

هیدروژئومورفولوژی، شماره ۸، پاییز ۱۳۹۵، صص ۵۲-۲۱

وصول مقاله: ۱۳۹۴/۰۳/۱۸ تأیید نهایی مقاله: ۱۳۹۵/۰۸/۰۸

## ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بستان آباد با استفاده از روش

### SINTACS و DRASTIC

اصغر اصغری مقدم<sup>\*۱</sup>

عطاالله ندیری<sup>۲</sup>

وحید پاک‌نیا<sup>۳</sup>

#### چکیده

دشت بستان آباد یکی از دشت‌های استان آذربایجان شرقی می‌باشد که در شمال غرب ایران واقع شده است. در این دشت، آب زیرزمینی بخش مهمی از مصارف آب شرب و کشاورزی را تأمین می‌نماید و به همین دلیل حفاظت از این منابع در برابر عوامل آلاینده امری مهم تلقی می‌گردد. بدین منظور جهت ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان در برابر عوامل آلاینده از دو روش وزن‌دهی DRASTIC و SINTACS در محیط نرم‌افزار GIS استفاده شد. در این راستا، ابتدا نقشه‌ی آسیب‌پذیری دشت برای هر یک از مدل‌های مورد نظر، مطابق با لایه‌های اطلاعاتی که شامل عمق آب زیرزمینی، تغذیه‌ی خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی می‌باشد، تهیه گردید. نقشه‌ی نهایی آسیب‌پذیری آبخوان با تقسیم‌بندی به پنج محدوده‌ی آسیب‌پذیری خیلی کم تا زیاد تهیه و شاخص DRASTIC و SINTACS به ترتیب ۱۸۸-۶۱ و ۲۰۲-۹۲ به دست آمد. به منظور صحت‌سنجی روش‌های مورد استفاده از توزیع مقادیر یون نیترات در منابع آب

Email:moghaddam@tabrizu.ac.ir

۱- استاد گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز (نویسنده‌ی مسئول)

۲- استادیار گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز

۳- دانشجوی کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، دانشگاه تبریز

زیرزمینی استفاده شد. با انطباق لایه نیترات و نقشه‌ی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری برای هر دو مدل، مشخص گردید نقاط با غلظت بالای نیترات با مناطق دارای پتانسیل آسیب‌پذیری زیاد منطبق می‌باشند. نتایج حاصل، ضریب همبستگی ۰/۷۵ بین مدل DRASTIC و لایه نیترات را نشان می‌دهد. به منظور تهیه‌ی نقشه‌ی خطر آلودگی آب زیرزمینی نیز از هم‌پوشانی لایه‌ی کاربری اراضی با نقشه‌ی آسیب‌پذیری مدل DRASTIC استفاده گردید. نتایج حاصل از هم‌پوشانی نقشه‌ها نشان داد ۳۱/۳۳ درصد از مساحت کل اراضی مورد استفاده در بخش کشاورزی در محدوده با پتانسیل آسیب‌پذیری بالا قرار گرفته‌اند. مطابق نقشه‌ی نهایی آسیب‌پذیری برای هر دو مدل بخش مرکزی و شمال غربی دشت دارای بیشترین پتانسیل آلودگی می‌باشد.

**کلمات کلیدی:** دشت بستان‌آباد، آسیب‌پذیری، آنالیز حساسیت، مدل دراستیک، مدل سینتاکس.

### مقدمه

سفره‌های آب زیرزمینی یکی از مهم‌ترین منابع آبی در مناطق گرم و خشک به ویژه در کشور ایران است که متأسفانه بی‌توجهی به آن باعث نشر و انتقال آلاینده‌های مختلف به این منابع شده است. عدم درک میزان آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی ممکن است سبب ایجاد آلودگی‌های شدید در این منابع شود و چه بسا اتفاق می‌افتد که دیگر نتوان از این منابع با ارزش استفاده کرد و برای رفع آلودگی و مصرف مجدد، باید وقت و هزینه‌ی زیادی صرف شود. مفهوم آسیب‌پذیری برای اولین بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه برای آگاهی بخشی در مورد آلودگی آب زیرزمینی ارائه شده است (وربا و زوپوروزک<sup>۱</sup>، ۱۹۹۴: ۱۳۵). آسیب‌پذیری را می‌توان به عنوان امکان نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی

1- Vrba and Zoporozec

تعریف کرد. آسیب‌پذیری معمولاً به عنوان یک استعداد ذاتی سیستم آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود که وابسته به میزان حساسیت این سیستم به تأثیرات انسانی یا طبیعی است. امروزه ارزیابی پتانسیل آلودگی منابع آب زیرزمینی به طور روز افزونی توسط کشورها و آژانس‌های دولتی در حال افزایش است (رحمان، ۲۰۰۸):

(۳۴). یکی از کاربردی‌ترین مدل‌های کیفی به منظور ارزیابی آسیب‌پذیری روش (DRASTIC) می‌باشد. واژه‌ی دراستیک از هفت پارامتر به کار رفته در این مدل تشکیل شده است که عبارتند از: عمق تا سطح ایستابی<sup>۱</sup>، تغذیه خالص<sup>۲</sup>، محیط سفره‌ی آبدار<sup>۳</sup>، محیط خاک<sup>۴</sup>، توپوگرافی<sup>۵</sup>، تأثیر محیط غیراشباع<sup>۶</sup> و هدایت هیدرولیکی سفره‌ی آبدار<sup>۷</sup>. ارزیابی آسیب‌پذیری به روش دراستیک با استفاده از ۷ پارامتر نام برده و در محیط نرم‌افزار GIS<sup>۸</sup> صورت می‌گیرد. بزرگ‌ترین مزیت تهیه‌ی نقشه با GIS، امکان انجام بهترین ترکیب و ادغام لایه‌های اطلاعاتی و تغییر سریع در پارامتر داده‌های استفاده شده در طبقه‌بندی استعداد آلودگی یک آبخوان است (یانگ<sup>۹</sup>، ۲۰۰۷: ۳۱۵). تاکنون مطالعات زیادی در رابطه با استعداد آلودگی آبخوان در دنیا با استفاده از روش DRASTIC انجام گرفته است. حمزه و همکاران (۲۰۰۷: ۳۹۶) در ناحیه متلاین-راس<sup>۱۰</sup> در شمال تونس با استفاده از مدل‌های DRASTIC، SINTACS و SI به بررسی نواحی با بیشترین پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی پرداختند. نتایج نشان داد که مدل SI در مقایسه با سایر مدل‌ها از کارایی بالایی در

- 
- 1- Depth of water table
  - 2- Net Recharge
  - 3- Aquifer media
  - 4- Soil media
  - 5- Topography
  - 6- Impact of Vadose zone
  - 7- Hydraulic conductivity
  - 8- Geography Information System
  - 9- Yang
  - 10- Metline- Ras

تعیین نواحی مستعد آلودگی دارد. ارسوی و گولتکن (۲۰۱۳: ۳۳) در پژوهشی از مدل دراستیک جهت ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان حوضه‌ی گوموشاسیکوی<sup>۱</sup> استفاده کرده‌اند. نتایج نشان داد که منطقه‌ی مورد مطالعه در سه محدوده‌ی پتانسیل آسیب‌پذیری پایین، متوسط و زیاد قرار می‌گیرد. در مطالعه‌ی دیگری، نشاط و همکاران (۲۰۱۴: ۷۵) از مدل اصلاح شده‌ی دراستیک و روش تحلیل سلسله مراتبی<sup>۲</sup> به منظور ارزیابی پتانسیل آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت کرمان استفاده کرده‌اند. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که بخش‌های جنوب و جنوب شرقی دشت کرمان در محدوده‌ی آسیب‌پذیری بالا قرار دارند. لاتامانی و همکاران<sup>۳</sup> (۲۰۱۵: ۱۰۳۲)، رنگزن و همکاران<sup>۴</sup> (۲۰۰۸: ۲۲) با استفاده از مدل ترکیبی DRASTIC و نوع کاربری اراضی در آبخوان دشت ورامین، علاوه بر پارامترهای مدل DRASTIC از پارامتر کاربری اراضی نیز استفاده نمودند. پس از تعیین بهترین مدل ارزیابی آسیب‌پذیری منطقه و ترکیب نمودن لایه‌ی کاربری اراضی، نقشه‌ی نهایی آسیب‌پذیری دشت ورامین تهیه شد. فخری و همکاران (۱۳۹۴)، آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت مرند را با روش‌های GODS و AVI مورد ارزیابی قرار دادند. طبق نتایج حاصله، بخش‌های غربی و مرکزی دشت به دلیل تحت فشار بودن آبخوان، دانه ریز بودن رسوبات، فعالیت کم کشاورزی و هدایت هیدرولیکی پائین آبخوان پتانسیل آلودگی کمتری نسبت به قسمت‌های شرق و جنوب شرق دشت دارند. در سال‌های اخیر با گسترش فعالیت‌های انسانی نظیر کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی و همچنین ایجاد صنایع مختلف موجب گردیده تا منابع آب زیرزمینی در معرض آلودگی‌های ناشی از این فعالیت‌ها قرار گیرد. در این تحقیق به منظور بررسی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بستان‌آباد از دو روش

---

1- Gumushacikoy

2- Analytic hierarchy process (AHP)

3- Lathamani et al.,

4- Rangzan et al.,

DRASTIC و SINTACS در محیط نرم‌افزار GIS استفاده شده است. جهت صحت‌سنجی مدل‌ها نیز از غلظت یون نیترات در منطقه استفاده شد. در ادامه با هم‌پوشانی لایه‌ی کاربری اراضی با نقشه‌ی آسیب‌پذیری نهایی، نقشه‌ی خطر آلودگی آب زیرزمینی برای دشت بستان‌آباد تهیه شد. با توجه به اینکه دشت بستان‌آباد از نظر پتانسیل آلودگی تاکنون مورد بررسی قرار نگرفته است، بدین ترتیب مطالعه و شناخت مناطق با پتانسیل بالای آلودگی در منطقه می‌تواند در مدیریت منابع آبی و تهیه‌ی نقشه‌ی خطر مفید واقع شود. هدف کلی از این تحقیق شناسایی مناطق با پتانسیل آلودگی بالا و کمک به مدیریت صحیح در حفظ منابع آب زیرزمینی منطقه می‌باشد.

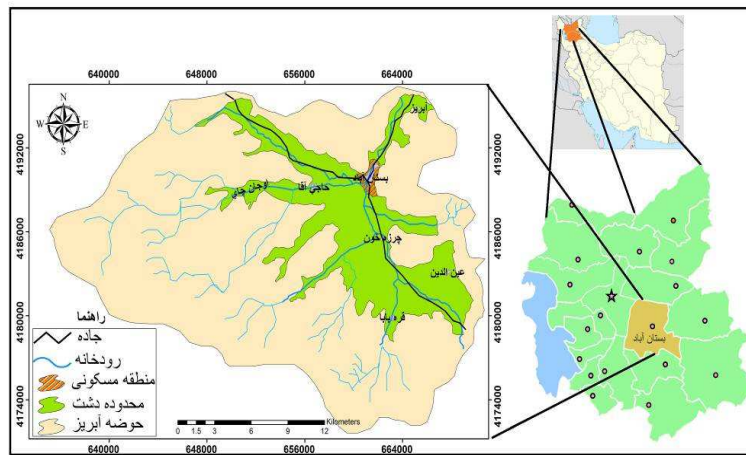
## مواد و روش‌ها

### موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی مورد مطالعه

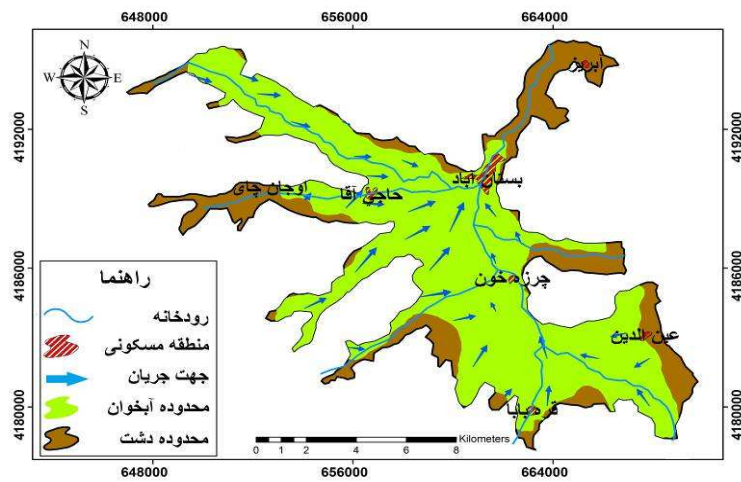
دشت بستان‌آباد که در شمال غرب ایران در استان آذربایجان شرقی به فاصله ۴۵ کیلومتری جنوب شرق شهرستان تبریز واقع شده است، از شمال به محدوده‌ی کردکندی، از جنوب غرب به دامنه‌های کوه سهند، از غرب به محدوده‌ی مطالعاتی تبریز و از شرق به محدوده‌ی مطالعاتی سراب محدود شده است (شکل ۱). محدوده‌ی مطالعاتی با وسعت حوضه‌ی آبریز معادل ۵۹۴ کیلومتر مربع قسمتی از حوضه‌ی آبریز دریاچه‌ی ارومیه بوده که بخشی از سیلاب‌های دامنه‌های سهند و همچنین بخشی از ریزش‌های جوی درون توف‌ها نفوذ کرده و آبخوان آزادی را به وجود آورده است (شکل ۲).

این منطقه از نظر اقلیمی، بر اساس طبقه‌بندی آمبرژه، جزو مناطق نیمه‌خشک سرد محسوب می‌شود. رودخانه‌ی اوجان چای تنها منبع آب سطحی محدوده است. این رودخانه از ارتفاعات بیوک‌داغ در غرب محدوده سرچشمه گرفته و در امتداد

غرب به شرق جریان می‌یابد و بعد از دریافت جریان شاخه‌های مختلف و با گذر از داخل شهرستان بستان‌آباد در نهایت به رودخانه‌ی آجی‌چای می‌پیوندد (شکل ۲).



شکل (۱) موقعیت جغرافیایی و سیستم زهکشی دشت بستان‌آباد



شکل (۲) محدوده‌ی آبخوان و جهت جریان آب زیرزمینی در منطقه‌ی مطالعاتی



### معرفی مدل DRASTIC

متداول‌ترین روش برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان، روش دراستیک است که توسط انجمن ملی آب زیرزمینی با همکاری آژانس حفاظت محیطی ایالات متحده<sup>۱</sup> ایجاد شده است (آلر و همکاران<sup>۲</sup>، ۱۹۸۷: ۴۱). با توجه به اهمیت تأثیر آن در آلودگی بین ۱ تا ۵ وزن داده می‌شود که عدد ۵ نسبت به آلودگی حائز اهمیت‌ترین و عدد ۱ کمترین اهمیت را داراست. ۲- محدوده<sup>۳</sup>: هر پارامتر دراستیک خود به زیربخش‌های دیگری تقسیم می‌شود. ۳- رتبه<sup>۴</sup>: برای هر یک از زیربخش‌های یک محدوده، ارزش عددی در نظر گرفته می‌شود که عددی بین ۱ تا ۱۰ است (آلماسری<sup>۵</sup>، ۲۰۰۸: ۵۸۵). در جدول (۱) وزن نسبی هر یک از پارامترها آمده است. با توجه به شرایط منطقه به هر یک از پارامترهای مدل دراستیک رتبه اختصاص داده شد. مبنای رتبه‌دهی به این پارامترها بر اساس جدول ارائه شده توسط آلر و همکاران (۱۹۸۷: ۴۷) می‌باشد. در جدول (۲) رتبه‌های مربوط به هر پارامتر آمده است.

جدول (۱) وزن‌دهی پارامترهای مدل DRASTIC (آلر و همکاران، ۱۹۸۷)

وزن نسبی	پارامتر (DRASTIC)
۵	D (عمق آب زیرزمینی)
۴	R (تغذیه خالص)
۳	A (محیط آبخوان)
۲	S (محیط خاک)
۱	T (توپوگرافی)
۵	I (محیط غیراشباع)
۳	C (هدایت هیدرولیکی)

1- US Environmental Protection Agency

2- Aller et al.,

3- Range

4- Rate

3- Almasri



جدول (۲) رتبه‌های مربوط به پارامتر مدل DRASTIC در منطقه‌ی مطالعاتی

عمق تا سطح ایستابی (D)		تغذیه خالص (R)		محیط آبخوان (A)		محیط خاک (S)	
رتبه	محدوده (متر)	رتبه	محدوده (میلی‌متر در سال)	رتبه	جنس	رتبه	جنس
۱۰	۰-۲	۸	۱۷۵-۲۵۰	۸	گراول به همراه ماسه	۱۰	گراول
۹	۲-۳	۵	۱۰۰-۱۷۵	۷	ماسه به همراه گراول	۶	لوم شنی
رتبه	محدوده (متر)	رتبه	محدوده (میلی‌متر در سال)	رتبه	جنس	رتبه	جنس
۷	۳-۹	۳	۵۰-۱۰۰	۶	ماسه با مقداری سیلت	۵	لوم
۵	۹-۱۵	۱	۰-۵۰	۴	سیلت و رس با ماسه	۴	لوم سیلتی
۳	۱۵-۲۳						
۲۳-۳۰		شیب توپوگرافی (T)		محیط غیراشباع (I)		هدایت هیدرولیکی	
۱	>۳۰	رتبه	محدوده (%)	رتبه	جنس	رتبه	محدوده (متر در روز)
		۱۰	۰-۲	۹	گراول	۹	>۸۰
		۹	۲-۴	۷	ماسه و گراول	۸	۴۰-۸۰
		۸	۴-۶	۶	ماسه شنی دارای رس	۶	۲۸-۴۰
		۶	>۶	۳	سیلت و رس	۲	۴-۱۲
						۱	<۴

### معرفی مدل SINTACS

این روش اولین بار توسط سیویتا<sup>۱</sup> و همکاران (۱۹۹۰: ۵۱۹) برای بررسی آسیب پذیری جنوب ایتالیا به کار برده شد. مدل SINTACS، از مدل DRASTIC مشتق شده و دارای ۷ پارامتر می‌باشد. در حقیقت پارامترهای مورد استفاده در این روش، همان پارامترهای مدل DRASTIC می‌باشد. اما فرایند وزن‌دهی و رتبه‌دهی به این پارامترها متفاوت از مدل DRASTIC می‌باشد. در جدول (۳) وزن‌های مربوط به هر یک از پارامترها آمده است.

جدول (۳) وزن‌های مؤثر پارامترهای مدل SINTACS (سیویتا و همکاران، ۱۹۹۰)

وزن نسبی	پارامتر (SINTACS)
۵	S (عمق آب زیرزمینی)
۴	I (تغذیه خالص)
۵	N (محیط غیراشباع)
۳	T (نوع خاک)
۳	A (محیط آبخوان)
۳	C (هدایت هیدرولیکی)
۲	S (توپوگرافی)

واژه‌ی SINTACS از ترکیب حروف اول پارامترهای به کار رفته در مدل که شامل S (عمق سطح ایستابی، I تغذیه خالص، N محیط غیراشباع، T محیط خاک، A محیط آبخوان، C هدایت هیدرولیکی، S توپوگرافی) تشکیل شده است. در جدول (۴) رتبه‌های مربوط به هر یک از پارامترها آمده است.

جدول (۴) رتبه‌های مربوط به مدل SINTACS در منطقه‌ی مطالعاتی

عمق تا سطح ایستابی (S)	تغذیه خالص (I)	محیط آبخوان (A)	محیط خاک (T)
رتبه	رتبه	رتبه	رتبه
محدوده (متر)	محدوده (میلی‌متر درسال)	جنس	جنس
۹	۱۷۵-۲۵۰	گراول به همراه ماسه	۹
۸	۱۰۰-۱۷۵	ماسه به همراه گراول	۸
رتبه	رتبه	رتبه	رتبه
محدوده (متر)	محدوده (میلی‌متر درسال)	جنس	جنس
۷	۵۰-۱۰۰	سیلت و رس با ماسه	۶
۶	۰-۵۰		۳
۵			
۴	شیب توپوگرافی (S)	محیط غیراشباع (N)	هدایت هیدرولیکی (C)
رتبه	محدوده (%)	رتبه	رتبه
۳	۲۰-۳۰	جنس	محدوده (متر در روز)
۲	۳۰-۳۶	شن و ماسه	۹
۱	>۳۶	ماسه و شن با اندکی سیلت	۸
		رس و سیلت با اندکی ماسه	۷
		سیلت و رس	۶
			۵

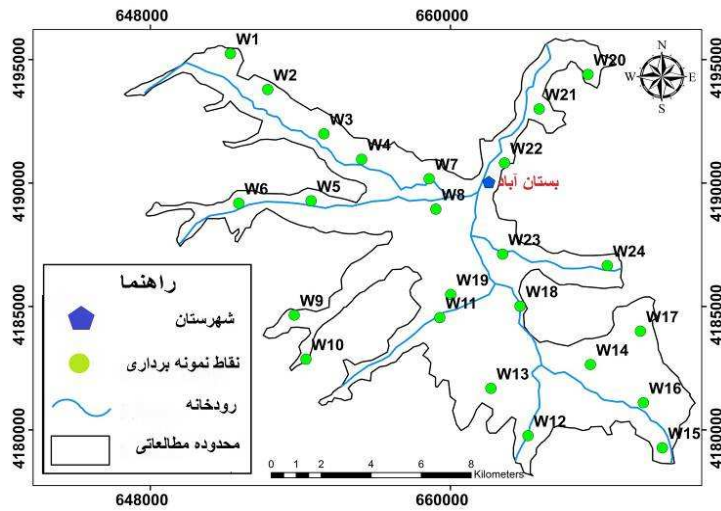
### نمونه برداری و آنالیز نمونه‌ها

با توجه به این که نیترا ت جزو یکی از آلاینده‌های مهم و توزیع آن منطبق بر مناطق پر استرس آب زیرزمینی است. از این رو برای صحت‌سنجی مدل‌های به کار برده شده از یون نیترا ت استفاده گردید. بدین منظور در شهریور ۱۳۹۳، ۲۴ نمونه آب از چاه‌های موجود در دشت بستان‌آباد جمع‌آوری و در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز، مورد تجزیه‌ی شیمیایی قرار گرفت و مقادیر یون نیترا ت اندازه‌گیری شد (جدول ۵). موقعیت چاه‌های نمونه‌برداری در شکل (۴) نشان داده شده است.

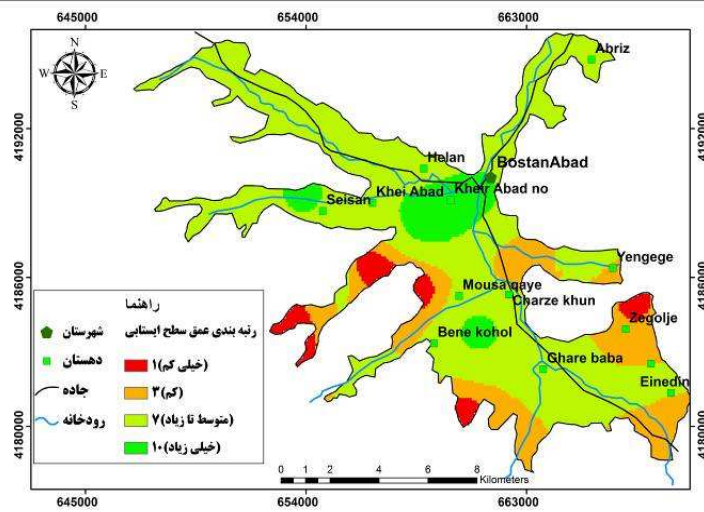
در این پژوهش از نرم‌افزار Arc GIS 10.2 جهت تهیه‌ی لایه‌های اطلاعاتی و اجرای مدل‌های ذکر شده استفاده گردید. به منظور تحلیل‌های آماری جهت صحت‌سنجی مدل نیز، از نرم‌افزار SPSS V21 استفاده شده است

جدول (۵) غلظت نیترا ت (میلی گرم بر لیتر) آب چاه‌های کشاورزی منطقه‌ی مطالعاتی (شهریور ماه، ۱۳۹۳)

چاه	عمق(متر)	نیترا ت	چاه	عمق(متر)	نیترا ت	چاه	عمق(متر)	نیترا ت
W1	۱۲۰	۱۹/۹۶	W۹	۱۱۰	۱۷/۴۸	W۱۷	۴۵	۱۱/۲۲
W2	۴۰	۱۳/۰۲	W۱۰	۱۲۰	۸/۰۶	W۱۸	۳۲	۱۱/۷۸
W3	۵۳	۴۵/۶۳	W۱۱	۲۲	۱۱/۷۸	W۱۹	۱۵	۲۳/۶۸
W4	۲۵	۲۶/۹۳	W۱۲	۲۸	۱۷/۲۶	W۲۰	۲۶	۴/۹۶
W5	۴۵	۳۳/۶۴	W۱۳	۱۷	۵/۵۸	W۲۱	۳۳	۲۴/۵۸
W6	۳۳	۳۵/۲۱	W۱۴	۱۵	۲۵/۴۳	W۲۲	۹۰	۱/۸۶
W7	۳۵	۱۸/۶۰	W۱۵	۳۴	۱۲/۴۰	W۲۳	۳۰	۱۰/۴۳
W8	۳۸	۴۴/۰۲	W۱۶	۱۱	۱۶/۱۲	W۲۴	۱۸	۱۳/۷۱



شکل (۴) موقعیت چاه‌های نمونه‌برداری دشت بستان‌آباد



شکل (۵) نقشه‌ی پهنه‌بندی شده عمق تا سطح ایستابی بر اساس مدل DRASTIC

## بحث و نتایج

### لایه‌ی عمق سطح ایستابی (D)

با افزایش عمق آب پتانسیل آلودگی سفره کاهش می‌یابد. جهت تهیه‌ی نقشه‌ی عمق سطح ایستابی، از داده‌های ماهانه سطح آب زیرزمینی در پیزومترهای دشت استفاده شده است. در ادامه موقعیت و عمق سطح ایستابی چاه‌های موجود در منطقه به محیط اکسل وارد و سپس به فرمت قابل قبول برای نرم‌افزار Arc GIS تبدیل شد و سپس با استفاده از روش درون‌یابی کریجینگ اردینری<sup>۱</sup> در GIS نقشه‌ی هم‌عمق سطح ایستابی تهیه و مطابق جدول (۲) رتبه‌بندی گردید (شکل ۵).

### لایه‌ی تغذیه‌ی خالص (R)

عمل تغذیه منجر به انتقال عمودی آلودگی به سطح ایستابی و حرکت آن در داخل سفره می‌شود. در این پژوهش جهت به دست آوردن نرخ تغذیه در آبخوان، از روش پهنه‌بندی تغییرات حجم آب زیرزمینی آبخوان استفاده شده است (رابطه‌ی ۱).

$$R = S_y \times \Delta h / \Delta t \quad \text{رابطه‌ی (۱)}$$

در رابطه‌ی R نرخ تغذیه،  $S_y$  آبدهی ویژه (ضریب ذخیره)، h ارتفاع تراز آب و t زمان می‌باشد.

آبخوان دشت بستان از نوع آزاد و ضریب ذخیره‌ی آن برابر ۲ درصد برآورد شده است. به منظور محاسبه نرخ تغذیه‌ی خالص در منطقه، ابتدا داده‌های سطح آب برای چاه‌های مشاهده‌ای منطقه‌ی جمع‌آوری و برای هر یک از آنها تغییرات سالانه‌ی سطح آب محاسبه و هیدروگراف واحد دشت بستان آباد، تهیه گردید. با مشخص شدن تراز حداکثر و حداقل، نقشه‌ی تغییرات سطح ایستابی آب زیرزمینی

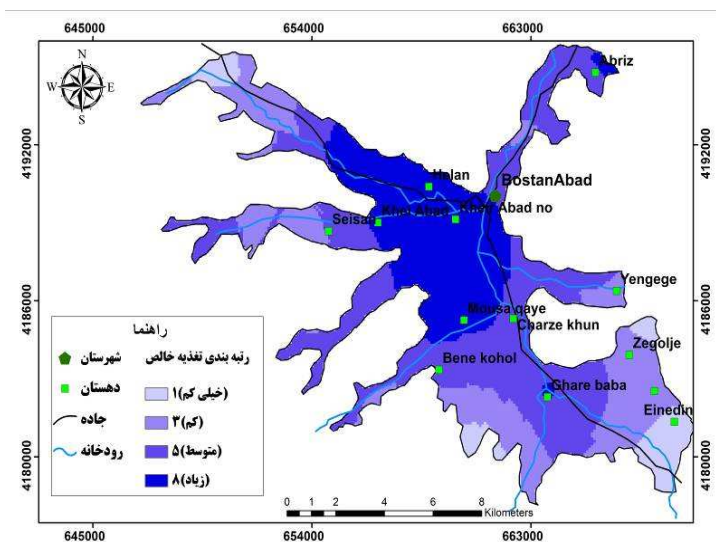
1- Kriging Ordinary

آبخوان تهیه شد. در ادامه برای هر یک از چاه‌های مشاهده‌ای در منطقه‌ی شبکه‌بندی تیسن رسم گردید و مجموع پمپاژ از چاه‌های واقع در هر پلی‌گون محاسبه گردید. سپس با محاسبه‌ی مساحت هر پلی‌گون و تغییرات سطح آب زیرزمینی برای هر چاه مشاهده‌ای با استفاده از معادله‌ی (۲) نرخ تغذیه خالص برای هر پلی‌گون محاسبه گردید. نرخ تغذیه در هر پلی‌گون را به چاه مشاهده‌ای که بر اساس آن پلی‌گون ترسیم شده است، تعمیم داده شد و از روش کریجینگ اردینری به منظور پهنه‌بندی در کل محدوده استفاده گردید (شکل ۶).

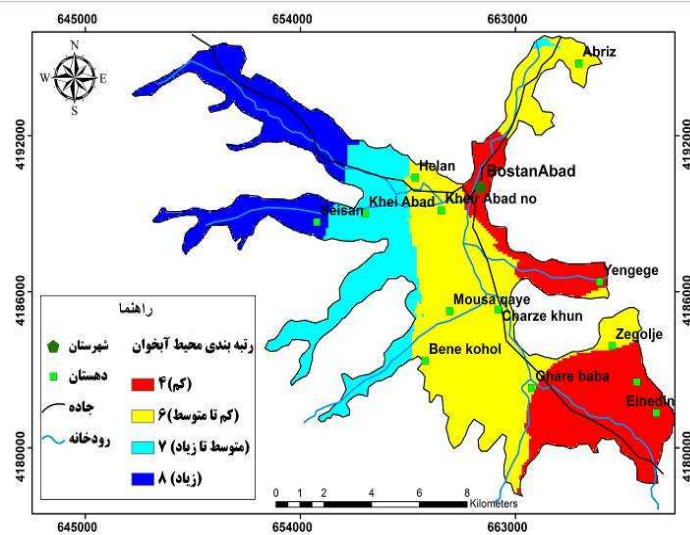
$$R = S_y \times \Delta h / \Delta t + \text{Pumping} \quad \text{رابطه‌ی (۲)}$$

#### لایه‌ی محیط آبخوان (A)

اطلاعات مربوط به محیط آبخوان از لاگ چاه‌ها و نقشه‌های زمین‌شناسی منطقه به دست آمد. جهت تهیه‌ی این لایه، لاگ پیزومترها و چاه‌های موجود در منطقه بررسی شد و با توجه به نسبت جنس مواد سازنده‌ی محیط آبخوان در محل چاه، مطابق با معیارهای مدل دراستیک رتبه‌ی ۱ تا ۱۰ به آن‌ها اختصاص داده شد. اطلاعات به همراه موقعیت هر یک از چاه‌ها وارد اکسل شده و در نهایت در نرم‌افزار GIS به صورت لایه‌ی نقطه‌ای تولید می‌شد و به منظور تعمیم دادن به کل منطقه از روش درون‌یابی کریجینگ اردینری استفاده گردید. در نهایت نقشه‌ی پهنه‌بندی شده محیط آبخوان آماده گردید (شکل ۷).



شکل (۶) نقشه‌ی پهنه‌بندی نرخ تغذیه خالص بر اساس مدل DRASTIC

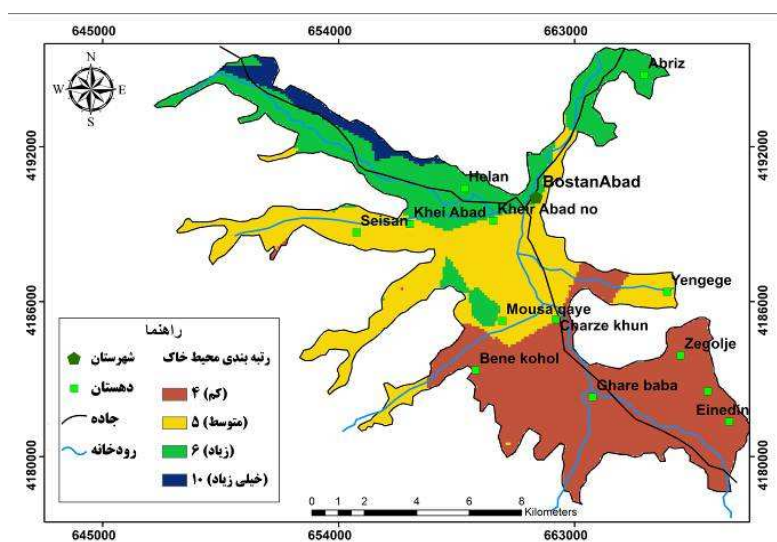


شکل (۷) نقشه‌ی پهنه‌بندی محیط آبخوان بر اساس مدل DRASTIC



### لایه‌ی محیط خاک (S)

به منظور تهیه‌ی لایه‌ی خاک در منطقه از نقشه‌ی خاک کشوری استفاده گردید. لایه‌ی مورد نظر به صورت لایه‌ی رستری آماده و ذخیره گردید و در ادامه با توجه به معیارهای مدل دراستیک ارزش‌گذاری شد (شکل ۸).



شکل (۸) نقشه‌ی پهنه‌بندی شده محیط خاک بر اساس مدل DRASTIC

### لایه‌ی توپوگرافی (T)

برای تهیه‌ی لایه‌ی توپوگرافی ابتدا مدل رقومی ارتفاعی منطقه توسط نقشه‌های توپوگرافی منطقه تهیه و سپس در محیط Arc GIS با استفاده از ابزار Slope، شیب برای DEM منطقه محاسبه گردید و با استفاده از رتبه‌های مدل دراستیک رتبه‌گذاری شد (شکل ۹).

### لایه‌ی محیط غیراشباع (I)

برای تهیه لایه‌ی وادوز نیز مشابه لایه‌ی محیط آبخوان از لاگ چاه‌های موجود در منطقه استفاده می‌شود. در ابتدا مشخصات چاه و موقعیت قرارگیری هر یک از پیژومترها یا چاه‌ها در محیط اکسل آماده شده و سپس با مطالعه‌ی لاگ‌ها متناسب با ترکیب و اندازه‌ی دانه‌های تشکیل‌دهنده‌ی رتبه‌ای بر طبق جدول دراستیک داده می‌شود تا یک لایه‌ی نقطه‌ای آماده گردد. در انتها نیز از روش درون‌یابی کریجینگ اردینری جهت تعمیم به کل منطقه استفاده و رتبه‌بندی صورت گرفت (شکل ۱۰).

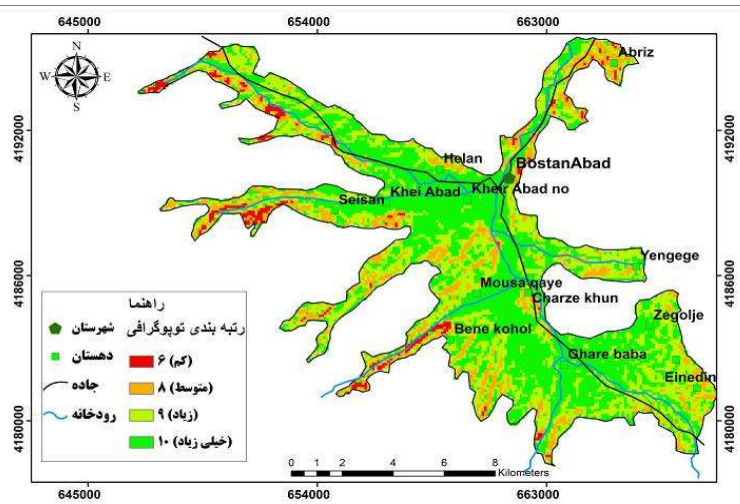
### لایه‌ی هدایت هیدرولیکی (C)

در این تحقیق از اطلاعات حاصل از قابلیت انتقال و بخش اشباع آبخوان جهت تعیین هدایت هیدرولیکی استفاده گردید. بدین ترتیب اطلاعات به دست آمده همراه با موقعیت هر پیژومتر از محیط اکسل به محیط نرم‌افزار GIS انتقال و به یک لایه‌ی نقطه‌ای تبدیل شد. سپس با اعمال درون‌یابی به کل منطقه تعمیم و مطابق معیار مدل دراستیک رتبه‌بندی گردید و نقشه‌ی هدایت هیدرولیکی نهایی آماده شد (شکل ۱۱).

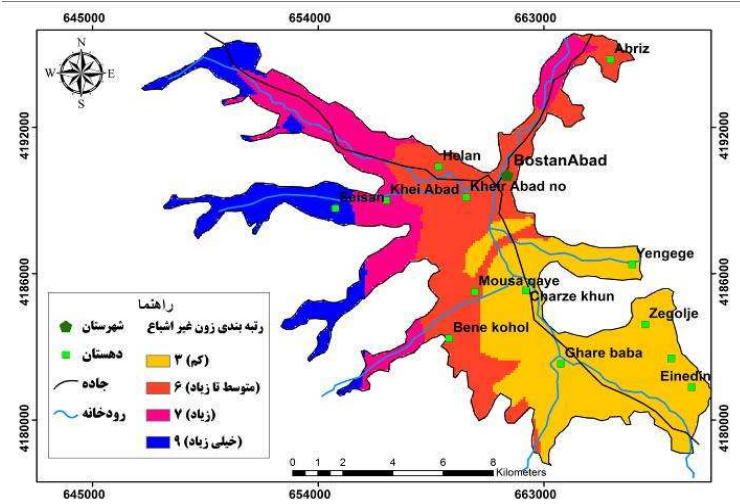
### ترکیب و تلفیق لایه‌ها

تمامی لایه‌های ایجاد شده در مراحل قبل دارای فرمت رستری می‌باشند که در محیط GIS برای ترکیب لایه‌ها از تابع همپوشانی<sup>۱</sup> استفاده گردید. عملکرد تابع همپوشانی در ترکیب لایه‌ها به دو صورت وزنی و ریاضی صورت می‌پذیرد. هفت لایه‌ی تهیه شده، از نظر وزن‌دهی و رتبه‌بندی طبق مدل دراستیک، دارای مقادیر متفاوتی از یکدیگر می‌باشند.

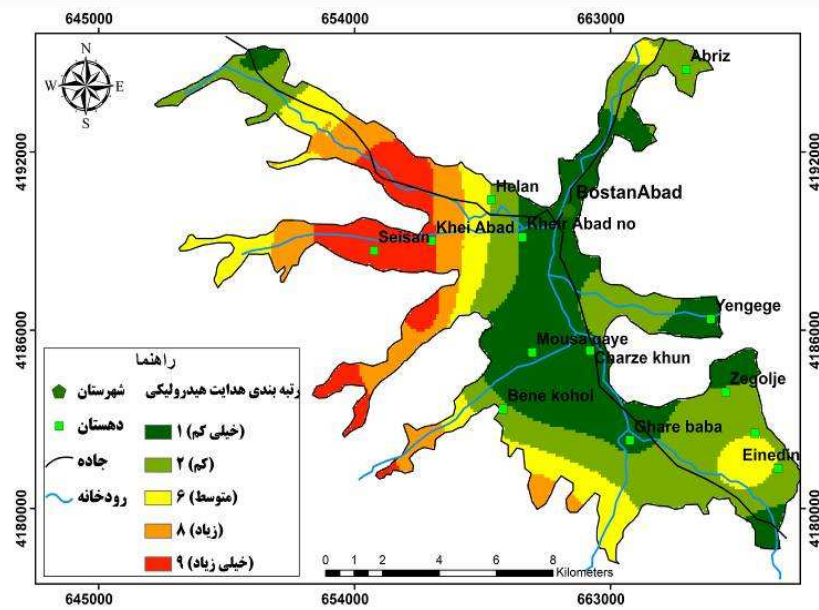
1- Overlay



شکل (۹) نقشه‌ی پهنه‌بندی شده توپوگرافی بر اساس مدل DRASTIC



شکل (۱۰) نقشه‌ی پهنه‌بندی شده محیط غیر اشیاع بر اساس مدل DRASTIC



شکل (۱۱) نقشه‌ی پهنه‌بندی شده هدایت هیدرولیکی بر اساس مدل DRASTIC

به منظور ترکیب لایه‌ها از ابزار محاسبات رستری<sup>۱</sup> تابع همپوشانی وزنی استفاده شد. برای این کار تمام لایه‌ها همراه با ضرایب براساس رابطه‌ی (۲) به صورت درصد برای مدل تعریف شد و سپس عمل تلفیق لایه‌های مورد نظر صورت پذیرفت و اندیس نهایی محاسبه گردید. برای به دست آوردن اندیس نهایی دراستیک از رابطه‌ی (۲) استفاده شد.

$$DI = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad (۲) \text{ رابطه‌ی}$$

در رابطه‌ی (۲) حروف بزرگ نوع پارامتر و حروف کوچک  $r$  و  $w$  به ترتیب رتبه و وزن پارامترها را نشان می‌دهند. شاخص نهایی در محدوده‌ی مورد مطالعه بین ۶۱

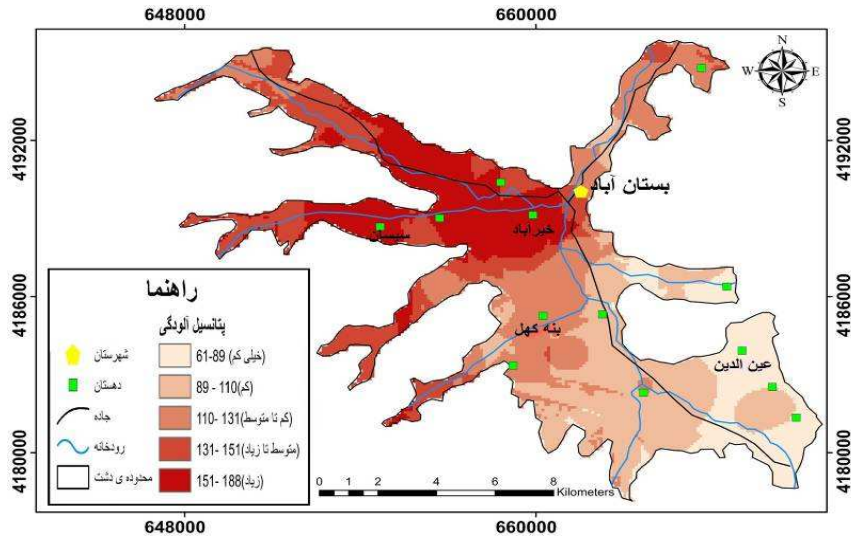
تا ۱۸۸ متغیر است. که با توجه به محدوده‌ی عددی آسیب‌پذیری، پهنه‌بندی حاصل بر اساس طبقه‌بندی آلر و همکاران به ۵ کلاس طبقه‌بندی شد. مطابق نقشه‌ی نهایی آسیب‌پذیری مشخص گردید که بخش مرکزی دشت و قسمت‌هایی از شمال غربی محدوده‌ی مطالعاتی دارای پتانسیل آسیب‌پذیری بالایی است. بخش‌های جنوب و جنوب شرقی دشت نیز کمترین میزان پتانسیل آلودگی را دارا هستند. در جدول (۶) مساحت مربوط به هر یک از پهنه‌های آسیب‌پذیری مشخص گردیده است.

### تهیه‌ی لایه‌های وزن‌دهی به روش SINTACS

پارامترهای این روش همان پارامترهای مدل DRASTIC است اما فرآیند وزن‌دهی و رتبه‌دهی پارامترها در این روش مطابق جدول متفاوت از روش دراستیک است. نتایج حاصل در جدول شماره‌ی (۷) آمده است. مطابق شکل (۱۳) بیشترین مقدار آسیب‌پذیری مربوط به قسمت‌های مرکزی و شمال غربی محدوده‌ی مطالعاتی می‌باشد، که در مقایسه با نقشه‌ی پهنه‌بندی مدل دراستیک، منطبق بر یکدیگر هستند.

جدول (۶) شاخص دراستیک منطقه‌ی مطالعاتی

وضعیت آبخوان	اندیس دراستیک	مساحت (km <sup>2</sup> )	درصد مساحت
آسیب‌پذیری خیلی کم	۶۹-۸۱	۱۹	۱۵/۸۳
آسیب‌پذیری کم	۸۱-۱۱۰	۳۲/۵	۲۷/۰۸
آسیب‌پذیری کم تا متوسط	۱۱۰-۱۳۱	۲۴/۶۶	۲۰/۵۵
آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد	۱۳۱-۱۵۱	۲۱/۲۳	۱۷/۶۹
آسیب‌پذیری زیاد	۱۵۱-۱۸۸	۲۲/۷۵	۱۸/۹۵
جمع کل مساحت		۱۲۰/۱۴	۱۰۰



شکل (۱۲) نقشه‌ی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بستان آباد بر اساس مدل DRASTIC

جدول (۷) شاخص SINTACS محدوده‌ی مطالعاتی

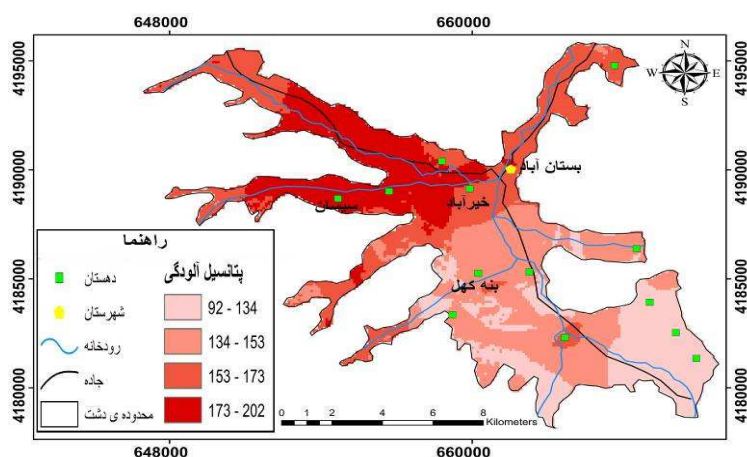
وضعیت آبخوان	اندیس دراستیک	مساحت (km <sup>2</sup> )	درصد مساحت
آسیب‌پذیری کم	۹۲-۱۳۴	۲۶/۸۸	۲۲/۳۸
آسیب‌پذیری کم تا متوسط	۱۳۴-۱۵۳	۴۰/۳۹	۳۳/۶۲
آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد	۱۵۳-۱۷۳	۲۴/۳۶	۲۰/۲۸
آسیب‌پذیری زیاد	۱۷۳-۲۰۲	۲۸/۴۹	۲۳/۷۲
جمع		۱۲۰/۱۴	۱۰۰

## آنالیز حساسیت<sup>۱</sup>

برخی از محققان معتقدند که وزن‌ها و نرخ‌های نسبت داده شده به شاخص آسیب‌پذیری دراستیک از دقت کافی برخوردار بوده و هیچ دلیلی برای شک کردن

1- Sensitivity Analysis

به این ضرایب وجود ندارد. اما برخی دیگر به دلیل نبود شواهد تجربی، به نتایج مدل دراستیک تردید دارند. لذا به منظور از بین بردن این تردیدها، آنالیز حساسیت برای این مدل انجام گرفت. دو روش برای آنالیز حساسیت برای این مدل ارائه شده است که یکی آنالیز حساسیت به روش حذف لایه‌ها و دیگری آنالیز حساسیت پارامتر واحد می‌باشد. در این تحقیق از روش پارامتر واحد استفاده شده است.



شکل (۱۳) نقشه‌ی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت بستان‌آباد بر اساس مدل SINTACS

### آنالیز حساسیت پارامتر واحد

این روش توسط ناپولیتانو و فابری<sup>۱</sup> (۱۹۹۶: ۵۶۴) برای مقایسه‌ی وزن مؤثر یا واقعی هر کدام از پارامترهای ورودی در هر پیکسل با وزن تئوری اختصاص یافته به آن پارامتر توسط مدل تحلیلی دراستیک استفاده گردید. وزن مؤثر در هر پیکسل با استفاده از رابطه‌ی زیر به دست می‌آید:

1- Fabbri

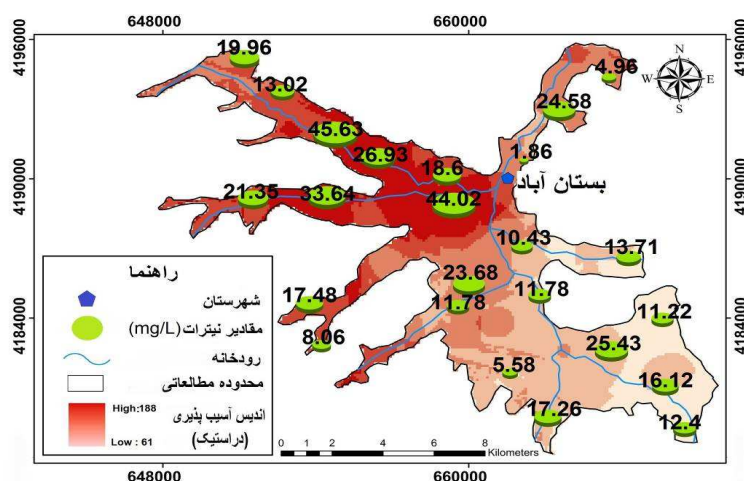
$$W = [(Pr Pw)/V] * 100 \quad \text{رابطه‌ی (۳)}$$

در رابطه‌ی (۳) که W وزن مؤثر هر پارامتر، Pr و Pw به ترتیب نمره و وزن هر کدام از پارامترها و V اندیس نهایی آسیب پذیری می‌باشد. نتایج حاصل از محاسبه‌ی وزن واقعی پارامترها در جدول (۷) نشان داده شده است. با توجه نتایج به دست آمده مشخص گردید که محیط غیراشباع بیشترین میانگین وزن مؤثر و بیشترین تأثیر را در آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه دارد. مقایسه‌ی وزن نظری و وزن مؤثر محیط غیراشباع نشان می‌دهد که مقدار وزن مؤثر بیشتر از میزان وزن تئوری اختصاص یافته به این پارامتر می‌باشد. عمق آب زیرزمینی و نرخ تغذیه خالص در رده‌های بعدی قرار دارند. کمترین مقدار وزن مؤثر نیز مربوط به پارامتر توپوگرافی می‌باشد که مقدار وزن نظری آن نیز حداقل می‌باشد. مقایسه وزن مؤثر هر پارامتر با وزن تئوری اختصاص داده شده به آن در آبخوان دشت بستان‌آباد نشان می‌دهد که وزن مؤثر و تئوری پارامترهای دراستیک تقریباً با هم تطابق دارد. بنابراین می‌توان به این نکته پی برد که وزن‌های نسبت داده شده به پارامترهای شاخص دراستیک از صحت خوبی برخوردار بوده است (جدول ۸).

جدول (۸) نتایج آماری تحلیل حساسیت تک پارامتری

پارامتر	وزن نظری	وزن مؤثر (درصد)		
		میانگین	حداکثر	حداقل
D	۵	۱۷/۸۹	۳۱/۲۵	۴/۵۴
R	۴	۱۶/۳۳	۲۶/۶۶	۵/۸۸
A	۳	۱۴/۵۷	۱۷/۱۴	۱۲
S	۲	۱۰/۲	۱۲/۵	۸
T	۱	۶/۰۸	۶/۶۷	۵/۴۵
I	۵	۲۲/۵	۲۹/۸۷	۱۵/۲۲
C	۳	۱۳/۰۴	۱۶/۶۶	۴/۳۴



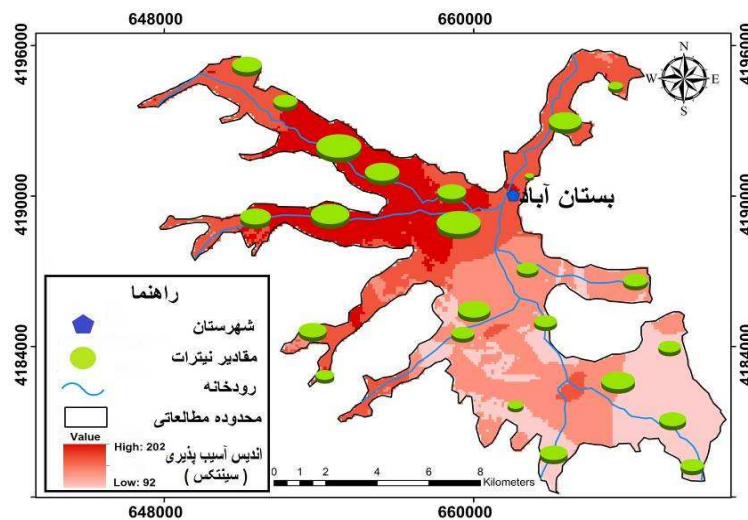


شکل (۱۴) نقشه‌ی نهایی مدل DRASTIC و پراکندگی مقادیر غلظت نیترات

### صحت‌سنجی روش‌های وزن‌دهی DRASTIC و SINTACS

معمولاً در مدل دراستیک، وزن‌های داده شده بر مدل با توزیع غلظت یون نیترات در آبخوان‌ها مطابقت دارد (آلر و همکاران، ۱۹۸۷: ۵۰). با توجه به فعالیت‌های کشاورزی در منطقه‌ی مورد مطالعه و استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، جهت صحت‌سنجی مدل‌های ارائه شده از مقادیر اندازه‌گیری‌شده‌ی نیترات موجود در آب زیرزمینی منطقه استفاده شد. بدین منظور ۲۴ نمونه آب از چاه‌های موجود در دشت با توزیع مناسب تهیه و یون نیترات موجود در نمونه‌ها، در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز مورد تجزیه شیمیایی قرار گرفت (جدول ۵). در ادامه نقشه‌ی پراکندگی نیترات آب‌های زیرزمینی تهیه شد. انطباق لایه‌ی نیترات با نقشه‌های آسیب‌پذیری تهیه شده توسط مدل DRASTIC و SINTACS نشان داد، در هر دو روش مناطق دارای پتانسیل آسیب‌پذیری بالا با غلظت بالای نیترات

مطابقت دارد که این خود می‌تواند صحت نقشه‌ی تهیه شده را تأیید نماید. نتایج حاصل در شکل‌های ۱۴ و ۱۵ آورده شده است.



شکل (۱۵) نقشه‌ی نهایی مدل SINTACS و پراکندگی مقادیر غلظت نیترات

به منظور حصول اطمینان بیشتر و انتخاب مدل مناسب جهت ارزیابی آسیب‌پذیری در منطقه، از ضریب همبستگی بین مدل‌های ارائه شده و لایه‌ی نیترات استفاده گردید. بدین منظور از ضریب همبستگی اسپیرمن بین مدل‌های آسیب‌پذیری و داده‌های نیترات استفاده شد. نتایج حاصل در جدول (۹) آمده است.

با توجه به جدول (۹)، همبستگی بالایی بین لایه نیترات و مدل‌های ارائه شده وجود دارد که در سطح معنی‌دار ۱ درصد مقدار  $0/753$  برای مدل DRASTIC و  $0/582$  برای مدل SINTACS می‌باشد. به منظور تعیین و شناسایی پارامتر مؤثر بر روی آسیب‌پذیری و بهینه‌سازی مدل‌ها در منطقه‌ی مطالعاتی، ضریب همبستگی بین لایه‌ی نیترات و تک تک پارامترهای مورد استفاده در مدل‌ها محاسبه گردید.

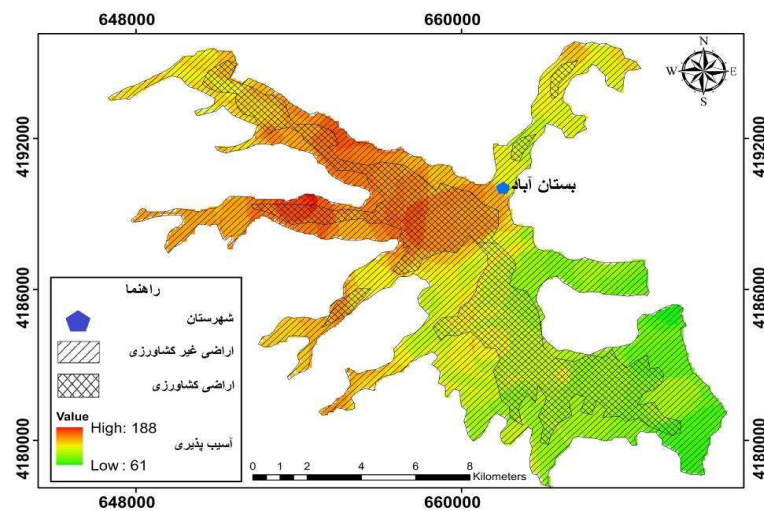
در جدول (۱۰) نتایج حاصل برای مدل DRASTIC آمده است. طبق محاسبات انجام شده بیشترین ضریب همبستگی را لایه‌ی نیترات با عمق آب زیرزمینی دارد. در رده‌ی بعدی به ترتیب محیط غیراشباع و تغذیه خالص بیشترین ضریب همبستگی را دارند. کمترین مقدار نیز مربوط به پارامتر توپوگرافی است. با توجه به این که نتایج حاصل از پهنه‌بندی مدل DRASTIC با توزیع نیترات آب زیرزمینی دشت بستان‌آباد از همخوانی خوبی برخوردار است و همچنین ضریب همبستگی بالا، بین مدل و لایه‌ی نیترات ضرورتی برای تغییر وزن‌ها و رتبه‌های اختصاص داده شده اولیه وجود ندارد یا به عبارت دیگر پارامترها صحت لازم را دارند. در غیر این صورت لازم بود با اصلاح وزن‌ها و رتبه‌های اختصاص داده شده به پارامترها بر اساس شرایط منطقه، پهنه‌بندی دقیق‌تری انجام داده و مدل DRASTIC تصحیح شود.

جدول (۹) ضریب همبستگی لایه‌ی نیترات با مدل‌های پتانسیل آسیب‌پذیری

مدل	ضریب همبستگی
DRASTIC	۰/۷۵۳
SINTACS	۰/۵۸۲

جدول (۱۰) ضریب همبستگی لایه‌ی نیترات با پارامترهای مدل DRASTIC

پارامترهای مدل دراستیک	ضریب همبستگی با لایه‌ی نیترات	وزن پارامترها
عمق سطح ایستابی (D)	۰/۵۲۶	۵
تغذیه خالص (R)	۰/۴۱۳	۴
محیط آبخوان (A)	۰/۱۳	۳
محیط خاک (S)	۰/۲۲۵	۲
توپوگرافی (T)	۰/۰۱۵	۱
محیط غیراشباع (I)	۰/۴۶۱	۵
هدایت هیدرولیکی (C)	۰/۳۱۵	۳



شکل (۱۶) نقشه‌ی هم‌پوشانی لایه‌ی کاربری اراضی بر روی نقشه‌ی آسیب‌پذیری منطقه

### آسیب‌پذیری آبخوان و کاربری زمین

با توجه به فعالیت‌های کشاورزی در دشت بستان‌آباد و استفاده از کودهای شیمیایی در این اراضی و نتایج حاصل از ضریب همبستگی لایه‌ی نیترات، لازم است تا جهت تصدیق رابطه‌ی کاربری زمین با آسیب‌پذیری آب زیرزمینی از نقشه‌ی کاربری اراضی استفاده گردد. بدین منظور از هم‌پوشانی لایه‌ی کاربری اراضی بر روی نقشه‌ی آسیب‌پذیری حاصل از مدل DRASTIC استفاده گردید و نقشه‌ی خطر آلودگی آب زیرزمینی برای دشت بستان‌آباد تهیه شد (شکل ۱۶). نتایج در جدول (۱۱) آمده است.

نتایج جدول (۱۱) نشان می‌دهد که بخش عمده‌ای از اراضی کشاورزی (۵۸ درصد) در محدوده‌ی مناطق با آسیب‌پذیری متوسط قرار دارند. در حدود ۳۲ درصد از مساحت اراضی کشاورزی نیز در محدوده‌ی آسیب‌پذیری زیاد قرار گرفته‌اند که این مناطق عمدتاً شامل بخش مرکزی و شمال غربی دشت می‌باشد.

دو عامل بیشترین تأثیر را در آسیب‌پذیری این منطقه بر عهده دارند: (۱) عمق کم سطح ایستابی و (۲) درشت دانه بودن بافت محیط خاک و محیط غیراشباع که هر دو عامل در ارتباط با رودخانه‌ی اوجان چای می‌باشد. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی نیترات منطقه و نقشه‌ی کاربری اراضی، بخش مرکزی دشت مستعد آلودگی می‌باشد. بدین منظور، مناطق یاد شده نیاز به مراقبت و پایش مستمر دارند تا از آلودگی آب‌های زیرزمینی در این مناطق جلوگیری شود. بخش‌های جنوب و جنوب شرقی منطقه‌ی مورد مطالعه نیز از نظر پتانسیل آلودگی در محدوده‌ی آسیب‌پذیری کم تا متوسط قرار گرفته‌اند و نقشه‌ی پراکندگی نیترات نشان‌دهنده‌ی پایین بودن مقادیر نیترات برای این مناطق است. اما با توجه به اینکه بخش عمده‌ای از اراضی کشاورزی در این مناطق واقع شده‌اند، لذا در درازمدت با توسعه‌ی کشاورزی امکان آلوده شدن این مناطق نیز وجود دارد. بنابراین تهیه‌ی نقشه‌ی هم پوشانی کاربری اراضی بر روی نقشه‌ی آسیب‌پذیری می‌تواند در شناسایی مناطق مستعد آلودگی مفید بوده و مانع از آلودگی آب زیرزمینی گردد.

جدول (۱۱) توزیع کاربری زمین در محدوده‌های آسیب‌پذیری

درصد (%)	اراضی کشاورزی (مساحت $\text{Km}^2$ )	آسیب‌پذیری
۱۰/۶۲	۴/۶۵	آسیب‌پذیری کم
۵۸/۰۴	۲۵/۴۱	آسیب‌پذیری متوسط
۳۱/۳۳	۱۳/۷۲	آسیب‌پذیری زیاد
۱۰۰	۴۳/۷۸	

### نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از مدل‌های DRASTIC و SINTACS نشان داد که به ترتیب ۱۸/۹۵ و ۲۳/۷۲ درصد از مساحت کل منطقه در محدوده‌ی آسیب‌پذیری زیاد قرار گرفته‌اند که عمدتاً شامل بخش مرکزی و شمال غربی منطقه‌ی مورد مطالعه

می‌شود. با تحلیل حساسیت به روش تک پارامتری مشخص گردید که پارامتر محیط غیراشباع مؤثرترین عامل در آسیب‌پذیری آبخوان در منطقه است. به منظور اطمینان از نتایج کار، با استفاده از داده‌های نیترات در منطقه، لایه‌ی نیترات تهیه و ضریب همبستگی برای هر دو مدل محاسبه گردید. نتایج نشان داد ضریب همبستگی روش‌های وزن‌دهی DRASTIC و SINTACS با لایه‌ی نیترات در سطح معنی‌دار ۱ درصد به ترتیب ۰/۷۵۳ و ۰/۵۸۲ می‌باشند که نشان از صحت مدل‌ها در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دارد. در ادامه با محاسبه ضریب همبستگی لایه‌ی نیترات با تک پارامترها، مشخص گردید که بیشترین مقدار همبستگی برای هر دو روش مربوط به پارامتر عمق سطح ایستابی می‌باشد. هم‌پوشانی لایه‌ی کاربری اراضی بر روی نقشه‌ی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری، نشان داد که ۳۱/۳۳ درصد از مساحت کل اراضی کشاورزی در محدوده‌ی آسیب‌پذیری زیاد قرار گرفته‌اند که این مناطق با توجه به نقشه‌ی پراکندگی نیترات، غلظت بالایی را نشان می‌دهد و نظر به اینکه این بخش از دشت بستان‌آباد به دلیل وجود رودخانه‌ی اوجان چای از پتانسیل آسیب‌پذیری بالایی برخوردار است، لذا پایش مستمر در این منطقه الزامی بوده تا از آلودگی احتمالی آب زیرزمینی در این ناحیه جلوگیری گردد.

## منابع

- فخری، میرسجاد؛ اصغری مقدم، اصغر؛ نجیب، مرتضی و رحیم برزگر (۱۳۹۴). بررسی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت مرند و ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با روش‌های **AVI** و **GODS**، مجله‌ی محیط‌شناسی، دانشگاه تهران، دوره‌ی ۴۱، شماره‌ی ۱، ص. ۶۶-۴۹.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R., Hackett, G., (1987), **DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings**, Ada, Oklahoma: U.S. and Environmental Protection Agency.
- Almasri, M., (2008), **Assessment of Intrinsic Vulnerability to Contamination for Gaza Coastal Aquifer, Palestine**, Journal of Environmental Management, 88: PP. 577-593.
- Barber, C., Bates, L.E., Barron, R., & Allison, H., (1993), **Assessment of the Relative Vulnerability of Groundwater to Pollution, A Review and Background Paper for the Conference Workshop on Vulnerability Assessment**, Journal of Australian Geology and Geophysics, 14(2/3), PP. 1147-1154.
- Boughriba, M., Barkaoui. A., Zarhloule. Y., Lahmer. Z., El-houadi. B., Verdoya. M., (2009), **Groundwater Vulnerability and Risk Mapping of the Angad Transboundry Aquifer Using DRASTIC Index Method in GIS Environment**, Arabian Journal of Geoscience, 3: PP. 207-220.
- Ersoy, A.F., Gultekin, F. (2013), **DRASTIC- Based Methodology for Assessing Groundwater Vulnerability in the Gumushacikoy and Merzifon Basin (Amasya, Turkey)**, Earth Sci. Res. S.J.J. 17:1. PP. 33-40.
- Hamza, M. H. and Added, A., (2009), **Validity of DRASTIC and SI vulnerability methods**, NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, Geospatial Visual Analytics, Part 7, 395-407.

- Kim. Y.J., Hamm. S.Y., (1999), **Assessment of the Potential for Groundwater Contamination Using the DRASTIC/EGIS Technique, Cheongju Area, South Korea**, Hydrogeology Journal, 17(2): PP. 227-235.
- Lathamani, R., Janardahana, M.R., Mahalingam, B., Suresha, S. (2015), **Evaluation of Aquifer Vulnerability Using Drastic Model And GIS: A case study of Mysore city, Karnataka, India**, Aquatic Procedia, J., 4: PP. 1031-1038.
- Martinez-Bastida. J.J., Arauzp. M., Valladolid, M., (2010), **Intrinsic and Specific Vulnerability of Groundwater in Central Spain: The Risk of Nitrate Pollution**, Hydrogeology Journal, 18: PP. 681-698.
- Merchant, J.W., (1994), **GIS-based Groundwater Pollution Hazard Assessment: A Critical Review of the DRASTIC model**, Photogramm Engineer and Remote Sensing, 60(9), PP. 1117-1127.
- Napolitano P. and Fabbri A.G. (1996), **Single Parameter Sensitivity Analysis for Quifer Vulnerability Assessment Using DRASTIC and SINTACS Hydro GIS 96: Application of Geographical Information Systems in Hydrology and Water Resources Management**, Proceeding of Vienna Conference, IAHS Pub, 235: PP. 559-566.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G., (2002), **Choosing Appropriate Techniques for Quantifying Groundwater Recharge**, Journal of Hydrogeology, 10: PP. 18-39.
- Vrba, J., and Zoporozec, A. (1994), **Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability**, IAH International Contribution for Hydrogeology, Hannover7 Heise, 16: P. 131.
- Yang, Y.S., Wang, L. (2007), **GIS-based Dynamic Risk Assessment for Groundwater Nitrate Pollution from Agricultural Diffuse Sources**, Journal of Jilin University, 37(2): PP. 311-318.