



## مقدمه

آبراهه‌ها یکی از اجزای مهم اکوسیستم‌ها هستند که دارای خدمات مختلفی می‌باشند. این خدمات شامل تنظیم رژیم‌های نور و دما، غذا و زیستگاه برای موجودات زنده و محیطی برای زیستن حیوانات و گیاهان می‌باشد (۳۰). به‌علاوه نواحی حاشیه رودخانه‌ها و آبراهه‌ها نقش‌های اکوسیستمی مهمی مانند کنترل سیل و فرسایش را نیز دارند. آبراهه‌ها برای فعالیت‌های احیایی و حفاظت دارای اولویت زیادی می‌باشند، اما موفقیت برنامه‌ها احیایی به میزان شناخت ما از عوامل محیطی که زیستگاه فیزیکی و جوامع اکولوژیکی را شکل می‌دهند بستگی دارد. اطلاعات مرجع بخش مهمی از پروژه‌های احیاء اکولوژیکی است (۴، ۱۰، ۱۷، ۲۳ و ۴۲). این اطلاعات به پروژه‌های احیاء، طراحی آنها و همچنین طراحی موفق پروژه‌های احیایی کمک می‌کند (۲۳ و ۳۹). انجام بسیاری از پروژه‌های احیایی به علت کمبود اطلاعات با دشواری روبرو می‌باشد (۱۹، ۲۰ و ۲۳). فعالیت‌هایی که عموماً در ارتباط با پروژه‌های احیایی هستند شامل پروژه‌های ایجاد حریم، حفاظت آن و تجدید پوشش گیاهی آبراهه‌ها است (۳۴). در حالی که مفهوم تشریح ریاضیاتی پوشش گیاهی به‌صورت کاربردی برای پروژه‌های احیایی جدید نیست (۱۷، ۲۳ و ۴۰). اما تاکنون محققان اندکی راجع به ارتباط عددی دقیق میان خصوصیات مکانی و پوشش گیاهی به تحقیق پرداخته‌اند. در حقیقت برای احیاء آبراهه‌ها لازم است پوشش گیاهی متناسب با خصوصیات ژئومورفولوژی بررسی شود (۲۱، ۲۲ و ۴۸). در مورد جوامع گیاهی آبراهه‌ها و خشکه‌رودها با اینکه این نواحی دارای شرایط ویژه‌ای هستند اطلاعات چندانی وجود ندارد و مطالعات چندانی در این زمینه تاکنون صورت نگرفته است. مطالعاتی که در واقع شرایط محیطی و وضعیت پوشش گیاهی را در آنها مورد تحلیل قرار دهند بسیار کم می‌باشد (۲۷ و ۴۱). برخی از مطالعاتی که در زمینه پوشش گیاهی آبراهه انجام شده بر روی پوشش گیاهی حاشیه آبراهه تاکید داشته‌اند (۳۱، ۳۲، ۳۷ و ۳۸)، در حالیکه بعضی دیگر از این مطالعات بر روی کل مجموعه دشت سیلابی تمرکز داشته‌اند (۱۵ و ۴۶). مطالعات محققان قبلی نشان داده است که چگونه پوشش

گیاهی که در ارتفاعات مختلف اطراف آبراهه مستقر شده است در خصوصیات جریان تفاوت ایجاد می‌کند. البته آنها همچنین بیان کردند که عمده مطالعاتی که بر روی آبراهه‌ها صورت می‌گیرند تنها به ارتفاع توجه دارند و مطالعه چندانی تاکنون بر روی خصوصیات اکولوژیکی دشت‌های سیلابی صورت نگرفته است (۲۴). برخی مطالعات نیز به تاثیر پوشش گیاهی حاشیه آبراهه‌ها بر میزان پایداری حاشیه‌های آنها تمرکز داشته است (۳۵) و (۳۶). مطالعه ارتباط میان لکه‌های پوشش گیاهی موجود در آبراهه‌ها و رسوبگذاری اطراف آنها (۵۰) و نیز بررسی نقش ژئومورفولوژی آبخیز بر توسعه پوشش گیاهی آبراهه‌ها و فراوانی نسبی گونه‌های علفی و بوته‌ای از جمله مطالعاتی است که قبلاً در این زمینه انجام شده است (۱۱). در مطالعات اخیر در این زمینه نیز محققان بیشتر به ارتباط پوشش گیاهی با فرسایش (۲ و ۹) و خصوصیات جریان (۸) توجه داشته‌اند. مطالعات زیادی نقش پوشش گیاهی را در کنترل فرسایش موثر دانسته‌اند. در منطقه مورد مطالعه تراکم پوشش گیاهی کم است. به همین دلیل عمده بارندگی‌ها تبدیل به رواناب شده و باعث فرسایش می‌شود. آبراهه‌ها و دشت‌های سیلابی در محدوده دشت‌سر فرسایشی مورد مطالعه منبع مهمی برای برداشت رسوبات خصوصاً توسط فرسایش آبی می‌باشند. از آنجا که لندفرم‌ها و رخساره‌های ژئومورفولوژی مختلف دارای خصوصیات یکسانی نیست. بنابراین، دانستن پتانسیل واحدهای ژئومورفیک به‌صورت جزئی و دقیق برای احیاء توسط پوشش گیاهی در انتخاب گزینه مناسب بیولوژیک و یا عدم انتخاب گزینه بیولوژیک برای اجرای طرح‌های بیابان‌زدایی بسیار موثر خواهد بود. با توجه به آنچه گفته شد در این تحقیق رابطه میان خصوصیات مورفومتری آبراهه‌ها با خصوصیات پوشش گیاهی در محدوده دشت‌سر فرسایشی در محدوده مورد مطالعه مورد ارزیابی قرار گرفته است تا نقش آبراهه‌هایی با خصوصیات مورفومتری مختلف بر درصد تاج پوشش گیاهی و پراکنش گونه‌های گیاهی مشخص شود.

## مواد و روش‌ها

## منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه در محدوده بین  $53^{\circ}06'00''$  تا  $53^{\circ}27'52''$  طول شرقی و  $27^{\circ}10'25''$  تا  $29^{\circ}36'27''$  عرض شمالی در بخش‌های چاهورز و علامرودشت شهرستان لامرد استان فارس واقع شده است. وسعت محدوده مورد مطالعه هکتار  $40/01$  کیلومتر مربع می‌باشد. میانگین درجه حرارت سالانه  $24/7$  درجه سانتی‌گراد و میزان تبخیر و تعرق سالانه حوزه  $2001/8$  میلی‌متر می‌باشد. گرم‌ترین ماه سال، تیرماه با متوسط درجه حرارت  $42/6$  درجه سانتی‌گراد و سردترین ماه سال، دی ماه با متوسط درجه حرارت  $7/8$  درجه سانتی‌گراد است. میانگین دمای سالانه  $24/7$  درجه سانتی‌گراد و بارندگی متوسط سالانه  $236$  میلی‌متر می‌باشد. ارتفاع متوسط منطقه  $458/7$  متر از سطح دریا و اقلیم منطقه براساس روش دومارتن، خشک بیابانی می‌باشد (۱۸).

## روش تحقیق

از آنجا که در مقیاس منطقه‌ای پوشش گیاهی آبراهه‌ها تحت تاثیر خصوصیات خاص هر کدام از حوزه‌های آبخیز قرار می‌گیرد. به همین دلیل این مطالعه برای آنکه تاثیر خصوصیات خاک‌شناسی و رسوب‌شناسی به حداقل برسد فقط در محدوده تپ ژئومورفولوژی دشت‌سر فرسایشی در نواحی با خصوصیات خاک‌شناسی و رسوب‌شناسی مشابه و با در نظر نقش خصوصیات مورفومتری آبراهه‌ها بر پراکنش پوشش گیاهی انجام شده است. مشخص نمودن محدوده دقیق مطالعه و تعیین جنس لایه‌های مختلف آن با استفاده از نقشه زمین‌شناسی  $1:50000$ ، نقشه توپوگرافی  $1:20000$ ، تصویر ماهواره‌ای ETM و انطباق با بازدیدهای صحرائی صورت گرفت. در مقایسه با آبراهه‌های مناطق مرطوب که پوشش گیاهی چندان در نواحی مرکزی آبراهه دیده نمی‌شود و عمدتاً در پشته‌های موجود در کناره آبراهه‌ها رشد می‌کنند، پوشش گیاهی آبراهه‌های مناطق خشک در مجاورت نزدیک به کانال آبراهه رشد می‌کنند زیرا آب بیشتری در کانال ذخیره می‌شود و دسترسی به این آب در مواقع خشکی نیز راحت‌تر است (۱۶، ۱۹). از آنجا که

آبراهه‌های واقعی فاقد سیستم طولی و خطی ساده هستند (۲۲) و تغییرات مکانی خصوصیات مورفومتری آبراهه‌ها زیاد است (۱۴). در این مطالعه برای بررسی تاثیر خصوصیات مورفومتری آبراهه بر پراکنش پوشش گیاهی، آبراهه‌ها بر اساس طبقه‌بندی هیدروژئومورفیک تفکیک شدند (۲۳). براساس این روش بخش‌هایی از دره آبراهه که دارای ساختار یکنواخت، پلان یکنواخت و رفتار مشابه می‌باشد مشخص می‌شود (۳ و ۲۳). در این مطالعه پس از بازدیدها و مشاهدات میدانی اولیه امکان دستیابی به پلان‌های آبراهه‌ای دارای عرض و عمق تقریباً یکنواخت دره آبراهه تا حداکثر طول ده متری با تعداد مناسب در محدوده دشت‌سر فرسایشی مورد مطالعه امکان‌پذیرتر به نظر رسید. به همین دلیل در این مطالعه طول‌های  $10$  متری دارای عرض و عمق تقریباً یکنواخت دره به‌صورت کاملاً تصادفی از آبراهه‌های مختلف در دشت‌سر فرسایشی انتخاب شد و در آنها آبراهه به دو بخش اصلی کانال آبراهه و دره آبراهه تقسیم شد. از آنجا که پوشش گیاهی حاشیه آبراهه‌ها، دارای ترکیب و درصد تاج پوشش متفاوتی نسبت به پوشش گیاهی نواحی خارج از آبراهه می‌باشد (۲۲) و پوشش گیاهی آبراهه‌های مناطق خشک عمدتاً در اطراف کانال آبراهه متمرکز است (۱۳) و (۱۷). در این تحقیق در امتداد  $54$  واحد طولی آبراهه‌ای  $10$  متری تقریباً یکنواخت (از لحاظ عمق دره و عرض دره) با استفاده ترانسکت‌های  $10$  متری، در امتداد کانال و در حدفاصل بین کانال و دیواره دره آبراهه (رویشگاه گیاهان) (شکل ۱) اقدام به تعیین درصد تاج پوشش گیاهی و شمارش تعداد گونه‌های گیاهی دائمی شد (جدول ۱) (۷). همچنین در هر کدام از واحدهای همگن آبراهه‌ای اندازه‌گیری مستقیم عرض دره، عمق دره، شیب دره، عرض کانال، عمق کانال و شیب کانال به‌طور مستقیم در بازدید میدانی انجام شد.

جدول ۱- فهرست گونه‌های گیاهی دائمی شاخص موجود در محدوده مورد مطالعه

علامت اختصاری	اسم علمی گونه	اسم علمی گونه	علامت اختصاری		
۱	<i>Pulcaria vulgaris</i>	<i>Pu.vu</i>	۱۱	<i>Atriplex leuoclada</i>	<i>At.le</i>
۲	<i>Hammada salicornica</i>	<i>Ha.sa</i>	۱۲	<i>Convolvulus acanthocladus</i>	<i>Co.ac</i>
۳	<i>Anvillea garsini</i>	<i>An.ga</i>	۱۳	<i>Capparis spinosa</i>	<i>Ca.sp</i>
۴	<i>Alhagi camelorum</i>	<i>Al.ca</i>	۱۴	<i>Teucrium polium</i>	<i>Te.po</i>
۵	<i>Gymnocarpos decandrus</i>	<i>Gy.de</i>	۱۵	<i>Prosopis fratta</i>	<i>Pr.fr</i>
۶	<i>Acanthophyllum</i>	<i>Ac.spp</i>	۱۶	<i>Astragalus guspinus</i>	<i>As.gu</i>
۷	<i>Calotropis prosera</i>	<i>Ca.pr</i>	۱۷	<i>Ziziphus christi spina</i>	<i>Zi.sp</i>
۸	<i>Cornoloca aucheri</i>	<i>Co.au</i>	۱۸	<i>Astragalus bisolctus</i>	<i>As.bi</i>
۹	<i>Pulcaria incisa</i>	<i>Pu.in</i>	۱۹	<i>Echinops spp</i>	<i>Ec.spp</i>
۱۰	<i>Salsola imbricata</i>	<i>Sa.im</i>			

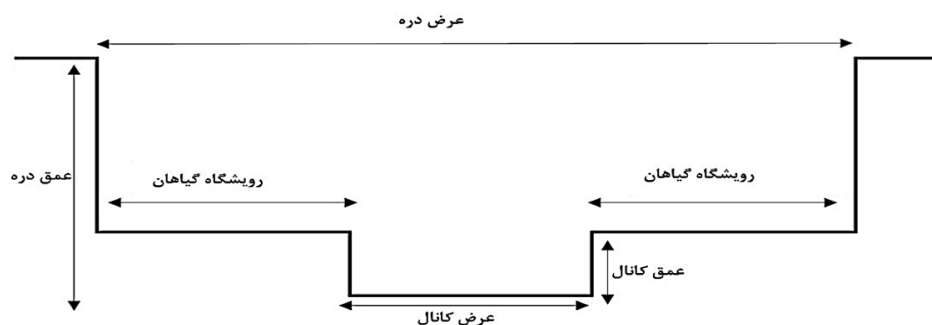
دارای عمق کوچک، متوسط و بزرگ به ترتیب به تعداد ۱۹، ۲۷ و ۸ و همچنین به ترتیب ۱۳، ۲۳ و ۱۸ آبراهه دارای عرض کوچک، متوسط و بزرگ تفکیک شد. مقایسه میانگین درصد تاج پوشش گیاهی در آبراهه‌هایی با ابعاد مختلف توسط آزمون توکی انجام شد. مقایسه میانگین‌ها و بررسی همبستگی میان عوامل مورفومتری و تاج پوشش گیاهی در محیط نرم‌افزار SPSS<sub>21</sub> انجام شد.

جدول ۲- طبقه‌بندی عرض و عمق آبراهه به سه مقیاس

کوچک، متوسط و بزرگ			
کوچک	متوسط	بزرگ	
۰/۲-۰/۵	۰/۵-۳	۳<	عرض (m)
۰/۲-۰/۵	۰/۵-۳	۳<	عمق (m)

پس از انجام بازدیدهای میدانی ارتباط خصوصیات مورفومتری آبراهه‌ها شامل عرض دره (VW)<sup>۱</sup>، عمق دره (VD)<sup>۲</sup>، عرض کانال (CW)<sup>۳</sup>، عمق کانال (CD)<sup>۴</sup>، شیب کانال (CS)<sup>۵</sup>، عرض دره/عمق دره (WV/DV)<sup>۶</sup>، عرض کانال/عمق کانال (CW/CD)<sup>۷</sup>، عرض دره/عرض کانال (VW/CW)<sup>۸</sup>، عمق دره/عمق کانال (VD/CD)<sup>۹</sup>، (عرض دره / عمق دره) / (عرض کانال / عمق کانال) (VW/CW) / (VD/CD)<sup>۱۰</sup> با پراکنش تیپ‌ها و گونه‌های گیاهی توسط روش‌های آماری چند متغیره و همچنین با درصد تاج پوشش گیاهی (VC)<sup>۱۱</sup> توسط آزمون همبستگی رتبه‌ای مورد بررسی گرفت. در این مطالعه جهت بررسی نقش مقیاس‌های مختلف عرض و عمق آبراهه بر درصد تاج پوشش گیاهی، عمق و عرض دره آبراهه‌ها در سه مقیاس کوچک، متوسط و بزرگ بر اساس جدول (۲) طبقه‌بندی شد. با توجه به این طبقه‌بندی و اندازه‌گیری‌های مربوط به ۵۴ واحد آبراهه‌ای، آبراهه‌های

- 1- Valley Width
- 2- Valley Depth
- 3- Channel Width
- 4- Channel Depth
- 5- Channel Slope
- 6- Valley Width/Valley Depth
- 7- Channel Width/Channel Depth
- 8- Valley Width/Channel Width
- 9- Valley Depth/Channel Depth
- 10- (Valley Width/Valley Depth) / (Valley Width/Channel Width)
- 11- Vegetation Cover
- 12- Tukey



شکل ۱- معرفی خصوصیات مورفومتری آبراهه

کانال) دارای ضریب همبستگی معکوس و معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد و شیب کانال آبراهه در سطح احتمال ۵ درصد دارای ضریب همبستگی معکوس و معنی‌دار با درصد تاج پوشش گیاهان دائمی (بوته‌ای و درختچه‌ای) در آبراهه‌های محدوده مورد مطالعه بودند (جدول ۲). مقایسه درصد تاج پوشش گیاهی در آبراهه‌هایی با مقیاس مختلف عمق و عرض بیانگر این مطلب بود که آبراهه‌هایی با عمق و عرض متوسط و بزرگ با آبراهه‌هایی با عمق و عرض کوچک از لحاظ درصد تاج پوشش گیاهی (در سطح احتمال ۵ درصد) دارای اختلاف معنی‌دار هستند. آبراهه‌هایی با عمق کوچک، متوسط و بزرگ به ترتیب دارای درصد تاج پوشش گیاهی ۱۶/۱۱، ۵۳/۴۱ و ۵۲/۰۰ و همچنین آبراهه‌هایی با عرض کوچک، متوسط و بزرگ به ترتیب دارای درصد تاج پوشش گیاهی ۱۲/۰۸، ۴۵/۸۳ و ۵۲/۹۴ می‌باشند (جدول ۳).

بعد از تعیین تیپ‌های گیاهی نواحی آبراهه‌ای، به‌منظور تعیین مهم‌ترین عوامل مؤثر بر پراکنش تیپ‌های گیاهی از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA)<sup>۱۰</sup> با استفاده از نرم‌افزارهای PAST 3.04 و برای بررسی ارتباط بین عوامل مورفومتری و گونه‌های گیاهی موجود در نواحی آبراهه‌ای ابتدا از تحلیل چندمتغیره آنالیز تطبیقی قوس‌گیرشده (DCA)<sup>۱۱</sup> و سپس از آنالیز تطبیقی متعارفی (CCA)<sup>۱۲</sup> در محیط نرم‌افزار Canoco 4.5 استفاده شد. نتایج ساده و اولیه‌ای توسط آنالیز DCA در ارتباط با تعیین گروه‌های اکولوژیک گیاهی نواحی آبراهه‌ای ارائه شد و بررسی تأثیر مستقیم عوامل مورفومتری آبراهه بر پراکنش گونه‌های گیاهی با توجه به نتیجه حاصل از روش DCA، با استفاده از آنالیز تطبیقی متعارفی CCA انجام شد و نمودارهای مربوطه با استفاده از نرم‌افزار CanoDraw ترسیم شد. در این مطالعه همچنین برای تعیین معنی‌داری همبستگی گونه‌ها با متغیرهای محیطی از آزمون مونت کارلو با ۹۹ و ۹۹۹ تکرار استفاده شد.

## نتایج

متغیرهای عمق دره، عرض کانال، نسبت عمق دره/عمق کانال، نسبت عرض/عمق کانال و عرض دره به ترتیب با ضریب همبستگی مثبت و معنی‌دار ۰/۶۲، ۰/۶۰، ۰/۵۰ و ۰/۴۴ در سطح احتمال یک درصد و همچنین متغیر (عرض دره / عمق دره) / (عرض کانال / عمق

10- Principal Components Analysis

11- Detrended Correspondence Analysis

12- Canonical Correspondence Analysis

جدول ۳- رابطه متغیرهای ژئومرفیک با درصد تاج پوشش گیاهی در آبراهه‌های محدوده مورد مطالعه

تعداد	sig	ضریب همبستگی با پوشش گیاهی	ابعاد متغیر به متر	متغیر
۵۴	۰/۰۱	۰/۴۴ <sup>**</sup>	۳/۲۷ ± ۰/۴۲	عرض دره
۵۴	۰/۰۰	۰/۶۲ <sup>**</sup>	۱/۰۸ ± ۰/۱۲	عمق دره
۵۴	۰/۰۰	۰/۶۰ <sup>**</sup>	۱/۲۳ ± ۰/۱۷	عرض کانال
۵۴	۰/۶۶	۰/۰۵	۰/۳۶ ± ۰/۰۳	عمق کانال
۵۴	۰/۰۱	- ۰/۳۲ <sup>*</sup>	۰/۰۲۲ ± ۰/۰۰۲	شیب کانال
۵۴	۰/۰۸	۰/۲۳	۳/۲۴ ± ۰/۴۰	عرض/عمق دره
۵۴	۰/۰۰	۰/۵۰ <sup>**</sup>	۳/۷۰ ± ۰/۴۱	عرض/عمق کانال
۵۴	۰/۲۷	۰/۱۵	۲/۷۹ ± ۰/۲۳	عرض دره/عرض کانال
۵۴	۰/۰۰	۰/۶۰ <sup>**</sup>	۳/۱۴ ± ۰/۲۵	عمق دره/عمق کانال
۵۴	۰/۰۰	-۰/۳۹ <sup>**</sup>	۱/۱۱ ± ۰/۱۱	عرض دره /عمق دره/(عرض کانال/عمق کانال)
			۴۰/۰۷ ± ۳/۸۸	درصد پوشش گیاهی

جدول ۴- مقایسه درصد تاج پوشش گیاهی در آبراهه‌هایی با ابعاد مختلف عرض و عمق

بزرگ	متوسط	کوچک	
<sup>b</sup> ۵۲/۹۴ ± ۵/۴۰	<sup>b</sup> ۴۵/۸۳ ± ۶/۰۰	<sup>a</sup> ۱۲/۰۸ ± ۳/۱۷	عرض
<sup>b</sup> ۵۲/۰۰ ± ۷/۱۹	<sup>b</sup> ۵۳/۴۱ ± ۵/۳۶	<sup>a</sup> ۱۶/۱۱ ± ۳/۱۰	عمق
۵۴	۵۴	۵۴	تعداد نمونه

می‌گیرند. اهمیت محور اول و دوم بیشترین است، زیرا ۳۸/۹۶ درصد تغییرات به محور اول مربوط است و مقدار ۲۱/۹۶ درصد تغییرات مربوط به محور دوم است.

در این مطالعه برای تایید صحت مدل PCA از شاخص BSE استفاده شد. همانطور که جدول ۵ مشاهده می‌شود. در مورد مولفه‌های اول، دوم و سوم با توجه به شاخص BSE آنالیز PCA صحیح می‌باشد. محورهای اول و دوم ۶۰/۹۳ درصد تغییرات پوشش گیاهی را در بر

جدول ۵- مقدار واریانس مربوط به هر کدام از مولفه‌ها

BSE	واریانس تجمعی به درصد	واریانس (درصد)	مقدار ویژه	مولفه
۲/۹۰	۳۸/۹۶	۳۸/۹۶	۳/۸۹	۱
۱/۹۸	۶۰/۹۳	۲۱/۹۶	۲/۱۹	۲
۱/۵۳	۷۷/۸۸	۱۷/۹۵	۱/۷۹	۳
۱/۰۸	۸۹/۷۴	۱۰/۸۵	۱/۰۸	۴
۰/۸۴	۹۷/۳۵	۷/۶۱	۰/۷۶	۵
۰/۵۲	۹۸/۵۹	۱/۲۳	۰/۱۲	۶
۰/۴۲	۹۹/۲۰	۰/۶۱	۰/۰۶	۷
۰/۳۷	۹۹/۵۸	۰/۳۷	۰/۰۳	۸
۰/۱۹	۹۹/۸۵	۰/۲۷	۰/۰۲	۹
۰/۰۷	۱۰۰	۰/۱۴	۰/۰۱	۱۰

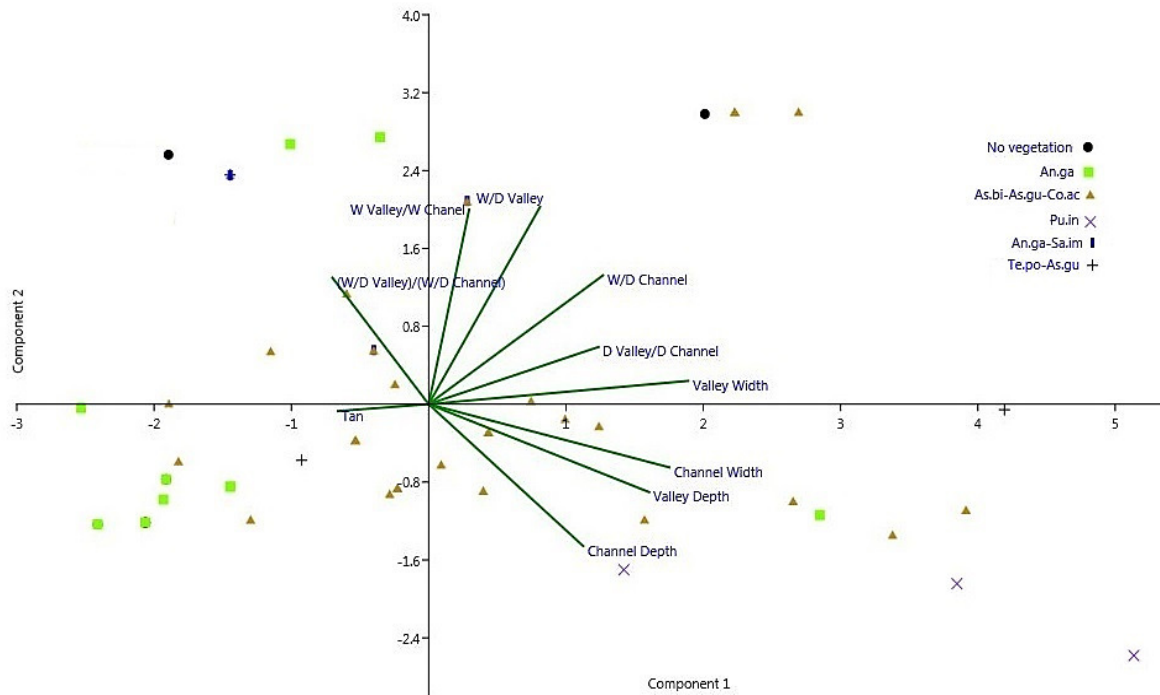
متغیرهای عمق کانال، عرض/عمق دره، عرض/عمق کانال، عرض دره/عرض کانال و (عرض دره /عمق دره)/(عرض کانال/عمق کانال) مهمترین متغیرهای مولفه دوم می‌باشد. مهم‌ترین متغیرهای تاثیرگذار بر پراکنش تیپ گیاهی در محور سوم عمق کانال، عرض/عمق کانال، عمق دره/عمق

مقادیر همبستگی خصوصیات ژئومتری آبراهه‌ها نسبت به مولفه‌ها در جدول (۶) نشان داده شده است. همانطور که در این جدول مشاهده می‌شود، متغیرهای عرض دره، عمق دره، عرض کانال و عمق دره/عمق کانال آبراهه بیشترین همبستگی را با محور اول دارند. بنابراین بر پراکنش تیپ‌های گیاهی در آبراهه‌ها موثر می‌باشند و

کانال و در محور چهارم عمق دره، شیب کانال، عرض دره/عرض کانال و عمق دره/عمق کانال می‌باشد.

جدول ۶- همبستگی هر کدام از متغیرهای مورفومتری کانال آبراهه با مولفه‌ها در روش PCA

ششم	مولفه (محور)					خصوصیت
	پنجم	چهارم	سوم	دوم	اول	
-۰/۳۱۱۹	۰/۱۰۷۰	۰/۰۷۶۴	۰/۱۴۳۸	۰/۰۶۱۱	۰/۴۸۳۱	عرض دره
-۰/۴۴۵۵	-۰/۱۸۴۳	۰/۳۷۸۶	۰/۰۶۲۶	-۰/۲۳۱۰	۰/۴۱۰۴	عمق دره
۰/۳۴۶۷	۰/۲۵۲۲	-۰/۱۶۷۴	۰/۱۵۱۱	-۰/۱۶۵۹	۰/۴۴۸۰	عرض کانال
۰/۲۹۸۰	۰/۱۸۷۶	-۰/۰۱۹۱	۰/۴۱۷۰	-۰/۳۷۲۶	۰/۲۸۷۶	عمق کانال
-۰/۰۰۲۶	۰/۷۸۰۵	۰/۵۵۶۲	-۰/۲۲۱۶	-۰/۰۱۸۱	-۰/۱۶۸۸	شیب کانال
-۰/۴۳۷۷	۰/۳۲۴۴	-۰/۳۴۵۲	۰/۰۳۲۹	۰/۵۱۷۸	۰/۲۰۷۳	عرض/عمق دره
۰/۳۸۸۷	۰/۱۱۵۶	-۰/۲۲۹۸	-۰/۳۶۵۳	۰/۳۳۸۲	۰/۳۲۴۵	عرض/عمق کانال
۰/۱۱۲۵	-۰/۲۰۵۳	۰/۳۹۸۷	۰/۳۱۹۱	۰/۵۱۰۹	۰/۰۷۵۳	عرض دره/عرض کانال
۰/۲۸۷۵	-۰/۲۸۷۷	۰/۳۹۷۸	-۰/۴۱۴۸	۰/۱۵۰۲	۰/۳۱۶۲	عمق دره/عمق کانال
۰/۲۳۸۸	۰/۰۵۳۷	۰/۱۵۳۶	۰/۵۶۶۵	۰/۳۳۱۷	-۰/۱۷۹۰	(عرض دره/عمق دره)/(عرض کانال/عمق کانال)



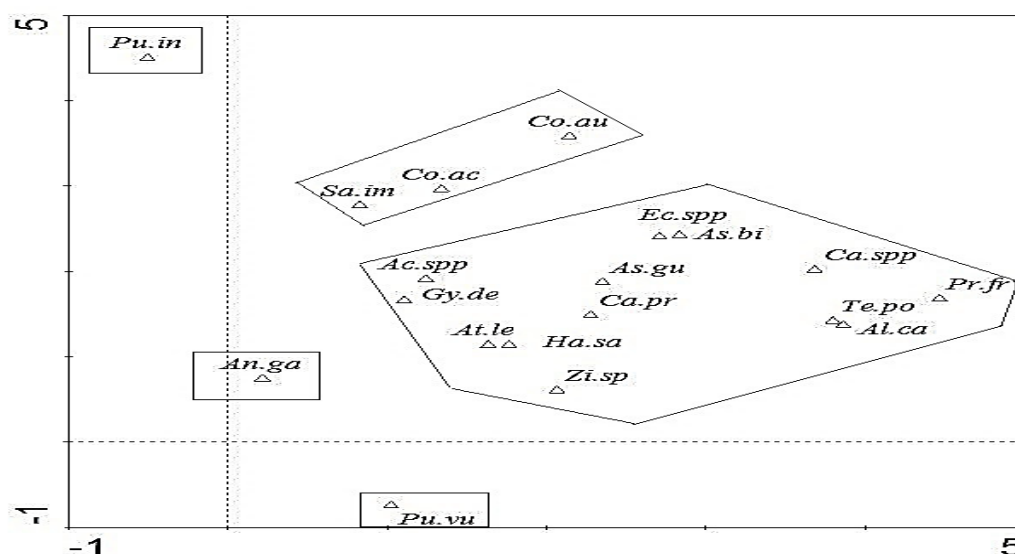
شکل ۲- نمودار رسته‌بندی تغییرات تیپ‌های گیاهی نسبت به عوامل مورفومتری آبراهه به روش PCA

معرف محورهای اول و دوم اتفاق می‌افتد، بین متغیرهای تاثیرگذار عرض دره، عمق دره، عمق کانال و عرض کانال از محور اول با تیپ گیاهی *As.bi-As.gu-Co.ac* ارتباطی قوی دیده نمی‌شود و اما بین متغیرهای عرض/عمق دره و نسبت عرض دره/عرض کانال از محور دوم با حضور این تیپ رابطه معکوسی دیده می‌شود. تیپ *An.ga* با متغیرهای عرض دره، عمق دره، عمق کانال و عرض کانال

با توجه به علامت مثبت و منفی ضرایب متغیرها که در جدول آمده است، در شکل (۲) در محور اول از راست به چپ عرض دره، عمق دره، عمق کانال و عرض کانال کاهش پیدا می‌کند. همچنین در محور دوم از بالا به پایین نسبت عرض/عمق دره و نسبت عرض دره/عرض کانال کاهش و مقدار عمق کانال و نسبت عرض/عمق کانال افزایش می‌یابد. با توجه به تغییراتی که در عوامل محیطی

عوامل محیطی و معنی‌داری آنها در ارتباط با پوشش گیاهی لازم است. به دلیل اینکه طول گرادیان در محور اول تجزیه و تحلیل DCA، ۳/۲۱ بوده که بیشتر از عدد ۳ است (جدول شماره ۷)، تجزیه و تحلیل تطبیقی متعارفی CCA از توانایی بالاتری برای بررسی این ارتباط برخوردار است.

از محور اول رابطه معکوس دارد. تیپ *Pu.in* با متغیرهای تاثیرگذار محور اول رابطه مستقیم دارد. متغیرهای عرض/عمق دره و نسبت عرض دره/عرض کانال از محور اول با تیپ *An.ga-Sa.im* رابطه مستقیم دارند. با توجه به تجزیه و تحلیل DCA صورت گرفته و مشخص شدن تاثیر عوامل محیطی بر پراکنش گونه‌های گیاهی (شکل ۳)، استفاده از یک تجزیه و تحلیل مستقیم برای تعیین دقیق



شکل ۳- نمودار پراکنش گونه‌های گیاهی با استفاده از تکنیک DCA در آبراهه‌های محدوده مطالعاتی

جدول ۷- نتایج مربوط به تجزیه و تحلیل DCA

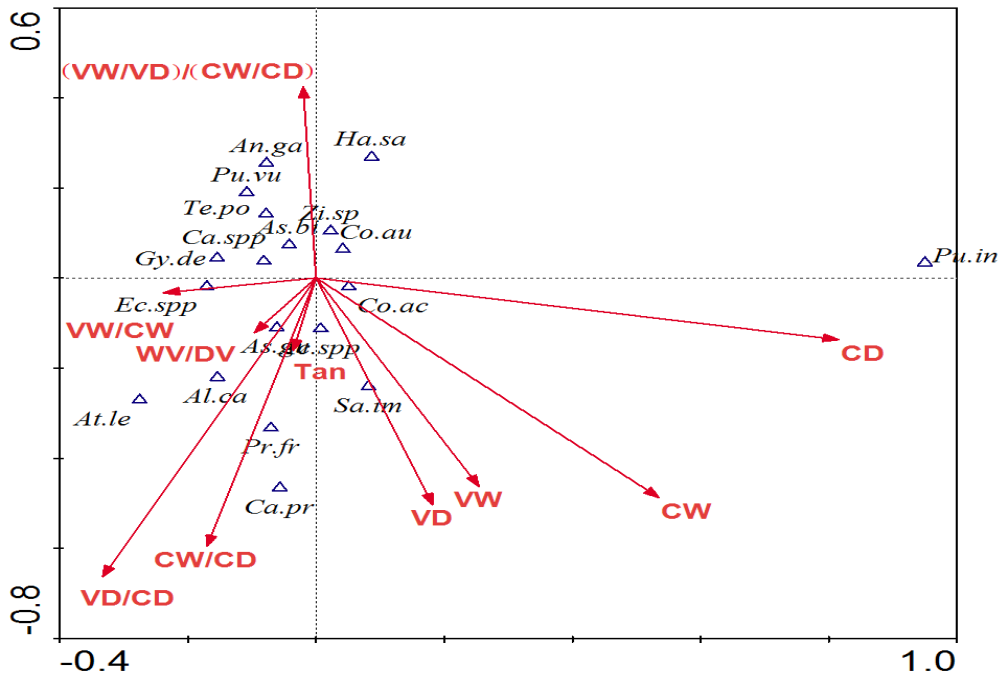
محور ۴	محور ۳	محور ۲	محور ۱	مقادیر
۳۷/۵۰	۳۲/۴۰	۲۵/۹۰	۱۴/۲۰	واریانس درصد تجمعی
۳/۰۰	۳/۲۶	۳/۸۶	۳/۲۱	طول گرادیان
۰/۱۶	۰/۲۱	۰/۳۸	۰/۴۶	مقدار ویژه
۳/۲۶۷				کل واریانس اندازه‌گیری شده در داده‌های گونه

دو محور بیشترین درصد واریانس گونه‌ها را نشان می‌دهند.

نمودار پراکنش گونه‌های گیاهی تحت تاثیر عوامل محیطی که در تجزیه و تحلیل CCA ترسیم شده است با نتایج مربوط به تجزیه و تحلیل DCA همخوانی دارد (شکل ۴). در جدول (۸) خلاصه آمار حاصل از رج‌بندی داده‌های گونه‌ای با عوامل ژئومتری آبراهه‌ها نمایش داده شده است در این جدول مقادیر ویژه، همبستگی گونه‌محیط، داده‌های گونه‌ای نسبت محورهای گونه‌محیط و مجموع مقادیر ویژه استاندارد شده مشخص می‌باشد. همانگونه که از جدول استنباط می‌شود مقادیر ویژه برای محورهای اول دوم بیشتر از سایر محورها می‌باشد و این

جدول ۸- مقادیر ویژه همبستگی بین محورهای گونه‌ای و محیطی

عامل	محور ۱	محور ۲	محور ۳	محور ۴	جمع
مقادیر ویژه	۰/۲۵۴	۰/۱۴۹	۰/۱۱۸	۰/۰۹۸	۳/۲۶۷
همبستگی گونه-مورفومتری آبراهه	۰/۷۸	۰/۷۳	۰/۷۰	۰/۷۲	
درصد واریانس تجمعی داده‌های گونه‌ای	۷/۸	۱۲/۳	۱۶/۰	۱۹/۰	
درصد واریانس تجمعی همبستگی گونه-مورفومتری	۲۹	۴۶	۵۹/۵۰	۷/۶۰	
مجموع مقادیر ویژه مستقل					۳/۲۶۷
مجموع مقادیر ویژه استاندارد شده					۰/۸۷۷



شکل ۴- نمودار تاثیر مورفومتری آبراهه بر پراکنش گونه‌های گیاهی با استفاده از تکنیک CCA

نتایج ارائه شده در جدول ۹ نشان می‌دهد که عوامل مورفومتری کانال آبراهه با محورهای اول و دوم گونه‌ای (SPX1 و SPX2) و محورهای اول و دوم محیطی (ENX1 و ENX2) همبستگی بالاتری نسبت به سایر محورها دارند. لذا استفاده از محورهای اول و دوم می‌تواند بیشترین توزیع تفکیک گونه‌ای را در طول محور رجندی نشان دهد. نتایج حاصل از آزمون مونت کارلو برای تعیین همبستگی گونه با محیط نیز بیانگر معنی‌داری رابطه عوامل مورفومتری با گونه‌ها بوده است ( $P \leq 0/05$ ).

در جدول ۹ ضرایب همبستگی بین محورهای گونه‌ای (SPX)، محورهای محیطی (ENX) و عوامل مورفومتری نشان داده شده است. آمار جدول نشان می‌دهد که به ترتیب عامل‌های عمق کانال، عرض کانال و عمق دره/عمق کانال (با ضرایب همبستگی به ترتیب ۰/۶۳۹۳، ۰/۴۱۹۷، ۰/۲۶۱۳- با محورهای ۱ و ۲ گونه‌ای و همچنین به ترتیب با ضریب همبستگی ۰/۸۱۵۶، ۰/۵۳۵۴، ۰/۳۳۳- با محورهای ۱ و ۲ محیطی) بیشترین همبستگی را با محورهای ۱ و ۲ گونه‌ای و محیطی دارند. بنابراین از بین عامل‌های مورفومتری کانال آبراهه این سه عامل اثرگذاری بیشتری بر روی پراکنش گونه‌ها داشته‌اند.

جدول ۹- ضرایب همبستگی بین محورهای گونه‌ای (SPX)، محورهای محیطی و عوامل مورفومتری

	SPX1	SPX2	SPX3	SPX4	ENX1	ENX2	ENX3	ENX4
SPX1	۱							
SPX2	۰/۰۱۶۵	۱						
SPX3	۰/۰۵۱۷	۰/۰۰۶۳	۱					
SPX4	۰/۱۴۳۹	۰/۱۰۲۰	۰/۰۸۲۶	۱				
ENX1	۰/۷۸۳۸	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۱			
ENX2	۰/۰۰۰۰	۰/۷۳۳۲	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۱		
ENX3	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۷۰۲۶	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۱	
ENX4	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۷۲۱۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۱
VW	۰/۱۹۹۱	-۰/۳۳۹۱	-۰/۰۸۹۵	۰/۱۱۳۳	۰/۲۵۴۰	-۰/۴۶۲۵	-۰/۱۲۷۴	۰/۱۵۷۱
VD	۰/۱۴۲۶	-۰/۳۶۸۴	-۰/۳۳۶۲	-۰/۱۱۳۶	۰/۱۸۱۹	-۰/۵۰۲۴	-۰/۴۶۴۳	-۰/۱۵۷۵
CW	۰/۴۱۹۷	-۰/۳۵۷۵	-۰/۳۳۸۰	۰/۲۲۰۶	۰/۵۳۵۴	-۰/۴۸۷۵	-۰/۳۳۸۸	۰/۳۰۶۰
CD	۰/۶۳۹۳	-۰/۱۰۰۱	-۰/۱۹۶۰	۰/۰۷۰۱	۰/۸۱۵۶	-۰/۱۳۶۶	-۰/۲۷۹۰	۰/۰۹۷۲
TAN	-۰/۰۲۸۰	-۰/۱۱۷۷	-۰/۰۳۷۶	-۰/۴۴۰۷	-۰/۰۳۵۷	-۰/۱۶۰۶	-۰/۰۵۳۵	-۰/۶۱۱۲
WV/DV	-۰/۰۷۵۴	-۰/۰۸۸۸	۰/۳۱۰۰	۰/۴۴۹۵	-۰/۰۹۶۲	-۰/۱۲۱۲	۰/۴۴۱۲	۰/۶۲۳۴
CW/CD	-۰/۱۳۳۴	-۰/۴۳۶۴	۰/۰۵۵۵	۰/۲۳۵۹	-۰/۱۷۰۲	-۰/۵۹۵۲	۰/۰۷۹۰	۰/۳۲۷۲
VW/CW	-۰/۱۸۶۵	-۰/۰۲۳۹	۰/۲۷۴۲	۰/۰۴۹۴	-۰/۲۳۸۰	-۰/۰۳۲۶	۰/۳۹۰۳	۰/۰۶۸۶
VD/CD	-۰/۲۶۱۳	-۰/۴۸۶۰	-۰/۱۹۷۳	-۰/۲۷۳۸	-۰/۳۳۳۳	-۰/۶۶۲۹	-۰/۲۸۰۹	-۰/۳۷۹۷
(VW/CW)/ (CW/CD)	-۰/۰۱۵۸	-۰/۳۱۱۳	۰/۱۷۸۱	۰/۲۱۳۴	-۰/۰۲۰۲	۰/۴۲۴۵	۰/۲۵۳۵	۰/۲۹۵۹

### بحث و نتیجه‌گیری

در منطقه مطالعاتی اندازه‌گیری‌های میدانی و بررسی روابط میان خصوصیات مورفومتری کانال آبراهه و درصد تاج پوشش گیاهی در دشت پایکوهی بیانگر این مطلب است که تغییرات ابعاد آبراهه درصد تاج پوشش گیاهی را تحت تاثیر قرار می‌دهد (۱۲، ۲۲ و ۴۷). به طوری که با افزایش عرض کانال آبراهه و همچنین با افزایش عمق و عرض دره آبراهه درصد تاج پوشش گیاهی افزایش یافته است و با افزایش شیب کانال آبراهه درصد تاج پوشش گیاهی به دلیل افزایش قدرت و سرعت جریان و در نتیجه افزایش فرسایش و ناپایداری در کانال آبراهه کاهش می‌یابد (۴۴). البته با توجه به نتایج حاصل از مقایسه درصد تاج پوشش گیاهی در میان آبراهه‌هایی با مقیاس‌های مختلف عمق و عرض، رابطه مستقیم میان افزایش عمق و عرض آبراهه با درصد تاج پوشش گیاهی تنها در مورد آبراهه‌هایی با ابعاد کم و متوسط صحیح می‌باشد (۲۲) و آبراهه‌هایی با ابعاد بزرگ و مرطوب‌تر به دلیل افزایش قدرت و حجم جریان و نقش فرسایش درصد تاج پوشش گیاهی خصوصا در نواحی مرکزی آبراهه کاهش می‌یابد (۲۲ و ۲۶). از آنجا که افزایش ابعاد آبراهه و خصوصا عمق کانال آبراهه بیانگر افزایش شدت و قدرت جریان می‌باشد (۵)، نتایج این مطالعه بیانگر این مطلب

است که با افزایش نسبت عرض/عمق کانال آبراهه به دلیل اینکه ظرفیت بیشتری برای جذب و نگهداری رسوب و رطوبت فراهم می‌شود و همچنین آشفتنگی‌های حاصل از سیلاب کاهش می‌یابد درصد تاج پوشش گیاهی افزایش می‌یابد. این نتیجه با نتایج محقق قبلی در این زمینه منطبق می‌باشد (۴۴). این موضوع واضح است که با افزایش عرض دره آبراهه نسبت به عمق آن میزان نقش محافظتی دره آبراهه در مقابل اشعه مستقیم آفتاب در شرایط مناطق خشک کاهش می‌یابد. بنابراین با افزایش نسبت (عرض دره / عمق دره) (عرض کانال/عمق کانال) درصد تاج پوشش گیاهی در نواحی آبراهه‌ای کاهش می‌یابد این نتیجه با یافته محقق قبلی که نقش محافظتی دره آبراهه در مقابل اشعه مستقیم آفتاب را بر استقرار پوشش گیاهی در مناطق بیابانی موثر دانسته بود منطبق می‌باشد (۴۹). بررسی نتایج حاصل از مقایسه درصد تاج پوشش گیاهی در آبراهه‌هایی با عرض کوچک، متوسط و بزرگ و همچنین طول کوچک، متوسط و بزرگ بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در میان آن‌ها می‌باشد. به طوری که آبراهه‌های با عرض و عمق متوسط و بزرگ دارای درصد تاج پوشش گیاهی بیشتری نسبت به آبراهه‌های دارای عرض و همچنین عمق کوچک بودند. از آنجا که آبراهه‌های کوچک با توجه به ابعاد خود سریع‌تر اشباع از

استفاده شد. از آنجا که نتایج حاصل از DCA تفسیر مقدماتی را از پراکنش گونه‌های گیاهی با توجه به محورهای رسته‌بندی نشان داد در این مطالعه برای بررسی دقیق رابطه میان گونه‌های گیاهی و خصوصیات مورفومتری آبراهه نیاز به بررسی توسط یک از روش‌های آنالیز گرادیان مستقیم بود و با توجه به نتایج حاصل از آنالیز DCA از روش آنالیز تطبیقی متعارفی (CCA) برای رسته‌بندی گونه‌های گیاهی در ارتباط با تغییرات محیطی استفاده شد. نتایج حاصل از این آنالیز به خوبی بیانگر نقش عوامل مورفومتری بر پراکنش گونه‌های گیاهی بود. بر اساس این نتایج با افزایش عمق و عرض کانال آبراهه با توجه به این که ابعاد کانال افزایش یافته و رواناب بیشتری برای انتقال توسط آبراهه فراهم می‌شود امکان استقرار و حضور گونه‌های گیاهی کمتر می‌شود و این نتیجه با یافته‌های محققان قبلی منطبق می‌باشد (۱، ۲۹ و ۳۱). بنابراین بخش عمده گونه‌های گیاهی با افزایش ابعاد کانال آبراهه تراکم کمتری را خواهند داشت. همچنین بر اساس نتایج حاصل از این مطالعه از آنجا که با افزایش نسبت (عرض دره / عمق دره) / (عرض کانال / عمق کانال) وسعت اکوسیستم کنارزی آبراهه افزایش می‌یابد امکان استقرار و حضور گونه‌های مختلف گیاهی بیشتری فراهم می‌شود. نتایج محققان قبلی این نتیجه را تایید می‌کند (۴۴). غنای گونه‌های گیاهی اطراف آبراهه‌ها در دشت پایکوهی با افزایش ابعاد آبراهه از متوسط به سمت بزرگ و بسیار بزرگ کاهش می‌یابد. در آبراهه‌های دارای مقیاس بزرگ و خیلی بزرگ به دلیل کاهش نسبت عرض آبراهه/عرض کانال آبراهه وسعت اکوسیستم حدفاصل کانال و دیواره آبراهه که عمدتاً محل استقرار گونه‌های گیاهی است کاهش می‌یابد به همین دلیل رابطه همبستگی میان افزایش ابعاد آبراهه با افزایش تراکم پوشش گیاهی به دلیل کاهش مکان مناسب برای استقرار گیاهان و افزایش شدت سیلاب‌ها از آبراهه‌های کوچک تا متوسط مستقیم و قوی است اما از آبراهه‌های متوسط تا بزرگ و بزرگ‌تر مقیاس این رابطه معکوس و روند کاهشی را خواهد داشت این نتیجه با یافته‌های محقق قبلی منطبق می‌باشد (۲۶). هرچند آبراهه‌های با ابعاد بزرگ‌تر دارای گونه‌های مهاجم و غیربومی بیشتری نسبت به آبراهه‌های دارای درجه و ابعاد

سیلاب می‌شوند و کمترین بارشی نیز در آن‌ها سیلاب ایجاد می‌کند دارای رواناب‌های سریع‌تر و پر تکرارتری نسبت به آبراهه‌های بزرگ‌تر می‌باشند که برای ایجاد رواناب در آنها نیاز به بارندگی‌های شدیدتری و طولانی‌تری می‌باشد (۴۵). به همین دلیل در این آبراهه‌ها به دلیل آشفته‌گی‌های حاصل از سیلاب‌ها فرصت کمتری برای حفظ رسوب و استقرار پوشش گیاهی فراهم می‌شود (۴۴). همچنین با افزایش عمق و خصوصاً با افزایش نسبت عمق به عرض دره آبراهه، دیواره‌های آبراهه در مقابل بادهای خشک و سوزان مناطق خشک از گونه‌های گیاهی بهتر حفاظت می‌کنند و دیواره‌های آبراهه قادرند سایه مداوم‌تری را در مقابل تابش شدید اشعه آفتاب جهت حفاظت از رطوبت خاک و گیاهان در مناطق خشک فراهم نمایند (۳۰). به همین دلیل آبراهه‌هایی با ابعاد بزرگ‌تر نسبت به آبراهه‌های با عمق و عرض کوچک دارای درصد تاج پوشش گیاهی بیشتری می‌باشند. اما بین آبراهه‌هایی با عمق متوسط و بزرگ و همچنین بین آبراهه‌های دارای عرض متوسط و بزرگ تفاوت معنی‌داری دیده نشد. نتایج حاصل از این مطالعه نشان می‌دهد که افزایش عمق و عرض آبراهه تا حدی متوسط که عمدتاً شامل آبراهه‌هایی با ابعاد متوسط است هم برای حفاظت و نگهداری رطوبت (۴۴) و هم برای حفاظت از گیاهان در مقابل نور و باد مناسب است (۴۹) اما با افزایش بیشتر ابعاد آبراهه حجم و شدت سیلاب‌ها افزایش می‌یابد (۵) و افزایش شدت و حجم سیلاب سبب کاهش پوشش گیاهی می‌شود (۶، ۲۵ و ۴۳). بررسی وضعیت پراکنش تیپ‌های پوشش گیاهی با توجه به متغیرهای مورفومتری آبراهه با استفاده از آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) بیانگر تاثیرگذاری این متغیرها بر پراکنش جوامع گیاهی بود. به طوری که تیپ‌های گیاهی *An.ga*، *Pu.in* و *An.ga* به تغییرات متغیرهای ژئومرفیک حساسیت نشان دادند. تیپ گیاهی *As.bi-As.gu-Co.ac* تقریباً در همه بخش‌ها محور مختصات و خصوصاً نزدیک به مبدا مختصات پراکنده شده است و این بیانگر عدم حساسیت این تیپ به تغییرات متغیرهای ژئومرفیک است. پس از بررسی پراکنش تیپ‌های گیاهی برای بررسی جزئی و دقیق‌تر پراکنش گونه‌های گیاهی در این مطالعه ابتدا از روش آنالیز تطبیقی قوس‌گیر شده

که ترکیب جوامع گیاهی را تعیین می‌کند (۳ و ۲۶). مطالعه دقیق خصوصیات آبراهه‌ها با در نظر گرفتن عوامل محیطی و نقش این متغیرها بر پراکنش جوامع گیاهی بسیار مهم است (۲۱). نتایج حاصل از این تحقیق به خوبی نقش تغییرات مکانی خصوصیات مورفومتری آبراهه‌ها را بر پراکنش پوشش گیاهی نشان می‌دهد. به طوری که با تغییرات خصوصیات مورفومتری، پراکنش گونه‌های گیاهی و درصد تاج پوشش گیاهی در مکان‌های مختلف تحت تاثیر قرار گرفته است. بنابراین خصوصیات مورفومتری آبراهه‌ها از مهم‌ترین عوامل محیطی موثر بر پراکنش پوشش گیاهی در آبراهه‌های دشت‌سر فرسایشی مورد مطالعه می‌باشد.

کم بودند. ارتباط معکوس میان تراکم گیاهان بومی با آبراهه‌ها خیلی بزرگ در آبراهه‌های دشت پایکوهی منطبق با نتایج محقق قبلی در کارولینای آمریکا (۲۱) و در تناقض با مطالعات قبلی پوشش گیاهی اکوسیستم آبراهه‌ای در اروپا که در آبراهه‌های با ابعاد بزرگ و رودخانه‌های اصلی غنای پوشش گیاهی بیشتری را نسبت به آبراهه‌های با ابعاد کوچک‌تر یافتند می‌باشد (۲۹ و ۳۰). در حقیقت خصوصیات مکانی پوشش گیاهی در سیستم‌های آبراهه‌ای در مناطق مختلف ژئومرفیک-اقلیمی نقش خصوصیات ذاتی ژئومورفیک آبراهه را نشان می‌دهد و این خصوصیات با تاثیرگذاری بر رژیم هیدرولوژیکی، شدت سیلاب‌ها و میزان رسوبات و آشفته‌گی‌های هیدرولوژیکی بر روی جوامع گیاهی نواحی آبراهه‌ای تاثیرگذارند. فلور رویشی آبراهه‌های بزرگتر به‌سادگی فلور رویشی آبراهه‌های کوچک نیست. حفاظت و احیاء موفق جوامع گیاهی نیازمند اطلاعات راجع به فرآیندهایی است

## References

- Bendix, J, 1997. Flood disturbance and the distribution of riparian species diversity. *Geogr. Rev*, 87: 468–483.
- Betz, F., U. Halik., M. Kuba., A. Tayierjiang & B. Cyffka, 2015. Transverse and longitudinal variation in woody riparian vegetation along a montane river. *Aeolian Research*, 18: 23–34.
- Brierley, G.J & K. Fryirs, 2000. River Styles, a geomorphic approach to catchment characterization: Implications for river rehabilitation in Bega Catchment, New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 25: 661-679.
- Brinson, M.M & R. Rheinhardt, 1996. The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecological Applications*, 6:69–76.
- Bull, W.B, 1979. Threshold of critical power in streams. *Geol. Soc. Am. Bull. Part I* 90, 453–464.
- Castelli, R.M., J.C. Chambers & R.J. Tausch, 2000. Soil-plant relations along a soil-water gradient in Great Basin riparian meadows. *Wetlands*, 20: 251-266.
- Chase, J.M., 2003. Community assembly: when should history matter?. *Oecologia*, 136:489-498.
- Chen, Y., W. Li., C. Xu., Z. Ye & Y. Chen, 2015. Desert riparian vegetation and groundwater in the lower reaches of the Tarim River basin. *Environ Earth Sci*, 73 (2): 547-558.
- Deng, Q., F. Qin., B. Zhang., H. Wang., M. Luoa., C. Shu & H. Liu, 2015. Characterizing the morphology of gully cross-sections based on PCA: A case of Yuanmou Dry-Hot Valley. *Geomorphology*, 228: 703–713.
- De Gruchy, M.A., U. Matthes., J.A. Gerrath & D.A. Larson, 2001. Natural recovery and restoration potential of severely disturbed talus vegetation at Niagara Falls: assessment using a reference system. *Restoration Ecology*, 9:311–325.
- Engelhardt, M.B, 2009. Geomorphic Controls on Great Basin Riparian Vegetation at the Watershed and Process Zone Scales, A MSc thesis in Natural Resources and Environmental Science., University of Nevada, Reno.
- Friedman, J.M., G.T. Auble., E.D. Andrews., G. Kittel., R.F. Madole., E.R. Griffin & T.M. Allred, 2006. Transverse and longitudinal variation in woody riparian vegetation along a montane river. *Western North American Naturalist*, 66: 78–91.
- Gabet, E.J. & A. Bookter, 2008. A morphometric analysis of gullies scoured by post-fire progressively bulked debris flows in southwest Montana, USA. *Geomorphology*, 96 (3–4): 298–309.
- Green, A.N., J.A. Goff & R. Uken, 2007. Geomorphological evidence for upslope canyonforming processes on the northern KwaZulu-Natal shelf, SW Indian Ocean, South Africa. *Geo-Mar. Lett*, 27 (6): 399–409.

15. Gould, W.A. & M.D. Walker, 1997. Landscape-scale patterns in plant species richness along an arctic river. *Canadian Journal of Botany*, 75: 1748-1765.
16. Graeme, D. & D.L. Dunkerley, 1993. Hydraulic resistance by the river red gum, *Eucalyptus camaldulensis*, in ephemeral desert streams. *Australian Geographical Studies*, 31:141-154.
17. Harris, R.R., 1999. Defining reference conditions for restoration of riparian plant communities: examples from California, USA. *Environmental Management*, 24:55-63.
18. Haseb-Karaji, advisor engineering, 2007. Administrative studies and project management of arid lands (Alamardasht-Lamerd), Department of Natural Resources of Fars province, Office of the desert. Pages: 134.
19. Huang, H.Q. & G.C. Nanson, 1997. Vegetation and Channel Variation: A Case Study of Four Small Streams in Southeastern Australia. *Geomorphology*, 18:237-249.
20. Hughes, F.R., A. Colston & J.O. Mountford, 2005. Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. *Ecology and Society*, 10(1):12
21. Hupp, C.R., 2000. Hydrology, geomorphology and vegetation of Coastal Plain rivers in the south-eastern USA. *Hydrological Processes*, 14: 2991-3010.
22. Hupp, C.R. & W.R. Osterkamp, 1985. Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Ecology*, 66:670-681.
23. Lane, C.P. & H.D. Trexler, 2009. Generating quantitative regional plant community descriptions for restoration. *Restoration Ecology*, 17: 42-50.
24. Liu, D., P. Diplas., C.C. Hodges & J.D. Fairbanks, 2010. Hydrodynamics of flow through double layer rigid vegetation. *Geomorphology*, 116: 286-296.
25. Loheide, S.P & S.M. Gorelick, 2007. Riparian hydroecology: A coupled model of the observed interactions between groundwater flow and meadow vegetation patterning. *Water Resources Research*, 43: article W07414.
26. Matthews, E.R., 2011. Piedmont Alluvial Vegetation: Classification, Geographic Variation, and Restoration., PhD thesis in Ecology, University of North Carolina.
27. Meyer, J.L., D.L. Strayer., J.B. Wallace., S.L. Eggert., G.S Helfman & N.E. Leonard, 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, 43: 86-103
28. Mouillot, D., 2007. Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *Journal of Applied Ecology*, 44: 760-767.
29. Mouw, J.E.B., J.A. Stanford & P.B. Alaback, 2009. Influences of flooding and hyporheic exchange on floodplain plant richness and productivity. *River research and applications*, 25: 929-945.
30. Naiman, R.J., H. Décamps & M.E. McClain, 2005. *Riparia – Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, Burlington, MA, US.
31. Nilsson, C.G., M. Grelsson., Johansson & U. Sperens, 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology*, 70: 77-84.
32. Nilsson, C., A. Ekblad., M. Dynesius., S. Backe., M. Gardfjell., B. Carlberg., S. Hellqvist & R. Jansson, 1994. A comparison of species richness and traits of riparian plants between a main river channel and its tributaries. *Journal of Ecology*, 82: 281-295.
33. Osterkamp, W.R & C.R. Hupp, 1996. *Fluvial geomorphology and vegetation - Preface*. *Geomorphology*, 14: 275.
34. Palmer, M., J.D. Allan., J. Meyer & Bernhardt, E.S, 2007. River restoration in the twenty-first century: data and experiential knowledge to inform future efforts. *Restoration Ecology*, 15: 472-481.
35. Pizzuto, J.E., M.A. O'Neal & S.N. Stotts, 2010. On the retreat of forested, cohesive riverbanks. *Geomorphology*, 116: 341-352.
36. Pollen-Bankhead, N.L & A. Simon, 2010. Hydrologic and hydraulic effects of riparian root networks on streambank stability: Is mechanical root-reinforcement the whole story? *Geomorphology*, 116: 353-362.
37. Renofalt, B.M., C. Nilsson & R. Jansson, 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography*, 32: 2025-2037.
38. Renofalt, B.M., R. Jansson, & C. Nilsson, 2005. Spatial patterns of plant invasiveness in a riparian corridor. *Landscape Ecology*, 20: 165-176.
39. Rheinhardt, R.D., M.M. Brinson., R.R. Christian., K.H. Miller & G.F. Meyer, 2007. A reference-based framework for evaluating the ecological condition of stream networks in small watersheds. *Wetlands*, 27: 524-542.
40. Rheinhardt, R.D., M. McKenney-Easterling., M.M. Brinson., J. Masina-Rubbo., R.P. Brooks, D.F. Whigham., D. O'Brien., J.T. Hite & B.K. Armstrong, 2009. Canopy composition and forest structure provide restoration targets for low-order riparian ecosystems. *Restoration Ecology*, 17: 51-59.

41. Richardson, J.S., R.J. Naiman, F.J. Swanson & D.E. Hibbs, 2005. Riparian communities associated with Pacific Northwest headwater streams: assemblages, processes, and uniqueness. *Journal of the American Water Resources Association*, 41: 935-947.
42. Stephenson, N.L., 1999. Reference conditions for giant sequoia forest restoration: structure, process, and precision. *Ecological Applications*, 9:1253-1265.
43. Stromberg, J.C., R. Tiller & B.D. Richter, 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*, 6: 113-131.
44. Sutfin, N.A., J.R. Shaw., E.E. Wohl & D.J. Cooper, 2002. A geomorphic classification of ephemeral channels in a mountainous arid region, southwestern Arizona, USA. *Geomorphology*, 221: 164-175.
45. Tucker, G.E., L. Arnold., R.L. Bras., H. Flores., E. Istanbulluoglu & P. Solyom, 2006. Headwater channel dynamics in semiarid rangelands, Colorado high plains, USA. *Geol. Soc. Am. Bull*, 118: 959-974.
46. Turner, M.G., S.E. Gergel., M.D. Dixon & J.R. Miller, 2004. Distribution and abundance of trees in floodplain forests of the Wisconsin River: Environmental influences at different scales. *Journal of Vegetation Science*, 15: 729-738.
47. Wasklewicz, T.A., 2001. Riparian vegetation variability along perennial streams in central Arizona. *Physical Geography*, 22: 361-375.
48. Wharton, C.H., W.M. Kitchens., E.C. Pendleton & T.W. Sipe, 1982. The ecology of bottomland hardwood swamps of the southeast: A community profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, Washington, D.C. FWS/OBS-81/37. 133 pp.
49. Zhang, J.H., G. Tian., Y. Li & M. Lindstrom, 2003. Requirements for success of reforestation projects in a semiarid low-mountain region of the Jinsha River Basin, Southeastern China. *Geomorphology Land Degrad. Dev*, 13: 395-401.
50. Zong, L. & H. Nepf, 2010. Flow and deposition in and around a finite patch of vegetation. *Geomorphology*, 116: 363-372.