

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



بنیاد نخبگان نیروهای مسلح



بررسی پایداری هیدرولوژیکی در پایین دست سدها با هدف تعیین حداقل
نیاز آبی زیست محیطی (مطالعه موردی حوضه آبریز دریاچه ارومیه)

مجری:

سید هادی ابطحی

آذر ۱۳۹۵

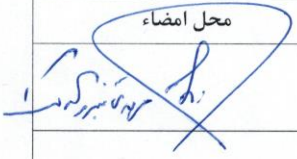
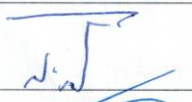
تشکر

در تمام مراحل حیات دنیوی و اخروی، شکر بی حد و نهایت و ابدی فقط به درگاه حق تعالی بوده، هست و خواهد بود، که در قرآن کریم - معجزه الهی پیامبر مکرم اسلام، و احادیث ائمه معصوم مکرراً به آن اشاره شده است، و در این مرحله از زندگی هم، جزء دیگری از نعمات و معجزات بی حد و نهایت خود را، که همان فرصت اعلام قدردانی، از اشخاصی که در این طرح پژوهشی از مشورت های ایشان استفاده شده است، را هم بوجود آورد.

اینجانب مراتب قدردانی خود را از پدر و مادرم، یعنی همان دو نعمت بی نظیر الهی به من، تعدادی از کارگران، کارمندان، معاونین، روساء، مدیران، اعضای هیئت علمی، و سایر مسئولین محترم، در شرکت سهامی آب منطقه ای استان آذربایجان غربی، شرکت مدیریت منابع آب ایران، وزارت نیرو، دانشگاه ارومیه، پژوهشکده مطالعات دریاچه ارومیه، سازمان حفاظت محیط زیست استان آذربایجان غربی، سازمان حفاظت محیط زیست ایران، شرکت های مهندسی مشاور، بنیاد ملی نخبگان، بنیاد نخبگان نیروهای مسلح، شرکت های پیمانکاری، که مشورت های ایشان در این طرح پژوهشی مورد استفاده قرار گرفت، اعلام می نمایم.

فرم صورتجلسه دفاع پرونده نخبگان و استعداد های برتر وظیفه

در جلسه دفاع مورخ ۱۳۹۵/۰۹/۲۲ پروژه تحقیقاتی آقای سیدهادی ابطحی با عنوان بررسی
پایداری هیدرولوژیکی در پایین دست سدها با هدف تعیین حداقل نیاز آبی زیست محیطی (مطالعه موردی حوضه آبریز
دریاچه ارومیه) با حضور اعضای هیات داوران، مطرح و به تأیید رسید.

ردیف	سمت	نام و نام خانوادگی	محل امضاء
۱	استاد راهنما	دکتر مهدی قنبرزاده	
۲	استاد مشاور		
۳	داور	دکتر کامران زینالزاده	
۴	داور	مهندس مسعود طالبیان	
۵	داور	مهندس مهرنگ دوستی رضایی	
۶	داور	مهندس یاسر رهبردین	
۷	داور		

مهر و امضای کارفرما

مهندس کیومرث دانشجو
رئیس هیأت مدیره و مدیر عامل
شرکت آب منطقه ای استان آذربایجان غربی

فهرست مطالب

فصل اول: مقدمه، بیان مسأله و اهداف..... ۱-۶

..... ۱-۱-مقدمه

..... ۱-۲- بیان مسأله

..... ۱-۳- اهداف

..... ۱-۴- ساختار طرح پژوهشی

..... ۱-۵- فرضیات

فصل دوم: کلیات و مطالعات پیشین..... ۷-۸۳

..... ۲-۱- مقدمه

..... ۲-۲- جریان‌های زیست محیطی

..... ۲-۲-۱- اهداف برقراری جریان زیست محیطی در رودخانه ها و تعاریف مصطلح

..... ۲-۲-۱-۱- جریان حداقل

..... ۲-۲-۱-۲- جریان درون رودخانه‌ای

..... ۲-۲-۱-۳- جریان زیست محیطی

..... ۲-۲-۲- فرضیات مورد استفاده در تعیین جریان‌های زیست محیطی

..... ۲-۳- طبقه‌بندی روش‌های تعیین جریان زیست محیطی

..... ۲-۳-۱- طبقه بندی اتحادیه جهانی حفاظت از منابع طبیعی

.....	۲-۳-۱-۱-جداول جستجو
.....	۲-۳-۱-۲-تحلیل های رومیزی
.....	۲-۳-۱-۳-تحلیل های عملکردی
.....	۲-۳-۱-۴-مدلسازی زیستگاه هیدرولیکی
.....	۲-۳-۲-طبقه بندی بانک جهانی
.....	۲-۳-۳-طبقه بندی مؤسسه بین المللی مدیریت منابع آب
.....	۲-۳-۳-۱-روش های هیدرولوژیکی
.....	۲-۳-۳-۲-روش های درجه بندی هیدرولیکی
.....	۲-۳-۳-۳-روش های شبیه سازی زیستگاه
.....	۲-۳-۳-۴-روش های جامع
.....	۲-۳-۳-۵-روش های ترکیبی و سایر روش ها
.....	۲-۴-مزایا و معایب روش های مختلف ارزیابی جریان زیست محیطی
.....	۲-۵-انتخاب روش مناسب ارزیابی جریان زیست محیطی
.....	۲-۶-گرایش نقاط مختلف جهان در بکارگیری روش های مختلف
.....	۲-۷-مروری بر پرکاربردترین روش های ارزیابی جریان زیست محیطی
.....	۲-۷-۱-روش تنانت
.....	۲-۷-۲-تحلیل منحنی تداوم جریان و شاخص های منفرد جریان کم آبی
.....	۲-۷-۳-روش تگزاس
.....	۲-۷-۴-روش جریان پایه آبزبان
.....	۲-۷-۵-روش اسمختین
.....	۲-۷-۶-روش محیط خیس شده
.....	۲-۷-۷-روش افزایش جریان درون رودخانه ای

-۲-۷-۸- سیستم شبیه سازی زیستگاه فیزیکی
-۲-۷-۹- روش واکنش پایین دست به تغییرات اعمال شده جریان
-۲-۷-۱۰- انتقال منحنی تداوم جریان
-۲-۷-۱۱- روش ذخیره رومیزی
-۲-۷-۱۱-۱- شاخص‌های تغییرپذیری جریان
-۲-۷-۱۱-۲- برآورد مؤلفه‌های
-۲-۷-۱۱-۳- نیازهای جریان پرآبی
-۲-۷-۱۲- روش محدوده تغییرپذیری
-۲-۸- مروری بر مطالعات انجام شده

فصل سوم: مواد و روش‌ها.....۸۴-۹۵

-۳-۱- حوضه آبریز دریاچه ارومیه
-۳-۱-۱- مهابادچای
-۳-۱-۱-۱- محل ورود رودخانه مهابادچای به سد مهاباد، بر روی رودخانه مهابادچای
-۳-۱-۲- شهرچای
-۳-۱-۲-۱- محل ورود رودخانه شهرچای به سد شهرچای، بر روی رودخانه شهرچای
-۳-۱-۳- زرینه رود
-۳-۱-۳-۱- محل ورود زرینه رود به سد بوکان، بر روی رودخانه زرینه رود
-۳-۱-۳-۲- محل ورود رودخانه ساروقچای به سد ساروق، بر روی رودخانه ساروق چای
-۳-۱-۴- زولاچای
-۳-۱-۴-۱- محل ورود رودخانه زولا به سد زولاچای، بر روی رودخانه زولاچای
-۳-۲- روشهای تعیین جریان زیست محیطی در رودخانه‌ها

.....۳-۲-۱- روش تنانت

.....۳-۲-۲- روش تسمن

.....۳-۲-۳- شاخص‌های تداوم جریان

.....۳-۲-۳-۱- توانایی‌ها، کاربردها و محدودیت‌های منحنی‌های تداوم جریان (FDCs)

.....۹۶-۱۴۸ بحث و نتایج

.....۴-۱- مقدمه

.....۴-۲- روش‌های هیدرولوژیکی

.....۴-۲-۱- روش تنانت

.....۴-۲-۱-۱- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش(الف) Tennat و (ب) Tennat تصحیح

.....شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد مهاباد بر روی رودخانه مهابادچای

.....۴-۲-۱-۲- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش(الف) Tennant و (ب) Tennant

.....تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد بوکان بر روی رودخانه زرينه رود

.....۴-۲-۱-۳- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش(الف) Tennant و (ب) Tennant

.....تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو، در پائین دست سد شهرچای بر روی رودخانه شهرچای

.....۴-۲-۱-۴- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش(الف) Tennant و (ب) Tennant

.....تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد زولا بر روی رودخانه زولاچای

.....۴-۲-۱-۵- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش(الف) Tennant و (ب) Tennant

.....تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد ساروق بر روی رودخانه ساروق چای

.....۴-۲-۲- روش تسمن

.....۴-۲-۲-۱- پائین دست سد مهابادچای

.....	۴-۲-۲-۲- پائین دست سد زرینه رود
.....	۴-۲-۲-۳- پائین دست سد شهرچای
.....	۴-۲-۲-۴- پائین دست سد زولاچای
.....	۴-۲-۲-۵- پائین دست سد ساروق چای
.....	۴-۲-۳- روش منحنی تداوم جریان
.....	۴-۲-۳-۱- پائین دست سد مهابادچای
.....	۴-۲-۳-۲- پائین دست سد زرینه رود
.....	۴-۲-۳-۳- پائین دست سد شهرچای
.....	۴-۲-۳-۴- پائین دست سد زولاچای
.....	۴-۲-۳-۵- پائین دست سد ساروق چای
.....	۴-۲-۳-۳- روش اسمختین
.....	۴-۲-۳-۱- پائین دست سد مهابادچای
.....	۴-۲-۴-۲- پائین دست سد زرینه رود
.....	۴-۲-۴-۳- پائین دست سد شهرچای
.....	۴-۲-۴-۴- پائین دست سد زولاچای
.....	۴-۲-۴-۵- پائین دست سد ساروق چای
.....	۴-۳- مقایسه و تحلیل نتایج روش های تعیین جریان زیست محیطی

۴-۳-۱- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین دست سد
مه‌بادچای در مه‌بادچای.....

۴-۳-۲- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین دست سد
بوکان در رودخانه زرینه رود.....

۴-۳-۳- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین دست سد
شهرچای در شهرچای.....

۴-۳-۴- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین دست سد
زولا در زولاچای.....

۴-۳-۵- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین دست سد
ساروق در رودخانه ساروقچای.....

مراجع..... ۲۱۲-۲۳۲

چکیده :

رودخانه ها و آب موجود در آن ها، بعنوان جزئی از نعمت ها و معجزات بی حد و نهایت الهی، سامانه های زنده ای می باشند، که نسبت به هر گونه اختلال کمی و کیفی، واکنش نشان می دهند و اسراف در مصرف این مایع حیاتی، چنان پست است، که در قرآن از شخص اسراف کار بعنوان برادر شیطان یاد شده است. به منظور مدیریت پایدار شرایط زیست محیطی رودخانه، نیازهای زیست محیطی اغلب بصورت مجموعه‌ای از دبی‌های جریان با مقدار، زمان وقوع، فراوانی و دوام جریان معین تعریف می‌شوند. این جریان‌ها که شرایط مستعد نگهداری مجموعه‌ای از زیستگاه های آبی و فرآیندهای اکوسیستم را فراهم می کنند، در ادبیات موضوع تحت عناوین جریان زیست محیطی، نیاز آب زیست محیطی، تقاضای آب زیست محیطی، شناخته شده و محاسبه این جریان‌ها، ارزیابی جریان زیست محیطی نامیده می شود. حوضه آبریز دریاچه ارومیه بعنوان یکی از شش حوضه اصلی ایران، و دریاچه ارومیه بعنوان یکی از تالاب های بین المللی ایران از لحاظ اکولوژیکی و هیدرولوژیکی دارای اهمیت فراوان بین المللی و ملی میباشد، که در سال های اخیر دچار مخاطرات زیست محیطی شده، و بجهت نقش موثر احداث سدها بر این مخاطرات، محاسبه حق آبه زیست محیطی پائین دست سدهای مهابادچای، زرینه رود، شهرچای، زولاچای و ساروق چای در حوضه آبریز دریاچه ارومیه، و تحلیل پایداری هیدرولوژیکی در پائین دست آن ها، مورد بررسی قرار گرفت. در این تحقیق از چند روش گواهی شده هیدرولوژیکی شامل روشهای تنانت(و تنانت تصحیح شده بوسیله وزارت نیرو)، تسمن، اسمختین و منحنی تداوم جریان استفاده شد. نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد، علیرغم عدم تحقیقات اکولوژیکی، استفاده از روشهای مورد اشاره، و علی الخصوص روش تنانت تصحیح شده، تا حدی منجر به نتایج معقولی می شود.

کلمات کلیدی: حق آبه زیست محیطی، پایداری هیدرولوژیکی، پائین دست سدها، دریاچه ارومیه.

فصل اول:

مقدمه، بیان مساله و اهداف

۱-۱-مقدمه

مؤسسه بین المللی مدیریت آب (IWMI)^۱، شاخصی به عنوان شاخص تنش آب معرفی نموده است، که نشان می دهد چه درصدی از آب قابل استفاده، توسط انسان مورد مصرف قرار می گیرد و این مصرف تا چه حد با نیاز آب زیست محیطی رودخانه تداخل دارد [۱۰۲].

بیان، تراز نامه بین داشته ها و برداشت ها و در مورد منابع آب بین عوامل ورودی و عوامل خروجی آب در یک حوزه آبریز، یک محدوده مطالعاتی و یا یک آبخوان در زمان معین می باشد. در بیان بایستی موازنه بین این دو گروه عوامل برقرار گردد. در محدوده ها یا آبخوان هایی که مجموع حجم آب های ورودی با مجموع حجم آبهای خروجی تقریباً یکسان می باشد، بیان حالت تعادل را نشان می دهد. ولی چنانچه در یک محدوده یا یک آبخوان، تعادل بین این دو گروه موجود نباشد و مجموع حجم عوامل خروجی که برداشت آب برای مصارف مهمترین آن است، بیش از حجم عوامل ورودی باشد، بیان آب متعادل نبوده و اضافه برداشت از ذخایر ثابت آب، به کمک عوامل ورودی می آید، تا موازنه برقرار گردد. در این حالت بیان را منفی می نامند. با برقراری بیان، وضعیت پتانسیل آب در یک محدوده مطالعاتی یا آبخوان معلوم می شود و براساس نتایج آن، می توان امکان توسعه بهره برداری از منابع آب را برآورد نمود و همچنین، در محدوده های دارای بیان منفی، چگونگی کنترل اضافه برداشت را بررسی کرد [۲۵].

¹ International Water Management Institute

ممانعت و یا رفع ممنوعیت بهره برداری از یک محدوده، تنها بخشی از یک مدیریت منسجم منابع آب بوده و صرفاً عاملی بازدارنده می باشد؛ با این وجود لازم است همواره روش های مطالعاتی دیگری نیز، برای نجات آبخوان یک دشت مد نظر قرار گیرد، به بیان دیگر باید طوری با منابع رفتار گردد که ارزش آنها برای نسل های آینده حفظ گردد[۸۸].

رودخانه ها از جمله سیستم های اکولوژیکی دینامیکی می باشند که نسبت به هر گونه اختلالی در حوضه آبریزشان واکنش نشان می دهند. وضعیت های فیزیکی، شیمیایی و حرارتی (اجزای غیر زنده یک اکوسیستم) در رودخانه ها، محیطی را فراهم می کند که بیانگر وجود گیاهان و جانوران رودخانه ای در آن می باشد[۱۰۸].

اجزا اکوسیستم یک رودخانه به یکدیگر مرتبط می باشند، بگونه ای که اختلال در یکی از اجزا منجر به واکنش تمام سیستم خواهد شد. برای مثال، یک سد بزرگ می تواند مهاجرت ماهی ها به محل های تخم ریزی در ابتدای آبراهه را متوقف کند، ماهیگیری دریایی را در دیگر انتهای سیستم تحت تاثیر قرار دهد و با تاثیر بر سیلاب ها، پوشش گیاهی در سیلابدشت ها را از بین ببرد. پاکسازی پوشش گیاهی دیواره رودخانه نیز می تواند به ریزش دیواره، افزایش بار رسوبی در رودخانه، مسدود کردن آبشش های ماهی ها و پوشاندن محل های تخم ریزی آن ها، همچنین تنزل زندگی در پایین دست سدها، منتهی شود. بنابراین در مدیریت رودخانه می بایست کلیه واکنش های احتمالی به یک اختلال برنامه ریزی شده مد نظر قرار گیرد[۷۵، ۱۰۸].

آب از نقطه نظر کیفی و کمی یکی از مهمترین بخش های هر اکوسیستم می باشد. کاهش مقدار آب و تقلیل کیفیت آن، هردو اثرات منفی گسترده ای بر اکوسیستم خواهند داشت. محیط زیست دارای ظرفیت خودپالایی طبیعی و قابلیت انعطاف نسبت به کمبودهای آبی است. اما وقتی این کمبودها از حد مشخصی تجاوز نمایند، تنوع زیستی از دست می رود، معیشت تحت تاثیر قرار می گیرد، منابع غذایی طبیعی (برای مثال ماهی ها) در معرض خطر قرار گرفته و همچنین هزینه های بالای تصفیه و احیای مجدد بر مجموعه مدیریتی تحمیل خواهد شد[۱۰۲].

در طی تحقیقی در سال ۱۹۹۶ اعلام شد، که بیش از نصف آبهای سطحی قابل دسترس دنیا، توسط بشر برداشت شده و پیش‌بینی شد، که تا سال ۲۰۲۵ این مقدار به بیش از ۷۰٪ افزایش یابد [۱۲۶]. توسعه منابع آبی از قبیل آبگیرها و سدهای انحرافی، انتقال آب بین حوضه‌ای، برداشت‌های رودخانه‌ای، بهره‌برداری از سفره‌های آب زیرزمینی برای استفاده‌های اولیه کشاورزی، تولید برق از منابع آبی، تأمین آب صنعتی و خانگی، در سطح جهانی اثرات بی‌سابقه‌ای بر اکوسیستم‌های رودخانه‌ای داشته‌اند و عمده این اثرات ناشی از تغییرات رژیم هیدرولوژیکی طبیعی می‌باشد [۱۳۳].

اکوسیستم‌ها محدوده وسیعی از خدمات و سرویس‌ها را برای بشر فراهم می‌کنند [۷۸]. اکوسیستم‌های آب شیرین و به همراه آنها خدماتی که این اکوسیستم‌ها فراهم می‌کنند، با شدت زیادی در حال مصرف شدن می‌باشند [۱۱۷]. برآورد ارزش کلی خدمات اکوسیستم‌های آب شیرین از قبیل تولید ماهی، نگهداری آب‌های زیرزمینی و تعدیل اقلیم، کار دشواری است. در بررسی‌هایی که توسط Constanza و همکاران (۱۹۹۷) انجام شد، ارزش این خدمات در حدود ۵ تریلیون دلار در سال تخمین زده شد [۷۸].

طی قرن‌ها، توسعه منابع آب با هدف افزایش سطح رفاه عمومی صورت گرفته است. در قرن گذشته، اثرات منفی ناشی از انجام فعالیت‌های توسعه منابع آب در مناطق بالا دست بر روی اکوسیستم‌های مناطق پایین دست در سیستم رودخانه‌ها مشهود بوده است [۱۱۴].

بیش از ۶۰ درصد رودخانه‌های دنیا بوسیله تغییرات هیدرولوژیکی تکه تکه شده‌اند و فقط ۲۱ رودخانه بلندتر از ۱۰۰۰ کیلومتر باقی مانده است که تا دریا ادامه دارد [۱۲۸]. همچنین ۷۷٪ از کل دبی ۱۳۹ مورد از بزرگترین سیستم‌های رودخانه‌ای در آمریکای شمالی، اروپا و اتحاد شوروی سابق، بطور شدید یا متوسط به وسیله سدها، انتقالات بین حوضه‌ای و برداشت‌های آب سطحی تحت تأثیر قرار گرفته‌اند. بعلاوه مناطق بزرگی در یک سوم شمالی دنیا، کلاً فاقد رودخانه‌های بزرگ تنظیم نشده هستند [۸۴]. با توجه به اکثر تخمین‌های اخیر، بیش از ۴۵۰۰۰ (و احتمالاً نزدیک به ۴۸۰۰۰) سد بزرگ در بیش از ۱۴۰ کشور و بیش

از ۸۰۰۰۰۰ سد کوچک در سرتاسر دنیا وجود دارد [۱۵۶]. بهره برداری بیش از حد از منابع آب های سطحی باعث عدم توجه به تأمین نیاز آب زیست محیطی اکوسیستم های پایین دست شده است [۱۳۹].

۱-۲- بیان مسأله

ایران با واقع شدن در منطقه ای خشک و نیمه خشک، از یک سوم بارندگی متوسط جهانی (۲۵۰ میلی متر بارندگی در سال معادل ۴۱۳ میلیارد متر مکعب در سال) برخوردار می باشد و این درحالیست که افزایش جمعیت و توسعه روزافزون فعالیت های انسانی، موجبات رشد بسیار سریع تقاضای آبی کشور را فراهم کرده است. بررسی آمار و ارقام موجود مؤید آن است که از حدود ۱۲۷۰۰۰ میلیون متر مکعب منابع آب تجدید شونده کشور، مصارف آبی فعلی بالغ بر ۸۰۰۰۰ میلیون متر مکعب است و این میزان تا سال ۱۴۰۰ به بیش از ۱۰۴۰۰۰ میلیون متر مکعب خواهد رسید. بنابراین با توجه به کمبود آب و همچنین توزیع نامناسب مکانی و زمانی بارش در کشور، اجرای طرح های توسعه منابع آب بویژه سدسازی و انتقال بین حوضه ای آب، اجتناب ناپذیر خواهد بود. در سال ۱۳۷۷ بیش از ۶۰ سد مخزنی در کشور وجود داشت که طبق برنامه ریزی های انجام شده، تا سال ۱۴۰۰ بالغ بر ۷۰ سد دیگر نیز بر این تعداد افزوده خواهد شد [۵۹].

اجرای طرح های توسعه منابع آب دارای اثرات زیست محیطی متعددی می باشد که بر هم خوردن رژیم طبیعی رودخانه ها و کاهش آب های سطحی پایین دست از جمله مهمترین اثرات حاصله می باشد. این گونه تغییرات اثرات نامطلوبی بویژه بر اکوسیستم های پایین دست طرح های توسعه منابع آب خواهد داشت [۵۹].

۱-۳- اهداف بررسی

- معرفی تعدادی از روش های هیدرولوژیکی موجود برای تعیین جریان زیست محیطی رودخانه ها.
- انتخاب مناسب ترین روش مبتنی بر شرایط محیطی کشور.
- ارزیابی حداقل جریان زیست محیطی مورد نیاز در محدوده سدهای در حال بهره برداری حوضه آبریز دریاچه ارومیه در استان آذربایجان غربی.

۴-۱- ساختار طرح پژوهشی

در فصل اول این گزارش مقدمه و خلاصه ای از ضرورت و اهمیت تحقیق ذکر شده است. در بخش دوم تعدادی از روش‌های تعیین جریان زیست محیطی رودخانه ها بیان شده، و سابقه مطالعات انجام شده مورد بررسی قرار می‌گیرد. در فصل سوم نتایج حاصل از ارزیابی‌ها مورد بحث و بررسی قرار گرفته، و در ادامه خلاصه بحث و جمع بندی ارائه می‌شود.

۵-۱- فرضیات

- برقراری حداقل نیاز زیست محیطی به کاهش اثرات منفی بر زیستگاه جانداران تحت تاثیر منجر خواهد شد.
- ثابت فرض کردن جریان، فرض درستی در برآورد جریان زیست محیطی نبوده و بایستی جریان در هر فصل متغیر در نظر گرفته شود.
- با استفاده از آمارهای موجود، می‌توان از روش‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی به منظور تعیین نیاز زیست محیطی استفاده نمود.
- پتانسیل جریان رودخانه نمادی از شرایط اکولوژیکی و زیستی سامانه رودخانه است.
- حفظ زیستگاه باعث اطمینان از حضور گونه‌های حیاتی (گیاهی، آبی و جانوری) می‌شود.

فصل دوم:

کلیات و مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

کمبود آب فقط ناشی از تامین نیازهای بشری نمی باشد، بلکه تغییرات اقلیم هم در تشدید این کمبود موثر می باشند. استفاده و تخصیص بیش از حد آب برای اهداف و نیازهای انسانی، مقدار آب و محدوده تغییرپذیری آن را در رودخانه‌ها و دیگر سیستم‌های آبی کاهش می دهد [۱۱۸]. ارزیابی قابلیت دسترسی آب، مصرف آب و تنش آبی در مقیاس جهانی، بطور گسترده ای در ۱۰ سال گذشته موضوع تحقیق بوده است. با این وجود نیاز اکوسیستم های آبی به جریان ورودی حداقل صریحاً در چنین ارزیابی هایی مورد توجه نبوده است. به بیان دیگر بسیار مهم است که در مطالعات جهانی، تامین حجم معینی از آب برای حفاظت از اکوسیستم های آب شیرین و خدمات تولیدی توسط آنها مورد توجه ویژه قرار گیرد [۱۳۹].

جریان رودخانه‌ها در سراسر جهان بطور گسترده‌ای بواسطه احداث سدهای مخزنی و انحرافی، برداشت آب بمنظور کشاورزی یا تأمین آب شرب، حفظ تداوم جریان لازم برای کشتیرانی، انجام فعالیت های زهکشی جریان‌های بازگشتی و نصب سازه های کنترل سیلاب، در حال تنظیم می باشند. این مداخلات اثرات معنی داری بر رژیم جریان رودخانه ها داشته که از آن جمله می توان به کاهش دبی جریان و تغییر توزیع شدت جریان در طول سال، فصلی شدن جریان‌ها و تغییر در مقدار و فراوانی سیلاب ها اشاره داشت. بنابر این تنظیم جریان‌های رودخانه ای در راستای تامین نیازهای انسانی می بایست با حفظ جریان‌های ضروری وابسته به خدمات زیستی، متوازن گردد [۷۵، ۸۷، ۱۲۳].

۲-۲- جریان‌های زیست محیطی

به منظور مدیریت پایدار رودخانه، نیازهای زیست محیطی اغلب بصورت مجموعه‌ای از دبی‌های جریان با مقدار، زمان وقوع، فراوانی و دوام جریان معین، تعریف می‌شوند. این جریان‌ها که شرایط مستعد نگهداری مجموعه‌ای از زیستگاه‌های آبی و فرآیندهای اکوسیستم را فراهم می‌کنند، در ادبیات موضوع تحت عناوین "جریان زیست محیطی"^۲، "نیاز آب زیست محیطی"^۳، "تقاضای آب زیست محیطی"^۴، شناخته شده و محاسبه این جریان‌ها، "ارزیابی جریان زیست محیطی"^۵ نامیده می‌شود [۸۷، ۱۳۶، ۱۳۹].

اکولوژیست‌ها عقیده دارند که عامل اصلی در محاسبه جریان زیست محیطی، حفظ الگوهای زمانی و مکانی جریان رودخانه می‌باشد. تغییر پذیری جریان بر تنوع ساختاری و عملکردی رودخانه‌ها و سیلابدشت آنها تأثیرگذار بوده و بر تنوع گونه‌های حیات در رودخانه نیز اثر می‌گذارد. بنابراین جریان زیست محیطی نباید فقط شامل مقادیر مورد نیاز آب باشد، بلکه باید بتواند به این سؤال که این آب کی و چگونه باید در رودخانه جاری شود نیز پاسخ دهد [۱۳۶، ۱۳۸].

تاکنون روش‌های متعددی بمنظور تعیین جریان‌های زیست محیطی ارائه شده است. این روش‌ها بطور معنی داری از نظر اهداف، اطلاعات ورودی مورد نیاز و دقت نتایج خروجی با یکدیگر متفاوتند. روش‌های مختلف در راستای اهداف متفاوتی همچون برنامه ریزی جامع منابع آب یا زمان بندی تفصیلی مدیریت رهاسازی از سدها، مورد استفاده قرار می‌گیرند [۱۳۶].

بطور کلی انتخاب روش مناسب تعیین جریان زیست محیطی در رودخانه‌ها به موارد زیر بستگی

دارد [۹۴]:

- نوع رودخانه (دائمی، فصلی، جریان پایه بالا، سیلابی)
- اهمیت زیست محیطی سامانه رودخانه
- پیچیدگی روش تصمیم سازی منتخب

^۲ Environmental flow

^۳ Environmental water requirements

^۴ Environmental flow requirements

^۵ Environmental flow assessment

- هزینه های بالا و دشواری جمع آوری مقادیر زیاد اطلاعات

- تأثیرات توسعه طرح های منابع آبی در سامانه رودخانه

روش های ارزیابی جریان زیست محیطی عموماً در کشورهای توسعه یافته طراحی و به کار برده شده اند. شکاف آشکاری از نظر دانش و تجربه تعیین جریان های زیست محیطی در رویکردهای فعلی مدیریت منابع آب، تقریباً در تمام کشورهای در حال توسعه به چشم می خورد [۱۳۶]. قوانین زیست محیطی ملی و بین المللی کمتر به جریان های زیست محیطی رودخانه ها اهمیت قائل شده اند. فقط تعداد اندکی از کشورها نظیر استرالیا، آفریقای جنوبی و انگلستان، این مفهوم را بطور کامل در مدیریت منابع آب خود گنجانده اند [۱۳۷]. بسیاری کشورها در امریکای لاتین، آفریقا و آسیا در حال حاضر یا قانونگذاری روشنی در زمینه جریان زیست محیطی ندارند و یا روش های پذیرفته شده ای برای ارزیابی این جریان ها ندارند. برخی روش های توسعه یافته در نقاط دیگر نیز، یا نا شناخته اند و یا به ندرت کاربردی می باشند [۱۰۲].

۲-۱- اهداف برقراری جریان زیست محیطی در رودخانه ها و تعاریف مصطلح

در یک بررسی از ۲۷۲ کارشناس در مسائل آب در ۶۴ کشور از سراسر دنیا مشخص شد که ۸۸٪ شرکت کنندگان در این بررسی می پذیرند که جریان های زیست محیطی عنصر ضروری تلاش ها برای دستیابی به مدیریت پایدار منابع آب می باشد. هرچند برخی از آنان معتقد بودند که تخصیص آب برای اهداف زیست محیطی تعارضات وابسته به آب را افزایش می دهد [۱۱۸].

هدف از تخصیص جریان های زیست محیطی این است که رژیم جریان مناسب به لحاظ کمیت، کیفیت و زمان بندی برای پایدار نگهداشتن سلامت رودخانه ها و سایر اکوسیستم های وابسته فراهم شود. از طرفی قضاوت درمورد درجه سلامت مناسب، که در آن شرایط بهره برداری از رودخانه در حالت پایدار است، یک قضاوت اجتماعی است که از کشوری به کشور دیگر و از منطقه ای به منطقه دیگر فرق می کند. بنابراین، اینکه جریان زیست محیطی مناسب برای یک رودخانه چیست، تابع ارزش های اکوسیستم و اهداف مدیریتی سیستم رودخانه خواهد بود. ارزش های اکوسیستم، تعیین کننده نحوه برقراری توازن بین جنبه های اقتصادی،

اجتماعی و زیست محیطی بهره برداری و مصارف آب است و تصمیم گیری را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در صورت امکان، می‌بایست قبل از اینکه بیش تخصیص به سایر مصارف انجام شود، تخصیص جریان های زیست محیطی انجام شود. شانس تخصیص جریان زیست محیطی زمانی که برنامه‌های تخصیص یا طرح‌های احیای رودخانه در حال انجام است، بیشتر است [۸۵].

بهترین نگرش این است که تخصیص جریان زیست محیطی در مراحل آغازین طرح‌ها صورت گیرد، چراکه کمبود انگیزه و اطلاعات مربوطه ممکن است در مراحل بعدی مشکل ساز باشد. در هر حال اگر تخصیص جریان زیست محیطی تا مراحل بعدی به تعویق انداخته شود، مشکلات مربوطه بیشتر و شدیدتر خواهد بود و راه‌حل‌ها نیز هزینه‌های اقتصادی و اجتماعی بیشتری را در بر خواهد داشت [۸۵].

عدم حصول توافقی یکسان در تعریف جریان‌های زیست محیطی در منابع و مطالعات موجود کاملاً مشهود است. در دهه اخیر، تعاریف مختلفی برای این نوع جریان‌ها در نقاط مختلف دنیا بکار رفته است که برخی از آنها عبارتند از:

- رژیم جریانی که برای یک رودخانه، تالاب یا ناحیه ساحلی فراهم می‌شود تا از اکوسیستم‌ها و مزایای آنها در مناطقی که رقابت در مصرف آب وجود دارد و همین طور جریان‌ها تنظیم می‌شوند، حفاظت نماید [۸۵].
- بخشی از رژیم اصلی جریان یک رودخانه که جهت حفظ ویژگی‌های معین و با ارزش اکوسیستم باید به پایین دست و سیلابدشت رودخانه جریان یابد [۱۵۰].
- رعایت حق آبه زیست محیطی در آبراهه‌ها بوسیله حفاظت یا بازگرداندن مشخصات مهم رژیم جریان طبیعی (یعنی مقدار، فراوانی، زمان وقوع و تداوم رخدادهای جریان، شدت تغییر و پیش بینی پذیری/تغییرپذیری) محقق شده که این مسئله مستلزم حفاظت یا بازگرداندن مؤلفه‌های بیوفیزیکی و فرآیندهای اکولوژیکی در آب‌های سطحی و زیرزمینی، سیلابدشت‌ها و آب‌های گیرنده پایین دست (مثلاً دریاچه‌های انتهایی، تالاب‌ها یا مصب‌ها) می‌باشد [۶۴].

- تخصیصی از آب با یک توزیع تجویزی در مکان و زمان که عمداً در یک رودخانه رها می‌شود تا سلامت رودخانه و تمامیت اکوسیستم‌هایی که توسط جریان رودخانه‌ها پایدار نگه داشته شده- اند را مدیریت کنند[۹۳].

همانطور که مشاهده گردید، در تعاریف و کاربرد اصطلاحات جریان زیست محیطی ناهماهنگی‌هایی وجود دارد. دونبار و اکرم (۲۰۰۱) اصطلاح "جریان درون رودخانه‌ای"^۶ را برای امریکای شمالی بکاربردند درحالی‌که در افریقای جنوبی و استرالیا معمولاً "جریان زیست محیطی" استفاده شده بود. در حقیقت "جریان حداقل"^۷، "جریان درون رودخانه‌ای" و "جریان زیست محیطی" هم معنی نیستند[۹۶].

۲-۱-۲-۱- جریان حداقل

جریان‌های حداقل اغلب یک تراز یا جریان آب تعیین شده ای هستند که برای بقاء یک گونه خاص ماهی در رودخانه برقرار می‌شوند[۹۷]. در غرب ایالت متحده، مفهوم حفظ "جریان‌های حداقل" در رودخانه‌ها، در واکنش به کاهش شدید تولید در بخش شیلات بدلیل گسترش مصرف منابع آب در سایر بخش‌ها توسعه یافت[۱۴۴].

۲-۱-۲-۲- جریان درون رودخانه‌ای

جریان درون رودخانه‌ای یک توازن عینی بین نیازهای مصرف کنندگان درون آبراهه (مثلاً ماهی‌ها و ورزش‌های آبی) و مصارف خارج از آبراهه (برای مثال آبیاری)، برقرار می‌کند. در اوایل دهه ۱۹۷۰، نسبت دادن ارزش‌های زیستگاه به جریان‌های درون رودخانه‌ای با استفاده از تکنولوژی‌های موجود ممکن نبود. این امر منجر به توسعه روش "افزایش جریان درون رودخانه‌ای" توسط یک گروه چند قسمته به رهبری سرویس آبریزان و حیات وحش ایالات متحده، گردید[۹۷]. این روش مبتنی بر تحلیل زیستگاه برای ارگانیزم

^۶ Instream flow

^۷ Minimum flow

های ساکن آبراهه تحت رفتارهای مدیریتی متناوب می باشد. یک سؤال منطقی این بود که وقتی عوامل بسیاری (از قبیل قابلیت تولید آبراهه یا تلفات ماهیگیری) وجود دارند که می توانند به طور بالقوه جمعیت ماهیان را تحت تأثیر قرار دهند، در پاسخ به این سوال که چرا زیستگاه بعنوان متغیر تصمیم گیری انتخاب شد؟ می توان گفت ساده ترین دلیل این است که IFIM^۸ برای تعیین کمیت اثرات زیست محیطی طراحی شد و این تأثیرات بر روی زیستگاه مستقیم تر و قابل سنجش تر می باشند [۱۴۵].

۲-۱-۳- جریان زیست محیطی

Hill و همکاران (۱۹۹۱) استدلال کرده است که رژیم های متعدد جریان برای حفظ منابع زنده و غیر زنده مورد نیاز هستند. بر طبق یافته های Hill، جریان های لازم فوق الذکر عبارتند از :

(۱) جریان های سیلابی که مشخصه های سیلابدشت و دره را شکل می دهند.

(۲) جریان های سرریزی که زیستگاه های ساحلی مجاور، زیستگاه های کوهستانی مجاور، سطوح ایستابی و نواحی اشباع خاک را حفظ می کنند.

(۳) جریان های درون آبراهه که از کارکردهای دیواره ها و کانال های رودخانه حفاظت می کنند.

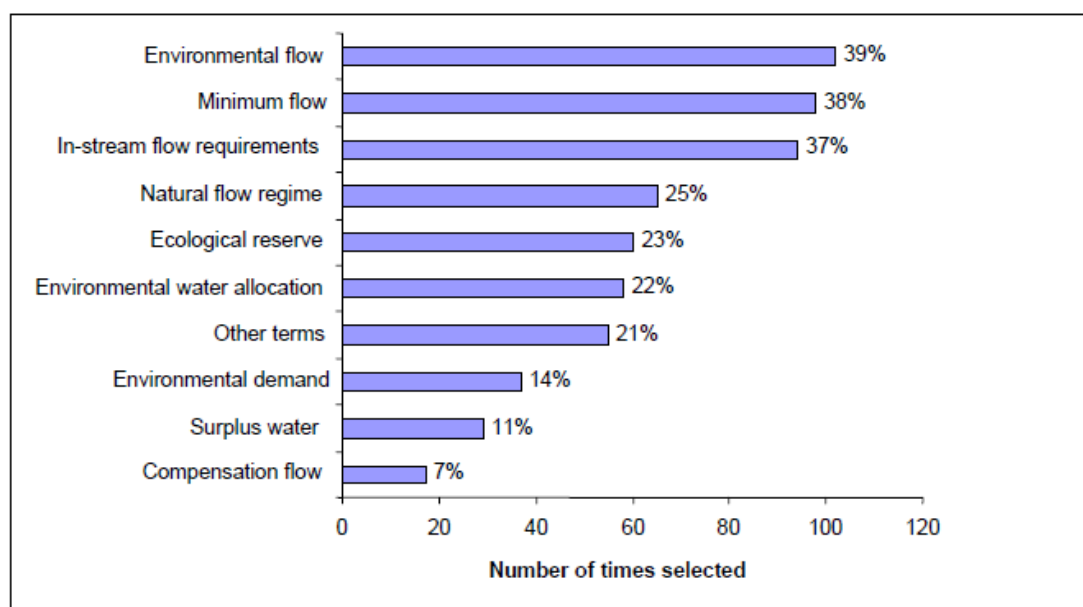
(۴) جریان های درون آبراهه که نیازهای حیاتی آبزیان را فراهم می کنند.

علاوه بر آن، لازم است مشخص گردد که جریان های مختلف چطور بر کانال ها، انتقال رسوب و پوشش گیاهی تأثیر می گذارند [۹۲].

برای تعیین جریان های زیست محیطی، اثرات پایین دست باید صریحاً مورد توجه قرار گیرند. دستکاری های جریان می تواند کیفیت آب را در دلتاها، مصب ها و تالاب های مجاور تغییر دهد؛ گذرگاه ماهی ها را محدود کند؛ و بطور معنی داری حاصلخیزی، مورفولوژی و هیدرودینامیک ناحیه ساحلی را تغییر دهد [۹۷].

⁸ In-Stream Flow Incremental Methodology

همان طور که قبلاً نیز اشاره گردید عبارات و اصطلاحات مختلفی برای جریان‌های زیست محیطی بکار می‌رود. در یک بررسی سراسری در سال ۲۰۰۴ مشخص شد که متداول‌ترین اصطلاح در این زمینه عبارت "جریان زیست محیطی" می‌باشد. در این بررسی ۲۷۲ کارشناس آبی از ۶۴ کشور از سراسر دنیا شرکت کردند و همانطور که در شکل (۱-۲) پیداست، ۳۹٪ شرکت کنندگان در این بررسی عبارت "جریان زیست محیطی" را بعنوان عبارت مصطلح در منطقه خود انتخاب کردند. بر این اساس رایج‌ترین عبارت در آفریقا "ذخیره اکولوژیکی"^۹، در آسیا و اروپا "جریان حداقل"، در اقیانوسیه و آمریکای لاتین "جریان زیست محیطی" در آمریکای شمالی "جریان درون رودخانه‌ای" می‌باشد [۱۱۸].



شکل (۱-۲): تعداد دفعاتی که عبارات مختلف بعنوان رایج‌ترین اصطلاحات انتخاب شدند [۱۱۸].

۲-۲-۲- فرضیات مورد استفاده در تعیین جریان‌های زیست محیطی

پنج فرض مهمی در اکثر روش‌های ارزیابی جریان زیست محیطی مطرح می‌شوند عبارتند از [۱۰۹]:

(۱) آب اضافی در رودخانه‌ها وجود دارد.

^۹ Ecological reserve

- ۲) رودخانه‌ها معمولاً در برابر آشفته‌گی‌های کوچک و گذرا، مقاومت می‌کنند.
- ۳) به هم خوردن رژیم طبیعی یک رودخانه برای حفظ تنوع زیستی آن مهم است.
- ۴) حفظ زیستگاه باعث اطمینان از حضور گونه‌ها می‌شود.
- ۵) جوامع رودخانه‌ای بیشتر تحت تأثیر فرآیندهای غیر زنده قرار می‌گیرند.

۲-۳- طبقه‌بندی روش‌های تعیین جریان زیست محیطی

اولین مطالعات بررسی نیاز آب زیست محیطی توسط سرویس حیات وحش آمریکا^{۱۰} از سال ۱۹۴۰ تا ۱۹۷۰ انجام شد و متعاقب آن قانون رسمی جریان زیست محیطی در سال ۱۹۷۰ به عنوان نتیجه دستورالعمل سیاست گذاری ملی زیست محیطی (۱۹۶۹) و سند برنامه ریزی منابع آب (۱۹۵۶) به ثبت رسید [۱۵۰]. عمده کارهای انجام شده در این زمینه بیشتر بر روی رودخانه‌ها متمرکز شده است. در ابتدا ایجاد این نگرش به بهبود زیستگاه‌های ماهیان و تأمین نیازهای مسیر عبور آنها منحصر بود و بعدها موضوعات دیگر، نظیر حفاظت از چرخه‌های اکوسیستم نیز مورد توجه قرار گرفت. تنها در مواردی که تالاب‌ها به اکوسیستم رودخانه‌ها مربوط می‌شدند، تلاش‌هایی برای لحاظ کردن آنها در تخصیص آب زیست محیطی رودخانه‌ها انجام گردید [۷۹].

به منظور تعیین نیاز آب زیست محیطی، با توجه به مقیاس مکانی مطالعه، داده‌های موجود، گام زمانی ارزیابی و ظرفیت‌های فنی و مالی، روش‌های مختلفی مورد استفاده قرار می‌گیرند. این روش‌ها محدوده وسیعی را در برمی‌گیرند که از روش‌های سریع در سطح شناسایی با هدف برنامه ریزی کلان منابع آب تا روش‌های دقیق‌تر برای یک رودخانه دارای گونه‌های حفاظت شده متغیر می‌باشد. در حدود ۲۰۷ متدولوژی برای تعیین نیاز آب زیست محیطی رودخانه‌ها در ۴۴ کشور از سراسر جهان شناسایی شده است. کاربرد این روش‌ها در دو سطح به شرح زیر است [۱۵۰]:

¹⁰ US Fish and Wildlife Service

۱) سطح شناسایی اولیه: بدین منظور عمدتاً از روش‌های هیدرولوژیکی استفاده می‌شود که این روش‌ها ۳۰٪ کل روش‌های شناسایی شده در سطح جهان را تشکیل می‌دهند و وسیع‌ترین گروه روش‌های مورد استفاده می‌باشند.

۲) سطح جامع: در این سطح برای تعیین نیاز آب زیست محیطی، عمدتاً روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها و روش جامع به کار می‌روند.

تقسیم‌بندی‌های مختلفی برای روش‌های اشاره شده در سطح شناسایی اولیه و سطح جامع موجود می‌باشد. سه نوع از این تقسیم‌بندی‌ها عبارتند از:

۱) طبقه بندی اتحادیه جهانی حفاظت از منابع طبیعی^{۱۱} (IUCN)

۲) طبقه بندی بانک جهانی^{۱۲}

۳) طبقه بندی مؤسسه بین‌المللی مدیریت منابع آب^{۱۳} (IWMI)

۲-۳-۱- طبقه بندی اتحادیه جهانی حفاظت از منابع طبیعی

اتحادیه جهانی حفاظت از منابع طبیعی کلیه روش‌ها را در قالب سه گروه روش، دیدگاه و چارچوب تعیین جریان زیست محیطی تقسیم بندی می‌کند. به عنوان مثال روش تیم کارشناسی، یک دیدگاه محسوب می‌شود که در قالب آن روش‌های متعددی می‌تواند به کار گرفته شود. به وسیله چارچوب‌های مدیریت جریان، استراتژی گسترده‌تری برای ارزیابی جریان زیست محیطی فراهم می‌شود. معمولاً در چارچوب‌ها یک رویکرد مشخص و مجموعه‌ای از روش‌ها برای تعیین جریان زیست محیطی به کار می‌رود. روش‌های توسعه یافته در کشورهای مختلف برای تعریف تخصیصات جریان زیست محیطی در چهار دسته تقسیم بندی شده اند :

۱- جداول جستجو^{۱۴}

¹¹ International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

¹² Word Bank

¹³ International Water Management Institute

۲- تحلیل های رومیزی^{۱۵}

۳- تحلیل های عملکردی^{۱۶}

۴- مدلسازی هیدرولیکی زیستگاه^{۱۷}

هر یک از این روش‌ها ممکن است از متخصصین کمتر یا بیشتری استفاده کنند و همین طور ممکن است کل سیستم رودخانه یا فقط بخش هایی از آن را مورد بررسی قرار دهند. در نتیجه، استفاده از متخصصین و محدوده مورد بررسی در روشها (درب‌گیری تمام بخش‌های سیستم رودخانه)، به عنوان مشخصات روش‌های مختلف مورد توجه قرار می‌گیرند و در بخش‌های مجزای زیر مطرح می‌شوند.

۲-۳-۱-۱- جداول جستجو

مزیت این روش‌ها، در محدود بودن منابع اطلاعاتی مورد نیاز آن هاست. به هر حال چنین روش‌هایی برای یک منطقه خاص کالیبره می‌شوند و نمی‌توانند به آسانی برای مناطق دیگر استفاده شوند. شاخص‌هایی که فقط براساس داده های هیدرولوژیکی می‌باشند، به آسانی برای هر منطقه جدیدی قابل محاسبه اند، بطوریکه داده های جریان همه جا می‌توانند استفاده شوند؛ به هر حال این داده ها ارزش اکولوژیکی ندارند، بنابراین احتمال خطا در نتایج حاصل از آنها بسیار بالا است. مسلماً شاخص‌هایی که براساس داده‌های اکولوژیکی هستند، اعتبار اکولوژیکی بیشتری دارند اما جمع آوری داده‌های اکولوژیکی برای واسنجی ممکن است پرهزینه و وقت‌گیر باشد. حتی آن موقع هم آنها الزاماً شرایط محیطی خاصی را در نظر نمی‌گیرند. بنابراین معمولاً جداول جستجو، مخصوص بررسی‌های ابتدایی و کم بحث می‌باشند [۶۲].

۲-۳-۱-۲- تحلیل های رومیزی

¹⁴ Look up tables

¹⁵ Desktop analysis

¹⁶ Functional analysis

¹⁷ Hydraulic habitat modelling

روش‌های هیدرولوژیکی در این بخش کل رژیم جریان رودخانه را به جای استفاده از آمار ساده از پیش بدست آمده، بررسی می‌کنند. یک اصل بنیادی حفظ یکپارچگی، فصلی بودن طبیعی و تغییرپذیری جریان، شامل سیلاب‌ها و جریان‌های کم آبی می‌باشد. برای مثال، سیلاب‌ها در حفظ ساختار فیزیکی آبراهه بوسیله شستشوی سریع و مرتب سازی رسوبات مهم می‌باشند [۹۲].

مثالی از یک روش رومیزی، روش محدوده تغییرپذیری (RVA)^{۱۸} با استفاده از شاخص‌های تغییر هیدرولوژیکی (IHA)^{۱۹} می‌باشد. این روش یک روش هیدرولوژیکی برای تنظیمات جریان معیار روی رودخانه‌ها، جایی که حفاظت از اکوسیستم طبیعی هدف اولیه است، می‌باشد. توسعه روش IHA بر شناسایی مؤلفه‌های یک رژیم جریان طبیعی بوسیله مقدار (از هردو جریان‌های کم آبی و پرآبی)، زمان وقوع (نشان داده شده بوسیله آمار ماهیانه)، فراوانی (تعداد رخدادها)، تداوم (نشان داده شده توسط میانگین متحرک حداقل و حداکثر) و نرخ تغییر، متمرکز شد. مدل از جریان‌های روزانه اندازه‌گیری شده یا مدلسازی شده و مجموعه‌ای از ۳۲ شاخص استفاده می‌کند [۱۳۱، ۱۳۲].

مزیت این نوع روش این است که دو ناحیه جریان و اکولوژی را مدنظر قرار می‌دهد و مستقیماً طبیعت رودخانه را مورد بحث قرار می‌دهند، اگرچه معایبی نیز وجود دارد نمونه‌ای از این معایب عبارتند از :

- استخراج شاخص‌های حیاتی که فقط به جریان حساسند نه به عوامل دیگر (مثل ساختار زیستگاه، کیفیت آب)، مشکل یا غیرممکن است. بنابراین، شاخص‌های حیاتی که برای اهداف پایش کیفیت آب طراحی شدند باید با احتیاط بیشتری استفاده شوند [۶۳].

۳-۱-۳-۲- تحلیل‌های عملکردی

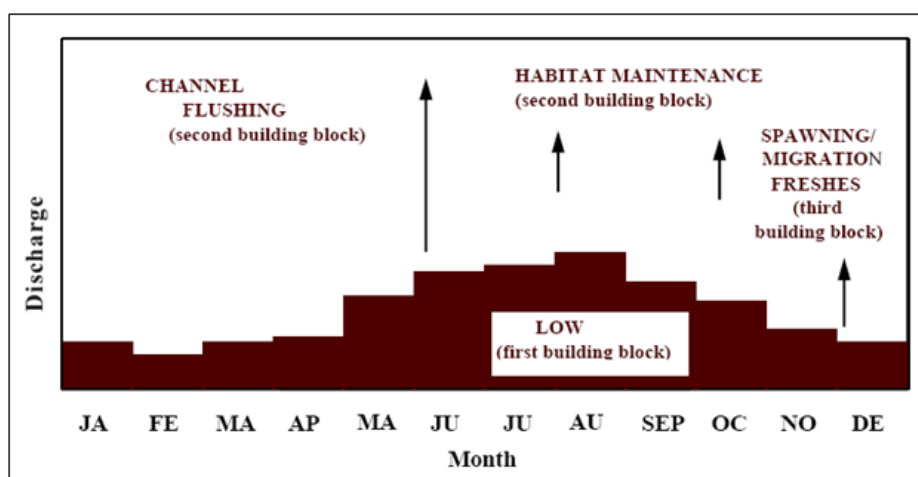
این روش‌ها به طور ضمنی تأکید دارند که شرط ساده زیستگاه فیزیکی برای یک گونه خاص هدف، تنها عملکرد اکولوژیکی جریان رودخانه نیست. ارزیابی می‌شود که شرط ساده زیستگاه هیدرولیکی برای یک

¹⁸ Range of Variability Approach

¹⁹ Indicator of Hydrological Alteration

گونه موردنظر مخصوص فقط تابعی اکولوژیکی از جریان رودخانه نیست. آنها همچنین استفاده قابل توجهی از متخصصین می کنند. شاید بهترین روش شناخته شده "روش عناصر سازنده (BBM)"^{۲۰} (شکل ۲-۲) باشد که در افریقای جنوبی توسعه یافته است [۱۰۶، ۱۵۱].

فرضیه اساسی آن، این است که گونه های رودخانه ای بر عناصر سازنده (building blocks) رژیم جریان، شامل کم آبی ها (که حداقل زیستگاه را برای گونه ها فراهم کرده و از گونه های مهاجم جلوگیری می کنند)، جریان های متوسط (که رسوبات رودخانه را تحت تاثیر قرار می دهند، و مهاجرت و تخم ریزی ماهی ها را تحریک می کنند)، و سیلاب ها (که ساختار آبراهه را حفظ می کنند و اجازه ادامه حیات در سیلابدشت را می دهند)، متکی هستند. یک رژیم جریان برای حفظ اکوسیستم، می تواند بدین ترتیب، با ترکیب این عناصر سازنده ایجاد شده باشد. روش BBM بر مبنای تصمیمات تیمی از متخصصینی با تخصص غالب علوم فیزیکی انجام می شود، از تخصص های یاد شده می توان به متخصصین هیدرولوژیست، هیدروژئولوژیست و ژئومورفولوژیست و زیست شناسان، از قبیل یک حشره شناس آبی، یک گیاه شناس و یک زیست شناس آبریان اشاره داشت. آنها از یک سری از مراحل ساختاریافته پیروی می کنند، داده های موجود و خروجی های مدل را ارزیابی می کنند و از تجربه تخصصی چندگانه برای رسیدن به اتفاق نظر در مورد عناصر سازنده رژیم جریان استفاده می کنند [۱۵].



²⁰ Building Block Methodology

۲-۳-۱-۴- مدلسازی زیستگاه هیدرولیکی

روش‌های مفصل تر داده‌های مربوط به وضعیت‌های فیزیکی رودخانه در جریان‌های متفاوت را (از قبیل اعماق آب و سرعت‌ها) که یا اندازه‌گیری شده یا با مدل‌های کامپیوتری تخمین زده شده‌اند، به داده‌های مربوط به وضعیت فیزیکی مورد نیاز گونه‌های جانوری و گیاهی کلیدی، مرتبط می‌کنند. بدین ترتیب زمانی که روابط عملکردی میان زیستگاه فیزیکی و جریان تعریف شدند، می‌توان به سناریوهای جریان رودخانه را تدوین نمود [۶۲].

اولین مرحله در تنظیم این روش برای رودخانه‌ها توسط Waters (1976) منتشر شد. او مفهوم "مساحت قابل استفاده وزنی"^{۲۱} را توسط متغیرهای فیزیکی از قبیل عمق و سرعت، ارائه نمود. این امر به سرعت منجر به ارائه یک تعریف رسمی تر از سوی یک مدل کامپیوتری توسعه داده شده توسط سرویس آبریزان و حیات وحش ایالات متحده به نام مدل PHABSIM، گردید [۷۱].

مدلسازی زیستگاه فیزیکی، بمنظور تخمین اثرات (برحسب زیستگاه فیزیکی قابل استفاده) ناشی از تغییرات برآورد شده تاریخی یا پیش‌بینی شده برای آینده در جریان توسط سازه‌های برداشت‌کننده یا سدها، استفاده می‌شود. این روش از حالات دائمی جریان‌ها که سطوح خاصی از زیستگاه را نشان می‌دهند گرفته تا ابزارهای تحلیلی سری‌های زمانی که کل رژیم جریان را در رودخانه در نظر می‌گیرند بدست آمده است. به ترتیب این ابزارها از جریان ساده و منحنی‌های تداوم زیستگاه گرفته تا تحلیل‌های عمیق تر کاهش زیستگاه تحت سناریوهای مختلف توسعه یافته‌اند [۸۱].

جنبه‌های متعددی از این روش‌ها، شامل هر دوی مدلسازی‌های هیدرولیکی و زیستگاه، در سال ۱۹۸۰ مورد انتقاد قرار گرفتند. مخصوصاً ارتباط جریان‌های زیست محیطی به مطلوبیت‌های زیستگاه در PHABSIM و مدل‌های مشابه ساده تر بوده و عملاً "تجربه شد. از آن زمان پیشرفت‌هایی در زمینه

²¹ Weighted Usable Area

کاربردهای مدل‌سازی خاص انجام شده است. به هر حال، هنوز باید یک بسته واحدی به عنوان جایگزینی منطقی برای PHABSIM ارائه شود. برای دستیابی به نمایش بزرگتری از فرآیند هیدرولیکی می‌توانیم از مدل‌های کامپیوتری دو بعدی و سه بعدی دینامیک سیالات استفاده نمود. بیشتر مدل‌های فیزیکی که از زیستگاه ماهی‌ها استفاده می‌کنند می‌توانند به بهبود روش‌های جدید جریان زیست‌محیطی کمک نمایند [۶۲].

یک مزیت مدل‌سازی زیستگاه این است که منوال‌های موجود روند کار را قدم به قدم تعریف می‌کند که اجازه می‌دهد نتایج توسط افراد و گروه‌های تحقیقی مختلف تکرارپذیر باشند. اگرچه این امر می‌تواند منجر به کاربردهای ضعیف توسط عواملی که آموزش ناکافی داشته‌اند شود. بهترین نتیجه وقتی بدست می‌آید که تیم‌هایی شامل مهندسين هیدرولیک، هیدرولوژیست‌ها و اکولوژیست‌ها با استفاده از مدل‌سازی زیستگاه به عنوان یک سازمان، با هم همکاری داشته باشند [۶۲].

۲-۳-۲- طبقه بندی بانک جهانی

بانک جهانی در دسته بندی روش‌های تعیین جریان زیست محیطی آنها را به دو دیدگاه تجویزی و تعاملی تقسیم بندی می‌نماید.

۲-۳-۳- طبقه بندی مؤسسه بین المللی مدیریت منابع آب

مؤسسه بین المللی منابع آب (IWMI) این روش‌ها را در قالب چهار روش متمایز شامل: روش‌های هیدرولوژیکی، روش‌های هیدرولیکی، روش‌های شبیه‌سازی زیستگاه و روش‌های جامع، طبقه بندی می‌کند.

۲-۳-۳-۱- روش‌های هیدرولوژیکی

ساده ترین نوع متدولوژی‌های تعیین جریان زیست محیطی بر استفاده از داده‌های هیدرولوژیکی، در شکل آمار تاریخی بلند مدت ماهیانه یا روزانه، تکیه می‌کنند. درصد ثابتی از جریان یا دیگر شاخص‌های

تاریخی بدست آمده از جریان، که اغلب جریان حداقل نامیده می‌شوند، جهت نمایش جریان زیست محیطی مناسب برای حفظ یک خصوصیت برجسته اکوسیستم در یک تراز قابل قبول از قبل پیش بینی شده، انتخاب می‌شوند. جریان‌های پیشنهاد شده بطور نمونه مجموعه‌ای در یک فاصله زمانی سالیانه، فصلی، یا اغلب کمتر (ماهانه) می‌باشد. اکثر این نوع روش‌ها کاملاً بر داده‌های جریان، در تعیین نیازهای جریان زیست محیطی تکیه دارند. درحالی‌که بسیاری روش‌های مشکل و پیچیده دیگر، مخصوصاً روش‌های جامع از چنین شاخص‌های هیدرولوژیکی بطور وسیعی در یک مجموعه از ابزار استفاده می‌کنند [۱۰۵].

بعضی از روش‌های مبتنی بر هیدرولوژی، از نظر کاربرد منطقه‌ای بوده و یا مخصوص ناحیه‌ای خاصی می‌باشند برای مثال، روش متوسط جریان پایه^{۲۲} برای استفاده در نیوانگلند، ایالات متحده آمریکا توسعه یافت، هرچند در سایر مناطق آمریکای شمالی نیز استفاده می‌شود [۱۲۹].

تا این تاریخ، معمولاً پرکاربردترین روش هیدرولوژیکی، روش تنانت (مونتانا) می‌باشد که در حال حاضر دومین روش جریان زیست محیطی پرکاربرد در آمریکای شمالی می‌باشد [۱۲۹].

دومین روش، یک روش کلی از تحلیل منحنی تداوم جریان^{۲۳} می‌باشد. در FDCA، آمار تاریخی جریان دست نخورده یا موجود نسبت به تداوم‌های ویژه جهت تولید منحنی‌های رابطه محدوده دبی‌ها و درصد زمانی دفعات که از دبی معینی (در طول دوره آماری) برابر یا افزون گردد، تحلیل می‌شوند [۹۰]. اغلب در انگلستان و بلغارستان، تایوان و استرالیا Q₉₅ به عنوان حداقل‌های جریان توصیه می‌گردد، Q₉₀ در برزیل، کانادا و انگلیس و کشورهای تابعه و 7Q₁₀ در برزیل، آمریکای شمالی و ایتالیا استفاده می‌گردند [۱۵۰].

۲-۳-۳-۲- روش‌های درجه بندی هیدرولیکی

این روش‌ها در ابتدا برای تعیین جریان‌های درون رودخانه‌ای موردنیاز ماهی‌ها در ایالات متحده گسترش یافتند. در سال‌های اخیر این روش‌ها در کنار روش شبیه سازی زیستگاه‌ها تقویت شده‌اند یا اینکه در

²² Average Base Flow Methodology

²³ Flow Duration Curve Analysis(=FDCA)

قالب روش‌های جامع قرار گرفته‌اند. این روش‌ها مبتنی بر استفاده از داده‌های سری زمانی و داده‌های مقاطع عرضی بحرانی و مهم کانال رودخانه‌اند. در این روش‌ها هیدرولیک رودخانه به صورت تابعی از جریان مدل شده و رابطه‌ای بین پارامترهای هیدرولیکی (محیط خیس شده، عمق و سرعت جریان) و فراوانی زیستگاه گونه هدف، برقرار می‌شود. سپس جریان زیست محیطی به عنوان دبی که شرایط بهینه زیستگاه‌ها را فراهم کند، تعریف می‌شود به طوریکه در صورت عدم تأمین این جریان، کاهش چشمگیری در فراوانی گونه هدف رخ دهد [۶۰].

شاید پرکاربردترین روش هیدرولیکی در جهان و سومین روش مورد استفاده در امریکای شمالی، روش "محیط خیس شده"^{۲۴} می‌باشد [۷۹]. این روش به رابطه عمومی بین دبی رودخانه و محیط خیس شده می‌نگرد [۸۷].

۲-۳-۳- روش‌های شبیه‌سازی زیستگاه

این روش‌ها به طور گسترده‌ای به کار گرفته شده‌اند و از یکسری داده‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و اکولوژیکی استفاده می‌کنند. دبی رودخانه، فراهمی زیستگاه‌ها و میزان مطلوبیت زیستگاه‌ها برای گونه هدف، در قالب مدل شبیه‌سازی، بهم مرتبط می‌شود. از این رو شرایط زیستگاهی مستقیماً به نیازمندی گونه هدف مرتبط می‌شود [۱۰۷].

این روش‌ها بر مبنای روابط گوناگون بین دبی و زیستگاه‌های فیزیکی، نیاز آب زیست محیطی را تخمین می‌زنند. این روش‌ها برای کمی کردن رابطه دبی جریان و متغیرهای انتخابی (نظیر عمق، محیط خیس شده و...) که بیانگر وضعیت زیستگاه‌ها باشند، به یکسری کارهای میدانی نیازمندند. روش‌های شبیه‌سازی زیستگاه‌های رودخانه مبتنی بر تعیین منحنی‌های مطلوبیت زیستگاه‌ها برای گونه‌ها هستند. در این روش‌ها کمیت و کیفیت زیستگاه‌ها مدل می‌شود تا بر اساس رژیم آبی مطلوب، تغییرات لازم در آورد، اعمال شود [۱۴۶]. این گونه روش‌ها برای سناریوهای مختلف جریان، انعطاف پذیر بوده و از درجه مقبولیت علمی

²⁴ Wetted perimeter method

بالایی برخوردارند، و لیکن به داده‌های گسترده نیاز داشته و به طور خاص برای حفاظت گونه‌های هدف در اکوسیستم به کار می‌روند [۱۵۰].

روش "افزایش جریان درون رودخانه‌ای" (IFIM)، در این گروه روش‌ها قرار می‌گیرد. این روش توسط گروه همکار جریان زیست محیطی سرویس آبریان و حیات وحش آمریکا (USFWS) در کلرادو و در اواخر دهه ۱۹۷۰ پیشنهاد گردید و توسط برخی وکلای محیط زیست به عنوان علمی ترین و قانونی ترین روش در دسترس برای ارزیابی درصد جریان زیست محیطی، مورد توجه قرار گرفت [۱۵۰].

از دیگر پرکاربردترین روش‌های شبیه سازی زیستگاه، "مدل شبیه سازی فیزیکی زیستگاه"^{۲۵} (PHABSIM) می باشد. از اشکالات این مدل آن است که تنها برای شرایط زیستگاهی ماهی‌ها توسعه داده شده است و سایر گونه ها جانوری و گیاهی را در نظر نمی گیرد [۷۱، ۷۳].

۲-۳-۴- روش های جامع

این روش ها، چهارچوب هایی هستند که مدل های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و شبیه سازی زیستگاه ها را دربر می گیرند. این دسته از روش ها تنها روش هایی هستند که به طور صریح یک روش جامع و اکوسیستم محور را برای تعیین جریان زیست محیطی رودخانه ها در نظر می گیرند. درروش جامع تعیین جریان زیست محیطی، فرض می شود که اگر اجزای اساسی رژیم طبیعی جریان دررژیم جریان تغییر یافته دخیل شوند، گونه های گیاهی و جانوری، حضور خود را حفظ کرده و تنوع اکولوژیکی سیستم حفظ خواهد شد [۶۶].

همه روش های جامع باید دو سؤال ضروری را مدنظر قرار دهند. اول، کدام جریان ها مفید هستند؟ و در ارتباط با همین سؤال، چه الگوهای زمانی و کمی جریان برای حفظ زندگی جانوران و گیاهان و اکوسیستم های رودخانه لازم است؟ دوم، تغییر جریان چه اثرات بالقوه ای بر روی اکوسیستم آبی دارد؟ هر دوی اینها مستلزم فهم و ترجیحاً معرفی روابط مختلف بین هیدرولوژی، ژئومورفولوژی، کیفیت آب و سیستم های اکولوژیکی می باشند [۶۵].

²⁵ Physical Habitat Simulation model

شش مقوله اصلی مشخصات جریان بعنوان وجود ارتباط ژئومورفولوژیکی و اکولوژیکی مخصوص و نیز وجود حساسیت به تغییرات تولید شده در رژیم جریان بوسیله آگیری، انحراف آب، بهره برداری از آب‌های زیرزمینی، استفاده از آب برای تولید انرژی برقابی و تغییر کاربری حوضه، شناخته شده‌اند [۶۶، ۱۳۲].

مشخصات مهم جریان عبارتند از [۱۲۴]:

- مقدار (حجم) جریان های رودخانه در هر زمان معین،
- زمان وقوع جریان های مخصوص،
- فراوانی وقوع جریان های مخصوص از قبیل جریان های سیلابی،
- مدت زمانی که جریان های مخصوص ادامه می یابند،
- نرخ تغییر در وضعیت های جریان از قبیل بالا و پایین آمدن آب های سیلابی، و
- فصلی بودن، تغییرپذیری و قابلیت پیش بینی رژیم کلی جریان

اخیراً بیان شده است که، این ویژگی‌های رژیم‌های جریان رودخانه باید برای حفظ تنوع بیولوژیکی

آبی، فرآیندهای اکوسیستم و پتانسیل تکاملی درازمدت اکوسیستم‌های متعلق به آب شیرین، ادامه یابند یا احیا شوند [۱۲۲]. همچنین به خوبی تشخیص داده شده است که این جریان‌ات کالاهای و خدمات

اکولوژیکی را که به وسیله رودخانه‌ها برای جامعه فراهم شده اند، حفظ می کنند [۱۰۴، ۱۱۹].

روش‌های جامع تعیین دبی زیست محیطی در طی سال‌های اخیر به طور گسترده‌ای در ارزیابی جریان

زیست محیطی بکار رفته اند. روش BBM در این گروه قرار می‌گیرد. این روش جزء روش‌های با رویکرد

"پایین به بالا"^{۲۶} می باشد. یک رویکرد پایین به بالا با هیچ جریانی آغاز نمی شود بلکه رژیم جریانی را جهت

رسیدن به نیازهای تعیین شده ارائه می دهد [۷۴]. این روش‌ها برای ساخت یک رژیم جریان اصلاح شده، از

اضافه کردن مؤلفه‌های جریان به خط پایه جریان‌های صفر، استفاده می کنند [۶۷].

²⁶ Bottom-up

روش جدید توسعه یافته تنش جریان یا پاسخ جریان (FSR^{۲۷}) که از روابط بین جریان‌های کم‌آبی (و پر آبی) و تنش‌های اکولوژیکی متناظر با آن استفاده می‌نماید تا بر اساس آن، سری زمانی شاخص تنش که به رژیم جریان متصل شده است را تولید نماید. این روش نیز از رویکردهای پایین به بالا می‌باشد. این رژیم استرس برای ارزیابی محدوده‌ای از سناریوهای جریان هر یک با بیان ریسک بالقوه‌ای در تغییر در شرایط اکولوژیکی، مورد استفاده قرار می‌گیرد [۱۲۱].

اخیراً با استنتاج از روش BBM و دیگر روش‌های مشابه تعیین جریان زیست محیطی، روش "واکنش پایین دست به تغییرات اعمال شده جریان"^{۲۸} (DRIFT) که شامل چهار مدول (بیوفیزیکی، اجتماعی، اقتصادی و توسعه سناریو) می‌باشد، پیشنهاد شده است. این روش بر شناسایی نتایج کاهش جریان رودخانه نسبت به جریان طبیعی بر اساس مجموعه‌ای از عوامل بیوفیزیکی، خصوصیات هیدرولوژیکی و هیدرولیکی متناسب با تخریب در وضعیت سیستم، تمرکز می‌کند. اگرچه این روش سناریو محور می‌باشد، اما حیطه عمل قابل توجهی برای ارزیابی تعدادی از رژیم‌های پیشنهادی جریان، را ارائه می‌نماید. علاوه بر این، ارتباط بین نتایج اجتماعی برای کاربران معیشتی بر اساس شرایط اکولوژیکی و ژئومورفولوژیکی و کاربردهای اقتصادی بر حسب هزینه‌های کاهش خسارت و یا جبران خسارت، به کار می‌رود که در پروژه‌های جنوب آفریقا به کار گرفته شده‌اند [۱۵۰].

روش DRIFT از روش‌های با رویکرد "بالا به پایین"^{۲۹} می‌باشد. یک رویکرد بالا به پایین برای ارزیابی جریان زیست محیطی از رژیم جریان طبیعی یا موجود بعنوان یک نقطه شروع استفاده می‌کند و نتایج حاصل از تغییر یا حذف مؤلفه‌های مختلف رژیم جریان را بررسی می‌نماید [۷۴]. این رویکرد بر پایه این سؤال استوار است که "ما چه مقدار می‌توانیم رژیم جریان یک رودخانه را تغییر دهیم پیش از اینکه اکوسیستم آبی به طور قابل ملاحظه‌ای شروع به تغییر کند یا دچار آسیب شدید شود؟" [۶۷].

²⁷ Flow Stress or Response

²⁸ Downstream Response to Imposed Flow Transformation

²⁹ Top-down

دو روش BBM و DRIFT تنها روش‌هایی هستند که جنبه‌های اجتماعی-اقتصادی جریان‌های زیست محیطی را در نظر می‌گیرند [۱۱۰].

۲-۳-۵- روش‌های ترکیبی و سایر روش‌ها

به علت محدودیت‌های داده‌ای و ... در این دسته از روش‌ها چندین ویژگی از چهار روش اصلی تعیین جریان زیست محیطی، در قالب یک روش با هم ترکیب می‌شوند. این روش‌ها را می‌توان تا حدی جامع دانست، از آن جهت که برخی از اجزای روش‌های جامع را دخالت می‌دهند.

کوچکترین بخش از بین تمامی روش‌های موجود، مربوط به روش‌هایی تحت عنوان "روش‌های دیگر" می‌باشد که شامل ۶/۹ درصد از کل روش‌های موجود است. در سیزده روش، از آنالیزهای رگرسیون چند متغیره که در گذشته برای ارزیابی جریان زیست محیطی استفاده نمی‌شده‌اند، استفاده شود. همچنین پیش‌بینی بی‌مهره گان رودخانه و سیستم طبقه‌بندی آنها برای پیشنهاد میزان دبی زیست محیطی و ارائه پتانسیلی بالقوه برای تعمیم شرایط آینده در مراحل مختلف ارزیابی به کار می‌رود [۱۵۰].

۲-۴- مزایا و معایب روش‌های مختلف ارزیابی جریان زیست محیطی

بر اساس مطالعات مختلف انجام شده مهمترین ضعف‌ها و موانع روش‌های موجود ارزیابی جریان زیست محیطی عبارتند از [۶۰]:

- (۱) پیوند بین جریان و عملکردها/مؤلفه‌های اکوسیستم اغلب فرضی و نامطمئن بوده و به خوبی مستند نمی‌باشند. این عدم اطمینان بارها در مخالفت با جریان‌های زیست محیطی پیشنهادی، استفاده می‌شود.
- (۲) تمرکز بر روی حداقل جریان می‌باشد در صورتیکه حفاظت از تغییرپذیری جریان، به همان اندازه مهم می‌باشد.

- ۳) تمرکز بر روی نیازهای رودخانه‌ای اکوسیستم‌های ساحلی می‌باشد در حالیکه نیازهای سیلاب‌زی، سواحل رودخانه، سیلاب‌دشت، مصب و دلتا اغلب نادیده گرفته می‌شوند.
- ۴) توجه نسبتاً کمی به نیازهای فرآیندهای مورفولوژیکی نگهدارنده می‌شود.
- ۵) اکثراً جنبه‌های اجتماعی-اقتصادی نادیده گرفته می‌شوند.
- ۶) صحت سنجی مشکل بوده و مستلزم نظارت بلند مدت با استفاده از شاخص‌های قابل بازبینی می‌باشد.
- ۷) هیچ یک از روش‌ها با دقت زیادی تست نشده بودند. آزمایشاتی در مقیاس بزرگ مورد نیاز می‌باشد.
- ۸) روش‌های شبیه‌سازی زیستگاه و روش‌های جامع به شدت به قضاوت‌های کارشناسی تکیه می‌کنند.

۲-۵- انتخاب روش مناسب ارزیابی جریان زیست محیطی

هدف از یک ارزیابی جریان و استفاده مورد انتظار از نتایج حاصله می‌تواند در انتخاب مناسب‌ترین روش مؤثر باشد. ارزیابی‌های جریان برای پروژه‌های کلان یا بحث انگیز که نیازمند مذاکرات قابل توجه و مبادلاتی بین مسائل زیست محیطی و طرح‌های توسعه می‌باشند، مستلزم یک رویکرد جامع تر می‌باشد [۷۵].

هیچ گزینه ساده ای برای تشخیص بهترین یا مناسب ترین روش وجود ندارد. نیروی محرک اصلی برای انتخاب روش، نوع موضوعی است که مورد بررسی قرار گرفته است. این موضوعات در چهار دسته زیر طبقه بندی می‌شوند [۶۲]:

- ۱) آمایش^{۳۰}: شامل ارزیابی‌های ملی برای شناسایی حوضه‌هایی که در آنها تخصیص آب به طور بالقوه ای بحث برانگیز است می‌شود و همچنین رسیدگی‌های ملی (مثلاً مشخص کردن سطوح کلی

³⁰ Scoping

سلامت رودخانه) را نیز دربر می گیرد. در این قبیل موارد، که بسیاری از حوضه های رودخانه نیاز به ارزیابی دارند، یک روش سریع مانند جداول جستجو مناسب ترین روش می باشد.

۲) برنامه ریزی در مقیاس حوضه^{۳۱}: شامل ارزیابی جریان های زیست محیطی از طریق یک حوضه رودخانه کامل می شود. در این مورد، ارزیابی ممکن است با استفاده از جداول جستجو برای حرکت به سمت سایت بحرانی، شروع شود. سپس یک روش رومیزی مناسب تر می باشد. احتمالاً بررسی بیشتر تحت عنوان "ارزیابی اثرات" قرار می گیرد. در گسترش طرح های مدیریت برداشت حوضه آبریز در انگلستان از جداول ساده جستجو به عنوان روشی جهت مشخص کردن وضعیت در دسترس بودن آب حوضه ها، استفاده می شود.

۳) ارزیابی اثرات^{۳۲}: در بسیاری موارد، ارزیابی جریان زیست محیطی شامل ارزیابی اثرات و کاهش اصطلاحات ویژه جریان، از قبیل سدها یا برداشت های بزرگ می شود. جایی که یک سایت تحت تأثیر وجود دارد، خصوصاً جایی که تخصیص آب بسیار بحث برانگیز است و ممکن است منجر به رسیدگی عمومی شود، معمولاً یک روش مدلسازی مفصل مورد نیاز است و توسعه دهنده یا مرجع قانونی تمایل به سرمایه گذاری بیشتری خواهد داشت. جایی که اثرات به بیش از چندین سایت در یک حوضه رودخانه گسترش می یابند، استفاده از روش رومیزی قبل از تحلیل کاربردی خاص تر یا مدلسازی زیستگاه هیدرولیکی، به عنوان قسمتی از یک روش کلی و همه جانبه برای ارزیابی ابتدایی این تأثیرات بر حوضه، می تواند مناسب باشد. در چنین مواردی روش های جداول جستجو مناسب نیستند. استفاده از مدل های زیستگاه برای ارزیابی تأثیر توسعه منابع آب در بعضی استان- های ایالات متحده امریکا اجباری است و به طور گسترده ای در کشورهای دیگری در اروپا و نیوزیلند استفاده می شود.

³¹ Basin-scale planning

³² Impact assessment

۴) احیای رودخانه^{۳۳}: در مفهوم دقیق تر، احیا، بازگرداندن ساختار و عملکرد یک اکوسیستم به شرایط طبیعی آن می باشد. عملاً احیای کامل بدلیل برداشت های کلی، سدها یا توسعه سیلاب دشت ها یا کمبود اطلاعات از شرایط طبیعی واقعی، تقریباً غیر ممکن می باشد. در نتیجه واژه "احیا"^{۳۴} اغلب برای توصیف بازسازی ساختار و عملکرد اکوسیستم به بعضی سطوح پذیرفته شده، اطلاق می شود. در زمینه جریان های زیست محیطی، احیا می تواند شامل برداشتهای کاهش یافته، رهاسازی از مخازن و اقدامات سازه ای از قبیل دوباره برقرار کردن مماندرها باشد. روش های جامع ارزیابی منافع هر نوع فعالیت احیا و بازسازی را برحسب عملکرد تقویت شده همه بخش های اکوسیستم رودخانه مجاز می دانند. مدلسازی زیستگاه فیزیکی همچنین در چندین کشور برای ارزیابی قابلیت طرح های احیای مورفولوژیکی استفاده شده است.

۲-۶- گرایش نقاط مختلف جهان در بکارگیری روش های مختلف

در تحقیق آقای Tharme در سال ۲۰۰۳ به بررسی گرایش نقاط مختلف جهان در بکارگیری روش های مختلف در تعیین جریان زیست محیطی پرداخته شده و از جمله نتایج آن عبارتند از: تمام نقاط جهان از روش های هیدرولوژیکی در تعیین دبی زیست محیطی استفاده می نمایند، این در حالی است که اروپا (میانہ شرقی) و امریکای شمالی درصد بالایی از این روش ها را نسبت به سایر نقاط جهان (به ترتیب ۳۸٪ و ۲۶٪) به کار می برند. اما درصد کمی در نواحی آسیایی اقیانوس آرام، استرالیا و نیوزلند به کار می روند.

۲-۷- مروری بر پرکاربردترین روش های ارزیابی جریان زیست محیطی

۲-۷-۱- روش تنانت

³³ River restoration

³⁴ Rehabilitation

در سال ۱۹۷۶ دونالد تنانت^{۳۵} روشی برای تعیین جریان زیست محیطی مورد نیاز برای ماهی‌ها معرفی کرد که به شکل مبسوط در فصل سوم تشریح شده است. این روش درصدی از متوسط جریان سالیانه را برای تعیین کیفیت زیستگاه ماهیان بکار می‌برد. تنانت نتیجه گرفت که ۱۰ درصد متوسط جریان سالیانه^{۳۶} (AAF)، حداقل جریان برای بقای کوتاه مدت ماهی‌ها می‌باشد. ۳۰ درصد AAF در نظر گرفته شده قادر به حفظ وضعیت‌های بقای نسبتاً خوب بوده و ۶۰ درصد AAF برای زیستگاه مطلوب، مناسب می‌باشد [۱۴۷].

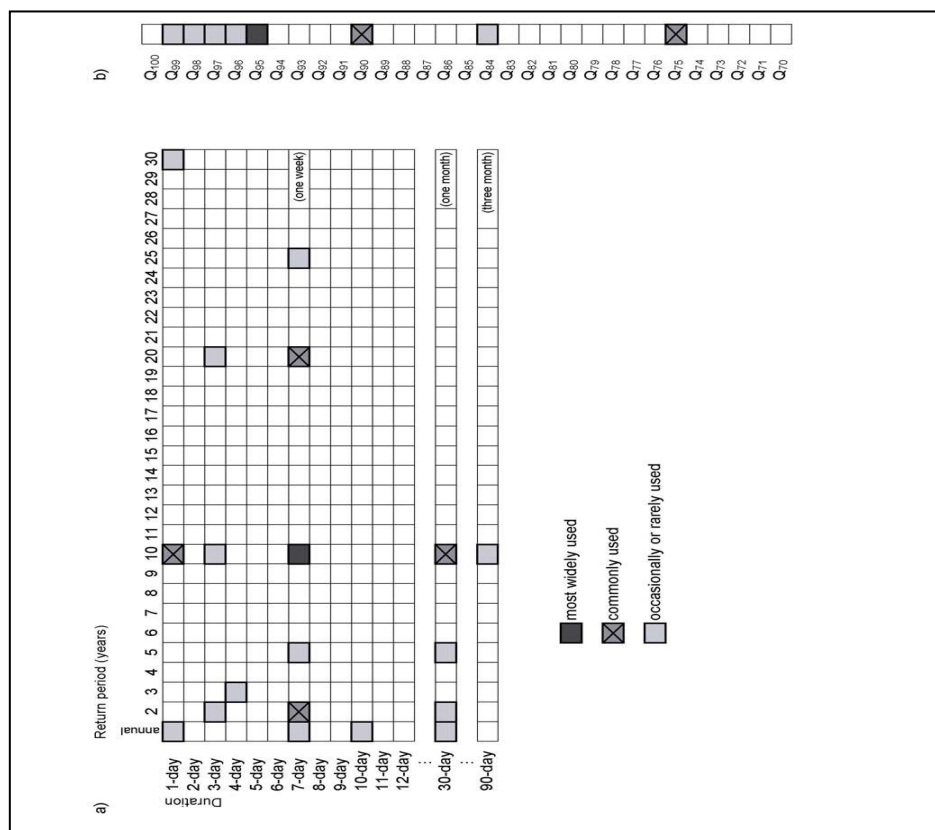
۲-۷-۲- تحلیل منحنی تداوم جریان و شاخص‌های منفرد جریان کم‌آبی

یکی از خصوصیات مربوط به جریان آب که در ارزیابی نوسانات و تغییر پذیری آب رودخانه از نظر زیست محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرد عبارتست از منحنی تداوم جریان. یک منحنی تداوم جریان یکی از مفیدترین روش‌های نمایش محدوده کامل دبی‌های رودخانه از رخدادهای کم‌آبی تا سیلابی می‌باشد. منحنی تداوم جریان مبین رابطه بین شدت جریان آب و در صد زمانی دفعات که از جریان معینی (در طول دوره آماری) برابر یا افزون گردد، یا بعبارت دیگر ارتباط بین مقدار و فراوانی جریان، می‌باشد. جریان‌های Q_{90} و Q_{95} شاخص‌هایی هستند که اکثر مواقع بعنوان شاخص‌های جریان کم‌آبی بکار می‌روند [۱۲۷، ۱۳۵].

از میان شاخص‌های منفرد جریان کم‌آبی دو جریان حداقل ۷ روزه با دوره بازگشت ۱۰ و ۲ سال ($7Q2$ و $7Q10$) بعنوان پرکاربردترین شاخص‌ها معرفی شده‌اند. جریان $7Q10$ شاخص جریان منفردی است که عموماً مورد استفاده قرار می‌گیرد. کاربرد اصلی جریان $7Q10$ مربوط به استانداردهای کیفیت آب رودخانه برای تنظیم آلودگی می‌شود، با این وجود، کاربردهای این جریان در موارد دیگری نیز بسط یافته است [۱۲۷]. شکل زیر، میزان کاربرد شاخص‌های مختلف جریان کم‌آبی و تداوم جریان را نشان می‌دهد.

³⁵ Donald Tennant

³⁶ Average Annual Flow



شکل ۲-۵- نمایش میزان کاربرد شاخص‌های مختلف جریان کم‌آبی و تداوم جریان [۱۲۷].

۲-۷-۳- روش تگزاس^{۳۷}

Matthews and Bao (1991) نتیجه گرفتند، روش‌هایی مبتنی بر نسبت جریان متوسط (مانند تنانت)، برای رژیم جریان رودخانه‌ها در تگزاس مناسب نیستند، زیرا اغلب به جریان‌های فوق العاده زیاد ختم می‌شوند (باتوجه به اینکه توزیع فراوانی جریان‌ها چوله مثبت می باشد). بطور مشابه روش‌های مبتنی بر درصدی‌های تجاوز سالیانه مثل Q_{95} جریان بسیار کمی پیشنهاد می‌کنند. در عوض، آنها روشی را ابداع کردند، که از درصدی‌های متفاوتی از جریان میانه ماهیانه مبتنی بر میزان ماهی‌ها و نیازهای تاریخیچه زیستی شناخته شده، توزیع‌های فراوانی جریان‌ها یا برای دوره‌ها یا فرآیندهای خاص (برای مثال مهاجرت) استفاده می‌کرد [۱۱۲].

³⁷ Texas method

۲-۷-۴- روش جریان پایه آبریزان^{۳۸}

در این روش جریان میانه آن ماه از سال که کمترین جریان در بین ماه‌های دیگر سال را دارا می‌باشد بعنوان کمترین جریان زیست محیطی جهت حفظ حیات آبریزان و شیلات در نظر گرفته می‌شود، مگر اینکه در مواردی خاص جریان بیشتری برای تأمین نیازهای تخم ریزی و پرورش ماهی مورد نیاز باشد [۹۴].

۲-۷-۵- روش اسمختین^{۳۹}

در این روش نیاز آب زیست محیطی^{۴۰} (EWR) به صورت ترکیبی از نیاز حداقل جریان زیست محیطی^{۴۱} (LFR) و نیاز حداکثر جریان زیست محیطی^{۴۲} (HFR) در نظر گرفته شده است. در این روش برای آنکه شرایط رودخانه به صورت «نسبتاً خوب» باشد، باید LFR در آن رودخانه مساوی Q_{90} در نظر گرفته شود. مقدار HFR نیز به اهداف مدیریت زیست محیطی و رژیم جریان رودخانه بستگی دارد. اسمختین و همکاران حوضه‌های آبریز را در ۴ کلاس طبقه بندی کرده و بر این اساس مقدار HFR را به صورت درصدی از میانگین آورد سالانه^{۴۳} (MAR) ارائه نموده‌اند. مقدار EWR کل سالانه نیز از جمع دو جزء LFR و HFR به دست می‌آید [۱۳۸، ۱۳۹].

رودخانه‌های نوار استوایی (مثلاً بخش‌هایی از حوضه‌های آبریز آمازون و کونگو) که دارای بارندگی‌های ثابت در سراسر سال می‌باشند، بیشترین مقدار EWR (به طور معمول بیش از ۴۰ درصد MAR) را دارا می‌باشند. بیشتر رژیم‌های رودخانه‌ها در اروپای شمالی و مرکزی با نسبت‌های بالایی از آب‌های زیرزمینی تولید کننده جریان پایه توصیف می‌شوند. دشت‌های غربی سیبری توسط زمین‌های باتلاقی وسیعی پوشیده

³⁸ Aquatic base flow method

³⁹ Smakhtin

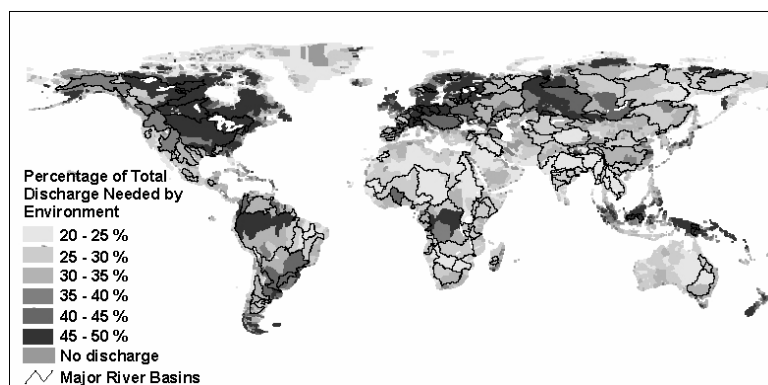
⁴⁰ Environmental Water Requirement=EWR

⁴¹ Environmental low-flow requirement=LFR

⁴² Environmental high -flow requirement=HFR

⁴³ Mean Annual Runoff=MAR

شده‌اند. در چنین مواردی تغییرپذیری جریان نسبتاً کم می باشد که این امر به نیاز آب زیست محیطی بیشتر منتهی می شود (شکل ۲-۶). در رودخانه‌های دارای تغییرپذیری زیاد (مثلاً هند)، رودخانه‌های نواحی خشک که پس از باران‌های نادر جریان می یابند (مثلاً حوضه آبریز لیمپوپو در افریقای جنوبی) و اکثر رودخانه‌های شرق سیبری با جریان‌های ناشی از ذوب برف بالا، تخمین EWR کمترین مقدار (بین ۲۰ تا ۳۰ درصد MAR) می باشد [۱۳۸، ۱۳۹].



شکل ۲-۶- توزیع جهانی EWR کل مورد نیاز برای حفظ اکوسیستم‌های آب شیرین در وضعیت‌های نسبتاً خوب [۱۳۸].

رابطه میان آب موجود، کل مصرف و EWR توسط شاخص بدون بعدی به نام "شاخص بحران آب"^{۴۴} (WSI) تعریف می گردد. شاخص WSI از رابطه زیر محاسبه می گردد [۱۳۸، ۱۳۹]:

$$WSI = \frac{Withdrawals}{MAR - EWR}$$

که در آن:

WSI: شاخص بحران آب

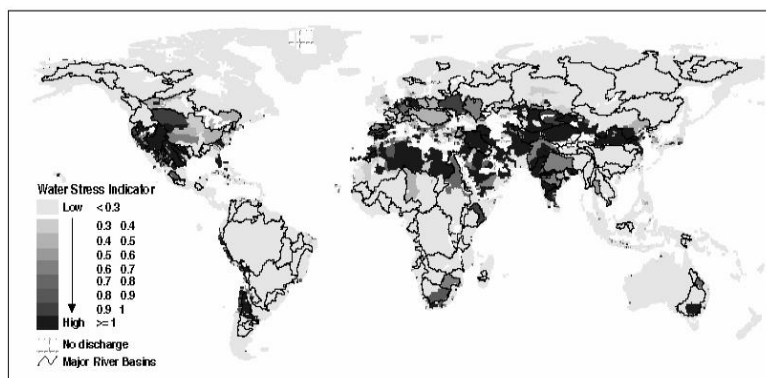
Withdrawals: برداشت های آب (m^3/s)

MAR: میانگین آورد سالانه رودخانه (m^3/s)

⁴⁴ Water Stress Index

EWI: نیاز آب زیست محیطی سالانه (m^3/s)

تخمین جهانی شاخص بحران آب در شکل زیر نشان داده شده است.



شکل ۲-۷- وضعیت جهانی شاخص بحران آب [۱۳۸].

طبق مطالعات انجام شده در سال ۲۰۰۴ میلادی، بیش از ۱۵ درصد حوضه‌های دنیا که در حدود ۱/۴ میلیارد از جمعیت جهانی را پوشش می‌دهند، در مصارف آب و نیاز آب زیست محیطی خود دارای تعارض می‌باشند. چنانچه مصارف آب افزایش یابد بیشتر حوضه‌های رودخانه‌ها از شرایط "امن از لحاظ زیست محیطی" به شرایط "دارای تنش آب زیست محیطی" و در ادامه به شرایط "بحرانی از لحاظ آب زیست محیطی" جابه‌جا خواهند شد [۱۳۸].

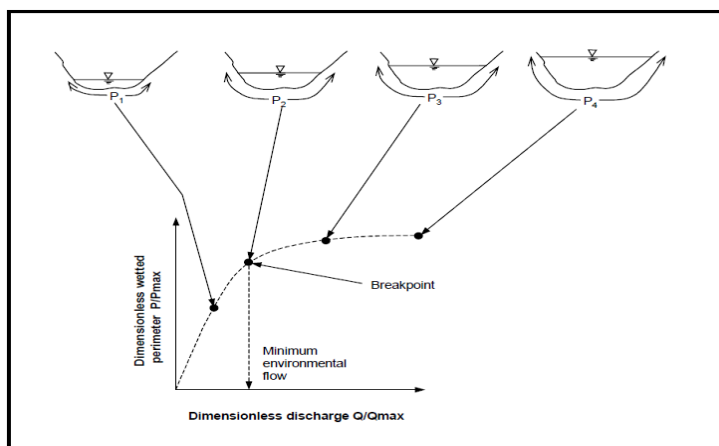
۲-۷-۶- روش محیط خیس شده

روش محیط خیس شده از ساده‌ترین روش‌های مبتنی بر مطالعات میدانی است که حداقل جریان آب لازم درون یک رودخانه را محاسبه می‌کند [۸۹].

منحنی محیط خیس شده در مقابل جریان نشان می‌دهد که محیط خیس شده (جانشینی برای زیستگاه ماهیان) در بالای نقطه شکست به ازای هر واحد تغییر در دبی در مقایسه با نقاط زیرین نقطه شکست مقدار نسبتاً کمتری افزایش می‌یابد [۹۰].

مراحل کار در این روش به ترتیب زیر می‌باشد [۹۴]:

- تعیین رابطه بین محیط خیس شده در محل زیستگاه‌های خاص با دبی جریان
- ترسیم منحنی بی بعد محیط خیس شده برحسب دبی جریان (مقادیر محیط خیس شده و دبی به صورت نسبتی از مقادیر حداکثر آنها نشان داده می‌شود).
- تشخیص نقطه شکست در منحنی محیط خیس شده- دبی جریان. نقطه شکست بیانگر محلی است که به ازای تغییرات کمی در دبی جریان، تغییرات زیادی در محیط خیس شده رخ می‌دهد. از لحاظ ریاضی، نقطه شکست منحنی جایی است که شیب مماس بر آن یک باشد (زاویه ۴۵ درجه تشکیل دهد).
- در مواردی که به علت وجود مقاطع عرضی مختلف، شکل منحنی نامنظم شده و چندین نقطه شکست تشخیص داده شود، نقطه شکست معادل کمترین دبی در نظر گرفته می‌شود.
- با تعیین نقطه شکست، دبی معادل آن بعنوان حداقل جریان زیست محیطی در نظر گرفته می‌شود.



شکل ۲-۸- روند محاسبه جریان زیست محیطی در روش هیدرولیکی محیط خیس شده [۸۹].

از مهمترین مزایای این روش سادگی و نیاز آن به داده‌های نسبتاً کم می‌باشد. از طرفی از معایب عمده روش محیط خیس شده این است که تنها یک جریان پایه حداقل را بعنوان جریان زیست محیطی پیشنهاد می‌کند و نیز نتایج حاصله کاملاً به سایت مورد مطالعه وابسته است [۹۴].

۲-۷-۷- روش افزایش جریان درون رودخانه‌ای^{۴۵}

این روش ابتدا توسط سرویس آبریزان و حیات وحش آمریکا در کلرادو در اواخر سال ۱۹۷۰ طرح ریزی شد. IFIM شامل آرایه وسیعی از مدل‌های هیدرولیکی و شبیه‌سازی زیستگاه می‌باشد که تغییرات مرتبط با جریان در زیستگاه و شرایط منتخب هیدرولیکی زیستگاه برای گونه‌های مورد نظر را به هم ارتباط می‌دهد [۱۵۰].

در واقع این روش آرایه‌های وسیعی از مدل‌های شبیه‌سازی زیستگاه‌ها و مدل‌های هیدرولیکی را در پنجره‌های جریان زیست محیطی به کار می‌برد که تغییرات جامع مرتبط با جریان در زیستگاه‌ها را با شرایط مطلوب هیدرولیکی برای گونه‌های هدف در نظر می‌گیرد. نتایج خروجی، معمولاً به صورت سری‌های زمانی زیستگاه مؤثر و منحنی‌های تداوم رسم می‌شود که برای پیشنهاد مقدار جریان زیست محیطی و ارزیابی سناریوهای مختلف جریان زیست محیطی به کار می‌رود [۱۵۰].

در تحقیقی بوسیله Reiser et al. (1989) اعلام شد که IFIM معمول ترین روش مورد استفاده در آمریکای شمالی بوده که در ۲۸ ایالت و استان تا اواخر سال ۱۹۸۰ مورد استفاده قرار گرفته و بهترین روش در ۲۴ مورد بوده است. علاوه بر این ۶۱۶ کاربرد این روش خصوصاً توسط اداره USFWS در سال ۱۹۸۸ گزارش شده است. استفاده از IFIM به طور فزاینده‌ای از آن پس شتاب یافت، که در استفاده‌های گسترده این روش در موارد مختلف می‌توان این موضوع را دید. بنابراین، شگفت‌انگیز نخواهد بود اگر روش IFIM با استفاده محرز در ۲۰ کشور نسبت به سایر روش‌ها در دنیا تاکنون پیشی گیرد [۱۵۰].

روش IFIM بطور خلاصه شامل ۸ مرحله زیر می‌شود [۱۵۷]:

(۱) آغاز مراحل IFIM

(۲) مدل تحلیل قانونی و نهادی

(۳) طراحی استراتژی

⁴⁵ In-Stream Flow Incremental Methodology

۴) محدوده مطالعات فنی

۵) مدل های میکرو و ماکرو زیستگاه

۶) فرمول بندی راه کارها با استفاده از مدل زیستگاه کل و مدل زیستگاه شبکه

۷) اگر راه کارها عملی نباشد به مرحله (۶) باز گشته و دوباره راه کارها فرمول بندی می شوند

۸) مذاکره حل موضوع با گروه های ذینفع. اگر مذاکره به این نتیجه رسید که تحلیل های

بیشتری مورد نیاز است دوباره سیکل تحلیل در مرحله (۲) وارد می شود اما اگر مذاکره به

نتیجه رسد متوقف می شود.

IFIM زمانی معنی می یابد که در پنج مرحله متوالی زیر اجرا شود [۷۲]:

مرحله ۱ : تشخیص و شناسایی مسئله

- تحلیل حقوقی و نهادی

- تحلیل موضوعات

مرحله ۲ : برنامه ریزی مطالعه

- انتخاب روش های مناسب

- اهداف مطالعه

- تعریف و شناسایی خطوط مبنا

- محدوده مطالعه : هیدرولوژی، ژئومورفولوژی، درجه حرارت، کیفیت آب، میکرو زیستگاه

مرحله ۳ : اجرای مطالعه

- مولفه هیدرولوژیکی

- درجه حرارت

- کیفیت آب

- میکرو زیستگاه فیزیکی

- مجموع میکرو و ماکرو زیستگاه

مرحله ۴ : تحلیل گزینه ها

- فرمول بندی گزینه ها

- آزمایش گزینه ها

مرحله ۵ : دقت مسئله

- مذاکرات و گفتگوها

۲-۷-۸- سیستم شبیه سازی زیستگاه فیزیکی^{۴۶}

این مدل بوسیله سرویس حیات وحش ایالات متحده در دهه ۱۹۷۰ ابداع شد و براساس توصیف وضعیت تأمین آب زیستگاهها در مقاطع بحرانی رودخانه بنا نهاده شده است [۱۵۳]. مدل PHABSIM از چهار معیار هیدرولیکی که از اندازه گیری های صحرایی محاسبه می شوند و به کیفیت زیستگاه ماهیان مربوط می باشند، استفاده می کند. متغیرهای هیدرولیکی موجود در مدل عبارتند از : عمق آب، سرعت جریان، زیر لایه^{۴۷} (مواد جامد تحتانی رودخانه یا دریاچه که موجودات زنده آبی به آنها متصل شده و یا بخشی از آن می باشد مثل سنگ، گل، صخره ها، پوشش گیاهی و ..) و پوشش^{۴۸} (مناطق امن در یک رودخانه که ارگانیسم های آبی را از شکارچیان حفظ می کند برای مثال استخرها^{۴۹}، زیرشویی کناره ها، عمق آب، آشفستگی سطحی و ..) [۸۷]. داده های صحرایی مورد نیاز شامل نقشه برداری مقطع عرضی می شود. داده های جمع آوری شده در هر نقطه عبارتند از : ارتفاع آبراهه، پوشش، زیر لایه، سرعت متوسط و ارتفاع سطح آب [۱۵۳].

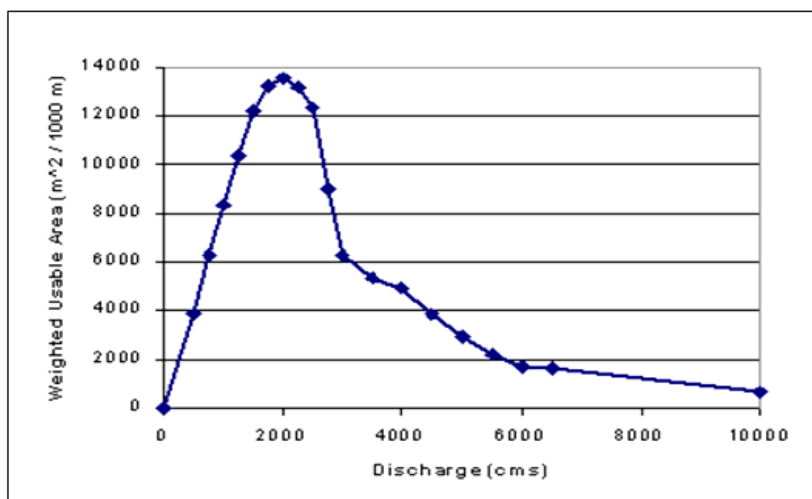
⁴⁶ Phisical Habitat Simulation System

⁴⁷ substrate

⁴⁸ cover

⁴⁹ pools

خروجی‌های PHABSIM منحنی‌های مساحت قابل استفاده وزنی^{۵۰} (WUA) می‌باشد که دبی جریان را به یک شاخص زیستگاه ماهیان برای مراحل مختلف زندگی گونه‌های قابل توجه ماهی‌ها مرتبط می‌کند [۱۵۳] (شکل ۲-۹).



شکل ۲-۹- مثالی از یک منحنی مساحت قابل استفاده وزنی در مدل PHABSIM [۱۵۳]

اولین مرحله در مدل سازی هیدرولیکی در PHABSIM کالبراسیون و شبیه سازی ارتفاع سطح آب می‌باشد. مبتنی بر طبیعت داده‌های صحرایی موجود، روش‌ها و برنامه‌های زیر می‌توانند بکار روند [۱۵۳]، و در ادامه مدل‌سازی سرعت و مدل‌سازی زیستگاه انجام می‌گیرد.

۲-۷-۹- روش واکنش پایین دست به تغییرات اعمال شده جریان^{۵۱}

DRIFT یک روش جامع برای توصیه جریان‌های زیست محیطی برای رودخانه‌ها می‌باشد که از روش-

های جامعی از قبیل BBM از طریق کاربردهای متعددی در آفریقای جنوبی بدست آمده است [۶۵].

⁵⁷ Weighted Usable Area=WUA

⁵¹ Downstream Response to Imposed Flow Transformation

بنیاد و منطق اصلی DRIFT این است که رده های مختلف جریان (جریان کم آبی، سیلاب های کوچک، متوسط و بزرگ فصل تر و خشک)، از قسمت های مختلف اکوسیستم رودخانه محافظت می کنند. بنابراین دستکاری یک یا تعدادی از این رده های جریان، اکوسیستم را متأثر خواهد کرد. بعلاوه [۱۰۷]:

- این طبقات جریان می توانند تعریف و از آمار هیدرولوژیکی تاریخی مجزا شود،
- پیامدهای بیوفیزیکی احتمالی دستکاری یک طبقه منفرد جریان می تواند توصیف شود ،
- وقتی این پیامدها برای تمام طبقات جریان توصیف می شوند، جریان ها می توانند دوباره به طرق مختلف بهم پیوندند و روی وضعیت رودخانه هر رژیم جریان جدید تأثیر گذارند؛
- تغییر در وضعیت رودخانه می تواند نشان دهنده تغییری در کلاس مدیریت رودخانه باشد؛
- مفاهیم تغییر در وضعیت رودخانه برای مصرف کنندگان منابع رودخانه می تواند وصف شده باشد.

۲-۷-۱۰- انتقال منحنی تداوم جریان^{۵۲}

این روش، توسط اسمختین و آنپوتاس (۲۰۰۶)، به منظور ارزیابی جریان زیست محیطی در سامانه رودخانه، معرفی شده است. این روش که اصطلاحاً "انتقال منحنی تداوم جریان" نامیده می شود، یک رژیم هیدرولوژیکی برای حفاظت رودخانه در وضعیت اکولوژی مطلوب، ارائه می دهد [۱۳۶]. در این روش از نرم افزار GEFC استفاده می گردد.

اولین مرحله، تهیه منحنی تداوم جریان طبیعی (FDC) در بازه رودخانه مورد نظر، با استفاده از داده های ماهیانه جریان، می باشد. در این روش، محور احتمالات منحنی تداوم جریان با نمایش ۱۷ احتمال وقوع (۰/۰۱، ۰/۱، ۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۵۰، ۶۰، ۷۰، ۸۰، ۹۰، ۹۵، ۹۹، ۹۹/۹، ۹۹/۹۹)، تهیه می گردد. این نقاط تضمین می کنند که تمام محدوده جریان ها به قدر کافی پوشش داده شده و همین طور، ادامه کار را در مراحل بعدی آسان می سازند [۱۳۶].

^{۵۲} FDC shifting

هدف تأمین جریان های زیست محیطی، حفظ اکوسیستم در (یا ارتقا آن به) وضعیت های مورد نظر می باشد، که بعنوان "حالت آینده مطلوب"^{۵۳}، "کلاس مدیریت زیست محیطی"^{۵۴}، "رده مدیریت اکولوژیکی"^{۵۵} یا "سطح حفاظت زیست محیطی"^{۵۶}، شناخته می شوند. کلاس بالاتر مدیریت زیست محیطی، به آب بیشتری، جهت حفظ و نگهداری اکوسیستم نیاز خواهد داشت. بطور ایده آل، این کلاس ها، باید مبتنی بر روابط تجربی بین جریان و وضعیت های اکولوژیکی هم پیوند با آستانه های قابل شناسایی باشند. با این وجود، در حال حاضر، ملاک کافی برای تعیین چنین آستانه هایی موجود نمی باشد، و این رده ها یک مفهوم مدیریتی می باشند که به دلیل نیاز به تصمیم گیری تحت شرایطی که دانش شفاف در این زمینه محدود می باشد، در جهان توسعه یافته و استفاده شده اند. جایگیری یک رودخانه در یک کلاس مدیریت زیست محیطی معین، اغلب بوسیله قضاوت کارشناسانه، صورت می گیرد. در این روش، شش کلاس مدیریت زیست محیطی، مورد استفاده قرار می گیرد [۱۳۶].

اساساً از این روش برای تولید سری زمانی سایت های فاقد اطلاعات با استفاده از سایت های دارای اطلاعات استفاده می شود [۱۰۱].

در این روش برای هر ماه: (۱) یک درصد بر روی منحنی تداوم جریان طبیعی تشخیص داده می شود؛ (۲) و سپس در همان درصد، مقدار جریان ماهیانه از روی منحنی تداوم جریان زیست محیطی قرائت می شود [۱۰۱].

۲-۷-۱۱- روش ذخیره رومیزی (DRM^{۵۷})

برای جبران فقدان اطلاعات اکولوژیکی، روش های متعددی برای ارزیابی جریان های زیست محیطی توسعه یافته اند که منحصراً بر پایه شاخص های هیدرولوژیکی برگرفته از داده های تاریخی جریان، می -

^{۵۷} Desired Future State

^{۵۸} Environmental Management Class

^{۵۹} Ecological Management Category

^{۶۰} Level of Environmental Protection

^{۵۷} Desktop Reservoir Model

باشند[۱۵۰]. هرچند مشخص شده است که مشخصات زیست محیطی بیشماری اکولوژی اکوسیستم آبی (از قبیل درجه حرارت، کیفیت آب و تیرگی) را تحت تأثیر قرار می‌دهند؛ اما فرض مشترک این روش‌ها این است که رژیم جریان نیروی محرکه اصلی می‌باشد[۱۳۲].

در آفریقای جنوبی رودخانه‌ها نسبت به وضعیت اکولوژیکی مطلوب، تقسیم‌بندی می‌شوند و متعاقباً نیازهای جریان نیز طبقه‌بندی می‌گردند. این سیستم طبقه‌بندی، نشان می‌دهد در عین حال که برخی رودخانه‌ها از نظر زیست محیطی پراهمیت هستند، اما بدلیل نیازهای توسعه اجتماعی-اقتصادی، همه رودخانه‌ها نمی‌توانند در وضعیت‌های نزدیک به شرایط طبیعی باقی بمانند. بنابراین چهار کلاس مدیریت زیست محیطی ممکن (A تا D) تعریف می‌شود. کلاس A شامل رودخانه‌های طبیعی و تغییر نیافته می‌شود. کلاس B رودخانه‌های تغییر یافته، ولی تا حد زیادی طبیعی؛ کلاس C رودخانه‌های نسبتاً تغییر یافته؛ و کلاس D رودخانه‌های تا حد زیادی تغییر یافته، با خسارات زیاد وارد شده به زیستگاه طبیعی، بیوتا و عملکرد اساسی اکوسیستم، می‌باشد. بنابراین رودخانه‌های کلاس B و C بین حدود طبیعی و کاملاً تغییر یافته قرار می‌گیرند[۸۵].

این مدل از مفاهیم روش اجزای سازنده (BBM)، که در بسیاری موارد بعنوان یک رویکرد قانونی برای ارزیابی نیازهای جریان زیست محیطی شناسایی شده، استفاده می‌کند[۹۹]. این روش بر این پایه است که تحت وضعیت‌های طبیعی، قسمت‌های مختلف رژیم جریان، نقش‌های مختلفی در عملکرد اکولوژیکی یک رودخانه بازی می‌کنند و بنابراین حفظ تفاوت‌های اساسی بین جریان‌های فصول تر و خشک، ضروری است. بنابراین اجزای سازنده (BBS) مؤلفه‌های مختلف جریان هستند که با هم ترکیب شده و یک رژیم جریان قابل قبول از نظر اکولوژیکی را ایجاد می‌کنند. اجزای سازنده اصلی جریان‌های کم‌آبی (جریان‌های پایه)، افزایش‌های کوچک در جریان و جریان‌های پرآبی بزرگتر مورد نیاز برای حفظ کانال رودخانه می‌باشند[۱۰۰].

اجزای سازنده بین "سال‌های نرمال" و "سال‌های خشک" متفاوت می‌باشد. مورد اول تحت عنوان "نیازهای نگهداری" و دومی "نیازهای خشکسالی" نامیده می‌شود[۹۹]. فراوانی وقوع هریک از سال‌های

نگهداری و خشکسالی، براساس تغییرپذیری رژیم هیدرولوژیکی طبیعی تعریف می‌شود. بنابراین سال‌های نگهداری متناوبا" (۶۰ تا ۷۰٪) در رودخانه‌های تر رخ می‌دهند درحالی‌که در رودخانه‌های نیمه خشک و خشک با تناوب کمتری (۲۰٪ یا کمتر) اتفاق می‌افتند [۹۹].

در واقع فرآیند بکار رفته در تعیین BBM توسط متخصصین می‌تواند بصورت زیر خلاصه شود:

تا A عملکرد اکولوژیکی برای یکی از کلاس های F(مشخصات رژیم هیدرولوژیکی) = F(نیازهای جریان زیست محیطی

$$(۸-۳) \text{ خطا} + (\text{روابط جریان-زیستگاه}) + F(D)$$

اما از آنجایی که در تصمیم‌گیری برای DRM، مشخص شده است که در حال حاضر اطلاعات همه جانبه و گسترده‌ای از عملکرد اکولوژیکی رودخانه‌های افریقای جنوبی و همینطور روابط بین جریان و زیستگاه در دست نمی‌باشد و فقط اطلاعات هیدرولوژیکی موجود می‌باشد، بنابراین مدل بر مبنای یک ساده سازی از معادله (۸-۳)، عبارت می‌شود از:

$$(۹-۳) \text{ خطا} + (\text{مشخصات رژیم هیدرولوژیکی}) = F(\text{نیازهای جریان زیست محیطی})$$

آشکار است که ترم خطا در معادله (۹-۳)، شامل خطاهای تخمینی بیشتری نسبت به معادله (۸-۳) می‌باشد و بنابراین انتظار می‌رود که نتایج مدل از قابلیت اطمینان کمتری نسبت به یک تعیین نیاز زیست محیطی کاملتر، برخوردار باشد [۹۹].

۲-۷-۱۱- شاخص‌های تغییرپذیری جریان

نسخه جدید مدل، یک جداسازی جریان پایه روی سری زمانی جریان ماهیانه با استفاده از رویکرد زیر انجام می‌گیرد:

$$(۱۰-۳) q_m = \alpha q_{m-1} + \beta (1 + \alpha) (Q_m - Q_{m-1})$$

$$QB_m = Q_m - q_m \quad (3-11)$$

m: ماه

Q_m : مؤلفه جریان پرآبی

Q_{m-1} : مؤلفه جریان پرآبی در ماه قبل

QB_m : مؤلفه جریان پایه

q_m : مؤلفه جریان کم آبی

q_{m-1} : مؤلفه جریان کم آبی در ماه قبل

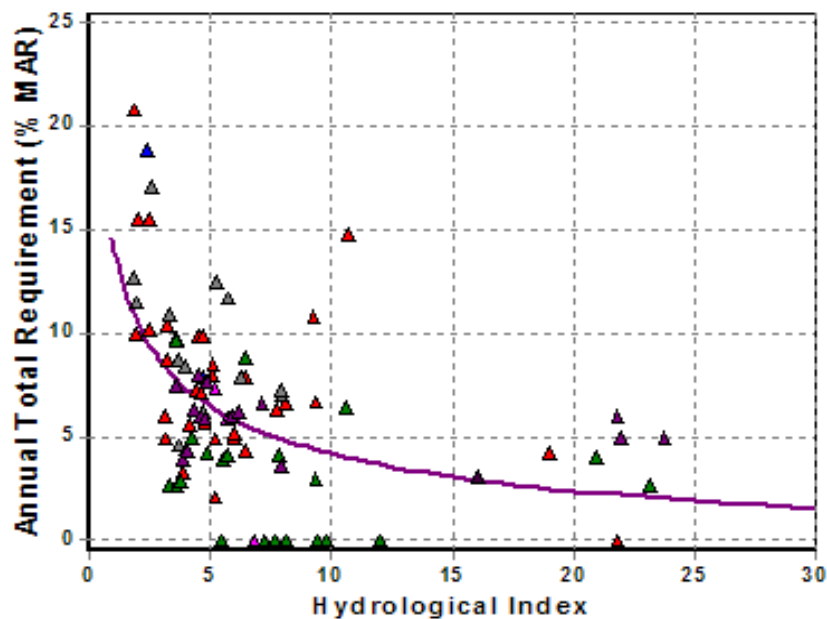
α و β : پارامترهای جداسازی ($0 < \alpha < 1$ و $0 < \beta < 0.5$)

سپس BFI، از نسبت متوسط جریان پایه سالیانه به متوسط جریان کل سالیانه محاسبه می‌شود. این دو شاخص تغییرپذیری (BFI و CV)، یکدیگر را کامل می‌کنند. شاخص CV، بیشتر بازتابی از تغییرپذیری مربوط به آب‌وهوا (چرخه دوره‌های تر و خشک) می‌باشد، درحالی‌که BFI، ارتباط نزدیکی با فرآیند تولید رواناب دارد. بنابراین ترکیب منطقی این دو، برای تولید یک شاخص کلی از تغییرپذیری (یا CVB معادل CV/BFI) می‌باشد که می‌تواند برای رژیم‌های با تغییرپذیری بسیار کم، نزدیک به ۱ و برای رژیم‌های نیمه-خشک با تغییرپذیری زیاد، بیشتر از ۵۰ باشد [۹۹].

۲-۷-۱۱-۲- برآورد مؤلفه‌های BBM

مدل DRM شامل سه مؤلفه مهم می‌شود [۹۹]:

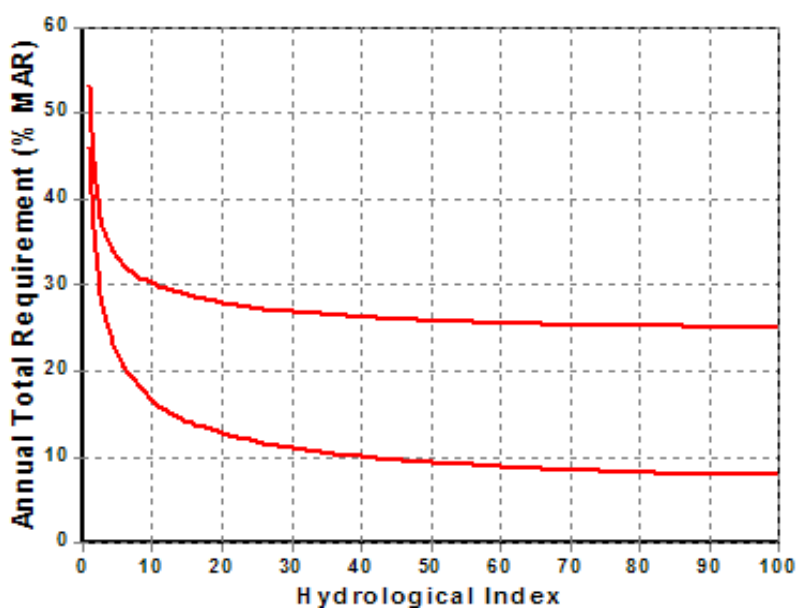
- برآورد مجموع سالیانه اجزای سازنده (جریان‌های پرآبی و کم‌آبی نگهداری و خشکسالی)، با استفاده از مشخصات هیدرولوژیکی جریان‌های ماهیانه طبیعی.
- برآورد توزیع‌های فصلی از مجموع‌های سالیانه، با استفاده از توزیع‌های فصلی جریان‌های طبیعی تفکیک شده به مؤلفه‌های جریان‌های کم‌آبی و پرآبی.
- برآورد قواعدی که نیازهای نگهداری و خشکسالی را در اطمینان پیوسته یا منحنی‌های فراوانی ترکیب می‌کنند.



شکل ۲-۱۰- مقایسه نیازهای خشکسالی برای همه کلاس‌های اکولوژیکی با منحنی MLIFR برای کلاس D [۹۹].

۲-۷-۱۱-۳- نیازهای جریان پرآبی

شکل (۲-۱۱)، منحنی‌های جریان کم‌آبی و جریان کل برای کلاس اکولوژیکی B را نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود، نیازهای جریان کل با افزایش CVB، تا حدود ۳۰ تا ۴۰ کاهش می‌یابد و از اینجا به بعد، تقریباً ثابت باقی می‌ماند [۹۹].



۲-۷-۱۲- روش محدوده تغییرپذیری^{۵۸}

روش محدوده تغییرپذیری (RVA)، بعنوان یک روش پیچیده، از روش‌های هیدرولوژیکی می‌باشد که توسط ریشتر و همکاران (۱۹۹۶ و ۱۹۹۷) توسعه یافت. این روش، مطلوب‌ترین روش از دسته شاخص‌های هیدرولوژیکی است و هدف آن تهیه یک سری از ویژگی‌های آماری جنبه‌های اکولوژیکی رژیم جریان، با برجسته کردن نقش تغییرات هیدرولوژیکی در حفاظت از اکوسیستم‌ها است. این روش برای استفاده در رودخانه‌های تنظیم شده می‌باشد که حفاظت از کارکرد اکوسیستم‌های طبیعی و بومی و حفظ تنوع زیستی طبیعی از اهداف اولیه مدیریت می‌باشد. روش RVA برای پر کردن شکاف بین اهداف مدیریت رودخانه و نظریه‌های فعلی اکولوژیکی، توسعه داده شده است [۱۳۲].

روش RVA از ۶ مرحله اصلی به شرح زیر تشکیل شده است [۱۳۲]:

- مرحله اول: محدوده طبیعی تغییرات جریان رودخانه با استفاده از ۳۳ شاخص هیدرولوژیکی مرتبط با اکولوژی، به کمک شاخص‌های تغییرات هیدرولوژیکی (IHA) (برگرفته از ریشتر و همکاران (۱۹۹۶) [۱۳۱]) مشخص می‌شود.

- مرحله دوم: ۳۳ هدف مدیریتی برای هریک از پامترهای IHA انتخاب می‌شود.

این پیشنهاد، مبنی بر شناختی است که از یک هدف جریان بدست می‌آید، و در یک پارامتر مخصوص که ممکن است به استرس قابل توجه در اکوسیستم در سراسر دوره‌های بلند مدت منجر شود، با حدود مینم یا ماکزیمم از محدوده تغییرات، متناظر است. از طرف دیگر، اهداف جریان باید برخی مدیریت‌های قابل انعطاف برای در نظر گرفتن استفاده‌های انسان را بپذیرند. انتخاب مقادیر نزدیک به میانگین یا میانه سالیانه، به عنوان اهداف مدیریتی، به شکل کلی از مصرف آب بوسیله انسان‌ها در نیمی از سال‌ها ممانعت می‌کند. اما رویکرد مدیریتی اختیار شده، نباید به شکل کلی از وقوع رخداد‌های نادر، اما مهم از لحاظ

⁵⁸ Range of Variability Approach

اکولوژیکی و وضعیت‌های هیدرولوژیکی معین، ممانعت کند. همچنین براساس تئوری آماری عمومی، می‌دانیم که در یک منحنی فراوانی نرمال، ۶۸٪ داده‌ها در محدوده یک انحراف استاندارد از میانگین قرار می‌گیرند [۱۴۲].

- مرحله سوم: بکارگیری اهداف مدیریتی جریان، بنام محدوده تغییرات (RVA)، برای تعیین قواعد مدیریتی که شرایط جریان‌های هدف را در اکثر سال‌ها تأمین کند.
- مرحله چهارم: اجرای یک برنامه پایش برای ارزیابی اثرات اکولوژیکی سیستم مدیریت جدید. اهداف RVA، متوسط‌هایی هستند برای دستیابی به اهداف بیولوژیکی و تنها به خودشان منتهی نمی‌شوند.
- مرحله پنجم: در پایان هر سال، تغییرات جریان واقعی رودخانه، با استفاده از همان ۳۳ پارامتر هیدرولوژیکی مشخص می‌شود و مقادیر این پارامترها با مقادیر اهداف RVA مقایسه می‌گردد.
- مرحله ششم: تکرار مرحله دوم تا پنجم، با دخیل کردن نتایج مدیریت در سال‌های اخیر و هرگونه نتایج تحقیقات اکولوژیکی که منجر به بازنگری در سیستم مدیریت، یا اهداف RVA شود.

۲-۷-۱۲-۱- معرفی نرم‌افزار IHA قابل کاربرد در روش محدوده تغییر پذیری

نرم افزار IHA، توسط کمیسیون نگهداری جنگل‌ها و شیل‌ها و منابع طبیعی^{۵۹} (TNC)، بعنوان ابزاری کاربردی و آسان، برای محاسبه مشخصات رژیم‌های هیدرولوژیکی طبیعی و تغییر یافته، توسعه یافته است. این نرم افزار برای هر نوع داده روزانه هیدرولوژیکی از قبیل جریان‌های رودخانه، تراز رودخانه، سطوح آب زیرزمینی یا ترازهای دریاچه، قابل استفاده می‌باشد. مزیت روش IHA این است که می‌تواند داده‌های هیدرولوژیکی روزانه ورودی را به تعدادی سری‌های قابل مدیریت از پارامترهای هیدرولوژیکی مرتبط با اکولوژی، خلاصه کند [۱۵۲].

در نهایت زمانی که وقتی تحلیل تغییرات بین دو دوره زمانی انجام می‌شود، نرم افزار این امکان را برای کاربر فراهم می‌کند، که روش محدوده تغییرات (RVA) را بکار برد. باید دقت شود که تحلیل RVA فقط برای پارامترهای IHA امکان دارد و برای پارامترهای EFC، قابل محاسبه نمی‌باشد [۱۵۲].

⁵⁹ The Nature Conservancy

برخی نکات مهم در خصوص محاسبه پارامترهای IHA عبارتند از [۱۵۲]:

- وقتی از یک سال آبی کوتاه شده استفاده می‌شود، پارامترهای IHA، فقط با استفاده از داده‌های ورودی کوتاه شده، محاسبه می‌شوند. متوسط جریان‌های ماهیانه که با محدوده دوره کوتاه شده همپوشانی دارند، فقط برای قسمتی از ماه که در دوره قرار دارد، محاسبه خواهند شد.
- برای پارامترهای گروه دو (وضعیت جریان حدی)، حداقل و حداکثرهای ۳، ۷، ۳۰ و ۹۰ روزه، از میانگین‌های متحرک طول مقتضی محاسبه شده، برای هر دوره ممکن، که کاملاً درون سال آبی قرار دارد، بدست می‌آیند.
- شاخص جریان پایه در پارامترهای گروه ۲، از تقسیم جریان حداقل ۷ روزه به متوسط جریان در هر سال، بدست می‌آید.
- برای پارامتر گروه ۳ (وضعیت جریان حدی)، اگر چندین روز با مقادیر مشابه در سال آبی وجود داشته باشد، اولین تاریخ، گزارش داده می‌شود.
- برای پارامتر گروه ۴ (پالس‌های زیاد و کم)، یک روز، اگر بزرگتر یا کوچکتر از یک آستانه معین که توسط یک کاربر تعیین می‌شود، باشد؛ بعنوان یک پالس طبقه بندی می‌شود. برای تحلیل ۲ دوره-ای آستانه پالس، فقط با استفاده از داده‌ها در دوره قبل از ساخت، محاسبه می‌شود. در حالیکه برای یک مورد منفرد، این آستانه با استفاده از کل دوره محاسبه می‌شود. اگر یک سال آبی کوتاه شده مورد استفاده قرار گیرد؛ آستانه‌های پالس، فقط با استفاده از داده‌های درون سال آبی، محاسبه می‌شوند. باید دقت شود، که وقایعی که در اولین روز مجموعه داده‌ها، یا اولین روز بعد از یک سال آبی گمشده شروع می‌شوند، در آمار شمرده نمی‌شوند؛ زیرا فرض می‌شود، که این وقایع در حقیقت در سال آبی قبلی آغاز شده‌اند، که در این داده‌ها نمی‌باشد.
- برگشت‌ها (در پارامتر گروه ۵)، از طریق تقسیم آمار هیدرولوژیکی به دوره‌های صعود و نزول، که متناظر هستند با دوره‌هایی که تغییرات روزانه در جریان‌ها به ترتیب مثبت و منفی می‌باشد، بدست می‌آیند. تعداد برگشت‌ها، تعداد دفعاتی است که جریان از یک نوع دوره به نوع دیگر، تغییر

جهت می‌دهد. برگشت‌ها از هر سال آبی به سال آبی دیگر تحلیل می‌شوند؛ بنابراین اولین تغییر جریان، از آنجایی که یک روند صعودی یا نزولی قبل از آن وجود ندارد، نمی‌تواند بعنوان یک برگشت شمرده شود.

۵ مؤلفه جریان زیست محیطی با جزئیات بیشتر در زیر توضیح داده شده اند [۱۵۲]:

جریان‌های کم‌آبی: این جریان، وضعیت جریان غالب در اکثر رودخانه‌ها می‌باشد. در رودخانه‌های طبیعی، بعد از یک بارندگی یا دوره ذوب برف و فروکش کردن رواناب سطحی ناشی از آنها، رودخانه به سطح پایه خود یا جریان کم‌آبی، باز می‌گردد. ترازهای مختلف فصلی جریان‌های کم‌آبی در یک رودخانه، یک فشار (محدودیت) اساسی به جمعیت‌های آبی رودخانه تحمیل می‌کند، برای اینکه مقدار زیستگاه آبی در دسترس را برای بیشتر سال‌ها مشخص می‌کند. این امر تأثیری قوی بر تنوع و تعداد ارگانیسم‌هایی که می‌توانند در رودخانه زندگی کنند، دارد.

جریان‌های کم‌آبی شدید: در طول دوره‌های خشکسالی، رودخانه‌ها در ترازهای بسیار پایین قرار می‌گیرند، که این امر می‌تواند برای بسیاری از ارگانیسم‌ها پراسترس باشد. اما ممکن است شرایط لازم برای گونه‌های دیگر را فراهم کند. شیمی آب، درجه حرارت، اکسیژن حل شده قابل دسترس، می‌تواند برای بسیاری از ارگانیسم‌ها در طول جریان‌های کم‌آبی شدید، پرتنش شود. که این وضعیت‌ها، می‌تواند علت مرگ و میر قابل ملاحظه‌ای باشد. از سوی دیگر جریان‌های کم‌آبی شدید، ممکن است شکار آبی برای برخی گونه‌ها را فراهم سازند.

پالس‌های جریان پرآبی: در طول باران شدید یا دوره‌های کوتاه از ذوب برف، یک رودخانه به بالای سطح جریان کم آبی خود خواهد آمد. پالس‌های جریان پرآبی، هر افزایش آبی که بالاتر از دیواره کانال رودخانه نباشد را، شامل می‌شوند. این پالس‌ها شکست‌های مهم و ضروری در جریان‌های کم‌آبی را فراهم می‌کنند. حتی یک شستشوی سریع کوچک یا مختصر از آب شیرین، می‌تواند شرایط کاهش ضروری درجه حرارت-های آبی بالا یا وضعیت‌های اکسیژن کم را فراهم کند.

سیلاب‌های کوچک: در طول سیلاب، ماهی‌ها و دیگر ارگانیسم‌های متحرک قادر به حرکت به پایین دست، بالادست، و خروج به سیلابدشت‌ها یا تالاب‌های سیل گرفته، برای دستیابی به زیستگاه‌های اضافی از قبیل کانال‌های ثانویه، مرداب‌ها، باتلاق‌ها و نواحی سیل گرفته کم عمق می‌باشند. معمولاً این نواحی غیر خارج از دسترس، می‌توانند منابع غذایی قابل توجهی را فراهم کنند. بطور نمونه، نواحی سیل گرفته کم عمق، گرم تر از کانال اصلی هستند و پر از مواد مغزی و حشراتی هستند، که باعث رشد سریع ارگانیسم‌های آبی می‌شوند. یک سیلاب کوچک، همه افزایش‌های رودخانه‌ای را که بالاتر از کانال اصلی قرار می‌گیرند، در بر می‌گیرد، اما شامل سیلاب‌های شدید با تناوب کم نمی‌شود.

سیلاب‌های بزرگ: سیلاب‌های بزرگ، هر دو ساختار بیولوژیکی و فیزیکی یک رودخانه و سیلابدشت آن را دوباره بازسازی^{۶۰} می‌کند. این سیلاب‌های بزرگ می‌توانند، بسیاری از ارگانیسم‌ها را با خود شستشو دهند و دور سازند؛ بنابراین باعث کاهش برخی گونه‌ها شوند. اما در بسیاری موارد نیز، برای برخی گونه‌ها مزایای رقابتی ایجاد می‌کنند. سیلاب‌های شدید همچنین، ممکن است در شکل‌دهی زیستگاه‌های کلیدی از قبیل دریاچه‌های نعل اسبی و تالاب‌های سیلابدشت مهم باشند.

۲-۸- مروری بر مطالعات انجام شده

Hoppe and Finnell (1973) برای نیازهای شیلات ماهی آزاد درصدهای زیر را ارائه کردند نقل از

[۱۴۴]:

- Q₁₇ (جریانی که ۱۷ درصد زمان ثبت شده، جریان رودخانه مساوی یا بیشتر از آن مقدار باشد)، برای شستشوی سریع مواد ریزدانه از خلل و فرج مواد بستری مکان‌های تخم‌ریزی،
- Q₄₀ برای حفظ وضعیت‌های زیستگاه مناسب برای تخم‌ریزی و
- Q₈₀ برای تولید بی‌مهرگان (غذا)، پوشش و حفظ و نگهداری از حداقل زیستگاه بالغ.

⁶⁰ re-arrange

Bounda and Lyons (1979)، روشی را برای آبریزان آب‌های سرد مونتانا و دیگر ایالات غربی امریکا ارائه کردند. این روش در واقع برگرفته از روش تنانت می باشد. سازمان پارک‌ها و حیات وحش تگزاس^{۶۱} (TPWD) در غیاب اطلاعات کافی در سایت مورد مطالعه از این روش استفاده می‌کند. در این روش ۴۰ درصد جریان میانه ماهیانه^{۶۲} برای ماه‌های اکتبر تا فوریه و ۶۰ درصد جریان میانه ماهیانه برای ماه‌های مارس تا سپتامبر بعنوان جریان حداقل در نظر گرفته می‌شود [۷۰].

Orth and Maughan (1981)، در مطالعه‌ای بر روی ۲۴ مورد از رودخانه‌های اوکلاهما دریافتند که روش تنانت برای استفاده در رودخانه‌های این منطقه باید اصلاح شود. آنها میزان جریان زیست محیطی مورد نیاز در شرایط قابل قبول را ۱۰ درصد MAR برای جولای تا دسامبر (به جای اکتبر تا مارس) و ۳۰ درصد MAR را برای ژانویه تا ژوئیه (به جای آوریل تا سپتامبر) پیشنهاد کردند [۱۲۳].

Cavendish and Duncan (1986)، با استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی، جریان زیست محیطی را در منطقه میسوری بدست آورده و به این نتیجه رسیدند که اغلب این جریان اوقات با مدت افت جریان متناسب می‌باشند. آنها با استفاده از اطلاعات هیدرولوژیکی مانند رویدادهای ماهانه یا ثبت روزانه جریان، نحوه تعیین ویژگی‌های جریان زیست محیطی را توصیه کردند. محققان اخیر همچنین یکی از اهداف مهم جریان زیست محیطی را در حفظ آبریزان آب شیرین می‌دانند [۷۷].

Caissie and El-Jabi (1995) روش‌های مختلف تعیین جریان زیست محیطی را برای ۷۰ رودخانه در آتلانتیک کانادا بررسی و مقایسه کردند. این روش‌ها شامل روش تنانت، ۲۵ درصد MAR، جریان میانه ماهیانه (Q50)، روش جریان پایه آبریزان (ABF)، جریان Q90 و 7Q10 بودند. آنها استفاده از Q50 را برای حوضه‌های دارای ایستگاه‌های اندازه‌گیری و روش تنانت، ۲۵ درصد MAR و ABF را برای حوضه‌های فاقد ایستگاه پیشنهاد کردند [۷۶].

⁶¹ Texas Parks and Wildlife Department

⁶² Monthly Median Flow

(Gipple and Stewardson, 1998). با مطالعه جریان زیست محیطی در کانادا، دو نوع رهیافت برای تعیین حداقل نیاز زیست محیطی رودخانه را نام بردند، که شامل رهیافت‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی می‌باشد. رهیافت هیدرولوژیکی، مشابه روش‌های بررسی جریان‌های رودخانه‌ای در گذشته می‌باشد. در روش‌های هیدرولوژیکی میزان آب ورودی به رودخانه در زمان‌های گذشته و حال مورد بررسی (تشریح رژیم آبی جریان) قرار می‌گیرد و رهیافت اکولوژیکی روش‌هایی هستند، که شامل تخمین رژیم آبی مورد نیاز برای گونه‌های رودخانه، جوامع و فرآیندهای اکوسیستمی می‌باشد. هم چنین آن‌ها بیان کرده اند، که در رودخانه‌های تنظیم شده، رابطه بین محیط خیس و دبی، گاهی اوقات به عنوان یک روش مناسب برای تعیین حداقل مجاز جریان، برای اهداف زیست محیطی استفاده می‌شود. هم چنین فرض شده است، که دبی حداقل بحرانی با مقدار دبی در نقطه ای که یک شکست در شکل منحنی (منحنی توابع لگاریتمی یا توانی) وجود دارد، برابر باشد. در دبی‌های کوچکتر، محیط خیس شده به سرعت کاهش می‌یابد. این نقطه بحرانی در منحنی تقریباً همیشه، اما به اشتباه، یک نقطه عطف نامیده می‌شود و معمولاً مشخصاً "و به وسیله چشم از نمودار تعیین می‌شود. ظاهر شکست در شکل منحنی به شدت، به درجه بندی نسبی محورهای گراف وابسته است. این ذهنیت می‌تواند بر تعریف شکست در شکل، با استفاده از تکنیک‌های ریاضی غلبه کند. شکست مهم در شکل منحنی می‌تواند بطور سیستماتیک توسط نقطه ای که شیب برابر با ۱ دارد، یا که در آن انحنا حداکثر می‌شود، تعریف شود. این تکنیک، می‌تواند در دیگر روابط زیستگاه-دبی، که متغیر زیستگاه با دبی افزایش می‌یابد، بکار گرفته شود. این تکنیک‌ها در جریان‌های تنظیم شده محل سرچشمه، در حوضه آبریز ملبورن استفاده شد. داده‌های برآورد شده از کانال، جهت مدل سازی رابطه بین دبی و محیط خیس شده، محیط آب در حال جریان و منطقه زیستگاه نوعی ماهی به نام blackfish استفاده شد. تابع لگاریتم می‌تواند، به داده‌های محیط خیس شده برای Starvation Creek برازش داده شود، اما آن رابطه برای Armstrong Creek خطی بوده است. هر دو جریان، روابط لگاریتمی بین دبی و محیط جریان آب را نشان داده اند. برای این جریان‌ها، نه روابط محیط خیس شده، جریان زیست محیطی بهینه ای را پیشنهاد دادند و نه آنها سطح جریانی که جامعه مهره داران بزرگ را در حالت غیر قابل تنظیم خود حفظ

کند، البته اگر در یک دوره طولانی از زمان استفاده شوند، پیشنهاد دادند. منطقه زیستگاه ماهی لزوماً با دبی افزایش نمی یابد؛ بنابراین استفاده از روش تحلیل منحنی پیشنهادی برای محیط خیس شده، ممکن است برای برخی از داده های منطقه زیستگاه ماهی قابل استفاده نباشد. محیط ناحیه جریان آب بیش از محیط خیس شده، به عنوان یک متغیر جهت تعریف زیستگاه مناسب، برای مهره داران بزرگ ترجیح داده می شود [۸۹].

در تنظیم برداشت ها در انگلستان، برای تعریف جریان زیست محیطی از شاخص جریان کم آبی طبیعی استفاده می شود. شاخص Q_{95} (یعنی جریانی که نود و پنج درصد مواقع سال دبی رودخانه برابر یا بیشتر از آن مقدار باشد) اغلب مورد استفاده قرار می گیرد. گرچه در بقیه موارد شاخص هایی از وقایع نادرتر (برای مثال متوسط حداقل جریان سالیانه) استفاده شده است. شاخص Q_{95} تنها براساس زمینه های هیدرولوژیکی انتخاب شده است. به هر حال اجرای این روش (برای مثال Q_{95} چقدر می تواند کاهش یابد) اغلب شامل اطلاعات اکولوژیکی می شود [۶۸].

در فرانسه قانون حق ماهیگیری آب شیرین (ژوئن ۱۹۸۴) ملزم می کند که جریان های رسوبی در بخش های انحرافی رودخانه باید حداقل یک چهارم جریان متوسط برای طرح های موجود و یک دهم جریان متوسط برای طرح های جدید باشد. این روش فقط یک جریان ثابت یا یک جریان حداقل را ارائه می دهد نه یک رژیم جریان کامل [۱۴۱].

(Hughes and Hannart 2003)، برای ارزیابی های اولیه نیازهای جریان زیست محیطی رودخانه ها در آفریقای جنوبی، یک روش رومیزی بنام "مدل ذخیره رومیزی"^{۶۳} (DRM) را توسعه دادند. کاربر یک شاخص هیدرولوژیکی را (یعنی ضریب تغییرپذیری جریان ها تقسیم بر نسبت جریان کل که جریان پایه می باشد، CV/BFI)، را با استفاده از داده های جریان رودخانه در محل، محاسبه می کند. سپس، منحنی هایی برای تعریف درصدی از حجم میانگین آورد سالیانه (MAR) که برای مؤلفه های مختلف (کم آبی ها و سیلاب ها)

⁶³ Desktop Reserve Model

رژیم جریان زیست محیطی مورد نیاز است، بکار گرفته می‌شوند [۹۹]. آن‌ها اعلام می‌کنند، که قانون آب در آفریقای جنوبی در سال ۱۹۹۸ تصریح می‌کند، که تحولات منابع آب در آینده باید سازگار با محیط زیست باشد و بخشی از جریان طبیعی رودخانه‌ها باید جهت اطمینان از سطح عملکرد زیست محیطی در نظر گرفته شود. روش‌های دقیق برای تعیین کمیت جریانی زیست محیطی مورد نیاز رودخانه‌ها، در مواقعی در سطح بین‌المللی و در آفریقای جنوبی در دسترس بوده‌اند، اما اجرای قانون جدید درجه اضطراری را معرفی کرده و به سرعت به سمت نیاز اشاره می‌نماید، تا ارزیابی‌هایی با قابلیت اطمینان کم در برنامه ریزی اولیه قابل استفاده باشند. مدل ذخیره دسکتاپ، برای تحقق این نیاز توسعه داده شد، اما از آنجایی که توسعه آن در سال ۱۹۹۹، همزمان با وجود بسیاری از ارزیابی‌های دقیق تر IFR بوده است، در طول سال ۲۰۰۱ مدل تحت یک بررسی کامل و بر اساس نتایج از ۹۷ ارزیابی دقیق IFR شامل گروهی از متخصصان استفاده از روش بلوک ساختمان (BBM)، توسعه یافت. این تحقیق لینک‌های مفهومی بین BBM و مدل را توضیح می‌دهد، الگوریتم‌هایی که مدل را تشکیل می‌دهند توصیف می‌کند و در مورد برخی از مشکلات مرتبط با توسعه، مدلی از این نوع با داده‌های محدود و درک علمی محدود از اصول اساسی، شرح می‌دهد. بسیاری از مشکلات، از فقدان درک روابط بین تغییرات هیدرولوژیکی و عملکرد زیست محیطی رودخانه‌ها، در طیف وسیعی از انواع رودخانه، در داخل یک منطقه جغرافیایی بزرگ (آفریقای جنوبی، به عنوان مثال) ناشی می‌شود. این تحقیق نشان می‌دهد، که با وجود این مشکلات در مدل، کمبودی در صنعت مدیریت منابع آب در آفریقای جنوبی ایجاد شده است که پتانسیل آن را دارد تا درک علمی ما را از بهبودهای اکو هیدرولوژیکی، افزایش دهد.

Kashaigili و همکاران (2005)، در تحقیق خود تحت عنوان تخصیص جریان زیست محیطی در حوضه رودخانه، به بررسی حداقل آب مورد نیاز زیست محیطی، در حوضه آبریز Great Ruaha در تانزانیا پرداختند. در آن تحقیق در مورد بعضی از مفاهیم مانند مفهوم جریان زیست محیطی و محدودیت اطلاعات و شناسایی رابطه‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی، همچنین در مورد تخصص و اطلاعات ناکافی و قانون حمایت از جریان زیست محیطی بحث می‌کنند. در بررسی جامع تر این تحقیق می‌توان گفت، پیش‌بینی جریان‌های زیست

محیطی اخیراً" در حال تبدیل شدن به یک موضوع اصلی در بحث مدیریت یکپارچه منابع آب در حوضه های رودخانه ها می باشد. با این حال، نظریه ها، مفاهیم و کاربردهای عملی، هنوز هم در اکثر این کشورهای در حال توسعه همراه با موقعیت های چالش برانگیز، بالاخص در حوزه های پیچیده رودخانه ها با کاربردهای متعدد مصرف آب، تنوع مصرف کنندگان، افزایش تقاضای آب و درگیری های ناشی از آن، می باشند، مثال این وضعیت در حوضه آبریز رودخانه بزرگ Ruaha در تانزانیا در تحقیق اخیر مورد بررسی قرار گرفته است.

در پژوهش آن ها نشان داده شده، که جریان بزرگتر از ۱-۰/۵ مترمکعب در ثانیه برای رودخانه Ruaha بزرگ، در طول پارک ملی Ruaha و برای حفظ محیط زیست پارک، در طی فصل خشک مورد نیاز است. اما سوال آن ها این بوده است که چگونه می توان به این هدف رسید؟ در پاسخ به این سوال، آن ها در تحقیق خود به بررسی چالش ها پرداخته و گزینه هایی جهت دستیابی به تخصیص آب زیست محیطی در حوضه های رودخانه ها پیشنهاد دادند. در تحقیق آن ها چالش های زیر شناسایی شده اند: (الف) مفهوم جریان زیست محیطی هنوز هم جدید است و به خوبی شناخته نشده است، (ب) وجود داده های محدود و محدودیت درک درست از ارتباط هیدرولوژیکی و اکولوژیکی، (ج) کمبود دانش تخصصی کافی و حمایت های قانونی، (د) عدم وجود مخازن ذخیره سازی، برای رها سازی آب زیست محیطی کنترل شده و (E) وجود سیاست ها و موسسات متناقض، در زمینه مسائل زیست محیطی. با وجود این چالش ها، این تحقیق گزینه هایی به سمت برآورد تخصیص و مدیریت آب زیست محیطی مشخص می کند: (الف) انجام آموزش هدفمند و ایجاد آگاهی در جوامع، سیاستمداران، مقامات دولتی و تصمیم گیرندگان در بحث جریان زیست محیطی، (ب) ظرفیت سازی در زمینه جریان زیست محیطی و راه اندازی تیم چند ضابطه ای جریان زیست محیطی با مشارکت ذینفعان، (ج) تسهیل توسعه نهادهای محلی موثر پشتیبانی شده توسط قانون، (د) برداشت آب، ذخیره سازی و طراحی ساختارهای جریان با لحاظ جریان زیست محیطی، و (ه) هماهنگی سیاست و اصلاحات در استفاده از آب و تدوین حقوق آب جهت اطمینان از سازش با مقتضیات محیط زیست [۱۰۴].

Mann (2006)، به بررسی کاربرد روش تنانت در آبراهه های با شیب زیاد پرداخت. وی با مطالعه بر روی

۱۵۱ مقطع عرضی از ۷۰ رودخانه در غرب ایالات متحده نتیجه گرفت که روش تنانت در رودخانه های با

شیب کم (کمتر از ۱٪) کاربردی تر می‌باشد. وی بیان داشت در رودخانه‌هایی با شیب بیشتر، روش تنانت باید با احتیاط بیشتری مورد استفاده قرار گیرد و محدود به مراحل برنامه‌ریزی پیشنهادات جریان زیست محیطی باشد. همچنین از روش تنانت باید در سناریوهای حفاظت جریان درون رودخانه‌ای و نه در سناریوهای احیا و بازگردانی، استفاده کرد [۱۱۱].

Korsgaard (2006) به بررسی جریان زیست محیطی، در بحث مدیریت بهم پیوسته منابع آب پرداخت. وی عنوان کرد، که علی‌رغم توسعه روش‌های جامع ارزیابی جریان زیست محیطی، هیچیک از آنها به خوبی جریان‌های زیست محیطی را، به خدمات اکوسیستم پیوند نمی‌دهند. بعلاوه، روش‌های جامع موجود، به اطلاعات گسترده‌ای نیاز دارند، که این بزرگترین محدودیت کاربرد این روش‌ها، مخصوصاً در کشورهای در حال توسعه می‌باشد. وی یک ابزار ساده و شفاف پشتیبان تصمیم، برای ارزیابی سناریوهای مختلف جریان‌های زیست محیطی، ارائه داد. این ابزار، با استفاده از یک مدل شبیه‌ساز حوضه آبریز رودخانه (MIKE BASIN) و پروسه‌های محاسباتی در نرم‌افزار Excel تهیه شد [۱۱۰].

Smakhtin and Anputhas (2006)، در مطالعه‌ای برای ارزیابی شدت جریان زیست محیطی ۱۳ رودخانه در هند، از روشی برپایه منحنی تداوم جریان استفاده کردند. این روش از داده‌های جریان ماهیانه استفاده می‌کند و با تضمین این که تغییر پذیری طبیعی جریان، در سری زمانی جریان زیست محیطی بدست آمده حفظ شود، نیاز جریان زیست محیطی را برای کلاس‌های مختلف مدیریت زیست محیطی رودخانه ارائه می‌دهد. در بررسی جامع تر این تحقیق می‌توان اشاره کرد که هدف اصلی این گزارش بحث در مورد تخصیص آب زیست محیطی در هند و این تنها آغاز جلب توجه و به رسمیت شناختن این مسئله می‌باشد. این تحقیق، بخشی از یک پروژه تحقیقاتی بزرگتر، به منظور بررسی ابعاد مختلف پروژه ملی اتصال رودخانه در هند و بطور عمومی آینده آب می‌باشد. این گزارش در ابتدا جهت بررسی روندهای پدیدار شده در زمینه جریان زیست محیطی در هند و بررسی روش‌های رومیزی ارزیابی جریان‌های زیست محیطی توسعه یافت و برای اهداف برنامه ریزی مقدماتی در محلی دیگر مورد استفاده قرار گرفت. این امر اجازه می‌دهد، تا ویژگی‌های مشترک این روش‌ها شناسایی شده و روش ارزیابی سریع متناوب فرموله شود. این روش

محدودیت های موجود هیدرولوژیکی و اطلاعات فعلی زیست محیطی در هند را محاسبه می کند؛ اما تضمین می کند که عناصر تغییر پذیری طبیعی جریان (در سری های زمانی جریان زیست محیطی برآورد شده و مورد نیاز نظریه اخیر هیدرواکولوژیکی زیست محیطی) حفظ می شوند. این روش بر پایه استفاده از منحنی تداوم جریان-تابع توزیع تجمعی سری زمانی جریان ماهانه، استوار می باشد. منحنی، برای چند دسته حفاظت از اکوسیستم های آبی، از حد بالای طبیعی گرفته تا به شدت اصلاح شده، محاسبه شده و حجم جریان های زیست محیطی مورد نیاز و عناصر تنوع جریان به تدریج و متناسب با کاهش سطح حفاظت از اکوسیستم ها کاهش می یابند. این امر که چگونه هر منحنی تداوم برآورد جریان زیست محیطی، می تواند تبدیل به یک سری زمانی ماهانه از جریان های زیست محیطی شود، با استفاده از یک روش درون یابی ساده مکانی بیشتر مشخص می شود. بنابراین تقاضای نهایی آب زیست محیطی به دو شکل، به عنوان یک منحنی تداوم جریان و به عنوان یک سری زمانی جریان ماهانه، ارائه می شود. این کار باعث می شود تا تقاضای نهایی آب زیست محیطی جهت تفسیر توسط کارشناسان محیط زیست آبی، هیدرولوژیست ها و مهندسان منابع آب، مناسب باشد. تقاضای جریان زیست محیطی، پس از آن با استفاده از چندین حوضه بزرگ رودخانه، از جمله Cauvery, Krishna, Godavari, Narmada و Mahanadi، به عنوان نمونه ارزیابی شدند. گزارشات در مورد مزایا و محدودیت های روش، با توصیه های بلند مدت جهت برنامه تحقیقاتی جریان زیست محیطی در هند همراه بوده است. لازم به ذکر است اگرچه مطالعه آن ها قصد نداشته است تا نسخه ای برای تخمین تقاضای آب زیست محیطی در هند بدهد، اما باید به عنوان یک گام، به سمت توسعه بیشتر سیاست ها و ابزارهای ملی جریان زیست محیطی، تلقی گردد [۱۳۶].

Watt (2007)، در مطالعه ای بر روی رودخانه ها در آنتاریوی کانادا، از سه روش تنانت، تسمن و ترکیبی از Q50 و Q90 ماهیانه، برای تعیین حداقل جریان زیست محیطی استفاده کرد. وی نتیجه گیری کرد، که دو روش تنانت و تسمن با وضعیت رودخانه های آنتاریو سازگار نبوده و کاربرد این روش ها را در صورت استفاده از مطالعات بیشتر و اصلاح آنها برای رودخانه های آنتاریو مناسب می داند [۱۵۵].

(Meijer, 2007)، در رساله دکترای خود، به توسعه دیدگاهی برای ارزیابی ارزش‌های رفاه جوامع انسانی و تساوی اجتماعی مرتبط با جریان‌های زیست محیطی، برای کاربرد در مدیریت به هم پیوسته منابع آب پرداخت. در بحث تناسب روش‌های جریان زیست محیطی برای تحلیل سیستم‌های مدیریت به هم پیوسته منابع آب، بیان شده است که اولین مرحله برای کاهش شکاف بین جریان‌های زیست محیطی و مدیریت به هم پیوسته منابع آب، ارزیابی بهترین تناسب روش‌های ارزیابی جریان زیست محیطی با روش تحلیل سیستم‌های خلاصه شده در بخش قبلی می‌باشد. تقسیم بندی مناسب در این بحث، تقسیم بندی به روش‌های علمی و عینی در مقابل روش‌های سناریویی می‌باشد (Dunbar et al., 2004). نویسندگان دیگر عبارت‌های دیگری را برای همان تقسیم بندی: تجویزی در مقابل فعل و انفعالی (Brown & King, 2003)، یا وضع استاندارد در مقابل توسعه‌ای (Stalnaker et. Al., 1995). به کمیت درآوردن اثرات ناشی از تغییر در رژیم جریان بر روی رفاه افراد، مستلزم درک مفهومی دقیق از روابط بین جریان‌های رودخانه، اکوسیستم رودخانه و رفاه می‌باشد. وی طی مطالعات موردی خود بر روی تالاب‌های هامون در ایران و رودخانه‌ها وسیلابدشت-های Surma و Kushiya در بنگلادش، نتیجه گرفت، که از طریق ارزیابی نقش اکوسیستم رودخانه‌ها در رفاه افراد، اطلاعات مفید دیگری نیز به دست خواهد آمد، که به تصمیم‌گیری‌ها کمک می‌کند. بنابراین پیشنهاد نمود، که این گونه ارزیابی‌ها در قالب مطالعات مدیریت به هم پیوسته منابع آب، صورت گیرند. چنانچه زمان و منابع محدود باشند، ارزیابی رفاه افراد را می‌توان تنها به صورت نوعی ارزیابی انجام داد، که تنها بر شناسایی گروه‌های ذینفع و اهمیت کالاها و خدمات مختلف اکوسیستم برای هریک از این گروه‌های ذینفع تأکید خواهد داشت [۱۱۴].

Kashaigili و همکاران (2007)، با مطالعه حوضه آبریز رودخانه Great Ruaha در تانزانیا، از مدل DRM، برای ارزیابی جریان زیست محیطی این حوضه استفاده کردند. آنها بر اساس نتایج حاصل از مدل، ۲۲ درصد MAR را بعنوان حداقل جریان زیست محیطی پیشنهاد دادند. هم چنین جهت تکمیل شدن بحث می‌توان گفت در یازده سال گذشته، جریان رودخانه Ruaha بزرگ که در طول پارک ملی Ruaha جریان داشته است، در طول فصل خشک با دوره‌های طولانی جریان صفر متوقف شده است. خشک شدن، در

نتیجه درگیری های اجتماعی بین مصرف کنندگان بالادست و پایین دست، اتفاق افتاده است. همچنین این خشکی، باعث اثرات نامطلوب بر روی اکوسیستم پارک ملی Ruaha، اخلاص در زندگی بسیاری از حیوانات و تغییر در رفتار آنها شده است. در آن تحقیق آن ها یافته های مطالعه هیدرولوژیکی برآورد جریان مورد نیاز زیست محیطی را ارائه کرده اند. مدل ذخیره رومیزی، برای حفظ جریان های بالا و پایین، و جریان مورد نیاز کم در شرایط خشکسالی در داخل پارک ملی Ruaha استفاده شد. نتایج نشان داد، که برای حفظ عملکرد عمومی زیست محیطی رودخانه نیاز به تخصیص متوسط $MM^3 / A \ 635/3$ (معادل $21/6$ درصد از متوسط رواناب سالانه) می باشد. این مقدار، به طور متوسط جریان میانگین تثبیت سالانه؛ متشکل از تثبیت جریان های کم (یعنی $\% 15/9$ ؛ $MAR \ 465$ ؛ MM^3 / A) و تثبیت جریان های بالا (به عنوان مثال $5/8$ درصد از $MAR \ 170$ ؛ MM^3 / A) و حداقل مطلق نیاز آب $0/54$ با احتمال وقوع $0/99$ برآورد شد. این مطالعه، تایید می کند که در صورت عدم وجود اطلاعات زیست محیطی، شاخص های هیدرولوژیکی می-توانند، برای ارائه برآورد اولیه از نیازهای آبی زیست محیطی، استفاده شوند. با این حال، قبل از اعمال شدن آن ها، درک بیشتری از روابط بین جریان و شرایط زیست محیطی از اکوسیستم رودخانه مورد نیاز است. [۱۰۵].

Shiferaw (2007)، در تحقیقی تحت عنوان ارزیابی جریان زیست محیطی در رودخانه Blue Nile، که در جهت تحقق بخشی از نیاز دانشکده تحصیلات تکمیلی دانشگاه آدیس آبابا و به عنوان رساله کارشناسی ارشد در رشته علوم محیط زیست، که به ارزیابی جریان زیست محیطی در جهت بقای آن توجه دارد، و شیوه نسبتاً جدید برای بخش آب، به ویژه در کشورهای در حال توسعه می باشد، می پردازد. مفهوم ارزیابی جریان زیست محیطی دراتیوپی جدید است، واقعیت این است که این کشور با بسیاری از دریاچه های طبیعی و رودخانه ها پوشیده شده است، اما تاکنون هیچ مطالعه ای در این مبحث انجام نشده است. اهداف اصلی تحقیق تعیین الزامات جریان زیست محیطی پایین دست دریاچه Tana و بررسی اثرات جانبی اجتماعی، اقتصادی و زیست محیطی در بند چارا چارا بوده است. برای به انجام رساندن این اهداف از هر دو بخش داده های حاصل شده به شکل میدانی و سوابق تاریخی داده های هیدرولوژیکی استفاده شده است. برای تجزیه و

تحلیل داده های هیدرولوژیکی از مدل ذخیره دسکتاپ (ver.2) استفاده شد. در این تحقیق با استفاده از مدل DRM، نیاز زیست محیطی در حداقل وضعیت قابل قبول، ۳۰ درصد MAR، پیشنهاد شده است. هم چنین به منظور حفظ رودخانه Abay در یک دسته زیست محیطی از کلاس C، متوسط سالانه تخصیص جریان زیست محیطی کل (مجموع جریان کم و زیاد) $1197/977 \text{ MMC}$ می باشد، که ۳۰ درصد از رواناب متوسط سالانه را تشکیل می دهد. نتایج مدل نشان می دهد، که حداقل جریان مطلق مورد نیاز در طی فصل خشک برای حفظ موجودات آبی در مجاورت آبشارهای Tis Issat $5/271 \text{ m}^3 / \text{s}$ می باشد. با این حال، جریان حداقل واقعی در طی فصل خشک در منطقه $2/754 \text{ m}^3 / \text{s}$ (به عنوان مثال فقط 51/9% حداقل جریان مورد نیاز پیشنهادی) بوده است. شاخص تنش آبی در بالای آبشارها ۱/۹۹ محاسبه شد. این نشان می دهد که آب بسیار کمی به سمت آبشارها می رود، که آن هم توسط ایستگاه برق آبی در آن نزدیکی مورد بهره برداری قرار گرفته است. علاوه بر این، در این مطالعه هر دو اثرات نامطلوب و مفید بند چارا چارا بر روستاهای پایین دست بررسی شده است. ارائه جریان زیست محیطی نه تنها یک سوال علمی، بلکه یک مسئله اجتماعی، اقتصادی، و سیاسی است. بنابراین، ایجاد یک رژیم جریان زیست محیطی موجب درگیر کردن بسیاری از بازیگران مختلف، از بالاترین سطوح دولت تا جوامع محلی می شود. این مطالعه گزینه های مفهومی و سالمی را فراهم می کند که می تواند برای بهبود وضعیت فعلی و برای کاهش مشکلات زیست محیطی در پایین دست دریاچه Tana مورد استفاده قرار گیرد؛ به خصوص در مجاورت آبشارهای Tis Issat، و به منظور حفظ تنوع زیستی آبیان و برای حفظ ملایمت تصویری از آبشار برای گردشگران و بدون به خطر انداختن بی جهت انرژی برق آبی [۱۳۴].

(Mazvimavi et al (2007، در مطالعه ای برای ارزیابی نیاز جریان زیست محیطی، جهت برنامه ریزی حوضه رودخانه در زیمباوه از روش DRM استفاده کردند. نتایج آن مطالعه نشان داد، که بمنظور حفظ زیستگاه در شرایط نسبتاً اصلاح شده، نیاز آب زیست محیطی باید بین ۳۰ تا ۶۰ درصد MAR در نواحی با رودخانه های دائمی و ۲۰ تا ۳۰ درصد MAR، در نواحی خشک (با رودخانه هایی که فقط در طی فصل تر

جریان دارند)، باشد. این نتایج مشابه با نتایج Tennant (1996) و Orth and Maughan (1981) برای برخی حوضه‌های ایالات متحده آمریکا بود [۱۱۳].

Hu و همکاران (2008)، در بررسی تأثیرات سدها بر روی وضعیت‌های اکولوژیکی در حوضه آبریز رودخانه Huaih در چین، از روش RVA استفاده کردند. مطالعه نشان داد، که سدها اثرات منفی شدیدی بر وضعیت‌های اکولوژیکی حوضه آبریز Huaih، مخصوصاً در فصول خشک دارند. آنها با استفاده از ضوابط روش تنانت و با توجه به بار آلودگی زیاد، در فصول خشک از ۲۰٪ متوسط چند ساله جریان، بعنوان نیاز زیست محیطی و اکولوژیکی استفاده کردند، که این جریان ۲۰ درصدی پیشنهادی در محدوده RVA متوسط جریان‌های ماهیانه در ماه‌های خشک قرار داشت [۹۵].

Yang و همکاران (۲۰۱۰)، به ارزیابی اثرات سد، در رژیم‌های پایین دست جریان رودخانه Yellow با روش هیدرولوژیکی IHA پرداخته‌اند. در این روش ۳۹ درصد جریان ماهیانه برای ماه‌های اکتبر تا فوریه و ۴۸ درصد جریان ماهیانه برای ماه‌های مارس تا سپتامبر به عنوان جریان حداقل در نظر گرفته شده است [۱۵۸].

Gao و همکاران (۲۰۱۲)، تغییرات رژیم جریان در رودخانه Yangtze را با استفاده از معیارهای سازگار با محیط زیست جریان، مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها با بررسی پارامترها با شاخص IHA، به این نتیجه رسیدند که جریان سالانه در دوره ۲۰۰۸-۱۹۶۱ کاهش یافته است و این کاهش، در فصل پائیز بسیار شدید بوده است. هم‌چنین مقدار آب رها شده از سد از سال ۲۰۰۳ به علت خشکسالی کاهش یافته است که منجر به اثرات زیست محیطی چندی نیز شده است [۸۶].

Belmar و همکاران (۲۰۱۳)، در تحقیقی با استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی، حداقل جریان زیست محیطی رودخانه Segura را در منطقه مدیترانه به دست آوردند. هم‌چنین آن‌ها در این تحقیق حداقل نیاز زیست محیطی رودخانه را برای حفظ زیستگاه طبیعی ساحلی مورد بررسی قرار دادند. حوضه رودخانه سگورا یکی از خشک‌ترین مناطق تنظیم شده در مدیترانه و هم‌چنین اروپا که شامل چهار نوع هیدرولوژیکی رودخانه، با توجه به رژیم جریان طبیعی شامل: رودخانه‌های اصلی بنیادی، رودخانه پایدار، رودخانه فصلی و

جریان موقت می باشند. روابط بین رژیم جریان و زیستگاه ساحلی و رودخانه در شرایط مرجع و سایت های تغییر یافته هیدرولوژیکی برای هر یک از چهار نوع مورد مطالعه قرار گرفته است. تغییر رژیم جریان با استفاده از دو روش مورد بررسی قرار گرفته است: (۱) یک شاخص غیر مستقیم، به دست آمده از متغیرهای مرتبط با فشارهای هیدرولوژیکی در حوضه، و (۲) مرجع ها و تجزیه و تحلیل های مجموعه های جریان تغییر یافته با استفاده از شاخص های تغییر هیدرولوژیک (IHA) و شاخص هیدرولوژیک تغییر در رودخانه ها (IAHRIS). زیستگاه ها با استفاده از بررسی زیستگاه رودخانه (RHS) و ارزیابی کیفیت زیستگاه مشتق شده از آن (HQA) مشخص شده اند، در حالی که شرایط ساحلی با استفاده از شاخص ساحلی کیفیت (RQI) و موجودی محلی در بخش ساحلی / گونه های غیر بومی ساحلی مشخص شده اند. مقدار و پایداری جریان به عنوان محرکان اصلی زیستگاه جریان در حوضه سگورا شناخته شده اند. تغییرات هیدرولوژیک شبیه به مواردی هستند که در دیگر مناطق خشک و نیمه خشک مدیترانه که در آن سدها بزرگی جریان و تنوع آن را کاهش داده اند و موجب وارونگی الگوهای فصلی شده اند، شرح داده شده است. علاوه بر این، در حوزه سگورا دو گرایش کلی ارائه شده است: افزایش جریان سیلابی در شاخه اصلی و افزایش موقتی در جریان فصلی و موقت. با شاخص تغییر غیر مستقیم، شاخه اصلی با بالاترین درجه از تغییر هیدرولوژیکی، منجر به ابعاد کانال بزرگتر و ماکروفیتهای و مزوهابیت های کمتر شده اند. با این حال، با توجه به تجزیه و تحلیل هیدرولوژیکی، جریان های فصلی بزرگترین تغییر را که از تغییرات متعدد در ویژگی های زیستگاه ناشی شده اند، مشخص می نمایند. این تغییرات با نسبت بیشتری از پوشش گیاهی banktop یکنواخت و همچنین کاهش غنای گیاه بومی ساحلی و تراکم mesohabitat همراه بود. هر دو نوع جریان کاهش های ناشی از زیستگاه و بخش ساحلی را به عنوان درجه تغییر افزایش یافته ارائه می کنند. با این حال، جریان های پایدار با حداقل تاثیر در حوزه ، و جریان موقت، که در معرض استرس بزرگ هیدرولوژیکی در شرایط مرجع هستند، تغییرات کمتری در زیستگاه فیزیکی ناشی از تغییر هیدرولوژیکی را نشان دادند. این مطالعه به طور روشن روابط بین رژیم هیدرولوژیک و زیستگاه فیزیکی در حوضه مدیترانه را نشان داد. شاخص های هیدرولوژیکی و زیستگاه که به فشارهای انسانی پاسخ می دهند و آستانه های که دلالت بر تغییرات مربوطه

در کیفیت زیستگاه و بخش ساحلی دارند در اینجا نقش اساسی را در استفاده از چارچوب جامع در شرایط جریان زیست محیطی در حال توسعه و در مقیاس منطقه ای بازی می کند [۶۹۰].

در تحقیق رخشنده رو و واقفی (۱۳۸۲)، که از اولین تحقیقات مشاهده شده در زمینه جریان زیست محیطی در رودخانه ها در ایران می باشد، اشاره شده است که در طرح های برق آبی و یا اصولاً "هر گونه طرح رودخانه ای، رهاسازی مقدار معینی آب برای تداوم حیات و اکولوژی محیط رودخانه، جهت حفظ محیط زیست آن ضروری است. این میزان آب به دبی زیست محیطی معروف است. آن ها در تحقیق خود، روشهای مختلف جهت تعیین حداقل جریان لازم (Minimum Flow) یا دبی زیست محیطی ارائه نمودند. همچنین در پنج منطقه پوله، سریس، زیرانا، آبسرد و بن رود کرمی که از مناطق مطالعه شده در استان کهگیلویه و بویراحمد می باشند، به بررسی و محاسبه موردی دبی زیست محیطی رودخانه های هر ناحیه، با توجه به شرایط خاص هر پروژه در طرح ایجاد نیروگاه برق آبی، پرداختند [۱۹].

سیما (۱۳۸۴) برای تعیین آب مورد نیاز برای حفظ سلامت تالاب شادگان، با استفاده از سنجش از دور (تصاویر ماهواره ای سنجنده NOAA-AVHRR)، سطح آب و پوشش گیاهی ماهانه تالاب را در ۱۵ سال قبل از ساخت سد مارون، مورد پایش قرار داد و با توسعه روابط سطح آب- پوشش گیاهی و سطح آب- فراوانی پرندگان مهاجر، رژیم آبی مطلوب تالاب تعریف گردید. نتایج نشان داد، از آنجا که سطح آب تالاب با احتمال ۶۰٪ می تواند حداقل آورد تاریخی تالاب، شرایط غرقاب مناسب، نیازمندی های پوشش گیاهی و گونه در معرض خطر پرندگان تالاب را تأمین نماید، حفاظت از این رژیم هیدرولوژیکی، به عنوان نیاز آب زیست محیطی تالاب، می بایست مد نظر قرار گیرد. همچنین نتیجه گرفت، که در حال حاضر ورود زهاب واحدهای توسعه نیشکر، به عنوان بزرگترین تهدیدی است، که اکوسیستم تالاب با آن مواجه است و بنابراین، برای حفاظت از شرایط طبیعی تالاب، بهره برداری از سد مارون با لحاظ نمودن نیاز زیست محیطی تالاب و تنظیم ورود سیلاب های رودخانه کارون به تالاب را، اقدامات مدیریتی مناسبی برای حصول هدف سلامت تالاب عنوان کرد [۳۲].

نظری دوست (۱۳۸۴)، در رساله دکترای خود برای تدوین متدولوژی تعیین نیاز آب زیست محیطی تالاب‌ها، از رویکرد اکولوژیک و تلفیق آن با مدیریت اکوسیستم‌ها استفاده کرد. وی برای یکپارچه نمودن مطالعات محاسبه نیاز آبی تالاب‌ها، یک برنامه نرم‌افزاری کامپیوتری تدوین نمود. این برنامه با استفاده از زبان برنامه نویسی ویژوال بیسیک تدوین گردیده و در آن علاوه بر اجرای مراحل تعیین شده در متدولوژی پیشنهادی محاسبه نیاز آبی، اطلاعات پایه و استانداردهای مربوطه نیز وارد گردیده است. نظری دوست، از این متدولوژی و برنامه نرم‌افزاری برای تعیین نیاز آبی زیست محیطی تالاب بین المللی دریاچه ارومیه استفاده کرد. مطابق مطالعات انجام شده، گونه *Artemia urmiana* بعنوان شاخص بیولوژیک، NaCl بعنوان شاخص کیفیت آب و تراز ارتفاع آب از سطح دریاهای آزاد بعنوان شاخص کمیت آب انتخاب گردید، که مجموعه این سه شاخص، اساس اکولوژیکی دریاچه ارومیه را تشکیل می‌دهد. براین اساس با در نظر گرفتن آستانه تحمل شوری معادل ۲۴۰ گرم در لیتر، بعنوان حوضه طاقت شاخص بیولوژیک و با استفاده از آمار بلند مدت موجود در دریاچه ارومیه و روابط بین شاخص‌های کمی و کیفی آب، تراز آبی ۱۲۷۴/۱ متر بعنوان تراز اکولوژیک دریاچه، بگونه‌ای که تعادل این سه شاخص، در محدوده مجاز باقی بماند، نیاز آب زیست محیطی دریاچه ارومیه سالیانه معادل ۳۰۸۳/۸۷۴ میلیون متر مکعب محاسبه شد [۵۷].

سیما (۱۳۸۵)، با ارزیابی آب زیست محیطی منابع سطحی کشور، با استفاده از روش اسماختین، وضعیت بهره برداری در برخی از رودخانه‌های شاخص حوضه‌های شمال غرب، مرکز، غرب و جنوب کشور را بدست آورد. با توجه به تحلیل‌های صورت گرفته، نتیجه‌گیری کرد، که نیاز آب زیست محیطی بدست آمده از روش اسماختین، حدوداً بر Q80 منطبق می‌باشد. همچنین عنوان کرد، حوضه مرکزی، در بین حوضه‌های مورد مطالعه به لحاظ بهره برداری، شرایط بحرانی‌تری را نسبت به بقیه حوضه‌ها دارد، که این امر ضرورت توجه خاص در برنامه‌ریزی‌های منابع آب و انجام مطالعات زیست محیطی دقیق‌تر روی این حوضه را، نشان می‌دهد [۳۳].

ذوالفقاری و همکاران (۱۳۸۶)، رودخانه جراحی را بعنوان عمده ترین منبع تامین کننده آب شیرین تالاب شادگان به شمار می آورند و اشاره می کنند، که جریان ورودی از این رودخانه به تالاب، از نظر هیدرولوژیکی

و زیست محیطی، از اهمیت خاصی برخوردار است. با توجه به احداث سد مخزنی مارون بر روی رودخانه جراحی، کاهش کمیت و کیفیت آب ورودی به تالاب از نظر اکولوژیکی، تهدید مهمی محسوب می شود. به منظور پیشگیری از عوارض منفی دراز مدت این طرح ها، لازم است نیازمندی های هیدرولوژیکی تالاب تعیین و تخصیص آب بهینه مدنظر قرار گیرد. در این تحقیق با استفاده از تحلیل هیدرولوژیکی جریان ورودی به تالاب و کاربرد روش منحنی تداوم جریان، شاخص های جریان زیست محیطی مورد بررسی قرار گرفته است. دو مقطع آماری قبل و بعد از احداث سد مخزنی مبنای تجزیه و تحلیل میزان جریان زیست محیطی قرار گرفت. نتایج این محققان نشان می دهد، در مقطع پس از احداث سد شاخص جریان زیست محیطی کاهش یافته است [۱۷].

ثابت رفتار (۱۳۸۷)، جهت بررسی نیاز آب زیست محیطی تالاب آق گل با توجه به شرایط اکولوژیکی تالاب و عدم وجود گونه های جانوری و گیاهی شاخص، از لحاظ معیارهای حفاظتی ملی و بین المللی و همچنین کمبود داده های مورد نیاز، از روش هیدرولوژیکی (روش بیلان آب) استفاده کرد. روش بکار رفته برای تعیین نیاز آبی تالاب، بر مبنای استفاده از پارامترهای تبخیر، بارش و دبی انتقالی از رودخانه شرا بود. وی عنوان کرد، بمنظور برقراری شرایط طبیعی تالاب لازم است، در حالت نرمال حدود ۳/۵ میلیون متر مکعب آب، به طرق مختلف به تالاب منتقل شود. همچنین آب مورد نیاز تالاب، در شرایط خشکسالی حدود ۲/۵ میلیون متر مکعب و در شرایط ترسالی حدود ۶/۲ میلیون متر مکعب می باشد. با توجه به میزان جریان آب در ماه های دی تا فروردین و با توجه به اینکه در حالت عادی و بدون دیواره سازی در اطراف تالاب، در همین ماهها در سال های متمادی گذشته، آب به تالاب منتقل می شده، لذا منطقی است، با افزایش دبی رودخانه شرا، از طریق کاهش حجم آب خروجی از این رودخانه، دبی ورودی به تالاب افزایش یافته و حجم آب مورد نیاز در ماه های ذکر شده به داخل تالاب رها شود [۱۱].

مهدی آبادی و روستایی (۱۳۸۷)، با استفاده از روش بیلان آبی، حقایق زیست محیطی تالاب گاوخونی را محاسبه کردند. آنها متوسط نیاز اکولوژیک تالاب به منابع آب زاینده رود در ماه های پرآبی را، با درنظر گرفتن فصل مهاجرت پرندگان مهاجر (از اول آبان تا انتهای فروردین) معادل ۷۱ میلیون متر مکعب در ماه

عنوان کردند. همچنین برای جلوگیری از خشک شدن کامل تالاب در ماه‌های دیگر (از اردیبهشت تا مهر)، که عواقب آن در دراز مدت به شهر اصفهان خواهد رسید، ضروری دانستند که حدود ۱۰ درصد جریان ارائه شده یعنی ۷/۱ میلیون متر مکعب آب، در ماه به تالاب اختصاص یابد [۵۳].

طالب بیدختی و بنی هاشمی (۱۳۸۷)، در بررسی جامع روش‌ها و مدل‌های برآورد جریان زیست محیطی عنوان کردند، که در تعیین حقابه زیست محیطی، فرض ثابت بودن جریان در مدل‌ها مناسب نبوده و متغیر گرفتن جریان طبیعی رودخانه‌ها بایستی لحاظ گردد. آنها عنوان کردند، هرچند روش هیدرولوژیکی بعلت سادگی و اندازه‌گیری پارامتر دبی در اکثر کشورهای در حال توسعه مورد استفاده قرار می‌گیرد، ولی بکارگیری مدل PHABSIM، باتوجه به پاسخ مناسب آن، بهترین روش ارزیابی سلامت رودخانه‌ها برای ایران می‌باشد [۴۲].

دهقان و همکاران (۱۳۸۷)، در مطالعه‌ای بمنظور تعیین نیاز آبی زیست محیطی در پایین دست سد برق آبی ارس، از روش جامع استفاده کردند. به این صورت که مقدار دبی مورد نیاز براساس مسایل و ویژگیهای تعیین کننده جریان رودخانه به لحاظ هیدرولوژیکی، اکولوژیکی و کیفیت آب رودخانه بدست آمد و باتوجه به اطلاعات بدست آمده، دبی زیست محیطی مورد نیاز، ۱۸ تا ۴۰ متر مکعب در ثانیه در ماه‌های مختلف تعیین گردید [۱۶].

امینی شادباد و یاسی (۱۳۸۷)، ضمن یادآوری اینکه رودخانه نوار باریکی از یک حوزه آبریز است که بصورت بستری برای حیات اجتماعی بشر و نیز زیستگاهی برای حیات آبریان و موجودات وابسته شکل یافته است، بیان نمودند که در قرن حاضر، حفاظت سیستم حیاتی رودخانه، از اهداف اصلی ساماندهی رودخانه‌ها در توسعه پایدار منابع آب بشمار می‌آید. در نظام بهره برداری سنتی و موجود، رودخانه‌ها از جنبه‌های مختلف مورد تهاجم قرار گرفته اند. سیمای طبیعی رودخانه‌ها در اثر تداوم روند افزایشی برداشت آب بوسیله احداث سدهای مخزنی،... شدت فزاینده آلودگی بوسیله فاضلاب و... برداشت بی رویه مصالح بستر و تجاوز به حریم رودخانه، ناهنجار گردیده است. تداوم مدیریت سنتی صنعت آب، با اصرار بر اولویت بخشی به حل مشکلات اجتماعی جاری، بازتابی جز روند فزاینده مرگ سیستم حیاتی رودخانه‌ها را، برای نسل آینده به

ارمغان نخواهد داشت. هم چنین بحث جریان زیست محیطی، پارامترهای مورد نیاز و روش های موجود و مورد استفاده در سطح بین المللی نیز تشریح شده است [۵]. هم چنین وی در تحقیقی دیگر اعلام کرد، در ساماندهی رودخانه ها یا طرح احداث سد مخزنی بر روی یک رودخانه، ارزیابی شدت جریان زیست محیطی یکی از مهمترین شاخص ها در توسعه حیات پایدار رودخانه، بشمار می آید. وی برای تعیین نیاز زیست محیطی رودخانه شهرچای، از روش هیدرولیکی محیط خیس شده استفاده کرد. هم چنین با ارزیابی خصوصیات جریان در دبی های مختلف، جریان $6/5$ متر مکعب در ثانیه (معادل 10% دبی غالب) را به عنوان حداقل جریان مناسب هیدرولیکی- زیستی برای بازه کشتیبان رودخانه شهرچای پیشنهاد کرد [۴، ۶۰].

شاعری کریمی و یاسی (۱۳۸۸)، با بیان این مطلب که ارزیابی جریان زیست محیطی در سامانه رودخانه ها، تجربه جدیدی در کشورهای در حال توسعه می باشد و یکی از فرضیه ها، ارتباط رژیم هیدرولوژیکی با شرایط اکولوژیکی رودخانه است، در بررسی خود از روش نوین اسمختین و آنپوتاس (2006) و نرم افزار (GEFC 2007) برای ارزیابی شدت جریان زیست محیطی رودخانه شهرچای استفاده کرده و نتایج آن ها را با روش های دیگر هیدرولوژیکی مقایسه نموده اند. در این روش از تحلیل منحنی تداوم جریان، نیاز جریان زیست محیطی برای کلاس های مختلف مدیریت زیست محیطی رودخانه، برآورد می گردد. نتایج نشان داد، که حفاظت رودخانه شهرچای در شرایط حداقل وضعیت اکولوژیکی قابل قبول کلاس (D)، نیازمند تداوم جریان به میزان 1 متر مکعب بر ثانیه (معادل 19% متوسط جریان سالیانه) است [۳۴، ۳۸].

شاعری کریمی و همکاران (۱۳۸۹)، با ذکر این مطلب که ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه ها تجربه جدیدی در کشورهای در حال توسعه می باشد، در تحقیق خود از روش مدل ذخیره رومیزی، بمنظور ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه شهرچای استفاده نمودند. روش DRM، بر این پایه استوار است که تحت وضعیت های طبیعی، قسمتهای مختلف رژیم جریان، نقشهای مختلفی در عملکرد اکولوژیکی یک رودخانه بازی می کنند و بنابراین، حفظ تفاوتهای اساسی بین جریانهای فصول تر و خشک ضروری است. در نتیجه مولفه های مختلف با هم ترکیب شده و رژیم جریان قابل قبول $1/26 \text{ m}^3/\text{sec}$ از نظر اکولوژیکی را ایجاد می کنند [۳۶، ۳۸].

شاعری کریمی و سیدی (۱۳۸۹)، با یادآوری این نکته که دارا بودن کمتر از یک درصد آب شیرین جهان، قرار داشتن در یک اقلیم خشک و نیمه خشک و عدم توزیع یکنواخت بارندگی در سطح کشور، ایران را به یک کشور نیمه خشک مبدل نموده است، اشاره نمودند که جهت پاسخگویی به رشد سریع تقاضای آب برای بخش های مختلف مصرف، مطالعه و اجرای طرح های توسعه منابع آب، که قابلیت ذخیره و استحصال منابع آب سطحی کشور را داشته باشند، اجتناب ناپذیر می نماید. در نتیجه احداث سدها و تخصیص آب به پایین دست، بدون در نظر گرفتن نیاز زیست محیطی رودخانه، موجب از بین رفتن اکوسیستم آبی رودخانه ای میگردد، که سال ها به حیات خود ادامه داده است. نیازهای زیست محیطی اغلب بعنوان مجموعه ای از دبی های جریان با مقدار، زمان وقوع، فراوانی و تداوم معین تعریف می شوند. آن ها در تحقیق خود، به معرفی سه مدل GEFC، IHA و DRM، برای تخمین جریان زیست محیطی رودخانه ها پرداخته و توانایی های هریک از آنها مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج پژوهش آن ها نشان می دهد، اگرچه اطلاعات اکولوژیکی مورد نیاز برای تعیین جریان های زیست محیطی هنوز در ایران موجود نمی باشد، اما در غیاب چنین اطلاعاتی، استفاده از مدل های ذکر شده، نتایج قابل قبولی ارائه می کند [۳۵، ۳۸].

محمودیان و طالب بیدختی (۱۳۸۹) ضمن اشاره به حفظ تغییرپذیری رژیم هیدرولوژیکی طبیعی جریان که لازمه بقاء زیست بومی و سلامت اکوسیستم رودخانه می باشد، تاکید نمودند که تغییرپذیری هیدرولوژیکی نقش کلیدی در حفظ اکوسیستم رودخانه، به دلیل کنترل شرایط زیست بوم بازی می کند و تغییرات در رژیم های هیدرولوژیکی طبیعی جریان، به دلیل تغییر بسیاری از خصوصیات زیست بوم، باعث اختلال در اکوسیستم خواهد شد. در مطالعه آن ها در تعریف سناریو های مختلف در سایت جریان زیست محیطی بر روی رودخانه نکا، شاخص تغییرات هیدرولوژیکی رژیم جریان با استفاده از روش IHA/RVA محاسبه شده و همچنین با استفاده از مدل WEAP متناظر با هر سناریو، شاخص اعتماد پذیری (Reliability) تامین نیاز حقابه بران برون جریانی نیز، برآورد شد. نهایتاً "با بررسی سناریو های مختلف، سناریویی که منتهی به رابطه مطلوب تری در تامین نیاز حقابه بران برون جریانی و درون جریانی شده بود، انتخاب گردید [۴۹]."

فخارزاده جهرمی و طهماسبی آبدر (۱۳۹۰)، با تعریف مدیریت منابع آب بعنوان مجموعه ای از تمهیدات فنی، اداری و قانونی که هدف آن برقراری تعادل و توازن میان تقاضا برای آب از یک سو و تامین آب از سوی دیگر است، یکی از رویکردهای مهم در مدیریت منابع آب را که کاهش فرصت های اقتصادی از دست رفته برای کاربران سدهای مخزنی می باشد، معرفی نمودند. هم چنین آن ها بیان نمودند که وجود کاربران گوناگون و بازدهی های متفاوت آنها در استفاده از آب سد، موجبات ایجاد تضاد و رقابت را فراهم می کند و این تضاد، تخصیص آب در میان کاربران مخزن را دشوارتر می سازد. اکوسیستم و محیط زیست پیرامون مخزن، یکی از این دسته کاربران به شمار می رود. در تحقیق اخیر، پس از بررسی منطقه تحت پوشش سد درودزن در نزدیکی شهر شیراز، کاربران سد مخزنی درودزن معرفی و به منظور لحاظ کردن آنها در مدل تخصیص آب، سود هر کاربر از هر واحد آب تعیین می گردد. در ادامه، از آنجا که میزان آب ورودی به مخزن برای طول سال آبی نامعلوم است، این مقادیر را پیش بینی کردند و جهت پیش بینی میزان آب ورودی به سد در این سال آبی، داده های مربوط به میزان آب ورودی به سد در سال های آبی نزدیک را به صورت یک سری زمانی در نظر گرفته و پیش بینی را انجام دادند. سپس اختصاص بهینه آب به کاربران، به منظور کمینه کردن فرصت های اقتصادی از دست رفته برای سد مخزنی درودزن را به شکل یک مدل ریاضی دوهدفه مدل سازی نمودند. هم چنین به منظور تک هدفی کردن این مسئله، از روش وزنی استفاده شد. آنگاه با استفاده از روش برنامه ریزی پویا، فرصت های اقتصادی از دست رفته برای منطقه ی مورد تحقیق محاسبه شد و برای به دست آوردن حداقل جریان زیست محیطی برای رودخانه پس از سد، از روش مونتانا که در فصل سوم تشریح شده، استفاده شده است. مدل برای داده های موجود پیاده سازی شده و نتایج حاصل از شبیه سازی با کمک نرم افزار Matlab بدست آمدند. در نهایت نتایج این شبیه سازی که می توانند از چند منظر مورد ملاحظه و قابل تامل قرار گیرند، ارائه شد [۴۳].

در تحقیق شاعری کریمی و یاسی (۱۳۹۰) با اشاره به افزایش جمعیت جهانی که سبب ادامه تقاضای انسانی برای تامین آب شیرین شده است، یادآوری شده است که برای مدیریت آب جهت تامین نیازهای بشری، نیازهای اکوسیستم ها و گونه های آب شیرین تا حد زیادی نادیده گرفته شده است و این امر

پیامدهای فاجعه آمیزی به همراه داشته است. حفظ تغییر پذیری طبیعی هیدرولوژیکی در حفاظت از زیستگاه رودخانه ای و یکپارچگی اکوسیستم رودخانه ای ضروری است و رژیم های هیدرولوژیکی نقش مهمی در ساختار تنوع زیستی سیستمهای رودخانه ای بازی می کنند. از این رو تغییرات در رژیم های جریان، می تواند بسیاری از این ویژگی های زیستگاه را تغییر دهد و به پیوستگی اکوسیستم آسیب رساند. در مطالعه آن ها، با استفاده از نرم افزار IHA اثرات سد شهرچای بر روی رودخانه شهرچای در ایستگاه هیدرومتری بند ارومیه، مورد بررسی قرار گرفته است و نیاز آب زیست محیطی این رودخانه با استفاده از روش محدوده تغییر پذیری RVA ارزیابی و نتایج با دیگر روشهای هیدرولوژیکی مقایسه گردیده است [۳۷، ۳۸].

سعیدی و همکاران (۱۳۹۰)، با اشاره به ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه ها که نقش اساسی در اهداف کلی مدیریتی حوضه های آبی، مانند حفاظت از جانوران و زیستگاه های موجود دارد، خاطر نشان میسازند روش مورد استفاده در ارزیابی جریان زیست محیطی، در مقدار جریان بدست آمده و راهکارهای مدیریتی انتخابی حوضه آبریز، بسیار تأثیرگذار است. در تحقیق انجام شده بوسیله آن ها، جریان زیست محیطی رودخانه کارون توسط سه روش منحنی تداوم جریان، تنانت و اسماخین با استفاده از داده های ۴۱ ساله ایستگاه ملاثانی بدست آمده و نتایج سه روش با هم مقایسه گردیده است. یافته های این تحقیق بیانگر دقت پایین تر روش تنانت، نسبت به دو روش دیگر بوده، به طوریکه برای ماه های تر و خشک به ترتیب دبی های $211 \text{ (m}^3/\text{s)}$ و $63 \text{ (m}^3/\text{s)}$ را پیشنهاد می دهد، که با توجه به حداقل جریان ۴۱ ساله این ایستگاه $\text{(m}^3/\text{s)}$ (120) جواب قابل قبولی نمی باشد. همچنین با استفاده از روش های منحنی تداوم جریان و اسماخین برای سطح متوسط، به ترتیب دبی های $290 \text{ (m}^3/\text{s)}$ و $333 \text{ (m}^3/\text{s)}$ حاصل گردید. بررسی و مقایسه بیشتر در یافته های این تحقیق، مشخص نمود که روش اسماخین به دلیل دقت، قابلیت و حساسیت زیست محیطی بیشتر خود نسبت به دو روش دیگر، از نتایج بهتری برخوردار است [۳۰].

پورصالحان و همکاران (۱۳۹۱)، با توجه به اینکه برآورد جریان زیست محیطی رودخانه، یکی از مهمترین مسائل کشورهای دارای مسئله کم آبی است، روشهای مورد بررسی در تحقیق خود را به دو دسته روشهای

هیدرولوژیکی مونتانا و هیدرولیکی محیط خیس شده تقسیم نمودند. براساس نتایج بدست آمده در این پژوهش، استفاده از روش مونتانا نمی تواند انتخابی مطمئن برای برآورد جریان زیست محیطی رودخانه بشار باشد. تحقیق مذکور نشان داد که برای مطالعه موردی انجام شده نتایج روش هیدرولیکی، از تطابق بیشتری با محیط برخوردار است. در نهایت دبی ۱۸/۹ مترمکعب برثانیه برای جریان زیست محیطی رودخانه بشار محاسبه شد [۹].

نظری و همکاران (۱۳۹۱)، با تمرکز بر این نکته که در مطالعه آبهای جاری رودخانه ها مطالعات بیولوژیک از اهمیت ویژه ای برخوردار بوده و مکمل مطالعات فیزیکی و شیمیایی میباشند، بیان داشتند که شناسایی تغییرات هیدرولوژیکی رو به رشد رودخانه ها و تاثیراتی که بر محیط زیست دارند، باعث تاسیس علم برآورد جریان زیست محیطی (EFA) شده است که در آن کیفیت و کمیت آب مورد نیاز برای حفاظت اکوسیستم و منابع آبی تخمین زده می شود. در این راستا، به منظور تعیین نیاز آب زیست محیطی، با توجه به مقیاس مکانی مطالعه، دادههای موجود، گام زمانی ارزیابی و ظرفیتهای فنی و مالی، روشهای مختلفی مورد استفاده قرار میگیرند، که این روشها، به طور عمده در قالب ۴ دسته متمایز شامل روشهای هیدرولوژیکی، روشهای درجه بندی هیدرولیکی، روشهای شبیه سازی زیستگاهها و روشهای جامع طبقه بندی میشوند. در تحقیق آن ها ضمن بررسی این روشها و مزایا و معایب آنها، به مطالعه جریان زیست محیطی رودخانه پسیخان واقع در استان گیلان پرداخته شده است و نیاز زیست محیطی این رودخانه به کمک برخی از روشهای مذکور محاسبه شد. نتایج نشان داد که دبی زیست محیطی برای رودخانه پسیخان با استفاده از روشهای دبی پایه آبریزان و منحنی تداوم جریان به ترتیب ۴۴/۵ و ۶۵/۴ متر مکعب بر ثانیه میباشد [۵۸].

شاعری کریمی و یاسی (۱۳۹۱) با اشاره به این نکته که ارزیابی جریان زیست محیطی در سامانه رودخانه ها تجربه جدیدی در ایران است، در بررسی خود از روش نوین اکو - هیدرولوژیکی FDC shifting ، برای ارزیابی ظرفیت جریان زیست محیطی رودخانه شهرچای، که از شاخه های دائمی ورودی به دریاچه ارومیه می باشد، استفاده نمود. در این راستا، منحنی تداوم جریان برای کلاسه های مختلف مدیریت زیست محیطی رودخانه برآورد گردیده و نتایج آن با چهار روش دیگر هیدرولوژیکی مقایسه گردید. نتایج تحقیق آن ها نشان

داد که در جریانهای کمتر از ۰/۵ متر مکعب بر ثانیه رودخانه از نظر زیستی مرده بحساب می آید و برای دستیابی به حداقل وضعیت اکولوژیکی قابل قبول نیاز به تداوم جریان به میزان حداقل ۲/۱ متر مکعب بر ثانیه بسوی دریاچه ارومیه است [۳۸].

بازرگان و مرادی (۱۳۹۱)، ضمن بیان این مطلب که منابع آب شیرین برای زندگی بشر، بهداشت و معشیت مردم ضروری هستند، این مطلب را مجدداً مورد تأکید قرار می دهند که در مدیریت منابع آب باید در شرایطی مقدار بیشتری آب را برای حفظ رفاه اجتماعی انسان ها و رشد و توسعه اختصاص دهند تا مطمئن شوند که به میزان کافی آب شیرین برای حفظ اکوسیستم در رودخانه باقی مانده است. مشکل بزرگی که در ایران، در طول سال های گذشته با آن مواجه بوده ایم، عدم وجود یک سیاست روشن زیست محیطی در ارتباط با تعیین حداقل میزان آب زیست محیطی، برای رودخانه ها به خصوص در شرایط احداث سازه هایی نظیر سدهای مخزنی است. در این میان اگر هم حرکتی صورت گرفته است، در خصوص همین سازه های بلند بوده و در مورد سازه های کوچک تر نظیر سدهای انحرافی و ایستگاه های پمپاژ که مسئله ای به مراتب فراگیر تر می باشد، عملاً "تمهیداتی اندیشیده نمی شود. در کار تحقیقی انجام شده بوسیله آن ها، سعی شده است، که با جمع آوری آخرین مطالب، ضمن شناخت و بررسی نقاط قوت و ضعف اهم روش های برآورد نیازهای زیست محیطی، به نقد آنها پرداخته شود و در نهایت به این مهم دست یافته شده است که استفاده از روش مونتاتا (تنانت)، برای بسیاری از مناطق ایران نامناسب بوده و به هیچ وجه قابل استناد نمی باشد. زیرا روش مونتاتا برای مقاصد خاص و به صورت مقادیر فصلی و یا ماهیانه به تخصیص دبی زیست محیطی اقدام می کند [۷].

محمودیان و طالب بیدختی (۱۳۹۱)، با توجه به اینکه تغییر پذیری جریان طبیعی عامل کلیدی در پایداری و باروری اکوسیستم رودخانه و مناطق ساحلی آن می باشد، اشاره می کنند که رژیم های هیدرولوژیکی طبیعی با مشخصه های کمیت زمان بندی دوره و نرخ تغییر پذیری مشخص، به دلیل کنترل پارامترهای کلیدی زیست بوم درآبراهه سیل دشت و ... نقش کلیدی در شکل گیری تنوع زیستی اکوسیستم رودخانه و حفظ سلامت و پایداری اکوسیستم آن بازی می کنند. مدیریت منابع آب، منجر به اختلال رژیم

هیدرولوژیکی طبیعی جریان شده است و ارزیابی تغییرات هیدرولوژیکی، لازمه تخمین میزان تخریب اکوسیستم و پیاده سازی طرح های بازسازی می باشد. در مطالعه انجام شده بوسیله آن ها تاثیر مدیریت رودخانه نکا، بر شرایط هیدرولوژیکی رودخانه، به منظور تخمین وضعیت اکوسیستم، پس از بهره برداری آن ارزیابی شده است. ایستگاه نوذر آباد، به عنوان گره کنترل به منظور مطالعه تاثیر سد و بندهای انحرافی بر روی رژیم هیدرولوژیکی انتخاب گردید و با استفاده از روش IHA/RVA تغییرات هیدرولوژیکی ارزیابی گردید. براساس نتایج مطالعه مشخص می شود که اثرات مخرب قابل توجهی بر شرایط اکوهیدرولوژیکی رودخانه تحمیل میشود که منجر به تخریب کامل اکوسیستم خواهد شد [۵۰].

در تحقیق پورصالحان و همکاران (۱۳۹۱)، نیز اشاره شده است که جهت حفظ توابع اساسی اکولوژیکی رودخانه، تامین حداقل جریان زیست محیطی آن ضروری است. در این میان، استفاده از روشهای هیدرولیکی نسبت به روشهای هیدرولوژیکی، که اکنون در ایران رواج دارد، گامی رو به جلو در این زمینه است. روش محیط خیس شده شاخص ترین روش هیدرولیکی است، که متأسفانه بدلیل عدم آشنایی در ایران، مورد توجه قرار نگرفته است. در این تحقیق، حداقل جریان زیست محیطی رودخانه زهره با استفاده از روش محیط خیس شده، بر اساس دو تکنیک شیب و انحنا برای تعیین نقطه شکست در منحنی دبی-محیط خیس شده، محاسبه شده است. نتایج حاصل از پژوهش انجام شده نشان میدهد، روشهای شیب و انحنا به ترتیب دبی $4/35/8$ متر مکعب بر ثانیه را بدست میدهند و روش انحنا نمی تواند انتخابی مناسب برای برآورد جریان زیست محیطی رودخانه باشد. در این میان روش شیب، بدلیل قرار نگرفتن در محدوده قابل قبول حاصل از نتایج تنانت، به عنوان روش برتر انتخاب شد [۸].

سهرابی و همکاران (۱۳۹۱)، در پژوهش خود بیان نمودند که حفظ رژیم طبیعی جریان، نیروی محرکه اصلی در حفظ اکوسیستم روخانه ها است؛ با این وجود فعالیت های انسانی و تغییر اقلیم بطور مداوم باعث تغییر آن شده است. در تحقیق آن ها رودخانه جاجرود، به عنوان رود مورد مطالعه انتخاب شده و شاخص های رژیم متغیر هیدرولوژیکی IHA در ایستگاه سد لتیان واقع بر رودخانه، آنالیز شده و از قابلیت روش محدود تغییر پذیری RVA برای آنالیز تغییرات هیدرولوژیکی در رودخانه استفاده شد. نتایج نشان داد، که

درجه تغییرات هیدرولوژیکی برای اکثر شاخصهای IHA شدید بوده و در نتیجه اکوسیستم رودخانه جاجرود تا حد زیادی آسیب دیده است [۳۱].

میراخوری و همکاران (۱۳۹۱)، در مطالعه خود، به بررسی میزان جریان زیست محیطی مورد نیاز برای رودخانه سفیدرود، در محل ایستگاه قزل اوزن پرداختند. به منظور محاسبه این جریان، چهار روش هیدرولوژیکی تنانت، منحنی تداوم جریان، اسمختین و میانگین جریان پایه ABF به کار گرفته شده که نتایج حاصل شده از هر چهار روش نشان دادند، با توجه به نوع جریان حاکم در رودخانه طی ۴۶ سال، از آنجا که میانگین جریان در نیمه اول و دوم سال با یکدیگر تفاوت بسیار دارند، روش تنانت با جداسازی $40/16 \text{ m}^3/\text{s}$ برای نیمه اول و $7/32 \text{ m}^3/\text{s}$ برای نیمه دوم سال روشی قابل قبول می باشد. مقدار بدست آمده برای نیمه اول تقریباً برابر میزان بدست آمده از روش اسمختین $33/07 \text{ m}^3/\text{s}$ و مقدار بدست آمده برای نیمه دوم، تقریباً برابر روش منحنی تداوم جریان $5/1 \text{ m}^3/\text{s}$ می باشد. روش ABF نیز از آنجا که به تغییر در میزان جریان در زمانهای مختلف توجهی نکرده، چندان قابل قبول نمی باشد [۵۶].

معروفی و همکاران (۱۳۹۲)، در بررسی دیگری به در دسترس بودن، مصارف و تنش های آبی در مقیاس یک حوضه آبریز در دهه های گذشته که بسیار مورد توجه محققان قرار گرفته است، اشاره کرده و نتیجه گرفتند که در حال حاضر، به دلیل افزایش این تنش ها در اکثر کشورها، تخصیص آب مورد نیاز برای محیط زیست در برنامه ریزی مدیریت منابع آب حوضه رودخانه ها، به یک روند متداول تبدیل شده است. در این تحقیق دو روش هیدرولوژیکی (تنانت و منحنی تداوم جریان)، جهت محاسبه جریان مورد نیاز زیست محیطی بوسیله آن ها، با هم مقایسه شده و مطالعه موردی بر روی سه زیر حوضه از سرشاخه های رودخانه جراحی در استان خوزستان انجام گردید. در این تحقیق اثر استفاده از هر یک از این دو روش بر اعتماد پذیری حجمی و زمانی نیازها، به کمک نرم افزار شبیه ساز حوضه آبریز MODSIM، بررسی گردیده است. نتایج حاکی از آن است که مقدار بدست آمده برای نیاز آبی زیست محیطی از دو روش تنانت و تحلیل منحنی تداوم جریان، برای زیرحوضه های مختلف متفاوت می باشد و روش تنانت نسبت به روش منحنی تداوم جریان، ضرایب اعتماد پذیری زمانی و حجمی بالاتری را، در هر یک از چهار نوع نیاز شرب، صنعت، کشاورزی

و زیست محیطی نشان می داد. با توجه به نتایج، می توان روش منحنی تداوم جریان را، در تأمین نیاز آبی زیست محیطی و برنامه ریزی منابع آب، در منطقه مورد مطالعه روش مطلوب تری دانست [۵۲].

احمد پور و یاسی (۱۳۹۲)، با توجه به اهمیت چرخه های زیست محیطی که سبب اختصاص حقایق برای گونه ها و اکوسیستم های آبی گردیده و به نام جریان زیست محیطی شناخته شده است، در مطالعه خود، روش های هیدرولوژیکی (تنانت، منحنی تداوم جریان و محدوده تغییرپذیری) و روش های هیدرولیکی محیط خیس شده (حداکثر انحنا و شیب منحنی)، را در تعیین جریان زیست محیطی رودخانه نازلو (بازه ایستگاه تپیک در پایین دست سد در حال احداث نازلو)، مورد استفاده قرار دادند. نتایج بررسی آن ها نشان داد، که در بین روش های بررسی شده تنها روش محدوده تغییرپذیری، به دلیل انعطاف پذیری در ارائه دبی در ماههای مختلف سال و استفاده از ۳۲ شاخص هیدرولوژیکی، که ارتباط بسیار تنگاتنگی با حفظ اکوسیستم دارد، می تواند برای ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه نازلو در نظر گرفته شود. هم چنین برای حفاظت رودخانه نازلو در حداقل شرایط زیست محیطی قابل قبول، جریان پیوسته از حداقل ۸/۰ مترمکعب بر ثانیه (در شهریورماه) تا حداکثر ۵/۶ مترمکعب بر ثانیه (در ماه اردیبهشت)، در طول رودخانه و تا ورود به دریاچه ارومیه باید تأمین گردد [۲، ۳].

عبدی و همکاران (۱۳۹۲)، به بررسی و مقایسه مدل های نرم افزاری جدید مورد استفاده، در برآورد جریان زیست محیطی رودخانه پرداخته اند. در مطالعه مذکور، نیاز زیست محیطی رودخانه با مدل های اکو-هیدرولوژیکی انتقال منحنی تداوم جریان ، (FDC Shifting)، ذخیره رومیزی (DRM) و محدوده تغییرپذیری (RVA)، برآورد شده است. مقادیر بدست آمده با نتایج روش تنانت، به عنوان روش توصیه شده وزارت نیرو، مقایسه گردید. برای مطالعه موردی، رودخانه مشترک مرزی و دائمی زاب انتخاب شد. بازه های مطالعاتی درابکای خانه در بالادست، گرژال در میاندست و پل سردشت در پایین دست رودخانه زاب، متناظر با ایستگاههای هیدرومتری موجود بر روی رودخانه، در فاصله طولی ۱۶۰ کیلومتر از رودخانه انتخاب گردید. جریان زیست محیطی متوسط، از روش اکو-هیدرولوژیکی FDC Shifting در کلاس مدیریت زیستی C (حفظ حداقل شرایط اکولوژیکی رودخانه)، برای بازه های درابکای خانه، گرژال و پل سردشت به ترتیب ۱/۵،

۱۵/۷ و ۱۶/۹ متر مکعب بر ثانیه (معادل ۲۳، ۳۶ و ۳۸ درصد دبی متوسط سالانه)، با در نظر گرفتن پارامترهای زیست محیطی رودخانه و اکوسیستم منطقه پیشنهاد می گردد. این نتایج در اکثر موارد از مقادیر بدست آمده از روش تنانت بیشتر است. در انتها توزیع ماهیانه مقادیر پیشنهادی دبی های زیست محیطی ارائه شده در گزارش سدهای موجود با روش FDC Shifting، در بازه های مطالعاتی و دبی های متوسط ماهانه ایستگاههای مورد مطالعه، با هم مقایسه شده است [۴۵، ۴۸].

مصطفوی و یاسی (۱۳۹۲)، با ذکر این مطلب که طرح های توسعه منابع آب (نظیر احداث سدها) دارای اثرات زیست محیطی متعددی می باشند، یادآوری نمودند که تغییر رژیم طبیعی رودخانه و کاهش جریان سطحی پایین دست، از مهم ترین آن می باشند. آن ها در این تحقیق به تعیین شدت جریان زیست محیطی رودخانه بارندوزچای، از هشت روش هیدرولوژی تنانت، تسمن، اسماختین، شاخص های تداوم جریان، شاخص های منفرد جریان کم آبی، انتقال منحنی تداوم جریان، مدل ذخیره رومیزی DRP، RVA و روش شبیه ساز زیستگاه (روش کیفیت آب موسوم به رابطه Q)، پرداختند. نتایج تحقیق نشان داد، حداقل دبی از اسفند تا تیر ۲/۲۰ و مرداد تا بهمن ۰/۷۳ مترمکعب در ثانیه برای تامین شرایط زیست محیطی می باشد. هم چنین برای حفظ رودخانه باراندوزچای، در حداقل وضعیت اکولوژیکی قابل قبول (کلاس مدیریت زیست محیطی C)، شدت جریان ۱/۹ متر مکعب بر ثانیه (معادل ۲۶ درصد متوسط جریان سالیانه MAR)، بطور متوسط در طول رودخانه تا دریاچه ارومیه، باید برقرار گردد [۵۱].

عبدی و یاسی (۱۳۹۲) با نگاه به مسئله تعیین نیاز زیست محیطی در اکوسیستم های آبی که از جهات بسیاری از جمله تاثیر سلامت رودخانه بر سلامت انسان، تضمین حیات آبیان، ادامه حیات ساحلی و رشد صنعت گردشگری و توریسم اهمیت دارد و توجه به این مسئله که در دهه های اخیر، ارزیابی جریان زیست محیطی در بحث های مدیریت منابع آب در نظر گرفته می شود؛ در تحقیق خود به بررسی روش های هیدرولوژیکی جهت برآورد نیاز اکولوژیکی رودخانه ها پرداخته اند. در این مطالعه، نیاز زیست محیطی رودخانه دائمی هراز (در شمال ایران)، توسط روش های تنانت، تسمن، مدل ذخیره رومیزی و انتقال منحنی تداوم جریان محاسبه شده است. برای انجام محاسبات، دو بازه پلور در رود لار به عنوان سرشاخه اصلی

رودخانه هراز و کره سنگ در پایین دست رودخانه، انتخاب شده است. بر اساس نتایج محاسبه شده، مقادیر به دست آمده از روش انتقال منحنی تداوم جریان در کلاس مدیریت زیستی B، جهت حفظ تنوع زیستی با وجود طرح های توسعه منابع آب، به دلیل در نظر گرفتن خصوصیات اکولوژیکی رودخانه، پیشنهاد می گردد. بر این اساس نیاز زیست محیطی رودخانه هراز در دو بازه پلور و کره سنگ، به طور متوسط به ترتیب ۷/۰۰ و ۱۹/۹۲ متر مکعب بر ثانیه است. در انتها، توزیع ماهانه مقادیر جریان زیست محیطی، با دبی های متوسط ماهانه در بازه های مورد مطالعه مقایسه شده است [۴۶].

حسامی افشار و همکاران (۱۳۹۲) با یادآوری این نکته که بررسی دسترسی به آب، مصرف آن و تنش آب در مقیاس جهانی، یکی از موضوعات مورد ارزیابی محققین در حال حاضر می باشد؛ بیان نمودند، اهمیت این موضوع از این جهت می باشد که در اکثر ارزیابی های صورت گرفته، آب مورد نیاز اکوسیستم های آبرزی، هرگز تخمین زده نشده و به صورت صریح بیان شده است. در مطالعه آن ها، ارزیابی وضعیت بهره برداری رودخانه های منتهی به دریاچه ارومیه و تعیین نیاز زیست محیطی آنها مد نظر بوده است. دریاچه ارومیه یکی از مهمترین و ارزشمند ترین زیست بوم های آبی در ایران می باشد. آب مورد نیاز دریاچه از طریق رودخانه های دائمی و تعدادی آبراهه و مسیل که به صورت فصلی و یا موردی آب در آنها جاری می گردد، تامین می شود. در یک دهه گذشته، کاهش چشمگیر ریزش های جوی و بروز خشکسالی های پیاپی و افزایش طرح های توسعه و بهره برداری از آب جهت مصارف کشاورزی و سایر کاربری ها، منجر به کاهش جریانات ورودی به دریاچه شده است. نتایج ارزیابی، وضعیت بهره برداری و نیاز زیست محیطی چهار رودخانه منتهی به دریاچه ارومیه (زربینه رود، مهابادچای، گدارچای و شهرچای) نشان داد، که تنها رودخانه گدارچای دارای وضعیت بهره برداری مناسبی در طی سال های تر، نرمال و خشک می باشد. همچنین نتایج نشان دادند که سه رودخانه ی دیگر، دارای بهره برداری متغیری در طی سال های مورد مد نظر می باشند؛ که نشان دهنده ضرورت توجه خاص در برنامه ریزی های منابع آب و انجام مطالعات زیست محیطی دقیقتر روی این رودخانه ها می باشد [۱۴].

پورصالحان و همکاران (۱۳۹۲)، حداقل جریان زیست محیطی رودخانه مارون را، با استفاده از روش محیط خیس شده، بر اساس دو تکنیک شیب و انحنا برای تعیین نقطه شکست در منحنی دبی محیط خیس شده، محاسبه نمودند. نتایج حاصل از این پژوهش نشان می دهد، روشهای شیب و انحنا به ترتیب دبی $7/3$ و $0/9$ متر مکعب بر ثانیه را بدست می دهند. در این میان روش شیب بدلیل قرار گرفتن در محدوده قابل قبول حاصل از نتایج تنانت و انطباق بیشتر با جریان طبیعی رودخانه، به عنوان روش برتر انتخاب شد [۱۰].

عبدی و همکاران (۱۳۹۲)، در برآورد دبی زیست محیطی سیستم های رودخانه ای که علم جدیدی در ایران و دیگر کشورهای در حال توسعه بوده و مبتنی بر داده های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و اکولوژیکی میباشد؛ به بررسی محاسبه نیاز زیست محیطی در اکوسیستم های فاقد اطلاعات جامع اکولوژیکی پرداخته- اند. در مطالعه آن ها، نیاز اکولوژیکی رودخانه مشترک مرزی زاب در شمال غرب ایران بوسیله دوروش تنانت به عنوان روش هیدرولوژیکی توصیه شده توسط وزارت نیرو و روش اکولوژیکی هیدرولوژیکی مدل ذخیره رومیزی DRM ارزیابی و مقایسه شده است. برای انجام محاسبات سه بازه مطالعاتی درابکای خانه دربالا دست گرژال درمیان دست و پل سردشت در پایین دست رودخانه، متناظر با ایستگاه های هیدرومتری موجود در بازه ها، در طول ۱۶۰ کیلومتر از رودخانه، انتخاب گردید. براساس نتایج بدست آمده، برآورد نیاز زیست محیطی از روش DRM، مناسب تر بوده و با انتخاب کلاس مدیریتی زیستی اکولوژیکی نوع B/C، حفظ شرایط اکولوژیکی رودخانه با تداوم جریان حداقل در بازه های درابکای خانه گرژال و پل سردشت به ترتیب $5/8$ ، $12/1$ و $7/13$ متر مکعب بر ثانیه پیشنهاد میگردد، که حاکی از افزایش میزان نیاز زیست محیطی در طول رودخانه از بالادست به پایین دست می باشد. توزیع ماهیان مقادیر محاسبه شده نیز، در انتها ارایه شده است [۴۷، ۴۵].

شکوهی و همکاران (۱۳۹۲)، اعلام نمودند که تاکنون شاخص خشکسالی هیدرولوژیکی مناسبی که بتواند با پایش جریان رودخانه و پیش بینی موقعیت های بحرانی، به مدیریت بهینه بهره برداری از آبهای سطحی کمک نماید، ارائه نشده است. برای تحقق این هدف در سه حالت الف -انتخاب سطوح آستانه مختلف بصورت درصدی از میانگین درازمدت (۸۰ درصد و ۷۰ درصد)، ب-منحنی تداوم جریان با استفاده از شاخصهای

مبتنی بر معیارهای زیست محیطی و ج- روش SDI مبتنی بر داده های استاندارد شده سری زمانی، فراوانی وقوع دوره های خشکسالی هیدرولوژیکی جریان رودخانه در منطقه مورد مطالعه را مورد بررسی قرار دادند. با توجه به آستانه انتخابی، فراوانی وقوع دوره های خشکسالی در حالت (الف) حدود ۷/۴۹ و ۳/۵۲ درصد، در حالت ب، ۴/۲۲ درصد و نهایتاً در حالت ج، ۴/۱۲ درصد بدست آمد. با توجه به نتایج حاصل از بررسی، شرایط هیدرولوژیکی، آستانه، ۹۰٪ در منحنی تداوم جریان که عملاً "معرف حداقل جریان زیست محیطی می باشد، به عنوان شاخص خشکسالی هیدرولوژیکی تعریف گردید. بر این اساس، استفاده از منحنی تداوم جریان، بر مبنای معیارهای زیست محیطی، برای پایش و ارزیابی خشکسالی هیدرولوژیکی توصیه می گردد [۴۰].

امینی و شکوهی (۱۳۹۲) در تحقیق خود در جهت تعیین حداقل آب زیست محیطی برای رودخانه هایی که در بالادست آنها پروژه های انحراف آب اجرا می گردد و همواره یکی از مسائل چالش برانگیز در تخصیص منابع آب می باشند؛ بیان نمودند، که در شرایطی که مهندسين هیدرولیک با استفاده از روابط حاکم بر جریان رودخانه ای، قادر به ارائه میزان دبی قابل تخصیص به بخش های شرب، کشاورزی و صنعت میباشند، اکولوژیست ها فاقد روشهای محاسباتی برای بیان کمی نیازهای آبی لازم برای حفظ اکوسیستم هستند. در تحقیق آن ها از روشی هیدرولیکی، که از مشخصات مورفولوژیکی رودخانه برای تعیین حداقل جریان لازم برای حفظ سلامت رودخانه استفاده می کند، استفاده شده است و راه حلی تحلیلی برای بدست آوردن دبی مورد نظر را ارائه می کند. مقدار دبی حاصله، با روش مورد استفاده در ایران که از دسته روشهای هیدرولوژیکی است، مقایسه گشته و در یک مطالعه موردی روی رودخانه کاظم رود در شمال کشور ایران، تفاوت دو روش نشان داده شد [۶].

در تحقیق زرکانی و شکوهی (۱۳۹۳) با استفاده از دو دسته از روش های هیدرولوژیکی (تنانت و Q95) و هیدرولیکی محیط خیس شده با دو الگوریتم متفاوت شیب منحنی و حداکثر انحنا، حداقل دبی زیست محیطی تعیین و با یکدیگر مقایسه شده اند. سپس برای حفظ شرایط مورفولوژیکی رودخانه جریانی معرفی می شود که در روش های مرسوم تعیین حداقل دبی زیست محیطی بدان ها توجهی نمی گردد. بدون ایجاد جریان های شست و شو، حتی اگر حداقل دبی تعیین شده، سلامت اکوسیستم رودخانه را از نظر فراهم

نمودن زیستگاه به خوبی تأمین نماید، حفره های موجود در بستر رودخانه، که محل تخم گذاری ماهی ها و پناهگاهی برای بی مهرگان است، به تدرج از رسوب پر شده و به ارزش زیست محیطی رودخانه لطمه ای معنی دار وارد می نماید. نکته ویژه در این مطالعه، لحاظ نمودن دبی سیلابی مورد نیاز برای تولید تنش برشی بیشتر از تنش برشی بحرانی رسوبات روی بستر رودخانه، در محل تخم ریزی گونه های شاخص، به عنوان بخشی از جریان مورد نیاز زیست محیطی می باشد [۲۷].

روشن قیاس و همکاران (۱۳۹۳) با ذکر این مطلب که دارا بودن کمتر از یک درصد آب شیرین جهان، قرار داشتن در یک اقلیم خشک و نیمه خشک و عدم توزیع یکنواخت بارندگی در سطح کشور، ایران را به یک کشور خشک مبدل نموده است؛ نتیجه گرفته اند که به همین دلیل برآورد حداقل جریان زیست محیطی رودخانه ها امری ضروری به نظر می رسد. در این تحقیق جریان زیست محیطی رودخانه بشار، توسط روشهای هیدرولوژیکی، منحنی تداوم جریان، تنانت و اسماختین، و با استفاده از نرم افزار GEFC و استفاده از داده های ۳۹ ساله ایستگاه پاتاوه بدست آمده و نتایج سه روش با هم مقایسه گردیده است. یافته های این تحقیق، بیانگر دقت پایین روش تنانت نسبت به دو روش دیگر بوده؛ بطوریکه برای ماههای خشک (بهار و تابستان) و تر (پاییز و زمستان) به ترتیب دبی های ۵/۱۵ متر مکعب بر ثانیه و ۲/۵ مترمکعب بر ثانیه و حداقل جریان زیست محیطی بدست آمده از روش تنانت (پاییز و زمستان)، ۲/۵ متر مکعب بر ثانیه میباشد، که کمتر از ۸/۱۶ مترمکعب بر ثانیه بوده و جواب قابل قبولی نمی باشد. همچنین با استفاده از روش منحنی تداوم جریان و اسماختین برای سطوح متوسط به ترتیب ۵/۱۰ مترمکعب بر ثانیه و ۵/۱۶ مترمکعب بر ثانیه حاصل گردید [۲۴].

زرعکانی و شکوهی (۱۳۹۳)، در تحقیق خود بیان نمودند، که در بیشتر روش های تعیین جریان زیست محیطی، هدف اصلی تعیین حداقل دبی برای زنده ماندن موجودات زنده درون رودخانه است و به جریان های سیلابی ضروری، برای حفاظت از اکوسیستم رودخانه کمتر توجه می شود. این بحث در شرایطی است که یکی از شرایط لازم برای ماندگاری موجودات زنده، علاوه بر حفظ شرایط هیدرولیکی زیستگاه، نگه داری از شکل فیزیکی آن بوده، تا انباشته شدن رسوب و هجوم گیاهان به درون آبراهه اصلی، زیستگاه را از بین

نبرد. بنابراین، جریان های سیلابی که توانایی شستشوی رسوب را داشته و از رویش گیاهان درون آبراهه اصلی جلوگیری می کنند، یکی از اجزای مهم در رژیم هیدرولوژیکی رودخانه بوده و باید در جریان تعیین شده برای محیط زیست وجود داشته باشند. از طرفی پوشش گیاهی، که یکی از مهمترین اجزای اکوسیستم رودخانه است و نقش بسیار زیادی در سلامت رودخانه دارد نیز، برای زنده ماندن، نیازمند جریان های سیلابی بوده تا آب وارد سیلاب دشت شده و با ترسیب سیلت و مواد غذایی و همچنین با افزایش رطوبت، شرایط را برای حفظ این جزء مهم اکوسیستم مهیا نماید. در مطالعه موردی آن ها، جریان های سیلابی که وظیفه شکل دهی به کانال و حفاظت از پوشش گیاهی را بر عهده دارند، با استفاده از توصیه های روش اجزای سازنده (BBM)، معرفی شده و برای رودخانه مورد مطالعه محاسبه شده اند [۲۶].

روشن قیاس و همکاران (۱۳۹۳)، با بیان اینکه حفظ رژیم طبیعی جریان عامل اصلی در حفظ اکوسیستم رودخانه ها می باشد و فعالیت های انسانی از جمله ساخت سدها در بالادست رودخانه ها، فعالیتهای صنعتی، کشاورزی و... باعث تغییر در رژیم طبیعی جریان رودخانه ها شده است؛ تاکید نمودند که حفظ رژیم طبیعی رودخانه ها در حفاظت از اکوسیستم های آبی امری ضروری است. از این رو، تغییرات در رژیم های طبیعی جریان می تواند بسیاری از این ویژگی های زیستگاه را تغییر دهد و به پیوستگی اکوسیستم آسیب رساند. در مطالعه مذکور، با روش اسماختین با استفاده از نرم افزار GEFC9، حداقل جریان زیست محیطی رودخانه زهره استان کهگیلویه و بویراحمد، محاسبه و با دیگر روش های هیدرولوژیکی مقایسه گردید. نتایج نشان داد، که در جریان های کمتر از ۶/۹ متر مکعب در ثانیه، رودخانه در وضعیت تخریب شده قرار دارد و برای دست یابی به حداقل وضعیت زیست محیطی مطلوب، نیاز به تداوم جریان به میزان ۵/۱۵ مترمکعب بر ثانیه است [۲۵].

شهریاری نیا و همکاران (۱۳۹۳)، کمبود منابع آب موجود را بعنوان یکی از عناصر اصلی حیات و هم چنین اهمیت حفظ اکوسیستم، مسبب انجام مطالعات بسیاری در زمینه برآورد نیاز آب زیست محیطی در سراسر جهان ذکر کرده و خاطر نشان می سازند، به همین منظور در سراسر جهان، پژوهشگران روشهایی را برای برآورد نیاز آبی موجودات، بوجدآورده اند. بخش وسیعی از این روشها، به روشهای هیدرولوژیکی اختصاص

دارد، که بر پایه دانسته های هیدرولوژی مشخصات رودخانه، گونه های ماهی و هم چنین سطحی از آب رودخانه است که اکوسیستم رودخانه را در سطحی قابل قبول نگهداری کنند. طی بررسی های انجام گرفته و آشنایی با روشهای هیدرولوژیکی، بخشی از این روشها، هم چون روشهای تنانت، اسماخین، آرکانزاس، منحنی تداوم جریان و جریان پایه آبریان، جهت آشنایی بیشتر در این تحقیق گردآوری شده است [۴۱].

در تحقیق رضایی و یاسی (۱۳۹۴)، ضمن توجه به خشکسالی های اخیر، اعلام شده در نتیجه عدم مدیریت صحیح آبهای سطحی، استفاده بی رویه از آبهای زیرزمینی و همچنین حجم بالای مصارف آب، پیکره های آبی دچار بحران زیست محیطی شده اند. در این پژوهش، به ارزیابی نیاز جریان زیست محیطی در رودخانه، باروش های مختلف هیدرولوژیکی پرداخته شده است. در تحقیق انجام شده بوسیله آن ها، نیاز زیست محیطی رودخانه سیمینه رود، در بازه پل بوکان تا دریاچه ارومیه با چهار روش تنانت، تسمن، اسمختین و انتقال منحنی تداوم جریان، برآورد شده است. برای این منظور، از اطلاعات آب سنجی ۶۰ ساله ایستگاه هیدرومتری استفاده شده و نتایج روش ها باهم مقایسه گردیده است. روش تنانت، برای ماه های کم آبی و پرآبی به ترتیب مقادیر $1/43$ و $4/3$ مترمکعب در ثانیه و روش اسمختین مقدار $2/87$ مترمکعب در ثانیه راپیشنهاد می دهد. براساس نتایج حاصل، مقادیر به دست آمده از روش انتقال منحنی تداوم جریان، بااستفاده از نرم افزار GEFC، به دلیل در نظر گرفتن شرایط مدیریت اکولوژیکی، نسبت به سایر روش ها ارجحیت دارد. بنابراین، نیاز زیست محیطی رودخانه سیمینه رود، در طبقه مدیریت زیستی B برابر $5/66$ مترمکعب در ثانیه و معادل $39/5\%$ جریان متوسط سالیانه، و در طبقه مدیریت زیستی C و حفظ حداقل شرایط زیستی رودخانه برابر $3/3$ متر مکعب در ثانیه و معادل 23 درصد جریان متوسط سالیانه برآورد شده است. با توجه به نتایج، برای حفظ اکوسیستم دریاچه ارومیه، باید مقدار جریان دریافتی دریاچه از رودخانه سیمینه رود، حدوداً "معادل $178/5$ میلیون متر مکعب در سال باشد [۲۱، ۲۲ و ۲۳].

حبیبی و یاسی (۱۳۹۴)، بیان نمودند، طرح های توسعه منابع آب، دارای اثرات زیست محیطی متعددی می باشند؛ بطوری که می توان از مهم ترین اثرات آن ها، به تغییر رژیم طبیعی رودخانه و کاهش جریان سطحی پایین دست اشاره کرد. هدف اصلی تحقیق آن ها، برآورد جریان زیست محیطی رودخانه گذار چای

ارومیه در ایران، از روش های هیدرولوژیکی تنانت، تسمن، اسمختین و انتقال منحنی تداوم جریان (نرم افزار GEFC)، در ماه های مختلف سال بوده است. با توجه به احداث سد حسنلو، تامین نیاز آب زیست محیطی این رودخانه و سهم دریاچه ارومیه از این رودخانه اهمیت قابل توجهی دارد. نتایج این تحقیق، نشان می دهد که برای حفظ رودخانه گدار چای در وضعیت اکولوژیکی خوب (کلاس مدیریت زیست محیطی B)، شدت جریان 75/4 مترمکعب در ثانیه (معادل ۳۹/۸٪ متوسط جریان سالیانه) و برای روش های تسمن و اسمختین به ترتیب ۵/۸۸ و ۲/۵۹ می باشد، که باید به طور متوسط در طول رودخانه تا دریاچه برقرار باشد [۱۲، ۱۳].

در تحقیق یاسی (۱۳۹۴)، اعلام شده است، طرح های توسعه منابع آب دارای اثرات زیست محیطی متعددی نظیر تغییر رژیم طبیعی رودخانه و کاهش جریان سطحی پایین دست می باشند. هم چنین، از عوامل اصلی بحران دریاچه ارومیه، کاهش سهم جریانات ورودی به دریاچه در ۱۰ سال گذشته در اثر تخصیص بی رویه منابع آب حوضه به کشاورزی، شرب و صنعت است. در شبکه جریان دریاچه ارومیه، تعداد ۱۰ رودخانه با پتانسیل جریان دائمی قرار دارد. در روند احیای دریاچه ارومیه، تخصیص حداقل سهم جریان زیست محیطی برای هر یک از ده رودخانه اصلی و تضمین تداوم جریان به دریاچه، از راهکارهای اصلی و پایدار در خروج از بحران دریاچه ارومیه است. هدف اصلی در تحقیق وی، ارزیابی حداقل جریان زیست محیطی بر اساس پتانسیل جریان طبیعی رودخانه و با ملاحظات اکولوژیکی، در ماه های مختلف سال می باشد، که در این راستا، پتانسیل جریان زیست محیطی از حداقل هشت روش اکو هیدرولوژیکی برآورد گردیده است. نتایج نشان می دهد، که بطور مثال در رودخانه نالو، برای حداقل شرایط زیست محیطی قابل قبول، جریان پیوسته ای (از حداقل ۰/۸ در شهریور ماه تا حداکثر ۸/۰ متر مکعب بر ثانیه در اردیبهشت)، در طول رودخانه و تا ورود به دریاچه ارومیه باید برقرار گردد [۶۱].

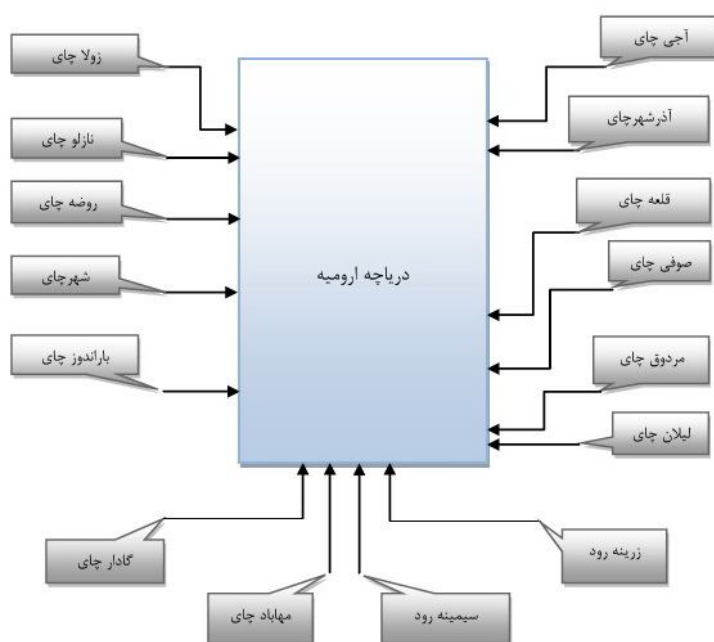
فصل سوم - مواد و روش ها

۳-۱- حوضه آبریز دریاچه ارومیه

حوضه آبریز دریاچه ارومیه با وسعتی برابر ۵۲۷۰۰ کیلومترمربع و مساحتی معادل ۳/۲۱ درصد مساحت کل کشور، در شمال غرب ایران قرار گرفته و به وسیله بخش شمالی کوه‌های زاگرس و دامنه‌های جنوبی کوه سبلان و نیز دامنه‌های شمالی، غربی و جنوبی کوه سهند احاطه شده است. براساس تقسیم بندی حوضه‌های آبریز کشور، حوضه دریاچه ارومیه یکی از شش حوضه اصلی ایران است [۲۸، ۵۴]. این حوضه آبریز بین مختصات جغرافیایی $38^{\circ} 30'$ تا $35^{\circ} 41'$ درجه طول شرقی و $47^{\circ} 53'$ تا $44^{\circ} 13'$ درجه عرض شمالی واقع شده که از سمت شمال به حوضه آبریز رودخانه ارس، از سمت شرق به حوضه آبریز رودخانه سفیدرود، از سمت جنوب به حوضه‌های آبریز رودخانه‌های قزل‌اوزن و سیروان و از غرب به حوضه آبریز زاب و قسمت‌هایی از مرز ایران با کشورهای عراق و ترکیه محدود است [۲۶، ۵۴].

از رودخانه‌های مهم این حوضه می‌توان به زرينه‌رود، سيمينه‌رود، آجي‌چای، نازلوچای، باراندوزچای،

روضه‌چای، صوفي‌چای و مهابادچای اشاره نمود [۲۶].



شکل ۳-۱- رودهای ورودی به دریاچه ارومیه در حوضه آبریز دریاچه ارومیه [۱، ۱۲، ۴۴]

۳-۱-۱- مه‌بادچای

رودخانه مه‌باد از دو شاخه عمده به نام های چم قوره و داغه و چند شاخه کوچک تشکیل شده است. شاخه های عمده آن از کوه های مام سوار و کانی رش، سرچشمه گرفته و به موازات هم و در جهت شمال جریان می یابند. در ادامه رودخانه مه‌باد در پایین دست سد مه‌بادچای جریان یافته و در ادامه وارد سد انحرافی یوسف کندی می گردد. سپس از روستاهای ایری قاش، قم قلعه، قره قشلاق عبور می کند و در شمال روستای خورخوره وارد دریاچه ارومیه می شود.

۳-۱-۱-۱- محل ورود رودخانه مه‌بادچای به سد مه‌باد، بر روی رودخانه مه‌بادچای

جدول ۳-۱- مشخصات ایستگاه ورودی سد مه‌باد بر روی رودخانه مه‌بادچای

رودخانه	محل	دوره آماری	متوسط آورد سالیانه-MCM	جریان متوسط- m^3/s
مه‌بادچای	ورودی سد	۱۳۷۴-۱۳۷۳ تا ۱۳۹۱-۱۳۹۰	۲۲۰/۶۲۹	۶/۹۹۶



تصویر ۳-۱- سد مه‌بادچای (سایت اینترنتی)

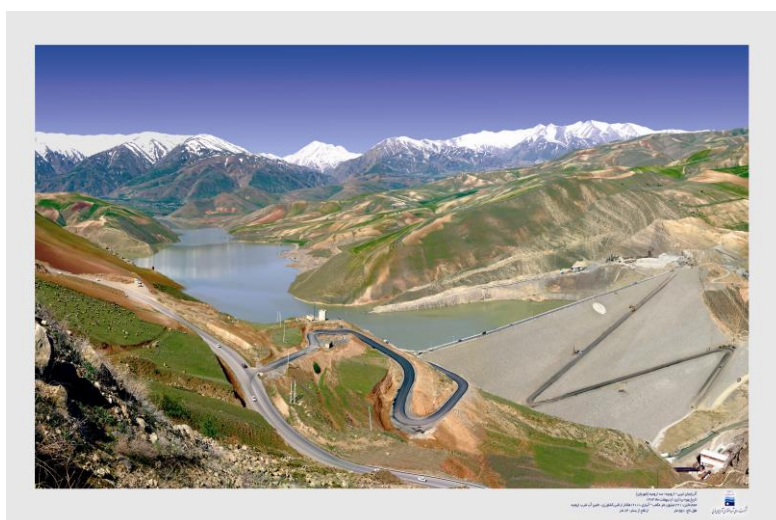
۳-۱-۲- شهرچای

سرشاخه‌های اصلی این رودخانه، از ارتفاعات مرزی ایران و ترکیه در غرب شهرستان ارومیه سرچشمه می‌گیرد و در امتداد غرب به شرق در دره‌ای واقع در بخش شرقی جرمی بهم می‌پیوندند. رودخانه در این محل بنام رود برده‌سور، از دره‌ای تنگ با دیواره‌های بلند می‌گذرد و در مسیر خود به آبادی میرآباد می‌رسد. رودخانه پس از دریافت جریان چند شاخه و مسیل در امتداد شمال شرقی تا محل بند ارومیه امتداد یافته و از جنوب شهر گذشته و بعد از عبور از دشت ارومیه با شیب ملایمی جریان یافته و پس از عبور از روستای کشتیبان وارد حاشیه باتلاقی دریاچه ارومیه می‌شود.

۳-۱-۲-۱- محل ورود رودخانه شهرچای به سد شهرچای، بر روی رودخانه شهرچای

جدول ۳-۲- مشخصات ایستگاه ورودی سد شهرچای بر روی رودخانه شهرچای

رودخانه	محل	دوره آماری	متوسط آورد	جریان
شهرچای	ورودی سد	۱۳۸۳-۱۳۸۲ تا ۱۳۹۱-۱۳۹۰	۱۸۹/۳۸۹	۶/۰۰۵



تصویر ۳-۲- سد شهرچای (شرکت سهامی آب منطقه ای استان آذربایجان غربی)

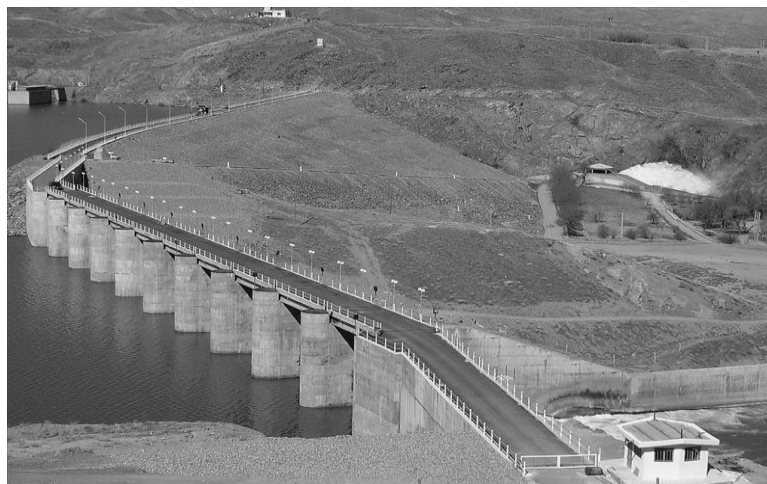
۳-۱-۳- زرينه رود

رودخانه زرينه رود، يکي از مهم ترين و طويل ترين رودخانه هاي حوضه آبريز درياچه اروميه مي باشد، که سرشاخه هاي آن از کوه هاي چهل چشمه کردستان سرچشمه مي گيرد. اين رودخانه از سه استان کردستان، آذربايجان شرقي و آذربايجان غربي عبور مي نمايد.. چم چغاتو، خورخوره و ساروق چاي از شاخه هاي اصلي اين رودخانه مي باشند [31].

۳-۱-۳-۱- محل ورود زرينه رود به سد بوکان، بر روی رودخانه زرينه رود

جدول ۳-۳- مشخصات ايستگاه ورودی سد زرينه رود بر روی رودخانه زرينه رود

رودخانه	محل	دوره آماری	متوسط آورد ساليانه-MCM	جريان متوسط- m^3/s
زرينه رود	ورودی سد	۱۳۷۴-۱۳۷۳ تا ۱۳۹۱-۱۳۹۰	۱۲۸۰/۵۶۱	۴۰/۶۰۶



تصویر ۳-۳- سد زرينه رود(سایت اينترنتی)

۳-۱-۳-۲- محل ورود رودخانه ساروقچاي به سد ساروق، بر روی رودخانه ساروق چاي

جدول ۳-۴- مشخصات ايستگاه های ورودی سد ساروق بر روی رودخانه ساروق چاي

رودخانه	محل	دوره آماری	متوسط آورد سالانه - MCM	جریان متوسط - m³/s
ساروقچای	ورودی سد	۱۳۷۴-۱۳۷۳ تا ۱۳۹۱-۱۳۹۰	۴۴/۵۹۷	۱/۴۱۴



تصویر ۳-۴- سد ساروق چای (شرکت سهامی آب منطقه ای استان آذربایجان غربی)

۳-۱-۴- زولاچای

حوضه آبریز زولاچای از نظر موقعیت جغرافیایی، از روستای بلقزن شروع شده و تا رودخان (روستای کنگرلو) ادامه می یابد. رودخانه زولاچای از قلعه های قره داش و ساری داش از مرز مشترک ایران و ترکیه سرچشمه می گیرد. به علت پیوستن آب چشمه ها و جویبارها و شاخه های فرعی دیرعلی چای و دریک چای به میزان آن افزوده می شود و قسمتی از شهرستان سلماس را مشروب می کند و در شمال روستای کنگرلو به دریاچه ارومیه وارد می شود. سرشاخه های این رودخانه عبارتند از: رودخانه دره لی سو (دیزعلی، دارلی، دیرعلی چای)، رودخانه رشاده (دریک)، رودخانه سرهان، رودخانه سورگلان، رودخانه شیدان، رودخانه کالیک، رودخانه کیکان، رودخانه آرتانس و رودخانه سپید دره.

۳-۱-۴-۱- محل ورود رودخانه زولا به سد زولاچای، بر روی رودخانه زولاچای

جدول ۳-۵- مشخصات ایستگاه ورودی سد زولاچای بر روی رودخانه زولاچای

رودخانه	محل	دوره آماری	متوسط آورد سالانه- MCM	جریان متوسط- m³/s
زولاچای	ورودی سد	۱۳۷۳-۱۳۷۴ تا ۱۳۹۰-۱۳۹۱	۹۷/۰۰۶	۳/۰۷۶



عکس ۳-۵-سد زولاچای (سایت اینترنتی)

۳-۲- روشهای تعیین جریان زیست محیطی در رودخانه‌ها

در این تحقیق با توجه به سابقه تحقیقات انجام شده در شرایط مشابه، در استان آذربایجان غربی و یا در تعدادی از استان های دیگر در سطح کشور، و استفاده از روش های انتخاب شده در تحقیق جاری در آن مناطق، یک یا چند روش از روش های زیر برای محاسبه جریان زیست محیطی، در محل ایستگاه انتخاب شده آب سنجی ورودی، یا قبل از مخزن سدهای در حال بهره برداری حوضه های آبریز رودهای مهابادچای، شهرچای، زرینه رود و زولاچای شامل سدهای مهابادچای، زرینه رود، ساروقچای، شهرچای، و

زولاچای(باتوجه به عدم وجود ایستگاه هیدرومتری در پائین دست سد دریک چای، سد زولاچای انتخاب شده است)حوضه آبریز دریاچه ارومیه انتخاب شده و قابل استفاده می باشند.

۳-۲-۱- روش تنانت

در سال ۱۹۷۶ دونالد تنانت^{۶۴} روشی برای تعیین جریان زیست محیطی مورد نیاز برای ماهی ها، معروف به روش «مونتانا» یا بطور متداول تر، روش «تنانت» را معرفی نمود. این روش درصدی از متوسط جریان سالیانه^{۶۵} (AAF) را، برای تعیین کیفیت زیستگاه ماهیان بکار می برد. تنانت از بررسی ۵۸ مقطع عرضی در ۱۱ رودخانه در مونتانا^{۶۶}، نبراسکا^{۶۷} و وایومینگ^{۶۸}، نتیجه گرفت که ۱۰ درصد متوسط جریان سالیانه، حداقل جریان برای بقای کوتاه مدت ماهی ها می باشد. هم چنین ۳۰ درصد AAF مد نظر نیز قادر به حفظ وضعیت های بقای نسبتاً خوب بوده و در نهایت ۶۰ درصد AAF برای زیستگاه مطلوب، مناسب می باشد[۱۴۷].

تنانت، داده های مفصلی از مقاطع عرضی، که جنبه های مختلف زیستگاه ماهیان را توصیف می کردند، جمع آوری کرد. این داده ها شامل عرض، عمق، سرعت، درجه حرارت، دانه بندی، آبراهه های جانبی، رسوبات انباشته، جزایر، پوشش، جابه جایی، بی مهرگان، ماهیگیری، زیبایی شناسی و زیبایی طبیعی می باشند. این داده ها با کیفیت زیستگاه ماهی مرتبط بودند و از طریق همبستگی بین پارامترهای هندسی فیزیکی و بیولوژیکی با جریان، جریان مورد نیاز زیستگاه ماهی تعیین شد[۱۴۷].

تنانت، متوسط جریان سالیانه اش را که نماینده ای برای کیفیت زیستگاه می باشد، از طریق سه پارامتر فیزیکی رودخانه شامل: سرعت، عمق و درصد عرض تعریف کرد. این پارامترهای فیزیکی همراه با ملاحظات

⁶⁴ Donald Tennant

⁶⁵ Average Annual Flow

⁶⁶ Montana

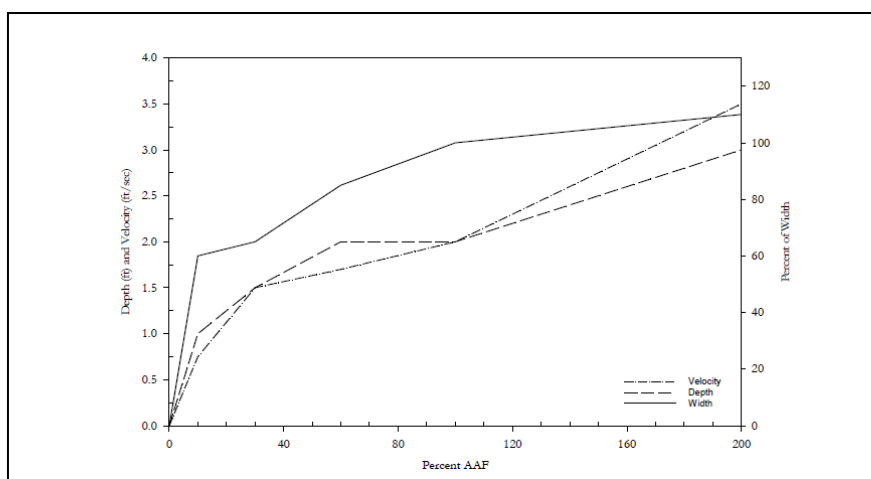
⁶⁷ Nebraska

⁶⁸ Wyoming

تفریحی و بیولوژیکی، برای تعیین درصدی از متوسط جریان سالیانه (AAF) که با دریافت تنانت از کیفیت زیستگاه ماهی مطابقت داشته باشد، استفاده شدند. تنانت عنوان کرد که تعیین کننده‌ترین محدوده جریان از صفر تا ۱۰ درصد AAF می‌باشد (جدول ۳-۳)، زیرا در این محدوده، پارامترهای عرض، عمق و سرعت با افزایش جریان به سرعت تغییر کردند (شکل ۳-۸). تنانت تصدیق کرد اگرچه ۱۰ درصد جریان، توانست موقتاً اکوسیستم آبی را حفظ کند، اما جریان‌های کم برای سلامت بلند مدت اکوسیستم کافی نبودند [۱۴۷].

جدول ۳-۶- نتایج بدست آمده از داده‌های صحرایی ۵۸ مقطع عرضی در مطالعه اصلی تنانت [۱۴۷]

درصد AAF	درصد عرض	عمق (ft)	سرعت (ft/s)
۰	۰	۰	۰
۱۰	۶۰	۱	۰/۷۵
۳۰	۶۵	۱/۵	۱/۵
۱۰۰	۱۰۰	۲	۲
۲۰۰	۱۱۰	۳	۳/۵



شکل ۳-۲- روابط بین عرض، عمق و سرعت با درصدهایی از AAF برای ۱۱ رودخانه در مونتانا، وایومینگ و

نبراسکا [۱۴۷]

از سال ۱۹۷۶ به بعد، اصلاحات متعددی توسط افراد مختلف بر روی روش تنانت انجام شده است، که عبارتند از [۹۴]:

- اصلاحاتی برای رواناب بهاره
- معادلاتی برای به حساب آوردن اصلاحات جریان موجود
- اصلاحاتی برای وارد کردن سطوح ماهیانه جریان‌های حداقل
- جایی که روش تنانت استفاده می‌شود، موارد زیر باید مورد توجه قرار گیرند:
- روش اصلی نوسانات جریان و تأثیرات فصلی را در نظر نمی‌گیرد.
- این روش برای آبراهه‌های بزرگ دائمی که تغییرپذیری جریان در آنها کمتر از آبراهه‌های فصلی می‌باشد، مناسب‌تر است.
- در این روش هندسه کانال رودخانه لحاظ نشده است.
- پیشنهادات باید با دیگر آمارهای جریان مثلاً متوسط جریان‌های کم‌آبی طبیعی شده ۱۰ و ۳۰ روزه مقایسه شوند.

۳-۲-۲- روش تسمن^{۶۹}

تسمن (۱۹۸۰) با اقتباس از پیشنهادات فصلی روش تنانت از ترکیبی از متوسط جریان ماهیانه (MMF^{70}) و متوسط جریان سالیانه (MAF^{71}) برای تعیین حداقل جریان ماهیانه مورد نیاز استفاده کرد [۹۸].

- اگر $MMF > 40\%$ MAF باشد، MMF ، بعنوان حداقل جریان ماهیانه در نظر گرفته می‌شود.
- اگر $MMF < 40\%$ MAF باشد، MAF ، بعنوان حداقل جریان ماهیانه در نظر گرفته می‌شود.

⁶⁹ Tessman Method

⁷⁰ Mean Month Flow

⁷¹ Mean Annual Flow

• اگر $MAF < MMF$ باشد، ۴۰ درصد MMF ، بعنوان حداقل جریان ماهیانه در نظر گرفته می‌شود. به عنوان مثال این روش در سطح کشور در رودخانه‌هایی همچون هراز و در استان آذربایجان غربی در تعدادی از رودخانه‌ها همچون شهرچای، نالوچای، باراندوزچای، گذارچای، زاب، زرینه رود... استفاده شده است.

۳-۲-۳- شاخص‌های تداوم جریان

یکی از خصوصیات مربوط به جریان آب، که در ارزیابی نوسانات و تغییر پذیری آب رودخانه، از نظر زیست محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرد، عبارتست از منحنی تداوم جریان. در بحث جریان‌های زیست محیطی از آمار در حالت طبیعی جریان استفاده می‌شود [۹۴].

FDC^{72} های ساخته شده، بر اساس سری زمانی روزانه، اطلاعات مفصل‌تری از بررسی مشخصات تداوم جریان یک رودخانه، فراهم می‌کنند. این منحنی‌ها همچنین می‌توانند با فواصل زمانی دیگری نیز (مثلاً از سری زمانی جریان متوسط m -روزه یا m -ماهه) ساخته شوند [۱۳۵].

شاخص‌های جریان کم‌آبی مختلفی از FDC ها، مورد استفاده قرار می‌گیرند. جریان‌های بین محدوده ۷۰ تا ۹۹ درصد زمان تجاوز $(Q_{70}$ تا Q_{99} ، در ۷۰ درصد زمان، به لحاظ دفعات، جریان از جریان معینی در طول دوره آماری برابر یا افزون گردد) معمولاً بطور گسترده‌ای بعنوان جریان‌های کم‌آبی استفاده می‌شوند [۱۳۵]. جریان‌های Q_{90} و Q_{95} شاخص‌هایی هستند که اکثر مواقع بعنوان شاخص‌های جریان کم‌آبی بکار می‌روند. جریان میانه ماهیانه (Q_{50}) نیز در ماه‌های تابستان، شاخص تداوم جریان متداول دیگری است [۱۲۷].

۳-۲-۳-۱- توانایی‌ها، کاربردها و محدودیت‌های منحنی تداوم جریان ($FDCs$)

از جمله کاربرد های منحنی تداوم جریان عبارتند از [۱۸]:

⁷² Flow Duration Curve

(۱) مطالعات مدیریت جریان: نمونه‌هایی از کاربرد منحنی‌های تداوم جریان در مطالعات مدیریت جریان عبارتند از:

- مطالعات فرسایش/رسوبگذاری: رژیم جریان ظرفیت حمل رسوب جریان را تعیین می‌کند. از روی FDC و نسبت بار رسوب به جریان، نسبت فراوانی بار رسوب تعیین می‌شود، که برای تحقق اهداف طراحی، کاربرد دارد.
- مطالعات استقرار آبیان: بقاء گونه‌های متعدد آبیان، به رژیم مناسب جریان که شرایط مهاجرت فصلی آنان و امکان تولید نسلشان در آن فراهم گردد، بستگی دارد. می‌توان با FDC احتمال وقایع قطعی، نسبت به یک آستانه جریان را استخراج نموده، تا ارزیابی احتمالاتی بقاء گونه‌ها، با ترکیب مشخصات هیدرولیکی و داده‌های هیدرولوژیکی جریان، عملی گردد.

(۲) مطالعات تأمین آب: می‌توان از FDC در طراحی تأسیسات انحراف جریان آب، برای تهیه یک شاخص حجمی جریان که با اطمینان قابل انحراف باشد، استفاده نمود. حداکثر ظرفیت انحراف آب، با تعیین مقادیر انحرافی از سد، پمپ، لوله‌های آب و غیره تعیین می‌شود. استفاده دیگر از منحنی تداوم جریان در ارزیابی رابطه بین تقاضا و اعتبار طرح ذخیره آب غیر منظم می‌باشد.

(۳) مهندسی برقابی: منحنی‌های تداوم جریان، اطلاعات اساسی مورد نیاز برای اندازه بهینه توربین (ظرفیت تولید)، که باید در طرح تولید جریان برق آبی نصب شوند و همچنین مجموع توان خروجی که با درجات مختلف احتمالات مورد نظر هستند را ارائه می‌کند. برای تهیه شاخص تغییرپذیری توان خروجی خط تولید، تهیه منحنی‌های تداوم جریان برای سال‌های مرطوب و بارانی، با توجه به حالت‌های فراهم بودن متوسط آب، مطلوب است. اثبات می‌شود که در سال‌های عادی توربین می‌تواند با کمتر از ظرفیت، در ۶۰ درصد زمان و در یک درصد زمان با کمتر از ده درصد ظرفیت خود کار کند. مقایسه بین FDC ها برای سال‌های عادی و خشک، نشان می‌دهد که چگونه پتانسیل تولید نیرو در سال‌های خشکسالی کاهش می‌یابد.

در این روش، برای آنکه شرایط رودخانه به صورت «نسبتاً خوب» باشد، باید LFR در آن رودخانه مساوی Q_{90} ، در نظر گرفته شود. Q_{90} ، جریانی است که نود درصد مواقع سال، دبی رودخانه، از آن مقدار بیشتر است. مقدار HFR نیز، به اهداف مدیریت زیست محیطی و رژیم جریان رودخانه بستگی دارد. اسمختین و همکاران حوضه‌های آبریز را در ۴ کلاس طبقه بندی کرده و بر این اساس مقدار HFR را به صورت درصدی از میانگین آورد سالانه^{۷۳} (MAR) ارائه نموده‌اند (جدول ۳-۵). به عنوان مثال، اگر رودخانه دارای جریان متغیر باشد، به صورتی که Q_{90} کمتر از ۱۰ درصد MAR باشد، HFR مساوی ۲۰ درصد MAR در نظر گرفته می‌شود، و اگر $Q_{90} > 10\% \text{MAR}$ باشد، $HFR = 15\% \text{MAR}$ ، و همچنین در صورتی که $Q_{90} > 20\% \text{MAR}$ ، $Q_{90} > 30\% \text{MAR}$ ، $HFR = 7\% \text{MAR}$ بوده و در نهایت در شرایطی که $Q_{90} < 30\% \text{MAR}$ محاسبه شود، $HFR = 0$ می‌باشد. مقدار EWR کل سالانه از جمع دو جزء LFR و HFR به دست می‌آید [۱۳۸، ۱۳۹].

⁷³ Mean Annual Runoff

فصل چهارم:

نتایج و بحث

۴-۱- مقدمه

در این فصل، نتایج حاصل از ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه ها با استفاده از روش های بیان شده در فصل سوم ارائه می شود.

روش های مورد استفاده در این تحقیق مبنای هیدرولوژیکی داشته، بنابراین در ابتدا اطلاعات دبی در محل ایستگاه های هدف، در رودخانه ها جمع آوری شده و جهت برآورد حق آبی زیست محیطی مورد ارزیابی قرار می گیرد. لازم به توضیح است در تعیین جریان زیست محیطی رودخانه ها، دوره آماری ایستگاه های مربوط در زمان بهره برداری از سدها مد نظر قرار گرفت، تا بتوان با استفاده از داده های دبی ورودی به سدها، و مقایسه آن با داده های آخرین ایستگاه های هیدرومتری بتوان وضعیت دبی پایه رودخانه ها از دیدگاه زیست محیطی جریان را ارزیابی نمود.

۲-۴- روش های هیدرولوژیکی

۴-۲-۱- روش تنانت

همان طور که در فصل سوم بیان شد، Tennat درصدهای مختلفی از متوسط جریان سالیانه را به عنوان جریان زیست محیطی پیشنهاد می کند. نتایج حاصل از این پیشنهادات برای رودخانه های مورد مطالعه در جدول های مربوط ارائه شده است.

۴-۲-۱-۱- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش (الف) Tennat و (ب) Tennat تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد مهاباد بر روی رودخانه مهابادچای

جدول ۴-۱- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه مهابادچای با استفاده از روش Tennant

جریان زیست محیطی پیشنهادی رودخانه بر حسب m^3/s		جریان زیست محیطی پیشنهادی Tennat بر حسب درصدی از A.A.F.		دسته بندی جریان
فروردین-شهریور	مهر-اسفند	فروردین-شهریور	مهر-اسفند	
۱۳/۹۹۲	۱۳/۹۹۲	۲۰۰	۲۰۰	شستشوی سریع یا
۴/۱۹۸-۶/۹۹۶	۴/۱۹۸-۶/۹۹۶	۶۰-۱۰۰	۶۰-۱۰۰	محدوده بهینه
۴/۱۹۸	۲/۷۹۸	۶۰	۴۰	بسیار عالی
۳/۴۹۸	۲/۰۹۹	۵۰	۳۰	عالی
۲/۷۹۸	۱/۳۹۹	۴۰	۲۰	خوب
۲/۰۹۹	۰/۷۰۰	۳۰	۱۰	قابل قبول
۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱۰	۱۰	ضعیف
<۰/۷	<۰/۷	<۱۰	<۱۰	بسیار ضعیف

جدول ۴-۲- توزیع ماهانه جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده از روش های Tennant و

Tennant تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو

دبی متوسط رودخانه بر حسب m^3/s	ماه
----------------------------------	-----

-Modified Tennat ابلاغیه وزارت نیرو	Tennant			M.M.F.	
	ضعیف	قابل	خوب		
۰/۱	۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱/۳۹۹	۰/۲۹۷	مهر
۰/۸	۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱/۳۹۹	۲/۶۰۲	آبان
۰/۷	۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱/۳۹۹	۲/۲۱۲	آذر
۱/۳	۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱/۳۹۹	۴/۴۸۵	دی
۰/۷	۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱/۳۹۹	۷/۱۸۰	بهمن
۱/۸	۰/۷۰۰	۰/۷۰۰	۱/۳۹۹	۱۸/۲۵۲	اسفند
۲/۸	۰/۷۰۰	۲/۰۹۹	۲/۷۹۸	۲۸/۲۱۲	فروردین
۱/۷	۰/۷۰۰	۲/۰۹۹	۲/۷۹۸	۱۶/۹۶۶	اردیبهشت
۰/۷	۰/۷۰۰	۲/۰۹۹	۲/۷۹۸	۲/۳۸۸	خرداد
۰/۲	۰/۷۰۰	۲/۰۹۹	۲/۷۹۸	۰/۷۱۰	تیر
۰/۱	۰/۷۰۰	۲/۰۹۹	۲/۷۹۸	۰/۳۵۱	مرداد
۰/۱	۰/۷۰۰	۲/۰۹۹	۲/۷۹۸	۰/۲۹۹	شهریور

در جدول فوق توزیع ماهانه جریان آب زیست محیطی رودخانه مهاباد ارائه شده است. چنانچه ملاحظه می‌گردد، با توجه به وضعیت اقلیمی منطقه و الگوی بارش حوضه آبریز مهاباد بیشترین مقدار دبی مشاهداتی در ماه‌های اسفند، فروردین و اردیبهشت به وقوع می‌پیوندد. بدین ترتیب با توجه به دستورالعمل پیشنهادی روش تنانت مقادیر دبی متوسط جریان زیست محیطی رودخانه مهاباد در ماه‌های مهر الی اسفند حدود ۰/۷ و در ماه‌های فروردین الی شهریور ۲/۱ خواهد بود.

در روش تنانت تصحیح شده با توجه به ماهیت روش مذکور مقادیر دبی زیست محیطی رودخانه بین ۰/۱ تا ۲/۸ متغیر می‌باشد. مقدار دبی متوسط ماهانه دیمه مطابق با روش تنانت تصحیح شده ۱/۳ محاسبه گردیده است، که دلیل آن مربوط به ماهیت روش مذکور می‌باشد، چراکه متوسط سالانه ورودی مهاباد معادل حدود

، و متوسط ماهیانه دبی حدود ۴/۵ است، که با توجه به اینکه دبی متوسط ماهانه کمتر از دبی متوسط سالانه می باشد (اگر بیشتر بود، ۱۰٪ دبی متوسط سالانه در نظر گرفته می شد)، مابق با این روش مقدار جریان زیست محیطی رودخانه ۳۰٪ دبی متوسط همان ماه خواهد بود، که معادل ۱/۳ متر مکعب بر ثانیه خواهد بود.

۴-۲-۱-۲- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش (الف) Tennant و (ب) Tennant تصحیح

شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد بوکان بر روی رودخانه زرينه رود

جدول ۴-۳- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه زرينه رود با استفاده از روش Tennant

جریان زیست محیطی پیشنهادی Tennant		جریان زیست محیطی پیشنهادی برای		دسته بندی جریان
مهر-اسفند	فروردین-شهریور	مهر-اسفند	فروردین-شهریور	
۲۰۰	۲۰۰	۸۱/۲۱۳	۸۱/۲۱۳	شستشوی سریع یا حداکثر
۶۰-۱۰۰	۶۰-۱۰۰	۲۴/۳۶۴-۴۰/۶۰۶	۲۴/۳۶۴-۴۰/۶۰۶	محدوده بهینه
۴۰	۶۰	۱۶/۲۴۳	۲۴/۳۶۴	بسیار عالی
۳۰	۵۰	۱۲/۱۸۲	۲۰/۳۰۳	عالی
۲۰	۴۰	۸/۱۲۱	۱۶/۲۴۳	خوب
۱۰	۳۰	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	قابل قبول
۱۰	۱۰	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	ضعیف
<۱۰	<۱۰	<۴/۰۶۱	<۴/۰۶۱	بسیار ضعیف

جدول ۴-۴- توزیع ماهانه جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده از روش های Tennant و

Tennant تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو

ماه	دبی متوسط رودخانه بر حسب m^3/s
-----	----------------------------------

-Modified Tennat ابلاغیه وزارت نیرو	Tennant			M.M.F.	
	ضعیف	قابل	خوب		
۱/۱	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	۸/۱۲۱	۳/۵۱۹	مهر
۳/۹	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	۸/۱۲۱	۱۳/۰۷۵	آبان
۵/۱	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	۸/۱۲۱	۱۶/۹۰۸	آذر
۷/۶	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	۸/۱۲۱	۲۵/۴۹۶	دی
۱۱/۴	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	۸/۱۲۱	۳۸/۱۴۶	بهمن
۸/۵	۴/۰۶۱	۴/۰۶۱	۸/۱۲۱	۸۵/۴۳۶	اسفند
۱۴/۷	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	۱۶/۲۴۳	۱۴۷/۱۲۰	فروردین
۱۰/۹	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	۱۶/۲۴۳	۱۰۸/۷۶۶	اردیبهشت
۸/۲	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	۱۶/۲۴۳	۲۷/۳۵۴	خرداد
۲/۹	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	۱۶/۲۴۳	۹/۵۸۴	تیر
۲/۰	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	۱۶/۲۴۳	۶/۷۵۶	مرداد
۱/۵	۴/۰۶۱	۱۲/۱۸۲	۱۶/۲۴۳	۵/۱۱۴	شهریور

۴-۲-۱-۳- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش (الف) Tennant و (ب) Tennant تصحیح

شده-ابلاغیه وزارت نیرو، در پائین دست سد شهرچای بر روی رودخانه شهرچای

جدول ۴-۵- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه شهرچای با استفاده از روش Tennant

جریان زیست محیطی پیشنهادی بر Tennant		جریان زیست محیطی پیشنهادی برای		دسته بندی جریان
مهر-اسفند	فروردین-شهریور	مهر-اسفند	فروردین-شهریور	
۲۰۰	۲۰۰	۱۲/۰۱۱	۱۲/۰۱۱	شستشوی سریع یا حداکثر

۳/۶۰۳-۶/۰۰۵	۳/۶۰۳-۶/۰۰۵	۶۰-۱۰۰	۶۰-۱۰۰	محدوده بهینه
۳/۶۰۳	۲/۴۰۲	۶۰	۴۰	بسیار عالی
۳/۰۰۳	۱/۸۰۲	۵۰	۳۰	عالی
۲/۴۰۲	۱/۲۰۱	۴۰	۲۰	خوب
۱/۸۰۲	۰/۶۰۱	۳۰	۱۰	قابل قبول
۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱۰	۱۰	ضعیف
<۰/۶۰۱	<۰/۶۰۱	<۱۰	<۱۰	بسیار ضعیف

جدول ۴-۶- توزیع ماهانه جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده از روش های Tennant و

Tennant تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو

دبی متوسط رودخانه بر حسب m ³ /s					ماه
تثانات تصحیح شده- ابلاغیه وزارت نیرو	Tennant			M.M.F.	
	ضعیف	قابل	خوب		
۰/۹	۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱/۲۰۱	۳/۰۰۶	مهر
۱/۰	۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱/۲۰۱	۳/۲۴۲	آبان
۰/۵	۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱/۲۰۱	۱/۸۲۱	آذر
۰/۵	۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱/۲۰۱	۱/۵۶۸	دی
۰/۵	۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱/۲۰۱	۱/۵۳۹	بهمن
۱/۰	۰/۶۰۱	۰/۶۰۱	۱/۲۰۱	۳/۴۴۹	اسفند
۰/۷	۰/۶۰۱	۱/۸۰۲	۲/۴۰۲	۶/۷۲۶	فروردین
۱/۵	۰/۶۰۱	۱/۸۰۲	۲/۴۰۲	۱۴/۷۲۹	اردیبهشت
۱/۴	۰/۶۰۱	۱/۸۰۲	۲/۴۰۲	۱۳/۷۹۱	خرداد
۰/۸	۰/۶۰۱	۱/۸۰۲	۲/۴۰۲	۸/۳۹۷	تیر
۰/۸	۰/۶۰۱	۱/۸۰۲	۲/۴۰۲	۷/۵۴۷	مرداد

۰/۶	۰/۶۰۱	۱/۸۰۲	۲/۴۰۲	۶/۲۵۰	شهریور
-----	-------	-------	-------	-------	--------

۴-۱-۲-۴- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش (الف) Tennant و (ب) Tennant تصحیح

شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد زولا بر روی رودخانه زولاچای

جدول ۴-۷- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه زولاچای با استفاده از روش Tennant

جریان زیست محیطی پیشنهادی بر		جریان زیست محیطی پیشنهادی برای		دسته بندی جریان
مهر-اسفند	فروردین-شهریور	مهر-اسفند	فروردین-شهریور	
۲۰۰	۲۰۰	۶/۱۵۲	۶/۱۵۲	شستشوی سریع یا حداکثر
۶۰-۱۰۰	۶۰-۱۰۰	۱/۸۴۶-۳/۰۷۶	۱/۸۴۶-۳/۰۷۶	محدوده بهینه
۴۰	۶۰	۱/۲۳۰	۱/۸۴۶	بسیار عالی
۳۰	۵۰	۰/۹۲۳	۱/۵۳۸	عالی
۲۰	۴۰	۰/۶۱۵	۱/۲۳۰	خوب
۱۰	۳۰	۰/۳۰۸	۰/۹۲۳	قابل قبول
۱۰	۱۰	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	ضعیف
<۱۰	<۱۰	<۰/۳۰۸	<۰/۳۰۸	بسیار ضعیف

جدول ۴-۸- توزیع ماهانه جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده از روش های Tennant و

Tennant تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو

دبی متوسط رودخانه بر حسب m^3/s					ماه
Modified Tennant-ابلاغیه	Tennant			M.M.F.	
	ضعیف	قابل	خوب		
۰/۵	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	۰/۶۱۵	۱/۷۰۱	مهر

آبان	۲/۱۹۵	۰/۶۱۵	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	۰/۷
آذر	۱/۷۵۲	۰/۶۱۵	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	۰/۵
دی	۱/۴۸۷	۰/۶۱۵	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	۰/۴
بهمن	۱/۷۰۹	۰/۶۱۵	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	۰/۵
اسفند	۲/۳۶۹	۰/۶۱۵	۰/۳۰۸	۰/۳۰۸	۰/۷
فروردین	۴/۹۵۹	۱/۲۳۰	۰/۹۲۳	۰/۳۰۸	۰/۵
اردیبهشت	۷/۷۹۹	۱/۲۳۰	۰/۹۲۳	۰/۳۰۸	۰/۸
خرداد	۵/۲۷۲	۱/۲۳۰	۰/۹۲۳	۰/۳۰۸	۰/۵
تیر	۳/۳۹۷	۱/۲۳۰	۰/۹۲۳	۰/۳۰۸	۰/۳
مرداد	۲/۰۶۸	۱/۲۳۰	۰/۹۲۳	۰/۳۰۸	۰/۶
شهریور	۲/۲۰۶	۱/۲۳۰	۰/۹۲۳	۰/۳۰۸	۰/۷

۴-۲-۱-۵- جریان زیست محیطی محاسبه شده با استفاده از روش(الف)Tennant و (ب)Tennant تصحیح

شده-ابلاغیه وزارت نیرو در پائین دست سد ساروق بر روی رودخانه ساروق چای

جدول ۴-۹- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده از روش Tennant تصحیح شده-ابلاغیه

وزارت نیرو

جریان زیست محیطی پیشنهادی Tennant بر		جریان زیست محیطی پیشنهادی برای		دسته بندی جریان
مهر-اسفند	فروردین-شهریور	مهر-اسفند	فروردین-شهریور	
۲۰۰	۲۰۰	۲/۸۲۸	۲/۸۲۸	شستشوی سریع یا حداکثر
۶۰-۱۰۰	۶۰-۱۰۰	۰/۸۴۹-۱/۴۱۴	۰/۸۴۹-۱/۴۱۴	محدوده بهینه
۴۰	۶۰	۰/۵۶۶	۰/۸۴۹	بسیار عالی
۳۰	۵۰	۰/۴۲۴	۰/۷۰۷	عالی

خوب	۲۰	۴۰	۰/۲۸۳	۰/۵۶۶
قابل قبول	۱۰	۳۰	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴
ضعیف	۱۰	۱۰	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱
بسیار ضعیف	<۱۰	<۱۰	<۰/۱۴۱	<۰/۱۴۱

جدول ۴-۱۰- توزیع ماهانه جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده از روش های Tennant و

Tennant تصحیح شده-ابلاغیه وزارت نیرو

دبی متوسط رودخانه بر حسب m^3/s					ماه
Tennant تصحیح شده- ابلاغیه وزارت نیرو	Tennant			M.M.F.	
	ضعیف	قابل	خوب		
۰/۱	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱	۰/۲۸۳	۰/۳۸۸	مهر
۰/۳	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱	۰/۲۸۳	۰/۸۵۶	آبان
۰/۲	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱	۰/۲۸۳	۰/۸۱۶	آذر
۰/۳	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱	۰/۲۸۳	۰/۸۸۱	دی
۰/۱	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱	۰/۲۸۳	۱/۰۴۱	بهمن
۰/۲	۰/۱۴۱	۰/۱۴۱	۰/۲۸۳	۱/۵۱۳	اسفند
۰/۴	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴	۰/۵۶۶	۳/۶۸۹	فروردین
۰/۵	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴	۰/۵۶۶	۴/۸۸۲	اردیبهشت
۰/۲	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴	۰/۵۶۶	۱/۶۸۲	خرداد
۰/۲	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴	۰/۵۶۶	۰/۵۸۰	تیر
۰/۱	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴	۰/۵۶۶	۰/۳۷۹	مرداد
۰/۱	۰/۱۴۱	۰/۴۲۴	۰/۵۶۶	۰/۲۵۶	شهریور

۴-۲-۲- روش تسمن

نتایج محاسبه جریان زیست محیطی از این روش برای رودخانه های مورد مطالعه در جداول ۴-۱۶ تا ۴-۲۰ قابل مشاهده می باشد. در این جداول، M.M.F. و M.A.F. به ترتیب متوسط جریان ماهانه و متوسط جریان سالیانه هستند.

۴-۲-۲-۱- پائین دست سد مهابادچای

جدول ۴-۱۱- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده شدن از روش تسمن Tssman

ماه	M.M.F. بر حسب m^3/s	M.M.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	M.A.F. یا M.A.R. بر حسب m^3/s	M.A.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	جریان زیست محیطی
مهر	۰/۲۹۷	۰/۱۱۹	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۰/۲۹۷
آبان	۲/۶۰۲	۱/۰۴۱	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۲/۶۰۲
آذر	۲/۲۱۲	۰/۸۸۵	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۲/۲۱۲
دی	۴/۴۸۵	۱/۷۹۴	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۲/۷۹۸
بهمن	۷/۱۸۰	۲/۸۷۲	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۲/۸۷۲
اسفند	۱۸/۲۵۲	۷/۳۰۱	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۷/۳۰۱
فروردین	۲۸/۲۱۲	۱۱/۲۸۵	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۱۱/۲۸۵
اردیبهشت	۱۶/۹۶۶	۶/۷۸۶	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۶/۷۸۶
خرداد	۲/۳۸۸	۰/۹۵۵	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۲/۳۸۸
تیر	۰/۷۱۰	۰/۲۸۴	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۰/۷۱۰
مرداد	۰/۳۵۱	۰/۱۴۰	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۰/۳۵۱

شهریور	۰/۲۹۹	۰/۱۲۰	۶/۹۹۶	۲/۷۹۸	۰/۲۹۹
--------	-------	-------	-------	-------	-------

۴-۲-۲- پائین دست سد بوکان

جدول ۴-۱۲- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده شدن از روش تسمن Tessman

ماه	M.M.F. بر حسب m^3/s	M.M.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	M.A.F. بر حسب m^3/s	M.A.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	جریان زیست محیطی پیشنهادی بر حسب m^3/s
مهر	۳/۵۱۹	۱/۴۰۸	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۲/۸۵۳
آبان	۱۳/۰۷۵	۵/۲۳۰	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۵/۲۳۰
آذر	۱۶/۹۰۸	۶/۷۶۳	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۶/۷۶۳
دی	۲۵/۴۹۶	۱۰/۱۹۸	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۱۰/۱۹۸
بهمن	۳۸/۱۴۶	۱۵/۲۵۹	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۱۵/۲۵۹
اسفند	۸۵/۴۳۶	۳۴/۱۷۵	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۱۹/۳۷۶
فروردین	۱۴۷/۱۲۰	۵۸/۸۴۸	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۳۴/۱۷۵
اردیبهشت	۱۰۸/۷۶۶	۴۳/۵۰۷	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۵۸/۸۴۸
خرداد	۲۷/۳۵۴	۱۰/۹۴۲	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۱۰/۹۴۲
تیر	۹/۵۸۴	۳/۸۳۴	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۳/۸۳۴
مرداد	۶/۷۵۶	۲/۷۰۲	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۲/۸۵۳
شهریور	۵/۱۱۴	۲/۰۴۶	۷/۱۳۲	۲/۸۵۳	۲/۸۵۳

۴-۲-۳- پائین دست سد شهرچای

جدول ۴-۱۳- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده شدن از روش تسمن Tessman

ماه	M.M.F. بر حسب m^3/s	M.M.F. بر حسب m^3/s	M.A.F. بر حسب m^3/s	M.A.F. بر حسب m^3/s	جریان زیست محیطی پیشنهادی بر حسب m^3/s
مهر	۳/۰۰۶	۱/۲۰۲	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۲/۴۰۲
آبان	۳/۲۴۲	۱/۲۹۷	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۲/۴۰۲
آذر	۱/۸۲۱	۰/۷۲۸	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۱/۸۲۱
دی	۱/۵۶۸	۰/۶۲۷	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۱/۵۶۸
بهمن	۱/۵۳۹	۰/۶۱۶	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۱/۵۳۹
اسفند	۳/۴۴۹	۱/۳۸۰	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۲/۴۰۲
فروردین	۶/۷۲۶	۲/۶۹۰	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۲/۶۹۰
اردیبهشت	۱۴/۷۲۹	۵/۸۹۲	۴/۸۹۶	۲/۴۰۲	۵/۸۹۲
خرداد	۱۳/۷۹۱	۵/۵۱۷	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۵/۵۱۷
تیر	۸/۳۹۷	۳/۳۵۹	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۳/۳۵۹
مرداد	۷/۵۴۷	۳/۰۱۹	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۳/۰۱۹
شهریور	۶/۲۵۰	۲/۵۰۰	۶/۰۰۵	۲/۴۰۲	۲/۵۰۰

۴-۲-۲-۴- پائین دست سد زولاچای

جدول ۴-۱۴- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده شدن از روش تسمن Tessman

ماه	M.M.F. بر حسب m^3/s	M.M.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	M.A.F. بر حسب m^3/s	M.A.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	جریان زیست محیطی
مهر	۱/۷۰۱	۰/۶۸۰	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۲۳۰
آبان	۲/۱۹۵	۰/۸۷۸	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۲۳۰
آذر	۱/۷۵۲	۰/۷۰۱	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۲۳۰
دی	۱/۴۸۷	۰/۵۹۵	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۲۳۰
بهمن	۱/۷۰۹	۰/۶۸۴	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۲۳۰
اسفند	۲/۳۶۹	۰/۹۴۸	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۲۳۰
فروردین	۴/۹۵۹	۱/۹۸۴	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۱/۹۸۴
اردیبهشت	۷/۷۹۹	۳/۱۱۹	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۳/۱۱۹
خرداد	۵/۲۷۲	۲/۱۰۹	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۲/۱۰۹
تیر	۳/۳۹۷	۱/۳۵۹	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۲/۸۵۳
مرداد	۲/۰۶۸	۰/۸۲۷	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۲/۰۶۸
شهریور	۲/۲۰۶	۰/۸۸۲	۳/۰۷۶	۱/۲۳۰	۲/۲۰۶

۴-۲-۵- پائین دست سد ساروق چای

جدول ۴-۱۵- جریان زیست محیطی محاسبه شده رودخانه با استفاده شدن از روش تسمن Tssman

ماه	M.M.F. بر حسب m^3/s	M.M.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	M.A.F. بر حسب m^3/s	M.A.F. ۰/۴ بر حسب m^3/s	جریان زیست محیطی
مهر	۰/۳۸۸	۰/۱۵۵	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۳۸۸
آبان	۰/۸۵۶	۰/۳۴۶	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۵۶۶
آذر	۰/۸۱۶	۰/۳۲۶	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۵۶۶

دی	۰/۸۸۱	۰/۳۵۲	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۵۶۶
بهمن	۱/۰۴۱	۰/۴۱۶	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۵۶۶
اسفند	۱/۵۱۳	۰/۶۰۵	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۶۰۵
فروردین	۳/۶۸۹	۱/۴۷۵	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۱/۴۷۵
اردیبهشت	۴/۸۸۲	۱/۹۵۳	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۱/۹۵۳
خرداد	۱/۶۸۲	۰/۶۷۳	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۶۷۳
تیر	۰/۵۸۰	۰/۲۳۲	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۵۶۶
مرداد	۰/۳۷۹	۰/۱۵۱	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۳۷۹
شهریور	۰/۲۵۶	۰/۱۰۲	۱/۴۱۴	۰/۵۶۶	۰/۲۵۶

در روش تسمن با توجه به ماهیت روش مذکور مقادیر دبی زیست محیطی رودخانه در کلیه ماهها متغیر میباشد. در این روش مقدار دبی متوسط ماهانه دیمه، ۰/۴ دبی متوسط ماهانه، دبی متوسط سالانه و ۰/۴ دبی متوسط سالانه محاسبه گردیده است. در ادامه با توجه به الگوی ارائه شده در فصل قبل و مقایسه مقادیر اشاره شده، مقدارهای مشخصی به عنوان حق آبه زیست محیطی در آن رودخانه و در آن ماهها معین می شوند.

۴-۲-۳- روش تحلیل منحنی تداوم جریان

منحنی تداوم جریان رودخانه با استفاده از آمار دبی ماهانه، با استفاده از نرم افزار Excel ترسیم شد، که در شکل ها مشاهده می شود و جریان های با احتمال تجاوز ۷۰، ۷۵، ۸۰، ۸۵، ۹۰ و ۹۵ درصد در جدول ذیل ارائه شده است.

جدول ذیل جریان های Q50، Q90 و Q95 به دست آمده از این منحنی ها را برای ماه های مهر تا شهریور در رود نشان می دهد.

۴-۲-۳-۱- پائین دست سد مهابادچای

جدول ۴-۱۶- شاخص های منحنی تداوم جریان سالانه

شاخص های منحنی تداوم جریان - m^3/s						رودخانه
Q95	Q90	Q85	Q80	Q75	Q70	
۰/۰۵۲	۰/۱۳۷	۰/۱۹۱	۰/۲۶۷	۰/۳۳۲	۰/۳۸۳	مهابادچای

جدول ۴-۱۷- شاخص های منحنی تداوم جریان ماهیانه

ماه	M.M.F. بر m^3/s حسب	Q50 بر m^3/s حسب	Q90 بر m^3/s حسب	Q95 بر m^3/s حسب
مهر	۰/۲۹۷	۰/۲۱۴	۰/۰۳۰	۰/۰۲۳
آبان	۲/۶۰۲	۰/۵۶۳	۰/۱۱۱	۰/۰۷۳
آذر	۲/۲۱۲	۱/۲۰۸	۰/۳۰۵	۰/۲۰۴
دی	۴/۴۸۵	۱/۷۷۸	۰/۹۷۸	۰/۹۳۰
بهمن	۷/۱۸۰	۵/۶۸۱	۱/۵۰۲	۱/۰۲۲
اسفند	۱۸/۲۵۲	۱۴/۴۸۱	۵/۴۸۸	۴/۶۶۸
فروردین	۲۸/۲۱۲	۲۳/۷۵۹	۱۲/۰۱۵	۱۱/۲۰۸
اردیبهشت	۱۶/۹۶۶	۱۵/۶۶۰	۲/۰۹۰	۱/۹۵۳

۰/۰۹۰	۰/۲۴۱	۱/۶۰۵	۲/۳۸۸	خرداد
۰/۰۴۱	۰/۰۹۵	۰/۳۹۰	۰/۷۱۰	تیر
۰/۰۵۲	۰/۰۵۲	۰/۲۵۴	۰/۳۵۱	مرداد
۰/۰۱۱	۰/۰۱۵	۰/۲۰۷	۰/۲۹۹	شهریور

بدین ترتیب با توجه به دستورالعمل پیشنهادی روش تسمن، مقدار Q_{90} به عنوان حداقل جریان زیست محیطی در رودخانه پیشنهاد می گردد.

۴-۲-۳-۲- پائین دست سد زرینه رود

جدول ۴-۱۸- شاخص های منحنی تداوم جریان سالانه

شاخص های منحنی تداوم جریان m^3/s						رودخانه
Q95	Q90	Q85	Q80	Q75	Q70	
۲/۰۲۲	۳/۳۴۹	۴/۳۶۲	۵/۴۴۹	۶/۲۵۷	۷/۲۸۵	زرینه رود

جدول ۴-۱۹- شاخص های منحنی تداوم جریان ماهیانه

ماه	M.M.F. بر m^3/s حسب	Q50 بر m^3/s حسب	Q90 بر m^3/s حسب	Q95 بر m^3/s حسب
مهر	۳/۵۱۹	۳/۶۰۸	۱/۶۶۲	۱/۰۱۰
آبان	۱۳/۰۷۵	۷/۸۰۳	۲/۷۷۸	۲/۲۵۸
آذر	۱۶/۹۰۸	۱۰/۶۴۳	۴/۶۳۰	۴/۴۷۰

دی	۲۵/۴۹۶	۱۵/۴۴۸	۷/۱۷۲	۶/۹۶۸
بهمن	۳۸/۱۴۶	۳۳/۹۰۷	۱۲/۲۳۰	۱۱/۳۴۴
اسفند	۸۵/۴۳۶	۷۰/۸۶۷	۲۸/۶۲۵	۲۳/۵۶۰
فروردین	۱۴۷/۱۲۰	۱۲۴/۱۴۶	۵۷/۲۷۲	۴۵/۳۹۸
اردیبهشت	۱۰۸/۷۶۶	۱۱۵/۴۴۴	۲۱/۸۳۰	۲۰/۱۱۰
خرداد	۲۷/۳۵۴	۲۰/۶۷۵	۷/۱۴۳	۶/۹۱۰
تیر	۹/۵۸۴	۶/۶۰۷	۴/۳۳۰	۲/۷۵۵
مرداد	۶/۷۵۶	۷/۳۴۹	۱/۸۵۳	۱/۰۴۶
شهریور	۵/۱۱۴	۵/۳۷۱	۰/۹۵۴	۰/۲۴۸

۴-۲-۳-۳- پائین دست سد شهرچای

جدول ۴-۲۰- شاخص های منحني تداوم جريان سالانه

شاخص های منحني تداوم جريان- m^3/s						رودخانه
Q95	Q90	Q85	Q80	Q75	Q70	
۰/۹۱۷	۱/۱۲۰	۱/۲۴۵	۱/۶۱۲	۱/۷۹۰	۱/۹۳۸	شهرچای

جدول ۴-۲۱- شاخص های منحني تداوم جريان ماهيانه

ماه	M.M.F. بر حسب m^3/s	Q50 بر حسب m^3/s	Q90 بر حسب m^3/s
مهر	۳/۰۰۶	۱/۸۲۹	۰/۵۱۲
آبان	۳/۲۴۲	۳/۰۲۱	۰/۹۱۰

آذر	۱/۸۲۱	۱/۸۰۲	۰/۸۲۲
دی	۱/۵۶۸	۱/۵۸۲	۰/۳۹۳
بهمن	۱/۵۳۹	۱/۶۹۸	۱/۰۹۶
اسفند	۳/۴۴۹	۳/۰۷۵	۱/۳۰۰
فروردین	۶/۷۲۶	۶/۹۲۶	۳/۲۵۶
اردیبهشت	۱۴/۷۲۹	۱۶/۷۹۱	۵/۶۸۵
خرداد	۱۳/۷۹۱	۱۳/۹۶۷	۶/۷۴۳
تیر	۸/۳۹۷	۶/۱۱۹	۳/۶۳۶
مرداد	۷/۵۴۷	۴/۰۲۹	۲/۴۱۹
شهریور	۶/۲۵۰	۲/۷۱۱	۰/۵۳۴

۴-۳-۲-۴- پائین دست سد زولاچای

جدول ۴-۲۲- شاخص های منحنی تداوم جریان سالانه

شاخص های منحنی تداوم جریان- m^3/s						رودخانه
Q95	Q90	Q85	Q80	Q75	Q70	
۰/۸۴۹	۱/۱۱۳	۱/۱۷۴	۱/۳۷۵	۱/۴۷۶	۱/۵۸۶	زولاچای

جدول ۴-۲۳- شاخص های منحنی تداوم جریان ماهیانه

ماه	M.M.F. بر m^3/s حسب	Q50 بر m^3/s حسب	Q90 بر m^3/s حسب	Q95 بر m^3/s حسب
مهر	۱/۷۰۱	۱/۶۸۹	۱/۰۴۱	۰/۸۱۶
آبان	۲/۱۹۵	۱/۸۷۱	۱/۱۱۴	۰/۸۳۹
آذر	۱/۷۵۲	۱/۶۱۴	۰/۶۶۴	۰/۱۱۳

دی	۱/۴۸۷	۱/۴۶۰	۰/۵۳۴	۰/۳۴۰
بهمن	۱/۷۰۹	۱/۶۵۶	۱/۰۰۴	۰/۹۵۲
اسفند	۲/۳۶۹	۲/۱۳۵	۱/۱۲۵	۰/۹۹۷
فروردین	۴/۹۵۹	۴/۹۳۷	۱/۶۶۴	۱/۱۳۳
اردیبهشت	۷/۷۹۹	۷/۴۷۱	۳/۰۰۴	۲/۰۸۶
خرداد	۵/۲۷۲	۴/۴۰۴	۱/۴۳۷	۱/۳۱۵
تیر	۳/۳۹۷	۲/۶۲۶	۰/۸۱۱	۰/۴۵۳
مرداد	۲/۰۶۸	۴/۴۹۵	۱/۱۲۳	۰/۸۲۴
شهریور	۲/۲۰۶	۱/۸۶۹	۰/۸۷۷	۰/۷۱۴

۴-۲-۳-۵- پائین دست سد ساروق چای

جدول ۴-۲۴- شاخص های منحنی تداوم جریان سالانه

شاخص های منحنی تداوم جریان -m ³ /s						رودخانه
Q95	Q90	Q85	Q80	Q75	Q70	
۰/۰۷۸	۰/۱۲۴	۰/۱۸۸	۰/۳۴۳	۰/۴۴۱	۰/۴۸۳	ساروقچای

جدول ۴-۲۵- شاخص های منحنی تداوم جریان ماهیانه

ماه	M.M.F. بر حسب m ³ /s	Q50 بر حسب m ³ /s	Q90 بر حسب m ³ /s	Q95 بر حسب m ³ /s
مهر	۰/۳۸۸	۰/۴۰۳	۰/۰۹۳	۰/۰۲۸
آبان	۰/۸۵۶	۰/۷۱۲	۰/۳۵۱	۰/۳۴۴
آذر	۰/۸۱۶	۰/۷۲۷	۰/۴۷۹	۰/۴۷۷
دی	۰/۸۸۱	۰/۸۷۳	۰/۴۳۷	۰/۳۷۴

۰/۴۲۲	۰/۶۰۹	۰/۹۶۶	۱/۰۴۱	بهمن
۰/۴۳۸	۰/۷۲۴	۱/۲۷۶	۱/۵۱۳	اسفند
۱/۷۶۰	۱/۷۸۸	۳/۲۲۹	۳/۶۸۹	فروردین
۱/۱۳۴	۱/۳۹۱	۵/۰۴۲	۴/۸۸۲	اردیبهشت
۰/۱۱۷	۰/۱۵۲	۱/۱۸۷	۱/۶۸۲	خرداد
۰/۰۳۹	۰/۰۷۴	۰/۳۵۵	۰/۵۸۰	تیر
۰/۰۳۹	۰/۰۵۷	۰/۱۵۴	۰/۳۷۹	مرداد
۰/۰۳۹	۰/۰۳۹	۰/۱۷۸	۰/۲۵۶	شهریور

۴-۲-۴- روش اسمختین Smakhtin

۴-۲-۴-۱- پائین دست سد مهابادچای

جدول ۴-۲۶- حق آبه زیست محیطی رودخانه بر حسب m^3/s

نیاز آب زیست محیطی E.W.R.	نیاز جریان حداکثر H.F.R.	نیاز جریان حداقل L.F.R.=Q90	30%M.A. R.	20%M.A.R .	10% M.A.R.	متوسط آورد در طی سال یا M.A.R.بر حسب m^3/s	رودخانه
۱/۵۳۶	۱/۳۹۹	۰/۱۳۷	۲/۰۹۹	۱/۱۳۹	۰/۷۰۰	۶/۹۹۶	مهابادچای

بدین ترتیب با توجه به دستورالعمل پیشنهادی روش تسمن، با بکارگیری 30%M.A.R، 20%M.A.R و 10% M.A.R. و با استفاده از الگوریتم مطرح شده در فصل قبل، مقدار Q_{90} به عنوان حداقل جریان زیست محیطی

در رودخانه و مقدار ارائه شده در روش، بعنوان حداکثر جریان زیست محیطی پیشنهاد گردیده که مجموع آن ها حق آبه زیستم محیطی رودخانه را تشکیل می دهند.

۲-۴-۲-۴- پائین دست سد زرینه رود

جدول ۴-۲۷- حق آبه زیست محیطی رودخانه

نیاز آب زیست محیطی E.W.R.	نیاز جریان حداکثر H.F.R.	نیاز جریان حداقل L.F.R.=Q90	30%M.A. R.	20%M.A.R .	10% M.A.R.	متوسط آورد در طی سال یا M.A.R.	رودخانه
۱۱/۴۷۰	۸/۱۲۱	۳/۳۴۹	۱۲/۱۸۲	۸/۱۲۱	۴/۰۶۱	۴۰/۶۰۶	زرینه رود

۳-۴-۲-۴- پائین دست سد شهرچای

جدول ۴-۲۸- حق آبه زیست محیطی رودخانه

نیاز آب زیست محیطی E.W.R.	نیاز جریان حداکثر H.F.R.	نیاز جریان حداقل L.F.R.=Q90	30%M.A. R.	20%M.A.R .	10% M.A.R.	متوسط آورد در طی سال یا M.A.R.	رودخانه
۲/۰۲۱	۰/۹۰۱	۱/۱۲۰	۱/۸۰۲	۱/۲۰۱	۰/۶۰۱	۶/۰۰۵	شهرچای

۴-۴-۲-۴- پائین دست سد زولاچای

جدول ۴-۲۹- حق آبه زیست محیطی رودخانه

نیاز آب زیست محیطی E.W.R.	نیاز جریان حداکثر H.F.R.	نیاز جریان حداقل L.F.R.=Q90	30%M.A. R.	20%M.A.R .	10% M.A.R.	متوسط آورد در طی سال یا M.A.R.	رودخانه
۱/۱۱۳	۰	۱/۱۱۳	۰/۹۲۳	۰/۶۱۵	۰/۳۰۸	۳/۰۷۶	زولاچای

۴-۲-۴-۵- پائین دست سد ساروق چای

جدول ۴-۳۰- حق آبه زیست محیطی رودخانه

نیاز آب زیست محیطی E.W.R.	نیاز جریان حداکثر H.F.R.	نیاز جریان حداقل L.F.R.=Q90	30%M.A. R.	20%M.A.R .	10% M.A.R.	متوسط آورد در طی سال یا M.A.R.	رودخانه
۰/۳۶۱	۰/۲۸۳	۰/۰۷۸	۰/۴۲۴	۰/۲۸۳	۰/۱۴۱	۱/۴۱۴	ساروقچای

۴-۳- مقایسه و تحلیل نتایج روش های تعیین جریان زیست محیطی

۴-۳-۱- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین

دست سد مهابادچای در مهابادچای

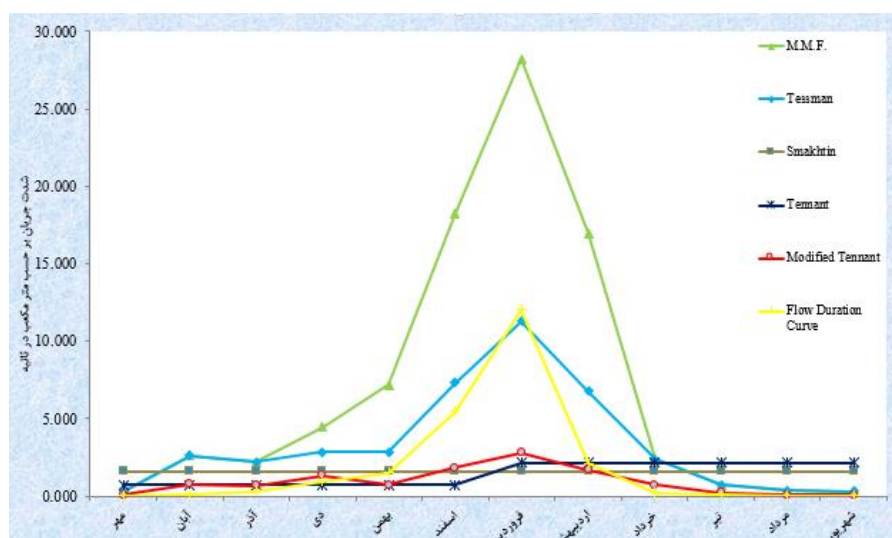
جدول ۴-۳۱- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

Environmental Flow Requirement(m ³ /sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m ³ /sec)	Sum. Of Volumes(M.C.M.)
Tessmann	0.3	2.6	2.2	2.8	2.9	7.3	11.3	6.8	2.4	0.7	0.4	0.3	3.3	105.3
Tennant	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	1.4	44.6
Modified Tennant	0.1	0.8	0.7	1.3	0.7	1.8	2.8	1.7	0.7	0.2	0.1	0.1	0.9	29.2
Smakhtin	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	50.3
Flow Duration Curve	0.0	0.1	0.3	1.0	1.5	5.5	12.0	2.1	0.2	0.1	0.1	0.0	1.9	60.7

با مقایسه روش ها در جدول، استفاده از روش تنانت تصحیح شده و ابلاغی بوسیله وزارت نیرو، با مقدار آورد زیست محیطی سالیانه ۲۹/۲ میلیون مترمکعب، جهت تبعیت نسبی از روند تغییرات متوسط جریان بلندمدت ماهیانه در دوره آماری مورد مطالعه، جهت استفاده در ایران، نسبت به سایر روش ها با داشتن حداقل مقدار بین مقادیر حاصل شده از سایر روش ها منطقی تر به نظر می رسد.

جهت بدست آمدن مقادیر غیر منطقی بالا (در این رودخانه و رودخانه های دیگر) در برخی از این روش ها همچون روش تسمن، و احتمال اینکه دبی زیست محیطی این رودخانه برای برخی ماه های سال های آبی، رقم منطقی بدست نمی آیند، در نتیجه از نظر مدیریتی و مصارف کشاورزی در منطقه، مورد قبول نمی باشد. سطح مورد نظر قابل قبول از این روش معادل ۳۰٪ M.A.R. برای April تا September یا حدود نیمه فروردین تا شهریور و ۱۰٪ M.A.R. برای October تا March یا حدود مهر تا نیمه فروردین می باشد. منطق به کار رفته در انتخاب بازه زمانی ۶ ماهه، دو دوره کم آبی و پرآبی می باشد، ولی همانطور که مقادیر جدول ها نشان می دهد، با در نظر گرفتن حد متوسط، این دو دوره کم آبی از حدود نیمه فروردین تا شهریور، و دوره پرآبی از حدود مهر تا نیمه فروردین با وضعیت هیدرولوژیکی این رودخانه مطابقت ندارد و می توان گفت شرایط متفاوت می باشد. بنابراین تغییراتی باتوجه به ابلاغیه وزارت نیرو اعمال شد، که نتایج حاصل از این تغییرات لحاظ شده در روش Tennant در جدول های ذیل تحت عنوان Tennant تصحیح شده-ابلاغیه

وزارت نیرو قابل مشاهده می باشد. در شکل های موجود در ادامه متن هم نتایج حاصل از این روش و اصلاحیه آن با متوسط جریان ماهیانه رودخانه در پائین دست، مورد مقایسه قرار گرفته است.



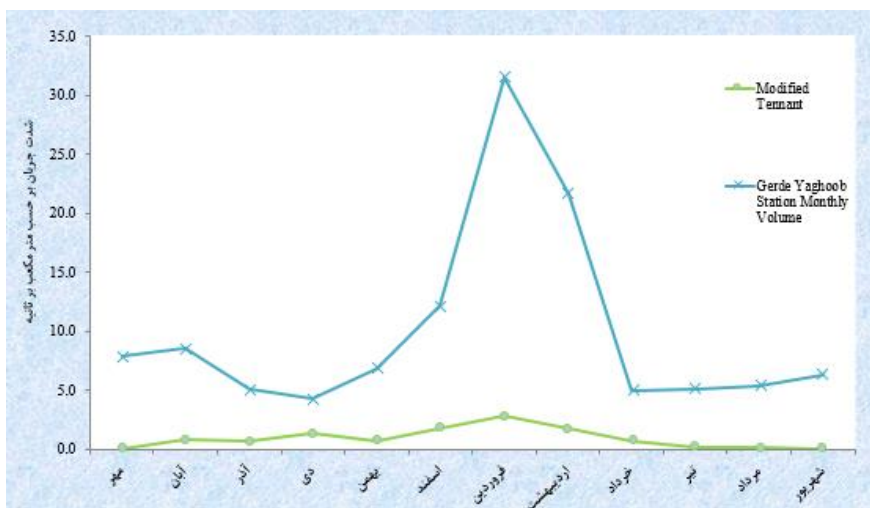
شکل ۴-۱- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

جدول ۴-۳- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

Environmental Flow Requirement(m^3/sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m^3/sec)	Sum. Of Volumes(M.C.M.)
Modified Tennant	0.1	0.8	0.7	1.3	0.7	1.8	2.8	1.7	0.7	0.2	0.1	0.1	0.9	29.2
Last Station(Gerde Yaghoob)	3.0	3.3	2.0	1.6	2.7	4.7	11.8	8.1	1.9	1.9	2.0	2.4	3.8	120.0

با توجه به جدول فوق مشخص است، که حداقل حجم سالیانه حق آبه زیست محیطی در رودخانه از محل ورودی سد تا به ایستگاه گردیعقوب، بطور نسبی و بجهت اختلاف محسوس بین آورد سالیانه در آخرین

ایستگاه ورودی به دریاچه ارومیه با مقدار ایستگاه بالادست آن در محل ورودی به سد، تاحدی تامین شده است. هم چنین پرواضح است که بجهت قرار گرفتن تمام مقادیر متوسط ماهیانه حق آبه زیست محیطی ایستگاه پائین دست ایستگاه ورودی به سد(بعنوان مبنای محاسبات حق آبه زیست محیطی)، در محل(مقداری)بالاتر نسبت به مقادیر ایستگاه مبنای محاسبات، حق آبه زیست محیطی در طی ماه های سال های آبی تاحدی تامین شده است.



شکل ۴-۲- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

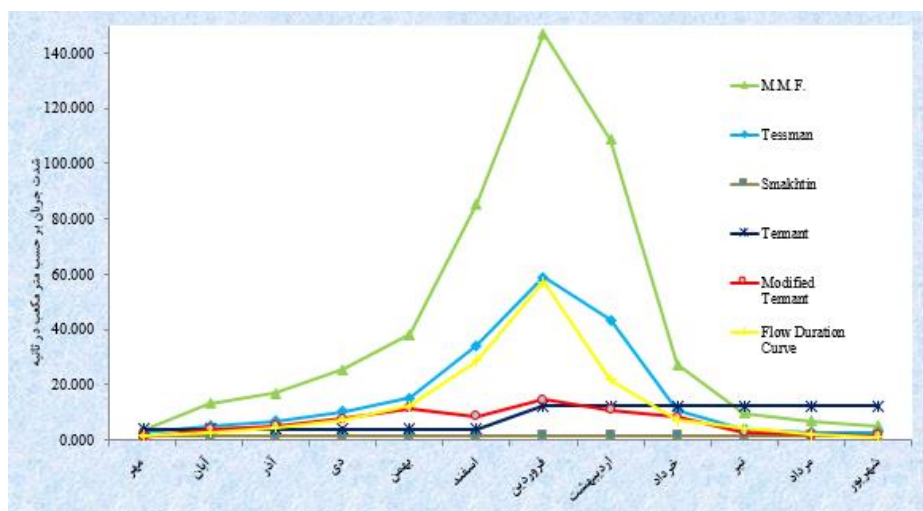
۴-۳-۲- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین

دست سد بوکان در رودخانه زرینه رود

جدول ۴-۳۳- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

Environmental Flow Requirement(m^3/sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m^3/sec)	Sum. Of Volumes(M.C.M.)
<u>Tessmann</u>	2.9	5.2	6.8	10.2	15.3	34.2	58.8	43.5	10.9	3.8	2.9	2.9	16.4	522.1
Tennant	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2	8.1	258.9
Modified Tennant	1.1	3.9	5.1	7.6	11.4	8.5	14.7	10.9	8.2	2.9	2.0	1.5	6.5	205.4
<u>Smakhtin</u>	11.5	1.6	1.6	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5	9.8	311.5
Flow Duration Curve	1.7	2.8	4.6	7.2	12.2	28.6	57.3	21.8	7.1	4.3	1.9	1.0	12.5	398.1

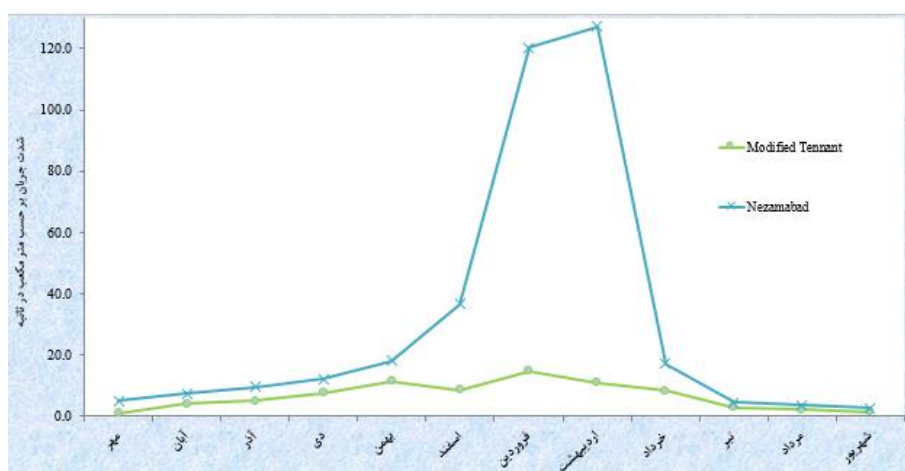
با مقایسه روش ها در جدول، استفاده از روش تنانت تصحیح شده ابلاغی بوسیله وزارت نیرو، با مقدار آورد زیست محیطی سالیانه ۲۰۵/۴ میلیون مترمکعب، بجهت تبعیت نسبی از روند تغییرات متوسط جریان بلندمدت ماهیانه در دوره آماری مورد مطالعه جهت استفاده در آن منطقه و کشور ایران، نسبت به سایر روش ها با داشتن حداقل مقداری بین مقادیر حاصل شده از سایر روش ها منطقی تر به نظر می رسد.



شکل ۴-۹- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

جدول ۴-۳- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

Environmental Flow Requirement(m^3/sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m^3/sec)	Sum. Of Volumes(M.C .M)
Modified Tennant	1.1	3.9	5.1	7.6	11.4	8.5	14.7	10.9	8.2	2.9	2.0	1.5	6.5	205.4
Last Station(nezamabad))	5.0	7.4	9.4	12.2	18.0	36.7	120.2	127.3	171.1	4.6	3.5	2.7	30.3	966.8



شکل ۴-۱۰- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

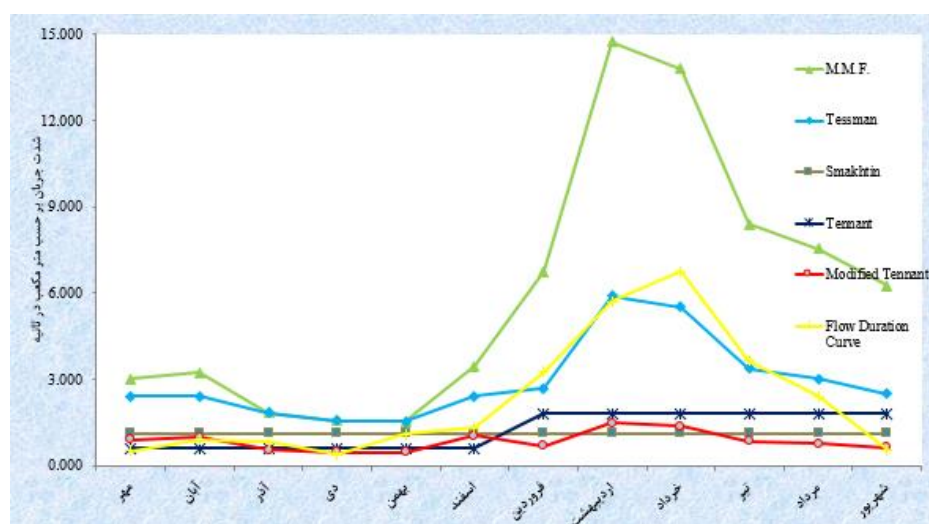
نیاز زیست محیطی محاسبه و ارائه شده توسط مدل تنانت اصلاح شده (به حجم حدود ۲۰۵ میلیون مترمکعب) بدون لحاظ آوردهای میان حوضه رودخانه زاینده رود می باشد. به عبارت دیگر بخش قابل توجهی از نیاز زیست محیطی رودخانه زاینده رود توسط آوردهای به هنگام میان حوضه رودخانه زاینده رود تامین می گردد که میبایست از حجم محاسبه شده فوق کسر گردد.

۳-۳-۴- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین

دست سد شهرچای در شهرچای

جدول ۴-۳۵- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

Environmental Flow Requirement(m ³ /sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m ³ /sec)	Yearly Volume (M.C.M.)
Tessmann	2.4	2.4	1.8	1.6	1.5	2.4	2.7	5.9	5.5	3.4	3.0	2.5	2.9	93.0
Tennant	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.2	38.3
Modified Tennant	0.9	1.0	0.5	0.5	0.5	1.0	0.7	1.5	1.4	0.8	0.8	0.6	0.8	26.8
Smakhtin	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	35.4
Flow Duration Curve	0.5	0.9	0.8	0.4	1.1	1.3	3.3	5.7	6.7	3.6	2.4	0.5	2.3	72.7



شکل ۴-۷- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

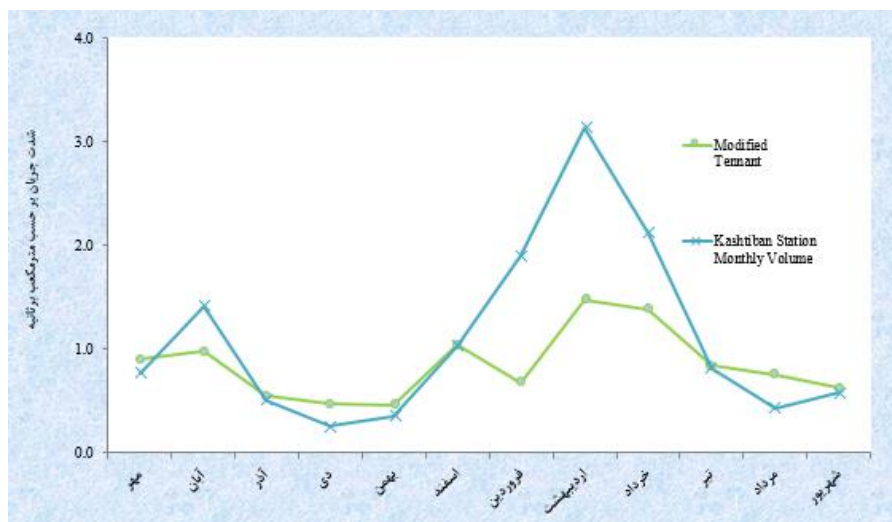
مقایسه روش ها در جدول نشان میدهد که، استفاده از روش تنانت تصحیح شده ابلاغی بوسیله وزارت

نیرو، با مقدار آورد زیست محیطی سالیانه ۲۶/۸ میلیون مترمکعب، بجهت تبعیت نسبی از روند تغییرات

متوسط جریان بلندمدت ماهیانه در دوره آماری مورد مطالعه جهت استفاده در ایران، نسبت به سایر روش ها با داشتن حداقل مقداری بین مقادیر حاصل شده از سایر روش ها منطقی تر به نظر می رسد.

جدول ۴-۳۶- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

Environmental Flow Requirement(m^3/sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m^3/sec)	Sum. Of Volumes(M.C.M.)
Modified Tennant	0.9	1.0	0.5	0.5	0.5	1.0	0.7	1.5	1.4	0.8	0.8	0.6	0.8	26.8
Last Station(Kashtiban))	0.8	1.4	0.5	0.3	0.4	1.0	1.9	3.1	2.1	0.8	0.4	0.6	1.1	34.0



شکل ۴-۸- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

۴-۳-۴- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین

دست سد زولا در زولاچای

جدول ۴-۳۷- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

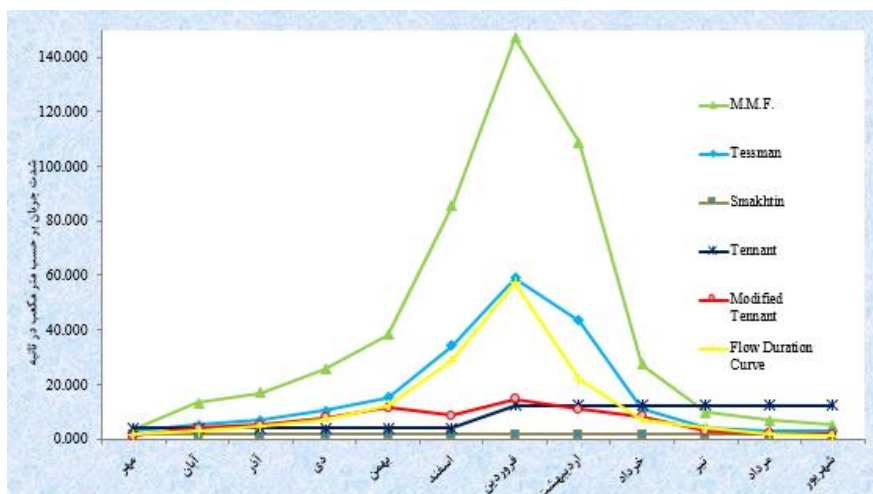
Environmental Flow Requirement(m ³ /sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m ³ /sec)	Sum. Of Volumes(M. C.M.)
<u>Tessmann</u>	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	2.0	3.1	2.1	2.9	2.1	2.2	1.8	57.5
<u>Tennant</u>	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.6	19.6
Modified Tennant	0.5	0.7	0.5	0.4	0.5	0.7	0.5	0.8	0.5	0.3	0.6	0.7	0.6	17.9
<u>Smakhtin</u>	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	35.2
Flow Duration Curve	1.0	1.1	0.7	0.5	1.0	1.1	1.7	3.0	1.4	0.8	1.1	0.9	1.2	38.1

با مقایسه روش ها در جدول، استفاده از روش تنانت تصحیح شده ابلاغی بوسیله وزارت نیرو، با مقدار

آورد زیست محیطی سالیانه ۱۷/۹ میلیون مترمکعب، بجهت تبعیت نسبی از روند تغییرات متوسط جریان

بلندمدت ماهیانه در دوره آماری مورد مطالعه جهت استفاده در ایران، نسبت به سایر روش ها با داشتن

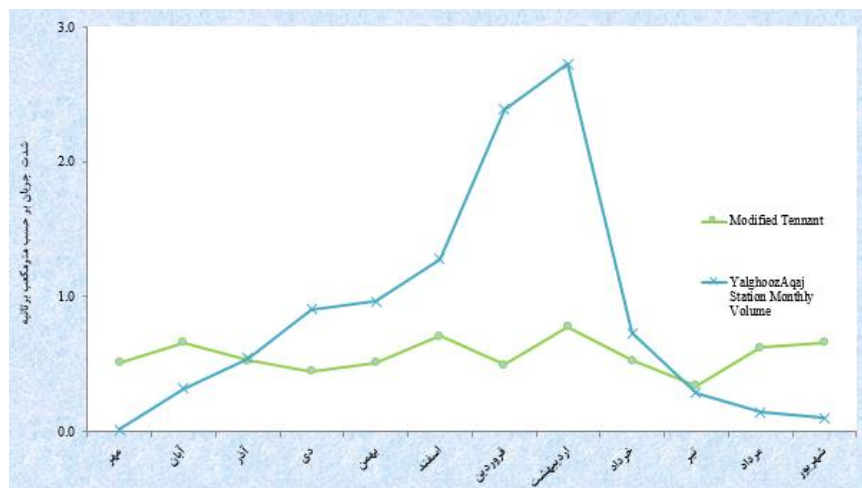
حداقل مقدار بین مقادیر حاصل شده از سایر روش ها معقول تر به نظر می رسد.



شکل ۴-۵- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

جدول ۴-۳۸- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

Environmental Flow Requirement(m^3/sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m^3/sec)	Sum. Of Volumes(M. C.M.)
Modified Tennant	0.5	0.7	0.5	0.4	0.5	0.7	0.5	0.8	0.5	0.3	0.6	0.7	0.6	17.9
Last Station(Yalzhooz aqai)	0.0	0.3	0.5	0.9	1.0	1.3	2.4	2.7	0.7	0.3	0.1	0.1	0.9	28.0



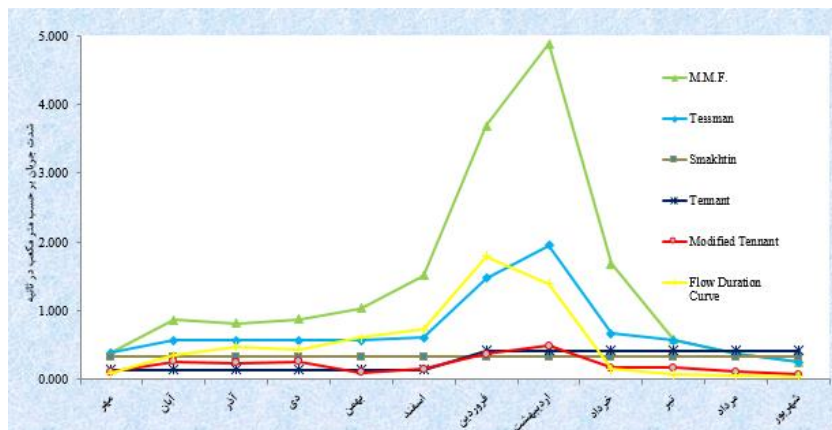
شکل ۴-۶- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

۴-۳-۵- مقایسه و تحلیل نتایج استفاده از روش های تعیین حق آبه زیست محیطی در پائین

دست سد ساروق در رودخانه ساروقچای

جدول ۴-۳۹- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

Environmental Flow Requirement(m ³ /sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m ³ /sec)	Sum. Of Volumes(M.C. M.)
Tessmann	0.4	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1.5	2.0	0.7	0.6	0.4	0.3	0.7	22.6
Tennant	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	9.0
Modified Tennant	0.1	0.3	0.2	0.3	0.1	0.2	0.4	0.5	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	6.7
Smakhtin	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	10.6
Flow Duration Curve	0.1	0.4	0.5	0.4	0.6	0.7	1.8	1.4	0.2	0.1	0.1	0.0	0.5	16.4

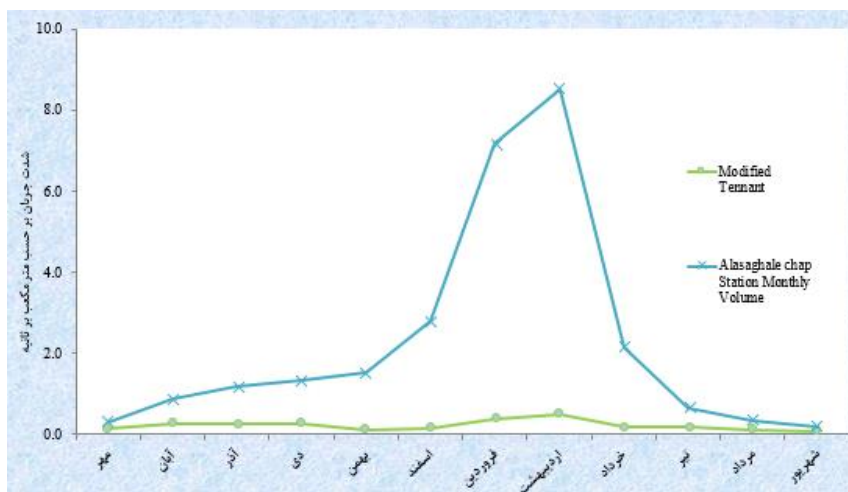


شکل ۴-۳- مقایسه روش های تعیین حق آبه زیست محیطی

با مقایسه روش ها در جدول، استفاده از روش تنانت تصحیح شده ابلاغی بوسیله وزارت نیرو، با مقدار آورد زیست محیطی سالیانه ۶/۷ میلیون مترمکعب، بجهت تبعیت نسبی از روند تغییرات متوسط جریان بلندمدت ماهیانه در دوره آماری مورد مطالعه جهت استفاده در ایران، نسبت به سایر روش ها با داشتن حداقل مقداری بین مقادیر حاصل شده از سایر روش ها منطقی تر به نظر می رسد.

جدول ۴-۴- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

Environmental Flow Requirement(m ³ /sec), Method	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	Monthly Average Flow(m ³ /sec)	Sum. Of Volumes(M.C. M.)
Modified Tennant	0.1	0.3	0.2	0.3	0.1	0.2	0.4	0.5	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	6.7
Last Station((Alasaghale chap))	0.3	0.9	1.2	1.3	1.5	2.8	7.1	8.5	2.1	0.6	0.3	0.2	2.2	71



شکل ۴-۴- مقایسه روش منتخب تعیین حق آبه زیست محیطی با آخرین ایستگاه هیدرومتری قبل دریاچه

همچنین لازم به ذکر است که:

- در مطالعه حاضر نیاز زیست محیطی رودخانه ها در پائین دست سدهای در حال بهره برداری استان (بوکان، مهاباد، شهرچای، زولاچای و ساروقچای) با بکارگیری روش های هیدرولوژیکی (تسمن، تنانت، اسمختین، تنانت اصلاح شده و منحنی تداوم جریان) محاسبه و ارائه گردید.
- باتوجه به اینکه روش تنانت تصحیح شده با رژیم طبیعی رودخانه های مورد مطالعه بیشترین مطابقت را داشته و مورد تائید وزارت نیرو نیز می باشد، بعنوان روش پیشنهادی در مطالعه حاضر لحاظ گردید.
- در راستای ارزیابی روش منتخب، ارقام محاسبه شده برای نیاز زیست محیطی توسط روش تنانت اصلاح شده با داده های مشاهداتی آخرین ایستگاه هیدرومتری هر زیرحوضه مورد مطالعه مورد مقایسه قرار گرفت که نتایج نشان می دهد حقآبه زیست محیطی رودخانه توسط سدهای بالادست بطور متوسط در دوره بهره برداری تامین شده است.
- با مصرف بهینه آب جهت شرب و تامین نیاز آبی بدن انسان ها، کشاورزی در جهت تامین غذا، صنعت در جهت توسعه صنعتی، .. و سپس استفاده از بهترین و دقیق ترین محاسبات، و بهترین

روشهای مورد استفاده در سطح بین المللی، ارائه مقادیر و در نتیجه تامین حق آبه مصارفی چون محیط زیست، و به اندازه و به موقع ممکن شده، و یطور عادلانه و صحیح، و بدون حذف سهم بخش های دیگر، یا حوضه های دارای کمبود آب، میتوان بسمت توسعه چندجانبه حرکت نمود

مراجع

۱. آژ.س؛ یاسی م.، ۱۳۹۴، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه زولاچای با روش های اکو-هیدرولوژیکی، رساله کارشناسی ارشد، رشته مهندسی سازه های آبی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۲. احمدپور ظ.؛ یاسی م.، ۱۳۹۱، شاخص های رژیم متغیر هیدرولوژیکی در ارزیابی زیست محیطی رودخانه ها، رساله کارشناسی ارشد، رشته مهندسی منابع آب، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۳. احمدپور ظ. و یاسی م.، ۱۳۹۲، مقایسه روشهای اکو هیدرولوژیکی هیدرولیکی در ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه ها، دوازدهمین کنفرانس هیدرولیک ایران، انجمن هیدرولیک ایران، گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران، تهران، کرج، ایران.
۴. امینی س.، ۱۳۸۷، پهنه بندی سیل در رودخانه ها با استفاده از مدل هیدرولیکی و GIS، رساله کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۵. امینی شادباد س. و یاسی م.، ۱۳۸۷، برآورد جریان زیست محیطی در رودخانه ها، چهارمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۶. امینی م. و شکوهی ع.، ۱۳۹۲، تعیین آب مورد نیاز زیست محیطی با استفاده از یک مدل هیدرومورفولوژیکی تحلیلی، هفتمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه سیستان و بلوچستان، زاهدان، ایران.
۷. بازرگان ج. و مرادی ح.، ۱۳۹۱، ارزیابی روش های تعیین نیازهای زیست محیطی سدهای مخزنی، دومین کنفرانس ملی یافته های نوین در مهندسی عمران، نجف آباد، دانشگاه آزاد اسلامی واحد نجف آباد، اصفهان، ایران.
۸. پورصالحان س. ج.؛ پرویزی م. و صدقی اصل م.، الف-۱۳۹۱، برآورد حداقل جریان زیست محیطی رودخانه زهره با استفاده از روش محیط خیس شده، اولین همایش بین المللی بحران های زیست محیطی ایران و راهکارهای بهبود آن، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات اهواز، جزیره کیش، ایران.
۹. پورصالحان س. ج.؛ پرویزی م. و صدقی اصل م.، ب-۱۳۹۱، بررسی جریان زیست محیطی رودخانه ی بشار، نهمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.

۱۰. پورصالحان س. ج؛ صدقی اصل م. و پرویزی م.، ۱۳۹۲، استفاده از روش هیدرولیکی برای برآورد حداقل جریان زیست محیطی رودخانه مارون، هفتمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه سیستان و بلوچستان، زاهدان، ایران.
۱۱. ثابت رفتار ع. (۱۳۸۷)، کارگاه تخصصی برآورد نیاز آب زیست محیطی تالاب ها، سازمان مدیریت منابع آب، تهران، ایران.
۱۲. حبیبی، س.؛ یاسی، م.، ۱۳۹۴، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه گدارچای با روش های هیدرواکولوژیکی"، رساله کارشناسی ارشد، رشته مهندسی سازه های آبی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۱۳. حبیبی س. و یاسی م.، ۱۳۹۴، سهم جریان زیست محیطی دریاچه ارومیه از رودخانه گدارچای، کنفرانس بین المللی علوم، مهندسی و فناوری های محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۱۴. حسامی افشار م.؛ خلیلی ک. و علیقلی نیا ت.، ۱۳۹۲، ارزیابی وضعیت بهره برداری و تعیین نیاز زیست محیطی منابع آب سطحی حوضه ی دریاچه ارومیه، سومین کنفرانس برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۱۵. خزایی، م. ر.، ۱۳۸۰، پیش بینی شدت خشکسالی و کمبود جریان، رساله کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران.
۱۶. دهقان ج.، بهروزی راد ب.، ایزدوستدار ا. ح.، ۱۳۸۷، تعیین نیاز آبی زیست محیطی در پایین دست منابع سدهای جریانی برقآبی مطالعه موردی طرح سد برقآبی ارس، دومین کنفرانس ملی نیروگاههای آبی کشور، شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران، تهران.
۱۷. ذوالفقاری س.؛ قنبرپور م. ر.؛ حبیب نژاد م. و افخمی م.، ۱۳۸۶، بررسی اثر پروژه سد سازی در تغییر رژیم جریان رودخانه بر اساس تعیین جریان زیست محیطی-مطالعه موردی سد مارون در

استان خوزستان)، اولین همایش ملی سد و سازه های هیدرولیکی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، کرج، ایران.

۱۸. ذهبیون، ب.، ۱۳۸۵، پیش بینی آب زیست محیطی رودخانه ها در شرایط تغییر اقلیم،

اولین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران.

۱۹. رخشنده رو، غ. و واقفی م.، ۱۳۸۲، بررسی روش های تعیین دبی زیست محیطی در نیروگاه

های برق آبی جریانی، اولین کنفرانس ملی نیروگاههای آبی کشور، شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران، تهران، ایران.

۲۰. رستمی، س.، ۱۳۸۲، مدل بندی منطقه ای سیلاب حوضه غرب دریاچه ارومیه، رساله

کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۲۱. رضایی، ن.؛ یاسی، م.، ۱۳۹۴، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه سیمینه رود با روش

های هیدرو-اکولوژیکی، رساله کارشناسی ارشد، رشته مهندسی سازه های آبی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۲۲. رضائی ن. و یاسی م.، الف-۱۳۹۴، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه سیمینه رود با

روشهای هیدرولوژیکی، اولین همایش ملی علوم زمین و توسعه شهری، شرکت کیان طرح دانش، تبریز، ایران.

۲۳. رضایی ن. و یاسی م.، ب-۱۳۹۴، حقابه زیست محیطی دریاچه ارومیه از رودخانه سیمینه

رود، کنفرانس بین المللی علوم، مهندسی و فناوری های محیط زیست، دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران، تهران، ایران.

۲۴. روشن قیاس م.؛ صدقی اصل م. و پرویزی م.، الف-۱۳۹۳، ارزیابی جریان زیست محیطی

رودخانه بشار توسط سه روش، تنانت، منحنی تداوم جریان و اسماختین، همایش ملی یافته های نوین در مهندسی عمران، دانشگاه آزاد اسلامی واحد یاسوج، یاسوج، ایران.

۲۵. روشن قیاس م؛ صدقی اصل م. و پرویزی م.، ب-۱۳۹۳، تعیین حداقل جریان زیست محیطی رودخانه زهره با استفاده از روش اسماختین و مقایسه آن با روش های هیدرولوژیکی تنانت، منحنی تداوم جریان و جریان پایه آبزبان، همایش ملی یافته های نوین در مهندسی عمران، دانشگاه آزاد اسلامی واحد یاسوج، یاسوج، ایران.
۲۶. زرعکانی م. و شکوهی ع.، الف-۱۳۹۳، تعیین جریان های سیلابی برای محافظت از اجزای اکوسیستم رودخانه (مطالعه موردی)، کنفرانس ملی علوم و مهندسی محیط زیست، اهواز، مرکز رشد فن آوری شرکت تعاونی مهندسین مشاور سروستان سازان فردا، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۲۷. زرعکانی م. و شکوهی ع.، ب-۱۳۹۳، تعیین جریان لازم برای حفظ مورفولوژی بستر رودخانه و مقایسه چهار روش تعیین جریان زیست محیطی مبتنی بر هیدرولوژی و هیدرولیک جریان، کنفرانس ملی علوم و مهندسی محیط زیست، اهواز، مرکز رشد فن آوری شرکت تعاونی مهندسین مشاور سروستان سازان فردا، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۲۸. زینالی ا.، ۱۳۸۷، مطالعه و پایش کیفی رودخانه شهرچای و ارزیابی آن توسط مدل QUAL2K، رساله کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۲۹. گزارش بیلان، ۱۳۸۲، سازمان مدیریت منابع آب ایران، تهران، ایران.
۳۰. سعیدی پ.؛ اصلانی ن.؛ نوری ر. و نظریها م.، ۱۳۹۰، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه کارون توسط سه روش تنانت، منحنی تداوم جریان و اسماختین، پنجمین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۳۱. سهرابی ت.؛ حیدری آ.؛ احمدپور ظ. و عبدالمجید لیاقت، ۱۳۹۱، ارزیابی زیست محیطی رودخانه جاجرود با استفاده از شاخص های هیدرولوژیکی، نهمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.

۳۲. سیما س. 1384، لحاظ حقابه زیست محیطی در بهره برداری از مخازن، رساله کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران.
۳۳. سیما س.، جلالی فراهانی ر.، تجربیاتی م.، 1385، ارزیابی نیاز آب زیست محیطی منابع آب سطحی کشور با تمرکز بر اکوسیستمهای با اهمیت، دومین کنفرانس دو سالانه مدیریت منابع آب، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.
۳۴. شاعری کریمی س. و یاسی م.، ۱۳۸۸، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه شهرچای، هشتمین کنفرانس هیدرولیک ایران، تهران، انجمن هیدرولیک ایران، دانشکده فنی دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۳۵. شاعری کریمی س. و سیدی ح.، الف-۱۳۸۹، معرفی سه مدل کامپیوتری GEFC، DRM و IHA برای تخمین جریان زیست محیطی رودخانه ها، چهارمین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۳۶. شاعری کریمی س.؛ سیدی ح. و یاسی م.، ب-۱۳۸۹، معرفی روش ذخیره رومیزی برای محاسبه جریان زیست محیطی رودخانه ها، نهمین کنفرانس هیدرولیک ایران، تهران، انجمن هیدرولیک ایران، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.
۳۷. شاعری کریمی س.؛ یاری پیلیمبرایی ا. و یاسی م.، ۱۳۹۰، بررسی تاثیر سدها بر تغییر رژیم جریان رودخانه با تمرکز بر جریان زیست محیطی، چهارمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران.
۳۸. شاعری کریمی، س.؛ یاسی، م. ۱۳۹۱، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه-مطالعه موردی رودخانه های شهرچای، نازلوچای و باراندوزچای-، رساله کارشناسی ارشد، رشته سازه های آبی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۳۹. شاعری کریمی، س. و یاسی، م.، ۱۳۹۱، سهم جریان زیست محیطی دریاچه ارومیه از رودخانه شهرچای، نهمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۴۰. شکوهی، ع.؛ اسلامی، ع. و ستوده نیا، ز.، ۱۳۹۲، استفاده از معیار حداقل جریان زیست محیطی برای بررسی و تحلیل خشکسالی هیدرولوژیکی در رودخانه ها، پنجمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران، تهران، انجمن علوم و مهندسی منابع آب ایران، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
۴۱. شهریاری نیا، ا.؛ حیدرزاده، ن. و اسدا... فردی، غ.، ۱۳۹۳، برآورد نیاز زیست محیطی رودخانه ها با رویکرد هیدرواکولوژیک، پانزدهمین کنفرانس دانشجویان عمران سراسر کشور، انجمن علمی دانشجویی عمران دانشگاه ارومیه، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۴۲. طالب بیدختی، ن.، بنی هاشمی، ب.، ۱۳۸۷، حقایق زیست محیطی، دومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۴۳. فخارزاده جهرمی، ع. و طهماسبی آبدر، ج.، ۱۳۹۰، تعیین جریان زیست محیطی بهینه و بررسی تاثیر آن بر تخصیص آب سد درودزن به کاربران سد برای کمینه نمودن فرصت های اقتصادی از دست رفته، اولین کنفرانس ملی عمران و توسعه، دانشگاه آزاد اسلامی واحد لشت نشا، رشت، ایران.
۴۴. عاشوری، م.؛ یاسی، م.، ۱۳۹۴، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه زرينه رود با روش های هیدرو-اکولوژیکی، رساله کارشناسی ارشد، رشته مهندسی منابع آب، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۴۵. عبدی، ر.؛ یاسی، م.؛ صدقی، ح.، 1392، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه با روش های هیدرولوژیکی-هیدرولیکی-مطالعه موردی رودخانه زاب، پایان نامه کارشناسی ارشد، رشته مهندسی سازه های آبی، گروه مهندسی آب، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۴۶. عبدی، ر.؛ یاسی، م.؛ الف-۱۳۹۲، ارزیابی روش های هیدرولوژی محور در برآورد نیاز زیست محیطی رودخانه ها-مطالعه موردی:رودخانه هراز، پنجمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران، انجمن علوم و مهندسی منابع آب ایران، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
۴۷. عبدی، ر.؛ یاسی، م.؛ صدقی، ح.، ب-1392، برآورد حق آبه زیست محیطی رودخانه ها مطالعه موردی رودخانه زاب، دومین همایش ملی توسعه پایدار کشاورزی و محیط زیست سالم، همدان، شرکت هم اندیشان محیط زیست فردا.
۴۸. عبدی، ر.؛ یاسی، م.؛ صدقی، ح.، ج-1392، مقایسه مدل های ارزیابی نیاز زیست محیطی رودخانه ها، کنفرانس بین المللی عمران، معماری و توسعه پایدار شهری، تبریز، دانشگاه آزاد اسلامی تبریز، تبریز، ایران.
۴۹. محمودیان ل. و ناصر طالب بیدختی، ۱۳۸۹، بررسی حقابه درون جریانی (زیست محیطی) رودخانه نکا در سناریو های مختلف بهره برداری، چهارمین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۵۰. محمودیان ل. و ناصر طالب بیدختی، ۱۳۹۱، ارزیابی مدیریت رودخانه برشرایط اکوهیدرولوژیکی آن: مطالعه موردی رودخانه نکا، اولین همایش بین المللی بحران های زیست محیطی ایران و راهکارهای بهبود آن، دانشگاه آزاد اسلامی - علوم و تحقیقات اهواز، جزیره کیش، ایران.
۵۱. مصطفوی، س.؛ یاسی، م.، 1392، ارزیابی جریان زیست محیطی رودخانه به روش اکو هیدرولوژیکی، رساله کارشناسی ارشد، رشته مهندسی منابع آب، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۵۲. معروفی ص.؛ قلی زاده آتانی م. و سبزراده ا.، ۱۳۹۲، ارزیابی دو روش هیدرولوژیکی برآورد نیاز آبی زیست محیطی در برنامه ریزی منابع آب با استفاده از مدل MODSIM، اولین همایش ملی برنامه ریزی، حفاظت از محیط زیست و توسعه پایدار، انجمن ارزیابان محیط زیست هگمتانه، همدان، ایران.

۵۳. مهدی آبادی، م.، روستایی، ن.، 1387، تعیین حقآبه تالاب گاوخونی، پیش بینی آب زیست محیطی رودخانه ها در شرایط تغییر اقلیم"، دومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.
۵۴. مهندسین مشاور جاماب، 1384، مطالعات برنامه جامع سازگاری با اقلیم-وضعیت موجود و آینده منابع آب حوضه آبریز دریاچه ارومیه.
۵۵. مهندسین مشاور لار، 1387، گزارش زیست محیطی حوضه زرينه رود، سازمان محیط زیست استان آذربایجان غربی، ایران.
۵۶. میراخوری ش.؛ سعیدی پ.؛ آقاشاهی م. و ناصر مهرداد، ۱۳۹۱، ارزیابی جریان زیست محیطی سفید رود در ایستگاه قزل اوزن، اولین همایش ملی جریان و آلودگی آب، دانشگاه تهران، موسسه آب، تهران، ایران.
۵۷. نظری دوست، ع. 1385، تدوین متدولوژی، دستورالعمل و برنامه نرم افزاری جهت محاسبه حداقل نیاز آبی اکوسیستمهای تالابی، پایان نامه دکتری، دانشگاه آزاد اسلامی-علوم و تحقیقات، تهران، ایران.
۵۸. نظری ع.؛ سیدموسوی س. م.؛ ویسی س. و مددی م. ر.، ۱۳۹۱، بررسی روش های محاسبه دبی زیست محیطی رودخانه ها؛ مطالعه موردی رودخانه پسیخان واقع در استان گیلان، سومین همایش ملی مدیریت جامع منابع آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ساری، ایران.
۵۹. وفاخواه م.، ۱۳۷۷، برآورد فراوانی منطقه ای جریان های حداقل رودخانه های فصلی، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران، ایران.
۶۰. یاسی م. و امینی شادباد س.، ۱۳۸۸، برآورد حداقل جریان زیستی- هیدرولیکی رودخانه شهر چای، هشتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.

۶۱. یاسی م.، ۱۳۹۳، راهکار احیای دریاچه ارومیه با مدیریت زیست محیطی رودخانه های درون حوضه، دومین همایش ملی بحران آب-تغییر اقلیم، آب و محیط زیست، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.

62. Acreman M., and Dunbar M. J. (2004). Defining environmental river flow requirements– a review. *Hydrology and Earth System Sciences* 8(5), 861-876.
63. Armitage, P. and Petts, G.E., (1992). Biotic score and prediction to assess the effects of water abstraction on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquat. Conserv.*, 2, 1-17
64. Arthington, A.H., and Pusey, B. (2003). Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* 19,377-395.
65. Arthington, A.H., Baran, E., Brown, C. A., Dugan, P., Halls, A. S., King, J. M., Minte-Vera, C. V.; Tharme, R. E.; Welcomme, R. L. (2007). Water requirements of floodplain rivers and fisheries: Existing decision support tools and pathways for development. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 74 pp. (Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Research Report 17)
66. Arthington, A.H., Brizga, S.O., Kennard, M.J. (1998). Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment techniques: Best practice framework. LWRDC Occasional Paper 25/98. Canberra, Land and Water Resources Research and Development Corporation. 26 pp.
67. Arthington, A.H., Tharme, R.S., Brizga, S.O., Pusey, B.J., Kennard, M.J. (2004). Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume II*. RAP Publication 2004/17. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.
68. Barker, I. and Kirmond, A. (1998). Managing surface water abstraction. In: *Hydrology in a changing environment*, vol.1, H.Wheater and C.Kirby (Eds.), British Hydrological Society, London, UK. 249-258.
69. Belmar, O., Bruno, D., Martínez-Capel, F., Barquín, J., and Velasco, J. (2013). Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean basin. *Journal of Ecological Indicators*. 30, 52-64.

70. Bounds, R.L., and Lyons, B.W. (1979). Existing Reservoir and Stream Management Recommendations Statewide Minimum Streamflow Recommendations. Federal Aid Project F 30-R-4. Performance Report. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas. 28p.
71. Bovee, K.D., (1982). A guide to stream habitat analysis using the IFIM. US Fish and Wildlife Service Report FWS/OBS-82/26. Fort Collins, USA.
72. Bovee, K.D., (1995). A comprehensive overview of the Instream Flow Incremental Methodology. National Biological Service, Fort Collins, Colorado.
73. Bovee, K.D.; Lamb, B.L.; Bartholow, J.M.; Stalnaker, C.B.; Taylor, J.; Henriksen, J. (1998): Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-1998-004. United States
74. Brizga, S.O., Wilson, A.L., Dehaan, R.L., Watts, R.J., Page, K.J., Bowmer, K.H., & Curtis, A. (2007). The first decade of water resource planning in Queensland: What have we learned about environmental flows? Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference. Australian rivers: making a difference. Charles Sturt University, Thurgoona, New South Wales.
75. Brown, C., and King, J. (2003). Environmental flows: concept and methods. Water resource and environment technical note C-1, World Bank, 28p.
76. Caissie, D. and El-Jabi, N., (1995). Comparison and regionalization of hydrologically based instream flow techniques in Atlantic Canada. Canadian Journal of Civil Engineering, 22, 235- 246.
77. Cavendish, M.G. and Duncan, M.I. (1986). Use of the instream flow incremental methodology: a tool for negotiation. Environmental impact assessment review 6, 347-363.
78. Constanza R, d' Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystems services and natural capital. Nature 387: 253-260
79. Davis, J.A., Froend, R.H., Hamilton, D.P., Horwitz, P., McComb, A.J., Oldham, C.E. (2001), Environmental Water Requirements to Maintain Wetlands of

National and International Importance, Environmental Flows Initiative Technical Report Number 1, Commonwealth of Australia, Canberra.

80. Dunbar, M.J. and Acreman, M.C. (2001, Applied hydro-ecological science for the twenty-first century. Proceedings of the Hydro-ecology: linking hydrology and aquatic ecology, Birmingham, United Kingdom, Workshop, July 1999. IAHS Publication No. 266.

81. Dunbar, M.J., Acreman, M.C., Kirk, S. (2004). Environmental flow setting in England and Wales current practice: future challenges. *J. Water Environ. Manage.*, 18, 5-10.

82. Dunbar, M.J., Gustard, A., Acreman, M.C., Elliott, C.R.N. (1998): Overseas approaches to setting river flow objectives. Institute of Hydrology R&D Technical Report W6-161. Wallingford, United Kingdom. 83p.

83. DWAF (1997). White paper on a National Water Policy for South Africa. Pretoria, South Africa: Department of Water Affairs and Forestry.

84. Dynesius, M., and Nilsson C. (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266, 753–762.

85. Dyson, M., Bergkamp G., and Scanlon J. (2003). Flow: essentials of environmental flows. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 118p.

86. Gao, B., Yang, D., Zhao, T., and Yang, H. (2012). Changes in the eco-flow metrics of the Upper Yangtze River from 1961-2008., *Journal of Hydrolog*, Vol. 448, pp. 30-38.

87. Gillilan, D. M., and T. C. Brown, (1997). Instream flow protection: seeking a balance in Western water use. Island Press, Washington, D.C.

88. Gilpin, 1999.

89. Gippel, C.J. and Stewardson M.J. (1998). Use of the wetted perimeter in defining the minimum environmental flows, *Regulated Rivers: Research and Management*, Vol(14), 53-67

90. Gordon, N.D, McMahon, T.A, Finlayson, B.L. (1992). Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists. John Wiley & Sons: Chichester.

91. Gustard, A., Elliott, C.R.N. (1998). The application of hydro-ecological modelling in the UK. In *Hydroecological Modelling. Research, Practice, Legislation and Decisionmaking*, Blaz'kova' S ~ , Stalnaker C, Novicky' O (eds). Report by US

Geological Survey, Biological Research Division and Water Research Institute, Fort Collins, and Water Research Institute, Praha, Czech Republic. VUV: Praha; 23–31.

92. Hill, M.T.; Platts, W.A.; Beschta, R.L. (1991). Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-stream channel flow requirements. *Rivers* 2(3): 198–210.

93. Hirji, R. and Panella, T. (2003). Evolving policy reforms and experiences for addressing downstream impacts in World Bank water resources projects. *River Research and Applications* 19, 667-681.

94. H.R. Wallingford (2003). Handbook for the assessment of catchment water demand and use. Darren Lumbroso, HR Wallingford, Howbery Park, Wallingford, Oxon, OX10 8BA, UK, 248p.

95. Hu, W., Wang, G., Deng, W., Li, sh., (2008), The influence of dams on ecohydrological conditions in the Huaihe River basin, China. *ecological engineering* 33, 233-241

96. Hudson, H.R. (2002). Linking the physical form and processes of rivers with ecological response. Pp. 121–139 in Dyer, F.J.; Thoms, M.C.; Olley, J.M. (Eds): The structure, function and management of fluvial sedimentary systems. IAHS Publication 276.

97. Hudson, H.R., Byrom, A.E., Chadderton, W.L. (2003): A critique of IFIM—instream habitat simulation in the New Zealand context. *Science for Conservation* 231. 69 p.

98. Hughes, D.A. (2001). Providing hydrological information and data analysis tools for the determination of ecological instream flow requirements for South African rivers. *Journal of Hydrology*. 241, 140–151.

99. Hughes, D.A., and Hannart, P. (2003). A desktop model used to provide an initial estimate of the ecological instream flow requirements of rivers in South Africa. *Journal of Hydrology* 270, 167-181.

100. Hughes, D.A., and Munster, F. (2000). Hydrological information and techniques to support the determination of the water quantity component of the ecological reserve for rivers. Report to the Water Research Commission by the Institute for Water Research, Rhodes University, WRC Report No. 867/3/2000, Pretoria, South Africa.

101. Hughes, D.A., and Smakhtin, V.U. (1996). Daily flow time series patching or extension: a spatial interpolation approach based on flow duration curves. *Journal of Hydrological Sciences* 41(6), 851–871.
102. IWMI (2004). Environmental flows. *Environmental Perspectives on River Basin Management in Asia*. Vol. 1, Issue 1. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
103. Jowett, I.G. (1997). Instream flow methods: a comparison of approaches. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 115-127.
104. Kashaigili, J.J., Kadigi, R.M.J., Lankford, B.A., Mahoo, H.F., Mashauri, D.A., (2005). Environmental flows allocation in river basins: exploring allocation challenges and options in the Great Ruaha Basin, Tanzania. *Journal of Physics and Chemistry of the Earth* 30, 689–697.
105. Kashaigili, J.J., McCartney, M., Mahoo, H.F., (2007). Estimation of environmental flows in the Great Ruaha River Catchment, Tanzania. *Journal of Physics and Chemistry of the Earth* 32, 1007–1014.
106. King, J.M. and Louw M. D. (1998). Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block methodology. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1, 109–124.
107. King, J.M., Brown, C. A.; Sabet, H. (2003). A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for regulated rivers. *River Research and Applications* 19, 619-640.
108. King, J.M., Tharme R.E., Brown C.A. (1999). Definition and implementation of instream flows. *Thematic Report for the World Commission on Dams*. Cape Town, SA, Southern Waters Ecological Research and Consulting. 63 pp.
109. King, J.M., Tharme R.E., De Villiers M. S. (2002). Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block methodology. *Water Research Commission Technology Transfer Report No. TT131/00*. Pretoria, SA, 340p.
110. Korsgaard, L., (2006). Environmental Flows in Integrated Water Resources Management: Linking Flows, Services and Values, PhD Thesis, Technical University of Denmark, Denmark, 60 pp.
111. Mann, J.L., (2006). Instream flow methodologies: An evaluation of the Tennant method for higher gradient streams in the national forest system lands in the

western U.S., Master Thesis, Department of Forest, Rangeland, and Watershed Stewardship, Colorado State University, Colorado. 143 pp.

112. Matthews, R.C. and Bao, Y., (1991). The Texas Method of Preliminary Instream Flow Determination. *Rivers*, 2, 295-310.

113. Mazvimavi, D., Madamombe, E., Makurira, H., (2007). Assessment of environmental flow requirements for river basin planning in Zimbabwe. *Journal of Physics and Chemistry of the Earth*, 30, 639–647.

114. Meijer, K.S. (2007). Human Well-Being Values of Environmental Flows Enhancing Social Equity in Integrated Water Resources Management, PhD Thesis, Delft University, Netherlands, 194 pp.

115. Milhous, R.T. (1996): Modelling of instream flow needs: the link between sediment and aquatic habitat. Pp. A319–330 in Leclerc, M.; Capra, H.; Valentin, S.; Boudreault, A.; Cote, Y. (Eds): *Ecohydraulics* (2000). Proceedings of the Second International Symposium on Habitat Hydraulics, Québec, June 1996. Institut National de la Recherche Scientifique, Québec.

116. Milhous, R.T. (1998). Application of the principles of IFIM to the analysis of environmental flow needs for substrate maintenance in the Trinity River, northern California. In *Hydroecological Modelling. Research, Practice, Legislation and Decision making*, Blaz'kova' S ˇ , Stalnaker C, Novicky' O (eds). Report by US Geological Survey, Biological Research Division and Water Research Institute, Fort Collins, and Water Research Institute, Praha, Czech Republic. VUV: Praha; 50–52.

117. Millennium Ecosystem Assessment Ma (2005) *Ecosystems and Human Well Being Current States and Trends*, Volume 1 and 2. Washington DC: Island Press

118. Moore, M., (2004). Perceptions and interpretations of environmental flows and implications for future water resources management – A survey study, Master Thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden. 67 pp.

119. Naiman, R. J., Bunn, S. E., Nilsson, C., Petts, G. E., Pinay, G., Thompson, L. C. (2002). Legitimizing fluvial ecosystems as users of water. *Environmental Management* 30, 455-467.

120. Nestler, J.M., Milhous, R.T., Layzer, J.B. (1989): Instream habitat modelling techniques. Pp. 295–315 in Gore, J.A.; Petts, G.E. (Eds): *Alternatives in regulated river management*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

121. O'Keeffe JH, Hughes DA, Tharme RE. (2002). Linking ecological responses to altered flows for use in environmental flow assessments: the Flow Stress or Response method. *Verhandlungen International Vereinigung Limnologie* 28, 84–92.
122. Olden, J. D. and Poff, N. L. (2003). Redundancy and the choice of hydrological indices for characterising streamflow regimes. *River Research and Applications* 19(2): 101-121.
123. Orth, D. J. and O. E. Maughan, (1981). Evaluation of the Montana Method for Recommending Instream Flows in Oklahoma Streams. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 61, pp 62-66
124. Poff, N.L., Allan, J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. (1997). The natural flow regime, a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47, 769-784.
125. Postel, S.L. (1998). Water for food production: will there be enough in 2025? *BioScience* 48, 629–637.
126. Postel, S.L., Daily, G.C., Ehrlich, P.R. (1996). Human appropriation of renewable freshwater. *Science* 271, 785–788.
127. Pyrcce, R. (2004) Hydrological low flow indices and their uses. Watershed Science Centre. WSC Report No. 04, Trent University, Peterborough, Ontario, 33p.
128. Ravenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., and Payne, R. (2000): "Pilot Analysis of Global Ecosystems". World Resources Institute, Washington, DC.
129. Reiser, D.W., Wesche, T.A. and Estes, C. (1989). Status of instream flow legislation and practise I North America. *Fisheries* 14(2), 22-29.
130. Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Braun, D.P., Powell, J. (1998). A Spatial Assessment of Hydrologic Alteration within a River Network. *Regul. Rivers: Resource Managment*. 14, 329-340.
131. Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun D.P., (1996). A Method for Assessing Hydrological Alteration within Ecosystems. *Conservation of Biology*, 10, 1163-1174.
132. Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R., and Braun D. P. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37, 231-249.
133. Rosenberg, D.M, McCully P, Pringle CM. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* 50(9), 746–751.

134. Shiferaw, A., (2007). Environmental flow assessment at the source of the Blue Nile River, Ethiopia, Master Thesis, Addis Ababa University, Ethiopia. 64 pp.
135. Smakhtin, V.U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology* 240, 147-186.
136. Smakhtin, V.U., and Anputhas M. (2006). An assessment of environmental flow requirements of Indian river basins. IWMI Research Report 107. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka, 36p.
137. Smakhtin, V.U., and Eriyagama N. (2008). Developing a software package for global desktop assessment of environmental flows. *Journal of Environmental Modeling & Software* 23, 1396-1406.
138. Smakhtin, V.U., Revenga, C., Doell, P. (2004). A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity. *Water International* 29, 307-317.
139. Smakhtin, V.U., Revenga, C., Doell, P. (2004). Taking into account environmental water requirements in global scale water resources assessments. Research Report 2 of the CGIAR Comprehensive Assessment Program of Water Use in Agriculture. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 24 pp.
140. Smakhtin, V.U., Shilpakar, R. L., Hughes, D. A. (2006). Hydrology-based assessment of environmental flows: an example from Nepal. *Hydrological Sciences Journal* 51(2), 207–222.
141. Souchon, Y. and Keith, P., (2001), Freshwater fish habitat: science, management and conservation in France. *Aquat. Ecosyst. Health Managment.*, 4, 401-412.
142. Spiegel, M.R. (1988). *Theory and Problems of Statistics*, Second Edition. Schaum's Outline Series in Mathematics, McGraw-Hill Publishing Company, New York, New York.
143. Stalnaker, C.B. (1994): Evolution of instream flow habitat modelling. Pp. 276–286 in Calow, P.; Petts, G.E. (Eds): *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*, Volume 2. Blackwell Scientific, Oxford.
144. Stalnaker, C.B. and Arnette J.L., (1976). Methodologies for determining instream flows for fish and other aquatic life. In: *Methodologies for the determination of stream resource flow requirements: an assessment*, C.B.Stalnaker and J.L. Arnette (Eds.), Utah State University, Logan, Utah. USA. 89–137.

145. Stalnaker, C.B; Lamb, B.L.; Henriksen, J.; Bovee, K.; Bartholow, J. (1995): The Instream Flow Incremental Methodology: a primer for IFIM. Biological Report 29. United States National Biological Service, Fort Collins, Colorado. 45 p.
146. Swales, S., and Harris, J.H., (1995). The expert panel assessment method EPAM: a new tool for determining environmental flows in regulated rivers, *The Ecological Basis for River Management*, New York., Wiley, pp.125-146.
147. Tennant D. L. (1976). Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1, 6–10.
148. Tessman, S.A. (1980). Environmental Assessment, Technical Appendix E, in *Environmental Use Sector Reconnaissance Elements of the Western Dakotas Region of South Dakota Study*. Water Resources Research Institute, South Dakota State University, Brookings, SD.
149. Tharme, R. E., and Smakhtin, V.J. (2003). Environmental flow assessment in Asia: capitalizing on existing momentum. in: *Proceedings of the First Southeast Asia Water Forum*, November 17–21, 2003. Chiang Mai, Thailand, Volume 2. Thailand Water Resources Association, Bangkok, Thailand, pp. 301–313.
150. Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19, 397–441.
151. Tharme, R.E., and King J. M. (1998). Development of the Building Block methodology for instream flow assessments and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. *Water Research Commission Report No. 576/1/98*.
152. The Nature Conservancy, (2009). *Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual*.
<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/IHA-Software-Download.aspx>
153. Waddle, T. (2001). *PHABSIM for Windows User's Manual and Exercises*. Open File Report 2001-340, USGS. pp. 288.
154. Waters, B.F. (1976). A methodology for evaluating the effects of different stream flows on salmonid habitat. In: *Instream Flow Needs*, J.F.Orsborn and C.H.Allman (Eds.) American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 254 266.

155. Watt, S.P. (2007). A methodology for environmental protection of ontario watercourses with respect to the permit to take water program, Master Thesis, Queen's University, Canada, 124 pp.
156. World Commission on Dams (WCD). (2000). Dams and Development. A New Framework for Decision making. The report of the World Commission on Dams. Earthscan Publications: London.
157. The Instream Flow Incremental Methodology, Available on:
<http://www.fort.usgs.gov/Products/Software/ifim/5phases.asp>.
158. Yang, Y., Yang, Z., Liu, Q., and Sung, T. (2010). Assessing effects of dam operation on flow regimes in the lower Yellow River. *Procedia Environmental Sciences* 2, 507–516.

Abstract

Rivers and water contained in them, as part of God's excessive and unlimited blessings and miracles, are living systems, which react to any types of quality and quantity disorder, and lavish of this vital liquid, is so lowly, that a lavisher human is mentioned as satan brother in the Quran. for stable management of environmental conditions of river, environmental needs often are defined as a series of discharge with the values, current time, frequency and duration of streams. These streams that provide the likely conditions to hold a series of aquatic habitats and ecosystem, in the literature are known with the headings "environmental flow, environmental water requirements, environmental water demand", and calculation of them is called as assessment of the environmental flow. The Urmia lake basin as one of the six main basins of Iran, and Urmia lake as one of the Iran's international wetlands, has a lot of national and international importance from ecological and hydrological aspects, which in recent years has involved in environmental hazards, and because of effective roles of construction of dams on these risks, calculation of environmental water rights in downstream of Mahabadchay, Zarinehrod, Shahrchay, Zolachay and Saroughchay dams in Urmia lake basin, and analysis of hydrological stability in their downstream, were studied. Several certified hydrological methods, including Tennant (and modified Tennant by the energy ministry), Tessman, Smakhtin and flow duration curve(s) was used in this research. The results of this study showed that, despite of the ecological research lack, using the mentioned methods, and especially modified Tennant method had partly reasonable results.

Keywords: environmental water rights, hydrological stability, downstream of dams, Urmia lake.



**Elites Foundation
of Armed Forces**



Ministry of Energy

**Water Resources Management Company
West Azerbaijan Regional Water Authority**

Evaluation of Hydrological Stability in Downstream of Dams by Determining the Minimum Environmental Water Requirement (Case Study: Urmia Lake Basin)

Executer:

Sayyed Hadi Abtahi

Dec. 2016