مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

بررسی استفاده از ماکروجلبک گراسیلاریا و آرتمیا جهت حذف ترکیبات ازت و فسفر از آب‌های خروجی مزارع پرورش میگو

رؤیا پژمان، علیرضا سالارزاده *، دلارام نخبه زارع

گروه شیلات، واحد بندرعباس، دانشگاه آزاد اسلامی، بندرعباس، ایران

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۷/۰۵/۱۰
اصلاح: ۹۷/۱۰/۲۵
پذیرش: ۹۷/۱۰/۲۸

کلمات کلیدی:
آرتمیا
پساب
فیلترکننده زیستی
مواد مغذی
Gracilaria

چکیده

در این مطالعه، بررسی پالایش زیستی پساب خروجی استخرهای پرورشی میگو منطقه کوهستک به‌وسیله ماکروجلبک *Gracilaria corticata* و آرتمیا (*Artemia franciscana*) در سه تیمار (۱) جلبک گراسیلاریا (۲) جلبک گراسیلاریا و آرتمیا و (۳) آرتمیا هرکدام با سه تکرار به مدت ۷۲ ساعت انجام گردید. نتایج نشان داد از نظر عوامل فیزیکوشیمیایی اختلاف معنی‌داری بین تیمارها وجود ندارد ($P>0/05$). از نظر آمونیم و نیترات تیمارها اختلاف معنی‌دار داشته ($P<0/05$) و تیمار ۲ بهترین تیمار بوده و کارایی حذف آمونیم و نیترات در پایان آزمایش جهت تیمار مذکور به ترتیب ۳۰ و ۷۲/۱۹ درصد اندازه‌گیری گردید. از نظر نیتریت نیز بین تیمار ۳ با تیمار ۱ و ۲ اختلاف معنی‌دار مشاهده شد ($P<0/05$)؛ هر سه تیمار در پایان آزمایش تقریباً موفق به حذف نیتریت از محیط شدند، هر چند کارایی تیمار ۱ و ۲ (۹۶/۷ درصد) در مقایسه با تیمار ۳ (۹۶/۳ درصد) به مراتب بالاتر بود. از نظر فسفات در تیمارهای ۲ و ۳ افزایش قابل‌توجهی مشاهده گردید ($P<0/05$). در مجموع استفاده از این ارگانیسم‌ها به عنوان فیلترهای زیستی دارای توان بالقوه‌ای برای انجام یک عمل صحیح زیست‌محیطی بوده و می‌توانند به بهبود کیفیت آب مناطق ساحلی کمک نمایند.

مقدمــه

یوتروف شدن آب‌های ساحلی به‌وسیله فعالیت‌های انسانی، تبدیل به مشکل رایجی در بسیاری از کشورها شده است. این فرآیند هر چند به افزایش بهره‌وری اولیه کمک خواهد نمود ولی اغلب تغییرات نامطلوبی را در ساختار و کارکرد سیستم‌های آبزی‌پروری ایجاد می‌نمایند. در دهه‌های اخیر، یوتروف شدن به‌وسیله آبزی‌پروری تبدیل به نگرانی ثابت مقامات دولتی شده که پساب‌های زیادی را تولید می‌کند. این مواد زائد اکثراً مواد دفعی و غذاهای خورده نشده بوده، که در نهایت باعث افزایش مواد مغذی آب مخصوصاً نیتروژن و فسفر خواهد گردید (Beveridge, 1996). یکی از نگرانی‌های زیست‌محیطی عمده در پرورش آبزیان، تخلیه مستقیم پساب‌های خروجی مزارع آبزی‌پروری در آب‌های ساحلی است. آلودگی این پساب‌ها، غنی‌سازی ارگانیک، رسوب‌گذاری و سمیت را افزایش می‌دهد. مجموعه این عوامل منجر به تنزل اکوسیستم‌های ساحلی و در نتیجه باعث زیان رساندن به تنوع زیستی خواهد شد (Chopin *et al.*, 2010). اگرچه آب، دریافت‌کننده اصلی مواد زائد محلول از سمت آبزی‌پروری است، اما نسبت قابل ملاحظه‌ای از مواد جامد درون استخرها، کانال‌های تخلیه یا در مجاورت مزارع باقی می‌ماند

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: reza1375bandar@yahoo.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

(Funge-Smith and Briggs, 1998). هم محیط پرورش آبزیان و هم زیستگاه‌های ساحلی که فعالیت در آن‌ها انجام می‌گیرد، میزان بالایی از فعالیت بیولوژیکی و تجزیه مواد آلی را نشان می‌دهند.

اخیراً، تأکید خاصی بر رویکردهای توسعه پایدار در پرورش آبزی ساحلی شده است. از این منظر، ارتقاء رویکردهای اکولوژیکی برای بهبود سلامت اکوسیستم بسیار مورد استقبال قرار گرفته است (Costa-Pierce, 2002). این موارد شامل تصفیه آب، مدیریت پساب و خود پالایی بیولوژیکی توسط بعضی موجودات زنده می‌باشد. ثابت شده است که استفاده از ارگانیسم‌های فیلتر کننده به‌عنوان استخراج‌کنندگان مواد مغذی (آلی و غیر آلی) گزینه‌ی مناسبی برای زیست پالایی مواد مغذی هستند. رایج‌ترین ارگانیسم‌های آزمایش شده، قارچ‌ها هستند که ذرات ارگانیک و فیتوپلانکتون را فیلتر می‌کنند و سپس جلبک‌های دریایی هستند که مواد مغذی غیر ارگانیک محلول را جذب می‌کنند (Chopin *et al.*, 2010). اخیراً، استفاده از سایر گروه‌های حیوانات فیلتر کننده متعلق به گروه اسفنج‌های پوریفرا و کرم‌های حلقوی (آنلیدا) نیز مورد بررسی قرار گرفته است (Milanese *et al.*, 2003; Giangrande *et al.*, 2005). توانایی جلبک دریایی برای پاسخگویی به دردسترس بودن ورودی مغذی انسانی (نیتروژن و فسفر)، آن را تبدیل به ابزاری مؤثر برای زیست پالایی نموده است (Neori *et al.*, 2004). جلبک‌ها علاوه بر حذف مواد مغذی از فاضلاب‌ها و پسماندها، کاربردهای متعددی چون تولید مواد فیزوسلوئید و زیست فعال نیز دارند. در مقابل موجودات فیلتر کننده نیز نقش مهمی در بهبود و پالایش فاضلاب دارند. این ارگانیسم‌ها، ذرات مواد آلی را فیلتر نموده و از افزایش مواد مغذی در پیکره آب جلوگیری می‌کنند. بیشتر مطالعات منتشر شده درباره موجودات فیلتر کننده با سخت‌پوستان انجام شده است (Elliott *et al.*, 2008; Jones *et al.*, 2001; Qian *et al.*, 2012). مطالعاتی که با اسفنج‌ها (Stabilli *et al.*, 2006, 2008) و کرم‌های پرتار (Licciano *et al.*, 2005) صورت گرفته‌اند، نادر هستند و بیشتر بر میزان تصفیه و حذف باکتری از پیکره آب تمرکز دارند. آرتمیا یک سخت‌پوست کوچک غیرانتخابی است که ذرات آلی، جلبک و باکتری‌ها را مصرف می‌کند (Lenz and Browne, 1991). آرتمیا با جذب ذرات به‌عنوان غذا، قادر به کاهش کدورت و حذف مواد مغذی از آب خواهد شد. اگرچه این نوع آبزی طبیعتاً در محیط‌های با شوری بالا رشد می‌کند اما به لحاظ فیزیولوژیکی آماده زندگی در طیف گسترده‌ای از درجات شوری (۵ تا ۲۵۰ ppt)، دما (۵ تا ۴۰درجه سانتی گراد) و ترکیب یونی (آب کلرید، سولفات و کربنات) نیز خواهد بود (Lenz and Browne, 1991). آرتمیا با توانایی‌اش برای فیلتر ذرات به عنوان غذا، می‌تواند با حذف فیتوپلانکتون، مواد باقیمانده و ذرات غیر ارگانیک، به خود پالایی آب کمک نماید. این کار به کاهش کدورت آب و افزایش دسترسی نور برای ارگانیسم‌های فتوسنتز کننده، کمک می‌کند. این ظرفیت فیلتر نمودن در دست‌کاری زیستی آب‌های یوتروف و تبدیل شکوفایی جلبکی به پروتئین حیوانی نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد (Lavens and Sorgeloos, 1996). انواع گونه‌های آرتمیا در طول سال در صنعت آبزی‌پروری کشور و نیز صنعت میگو در جنوب کشور و استان هرمزگان استفاده می‌گردد و تبدیل به دارایی مهمی برای توسعه صنعت آبزی‌پروری محلی شده است (Camara *et al.*, 2004). جلبک گراسیلاریا به طور طبیعی در نوار ساحلی بندرکوهستک پراکنش و رشد داشته و بندرت توسط ساکنین محلی جمع‌آوری می‌شود. مطالعه کنونی در مقیاس آزمایشگاهی، پتانسیل زیست پالایی جلبک گراسیلاریا و آرتمیا را برای یافتن راه‌حلی به منظور جلوگیری از یوتروف شدن آب‌های ساحلی به‌واسطه فعالیت‌های آبزی‌پروری را موردبررسی قرار داده است.

مواد و روش‌ها

مکان انجام این مطالعه بندر کوهستک واقع در شرق استان هرمزگان بود. برای انجام کار ابتدا ماکروجلبک های قرمز گراسیلاریا کورتیکاتا (*Gracilaria corticata*) از نوار ساحلی جمع‌آوری گردید (Sohrabipour and Rabii, 1999; Silva *et al.*, 1996). سپس با آب شیرین شستشو داده و تمامی موجودات و مواد زائد از جلبک‌ها جدا شد. در ادامه مقداری از آب خروجی یکی از استخرهای پرورش میگو در منطقه کوهستک جمع‌آوری گردید. همچنین مقداری از سیست آرتمیای خریداری شده را طبق دستورالعمل Camara و همکاران (۲۰۰۴) هچ نموده و ناپلی‌ها تازه تفریخ شده را در کارگاه تکثیر میگو کوهستک به مدت یک هفته پرورش داده تا به مرحله بلوغ برسند (Lenz and Browne, 1991).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

فاز آزمایشی در این مطالعه شامل سه تیمار بود. تیمار اول ۱۰ لیتر آب خروجی اسـتخر میگـو حـاوی ۲۰ گـرم جلبـک قرمـز گراسیلاریا بود. تیمار دوم ۱۰ لیتر آب خروجی مزرعه میگو حاوی ۱۰۰ عدد آرتمیا بالغ بود و نهایتا تیمـار سـوم ۱۰ لیتـر آب خروجی استخر میگو حاوی ۲۰ گرم جلبک قرمز گراسیلاریا و ۱۰۰ عدد آرتیما بالغ بود.

برای هر تیمار ۳ تکرار در نظر گرفته شد و در مجموع آزمایش در ۱۲ سطل انجام گردید. نوردهی نیز با کمـک لامـپ مهتـابی نصب شده در بالای سطل‌ها به میزان ۱۲ ساعت تاریکی و ۱۲ ساعت روشـنایی انجـام شـد. هـوادهی نیـز بـا اسـتفاده از پمـپ اکسیژن مخصوص آکواریم و به صورت متمرکز جهت تمامی سطل‌ها در نظر گرفته شد.

طول کل مدت آزمایش به مدت ۷۲ ساعت بود؛ قبل از شروع آزمـایش میـزان آمـونیم، نیتریـت، نیتـرات و فسـفات در تمـامی سطل‌ها اندازه‌گیری شد؛ و در بازه‌های زمانی ۲۴، ۴۸ و ۷۲ ساعت بعد نیز تکرار شد. در نهایت نمونـه‌هـای جمـع‌آوری شـده از تمامی سطل‌ها به آزمایشگاه پژوهشکده اکولوژی خلیج‌فارس جهت سنجش دستگاهی منتقل گردیـد و بـا اسـتفاده از دسـتگاه اسپکتوفتومتری اندازه‌گیری صورت گرفت.

نمونه‌برداری آب برای سنجش مواد در تیمارهای مورد بررسی (نیترات، نیتریت، آمونیم و فسفات) از تمامی سـطل‌هـا برداشـت شد. سپس نمونه‌ها پس از جمع‌آوری تحت شرایط خاص (در دمای ۴ درجه سانتی گراد توسط پـودر یـخ) نگهـداری و پـس از انتقال به آزمایشگاه پژوهشکده اکولوژی خلیج‌فارس، با استفاده از پمپ خلاء و کاغذهای میلی پور[1] با قطر ۴۵ میکرون فیلتر و تا زمان آنالیز دستگاهی توسط اسپکتروفتومتر در فریزر نگهداری شدند (Strickland and Parsons, 1972).

اکسیژن توسط دستگاه اکسیژنمتر پرتابل (مدل HANNA HI9146) اندازه‌گیری گردید. درجه حرارت و pH با استفاده از دستگاه پرتابل (HANNA HI991001) و جهت اندازه‌گیری شوری نیز از شوری‌سنج چشمی (ATAGO) استفاده گردید.

داده‌ها بعد از جمع‌آوری در نرم‌افزار اکسل وارد شده، سپس با کمک نرمافزار SPSS مورد تحلیل قرار گرفت .برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون گلموکروف اسمیرنوف استفاده گردید. برای تحلیل داده‌ها از روش آنالیز واریانس چند طرفه و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح اطمینان ۵ درصد استفاده شد (Zar, 2009).

نتایـج

در طول آزمایش، متغیرهای زیست‌محیطی شامل دما، اکسیژن محلول، pH و شوری تغییر قابـل تـوجهی نداشـتند و اخـتلاف معنی‌داری بین تیمارهای مختلف آزمایشی در ساعات مختلف مورد بررسـی مشـاهده نگردیـد ($p>0/05$). شـکل‌هـای ۱ تـا ۴ وضعیت متغیرهای فوق‌الذکر را نشان می‌دهند. جدول ۱ خلاصه نتایج بـه دسـت آمـاده در تیمارهـای مختلـف جهـت عوامـل مختلف اندازه‌گیری شده را نشان می‌دهد.

شکل ۵ میزان آمونیم را در تیمارهای مختلف آزمایشی را نشان می‌دهد و بیانگر آن است که بین تیمارهـای مختلـف و نیـز در ساعات مختلف بررسی از نظر غلظت آمونیم اختلاف معنی‌دار وجود دارد ($P<0/05$). در تیمار ۱ (گراسیلاریا) غلظت آمونیم از ۱۱/۸۴ میکرومول بر لیتر در شروع آزمایش بعد از ۴۸ ساعت به ۹/۱۴ میکرومول بر لیتر کاهش یافته، یعنی تقریبـاً ۲۳ درصـد از میزان غلظت آمونیم در این تیمار کاسته شد. با این وجود تا پایان آزمایش در تیمار مذکور افزایش کوچکی در غلظت آمونیم (۱۳/۱۸ میکرومول بر لیتر) در مقایسه با شروع آزمایش (۱۱/۸۴ میکرو مول بر لیتر) مشاهده گردید و به میزان ۱۱/۳۱ درصـد افزایش یافت.

در تیمار دوم (گراسیلاریا + آرتمیا) میزان غلظت آمونیم در ساعات مختلف آزمایش اختلاف معنی‌داری را نشان داد ($P<0/05$)؛ غلظت آمونیم در شروع آزمایش به میزان ۱۱/۸۴ میکرومول بر لیتر بعد از گذشت ۴۸ سـاعت بـه ۱۰/۶۲ میکرومـول بـر لیتـر

[1] Millipor filtration paper

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

رسید؛ یعنی کاهشی برابر ۱۰/۳۸ درصد یعنی نزدیک به ۱۱ درصد از میزان آمونیم کاسته شد و این رونـد کاهشـی تـا پایـان آزمایش نیز وجود داشت به گونه‌ای که در پایان ۷۲ ساعت نسبت به شروع آزمایش میزان آمونیم به ۸/۳۳ میکرومول بر لیتـر یعنی ۲۹/۷۰ درصد یا تقریباً ۳۰ درصد کاهش یافت. به عبارت دیگر کارایی جذب و حذف آمونیم در این تیمار ۳۰ درصد بوده است.

در تیمار سوم (آرتمیا) نیز غلظت آمونیم در ساعات مختلف آزمایش اختلاف معنی‌داری را نشان داد (P<0/05)؛ میـزان آمـونیم در این تیمار با ۱۱/۸۴ میکرو مول بر لیتر در شروع آزمایش بـه ۱۷/۲۵ میکرومـول بـر لیتـر بعـد از ۴۸ سـاعت رسـید، یعنـی افزایشی برابر با ۴۵/۶۹ درصد را نشان داد؛ روند افزایشی آمونیم تا پایان آزمایش یعنی بعد از ۷۲ ساعت نیز وجـود داشـت، بـه گونه ای در پایان آزمایش میزان آمونیم ۲۳/۶۲ میکرو مول بر لیتر اندازه‌گیری گردید که نسـبت بـه زمـان شـروع آزمـایش از افزایش ۹۹/۴۹ درصدی یعنی تقریباً دو برابر میزان اولیه افزایش یافت.

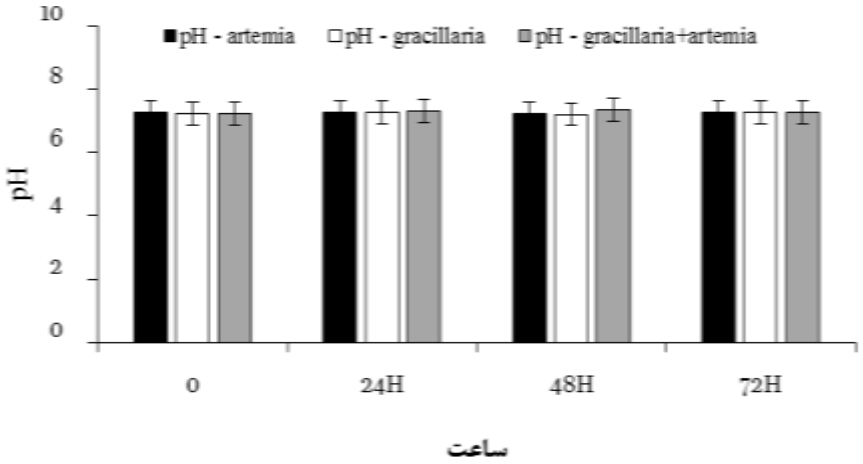
جدول ۱. میانگین فاکتورهای مختلف اندازه‌گیری شده در زمان‌های مختلف در تیمارهای آزمایشی (mean± SE)

فاکتور	زمان (ساعت) / تیمار	صفر	۲۴	۴۸	۷۲
pH	گراسیلاریا	7/23 ±0/06	7/27 ±0/06	7/20 ±0/00	7/27 ± 0/06
	گراسیلاریا + آرتمیا	7/23 ±0/06	7/30 ±0/00	7/33 ±0/15	7/27 ±0/06
	آرتمیا	7/27 ±0/06	7/27 ±0/06	7/23 ±0/06	7/27 ±0/06
شوری	گراسیلاریا	41/67 ±0/58	41/00 ±0/00	41/33 ±0/58	41/00 ±0/00
	گراسیلاریا + آرتمیا	41/67 ±0/58	41/33 ±0/58	41.33 ±0/58	41/00 ±0/00
	آرتمیا	41/33 ±0/58	41/33 ±0/58	41.33 ±0/58	41/00 ±0/00
اکسیژن	گراسیلاریا	5/43 ±0/12	5/30 ±0/00	5/37 ±0/12	5/43 ±0/12
	گراسیلاریا + آرتمیا	5/43 ±0/12	5/43 ±0/12	5/30 ±0/00	5/37 ±0/12
	آرتمیا	5/30 ±0/00	5/43 ±0/12	5/43 ±0/12	5/37 ±0/12
درجه حرارت	گراسیلاریا	27/50 ±0/50	27/33 ±0/58	27/50 ±0/50	27/67 ±0/58
	گراسیلاریا + آرتمیا	27/67 ±0/29	27/17 ±0/29	27/83 ±0/29	27/83 ±0/29
	آرتمیا	28/00 ±0/00	28/27 ±0/06	27/83 ±0/76	28/00 ±0/50
NO_2	گراسیلاریا	0/03 ±0/01^{a}	0/013 ±0/01^{ab}	0/047 ±0/01^{b}	0/001±0/00^{c}
	گراسیلاریا + آرتمیا	0/03 ±0/01^{a}	0/047 ±0/01^{ab}	0/027 ±0/01^{b}	0/001±0/00^{c}
	آرتمیا	0/03 ±0/01^{a}	0/12 ±0/01^{ab}	0/023 ±0/01^{b}	0/002 ±0/00^{c}
NO_3	گراسیلاریا	6/15 ±0/01^{a}	1/52 ±0/01^{c}	1/76 ±0/01^{b}	1/78 ±0/01^{b}
	گراسیلاریا + آرتمیا	6/15 ±0/01^{a}	2/02 ±0/01^{b}	1/68 ±0/01^{c}	1/71 ±0/01^{d}
	آرتمیا	6/15 ±0/01^{a}	2/01 ±0/01^{b}	1/82 ±0/01^{d}	1/73 ±0/01^{c}
NH_4	گراسیلاریا	11/84 ±0/02^{b}	10/63 ±0/01^{c}	9/14 ±0/01^{d}	13/18 ±0/01^{a}
	گراسیلاریا + آرتمیا	11/84 ±0/01^{a}	11/32 ± 0/01^{b}	10/62 ±0/01^{c}	8/33 ±0/02^{d}
	آرتمیا	11/84 ±0/01^{d}	16/57 ±0/01^{c}	17/25 ±0/01^{b}	23/62 ±0/01^{a}
PO_4	گراسیلاریا	0/18 ±0/01^{d}	0/28 ±0/01^{c}	0/46 ±0/01^{a}	0/42 ±0/01^{b}
	گراسیلاریا + آرتمیا	0/18 ±0/01^{d}	0/38 ±0/01^{c}	0/64 ±0/01^{b}	0/72 ±0/02^{a}
	آرتمیا	0/18 ±0/01^{d}	0/62 ±0/01^{c}	1/27 ±0/01^{b}	1/72 ±0/02^{a}

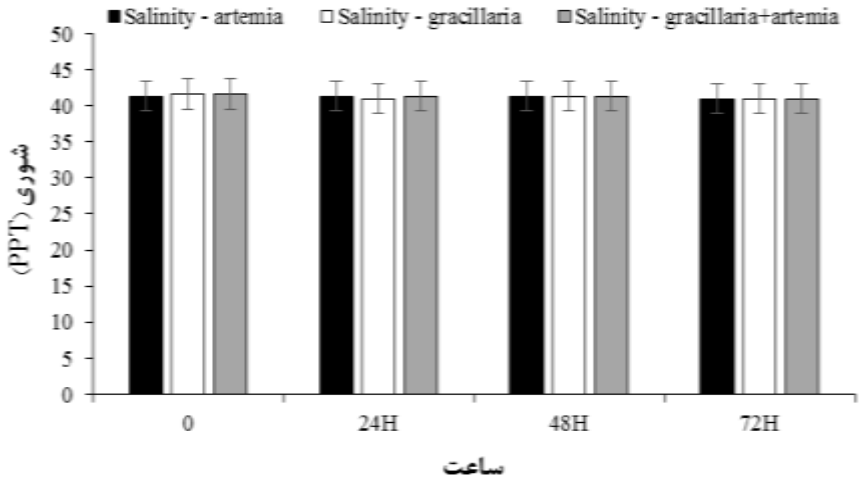
* حروف غیر همسان در بالای اعداد در هر ردیف جدول نشان‌دهنده معنی‌دار بودن در سطح ۹۵ درصد خواهد بود (P<0/05)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

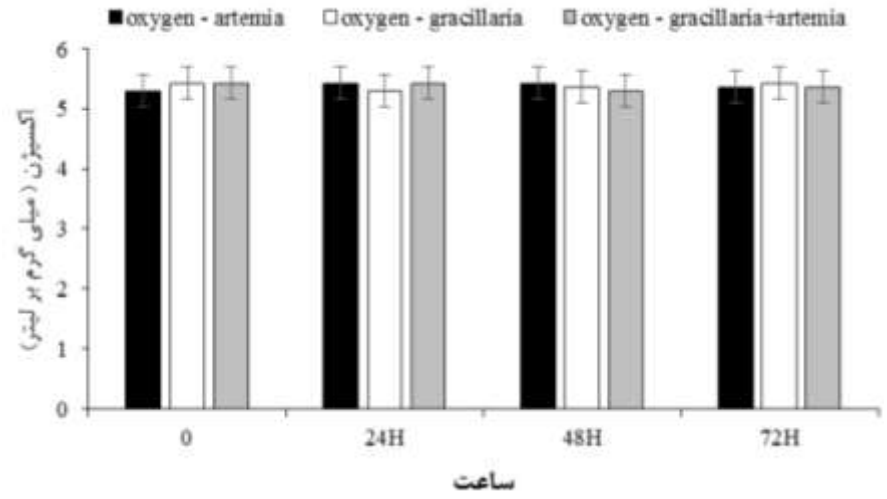
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]



شکل ۱. میزان pH در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف.



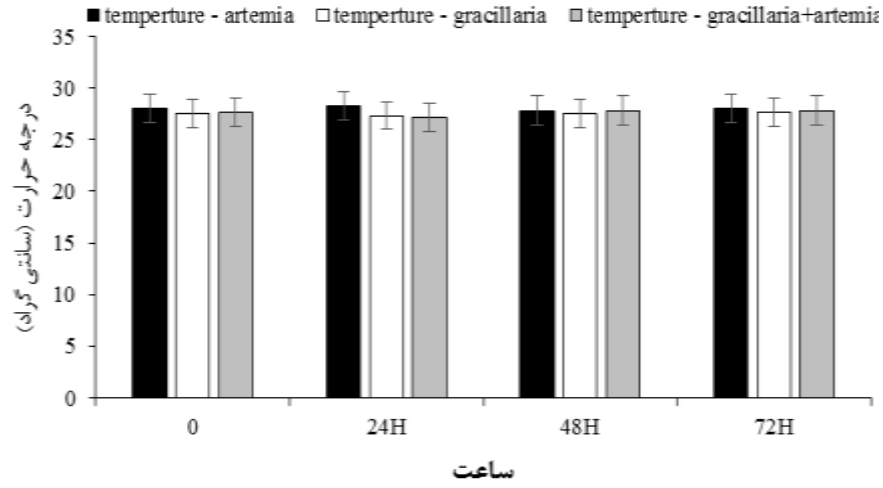
شکل ۲. میزان شوری قسمت در هزار (PPT) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف.



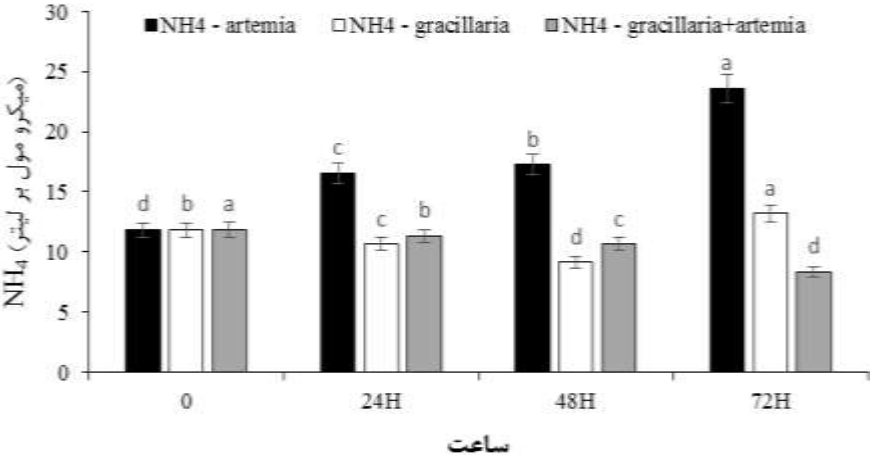
شکل ۳. میزان اکسیژن محلول میلی‌گرم بر لیتر (mg/L) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف

شکل ۶ میزان نیتریت (NO_2) را در تیمارهای مختلف آزمایشی و در ساعات متفاوت بررسی نشان می‌دهد و بیانگر آن است که بین تیمارها از نظر پارامتر مذکور اختلاف معنی‌دار وجود دارد ($P<0/05$). تیمار سوم (آرتمیا) نسبت به دو تیمار دیگر اخـتلاف معنی‌دار داشته ($P<0/05$) ولی بین تیمار اول (گراسیلاریا) و تیمار دوم (گراسیلاریا + آرتمیا) اختلاف معنی‌دار از نظـر نیتریـت مشاهده نگردید ($P>0/05$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]



شکل ۴. میزان درجه حرارت سانتی گراد (°C) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف.



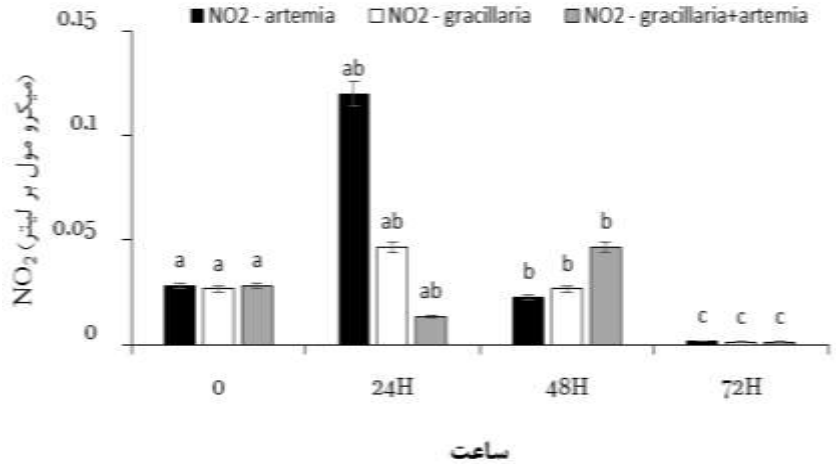
شکل ۵. غلظت آمونیم میکرو مول بر لیتر (µmol/L) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف

در تیمار اول (گراسیلاریا) بین ساعات مختلف آزمایش اختلاف معنی‌دار مشاهده گردید (P<0/05)؛ میزان نیتریت در شروع آزمایش ۰/۰۳ میکرو مول بر لیتر بود که بعد از ۴۸ ساعت به ۰/۰۴۷ میکرو مول بر لیتر رسید و افزایشی برابر با ۵۶ درصد را از خود نشان داد؛ اما بعد از آن به سرعت کاهش یافته به گونه‌ای که در پایان ۷۲ ساعت به میزان ۰/۰۰۱ میکرومول بر لیتر رسید و کاهشی برابر با ۹۶/۷ درصد نسبت به شروع آزمایش از خود نشان داد. به عبارت دیگر کارایی حذف نیتریت در این تیمار بیش از ۹۶ درصد بوده است.

در تیمار دوم (گراسیلاریا + آرتمیا) نیز بین ساعت‌های مختلف آزمایش، اختلاف معنی‌داری وجود داشت (P<0/05). غلظت نیتریت در ابتدای آزمایش ۰/۰۳ میکرومول بر لیتر بود که بعد از گذشت ۴۸ ساعت به ۰/۰۲۷ میکرومول بر لیتر رسید، یعنی کاهشی برابر با ۱۰ درصد را نشان داد. این روند کاهش تا پایان آزمایش ادامه داشت، به گونه‌ای که در انتهای آزمایش میزان نیتریت به ۰/۰۰۱ میکرومول بر لیتر رسیده که نسبت به زمان شروع آزمایش ۹۶/۷ درصد کاهش را نشان داده است . در این تیمار نیز کارایی حذف نیتریت بیش از ۹۶ درصد می‌باشد.

در تیمار سوم (آرتمیا) نیز اختلاف معنی‌دار در ساعات مختلف آزمایش مشاهده گردید (P<0/05)؛ میزان نیتریت در شروع ۰/۰۳ مکیرومول بر لیتر سنجش گردید که بعد از ۴۸ ساعت به ۰/۰۲۳ میکرومول بر لیتر تنزل یافت و کاهشی برابر با ۲۳/۳ درصد را نشان داد. در پایان آزمایش (پس از ۷۲ ساعت)، غلظت نیتریت به ۰/۰۰۲ میکرومول بر لیتر رسید که نسبت به شروع آزمایش کارایی حذف آن ۹۳/۳۳ درصد اندازه‌گیری گردید.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]



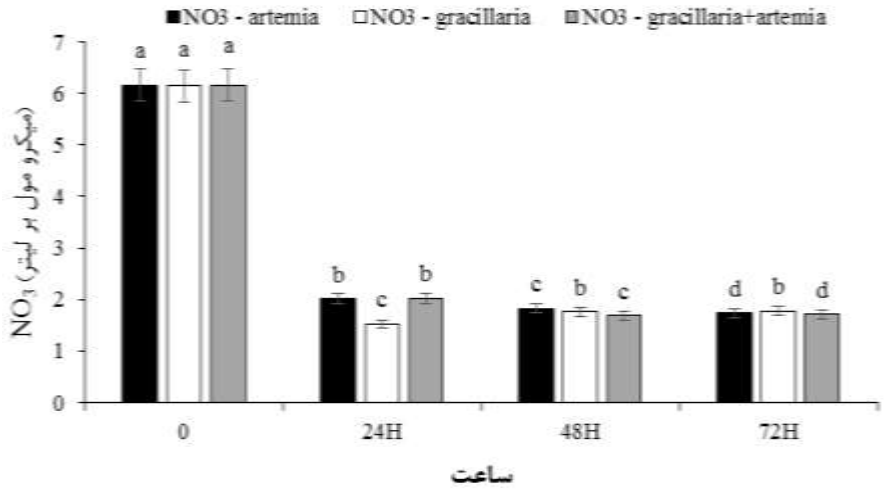
شکل ۶. غلظت نیتریت میکرو مول بر لیتر (µmol/L) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف.

با توجه به شکل ۷، بین تیمارها از نظر غلظت نیترات اختلاف معنی‌دار وجود دارد (P<0/05). بیشترین میزان در تیمار سوم و کمترین در تیمار دوم بوده است.

در تیمار اول (گراسیلاریا)، بین ساعات مختلف آزمایش اختلاف معنی‌دار مشاهده گردید (P<0/05). در این تیمار میزان نیترات در شروع آزمایش ۶/۱۵ میکرو مول بر لیتر بود که با گذشت زمان و در ۴۸ ساعت بعد از شروع آزمایش به ۱/۷۶ میکرومول بر لیتر (کاهش ۷۱/۳۸ درصد) و در ۷۲ ساعت بعد از زمان شروع به ۱/۷۸ میکرومول بر لیتر (کاهش ۷۱/۰۵ درصد) رسید.

در تیمار دوم (گراسیلاریا+آرتمیا) نیز بین ساعات مختلف اندازه‌گیری اختلاف معنی‌دار از نظر نیترات مشاهده گردید (P<0/05). غلظت این پارامتر در شروع آزمایش ۶/۱۵ میکرو مول بر لیتر بود که بعد از گذشت ۴۸ ساعت به ۱/۶۸ میکرومول بر لیتر (کاهش ۷۲/۶۸ درصد) و بعد از ۷۲ ساعت به ۱/۷۱ میکرو مول بر لیتر (کاهش ۷۲/۱۹ درصد) نسبت به زمان شروع آزمایش رسیده است.

در تیمار سوم (آرتمیا) نیز بین ساعات مختلف آزمایش اختلاف معنی‌دار مشاهده شد (P<0/05). میزان نیترات که در شروع آزمایش ۶/۱۵ میکرومول بر لیتر اندازه‌گیری شده بود، بعد از ۴۸ ساعت به ۱/۸۲ میکرومول بر لیتر و بعد از ۷۲ ساعت به ۱/۷۳ میکرومول بر لیتر رسید؛ یعنی نسبت به زمان شروع آزمایش به ترتیب ۷۰/۴۰ و ۷۱/۸۷ درصد از میزان نیترات کاسته شده است.

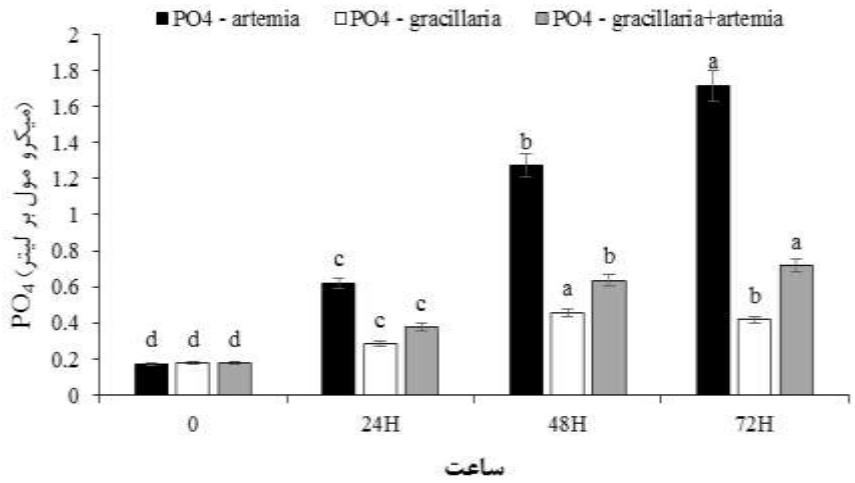


شکل ۷. غلظت نیترات میکرو مول بر لیتر (µmol/L) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

شکل ۸ میزان فسفات را در تیمارهای مختلف آزمایشی در ساعات متفاوت بررسی نشان می‌دهد این شکل بیانگر آن اسـت کـه بین تیمارها از نظر غلظت این پارامتر اختلاف معنی‌دار وجود دارد (P<0/05). تیمار سوم بیشترین و تیمار اول کمترین میـزان فسفات را داشته‌اند.

در تیمارهای مورد بررسی اختلاف معنی‌دار بین ساعت‌های مختلف آزمایش مشاهده گردیـد (P<0/05). در هـر سـه تیمـار بـا گذشت زمان میزان غلظت فسفات به‌تدریج افزایش یافت، به گونه‌ای که در تیمـار اول (گراسـیلاریا) در شـروع آزمـایش ۰/۱۸ میکرو مول بر لیتر و در پایان ۷۲ ساعت بـه ۰/۴۲ میکـرو مـول بـر لیتـر رسـید؛ در تیمـار دوم یعنـی ترکیـب مـاکرو جلبـک گراسیلاریا و آرتمیا نیز در آغاز آزمایش ۰/۱۸ میکرو مول بر لیتر و در انتهای آزمایش به ۰/۷۲ میکرو مول بـر لیتـر رسـید. در تیمار سوم (آرتمیا) در ساعت شروع بررسی ۰/۱۸ میکرو مول بر لیتر و در پایان ۱/۷۲ میکرومول بر لیتر اندازه‌گیری گردید. در مجموع میزان افزایش فسفات در دو تیمار اول و دوم که ماکروجلبک گراسیلاریا وجود داشت، میزان افزایش به نسـبت خیلـی کمتر از تیمار سوم بود.



شکل ۸. غلظت فسفات میکرو مول بر لیتر (µmol/L) در طول دوره آزمایش در تیمارهای مختلف.

بحث

پیشرفت صنعت تکنولوژی در جوامع امروزی علاوه بر تحولات مثبت و فواید بی‌شماری که برای بشر به ارمغان آورد، مشکلاتی را نیز گریبان گیر آن‌ها نموده است. ورود آلاینده‌های مختلف از طریق صنایع به محیط‌زیست، از جمله بارزترین این مشکلات می‌باشد (Nriagu *et al.*, 1998). یکی از راهکارهای اجرایی جهت کاهش ورود عناصر مضر ناشی از پساب مزارع پرورشی به دریا استفاده از شاخص‌های زیستی همچون کاشت گونه‌های ماکروجلبکها در کانال خروجی مزارع پرورش می‌باشد. ماکرو جلبک‌ها به طور گسترده در تأسیسات آبزی‌پروری مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Marinho-Soriano *et al.*, 2009a,b; Cruz-Suárez *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2010; Yokoyama and Ishihi, 2010; Kang *et al.*, 2011; Skriptsova and Miroshnikova, 2011; Huo *et al.*, 2012) تا بار اضافی مواد غذایی موجود در پساب‌های خروجی را از بین برده و از مخاطرات زیست‌محیطی جلوگیری به عمل آورند.

استفاده از فیلترهای زیستی در سیستم‌های آبزی‌پروری به منظور کاهش غلظت مواد مغذی حل شـده و نیـز ذرات موجـود در ستون آب و به دنبال آن کاهش پر غذایی (یوتروفیکاسیون) مورد بررسی قرار گرفته اسـت (Neori *et al.*, 2004). بـه‌کـارگیری موجودات پالایشگر (filter feeder) در مطالعات زیست پالایی مزایای متعددی دارد. اولاً آن‌ها ذرات مواد آلی را مصرف نموده و از انتشار مواد مغذی توسط فعالیت باکتری‌ها روی این ذرات در آینده جلـوگیری مـی‌کننـد، ثانیـاً از فیتوپلانکتـون و بـاکتری تغذیه نموده که از مواد مغذی غیر آلی برای رشدشان استفاده می‌کنند (Qian *et al.*, 2001). ماکروجلبک‌ها به عنوان استخراج کننده‌های غیر ارگانیک، مواد مغذی را بعد از اینکه توسط باکتری‌ها معدنی سازی شدند، حذف خواهند نمود. بنابراین، ظرفیت

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

فیلتراسیون میکروارگانیسم‌ها ممکن است نقش مهمی در تعادل اکوسیستم آبی ایفا نماید، که از آن جمله می‌توان بـه کـاهش جمعیت فیتوپلانکتون‌ها، افزایش شفافیت و کاهش بار مواد مغذی در ستون آب اشاره کرد.

انتخاب مناسب‌ترین ماکروجلبک جهت یک سیستم آبزی‌پروری، منجر به بهبود زیست‌محیطی شده، همچینن نقش مهمی در دستیابی به پایداری محیط‌زیست ایفا خواهند نمود (Kang *et al*., 2011). از مهم‌ترین دلایل تنوع در عملکرد بازیافت زیستی ماکروجلبک‌ها می‌توان به کارایی حذف مواد مغذی خاص و تفاوت در شرایط آزمایشگاهی اشاره نمود (Xu *et al*., 2011). جلبک‌های دریایی به عنوان بیوفیلترهای ایدهآل برای منابع نیتروژن و نیز فسفات در پساب آبزیان پیشنهاد شده‌اند (Marinho-Soriano *et al*., 2009a).

در میان اشکال محلول ازت، آمونیوم یکی از محصولات دفعی بی‌مهرگان در محیط‌های آبی می‌باشـد (Bracken, 2007). نتـایج این مطالعه تأثیر قابل توجه آرتمیا را بر غلظت NH_4 در تیمارهای آزمایشی را نشان داده است. در واقـع، سـطوح آمونیـوم در تیماری که فقط آرتمیا وجود داشت (تیمار ۳) به‌طور قابل توجهی، نزدیک به ۱۰۰٪ بالاتر از غلظت اولیه افزایش یافت (umol L^{-1} ۱۱/۸۴ -۲۳/۶۲). این افزایش شدید NH_4 در طول آزمایش با باقی‌مانده‌های متابولیک آرتمیا که خـود از دسـته بنـدپایان پالایشگر آمونیوتلیک هستند، مرتبط خواهد بود؛ چون بخشی از مواد دفعی آرتمیا نیز به صورت مواد نیتروژن دار است کـه بـه فرم NH_3 یا NH_4 خارج می‌شوند (Freire *et al*., 2008). بالاترین راندمان حـذف NH_4 در تیمـار ۲ (۲۹/۷ درصـد) بـود کـه از ترکیب ماکرو جلبک گراسیلاریا و آرتمیا تشکیل شده بود. این نشان می‌دهد که ذرات نیتروژندار بـه وسـیله فعالیـت آرتمیـا و نیتروژن غیر آلی محلول توسط گراسیلاریا از محیط حذف شده است. علاوه بر این، با توجه به این که غلظت NH_4 در تیمار ۱، که فقط دارای ماکرو جلبک گراسیلاریا بود، پایین‌تر از تیمار ۲ بود که نشان می‌دهد آرتمیا به‌طور مؤثری ذرات نیتروژن دار را از آب حذف می‌کند. این مطالعه راندمان بالایی برای حذف نیتریت و نیترات را نیز نشان داده اسـت (شـکل‌هـای ۶ و ۷). در تیماری که فقط گراسیلاریا وجود داشت کاهش قابل ملاحظه NO_2 بعد از ۲۴ ساعت (تقریباً ۵۷ درصد) مشـاهده شـد، در حالی که در تیمارهای ۲ و ۳ افزایش در ۲۴ ساعت اول مشاهده شد. در پایان آزمـایش (۷۲ سـاعت)، NO_2 در هـر سـه تیمـار به‌طور کامل از ستون آب حذف شد. در یک سیستم آبزی‌پروری، کاهش NO_2 امری بسیار مهم است، چون تجمـع ایـن مـاده مغذی برای آبزیان ممکن است سمی باشد. حذف NO_3 در سه تیمار مورد بررسی در این مطالعه حدود ۷۰ درصد و به‌طور کلی بیشتر از مقادیر گزارش شده در پژوهش Neori و همکاران (۲۰۰۴) بوده است. نتایج مطالعه حاضر تقریباً نزدیک به Seema و Jayashankar (۲۰۰۵) است که در آن تحقیق کارایی حذف ترکیبات ازت پساب‌های خروجی استخرهای میگو بـا اسـتفاده از ماکرو جلبک *Ulva reticulata* ۹۴ درصد و برای تانک‌های پرورش ماهی سیباس با مـاکرو جلبـک *Ulva rotundatan* ۹۷/۷ درصد گزارش شده است.

حذف ترکیبات مختلف ازت از آب، بستگی به نوع ماکرو جلبک نیز خواهد داشت مـثلاً Hernández و همکـاران (2014) نشـان دادند که ماکروجلبک *Gracilariopsis Iongissima* که با ماهی *Sparus aurata* کشت داده شده بود فقط ۱۷درصد از آمـونیم را توانست حذف کند. این مقادیر مشابه با مقادیر یافت شده برای تیمار ۱ هستند که در آن فقط از مـاکرو جلبـک گراسـیلاریا استفاده شد. در مطالعه‌ای دیگر، Deviller و همکاران (2013)، با استفاده از دو ماکرو جلبـک *Enteromorpha* و *Cladophora* به نرخ حذف ۲۵ درصد برای این ماده مغذی دست یافتند.

در همین زمینه یعنی حذف مواد مغذی ترکیبات ازت، مطالعات دیگری توسط Chung و همکاران (۲۰۰۲) انجـام شـد کـه در آن کارایی حذف ۴۰ تا ۹۰ درصد آمونیم با استفاده از *U. lactuca* و ۷۶ درصـد بـا *U. rigida* را بـه هنگـام اسـتفاده از ایـن ماکروجلبک‌ها در پساب‌های استخرهای پرورش ماهی به دست آورده‌اند. Neori و همکاران (۲۰۰۳) نشان دادنـد *U. lactuca* کشت داده شده در پساب‌های استخرهای پرورش ماهی می‌تواند ۸۵-۹۰ درصد از کـل آمونیـاک- نیتـروژن را حـذف نمایـد. نتایج مشابهی بر روی ماکروجلبک‌های *U. pertosa* و *Gracilaria* نیز گزارش شده است کـه جـذب آمـونیم بیشـتر از NO_3 و NO_2 را نشان می‌دهد (Kang *et al*., 2011). Mwandya و همکاران (۲۰۰۱) راندمان حذف آمونیم ۶۳ درصد، ۵۸ درصد برای

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

فسفات و ۵۴ درصد برای نیترات توسط *U. reticulata* کشـت شـده در پسـاب ماهیـان را گـزارش نمـوده‌انـد. بـه طـور کلـی جلبک‌های دریایی به عنوان بزرگ‌ترین اولویت برای جذب ترکیبات محلول ازت در مقایسه با سایر مواد مغذی مد نظر هستند (Buschmann and Varela, 2008). بیشتر گونه‌های جلبک دریایی نشان داده‌اند توانایی جـذب آمـونیم را در شـرایط طبیعـی بیشتر از نیترات دارند و علت این مسئله آن است که جلبک‌های دریایی قادر هستند آمونیم را به طور مسـتقیم وارد ترکیـب آمینو اسیدهای ساختار خودشان نمایند (Ahn *et al*., 1998; Shpigel and Neori, 2007).

موجودات پالایشگر مانند آرتمیا، NH_4 و PO_4 را دفع می‌کننـد (Lauritsen and Mozley, 1989)، و ایـن ترکیبـات بـه عنـوان مواد مغذی غیر آلی آماده برای موجوداتی مانند ماکرو جلبک‌ها هستند و می‌توانند این مواد را به‌راحتـی مـورد اسـتفاده قـرار دهند. در مطالعه کنونی، احتمالاً متابولیسم آرتمیا همراه با میزان مواد جامد معلق عامل افزایش غلظت PO_4 در طول آزمـایش بوده است. افزایش غلظت PO_4 در تیمار ۲ و ۳ نیز ممکن است به دلیل انتشار سریع مواد دفعی توسط آرتمیا در طول آزمایش بوده باشد. Motohashi و Matsudaira (۱۹۶۹) نشان دادند که تغذیه بیش از حد زئوپلانکتون باعث افزایش سـریع‌تـر انتشـار PO_4 به محیط می‌شود. این اتفاق به این علت رخ می‌دهد که مواد دفعی زئوپلانکتون هایی مانند آرتمیا شامل فسفر آلی اسـت که ناپایدار بوده و زودتر به فسفات تبدیل می‌شود. در مطالعه‌ای کـه توسـط Hwang و همکـاران (۲۰۰۴) بـر روی دو کفـه ای *Carbicula leana*، انجام شده است، مشاهده گردید که غلظت فسفات بین ۳۰ تا ۵۰ درصد در مقایسه با تیمار کنترلی افزایش یافته، که این افزایش به واسطه تولید فسفات در سیستم توسـط دو کفـه ای مزبـور بـوده اسـت. همچنـین Jones و همکـاران (۲۰۰۱) در بررسی صدف دو کفه ای اویستر با ماکروجلبک در پساب خروجی مزارع میگو، بیشترین میزان فسفات را در تیمـار دوکفه ای اویستر بدون ماکروجلبک گزارش نمودند. مشاهدات اولیه نشان داد که دوکفه‌ای‌های دریایی مانند اویستر مواد دفعی حاصل از گوارش و متابولیسم ناقص تولید نموده، بنابراین، اشکال متعدد کربن، نیتروژن و فسفر نیز ممکن است در مواد دفعی این موجودات یافت شود (Dame, 1996). در مطالعه کنونی مشاهده گردید کـه در تیمارهـای ۱ و ۲ کـه حـاوی ماکروجلبـک گراسیلاریا می‌باشند، غلظت PO_4، کمتر از تیماری است که فقط از آرتمیا استفاده شده بود. این مسـئله نشـان مـی‌دهـد کـه ماکروجلبک‌ها نیز در کاهش PO_4 در ستون آب نقش مهمی بر عهده دارند. صدف دو کفه ای اویستر با ماکرو جلبک در پساب خروجی مزارع میگو، بیشترین میزان فسفات در تیمار دوکفه ای اویستر بدون ماکروجلبک را گزارش نمودند.

این مطالعه نشان که ماکروجلبک گراسیلاریا و سخت‌پوست آرتمیا از جمله کاندیـداهای بـالقوه بـرای زیسـت پـالایی نیتـروژن هسـتند. ایـن توانـایی بـه وسـیله کـاهش قابـل توجـه نیتـروژن در تیمـار ۲ (NH_4 = ۲۹/۷ درصـد ؛ NO_2 = ۱۰۰ درصـد و NO_3 = ۷۲/۱۹ درصد) به اثبات رسید، لذا می‌توان این موجودات را به عنوان فیلتر زیسـتی در صـنعت آبـزی‌پـروری پیشـنهاد نمود. همچنین این مطالعه ظرفیت فیلترکنندگی زیستی گراسیلاریا را اثبات می‌کند که در کنار آرتمیا توانایی بهتری را جهت فرآیندهای زیست پالایی خواهند داشت. تعامـل ایـن موجـودات، سـاز و کـار مـؤثر و زیسـت و محیطـی بـرای بهبـود شـرایط زیست‌محیطی سواحلی را که مستعد تخلیه پساب‌های آبزی‌پروری هستند را نشان می‌دهد.

منابـع

Ahn, O., Petrell, R.J., Harrison, P.J. 1998. Ammonium and nitrate uptake by *Laminaria saccharina* and *Nereocystis luetkeana* originating from a salmon sea cage farm. Journal of Applied Phycology. 10: 333-340.

Beveridge, M.C.M. 1996. Cage Aquaculture. 2nd edition. Fishing News Books. Blackwell Science Ltd, Oxford. UK.

Bracken, M.E.S. 2007. Excretion. In: Denny, M.W., Gaines, S.D. (eds.). Encyclopedia of tidepools and rocky shores. University of California Press. California, USA. pp. 215-217.

Buschmann, A.H., Varela, D.A. 2008. Opportunities and challenges for the development of an integrated seaweed-based aquaculture activity in Chile: determining the physiological capabilities of *Macrocystis* and *Gracilaria* as biofilters. Journal of Applied Phycology. 20: 571-577.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

Camara, M.R., Monteiro, P.A., Reis, L.G., Costa, M.F. 2004. Farming Artemia in a multi-cycle culture system in Northeastern Brazil. World Aquaculture. 35: 40-42.

Chopin, T., Buschmann, A.H., Troell, M., Kautsky, N., Neori, A., Yarish, C., Neefs, C. 2010. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. Journal of Phycology. 37: 975-986.

Chung, I.K., Kang, Y.H., Yarish, C., Kreamer, G.P., Lee, J.A. 2002. Application of seaweed cultivation to the bioremediation of nutrient-rich effluent. Algae. 17: 1-10.

Costa-Pierce, B.A. 2002. Ecological aquaculture: the evolution of the blue revolution. Blackwell Science. Oxford. UK.

Cruz-Suárez, L.E., León, A., Peña-Rodríguez, A., Rodríguez-Peña, G., Moll, B., Ricque-Marie, D. 2010. Shrimp/Ulva co-culture: a sustainable alternative to diminish the need for artificial feed and improve shrimp quality. Aquaculture. 301: 64-68.

Dame, R.F. 1996. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. CRC Press, Boca Raton. New York.

Deviller, G., Aliaume, C., Franco-Nava, M.A., Casellas, C., Blancheton, J.P. 2013. High rate algal pond treatment for water reuse in an integrated marine fish recirculating system: effect on water quality and seabass growth. Aquaculture. 235: 331-344.

Elliott, P., Aldridge, D.C., Moggridge, G.D. 2008. Zebra mussel filtration and its potential uses in industrial water treatment. Water Research. 42: 1664-1674.

Freire, C.A., Onken, H., McNamara, J.C. 2008. A structureefunction analysis of ion transport in crustacean gills and excretory organs. Comparative Biochemistry and Physiology. 151: 272-304.

Funge-Smith, S.J., Briggs, M.R.P. 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: Implications for sustainability. Aquaculture. 164: 117-133.

Giangrande, A., Cavallo, A., Licciano, M., Mola, E., Pierri, C., Trianni, L. 2005. Utilization of the filter feeder *Sabella spallanzani* as bioremediator in aquaculture. Aquaculture International. 13: 129-136.

Hernández, I., Fernández-Engo, M., Pérez-Lloréns, J., Vergara, J. 2014. Integrated outdoor culture of two estuarine macroalgae as biofilters for dissolved nutrients from *Sparus auratus* waste waters. Journal of Applied Phycology. 17: 557-567.

Huo, Y., Wu, H., Chai, Z., Xu, S., Han, F., Dong, L., He, P. 2012. Bioremediation efficiency of *Gracilaria verrucosa* for an integrated multi-trophic aquaculture system with *Pseudosciaena crocea* in Xiangshan harbor, China. Aquaculture. 235: 326-329.

Hwang, S.J., Kim, H.S., Shin, J.K., Oh, J.M., Kong, D.S. 2004. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. Hydrobiologia. 515: 161-179.

Jones, A.B., Dennison, W.C., Preston, N.P. 2001. Integrated of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgas absorption: a laboratory scale study. Aquaculture. 193: 155-178.

Kang, Y.H., Park, S.R., Chung, I.K. 2011. Biofiltration efficiency and biochemical composition of three seaweed species cultivated in a fishseaweed integrated culture. Algae. 26: 97-108.

Lauritsen, D.D., Mozley, S.C. 1989. Nutrient excretion by the Asiatic Clam *Corbicula fluminea*. The North American Benthological Society. 8: 132-139.

Lavens, P., Sorgeloos, P. 1996. Manual on the production and use of live food for aquaculture. FAO Fisheries Technical Paper No. 361. 295 p.

Lenz, P.H., Browne, R.A. 1991. Ecology of artemia. In: Browne, R.A., Sorgeloos, P., Trotman, C.N.A. (eds.). Artemia Biology. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. pp. 237-253.

Licciano, M., Stabilli, L., Giangrande, A. 2005. Clearance rates of *Sabella spallanzanii* and *Branchiomma luctuosum* (Annelida: Polychaeta) on a pure culture of *Vibrio alginolyticus*. Water Research. 39: 4375-4384.

Liu, J., Wang, Z., Lin, W. 2010. De-eutrophication of effluent wastewater from fish aquaculture by using marine green alga *Ulva pertusa*. Chinese Journal of Oceanology and Limnology. 28: 201-208.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

Marinho-Soriano, E., Nunes, S.O., Carneiro, M.A.A., Pereira, D.C. 2009a. Nutrients' removal from aquaculture wastewater using the macroalgae *Gracilaria birdiae*. Biomass Bioenergy. 33: 327-331.

Marinho-Soriano, E., Panucci, R.A., Carneiro, M.A.A., Pereira, D.C. 2009b. Evaluation of *Gracilaria caudata* J. Agardh for bioremediation of nutrients from shrimp farming wastewater. Bioresource Technology. 100: 6192-6198

Milanese, M.E., Chelossi, E., Manconi, R., Sara, A., Sidri, M., Pronzato, R. 2003. The marine sponge *Chondilla nucula* Schmidt, 1862 as an elective candidate for bioremediation in integrated aquaculture. Biomolecular Engineering. 20: 363-368.

Motohashi, K., Matsudaira, C. 1969. Some problems relating to phosphate regeneration and oxygen consummation in seawater e Phosphate regenerated by zooplankton during excessive grazing. Tohoku Journal of Agricultural Research. 20: 81-88.

Mwandya, A.W., Mtolera, M., Pratap, H.B., Jiddawi, N.S. 2001. Macroalgae as biofilters of dissolved inorganic nutrients in an integrated mariculture tank system in Zanzibar. In: Richmond, M.D., Francis, J. (eds.). Marine Science Development in Tanzania and Eastern Africa. pp. 159-170. Proceedings of the 20th Anniversary Conference on Advances in Marine Science in Tanzania, 28th June -1st July 1999, Zanzibar, Tanzania. Publ. IMS/WIOMSA.

Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, G., Shpigel, M., Yarish, C. 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern aquaculture. Aquaculture. 231: 362-391.

Neori, A., Msuya, F.E., Shauli, L., Schuenhoff, A., Kopel, F., Shpigel, M. 2003. A novel three stage seaweed (Ulvalactuca) bifilterdesign for integrated mariculture. Journal of Applied Phycology. 15. 543-553.

Nriagu, J.O., Wong, H.K.T., Lawson, G. 1998. Saturation of ecosystems with toxic metals in Sudbery basin, Ontario, Canada. Science of Total Environment Journal. 233: 99-117.

Qian, P.Y., Wu, C.Y., Wu, M., Xie, Y.K. 2012. Integrated cultivation of the red alga *Kappaphycus alvarezii* and the pearl oyster Pinctada martensi. Aquaculture. 147: 21-35.

Qian, P.Y., Wu, M.C.S., Ni, I.H. 2001. Comparison of nutrients release among some maricultured animals. Aquaculture. 200: 305-316.

Seema, C., Jayashankar, R. 2005. Removal of nitrogen load in the experimental culture system of seaweed and shrimp. Journal of the Marine Biological Association of India. 47(2): 150-153.

Shpigel, M., Neori, A. 2007. Microalgae, macroalgae, and bivalves as biofilters in land-based mariculture in Israel. Chapter 24. In: Bert, T.M. (ed.). Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities. Dordrecht, Springer. pp. 433-446.

Silva, P.C., Basson, P.W., Moe, R.L. 1996. Catalogue of the Benthic Marine Algae of the Indian Ocean. University of California Press. 1259 p.

Skriptsova, A.V., Miroshnikova, N.V. 2011. Laboratory experiment to determine the potential of two macroalgae from the Russian Far-East as biofilters for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). Bioresource Technology. 102: 3149-3154.

Sohrabipour, J., Rabii, R. 1999. A list of marine algae of sea shores of the Persian Gulf and Oman Sea in the Hormozgan Province. The Iranian Journal of Botany. 8(1): 131-162. (in Persian)

Stabilli, L., Licciano, M., Giangrande, A., Longo, C., Mercurio, M., Marzano, C.N., Corriero, G. 2006. Filtering activity of *Spongia officinalis var. adriatica* (Schmidt) (Porifera, Demospongiae) on bacterioplankton: implications for bioremediation of polluted seawater. Water Research. 40: 3083-3090.

Stabilli, L., Licciano, M., Longo, C., Corriero, G., Mercurio, M. 2008. Evaluation of microbilogical accumulationcapability of the commercial sponge *Spongia officinalis var. adriatica* (Schmidt) (Porifera, Demospongiae). Water Research. 42: 2499-2506.

Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2nd edition. Fishery and Research Board of Canada Bulletin. Ottawa. Canada.

Xu, D., Gao, Z., Zhang, X., Qi, Z., Meng, C., Zhuang, Z., Ye, N. 2011. Evaluation of the potential role of the macroalga *Laminaria japonica* for alleviating coastal eutrophication. Bioresource Technology. 102: 9912-9918.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]

Yokoyama, H., Ishihi, Y. 2010. Bioindicator and biofilter function of *Ulva* spp. (Chlorophyta) for dissolved inorganic nitrogen discharged from a coastal fish farm—potential role in integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture. 310: 74-83.

Zar, J.H. 2009. Biostatistical Analysis. 5th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.3.7.0]