

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشکده مهندسی عمران

رشته مهندسی عمران، گرایش مهندسی محیط زیست

پایان نامه کارشناسی ارشد

زلزال سازی پساب خروجی برکه های تثبیت فاضلاب با استفاده از فیلترهای قلوه سنگی

دانشجو: شایان مهردوست

استاد راهنما

دکتر رمضان واقعی

استاد مشاور

مهندس ابوالفضل سالمی

بهمن ماه ۱۳۹۵

دانشکده: مهندسی عمران
گروه: مهندسی آب و محیط زیست

پایان نامه کارشناسی ارشد آقای شایان مهردوست به شماره دانشجویی ۹۳۱۶۹۶۴

تحت عنوان: زلال سازی پساب خروجی برکه های تثبیت فاضلاب با استفاده از فیلترهای قلوه سنگی

در تاریخ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد مورد ارزیابی و با درجه 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 خانواده‌ی عزیز و دوستان مهربانم در دانشگاه صنعتی شاهرود

سپاس از

استاد راهنمای ارجمندم، آقای دکتر رمضان واقعی بابت همراهی، حمایت، اعتماد و زحمات ایشان.
هیأت داوران محترم، خانم دکتر بهناز دهرآزما و آقای دکتر سعید گلپان که با راهنمایی‌ها و پیشنهادات خود، بهبود این پژوهش را موجب شدند.
آقای مهندس احسان خواجوی که با بردباری سؤالات اینجانب را پاسخ گفتند.
آقای مهندس وحید رحیمی که در تنظیم پایان‌نامه راهنمایم بودند.

اینجانب شایان مهردوست دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته مهندسی عمران دانشکده مهندسی عمران دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه زلال سازی پساب خروجی برکه‌های تثبیت فاضلاب با استفاده از فیلترهای قلوه‌سنگی تحت راهنمایی دکتر رمضان واقعی متعهد می‌شوم:

- تحقیقات در این پایان‌نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهش‌های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان‌نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه صنعتی شاهرود » و یا « Shahrood University of Technology » به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به‌دست آمدن نتایج اصلی پایان‌نامه تأثیرگذار بوده‌اند در مقالات مستخرج از پایان‌نامه رعایت می‌گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافت‌های آن‌ها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه‌های رایانه‌ای، نرم‌افزارها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان‌نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده

برکه‌های تثبیت از روش‌های ساده و کم‌هزینه برای تصفیه‌ی فاضلاب به‌شمار می‌آیند. این برکه‌ها در بسیاری از کشورها مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرند و پس‌آبی با کیفیت مطلوب تولید می‌کنند. البته مقدار جلبک در خروجی این تصفیه‌خانه‌ها بالا و بیش از حدود استاندارد است. زلال‌سازی با استفاده از صافی‌های سنگی، یکی از راه‌های حذف جلبک از خروجی برکه‌هاست. هزینه‌ی اجرا و نگهداری کم صافی‌ها، آن‌ها را به گزینه‌ای مطلوب برای جوامع کوچک و کشورهای در حال توسعه بدل کرده است. با وجود این، پژوهش‌های کمی در راستای بهبود طراحی و انتخاب مدیای مناسب برای ساخت این واحد زلال‌سازی انجام شده است. همچنین در جوامع هدف، طراحی صافی با عملکرد مناسب و هزینه‌ی اجرا و نگهداری کم، ضروری می‌نماید. در پژوهش پیش رو، میان بازده حذف جامدات معلق توسط صافی‌های ساخته‌شده با مدیای سنگ تیزگوشه (سنگ شکسته) و مدیای سنگ گردگوشه (سنگ رودخانه‌ای) مقایسه‌ای صورت گرفته است. به‌علاوه کدورت به‌عنوان پارامتری برای سنجش بازده صافی‌ها در حذف جامدات معلق، اندازه‌گیری و با مقادیر پارامتر کل جامدات معلق، مقایسه شده است. نتایج نشان می‌دهد که با بارهای هیدرولیکی اعمال‌شده، تفاوت آشکاری میان عملکرد صافی سنگی تیزگوشه و گردگوشه در حذف جامدات معلق وجود ندارد. بنابراین مدیای گردگوشه که هزینه‌ی تهیه‌ی کمتری دارد، می‌تواند برای طراحی واحد زلال‌سازی مورد استفاده قرار گیرد. همچنین، رشد زیست‌لایه بر سطح سنگ‌ها، مقدار کدورت خروجی صافی‌ها را تغییر می‌دهد. بنابراین بر اساس کدورت نمی‌توان در رابطه با حذف جامدات معلق توسط صافی‌ها قضاوت کرد.

واژه‌های کلیدی: صافی سنگی، زلال‌سازی، برکه‌های تثبیت، جلبک، جامدات معلق، کدورت.

فهرست مطالب

فصل ۱) معرفی پژوهش	۱
۱-۱) مقدمه	۲
۲-۱) بیان مسأله	۲
۳-۱) اهداف پژوهش	۲
۴-۱) نوآوری	۳
۵-۱) روش‌شناسی	۳
۶-۱) فرضیات	۳
۷-۱) سازمان‌بندی پایان‌نامه	۴
فصل ۲) پیشینه‌ی پژوهش	۵
۱-۲) مقدمه	۶
۲-۲) تصفیه‌ی طبیعی فاضلاب	۶
۳-۲) برکه‌های تثبیت فاضلاب	۷
۴-۲) جلبک در برکه‌ها	۱۳
۵-۲) کل جامدات معلق	۱۶
۶-۲) کدورت	۱۷
۱-۶-۲) ارتباط میان کدورت و جامدات معلق	۱۹
۷-۲) بهبود کیفی پساب برکه‌ها	۲۰
۸-۲) حذف جامدات معلق از خروجی برکه‌ها	۲۱
۹-۲) صافی‌های سنگی	۲۱
۱-۹-۲) صافی‌های سنگی هواده‌ی شده	۲۵
۲-۹-۲) طراحی صافی‌های سنگی	۲۵
فصل ۳) مواد و روش‌ها	۲۷
۱-۳) مقدمه	۲۸
۲-۳) فرضیات	۲۸

۲۸ زمان و مکان انجام پژوهش
۲۹ معیارهای طراحی
۳۱ انتخاب مدیا
۳۱ ساخت پایلوت
۳۴ ابزار و روش انجام پژوهش

فصل ۴) نتایج و بحث ۳۷

۳۸ مقدمه
۳۸ فاز اول
۴۰ فاز دوم
۴۱ فاز سوم
۴۲ فاز چهارم
۴۶ فاز پنجم

فصل ۵) نتیجه‌گیری و پیشنهاد ۴۹

۵۰ مقدمه
۵۰ نتیجه‌گیری
۵۱ پیشنهاد

مراجع ۵۳

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۲: تصفیه‌خانه‌ی آرکادیا، ویسکانسین، آمریکا ۹
- شکل ۲-۲: برکه‌ی دوگونه‌زی در تصفیه‌خانه‌ی نیشابور، ایران ۹
- شکل ۳-۲: شمای برکه‌ها ۱۱
- شکل ۴-۲: جلبک در برکه‌ی تثبیت ۱۴
- شکل ۵-۲: (a) شمای دستگاه کدورت‌سنج و (b) الگوی پراکنش نور برای ذرات کوچک (i)، متوسط (ii) و بزرگ (iii).
برگرفته از [۳۰] ۱۸
- شکل ۶-۲: رابطه‌ی میان کل جامدات معلق (TSS) و کدورت سنجیده شده با پراکنش نور (NTU) با استفاده از داده‌های
تحقیقات مختلف. برگرفته از [۳۵] ۱۹
- شکل ۱-۳: تصویر هوایی تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب نیشابور. برگرفته از [۵۱] ۲۹
- شکل ۲-۳: شمای پایلوت ساخته‌شده ۳۲
- شکل ۳-۳: نمای پایلوت ۳۳
- شکل ۴-۳: نمای صافی‌های سنگی. به ترتیب از چپ: صافی A و B و C ۳۳
- شکل ۵-۳: کدورت‌سنج مورد استفاده ۳۵
- شکل ۱-۴: کل جامدات معلق ورودی و خروجی با اعمال بارهای هیدرولیکی متفاوت ۳۸
- شکل ۲-۴: خروجی تصفیه‌خانه (سمت راست) در مقایسه با خروجی صافی B (سمت چپ) ۳۹
- شکل ۳-۴: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی A بدون وجود زیست‌لایه با کدورت پساب ورودی به صافی. نمونه‌گیری با
فواصل زمانی تقریباً یک ساعت ۴۰
- شکل ۴-۴: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی A با وجود زیست‌لایه با کدورت پساب ورودی به صافی. نمونه‌گیری با فواصل
زمانی تقریباً سی دقیقه ۴۱
- شکل ۵-۴: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی سنگی B و C با اعمال بار هیدرولیکی یکسان ($HLR \approx 1.4 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$) ۴۲
- شکل ۶-۴: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی سنگی B پیش از اعمال شرایط سکون ($HLR \approx 1.4 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$) و پس از
۱۴ ساعت سکون ($HLR \approx 0.4 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$) ۴۲

شکل ۴-۷: وجوه اشتراک و تفاوت میان مقدار کل جامدات معلق و کدورت ۴۴

شکل ۴-۸: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی B و C، پیش و پس از شرایط سکون ۴۷

فهرست جداول

- جدول ۱-۲: مقایسه‌ی کیفی ضوابط طراحی برای چند سیستم تصفیه‌ی فاضلاب [۱۹]..... ۱۰
- جدول ۲-۲: شرح مختصری از سیستم‌های طبیعی برکه‌ای تصفیه‌ی فاضلاب [۲۱]..... ۱۲
- جدول ۳-۲: میانه و دامنه‌ی تغییرات داده‌های حاصل از عملکرد تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب ونتا در سال ۱۹۹۴ [۵]..... ۲۳
- جدول ۴-۲: نوع و اندازه‌ی مدیای مورد استفاده در پژوهش [۲۸]..... ۲۴
- جدول ۵-۲: پارامترهای طراحی صافی‌های سنگی. مراجع: ونتا [۴۵]، وست مونرو [۴۶]، ایالت ایلنوی [۵]، یودورا و کالیفرنیا [۴۴]، پارو [۴۸]، پلوریزونچی [۵۰]..... ۲۶
- جدول ۱-۳: مشخصات ظرف مورد استفاده برای صافی‌های سنگی..... ۳۰
- جدول ۲-۳: مشخصات مدیای به‌کار رفته در ساخت صافی‌ها..... ۳۲
- جدول ۳-۳: فازهای آزمایش..... ۳۶
- جدول ۱-۴: درصد حذف کل جامدات معلق با اعمال بارهای هیدرولیکی متفاوت..... ۳۹

فهرست اختصارات

BOD	Biochemical Oxygen Demand
COD	Chemical Oxygen Demand
CDOM	Chromophoric Dissolved Organic Matter
CMF	Continuous Membrane Filtration
DOC	Dissolved Organic Carbon
DOM	Dissolved Organic Matter
DO	Dissolved Oxygen
FC	Fecal Coliform
HLR	Hydraulic Loading Rate
HRT	Hydraulic Retention Time
JTU	Jackson Turbidity Unit
LCA	Life Cycle Assessment
MBR	Membrane Bio-Reactor
MPN	Most Probable Number
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
RO	Reverse Osmosis
SS	Suspended Solids
TSS	Total Suspended Solids

فصل ۱) معرفی پژوهش

۱-۱) مقدمه

مردم در همه‌ی قاره‌ها با مشکل کمبود آب مواجهند. هم‌اکنون در حدود ۱/۲ میلیارد نفر در مناطقی زندگی می‌کنند که دسترسی آن‌ها به آب محدود است و در آینده‌ی نزدیک ۵۰۰ میلیون نفر دیگر نیز به این جمع اضافه خواهند شد [۱]. کشور ایران نیز از جمله مناطقی است که در آن تنش آبی بسیار شدید است [۲]. بدین سبب، استفاده از روش‌های بازیابی فاضلاب و بهره‌بری از آن در کشاورزی و صنعت ضروری می‌نماید. برکه‌های تثبیت فاضلاب از جمله روش‌های طبیعی تصفیه‌ی فاضلاب است که هزینه و انرژی کمتری نسبت به روش‌های مکانیکی نیاز دارد [۳]. همچنین، صافی سنگی برای زلال‌سازی پساب خارج‌شده از برکه‌های تثبیت - با حذف جامدات حاصل از جلبک و BOD^۱ و TSS^۲ ناشی از آن - مناسب است [۴].

۱-۲) بیان مسأله

تحقیقات انجام‌گرفته در ارتباط با برکه‌های تثبیت و صافی‌های سنگی، منجر به انتشار راهنمای طراحی واحد تصفیه شده است [۵]. با وجود این، اطلاعات دقیقی از مشخصات مدیای سنگی مورد استفاده برای زلال‌سازی، از جمله ابعاد و دانه‌بندی آن‌ها در دست نیست. از سوی دیگر، امکانات کم و محدودیت‌های آزمایشگاهی در تصفیه‌خانه‌های کشور، صحت گزارش‌های منتشر شده از عملکرد تصفیه‌خانه را با کمبودهایی مواجه کرده است. بنابراین پارامتری جایگزین به‌منظور اندازه‌گیری بازده صافی‌های سنگی، می‌تواند دقت سنجش کیفی این واحدهای تصفیه را افزایش دهد.

۱-۳) اهداف پژوهش

با در نظر گرفتن روش و هزینه‌ی تهیه‌ی متفاوتی که مدیای تیز گوشه (سنگ شکسته) در مقایسه با مدیای گرد گوشه (سنگ رودخانه‌ای) دارد، سعی بر آن بود که نتیجه‌ی پژوهش، راهنمای انتخاب نوع

^۱ Biochemical Oxygen Demand

^۲ Total Suspended Solids

مدیا برای ساخت واحد زلال‌ساز تصفیه‌خانه باشد. همچنین، امکان استفاده از کدورت به‌عنوان پارامتری جایگزین برای اندازه‌گیری بازده حذف کل جامدات معلق در خروجی صافی‌ها سنجیده شده است.

۴-۱) نوآوری

با هدف بررسی عملکرد صافی‌ها در شرایط متفاوت تصفیه‌خانه، دو گونه مدیا با اعمال بارهای هیدرولیکی متمایز مورد استفاده قرار گرفت. به‌علاوه، کدورت برای ارزیابی کیفی پساب تصفیه‌خانه و صافی‌های سنگی سنجیده شد.

۵-۱) روش‌شناسی

پس از طی مراحل مطالعاتی و آزمایشگاهی، مدل پایلوت در تصفیه‌خانه‌ی نیشابور ساخته شد. به‌منظور سنجش بازده صافی‌های سنگی، پارامترهای کل جامدات معلق و کدورت به‌عنوان شاخص کیفی پساب، اندازه‌گیری و مقایسه شد. نتایج حاصل شده با نرم‌افزار Microsoft Excel تحلیل و نمودارها ترسیم شدند.

۶-۱) فرضیات

مدل‌سازی و آزمایش‌ها، به‌منظور راستی‌آزمایی فرضیاتی انجام شدند که براساس مطالعات گذشته شکل گرفته بود:

(۱) به‌دلیل سطح و چیدمان متفاوت مدیای تیزگوشه در مقایسه با مدیای گردگوشه، میزان حذف

کل جامدات معلق و کدورت خروجی آن‌ها متفاوت خواهد بود. این فرضیه با اعمال

بارگذاری‌های هیدرولیکی متفاوت و تغییر در زمان ماند سنجیده شد.

(۲) پارامترهای کل جامدات معلق و کدورت، گرچه دو شاخص متفاوت برای سنجش کیفی پساب

هستند، در این مورد به‌خصوص وجوه مشترکی دارند که امکان سنجش یکی را به‌جای دیگری

فراهم می‌کند. هر چند انتظار رسیدن به ارتباط خطی میان مقدار حذف کدورت و حذف TSS

وجود نداشت، اما فرضیه اساسی این بود که امکان رسیدن به ارتباطی بامعنی میان این دو پارامتر وجود خواهد داشت. از جمله مزایای سنجش کدورت به جای TSS، آسان تر بودن فرآیند اندازه گیری، سرعت بالا و نیاز کمتر به تجهیزات آزمایشگاهی پیشرفته است. بنابراین کدورت نیز علاوه بر TSS، به عنوان پارامتری در اندازه گیری بازده صافی های سنگی سنجیده شد و نتایج به دست آمده مورد بررسی قرار گرفت.

۳) شکل گیری و رشد زیست لایه^۱ موجب افزایش حذف کل جامدات معلق ورودی به صافی ها می شود، اما اثر آن بر کدورت پساب خارج شده از صافی های سنگی مشخص نبود. به علاوه، اثر تغییرات نرخ بارگذاری هیدرولیکی و افزایش زمان ماند بر کدورت خروجی صافی ها نیاز به بررسی داشت.

۷-۱) سازمان بندی پایان نامه

در فصل اول به معرفی پژوهش، اهداف و فرضیات پرداخته شده است.

در فصل دوم پیشینه ی پژوهش های انجام گرفته در ارتباط با برکه های تثبیت و صافی های سنگی مورد بررسی قرار گرفته و پارامترهای مورد سنجش معرفی شده اند.

در فصل سوم، با بهره بردن از نتایج حاصل شده از تحقیقات پیشین، طراحی، ساخت مدل و نیز ابزارهای و روش انجام آزمایش در فازهای متفاوت شرح داده شده است.

در فصل چهارم، نتایج حاصل از آزمایش های انجام گرفته در هر فاز ذکر شده، نمودارهای مربوط به آنها ترسیم و تحلیل شده است.

در فصل پنجم، نتایج پژوهش و پیشنهادات ارائه شده است.

^۱ biofilm

فصل ۲) پیشینه‌ی پژوهش

۲-۱) مقدمه

در فصل پیش رو، برکه‌های تثبیت فاضلاب به‌عنوان یکی از روش‌های تصفیه‌ی طبیعی معرفی شده است. وجود جلبک و در نتیجه افزایش جامدات معلق در پساب خارج‌شده از برکه‌ی دوگانه‌زی^۱ به‌عنوان یکی از ضعف‌های این سیستم تشریح شده است. در ادامه به بررسی صافی‌های سنگی به‌عنوان یکی از راه‌های طبیعی حذف جامدات معلق و بهبود کیفی پساب برکه‌ها پرداخته و معیارهای طراحی که تا کنون مورد استفاده قرار گرفته‌اند، ذکر شده است. در آخر، با مرور تحقیقات پیشین و تجربیات گذشته، امکان استفاده از کدورت به‌عنوان پارامتری برای سنجش جامدات معلق و درصد حذف آن‌ها در عبور از صافی سنگی مورد بررسی قرار گرفته است.

۲-۲) تصفیه‌ی طبیعی فاضلاب

سیستم‌های طبیعی، آن دسته از سیستم‌های تصفیه‌ی بیولوژیکی فاضلاب هستند که وابستگی کمی به اجزای مکانیکی دارند [۶]. هر چند در یک سیستم طبیعی به‌منظور حمل و توزیع فاضلاب ممکن است پمپاژ و لوله‌کشی انجام شود، فرآیندهای اصلی تصفیه منحصراً به منابع انرژی خارجی وابسته نیستند [۷].

استفاده از فاضلاب برای باروری و اصلاح زمین را می‌توان اولین فناوری طبیعی تصفیه‌ی فاضلاب به‌شمار آورد. در فاصله‌ی سال‌های ۱۸۴۰ تا ۱۸۹۰ توسعه‌ی بخش مهمی از این روش در بریتانیا انجام شد [۸]. در قرن نوزدهم این روش تنها شیوه‌ی تصفیه‌ی ضایعات بود اما با اختراع دستگاه‌های جدید، استفاده از آن کاهش یافت. از سوی دیگر، بهره‌بری از سایر روش‌های طبیعی تصفیه مانند لاگون‌ها^۲ هیچ‌گاه متوقف نشد. در ایالات متحده، تمایل به بهره بردن از روش‌های طبیعی در سال‌های بعد از تصویب Clean Water Act of 1972 [۹] قوت گرفت. در ابتدا تصور می‌شد با ترکیب واحدهای مکانیکی

^۱ facultative

^۲ lagoons

تصفیه که قادر به تصفیه‌ی پیشرفته‌ی فاضلاب بودند، می‌توان تخلیه‌ی پساب را به صفر رساند. اما انرژی و هزینه‌ی بالای این روش‌ها، موجب آغاز جستجو برای روش‌های جایگزین شد.

به‌طور کلی سیستم‌های طبیعی تصفیه‌ی فاضلاب را می‌توان به سه گروه اصلی طبقه‌بندی کرد:

- (۱) آبی^۱
- (۲) تالاب^۲
- (۳) زمینی^۳

در واحدهای تصفیه‌ی آبی، عملکرد و کیفیت پساب بیشتر به جلبک موجود در برکه‌ها بستگی دارد. جلبک، اکسیژن لازم برای فرآیندهای بیولوژیک را تأمین می‌کند. با این حال حذف آن می‌تواند دشوار باشد [۷].

۳-۲) برکه‌های تثبیت فاضلاب^۴

برکه گونه‌ای از سیستم‌های طبیعی تصفیه‌ی فاضلاب است. برکه‌های تثبیت فاضلاب، به بیان ساده، محیط‌های محصور هستند که فاضلاب به آن‌ها وارد و پس از ماندن به مدتی مشخص از آن‌ها خارج می‌شود. تصفیه تنها با فرآیندهای طبیعی زلال‌سازی بیولوژیک صورت می‌پذیرد. در مدت فرآیند تصفیه، جز انرژی خورشید، به هیچ‌گونه منبع انرژی خارجی نیاز نیست. بهینه‌سازی فرآیند با افزایش رشد میکروارگانیسم‌های^۵ مفید برای فرآیند تصفیه، از طریق انتخاب بار ورودی مواد آلی، زمان ماند و عمق برکه انجام می‌شود [۱۰].

در برکه‌های تثبیت فاضلاب، تمرکز اصلی بر سادگی و انعطاف در عملیات، حفاظت از محیط آبی و حفظ سلامت عمومی است. به‌علاوه، ساخت و مدیریت برکه‌ها به نسبت آسان است؛ می‌توانند نوسانات

^۱ aquatic

^۲ wetland

^۳ terrestrial

^۴ برکه‌های تثبیت فاضلاب (Wastewater Stabilization Ponds) برطبق راهنمای طراحی EPA، برکه‌های تصفیه‌ی فاضلاب (Wastewater Treatment Ponds) نیز خوانده می‌شوند.

^۵ microorganisms

شدید جریان را تحمل کنند و همانند روش‌های متداول، پساب زلالی با هزینه‌ی کمتر تولید کنند. هزینه‌ی کم، بسیاری از مدیران را به در نظر گرفتن برکه‌ها برای انجام تصفیه، ترغیب کرده است [۱۱].

بیش از سه هزار سال است که برای تصفیه‌ی فاضلاب از برکه‌های تثبیت استفاده می‌شود. اولین سیستم برکه‌ای ثبت شده در ایالات متحده به سال ۱۹۰۱ در سن‌آنتونیا^۱ ساخته شد [۱۲]. امروزه از برکه‌های تثبیت در بسیاری از کشورهای دنیا و تقریباً در تمامی کشورهای کناره‌ی دریای مدیترانه استفاده می‌شود [۱۳]. بیش از ۸۰۰۰ برکه‌ی تثبیت فاضلاب در آمریکا فعال است که فراتر از ۵۰ درصد مراکز تصفیه‌ی فاضلاب آن را تشکیل می‌دهد [۱۵]. در اروپا از برکه‌ها، برای تصفیه‌ی فاضلاب در جوامع کوچک استفاده می‌شود و سیستم‌های برکه‌ای بزرگتری در نیوزیلند، استرالیا و آفریقا، مورد استفاده قرار می‌گیرند [۱۴]. به طور مثال، در فرانسه حدود ۲۵۰۰ تا ۳۰۰۰ برکه‌ی تثبیت، معادل یک سیستم در ازای هر ۶۰۰ نفر، عمدتاً شامل یک برکه‌ی دوگانه‌زی (با مساحت ۶ مترمکعب در ازای هر نفر) و دو برکه‌ی تکمیلی (با مساحت ۲/۵ مترمکعب در ازای هر نفر) مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد [۱۵, ۱۶]. از برکه‌ها برای تصفیه‌ی طیف وسیعی از فاضلاب – فاضلاب خانگی تا فاضلاب مختلط صنعتی – در آب و هوای بسیار متنوع – استوایی تا قطبی – استفاده می‌شود. همچنین در ایران، برکه‌های تثبیت فاضلاب به منظور تصفیه‌ی گونه‌های متفاوتی از فاضلاب به کار می‌روند [۱۷, ۱۸].

به طور معمول، برکه‌ها نسبت به سایر سیستم‌های تصفیه، به انرژی کمتری نیاز دارند و هزینه‌ی استفاده و نگهداری از آن‌ها نیز کمتر است. در جدول ۲-۱ مقایسه‌ای کیفی بین تعدادی از فناوری‌های تصفیه‌ی فاضلاب با در نظر گرفتن متغیرهای مرتبط انجام گرفته است. لازم به ذکر است که این مقایسه در شرایط خاص منطقه‌ای انجام شده و برای انتخاب روش تصفیه، بررسی عوامل متعدد متناسب با شرایط محلی ضروری است.

^۱ San Antonio, Texas

از برکه‌ها می‌توان به‌تنهایی و یا همراه با سایر واحدهای تصفیه‌ی فاضلاب بهره برد. با افزایش آگاهی از عملکرد برکه‌ها، گونه‌های مختلفی از آن‌ها به‌منظور دستیابی به شرایط خاص توسعه یافته‌اند.



شکل ۱-۲: تصفیه‌خانه‌ی آرکادیا، ویسکانسین، آمریکا



شکل ۲-۲: برکه‌ی دوگونه‌زی در تصفیه‌خانه‌ی نیشابور، ایران

طی چند دهه‌ی گذشته، هرچند اصول طراحی برکه‌ها در پاسخ به الزامات قانونی کیفیت پساب خروجی بهبود یافته است، عناصر اصلی برکه‌های تثبیت بدون تغییر باقی مانده‌اند.

جدول ۱-۲: مقایسه‌ی کیفی ضوابط طراحی برای چند سیستم تصفیه‌ی فاضلاب [۱۹]

سیستم تصفیه	تطابق با ضوابط	زمین مورد نیاز	تولید لجن	انرژی مورد نیاز	هزینه‌ی ساخت	بهره‌برداری و نگهداری	هزینه‌ی
تالاب‌های مصنوعی	خ	ز	ک	ک	ک	ک	ک
برکه‌های تثبیت فاضلاب	خ	ز	ک	ک	ک	ک	ک
لاگون‌های هواده‌ی شده	خ	م	ک	م	ک-م	م	م
بیوفیلترها	م-خ	ک	م	م-ز	م-ز	م-ز	م-ز
RBC*	م-خ	ک	م	م	ز	م	م
هواده‌ی مضاعف	بخ	ک	ز	بز	م-ز	ز	ز
رآکتورهای ناپیوسته‌ی متوالی**	بخ	ک	ز	بز	ز	ز	ز
UASB***	م	ک	م	ک	م	ک	ک

ک = کم؛ م = متوسط؛ خ = خوب؛ بخ = بسیار خوب؛ ز = زیاد؛ بز = بسیار زیاد

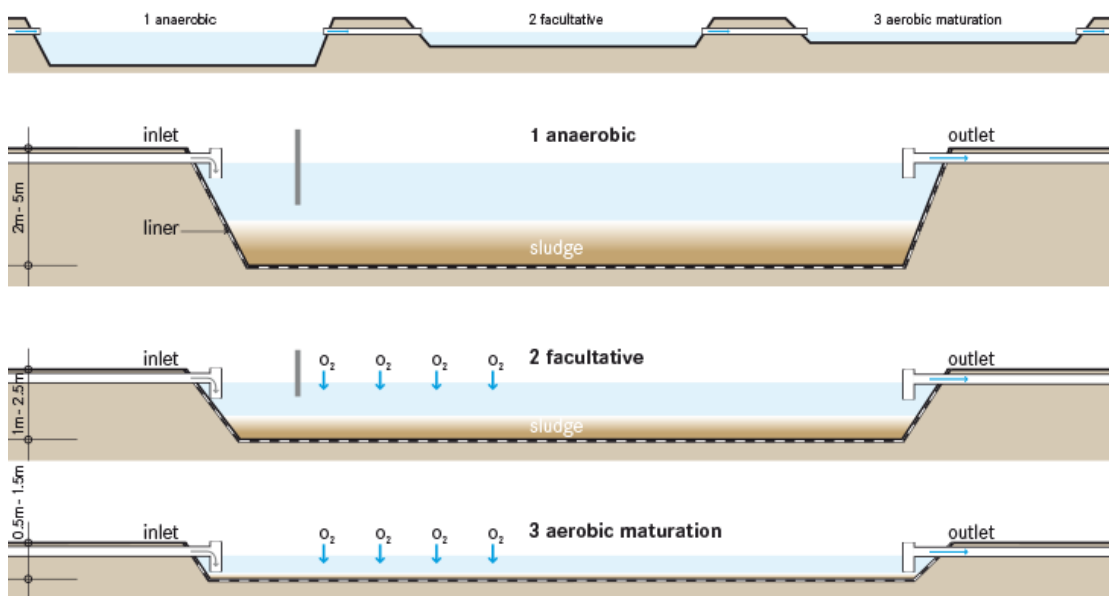
* Rotating Biological Contractor

** Sequence Batch Reactor

*** Upflow Anaerobic Sludge Blanket

به طور کلی، برکه‌ها به سه گونه طبقه‌بندی می‌شوند: بی‌هوازی^۱، دوگانه‌زی و تکمیلی^۲ که هر کدام، عملکرد و طراحی متفاوتی دارد. به طور معمول، برکه‌ها به صورت سری و پشت سر هم می‌آیند، به طوری که پس از برکه‌ی بی‌هوازی، برکه‌ی دوگانه‌زی قرار گرفته و خروجی آن به یک یا چند برکه‌ی تکمیلی می‌ریزد [۱۰].

درجه‌ی واقعی تصفیه‌ی انجام شده در برکه، به گونه و تعداد برکه‌ها بستگی دارد. برکه‌ها می‌توانند مستقل و یا همراه با سایر روش‌های تصفیه‌ی فاضلاب استفاده شوند؛ به طوری که فرآیندهای تصفیه به دنبال برکه‌ها و یا برکه‌ها پس از فرآیندهای دیگر تصفیه بیاید. برکه‌ها را می‌توان بر طبق محل قرارگیری آن‌ها در سیستم، گونه‌ی پسماند وارد شده به آن‌ها و فرآیند بیولوژیکی اصلی که در آن‌ها رخ می‌دهد، طبقه‌بندی کرد [۱۱]. در جدول ۲-۲ شرح کوتاهی از سیستم‌های طبیعی برکه‌ای تصفیه‌ی فاضلاب ارائه شده است.



شکل ۲-۳: شمای برکه‌ها

- ^۱ anaerobic
- ^۲ maturation

ارزیابی چرخه‌ی حیات (LCA) فناوری‌های تصفیه‌ی فاضلاب پیشرفته و ساده نشان می‌دهد، برکه‌های تثبیت فاضلاب در قیاس با روش‌های پیشرفته بازیابی آب برای مصارف کشاورزی، مانند بیورآکتورهای غشایی (MBR) به‌همراه اسمز معکوس (RO) و نیز میکروفیلتراسیون مداوم (CMF) به‌همراه اوزون‌زنی، اثر سوء کمتری بر محیط زیست دارند [۲۰].

جدول ۲-۲: شرح مختصری از سیستم‌های طبیعی برکه‌ای تصفیه‌ی فاضلاب [۲۱]

سیستم	توضیح
برکه‌ی دوگونه‌زی	باکتری‌هایی که در محیط مایع پراکنده‌اند و رشد می‌کنند، بخش محلول و ریزدانه‌ی BOD را به‌طور هوازی تثبیت می‌کنند. در همین حال، BOD موجود در سوسپانسیون تمایل به ته‌نشینی دارد و باکتری‌های موجود در کف برکه، آن را به‌طور بی‌هوازی تجزیه می‌نمایند. اکسیژن مورد نیاز برای فعالیت باکتری‌های هوازی، توسط جلبک و با فرآیند فتوسنتز تأمین می‌شود. این برکه‌ها فضای زیادی را اشغال می‌کنند.
برکه‌ی بی‌هوازی - برکه‌ی دوگونه‌زی	حدود ۵۰ تا ۷۰ درصد BOD در برکه‌ی بی‌هوازی تجزیه می‌شود و بقیه‌ی BOD در برکه‌ی دوگونه‌زی حذف می‌شود. این سیستم به فضای کمتری نسبت به برکه‌ی دوگونه‌زی تنها نیاز دارد. عمق برکه‌ی بی‌هوازی بیشتر و حجم آن کمتر از برکه‌ی دوگونه‌زی است.
برکه‌ی تکمیلی	هدف اصلی در بهره بردن از برکه‌های تکمیلی، حذف پاتوژن‌هاست. در این برکه‌ها، شرایط سخت زیست‌محیطی چون تابش فرابنفش، pH بالا، DO بالا، دمای کم، کمبود مواد غذایی و خورده شدن از سوی سایر موجود زنده، سبب از بین رفتن موجودات بیماری‌زا می‌شود. برکه‌های تکمیلی مرحله‌ی پسین تصفیه‌ی BOD هستند و به‌صورت یک سری از برکه‌ها یا یک برکه‌ی دارای بافل، طراحی می‌شوند. درجه‌ی حذف کالیفرم در آن‌ها بالاست.

به طور خلاصه از مزایای برکه‌ها، در مقایسه با سیستم‌های بیوشیمیایی تصفیه‌ی فاضلاب می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

- هزینه‌ی ساخت کم
- هزینه‌ی بهره‌برداری کم
- مصرف انرژی کم
- تاب آوردن نوسانات جریان
- مصرف کم مواد شیمیایی
- کمتر بودن مشکلات مکانیکی
- بهره‌برداری آسان

معایب برکه‌ها شامل موارد زیر می‌شود:

- نیاز به زمین زیاد
- امکان نفوذ و ایجاد آلودگی در آب‌های زیرزمینی
- اثرپذیری تصفیه از تغییرات شرایط اقلیمی
- وجود جامدات معلق در پساب
- امکان تولید بو در فصل بهار
- تجمع حیوانات (موش آبی، لاک‌پشت و غیره)
- رشد گیاهان هرز (خزه و جلبک)
- مشکلات تجمع لجن (در ورودی برکه‌ها)

۲-۴) جلبک در برکه‌ها

اوتروفیکاسیون^۱ - غنی شدن محیط با مواد غیرآلی (مانند فسفر و نیتروژن) - در بسیاری از برکه‌ها و دریاچه‌ها رخ می‌دهد و سبب رشد بیش از حد جلبک و کهنگی زودرس آب می‌شود. هنگامی که جلبک‌های رشته‌ای، مانند کالدوفورا^۲، در برکه یا دریاچه پخش شوند و بوی آزاردهنده‌ای تولید کنند، اهمیت این پدیده بیش از پیش آشکار می‌شود.

^۱ eutrophication

^۲ Caldophora

البته وجود جلبک همیشه مضر نیست. وجود جلبک و باکتری برای عملکرد مناسب برکه‌های تصفیه ضروری است. جلبک‌ها گروهی از موجودات آبی هستند که می‌توانند یک یا چندسلولی، ساکن و یا متحرک باشند. همچنین بسته به تکامل آن‌ها، می‌توانند رنگ‌دانه‌های فتوسنتزی متفاوتی داشته باشند. جلبک‌ها برطبق این رنگ‌دانه‌ها طبقه‌بندی می‌شوند (به‌طور مثال: جلبک سبز، جلبک آبی-سبز، جلبک طلایی-قهوه‌ای). جلبک‌ها اوتوتروف^۱ هستند؛ بدین سبب، برای رشد در حضور نور خورشید تنها به مواد غذایی غیرآلی مانند نیتروژن و فسفر و ریزعنصر^۲ نیاز دارند. جلبک‌ها به منابع خارجی تأمین نیتروژن غیرآلی به شکل (NO_3^-) یا NH_3 نیاز دارند. تعدادی از گونه‌های جلبک می‌توانند از آمینواسیدها و سایر ترکیبات نیتروژن‌دار آلی استفاده کنند. [۲۲، ۲۳]



شکل ۲-۴: جلبک در برکه‌ی تشیبت

جلبک‌ها، شکل و اندازه‌ها متفاوتی دارند. هرچند بیماری‌زا نیستند، اما سبب ایجاد مشکلاتی در عملکرد واحدهای تصفیه‌ی فاضلاب می‌شوند. جلبک‌ها به آسانی روی دیواره‌ی حوضچه‌ها رشد می‌کنند و رشد زیاد آن‌ها می‌تواند موجب انسداد جریان و صافی‌ها شود. همچنین، برخی از جلبک‌ها موادی

^۱ autotroph

^۲ microelements

شیمیایی آزاد می‌کنند که سبب ایجاد طعم و بوی نامطلوبی می‌شود. جلبک‌ها برحسب رنگ بازتابیده از سلول که ناشی از کلروفیل و سایر رنگ‌دانه‌های دخیل در فتوسنتز است، عموماً به سه گروه طبقه‌بندی می‌شوند: جلبک سبز و جلبک قهوه‌ای – که در برکه‌های فاضلاب زیاد دیده می‌شوند – و جلبک قرمز که کمتر مشاهده می‌شود. معمولاً دما مهم‌ترین عامل در تعیین گونه‌ی غالب جلبک در هر مقطع از زمان است، هرچند شکار، مواد غذایی و سموم نیز اهمیت دارند [۲۳، ۲۲].

جلبک سبز (کلروفیتا^۱) شامل جلبک‌های تک‌سلولی، رشته‌ای و کلنی^۲ می‌شود. اوگلنا^۳، فاکوز^۴، کلامیدوموناس^۵ از جمله جلبک‌هایی هستند که معمولاً در برکه‌های دو‌گونه‌زی و هوازی یافت می‌شوند. جلبک قهوه‌ای (کریسوفیتز^۶) تک‌سلولی است و می‌تواند تاژک‌دار باشد؛ دیاتوم‌هایی^۷ مانند نایکولا^۸ و سیکلوتلا^۹ از گونه‌های جلبک قهوه‌ای به‌شمار می‌آید. جلبک قرمز (رودوفیتا^{۱۰}) شامل تعدادی گونه‌ی تک‌سلولی است ولی بیشتر آن‌ها رشته‌ای هستند [۲۳، ۲۲].

بسیاری از جلبک‌ها، در صورت گروهی بودن، با چشم غیرمسلح دیده می‌شوند. برخی دیگر میکروسکوپی هستند. جلبک‌ها در آب شیرین، شور و آب آلوده یافت می‌شوند. چون گونه‌ای گیاه هستند، توانایی دریافت انرژی از خورشید و فتوسنتز را دارند. به‌طور معمول در نزدیکی سطح آب رشد می‌کنند چرا که نور نمی‌تواند زیاد در آب نفوذ کند.

مقدار جلبک معمولاً برحسب غلظت chlorophyll a – رنگ‌دانه‌ای که در همه‌ی گیاهان وجود دارد – بیان می‌شود و پارامتر اصلی برای بیان کمی جرم زنده است [۲۴]. در برکه‌های دو‌گونه‌زی، این

^۱ Chlorophyta

^۲ colonial

^۳ Euglena

^۴ Phacus

^۵ Clamydomonas

^۶ Chrysophytes

^۷ diatoms

^۸ Navicula

^۹ Cyclotella

^{۱۰} Rhodophyta

غلظت، به نرخ بارگذاری هیدرولیکی و دما وابسته است و به‌طور معمول در محدوده‌ی ۵۰۰ تا ۲۰۰۰ $\mu\text{g/l}$ قرار دارد [۲۵].

حضور جلبک و باکتری برای عملکرد صحیح برکه‌های تصفیه ضروری است. باکتری‌ها ترکیبات پیچیده‌ی آلی را که در برکه‌های هوازی و بی‌هوازی وجود دارند، به ترکیبات ساده‌تری که برای استفاده‌ی جلبک مناسب است تبدیل می‌کنند. در مقابل، جلبک، اکسیژن مورد نیاز برای حیات باکتری هوازی را تأمین می‌نماید. در برکه، فرآیندهای زیست‌تخریبی و معدنی‌سازی^۱ مواد زائد از سوی باکتری و سنتز ترکیبات آلی جدید به‌شکل سلول‌های جلبک، می‌تواند موجب شود که مقدار کل جامدات معلق در پساب، بیش از مقدار مجاز باشد. هرچند این گونه از TSS با جامدات ورودی متفاوت است، سبب افزایش کدورت شده و باید پیش از تخلیه، از پساب حذف شود. پس از جمع‌آوری و حذف، بسته به مقررات می‌توان از TSS ناشی از جلبک به‌عنوان ماده‌ی غذایی و مکمل در کشاورزی استفاده کرد [۱۱].

حذف جلبک یکی از جنبه‌های چالش‌برانگیز ارتقای کیفی سیستم‌های برکه‌ای است. هنگامی که به پسابی با کیفیت بالا نیاز است (مثلاً در آب‌های پذیرنده‌ی حساس) غلظت بالای جلبک، موجب محدود شدن کاربرد این پساب می‌شود چرا که ممکن است از کیفیت مطلوب تعیین شده در استانداردها برخوردار نباشد [۱۶، ۲۶]. به‌طور مثال در برکه‌های نیوزیلند، در اواخر تابستان، جلبک‌های آبی-سبز رشد زیادی دارند و موجب می‌شوند جامدات معلق موجود در پساب به‌حدی بیش از ۱۵۰ mg/l برسد [۲۷]. همچنین، جلبک می‌تواند با مسدود کردن شبکه‌های آبیاری قطره‌ای، استفاده‌ی مجدد از پساب برکه‌ها در کشاورزی را با مشکل مواجه کند [۲۸].

۲-۵) کل جامدات معلق

از میان کل جامدات، هر آن‌چه به‌روی صافی با حفراتی دارای قطر اسمی ۲ μm یا کمتر بماند، کل جامدات معلق و هر آن‌چه از صافی عبور کند، کل جامدات محلول خوانده می‌شود [۲۹].

^۱ mineralization

از روش‌های اندازه‌گیری کل جامدات معلق می‌توان به استاندارد D. 2450 اشاره کرد. طبق این استاندارد، ابتدا کاغذ صافی را درون آون^۱ در دمای ۱۰۳-۱۰۵ سانتی‌گراد، به مدت یک ساعت قرار می‌دهیم. سپس کاغذ را در دسیکاتور^۲ خشک کرده و وزن آن را اندازه می‌گیریم. پس از ریختن نمونه به روی صافی، کاغذ را ابتدا در دمای محیط و سپس در آون (با اعمال شرایط فوق) خشک می‌کنیم. وزن افزوده شده به صافی، برابر با وزن کل جامدات معلق خواهد بود. آزمایش را تا زمانی که میزان اختلاف وزنی بین دو آزمایش مکرر، کمتر ۰.۴٪ وزنی یا ۰/۵ (mg) باشد، تکرار می‌کنیم [۲۹].

مقدار حذف جامدات معلق به کیفیت ورودی، طراحی برکه‌ها، نوع سیستم برکه‌ای و عوامل محیطی مرتبط است. به‌طور کلی یک واحد برکه‌ی دوگانه‌زی می‌تواند در حدود ۷۰-۸۰ درصد جامدات معلق را حذف کند [۲۱]. با وجود این، رشد جلبک همچنان موجب بالا بودن جامدات معلق در خروجی برکه‌ها می‌شود.

۲-۶) کدورت

ظاهر ابرناک^۳ آب به‌دلیل وجود مواد معلق و کلوئیدی را کدورت می‌گویند [۶]. کدورت بیانگر ویژگی اپتیکی است که موجب پراکنش و جذب نور در گذر از نمونه می‌گردد؛ به‌جای آنکه نور، بدون تغییر جهت و تغییر سطح شار^۴ از آن عبور کند [۲۹].

در گذشته، روش استاندارد برای تعیین میزان کدورت براساس Jackson candle turbidimeter بوده؛ با وجود این، کمترین مقدار کدورت قابل اندازه‌گیری (به‌روش مستقیم) با آن ۲۵ (JTU)^۵ بوده است. به این دلیل که کدورت آب تصفیه شده با روش‌های مرسوم جداسازی سیال از ذره، معمولاً در

^۱ oven

^۲ desiccator

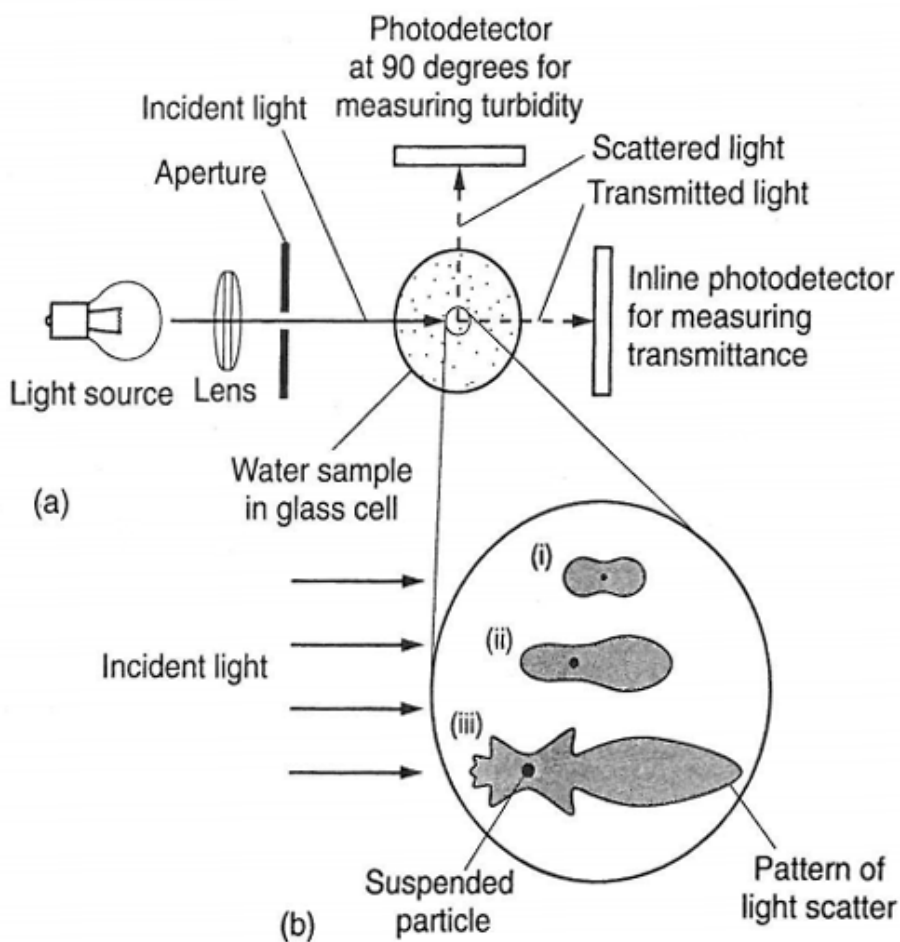
^۳ cloudy

^۴ flux level

^۵ Jackson Turbidity Units

بازه‌ی صفر تا یک واحد قرار می‌گیرد، از روش‌های غیرمستقیم دیگری برای تخمین آن استفاده می‌شود.

نفلومترهای^۱ الکترونیکی، دستگاه‌های پیشنهادی برای اندازه‌گیری کدورت به‌شمار می‌آیند [۲۹].



شکل ۲-۵: (a) شمای دستگاه کدورت‌سنج و (b) الگوی پراکنش نور برای ذرات کوچک (i)، متوسط (ii) و بزرگ (iii). برگرفته از [۳۰]

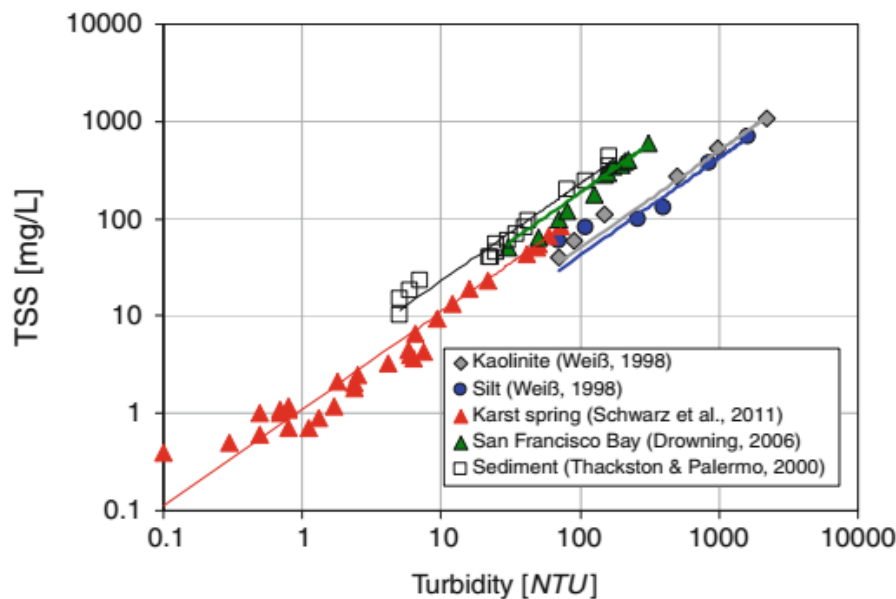
همان‌گونه که شکل ۲-۵ نشان می‌دهد، حسگر نور پراکنده شده، در زاویه‌ی ۹۰ درجه نسبت به منبع نور قرار گرفته است. با افزایش یافتن شدت پراکنش نور، مقدار کدورت اندازه‌گیری شده بیشتر می‌شود [۳۰].

^۱ nephelometer

از استانداردهای اندازه‌گیری کدورت می‌توان به EPA Method 180.1 اشاره کرد. برطبق این استاندارد، امکان سنجش کدورت آب آشامیدنی، زیرزمینی، سطحی و شور و نیز فاضلاب خانگی و صنعتی وجود دارد [۳۱].

۲-۶-۱) ارتباط میان کدورت و جامدات معلق

برقراری ارتباط میان کدورت و وزن یا شمار مواد معلق دشوار است، چرا که اندازه، شکل و ضریب شکست ذرات، بر مشخصه‌های پراکندگی نور سوسپانسیون اثر می‌گذارند. وجود غلظت بالای مواد جاذب نور - مانند کربن فعال - در بین ذرات، موجب ایجاد تداخل منفی، و غلظت‌های کم آن، موجب ایجاد تداخل مثبت و افزایش کدورت می‌شود. وجود مواد محلول تولیدکننده رنگی که نور را جذب می‌کنند، ممکن است تداخل منفی ایجاد کنند. تعدادی از دستگاه‌های موجود در بازار، امکان اصلاح تداخل رنگ یا حذف اثر آن را دارند [۲۹]. با وجود این، در محل‌هایی مشخص، ارتباطی نزدیک به رابطه‌ی خطی میان کدورت و کل جامدات معلق دیده شده است [۳۲-۳۴]. شکل ۲-۶-۱ رابطه‌ی میان کل جامدات معلق و کدورت را با استفاده از داده‌های ارائه شده در شماری از تحقیقات پیشین، نشان می‌دهد.



شکل ۲-۶: رابطه‌ی میان کل جامدات معلق (TSS) و کدورت سنجیده شده با پراکنش نور (NTU) با استفاده از داده‌های تحقیقات مختلف. برگرفته از [۳۵]

نسبت کدورت به کل جامدات معلق، بسته به نوع تصفیه‌خانه، به‌خصوص گونه‌ی بیولوژیک فرآیند تصفیه تغییر می‌کند. مقدار کل جامدات معلق موجود در پساب تصفیه‌ی ثانویه (برحسب mg/l) $2/3$ تا $2/4$ برابر و میزان پساب زلال‌سازی شده با صافی دانه‌ای عمیق $1/3$ تا $1/6$ برابر مقدار کدورت (برحسب NTU) است [۳۰].

بنا بر مطالعات پیشین، کدورت می‌تواند پارامتر مناسبی برای پایش انتقال جامدات معلق و تغییر شار آلاینده‌های آب‌گریز مربوط به آن، طی شرایط متفاوت هیدرولوژیکی در رودخانه‌ها باشد [۳۵]؛ اما اثبات وجود رابطه‌ی بامعنی میان کدورت و جامدات معلق در شرایط خاص و محیط متفاوت مانند صافی‌های سنگی نیاز به بررسی دارد که موضوع این پژوهش است.

همان‌طور که گفته شد، صافی سنگی روشی کم‌هزینه برای تصفیه و حذف جلبک از پساب برکه‌های تثبیت است. با وجود این، اطلاعات کمی از اثرگذاری نوع مدیا بر کیفیت پساب و نیز اثر بارگذاری هیدرولیکی بر عملکرد هر مدیا در دست است. همچنین، انتخاب کدورت به‌عنوان جایگزینی مناسب برای سنجش عملکرد صافی‌های سنگی در حذف جامدات معلق از پساب تصفیه‌خانه، نیاز به بررسی بیشتری دارد.

۷-۲) بهبود کیفی پساب برکه‌ها

از برکه‌های تثبیت بیشتر در جوامع کم‌جمعیت و گاهی دورافتاده استفاده می‌شود. معمولاً در این جوامع، منابع کافی برای بهره‌بردن از نیروهای متخصص با دانش فنی بالا وجود ندارد. بدین سبب، بازبینی و نگهداری، گهگاه و به‌صورت دوره‌ای انجام می‌شود. بنابراین توسعه‌ی روشی به‌نسبت ارزان که از نگهداری و مراقبت مداوم نیز بی‌نیاز است، ضروری می‌نماید [۳۶].

دو روش کلی برای بهبود کیفیت پساب برکه‌ها وجود دارد: افزودن مرحله‌ی حذف جامدات و اصلاح فرآیند برکه. همان‌گونه که پیش‌تر اشاره شد، یکی از علل اصلی استفاده از برکه، صرفه‌ی اقتصادی آن

به‌خصوص برای جوامع کوچک است. از این رو، اعمال اصلاحاتی که عملیات برکه را به‌طور چشمگیری دشوارتر کند، نامحتمل است. انتخاب روش مناسب به‌منظور دستیابی به کیفیت مطلوب پساب، به شرایط طراحی و حدود کیفی تعیین‌شده برای پساب تصفیه‌خانه، بستگی دارد.

۲-۸) حذف جامدات معلق از خروجی برکه‌ها

مقدار کل جامدات معلق، بر میزان نفوذ نور و فتوسنتز [۳۷] و نیز انتقال آلاینده‌هایی چون فسفر [۳۸] و ترکیبات آلی آب‌گریز [۳۹] اثرگذار است. غلظت‌های بالای جامدات معلق در خروجی برکه‌ها - که می‌تواند بیش از ۱۰۰ (mg/l) باشد - چالش اصلی طراحی سیستم‌های برکه‌ای بوده است. این جامدات را به‌طور عمده، جلبک و سایر مواد فرسایشی درون برکه‌ها تشکیل می‌دهد و از جنس جامدات فاضلاب نیستند. غلظت‌های بالا معمولاً در ماه‌های تابستان رخ می‌دهد. از روش‌های حذف جامدات می‌توان به صافی‌های شنی متناوب، صافی‌های شنی گردان، صافی‌های سنگی، انعقاد و لخته‌سازی و شناورسازی با هوای محلول اشاره کرد. ارزیابی انجام شده میان تعدادی از این روش‌ها نشان داده است که صافی سنگی اگرچه دارای مشکلاتی مانند میزان بالای نیتروژن آمونیاکی در پساب است اما «با درنظر گرفتن هزینه‌ی اجرا، عملکرد چشمگیری دارد» [۴۰].

۲-۹) صافی‌های سنگی

صافی‌های سنگی واحدهایی پُر شده از سنگ‌های دانه‌درشت (۴۰ تا ۲۰۰ میلی‌متر) در زیر سطح زمین هستند به‌طوری که جریان به‌صورت افقی از آن‌ها می‌گذرد. تفاوت آن‌ها با تالاب‌های مصنوعی دارای بستر سنگی، نبودن پوشش گیاهی و نیز ابعاد درشت‌تر سنگ‌ها است [۴۱].

عملکرد صافی سنگی بدین گونه است که با عبور پساب از بستر سنگی متخلخل غوطه‌ور در آب، جلبک به‌روی سطوح سنگ می‌نشیند و آب از میان حفره‌ها جریان می‌یابد. جلبک تجمع یافته، به‌صورت بیولوژیکی تجزیه می‌شود [۴۰].

مزیت اصلی صافی‌های سنگی، هزینه‌ی ساخت به‌نسبت کم و بهره‌برداری آسان است. صافی‌ها می‌توانند سبب تولید بو شوند. همچنین، عمر طراحی و روش پاک‌سازی آن‌ها هنوز به‌طور دقیق مشخص نشده است. تعدادی از واحدها بیش از ۲۰ سال است که با عملکرد خوبی فعالیت می‌کنند [۴۲, ۵]. در مقایسه با سایر روش‌های حذف جلبک از پساب برکه‌های تثبیت، از جمله صافی‌های شنی و تالاب‌های مصنوعی، صافی‌های سنگی عملکرد بهتری دارند [۴۳].

طرح اولیه‌ی استفاده از صافی سنگی، در دهه‌ی ۱۹۷۰ در کانزاس مطرح شد. در فاصله‌ی سال‌های ۱۹۷۰ تا ۱۹۸۵ حدود ۲۰ واحد عملیاتی در ایالات متحده ساخته شد [۳]. حذف جلبک با استفاده از صافی‌های سنگی به‌طور گسترده در یودورا^۱، ونتا^۲ و کالیفرنیا^۳ مورد مطالعه قرار گرفته است [۳]. صافی‌های سنگی در سراسر ایالات متحده و جهان مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد و عملکرد متفاوتی را نشان می‌دهد [۳, ۲۸, ۴۲, ۴۴]. در ادامه، تعدادی از این موارد مورد بررسی قرار گرفته است.

ونتا، اورگون

داده‌های به‌دست آمده از صافی‌های تعبیه شده در ونتا، حاکی از عملکرد متغیر صافی‌های سنگی است. بیست سال پس از تحقیقات اولیه‌ی سوآنسون و ویلیامسون [۴۵] سیستم ونتا همچنان پسایی با مقادیر TSS، BOD₅ و کالیفرم‌های مدفوعی^۴ مطابق با استانداردهای تصفیه‌ی ثانویه تولید می‌کند. جدول ۲-۳ میانه و دامنه‌ی تغییرات داده‌های به‌دست آمده از تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب ونتا را در سال ۱۹۹۴ نشان می‌دهد.

^۱ Eudora, Kansas

^۲ Veneta, Oregon

^۳ California, Missouri

^۴ fecal coliforms

جدول ۲-۳: میانه و دامنه‌ی تغییرات داده‌های حاصل از عملکرد تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب ونتا در سال ۱۹۹۴ [۵]

FC (MPN/100 mg/l)	TSS (mg/l)	BOD ₅ (mg/l)	
-	۱۲۴ (۲۰۲-۵۰)	۱۳۸ (۲۳۸-۵۰)	ورودی
<۱۰ (۲۰-۱۰>)	۹ (۲۷-۲)	۱۷ (۲۰-۵)	خروجی

وست‌مونرو، لوئیزیانا^۱

ستمبرگ و همکاران [۴۶] نتایج عملکرد دو صافی فعال در این منطقه را منتشر کردند. این صافی‌ها که طراحی مشابهی با صافی‌های سنگی تصفیه‌خانه‌ی ونتا دارند، بار هیدرولیکی بیشتری نسبت به آن (بارگذاری هیدرولیکی بیش از ۰/۳ مترمکعب بر روز بر مترمکعب سنگ) و درصد حذف TSS کمتری در مقایسه با آن داشته‌اند. به‌طور کلی غلظت‌های BOD₅ و TSS در سیستم‌های وست‌مونرو، کمتر از ۳۰ mg/l بود. البته گاهی، مقادیر BOD₅ به ۴۰ mg/l و TSS به ۵۰ mg/l رسیده بود.

اُردن

صیدام و همکاران [۲۸] از سنگ‌هایی با ابعاد متفاوت برای ساخت چند صافی به‌صورت سری استفاده کردند. قطر این سنگ‌ها در جدول ۲-۴ آمده است. با وجود این که سنگ‌های استفاده شده برای ساخت تعدادی از صافی‌ها، اندازه‌ای مشابه با سنگ‌های به‌کار رفته در تصفیه‌خانه‌ی ونتا داشت، بارگذاری هیدرولیکی، بیش از مقدار بیشینه‌ی توصیه شده‌ی ۰/۳ (m³/m³/d) صورت گرفته و سبب کاهش کیفیت پساب شد. میزان اکسیژن محلول در ورودی، برای اکسید کردن NH₃ کافی نبود. همچنین، وجود H₂S در پساب با درنظر گرفتن دمای محیط، حاکی از قرار داشتن صافی‌ها در شرایط

^۱ West Monroe, Louisiana

بی‌هوازی است. با وجود این، مقدار TSS به‌میزان ۶۰ درصد کاهش یافته و نیز سطح کالیفرم‌های مدفوعی، با استانداردهای ارائه شده از سوی فائو در راهنمای استفاده‌ی بدون محدودیت از پساب برای استفاده در کشاورزی [۴۷] مطابقت دارد.

جدول ۲-۴: نوع و اندازه‌ی مدیای مورد استفاده در پژوهش [۲۸]

نوع مدیا	قطر متوسط (cm)	حفرات (درصد)	سطح ویژه‌ی مدیا (m ² /m ³)
سنگ	۱۸	۴۹	۱۷
گراول وادی	۱۱/۶	۴۱	۲۵
مصالح با دانه‌بندی درشت	۲/۴	۴۰	۱۵۰
مصالح با دانه‌بندی متوسط	۱/۲۷	۲۸	۳۲۷

نیوزیلند

در نیوزیلند نیز از صافی‌های سنگی برای حذف غلظت‌های بالای جلبک از پساب برکه‌ها استفاده شده است [۴۸]. این سیستم‌ها به‌صورت تالاب‌های زیرزمینی بدون گیاه ساخته شده‌اند. قطر سنگ‌ها از ۱۲ تا ۲۴ سانتی‌متر متغیر بوده و سنگ‌های دانه‌درشت‌تر، در ورودی و خروجی قرار داده شده‌اند تا جریان به‌صورت یکنواخت توزیع شود. این صافی‌ها به‌طور عمده، بی‌اکسیژن محلول^۱ هستند و نیتریفیکاسیون^۲ کمی در آن‌ها رخ می‌دهد، اما دی‌نیتریفیکاسیون می‌تواند اتفاق بیافتد. پساب به‌صورت بی‌هوازی بوده و گاهی H₂S ساطع می‌کند. اگر غلظت جلبک در ورودی زیاد باشد، نیتروژن آلی در پساب افزایش خواهد یافت.

^۱ anoxic

^۲ nitrification

سه سیستم در نیوزیلند از سرباره‌ی فولاد استفاده می‌کنند که تخلخل زیادی دارد و H_2S کمتری تولید می‌کند. این صافی‌ها که پس از برکه‌های هواده‌ی شده قرار گرفته‌اند، پس‌آبی با غلظت BOD_5 کمتر از ۲۵ (mg/l) تولید می‌کنند. حتی هنگامی که ورودی، غلظتی بیش از ۱۰۰ (mg/l) داشت، میانگین غلظت پس‌آب کمتر از ۱۲ (mg/l) بوده است.

۲-۹-۱) صافی‌های سنگی هواده‌ی شده

یکی از نواقص صافی‌های سنگی، ایجاد شدن شرایط بی‌اکسیژن در آن‌هاست که از انجام فرآیند نیتروفیکاسیون و در نتیجه، حذف آمونیاک جلوگیری می‌کند. به همین سبب، میزان نیتروژن آمونیاکی در پس‌آب آن‌ها بالاست [۴۲]. برای رفع این مشکل، از صافی‌های سنگی هواده‌ی شده^۱ استفاده می‌شود. علاوه بر حذف نیتروژن در صافی‌های هواده‌ی شده، میزان حذف BOD و SS در آن‌ها بیش از صافی‌های هواده‌ی نشده است [۴۹].

۲-۹-۲) طراحی صافی‌های سنگی

براساس ضوابط طراحی، تصفیه‌خانه‌های ساخته‌شده - که تعدادی از آن‌ها ذکر شد - و نیز مدل‌های ساخته‌شده، تعدادی از پارامترهای اثرگذار بر عملکرد صافی‌های سنگی مشخص شده و ملاک طراحی و ساخت پایلوت قرار گرفته‌اند. این پارامترها در جدول ۲-۵ آمده‌اند.

مهم‌ترین عامل در طراحی صافی سنگی، نرخ بارگذاری هیدرولیکی آن است. همان‌گونه که ذکر شد، تصفیه‌خانه‌هایی که طراحی یکسانی دارند، صرفاً با اعمال بارگذاری هیدرولیکی متفاوت، نتایج متفاوتی به دست می‌دهند. به نظر می‌آید بهترین نتایج با نرخ بارگذاری کمتر از $0.3 \text{ (m}^3/\text{m}^3/\text{d})$ حاصل می‌شود [۵]. هرچند با در نظر داشتن ابعاد کوچک پایلوت ساخته‌شده در مقایسه با تصفیه‌خانه‌ها و دشواری تنظیم بار، بارگذاری بیش از این مقدار است.

^۱ aerated rock filters

جدول ۲-۵: پارامترهای طراحی صافی‌های سنگی. مراجع: ونتا [۴۵]، وست مونرو [۴۶]، ایالت ایلنوی [۵]، یودورا و کالیفرنیا [۴۴]، پارو [۴۸]، بلوریزونچی [۵۰]

بارگذاری				
هوادهی	عمق (m)	قطر سنگ (cm)	هیدرولیکی (m ³ /m ³ /d)	موقعیت
ندارد	۲	۲۰-۷/۵	۰/۳	ونتا
ندارد	۱/۸	۱۳-۵	۰/۳۶	وست مونرو
پسین	-	۱۵-۸	۸	ایالت ایلنوی
ندارد	۱/۵	۲/۵	۱/۲-۰/۴	یودورا
ندارد	۱/۶۸	۱۳-۶	۰/۴	کالیفرنیا
ندارد	۰/۸-۰/۵	۲-۱	۰/۲	پارو
ندارد	۰/۴	۱۵-۳/۲	۱/۵-۱	بلوریزونچی

فصل ۳ (مواد و روش‌ها

۳-۱) مقدمه

در فصل پیشین پژوهش‌های گذشته بررسی شد و نتایج به دست آمده از آن‌ها اساس شکل‌گیری فرضیات، ساخت پایلوت و طراحی آزمایش‌هایی برای راستی‌آزمایی فرضیات مطرح شده قرار گرفت که در فصل جاری به آن پرداخته شده است.

۳-۲) فرضیات

۱) با توجه به نتایج تحقیقات پیشین، صافی‌های سنگی موجب حذف جلبک و جامدات معلق ناشی از آن می‌شوند. درصد حذف، با بار هیدرولیکی اعمال شده ارتباط معکوس دارد. همچنین امکان مشاهده تفاوت میان درصد حذف TSS در پساب خارج شده از مدیای سنگ گردگوشه و تیزگوشه وجود دارد.

۲) می‌توان از کدورت به عنوان پارامتری جاگزین برای محاسبه درصد حذف کل جامدات معلق در صافی‌های سنگی استفاده کرد. هر چند ممکن است ارتباط خطی میان مقدار حذف کدورت و حذف کل جامدات معلق وجود نداشته باشد، امکان محاسبه‌ی رابطه‌ای بامعنی میان این دو پارامتر برای این مورد به خصوص وجود خواهد داشت. سنجش آسان و کمک به تصمیم‌گیری با سرعت بیشتر، همچنین نیاز به تجهیزات آزمایشگاهی کمتر را می‌توان از مزایای سنجش کدورت به جای TSS به شمار آورد.

۳) شکل‌گیری زیست‌لایه بر سطوح مدیا، بر عملکرد صافی‌ها در حذف پارامترهای اندازه‌گیری شده اثرگذار است. بار هیدرولیکی اعمال شده و زمان ماند بر رشد زیست‌لایه مؤثر خواهد بود.

۳-۳) زمان و مکان انجام پژوهش

مراحل مطالعاتی در زمستان ۹۴ و بهار ۹۵ انجام شد. ساخت پایلوت از تابستان ۹۵ آغاز شد و آزمایش‌ها تا پایان مهرماه همان سال ادامه یافت.

پژوهش در تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب نیشابور انجام شد. این تصفیه‌خانه به مساحت ۱۸۵ هکتار در فاصله‌ی ۱۵ کیلومتری از جنوب شهرستان نیشابور، در مجاورت روستای صومعه واقع شده است. فرآیند تصفیه به روش برکه‌ی تثبیت، با دو لاگون بی‌هوازی و چهار لاگون دوگانه‌زی انجام می‌شود. ظرفیت اسمی تصفیه‌خانه در حدود ۲۰۰۰۰ مترمکعب در شبانه‌روز و ظرفیت در حال بهره‌برداری آن در حدود ۱۵۰۰۰ مترمکعب در شبانه‌روز است. پساب تصفیه‌خانه به مصارف کشاورزی می‌رسد.



شکل ۳-۱: تصویر هوایی تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب نیشابور. برگرفته از [۵۱]

۴-۳) معیارهای طراحی

پیش از ساخت پایلوت با مدیای سنگی، نیاز است عوامل مؤثر بر عملکرد برکه‌ها مورد بررسی قرار گیرد و اثر هر یک کنترل شده یا در مراحل طراحی لحاظ شود. عوامل متعددی بر عملکرد برکه‌های تثبیت اثر می‌گذارند از جمله: هیدرولیک برکه، نوع فاضلاب، نرخ بارگذاری آلاینده‌ها، هندسه‌ی برکه و اقلیم منطقه (دما، وزش باد و غیره) [۵۲].

افزایش نسبت طول به عرض برکه، موجب افزایش بازده حذف BOD و نیز افزایش اندک اکسیژن محلول و سرعت جریان می‌شود [۵۳]. این موضوع در تهیه‌ی ظرف پلاستیکی برای ساخت پایلوت لحاظ شد. ابعاد مفید ظروف در جدول ۳-۱ آمده است.

لازم به توضیح است، مقدار ۵ سانتی متر فری‌بورده^۱ در بالای صافی‌های سنگی لحاظ شده است تا از اورهد^۲ احتمالی جلوگیری شود.

جدول ۳-۱: مشخصات ظرف مورد استفاده برای صافی‌های سنگی

پارامتر (مؤثر)	واحد	مقدار
طول	cm	۷۷
عرض	cm	۳۷
عمق	cm	۱۹
عمق مدیای سنگی	cm	۲۴
حجم	lit	۵۴/۱

همانطور که در فصل پیشین ذکر شد، با کاهش نرخ بارگذاری و افزایش زمان ماند، کیفیت پساب برکه‌ها بهبود می‌یابد [۵، ۳]. بدین منظور، شیرهای گازی برای کنترل جریان ورودی به پایلوت در نظر گرفته شد.

وزش باد می‌تواند بر الگوی هیدرولیکی جریان در برکه‌های تثبیت‌کم عمق اثر سویی داشته باشد [۵۴]؛ اما با توجه به ابعاد کوچک مدل آزمایشگاهی در قیاس با مدل‌های واقعی، می‌توان از این تأثیر چشم‌پوشی کرد [۵۵]. همچنین با اختلاف سطح در نظر گرفته شده میان مدیای سنگی و سطح جریان، اثر باد، کمتر از برکه‌های روباز خواهد بود.

به‌رغم اثری که دما - با ایجاد تغییر در نرخ واکنش‌های بیولوژیک - بر عملکرد برکه‌ها می‌گذارد [۵۶] گزارشی از تأثیر تغییرات دما بر الگوی پراکنش در رآکتورهای تصفیه‌ی فاضلاب دارای ابعاد کوچک

^۱ freeboard

^۲ overhead

وجود ندارد [۵۷]. به علاوه، با توجه به بار هیدرولیکی به نسبت زیاد اعمال شده و پراکنش بیشتر فاضلاب در عبور از مدیای سنگی در مقایسه با عبور جریان از برکه‌های تثبیت و نیز عدم تماس مدیای سنگی با سطح زمین، ایجاد اختلاف دمای محسوس درون مدل، نامحتمل می‌نماید و به همین سبب از اثر آن صرف نظر شده است.

۳-۵) انتخاب مدیا

با توجه به مطالعات پیشین [۲۸, ۵۸] دو نوع سنگ گردگوشه (سنگ رودخانه‌ای) و تیزگوشه (سنگ شکسته) با ابعاد ۵ تا ۱۰ سانتی‌متر برای مدیای سنگی مورد استفاده قرار گرفت. سنگ‌های گردگوشه از بستر رودخانه و سنگ شکسته‌ی کوهستانی از سنگ‌شکن با ابعاد بیش از ۵ سانتی‌متر تهیه گردید. سپس این سنگ‌ها از توری فلزی با قطر ۱۰ سانتی‌متر عبور داده شدند.

۳-۶) ساخت پایلوت

پایلوت در اتاقکی واقع در محیط تصفیه‌خانه ساخته شد. انشعابی از خروجی تصفیه‌خانه، پساب مورد آزمایش را درون مخزن پلی‌اتیلنی ۱۰۰۰ لیتری واقع در بام اتاقک وارد و ذخیره می‌کرد. سپس خروجی مخزن، با لوله‌ی ۳۲ میلی‌متری به مخزن افقی پلی‌اتیلنی ۱۵۰ لیتری واقع در داخل اتاقک هدایت می‌شد. خروجی این مخزن با لوله‌ی پلی‌اتیلنی ۶۳ میلی‌متری به سمت ظروف حاوی صافی‌های سنگی هدایت می‌شد.

سنگ‌ها پس از غربال شدن، درون سه ظرف پلی‌اتیلنی به حجم ۷۵ لیتر ریخته شدند. به منظور کنترل و نیز امکان مقایسه میان عملکرد صافی‌ها، ظروف A و C با یک نوع سنگ (سنگ شکسته) پر شدند. مشخصات ظروف و مدیای به کار رفته در جدول ۳-۲ آمده است.

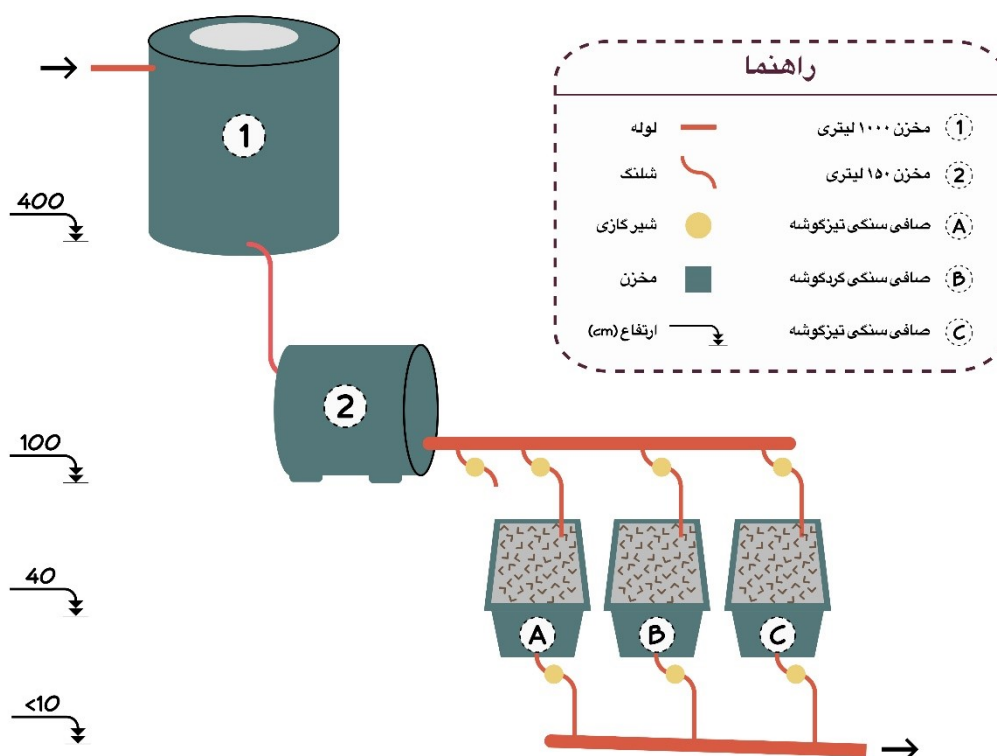
جهت توزیع یکنواخت جریان واردشده به ظروف، تعدادی از سنگ‌های درشت‌تر در ورودی و خروجی ظروف چیده شدند.

لازم به توضیح است که در این روش تصفیه‌ی پساب، از انرژی الکتریکی استفاده نمی‌شود و هدایت

جریان نیز به واسطه‌ی نیروی جاذبه صورت می‌گیرد.

جدول ۲-۳: مشخصات مدیای به‌کار رفته در ساخت صافی‌ها

ظرف	حجم	نوع مدیا	قطر مدیا
A	۷۵ لیتر	سنگ شکسته	۵ تا ۱۰ سانتی‌متر
B	۷۵ لیتر	سنگ گردگوشه	۵ تا ۱۰ سانتی‌متر
C	۷۵ لیتر	سنگ شکسته	۵ تا ۱۰ سانتی‌متر



شکل ۲-۳: شمای پایلوت ساخته‌شده



شکل ۳-۳: نمای پایلوت



شکل ۳-۴: نمای صافی‌های سنگی، به ترتیب از چپ: صافی A و B و C

۷-۳) ابزار و روش انجام پژوهش

مقدار جریان ورودی (Q_{inf}) تنها پارامتر قابل کنترل در شرایط آزمایشگاه بوده که مستقیماً مقدار

نرخ بارگذاری هیدرولیکی را طبق روابط زیر تعیین می‌کند:

$$HLR_S = \frac{Q}{S} \quad (۱-۳)$$

$$HLR_V = \frac{Q}{V} \quad (۲-۳)$$

در روابط بالا S نشانگر سطح و V نشانگر حجم است.

مقدار جریان با شیرهای گازی هادی پساب به هر ظرف کنترل می‌شد. مقدار دبی به روش دستی

و با اندازه‌گیری زمان (T) پرشدن ارلن 250ml با استفاده از زمان سنج دیجیتال، طبق رابطه‌ی زیر:

$$Q = \frac{V}{T} \quad (۳-۳)$$

و زمان ماند هیدرولیکی (اسمی) در برکه‌ها که تابعی از فضای خالی و دبی است، طبق رابطه‌ی زیر

محاسبه شد:

$$HRT = \frac{V_v}{Q} \quad (۴-۳)$$

در رابطه‌ی ذکر شده، مقدار حجم فضای خالی بین سنگ‌ها با روش حجم‌سنجی اندازه‌گیری شده

و معادل ۳۶ درصد حجم مؤثر ظرف (V) است.

لازم به توضیح است که زمان ماند واقعی در صافی‌های سنگی از زمان ماند اسمی کمتر است، زیرا

محیط ناهمگن این صافی‌ها موجب ایجاد پروفایل سرعت جریان غیریکنواخت می‌شود [۵۵]. با وجود

این، امکان سنجش مقدار اتصال کوتاه^۱ در این پژوهش وجود نداشته و اثر آن لحاظ نشده است.

^۱ short-circuit

نمونه‌های خروجی تصفیه‌خانه و نیز خروجی صافی‌ها، مستقیماً درون ارلن 250ml جمع‌آوری (Grab Sample) و بدون وقفه مورد بررسی قرار می‌گرفت. فواصل زمانی میان نمونه‌گیری‌ها بین ۳۰ دقیقه تا ۲ ساعت – بسته به زمان ماند هیدرولیکی درون صافی‌ها – متغیر بود. در تعدادی از آزمایش‌ها، به‌منظور بررسی پیش‌روی پساب واردشده به مدیای سنگی، نمونه‌گیری از میانه‌ی ظرف، با استفاده از پیپت 25ml انجام می‌شد.

معیار سنجش کیفیت پساب خارج‌شده از صافی‌ها، کل جامدات معلق و کدورت بوده است. مقدار TSS طبق استاندارد D. 2540 [۲۹] اندازه‌گیری شد. کدورت نیز با روش نفلومتریک و با دستگاه 2100N Turbidimeter ساخت شرکت HACH مورد سنجش قرار گرفت (شکل ۳-۵). دستگاه در حالت Ratio on و Auto range قرار داده شده که در این حالت امکان قرائت کدورت را در بازه‌ی ۰ تا ۴۰۰۰ (NTU) فراهم می‌کند. خطای دستگاه در بازه‌ی ۰-۱۰۰۰۰ (NTU) در حدود ۲ درصد ذکر شده است. کالیبراسیون مطابق دستورالعمل کارخانه و با استفاده از نمونه‌های استاندارد StablCal[®] انجام شد.



شکل ۳-۵: کدورت‌سنج مورد استفاده

شیوه‌ی اندازه‌گیری دستگانه ذکر شده با استانداردهای زیر سازگار است:

- EPA Method 180.1
- ASTM D7315 – Standard Test Method for Determination of Turbidity Above 1 Turbidity Unit (TU) in Static Mode
- ASTM D6655 – Standard Test Method for Determination of Turbidity Below 5 NTU in Static Mode

با تغییر کدورت پساب خروجی تصفیه‌خانه، پساب ورودی به صافی‌ها تغییر می‌کند. این موضوع مقایسه میان عملکرد صافی‌ها را با بارگذاری‌های هیدرولیکی متفاوت دشوار می‌سازد. بدین سبب آزمایش در فازهای متفاوتی انجام شد که به‌اختصار در جدول ۳-۳ ذکر شده است.

لازم به ذکر است که بررسی اثر شرایط سکون و نیز رشد جلبک بر عملکرد صافی‌ها، در دستور کار اولیه قرار نداشت و مشاهدات جدید منجر به طراحی آزمایش‌هایی به‌منظور سنجش این اثرات شد.

جدول ۳-۳: فازهای آزمایش

فاز	ویژگی
اول	بررسی اثر بارگذاری هیدرولیکی متفاوت بر عملکرد صافی‌ها در حذف کل جامدات معلق
دوم	بررسی اثر رشد جلبک بر کدورت خروجی صافی‌ها
سوم	مقایسه‌ی خروجی صافی با مدیای گردگوشه و تیزگوشه در بارگذاری هیدرولیکی یکسان
چهارم	اثر شرایط سکون ^۱ بر کدورت خروجی صافی‌ها
پنجم	مقایسه‌ی اثر شرایط سکون بر خروجی صافی‌های سنگی با مدیای گردگوشه و تیزگوشه

^۱ quiescence

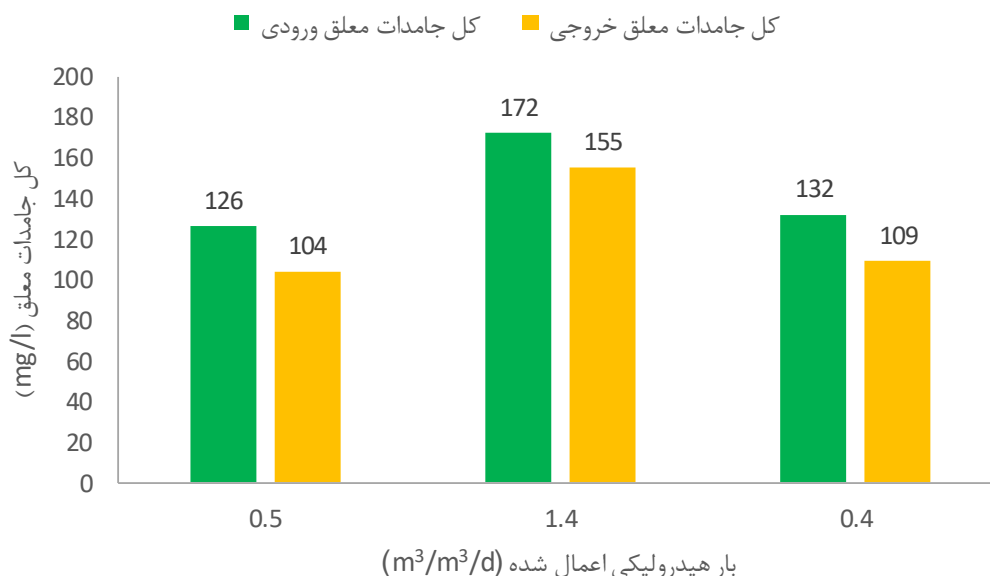
فصل ۴) نتایج و بحث

۱-۴) مقدمه

در فصول گذشته فرضیات پژوهش و روند انجام آزمایش به منظور راستی‌آزمایی هر یک از فرضیات مطرح شد. شرح فازهای متفاوت آزمایشی و نتایج به دست آمده، موضوع فصل پیش رو است.

۲-۴) فاز اول

جهت سنجش اثر بار هیدرولیکی متفاوت بر عملکرد صافی‌ها در حذف کل جامدات معلق، بارهای هیدرولیکی ۰/۴ و ۰/۵ و ۱/۴ ($m^3/m^3/d$) بر صافی سنگی A و B اعمال شد. نتایج حاصل از آزمایش در شکل ۱-۴ و متوسط حذف کل جامدات معلق در جدول ۱-۴ آمده است.



شکل ۱-۴: کل جامدات معلق ورودی و خروجی با اعمال بارهای هیدرولیکی متفاوت

نتایج به دست آمده نشان می‌دهد افزایش قابل توجه بار هیدرولیکی، سبب کاهش بازده صافی‌های سنگی در حذف جامدات معلق می‌شود که با نتایج پیشین [۵۸] سازگار است. بنابراین اهمیت کاهش بار هیدرولیکی اعمال شده بر صافی‌های سنگی، بار دیگر تأیید می‌شود. همچنین، تفاوتی میان کیفیت

خروجی صافی سنگی A و B با دو مدیای متفاوت مشاهده نشد که می‌تواند به دلیل بار هیدرولیکی زیادی باشد که به آن‌ها اعمال شده است.

جدول ۴-۱: درصد حذف کل جامدات معلق با اعمال بارهای هیدرولیکی متفاوت

متوسط حذف کل جامدات معلق (درصد)	بار هیدرولیکی اعمال شده ($m^3/m^3/d$)
۱۷	۰/۴
۱۷	۰/۵
۱۰	۱/۴

لازم به توضیح است که درصد حذف کم صافی‌های مورد آزمایش در مقایسه با حذف ۶۰ درصدی مشاهده شده در تحقیقات دیگر [۵۸] ناشی از طول به نسبت کمتر صافی‌ها - ۸۰ سانتی‌متر در مقابل



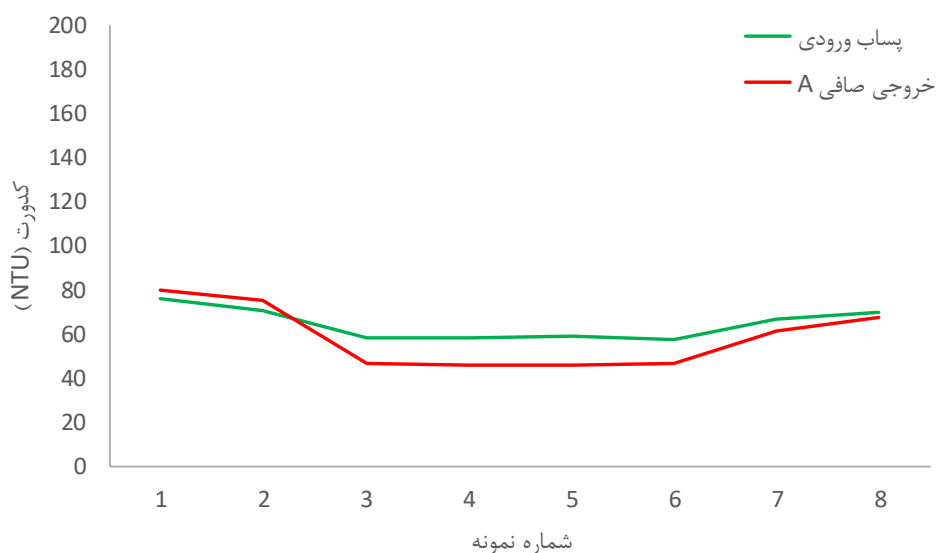
شکل ۴-۲: خروجی تصفیه‌خانه (سمت راست) در مقایسه با خروجی صافی B (سمت چپ)

۸ متر – است که موجب می‌شود پساب از سطوح کمتری از سنگ‌ها عبور کند و در نتیجه حذف کمتری صورت گیرد.

۳-۴) فاز دوم

به‌منظور بررسی اثر رشد جلبک بر عملکرد صافی‌ها، ابتدا آزمایش‌ها در حالی انجام شد که زیست‌لایه به‌روی سنگ‌ها وجود نداشت. با شروع جریان پساب در صافی‌ها و رشد جلبک بر سطح سنگ‌ها، آزمایش‌ها پس از ۷ هفته تکرار شد.

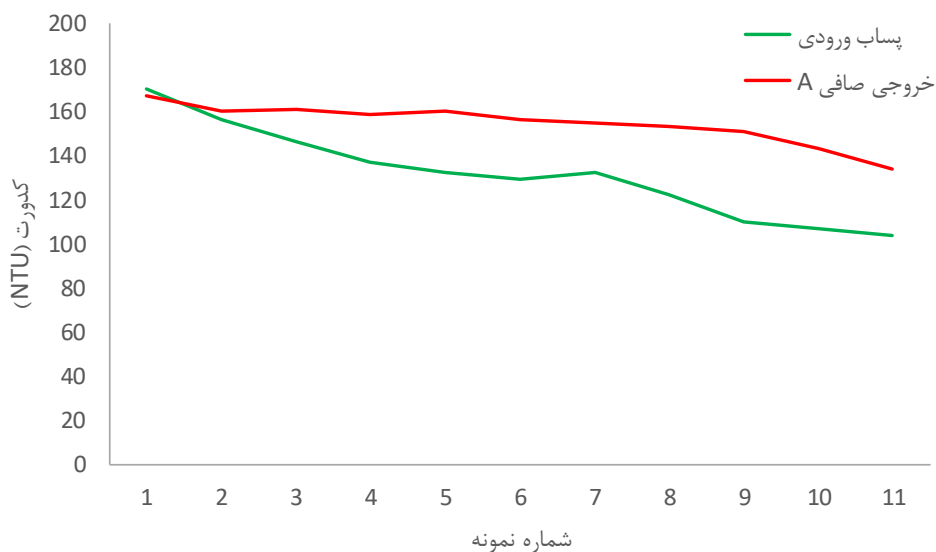
در ابتدای آزمایش، بارگذاری هیدرولیکی صافی سنگی A در حدود $4 \text{ (m}^3/\text{m}^3/\text{d})$ و چند برابر بارگذاری هیدرولیکی پیشنهادی – در حدود $0.5 \text{ (m}^3/\text{m}^3/\text{d})$ – برای این صافی‌ها بود. در ادامه، مقدار بارگذاری به مقدار پیشنهادی نزدیک شد. هنگامی که سطوح سنگ‌ها فاقد زیست‌لایه بود، حتی با وجود بارگذاری هیدرولیکی بیش از اندازه، کدورت خروجی صافی سنگی A کمتر از کدورت پساب ورودی بوده که نشان‌دهنده‌ی حذف کدورت توسط این صافی است (شکل ۳-۴).



شکل ۳-۴: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی A بدون وجود زیست‌لایه با کدورت پساب ورودی به صافی. نمونه‌گیری با فواصل زمانی تقریباً یک ساعت

با تکرار آزمایش‌ها، پس از ۷ هفته و تشکیل زیست‌لایه بر سطوح سنگ‌ها، مقدار کدورت خروجی صافی A همواره بیش از کدورت پساب برکه‌ی تثبیت بوده است (شکل ۴-۴).

بنا بر مشاهدات می‌توان گفت، تشکیل زیست‌لایه بر سطوح سنگ‌ها بر افزایش کدورت خروجی مؤثر است. برای بررسی این مورد، آزمایش دیگری طراحی شد که شرح آن در فاز چهارم آمده است.

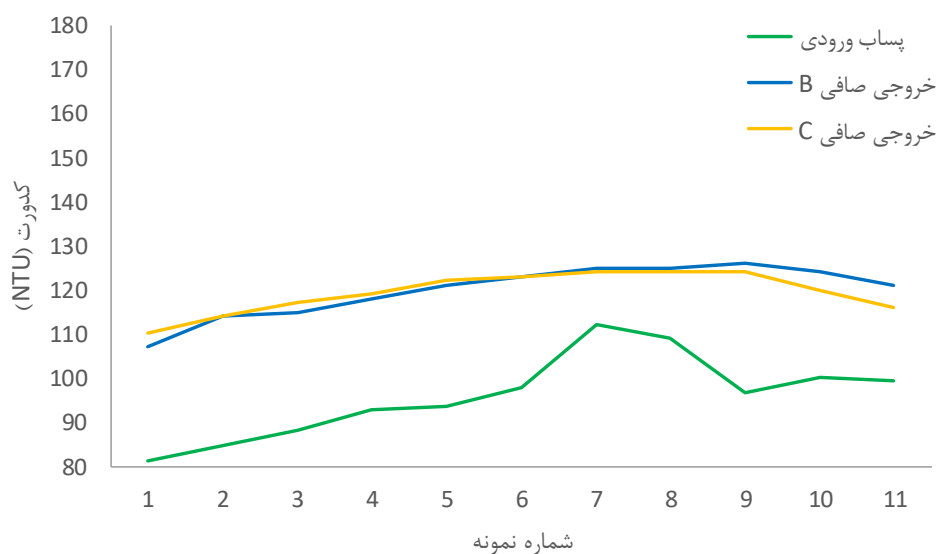


شکل ۴-۴: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی A با وجود زیست‌لایه با کدورت پساب ورودی به صافی. نمونه‌گیری با فواصل زمانی تقریباً سی دقیقه

۴-۴) فاز سوم

در فاز سوم عملکرد صافی سنگی گردگوشه (B) و تیزگوشه (C) با اعمال بار هیدرولیکی یکسان سنجیده شد. به‌منظور کاهش اثر تغییرات تدریجی کدورت پساب واردشده به صافی‌ها، شناور مخزن ۱۵۰ لیتری برای مدتی بسته نگه داشته شد؛ همچنین جهت محدود کردن اثر ته‌نشینی جلبک و در نتیجه افزایش چشمگیر کدورت واردشده به صافی‌ها، این شناور در فواصل زمانی یکسانی باز و بسته می‌شد تا تغییرات ۴۰ درصدی کدورت پساب ورودی بر این فاز اثرگذار نباشد.

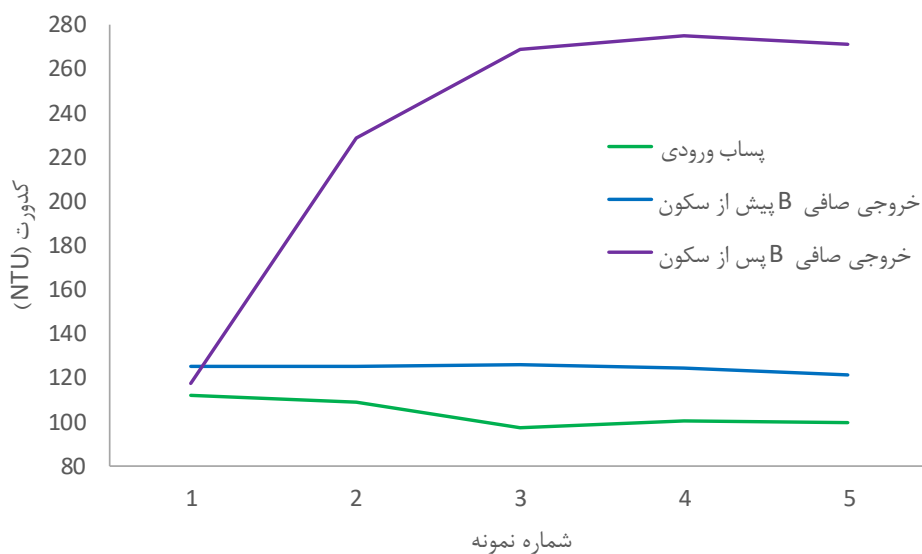
نتیجه‌ی آزمایش‌های فاز سوم نشان داد تفاوت چشمگیری میان کدورت خروجی صافی B (حاوی مدیای گردگوشه) در مقایسه با صافی C (حاوی مدیای تیزگوشه) وجود ندارد (شکل ۴-۵).



شکل ۴-۵: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی سنگی B و C با اعمال بار هیدرولیکی یکسان ($HLR \approx 1.4 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$)

۴-۵) فاز چهارم

عملکرد صافی سنگی گردگوشه (B) و تیزگوشه (C) پس از طی مدت ۱۴ ساعت سکون (قطع جریان) مورد بررسی قرار گرفت. پنداشته می‌شد درصد حذف کدورت در این حالت بیش از زمان برقراری جریان باشد؛ زیرا جلبک‌ها در این مدت ته‌نشین شده و بر سطوح سنگ‌ها می‌چسبند.



شکل ۴-۶: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی سنگی B پیش از اعمال شرایط سکون ($HLR \approx 1.4 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$) و پس از ۱۴ ساعت سکون ($HLR \approx 0.4 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$)

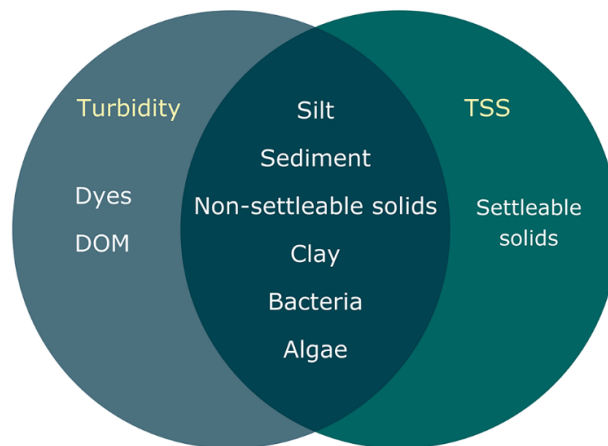
برخلاف انتظار، مشاهده شد که مقدار کدورت خروجی صافی B پس از شرایط سکون، بیشتر از پیش است (شکل ۴-۶).

لازم به توضیح است در شکل ۴-۶، مقادیر نمایش داده شده برای کدورت پساب ورودی، مقادیر کدورت اندازه‌گیری شده در روز قبل است؛ زیرا با در نظر گرفتن زمان ماند هیدرولیکی پساب در صافی، هنوز این پساب به خروجی نرسیده است. این محور تنها به منظور مقایسه‌ی نسبی کدورت پساب ورودی با خروجی صافی‌ها ترسیم شده است. برقراری جریان در صافی B (پس از ۱۴ ساعت سکون) موجب هدایت جریان پساب تصفیه شده‌ی درون صافی، به بیرون شده است. مشاهده می‌شود که مقدار کدورت پس از سپری شدن زمان سکون، ابتدا از مقداری برابر با کدورت اندازه‌گیری شده در روز قبل (پساب باقی‌مانده در انتهای صافی) شروع می‌شود و سپس افزایش می‌یابد؛ این پدیده نشان می‌دهد در میانه‌های صافی - در جایی که پساب با سطوح سنگ تماس بیشتری داشته - مقدار کدورت افزایش چشمگیری یافته و با برقراری جریان، به خروجی صافی منتقل شده است.

به منظور سنجش صحت نتایج به دست آمده از فاز دوم و پنجم، مقدار TSS ورودی و خروجی بر طبق استاندارد 2540 D [۲۹] اندازه‌گیری شد که حذف ۱۷ درصدی کدورت در خروجی صافی B پس از سپری شدن شرایط سکون را نسبت به خروجی همین صافی پیش از سکون نشان داد. بنابراین مطابق با تحقیقات پیشین، با کاهش نرخ بارگذاری هیدرولیکی و افزایش زمان ماند هیدرولیکی، مقدار کل جامدات معلق کاهش می‌یافت اما مقدار کدورت در همین شرایط افزایش پیدا می‌کرد. در نتیجه، عامل دیگری به جز جلبک و سایر جامدات معلق بر مقدار کدورت خروجی اثر گذار بوده است. با در نظر گرفتن آن که طی عبور پساب از صافی، چیزی از بیرون به آن اضافه نشده، افزایش کدورت تنها ناشی از فرآیندهایی است که درون صافی رخ داده است. با توجه به آن که فرآیند فیزیکی ته‌نشینی درون صافی‌ها، با کاهش نرخ بارگذاری هیدرولیکی و افزایش زمان ماند هیدرولیکی (طی شرایط سکون) سبب

کاهش مقدار کل جامدات معلق می‌شود - که در آزمایش TSS هم نشان داده شد - می‌توان نتیجه گرفت فرآیند دیگری زمینه‌ساز افزایش کدورت شده که با افزایش زمان ماند، اثر آن بیشتر می‌شود.

در بررسی عوامل اثرگذار بر مقدار کل جامدات معلق و کدورت، به‌رغم وجود اشتراک، به تفاوت‌هایی نیز برمی‌خوریم که در شکل ۴-۷ نشان داده شده است.



شکل ۴-۷: وجوه اشتراک و تفاوت میان مقدار کل جامدات معلق و کدورت

همانطور که در شکل مشاهده می‌شود، یکی از وجوه تفاوت کل جامدات معلق و کدورت، جامداتی است که ته‌نشین می‌شوند. ذرات ته‌نشین شده هر چند بر مقدار TSS اثر می‌گذارند، خارج از مسیر تابش نور قرار می‌گیرند و بر سنجش کدورت اثری نمی‌گذارند. شرایط سکون موجب ته‌نشینی و در نتیجه کاهش مقدار TSS می‌شود اما این موضوع، توجیهی برای افزایش کدورت خروجی نیست.

مواد آلی محلول (DOM)^۱ ترکیبی از مولکول‌های دارای جرم مولی ۵۰۰ تا 1×10^6 (g/mol) هستند و بیشتر از ترکیبات شبه‌پلیمری آروماتیک و آلیفاتیک تشکیل شده‌اند [۵۹]. به‌منظور جداسازی آن‌ها از جامدات معلق، ترکیب آن‌ها را از صافی 0.45 (μm) [۶۰] و یا از صافی 0.22 (μm) [۶۱] می‌گذرانند.

^۱ Dissolved Organic Matter

مواد آلی محلول کروموفوریک (CDOM^۱) بخشی از DOM است که می‌تواند پرتوی خورشیدی را جذب کند. کروموفورها پرتوی فرابنفش و ترکیبات آن‌ها، پرتوی خورشیدی <math>270 < \text{nm}</math> را جذب می‌کنند. CDOM بخش مهمی از کربن آلی محلول (DOC^۲) را تشکیل می‌دهد. بخش اصلی CDOM را مواد هیومیک^۳ شامل می‌شود [۶۲].

منشأ اصلی DOM در زیست‌بوم آبی، تجزیه‌ی مواد ناشی از گیاهان زمینی (ریشه‌دار در زمین) و نیز تجزیه‌ی ماکروفیت‌ها^۴ و فیتوپلانکتون‌هاست [۶۳]. ماکرو جلبک‌های^۵ سبز و قرمز نیز CDOM ترشح می‌کنند هرچند که نرخ ترشح آن‌ها از جلبک‌های سبز کمتر است [۶۴]. وجود ارتباطی بامعنی میان غلظت مواد زرد رنگ با میزان کلروفیل فیتوپلانکتون در آب‌های اقیانوسی مولد، تأیید شده است [۶۵]. بنا بر آن چه گفته شد، CDOM طیفی از نور را جذب کرده و به آب یا پساب رنگ‌های چون زرد، سبز و قهوه‌ای می‌بخشد و از صافی نیز می‌گذرد. پس عاملی مؤثر در تغییر کدورت است بدون آن که به‌روی مقدار کل جامدات معلق اثرگذار باشد. بنا بر مشاهدات صورت گرفته هنگام سنجش TSS، در خروجی صافی میکروفیبر شیشه‌ای Whatman مواد سبز و زرد رنگی وجود داشت که می‌توان به CDOM نسبت داد. البته با توجه به امکان وجود نقص در صافی استفاده شده، نمی‌توان در رابطه با صحت و دقت نتایج به‌دست آمده از آزمایش با اطمینان سخن گفت. با وجود این، تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که حضور مقادیری از CDOM سبب خوانش کمتر از حد کدورت می‌شود و نه بیشتر [۵۰، ۶۶].

زمانی که محیط آب غنی از مواد غذایی آلی است، لایه‌های میکروبی^۶ شامل باکتری، قارچ، جلبک، پروتوزوا^۷ و گاهی کرم و حشره به‌سرعت رشد می‌کنند. در صافی‌های چکنده از این لایه‌های میکروبی

^۱ Chromophoric Dissolved Organic Matter

^۲ Dissolved Organic Carbon

^۳ humic

^۴ macrophytes

^۵ macroalgae

^۶ microbial films

^۷ protozoa

برای کاهش مواد آلی در آب استفاده می‌شود [۶۷]. بیش از ۲۰۰ گونه باکتری، قارچ، جلبک، پروتوزوا، کرم و حشره به‌روی صافی‌های چکنده شناسایی شده است [۶۸]. قارچ و جلبک بخش اعظمی از مواد اساسی چسبیده به سطح را تشکیل می‌دهند و باکتری و پروتوزا، رو یا درون آن‌ها گسترش می‌یابد [۶۹]. با تجمع پلی‌ساکارید، ضخامت لایه تا آن‌جا که جلبک بتواند رشد و تولید مثل کند و از مواد غذایی موجود در فاضلاب بهره‌بردارد، افزایش می‌یابد. پس از آن، در ابتدا به دلیل افزایش پروتوزوا و سپس افزایش ضخامت زیست‌لایه - که موجب کاهش اکسیژن و مواد غذایی در دسترس و مرگ و میر می‌شود - جمعیت باکتری کاهش چشمگیری می‌یابد. بدین سبب و نیز به دلیل فشار هیدرولیکی، لایه‌ی موجود جدا شده و لایه‌ی جدیدی ایجاد می‌شود [۶۷]. بنابراین، ممکن است لایه‌ی جدا شده از سطوح سنگ، عامل افزایش کدورت باشد. با افزایش زمان ماند، مرگ و میر لایه‌های میکروبی نیز بیشتر می‌شود که می‌تواند توجیه مناسبی برای نتایج حاصل شده در فاز پنجم آزمایش باشد. با این حال، علاوه بر افزایش کدورت - ناشی از مرگ و میر میکروب‌ها و کنده شدن لایه‌ی میکروبی - ممکن است میزان کل جامدات معلق در خروجی نیز افزایش یابد.

صافی‌های میکروفیبر شیشه‌ای که در بسیاری از استانداردها از جمله استاندارد D. 2450 برای جداسازی ذرات معلق از محلول توصیه شده است، گاهی عملکرد مناسبی در حذف باکتری‌ها از خود نشان نمی‌دهد؛ به‌طوری که صافی‌های GF/C حدود ۴۵ تا ۹۰ درصد باکتری‌های هتروتروف^۱ و صافی‌های GF/F در حدود ۷ تا ۲۶ درصد باکتری‌های هتروتروف را از خود عبور می‌دهند [۷۰]. بنابراین احتمال آن که وجود باکتری و جلبک، موجب گزارش بیش از انتظار کدورت خروجی شده باشند هست.

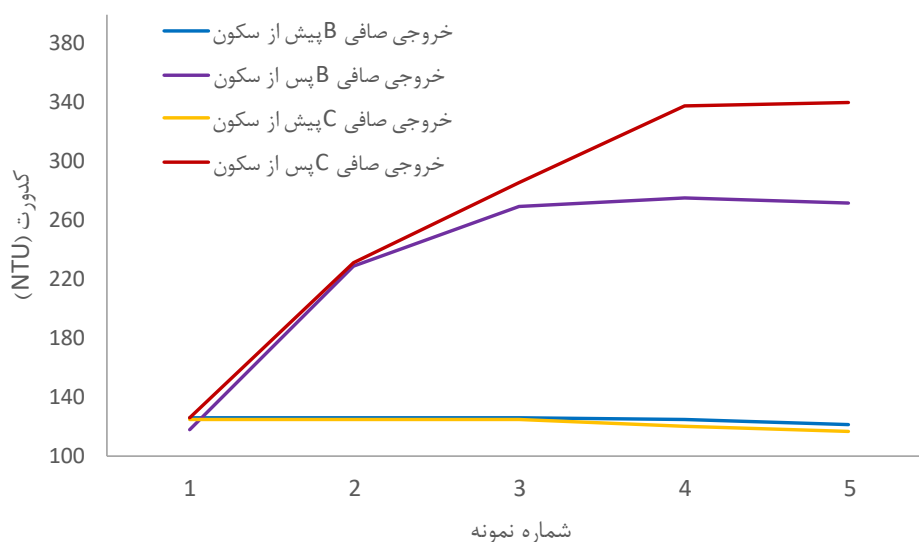
۴-۶) فاز پنجم

مقایسه‌ی میان کدورت پساب صافی سنگی گردگوشه (B) و تیزگوشه (C) پس از طی مدت ۱۴ ساعت سکون (قطع جریان). نتایج آزمایش‌های پیشین، تفاوت چشمگیری میان خروجی صافی‌های

^۱ heterotroph

سنگی تیز گوشه و گرد گوشه با اعمال نرخ‌های بارگذاری هیدرولیکی متفاوت نشان نداد. از طرفی، مشاهده شد که اعمال شرایط سکون موجب افزایش کدورت خروجی صافی سنگی می‌شود. جهت بررسی اثر شرایط سکون بر افزایش کدورت صافی‌های گرد گوشه و تیز گوشه، ابتدا بار یکسان به مدت ۶ ساعت بر صافی‌های B و C اعمال شد تا خروجی آن‌ها کدورت یکسانی داشته باشد. سپس، صافی‌ها به مدت ۱۴ ساعت در شرایط سکون رها شدند و نمونه‌گیری پس از طی این مدت انجام شد.

نتایج حاکی از آن است که کدورت خروجی صافی سنگی تیز گوشه C، به‌طور قابل ملاحظه‌ای از کدورت خروجی صافی سنگی گرد گوشه‌ی B بیشتر است (شکل ۴-۸).



شکل ۴-۸: مقایسه‌ی کدورت خروجی صافی B و C، پیش و پس از شرایط سکون

طبق آنچه گفته شد، افزایش کدورت ناشی از فعالیت‌های بیولوژیکی به‌روی سطوح صافی‌های سنگی بوده است. می‌توان احتمال داد که سطوح شکسته‌ی پرتعداد صافی تیز گوشه در قیاس با سطح به‌نسبت صاف سنگ گرد گوشه، سبب تشکیل زیست‌لایه‌ی بیشتر و در نتیجه، فعالیت بیولوژیک بیشتر شده است.

فصل ۵) نتیجه‌گیری و پیشنهاد

۵-۱) مقدمه

در فصل پیش رو، نتایج حاصل از پژوهش به طور خلاصه ذکر شده و صحت فرضیات مطرح شده با در نظر گرفتن اهداف پژوهش مورد بررسی قرار گرفته است.

۵-۲) نتیجه گیری

نتایج پژوهش مناسب بودن صافی‌های سنگی به عنوان روشی آسان و کم‌هزینه برای حذف جامدات معلق از خروجی برکه‌های تثبیت را تأیید کرد. همچنین رابطه‌ای معکوسی میان بار هیدرولیکی وارد شده به صافی‌ها و بازده حذف جامدات معلق مشاهده شد.

در آزمایش‌های انجام شده، تفاوت قابل ملاحظه‌ای میان بازده حذف TSS با مدیای گردگوشه و مدیای تیزگوشه مشاهده نشد. با در نظر گرفتن هزینه‌ی بیشتری که تهیه و حمل سنگ شکسته نسبت به سنگ رودخانه‌ای دارد، می‌توان گفت سنگ رودخانه‌ای گزینه‌ی مناسب‌تری برای ساخت واحد عملیاتی زلال‌ساز به منظور حذف جلبک است.

نتایج حاصل از آزمایش‌ها بیانگر آن است که صافی سنگی تنها در ابتدا - پیش از تشکیل زیست‌لایه - موجب حذف کدورت می‌شوند و رشد زیست‌لایه، کدورت خروجی را افزایش می‌دهد. همچنین، با اعمال بارهای هیدرولیکی بیش از $1 \text{ (m}^3/\text{m}^3/\text{d})$ ، تفاوتی میان کدورت پساب مدیای گردگوشه و تیزگوشه وجود ندارد. اما با کاهش بار هیدرولیکی و افزایش زمان ماند، کدورت به طور چشمگیری افزایش پیدا می‌کند. این موضوع می‌تواند به دلیل افزایش مرگ و میر میکرواورگانیزم‌های چسبیده به سطوح سنگ‌ها باشد. برای اثبات علت افزایش کدورت، نیاز به انجام آزمایش‌های میکروبی است.

با توجه به آنچه گفته شد، کدورت نمی‌تواند پارامتر مناسبی برای ارزیابی عملکرد صافی‌های سنگی باشد؛ زیرا مقدار کدورت از رشد زیست‌لایه بر سطوح سنگ اثر می‌پذیرد و دقت اندازه‌گیری را کاهش می‌دهد.

۳-۵) پیشنهاد

با توجه به آن که بازده حذف جامدات معلق توسط صافی‌ها با افزایش بار هیدرولیکی اعمال شده به آن‌ها کاهش می‌یابد، بارگذاری هیدرولیکی نزدیک به مقدار توصیه شده $0.3 \text{ (m}^3/\text{m}^3/\text{d)}$ ممکن است تفاوت روشنی را میان عملکرد مدیای تیزگوشه در مقایسه با مدیای گردگوشه نشان دهد. بنابراین تکرار آزمایش‌ها با اعمال بار هیدرولیکی کمتر و نزدیک به حدود توصیه شده پیشنهاد می‌شود.

همان‌طور که ذکر شد، رشد زیست‌لایه بر سطوح سنگ‌ها موجب تغییر در روند حذف کدورت توسط صافی‌ها می‌شود. برای تعیین عامل یا عواملی که موجب افزایش کدورت شده‌اند، نیاز به انجام آزمایش‌های میکروبی از سطح سنگ‌ها و خروجی صافی‌ها است.

محدودیت ابعاد مدل آزمایشگاهی ساخته شده سبب شد نتایج به دست آمده از حذف جامدات معلق، تفاوت قابل ملاحظه‌ای با نمونه‌های واقعی و اجرایی داشته باشد. پیشنهاد می‌شود آزمایش‌ها با واحدهایی با مشخصات نزدیک به مدل واقعی - به خصوص طول صافی که پارامتری تعیین‌کننده در حذف جلبک است - تکرار شوند تا با افزایش حذف جامدات معلق، تفاوت میان بازده صافی‌ها با اعمال بارهای هیدرولیکی و مدیای متفاوت واضح‌تر باشد.

مراجع

1. UN, "Water scarcity: International Decade for Action 'Water for Life' 2005-2015", <http://www.un.org/waterforlifedecade/scarcity.shtml> (accessed 27.12.2016).
2. Gassert F., Reig P., Luo T. and Maddocks A. (2013). "Aqueduct country and river basin rankings: a weighted aggregation of spatially distinct hydrological indicators", **World Resour. Inst.**, Available at: <http://wri.org/publication/aqueduct-country-river-basin-rankings>.
3. USEPA (2002). "Rock Media Polishing Filter for Lagoons", Office of Water, Washington, DC, USA.
4. Mara D. and Johnson M. (2007). "Waste stabilization ponds and rock filters: solutions for small communities", **Water Sci. Technol.**, **55**, **7**, 103-107.
5. USEPA (2011). "Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers", Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Land Remediation and Pollution Control Division, Cincinnati, OH, USA.
6. Bahadori A. and Smith S. T. (2016). "**Dictionary of Environmental Engineering and Wastewater Treatment**", Springer.
7. Crites R. W., Middlebrooks E. J. and Bastian R. K. (2014). "**Natural wastewater treatment systems**", Second Edition, CRC Press.
8. USEPA (1979). "History of land application as a treatment alternative", Office of Water Program Operations, Washington, DC, USA.
9. USGOV (1972). "Clean Water Act of 1972", USA.
10. Mara D. D., Mills S., Pearson H. and Alabaster G. (1992). "Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems", **Water Environ. J.**, **6**, **3**, 72-78.
11. Spellman F. R. and Drinan J. E. (2014). "**Wastewater Stabilization Ponds**", CRC Press.
12. Gloyna E. F. (1971). "**Waste stabilization ponds**", World Health Organization, Geneva.
13. Mara D. (2008). "Waste stabilization ponds: a highly appropriate wastewater treatment technology for Mediterranean countries", pp. 113-123, In: "**Efficient Management of Wastewater**", Springer.
14. Mara D. (2013). "**Domestic wastewater treatment in developing countries**", Routledge.
15. Racault Y. (1997). "**Le lagunage naturel: les leçons tirées de 15 ans de pratique en France**" (*The natural lagoons: the lessons of 15 years of practice in France*), First Edition, Tec et Doc - Lavoisier.
16. Racault Y. and Boutin C. (2005). "Waste stabilisation ponds in France: state of the art and recent trends", **Water Sci. Technol.**, **51**, **12**, 1-9.
17. Azarian G., Mesdaghinia A., Vaezi F., Nabizadeh R. and Nematollahi D. (2007). "Algae removal by electro-coagulation process, application for treatment of the effluent from an industrial wastewater treatment plant", **Iran. J. Public Health**, **36**, **4**, 57-64.
18. Naddafi K., Hassanvand M., Dehghanifard E., Razi D. F., Mostofi S., Kasaei N., Nabizadeh R. and Heidari M. (2009). "Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in Arak-Iran", **Iran. J. Environ. Health Sci. Eng.**, **6**, **1**, 41-46.
19. Abbassi B. and Al Baz I. (2008). "Integrated wastewater management: a review", pp. 29-40, In: "**Efficient Management of Wastewater**", Springer.

20. Tangsubkul N., Beavis P., Moore S., Lundie S. and Waite T. (2005). "Life cycle assessment of water recycling technology", **Water Resour. Manage.**, **19**, **5**, 521-537.
21. Von Sperling M. (2007). "**Biological Wastewater Treatment: Waste stabilisation ponds**", Vol. 3, IWA publishing, London, UK.
22. Gandy A. F. and Gandy E. T. (1980). "**Microbiology for environmental scientists and engineers**", McGraw-Hill.
23. Paterson C. and Curtis T. (2005). "Physical and chemical environments", pp. 49-65, In: "**Pond Treatment Technology**", Shilton A (ed.), IWA Publishing, London, UK.
24. König A. (2000). "Biología de las lagunas de estabilización: algas" (*Biology of stabilization ponds: algae*), pp. 44-67, In: "**Sistemas de Lagunas de Estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**", McGraw Hill.
25. Mara D. D., Alabaster G., Pearson H. and Mills S. (1992). "**Waste Stabilisation Ponds: a design manual for eastern Africa**", Lagoon Technology.
26. Johnson M. L. and Mara D. D. (2007). "Ammonia removal from facultative pond effluents in a constructed wetland and an aerated rock filter: performance comparison in winter and summer", **Water Environ. Res.**, **79**, **5**, 567-570.
27. Hickey C. W., Quinn J. M. and Davies-Colley R. J. (1989). "Effluent characteristics of domestic sewage oxidation ponds and their potential impacts on rivers", **N. Z. J. Mar. Freshwater Res.**, **23**, **4**, 585-600.
28. Saidam M., Ramadan S. and Butler D. (1995). "Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters", **Water Sci. Technol.**, **31**, **12**, 369-378.
29. APHA (1999). "**Standard methods for the examination of water and wastewater**", Twentieth Edition, American Public Health Association, Washington, DC, USA.
30. Metcalf E. and EDDY M. (2014). "**Wastewater engineering: treatment and Resource recovery**", Fifth Edition, McGraw-Hill Education, NY, USA.
31. USEPA (1993). "Method 180.1 Determination of turbidity by nephelometry", Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA.
32. Fries J. S., Noble R. T., Paerl H. W. and Characklis G. W. (2007). "Particle suspensions and their regions of effect in the Neuse River Estuary: implications for water quality monitoring", **Estuaries Coasts**, **30**, **2**, 359-364.
33. Schwarz K., Gocht T. and Grathwohl P. (2011). "Transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in highly vulnerable karst systems", **Environ. Pollut.**, **159**, **1**, 133-139.
34. Udy J., Gall M., Longstaff B., Moore K., Roelfsema C., Spooner D. and Albert S. (2005). "Water quality monitoring: a combined approach to investigate gradients of change in the Great Barrier Reef, Australia", **Mar. Pollut. Bull.**, **51**, **1**, 224-238.
35. Rügner H., Schwientek M., Beckingham B., Kuch B. and Grathwohl P. (2013). "Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments", **Environ. Earth. Sci.**, **69**, **2**, 373-380.
36. Middlebrooks E. J., Porcella D. B., Gearheart R. A., Marshall G. R., Reynolds J. H. and Grenney W. J. (1974). "Techniques for algae removal from wastewater stabilization ponds", **Water Pollut. Control Fed.**, **46**, **12**, 2676-2695.

37. Parkhill K. L. and Gulliver J. S. (2002). "Effect of inorganic sediment on whole-stream productivity", **Hydrobiologia**, **472**, **1**, 5-17.
38. Grayson R., Finlayson B. L., Gippel C. and Hart B. (1996). "The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads", **J. Environ. Manage.**, **47**, **3**, 257-267.
39. Ko F.-C. and Baker J. E. (2004). "Seasonal and annual loads of hydrophobic organic contaminants from the Susquehanna River basin to the Chesapeake Bay", **Mar. Pollut. Bull.**, **48**, **9**, 840-851.
40. Middlebrooks E. (1995). "Upgrading pond effluents: an overview", **Water Sci. Technol.**, **31**, **12**, 353-368.
41. Mara D. (2006). "**Natural Wastewater Treatment**", Aqua Enviro Technology Transfer, Wakefield, UK.
42. Middlebrooks E. (1988). "Review of rock filters for the upgrade of lagoon effluents", **Water Pollut. Control Fed.**, **60**, **9**, 1657-1662.
43. Neder K., Carneiro G., Queiroz T. and De Souza M. (2002). "Selection of natural treatment processes for algae removal from stabilisation ponds effluents in Brasilia, using multicriterion methods", **Water Sci. Technol.**, **46**, **4-5**, 347-354.
44. USEPA (1983). "Design manual: Municipal wastewater stabilization ponds", Office of Water, Cincinnati, OH, USA.
45. Swanson G. R. and Williamson K. J. (1980). "Upgrading lagoon effluents with rock filters", **J. Environ. Eng. Div.**, **106**, **6**, 1111-1129.
46. Stamberg J. (1984). "Simple rock filter upgrades lagoon effluent to AWT quality in West Monroe, Louisiana", 57th Conf. Water Pollution Control Federation, New Orleans, LA, USA.
47. FAO (2003). "User manual for irrigation with treated wastewater", Regional Office for the Near East, Cairo, Egypt.
48. Middlebrooks E., Adams V., Bilby S. and Shilton A. (2005). "Solids removal and other upgrading techniques", pp. 218-249, In: "**Pond Treatment Technology**", Shilton A (ed.), IWA Publishing, London, UK.
49. Mara D. D. and Johnson M. L. (2006). "Aerated rock filters for enhanced ammonia and fecal coliform removal from facultative pond effluents", **J. Environ. Eng.**, **132**, **4**, 574-577.
50. von Sperling M. (2015). "Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB–maturation ponds–coarse filter; UASB–horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system)", **Water Sci. Technol.**, **71**, **3**, 329-337.
51. Google-Maps, "Neyshabour WSP", <https://goo.gl/vUEbi9> (accessed 27.12.2016).
52. Cauchie H.-M., Salvia M., Weicherding J., Thomé J.-P. and Hoffmann L. (2000). "Performance of a single-cell aerated waste stabilisation pond treating domestic wastewater: a three-year study", **Int. Rev. Hydrobiol.**, **85**, **2**, 231-251.
53. Abbas H., Nasr R. and Seif H. (2006). "Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency", **Ecol. Eng.**, **28**, **1**, 25-34.
54. Persson J. and Wittgren H. B. (2003). "How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds", **Ecol. Eng.**, **21**, **4**, 259-269.
55. Short M., Cromar N. J. and Fallowfield H. (2010). "Hydrodynamic performance of pilot-scale duckweed, algal-based, rock filter and attached-growth media reactors used for waste stabilisation pond research", **Ecol. Eng.**, **36**, **12**, 1700-1708.

56. Zhao Q. and Zhang Z. (1991). "Temperature influence on performance of oxidation ponds", **Water Sci. Technol.**, **24**, **5**, 85-96.
57. Arceivala S. J. (1983). "Discussion of "Hydraulic Modeling for Waste Stabilization Ponds" by Raymond A. Ferrara and Donald RF Harleman (August, 1981)", **J. Environ. Eng.**, **109**, **1**, 265-268.
58. von Sperling M., de Andrada J. G. B. and de Melo Júnior W. R. (2007). "Coarse filters for pond effluent polishing: comparison of loading rates and grain sizes", **Water Sci. Technol.**, **55**, **11**, 121-126.
59. Bracchini L., Cózar A., Dattilo A. M., Loiselle S. A., Tognazzi A., Azza N. and Rossi C. (2006). "The role of wetlands in the chromophoric dissolved organic matter release and its relation to aquatic ecosystems optical properties. A case of study: Katonga and Bunjako Bays (Victoria Lake; Uganda)", **Chemosphere**, **63**, **7**, 1170-1178.
60. Akkanen J., Lyytikäinen M., Tuikka A. and Kukkonen J. V. (2005). "Dissolved organic matter in pore water of freshwater sediments: Effects of separation procedure on quantity, quality and functionality", **Chemosphere**, **60**, **11**, 1608-1615.
61. Huovinen P., Penttilä H. and Soimasuo M. (2003). "Spectral attenuation of solar ultraviolet radiation in humic lakes in Central Finland", **Chemosphere**, **51**, **3**, 205-214.
62. Wetzel R. G. (2001). "**Limnology: lake and river ecosystems**", Third Edition, Academic Press.
63. Kirk J. T. (1994). "**Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**", Second Edition, Cambridge University Press.
64. Hulatt C. J., Thomas D. N., Bowers D. G., Norman L. and Zhang C. (2009). "Exudation and decomposition of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) from some temperate macroalgae", **Estuarine, Coastal Shelf Sci.**, **84**, **1**, 147-153.
65. Kopelevich O. V. and Burenkov V. I. (1977). "Relation between the spectral values of the light absorption coefficients of sea water, phytoplanktonic pigments, and the yellow substance", **Oceanology**, **17**, 278-282.
66. Chen Z., Hu C. and Muller-Karger F. (2007). "Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery", **Remote Sens. Environ.**, **109**, **2**, 207-220.
67. Mack W., Mack J. and Ackerson A. (1975). "Microbial film development in a trickling filter", **Microb. Ecol.**, **2**, **3**, 215-226.
68. Cooke W. (1959). "Trickling filter ecology", **Ecology**, **40**, **2**, 273-291.
69. Cooke W. B. and Hirsch A. (1958). "Continuous sampling of trickling filter populations: II. Populations", **Sewage Ind. Wastes**, **30**, **2**, 138-156.
70. Moran X. A., Gasol J. M., Arin L. and Estrada M. (1999). "A comparison between glass fiber and membrane filters for the estimation of phytoplankton POC and DOC production", **Mar. Ecol.: Prog. Ser.**, **187**, 31-41.

Abstract

Stabilization ponds are one of the simplest and low-cost wastewater treatment technologies. They are common in many countries around the world and produce effluents with desirable quality. However, the concentration of algae in the wastewater stabilization ponds (WSP) effluents are high which can limit their applications when a high-quality effluent is required. Rock filters are one of the methods for algae removal from WSP effluents. Low operation and maintenance (O&M) costs made rock filters a suitable polishing system, particularly for small communities and developing countries. Though, there has been limited research about design and media selection for these polishing units, which is an important subject considering the needs of sufficient quality and low O&M costs in the target communities. In the following thesis, a comparison has been made between the removal efficiency of suspended solids (SS) using angular rock and gravel filters. Besides, turbidity have been measured and compared to SS removal. The results show that with the hydraulic loading rates that had been applied, there is not a significant difference between SS removal from angular rock and gravel effluents, hence, gavel is preferred because it is cheaper. Moreover, biofilm development on rock surfaces changes the amount of effluent turbidity. Thus, turbidity is not a good measure of SS removal efficiency where rock filtering system is applied.

Keywords: rock filters, polishing, stabilization ponds, algae, suspended solids, turbidity.



Shahrood University of Technology

Department of Civil Engineering

MSc Thesis in Environmental Engineering

**Polishing Wastewater Stabilization Ponds Effluents Using
Rock Filters**

By: Shayan Mehrdoost

Supervisor:

Dr. Ramzan Vagheei

Consultant:

Abolfazl Salemi (Msc)

Jan 2017