (2009) "In situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial plant integrated system", **J. Zhejiang University Science.**, 7, 17, pp 521-531.
34. Christy M. and Smith G. (1993) "**Nitrate in soils and plants**", Department of Agronomy, University of Missouri.
35. Ciria M.P., Solano M.L. and Soriano P. (2005) "Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel", **J. Biology Engineering.**, 4, 92, pp 535–544.
36. Coleman J., Hench K., Garbutt K., Sexstone A., Bissonnette G., Skousen J. (2001) "Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands", **J. Water and Air Soil Pollution.**, 128, pp 283–295.
37. Cooper P.F., Job G.D., Green M.B. and Shutes R.B.E. (1996) "**Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**", WRC publications, Medmenham, Marlow, UK.
38. Dalu J.M. and Ndamba J. (2003) "Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe)", **J. Physilogy and Chemistry Earth.**, Parts A/B/C 28, pp 1147–1160.
39. DeBusk T.A, Peterson J.E, Reddy K.R. (1995) "Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorous from dairy waste waters", **J. Ecology. Engineering.**, 5, pp 371–390.
40. Dushenkov V., Nanda Kumar P.B.A., Motto, H. and Raskin I. (1995) "Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams", **J. Environmental ScienceTechnology**, 29, pp 1239-1245.
41. Elliot L.F. and Stevenson F.j. (1997) "**Soil for management of organic wastes and wastewater**", Second printing, Soil. Sci. Soc., Am, publisher Madison, Wisconsin. USA.
42. Erol Nalbur B., Akça L., Bayhan H. (2003)"Nitrogen removal during secondary treatment by aquatic systems", **J. Water Science Technology.**, 48, pp 355–361.
43. FAO. (1992) "Waste water treatment and use in agriculture food and agriculture organization of the united Nation", Rome, FAO 47.
44. Gangolli S.D., (1994) "Assessment: nitrate, nitrite and N-nitroso compounds", **J Environmental Toxicology and Pharmacology.**, 292, pp2921–38.

45. Gersberg R.M., Elkins S.R., Lyons S.R. (1985) "Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands", **J. Water Research**, 20, pp 363-368.
46. Gijzen H. and Khonker M. (1997) "**An overview of the ecology, physiology, cultivation, and application of duckweed**", literature review. Report of Duckweed Research Project. Dhaka, Bangladesh.
47. Greer F.R., Shannon M. (2005) "Infant methemoglobinemia: the role of dietary nitrate in food and water", **J. Pediatrics**. 116, pp 784–6.
48. Gurtekin E. and Sekerdag N. (2008) "The role of duckweed (*lemna minor*) in secondary clarifier tanks", **J.. Environmental Engineering**. 12, pp 28-31.
49. Herskowitz J. (1986) "Town of listowel artificial marsh project, final report, Ontario Ministry of the Environment", Toronto, No128 RR.
50. Hester R.E., Harrison R.M. (1996) "Fertilizers and Nitrate Leaching", Issues in **Environmental ScienceTechnology**.,UK.
51. Hunter R.G., Combs D.L., George D.B. (2001) "Nitrogen, phosphorous, and organic carbon removal in stimulated wetland treatment systems", **J. Environmenta Contamination Toxilogy I**, 41, pp 274-281.
52. [Http://www.lenntech.com/periodic/elements/nitrogen](http://www.lenntech.com/periodic/elements/nitrogen)
53. Iso H, Stampfer M.J., Manson J.E., (1999) "Prospective study of calcium, potassium, and magnesium intake and risk of stroke in women", **J. stroke** 9, 30, pp 1772-1779.
54. Iamchaturapatr J. and Won Yi S. (2007) "Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland", **J. Ecology Engineering**., 29, pp 287–293.
55. Johnston A.E., Goulding K.W.T. (1992) "K concentration in surface and groundwater and the loss of K in relation to land use", in: Potassium in Ecosystems. Int. Potash Institute, pp. 135–158, Basel, Switzerland.
56. Kadlec R.H. and Knight R.L. (1996) "**Treatment Wetlands**", CRC Press LLC, Boca Raton, FL.
57. Keskinan O. and Lugal Goks M. Z. (2007) "Assessment of the dye removal capability of submersed aquatic plants in a laboratory – scale wetland system using anova", **J. Environmental Engineering**., 2, 24 pp 193 – 202.

58. Kim H.T. (1998) **“Principals of Soil Chemistry”**, 3rd ed. Marcel Dekker Inc., New York, pp. 521.
59. Knobeloch L., Salna B., Hogan A., Postle J., Anderson H. (2000) “Blue babies and nitrate contaminated well water”, **J. of. Environmental Health Perspect.**, 108, pp 675–8.
60. Landsberg J.H. (2002) “The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms”, **J. Fisheries and Aquatic sciences.**, 10, pp113–390.
61. Lantzke I.R., Mitchell D.S., Heritage A.D., Sharma K.P. (1999) “A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetland”, **J. Ecology Engineering.**, 12, pp 93–105.
62. Lin Y.F., Jing S.R., Wang T.W., Lee D.Y. (2002) “Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands”, **J. Environmental Pollution.**, 119, pp 413–420.
63. Luz E., Bashan Y. (2004) “Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer”, **J. Water Research.**, 38 , pp 4222–4246.
64. Madsen T.V., Cedergreen N. (2002) “Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream”, **J. Freshwater Biology.**, 47, pp 283–291.
65. Mahida U. N. (1981) **“Water pollution and disposal of waste water on land”**, Tata MC Grow-Hill publishing company limited New Delhi, pp. 323.
66. Manios T., Stentiford E.I., Millner P. (2003) “The removal of chemical oxygen demand from primary-treated domestic wastewater in surface-flow reed beds using different substrates”, **J. Water Environmental Research.**, 75, pp 336–341.
67. Methcalf and Eddy. (1991) **“Waste water engineering, treatment, disposal, reuse”**, Third edition, MC Grow-Hill publishing, International edition, Civil engineering series.
68. Monette F., Lasfar S., Millette L., Azzouze A. (2006) “Comprehensive modeling of mat density effect duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication”, **J. Water Research.**, 40, pp 2901-2910.

69. Naylor S., Brisson I., Labelle M. A., Drizo A., Comeau Y. (2003) "Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate", **J. of. Water Science Technology.**, 48, pp 215–222.
70. Page A.L. (1982) "**Methods of soil analysis (parts)**", Madison, Wisconsin: Am. Soc. Argon.
71. Pescod M.B and Arar A. (1985) "Treatment and use of sewage effluent for irrigation", Proc of the FAO regional seminar on the treatment and use of sewage effluent for irrigation, FAO, pp. 388, Rom, Italy.
72. Picard C.R., Fraser L.H. (2005). The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. **J. Bioresource Technology**, 96, pp 1039–1047.
73. Petty grove, G.S. and Asano, T. (1984) "**Irrigation with reclamid municipal waste water**", Guidance manual. Report No. 84-1 Wr, California state water resource control Board.
74. Rabalais N.N. ( 2003) "Nitrogen in aquatic ecosystems", **J. Human Environment**, 2, 31, pp 102–112.
75. Rao T.P., Yano K., Iijima M., Yamauch A., Tatsumi J. (2002) "Regulation of rhizosphere acidification by photosynthetic activity in cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp.) Seed", **J. Annals of Botony.**, 89, pp 213–220.
76. Raskin I. and Ensley B.D. (2000) "**Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environmental**", A Wiley- Interscience publication.
77. Rau D.M., Dee P.E. and Rutherford S. (2001) "**In situ Bioremediation of soil and ground water**", Paragon consulting group, Inc. fort collin, Colorado, USA.
78. Reddy K.R. (1983) "Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention containing aquatic macrophyte", **J. Environmental Quality.**, 1, 12, pp 137-141.
79. Reddy K.R. and Debusk W.F.(1985) "Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes", **J. Environmental. Quality.**, 4, 14, pp 459-462.
80. Reddy K.R., Khalee R., Overcash M.R. and westerman P.W. (1979) "A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes, Mineralization of organic nitrogen", **J. Transactions of the ASAE.,**, 22, pp 863-876.
81. Reedy K.R. and Patrick W.H. (1984) "Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediment", CR Crit, **J. Environmental Control.**, 13, pp 273-309.

82. Schwarz A. and Haves I. (1997) "Effect of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake", **J. of Aquatic Botany.**, 56, pp 169-181.
83. Shammi Q. and Bhatnagar S. (2002) "**Applied fisheries**", publisher Agrobios, India, pp 31–37.
84. Singh J.P. (1988) "A rapid method for determination of nitrae in soil and plant extract", **J. plant and soil.**, 110, pp 137-139.
85. Skillicorn P., Spira W. (1993) "**Duckweed Aquaculture**", World Bank Publication, Washington.
86. Smith S.G. (2000) Typhaceae, "**Flora of North America**", Volume 22. Oxford, New York.
87. Smith V.H. (2003) "Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem", **J. Environmental Science Pollution.**, 10, pp126–39.
88. Srivastava J., Gupta A., Chandra H. (2008) "Managing water quality with aquatic macrophytes", **J. Environmental Science Biotechnology.**, 7, pp 255–266
89. Stankewich M.J. (1972) "**Biological nitrification with the high purity oxygen process paper**", Presented at the 27th annual meeting of the Purdue industrial waste conference, Purdue university, west Lafayette, Ind.
90. Suresh B. and Ravishankar G.A. (2004) "Phytoremediation—A Novel and promising approach for environmental clean-up", Critical Reviews, **J. Biotechnology.**, 24, pp 97–124.
91. Swedish EPA. (2000) "**Environmental quality criteria: coasts and seas**", Report, vol. 5052. Stockholm, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency.
92. Tang X., Huang S., Scholz M. (2009) "Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: Assessment of Plants, Intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls", **J. Water and Air Soil Pollution.**, 197, pp 61–73.
93. Tanner C.C., Clayton J.S., Upsdell M.P. (1995) "Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands—II. Removal of nitrogen and phosphorous", **J. Water Research.**, 29, pp 27–34.

94. Terry N. and Banuelos G. (2000) **“Phytoremediation of contaminated soil and water”**, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 389.
95. USDA, ARS. (2009) **“Taxon: Elodea canadensis Michx. National Genetic Resources Program”**, Germplasm Resources Information Network- (GRIN) [Online Database], National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland.
96. Vermmat J.E., Hanif M.K. (1998) “Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern Azolla Filiculoides on different types of wastewater”, **J. Water Research**, 32, pp 2569-257.
97. Viessman W., Hammer M.J. (1985) **“Water supply and pollution control”**, 4th ed, Harper and Row, Publishers, New York, NY.
98. Vymazal J. (1999) **“Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands”**, Backhuys, Leiden, The Netherlands, pp. 1-17.
99. Vymazal J. (2007) “Removal of nutrients in various types of constructed wetlands”, **J. ScienceTotal Environmental.**, 380, pp 48–65.
100. Walker F. (1914) **“Best management practices for phosphorus in the environment”**, Agricultural Extension Service, PB 1645, University of Tennessee, USA.
101. Werker A.G., Dougherty J.M., McHenry J.L., Van Loon W.A. (2002) “Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates”, **J. Ecology Engineering.**, 19, pp 1–11.
102. WHO. (1995) **“Evaluation of certain food additions and contaminates”**, 44th report of the joint FAO/WHO Expert Committees on food addition .Geneva, Switzerland.
103. Wolfe A.H., Patz J.A. (2002) “Reactive nitrogen and human health: acute and long term implications”, **J. Human Environment.**, 31, pp 120–5.
104. Wu X, Yang X., Zed R. (2008) “Phytoremediation facilitates removal of nitrogen and phosphorus from eutrophicated water and release from sediment”, **J. of. Environmental. Monitoring.** DOI 10.1007/s10661-008-0534-9
105. Yang L., Chang H. T., and Huang M. N.L. (2001) “Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation”, **J. Ecology Engineering.**, 18, pp 91–105.

106. Zimmo O.R., Steen N.P., Gijzen H.J. (2004) “Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds”, **J. Water Research.**, 38, pp 913–92.

**Abstract:**

The change in the earth's climate influenced by different pollutants, endanger human's life. Including major pollutants, water pollution that due to lack of fresh water, has a direct impact on the development of a country. So refining of polluted waters in the world is very important and imposes expensive to cities and countries. Therefore, choosing appropriate technology according to weather conditions, economic and social situation of each area is important. Natural methods to refine urban contaminated water by plant wetlands are an effective way to reclamation water pollution. In addition, this method has low cost, easy operating, low-tech requirements and low energy consumption compared to conventional refining method for removal of pollutants from water which leads to get better the environment too. For the sake of this an experiment was conducted on three plants elodea (*elodea densa*), duck weed (*lemna minor*) and cattail (*typha latifolia*) with four treatments in three replications in a completely randomized factorial design in pilot experiments with batch. Treatments included effluent along with the plants, effluent diluted (dilution grade 1 / 2) with plants and control (no plant) in two cases (initial and diluted effluents). Parameters of nitrate, ammonium, organic nitrogen, total nitrogen, total dissolved phosphorus, EC and pH at the time of 8, 16 and 24 days in effluent samples and total nitrogen of plant tissue at the beginning and end of experimental period were measured. Parameters of BOD and COD in samples of effluent with *typha latifolia* at the times mentioned also were determined. Results of this experiment showed that the concentrations of nitrate, organic nitrogen, and total nitrogen in plant treatments were significantly lower than treatments without plants and *elodea* treatment had highest efficiency in reducing the above parameters. The highest total N uptake was found in *lemna minor* plant, too. Also, the results of the effect of treatments in reducing total dissolved phosphorus concentration showed treatment of *lemna minor* plant was significantly more effective than the other treatments. There was no significant difference in EC and pH values of the treatments, only EC in the treatment of *lemna minor* plant decreased slightly when compared to the control. The effect of the *typha latifolia* on the concentrations of COD and BOD showed this plant decreased only BOD in the second trend time of initial effluent. It is concluded that *lemna minor* is more effective in the removal of nitrogen from the effluent than the other plants.

**Keywords:** Phytoremediation, Nitrate, water pollution





**Shahrood University of Technology**

**Faculty of Agriculture**

**Department of Water and Soil**

**MSc Thesis**

**The Selection of Some Aquatic Plants for Remediation of Nitrate-  
Polluted Water**

**Sara Samimi Loghmani**

**Supervisor:**

**Dr. Ali Abbaspour**

**Advisor:**

**Mohammad Ghasem Zadeh Ganjehie**

**January 2011**