زهکشی؛ کمیت و کیفیت جریان برگشتی

ترجمه و تدوین:

گروه کار زهکشی

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

اردوان آذری **زهره لیاقت**

صمد دربندی

بازخوانی و ویرایش:

مجتبی اکرم

بسمه تعالی

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

نام کتاب: زهکشی؛ کمیت و کیفیت جریان برگشتی

مترجمین: اردوان آذری، زهره لیاقت، صمد دربندی

ویراستار: مجتبی اکرم

ناشر: کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

نوبت چاپ: اول ۱۳۸۱

تیراژ: ۱۰۰۰ نسخه

حق چاپ برای کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران محفوظ است.

فهرست مطالب

عنوان **صفحه**

فصل اول: تأثیر زهکشی بر جریان آبراهه‌ای ۱

۱- مقدمه ۱

۲- سوابق ۲

۳- تأثیر زهکشی مزارع ۷

الف- ملاحظات نظری ۸

ب- مشاهدات ۱۳

پ- مدل‌های ریاضی ۲۹

٤- تأثیر بهسازی آبراهه‌های اصلی ۳۸

الف- ملاحظات نظری ۳۸

ب- مشاهدات ۳۹

٥- تأثیر بهسازی زهکشی در سطح حوضه ٤٥

الف- ملاحظات نظری ٤٥

ب- مشاهدات ٤٧

پ- مدل‌های ریاضی ٥١

٦- جمع‌بندی و نتیجه‌گیری کلی ٥٣

الف- مقیاس مزرعه ٥٣

ب- آبراهه اصلی ٥٤

پ- مقیاس حوضه ٥٤

عنوان **صفحه**

فصل دوم: اثرات زهکشی بر کیفیت آب در نواحی مرطوب ۵۷

۱- مقدمه ۵۷

۲- اثرات زهکشی بر زیان بالقوه آلاینده‌های آب ۵۸

الف- تغییر کاربری اراضی ۵۸

ب- زیان‌های ناشی از رسوبگذاری ۵۹

پ- خسارات نیتروژن ۶۰

ت- دفع فسفر ۶۵

ج- دفع سموم نباتی ۷۵

چ- زهاب‌های سطحی و زیرزمینی ۸۲

۳- مدیریت به منظور کاهش اثرات ناشی از کیفیت

زهاب‌های کشاورزی ۸۳

الف- سیستم‌های خاک‌ورزی ۸۳

ب- زهکشی کنترل شده ۸۹

پ- حرکت زهاب‌ها از خلال فیلترهای نباتی یا

سبزه‌زارهای رودکناری ۹۱

٤- خلاصه و نتیجه‌گیری ۹٤

فصل سوم: اثرات زهکشی بر کیفیت آب در اراضی فاریاب

نواحی خشک و نیمه‌خشک ۹۹

۱- مقدمه ۹۹

۲- توجه به کیفیت آب در نواحی خشک و نیمه‌خشک ۱۰۱

۳- اثرات نحوه طراحی زهکشی بر جریان زهکش‌ها ۱۰۶

عنوان **صفحه**

٤- رابطه جریان- بار املاح زهاب ۱۱۳
٥- اثر زهکشی بر شوری زهاب و غلظت عناصر شیمیایی
کمیاب ۱۱٤
الف- ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ ۱۱۷
ب- دره گراند ۱۳۳
٦- اثرات زهکشی بر روی نیترات‌ها و آفت‌کش‌های موجود
در زهاب ۱۳٥
الف- دفع نیترات شسته شده ۱۳۸
ب- مهاجرت و رقیق شدن DBCP در زیر سطح زمین ۱٤۰
پ- دفع سطحی آفت‌کش‌ها از مزارع فاریاب ۱٤۷
۷- طراحی و مدیریت کاهش اثرات خارج از محدودهٔ
اراضی فاریاب ۱٤۹
۸- خلاصه ۱٥۸
۹- منابع فصل اول ۱٦۱
۱۰- منابع فصل دوم ۱۷۱
۱۱- منابع فصل سوم ۱۷۳

پیشگفتار

در اواخر سال ۱۹۹۹ کتابی جامع در زمینه زهکشی کشاورزی به چاپ رسید. این کتاب از ٤٢ فصل تشکیل می‌شود که فصل‌های آن توسط چند نفر از برجسته‌ترین متخصصین به رشته نگارش درآمده و توسط دو تن از مشهورترین پژوهشگران ویرایش شده است. این کتاب گنجینه‌ای از تازه‌ترین دستاوردهای زهکشی به شمار می‌رود.

گروه کار زهکشی کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، با درک اهمیت انتشار این کتاب، تصمیم گرفت که بخش‌هایی از آن را که مورد نیاز بیشتر دست‌اندرکاران زهکشی است ترجمه و در چند جلد در اختیار علاقه‌مندان قرار دهد. نخستین بخش از این کار، هم اکنون با عنوان "زهکشی، کمیت و کیفیت جریان برگشتی" پیش روی شماست. امید می‌رود که چند بخش دیگر این کار نیز به زودی در اختیار دانش‌پژوهان قرار گیرد.

مدتهاست که ارتباط تنگاتنگ بین زهکشی و مطالعات محیط زیست بر دانشمندان این دو رشته و مهندسین آبیاری و زهکشی روشن شده است. امروزه، در کشورهای پیشرفته، تمامی طرح‌های زهکشی با نگرش بر کیفیت و کمیت زه‌آب برگشتی ارزیابی می‌شوند. امید می‌رود که در آینده، در ایران نیز به این مهم توجه بیشتری شود و کیفیت منابع آب پایین‌دست، تا جایی که ممکن است تخریب نشود.

در پایان لازم می‌داند که از کلیه دست‌اندرکاران در امر ترجمه، ویراستاری، تایپ و چاپ این کتاب قدردانی نماید.

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

فصل اول
تأثیر زهکشی بر جریان آبراهه‌ای[1]

۱- مقدمه

توجه اصلی مهندسین زهکشی، آنگونه که در این مبحث اشاره می‌شود، کنترل موقعیت سطح آب زیرزمینی در محدوده‌ای است که گیاه در آن رشد می‌کند. اما از آنجا که توجه به پیامدهای زیست محیطی روز به روز در حال افزایش است، دانستن اینکه تأثیرات کشاورزی می‌تواند فراتر از محدوده مزارع گسترش یابد، به طور فزآینده‌ای اهمیت پیدا می‌کند. به این ترتیب زهکشی به طور اجتناب‌ناپذیری بر روی الگوی جریان آب از اراضی تا آبراهه‌های دریافت‌کننده آن تأثیر می‌گذارد. در این فصل، این موضوع با تأثیرگذاری بر زمان و مقدار جریان، تحت عنوان اثرات «پایین دستی[2]» یا «خارج ناحیه‌ای[3]» زهکشی اراضی زراعی مورد بحث قرار گرفته است. تأثیر زهکشی بر روی جریانات سطحی، می‌تواند در دو مقیاس مورد بررسی قرار گیرد: الف- مقیاس مزرعه، که تخلیه مستقیماً به شرایط آن (نظیر عمق سطح ایستابی، نوع خاک، فواصل زهکش‌ها و غیره) بستگی دارد، ب- مقیاس حوضه رودخانه‌ای که در آن نه تنها باید تأثیرات پراکنده اراضی زهکشی شده تلفیق شود، بلکه نقش بهسازی آبراهه‌های اصلی نیز باید مورد توجه قرار گیرد.

گرچه بحث در مورد تأثیر زهکشی بر روی جریان رودخانه‌ای بیش از ۱۰۰ سال قدمت دارد، لیکن به دلیل فقدان داده‌های مناسب، به طور عمده بر پایه حدس و گمان

۱- این بخش ترجمه‌ای است از فصل بیست و سوم کتاب Agricultural Drainage که توسط R. W. Skaggs و J.van Schilfgaarde در سال ۱۹۹۹ تألیف شده است. این فصل از کتاب توسط M. Robbinson از مؤسسه هیدرولوژی انگلستان و D. W. Rycroft از دانشگاه سوتامپتون انگلستان به رشتهٔ تحریر در آمده و توسط آقای اردوان آذری به فارسی برگردانده شده و به وسیلهٔ آقای مجتبی اکرم با متن اصلی مقابله و ویرایش شده است. در این فصل جریان آبراهه‌ای ترجمه‌ای است از Streamflow که همگی جریان‌های روباز اعم از رودخانه و زهکش روباز طبیعی و مصنوعی را در برمی‌گیرد.

2 -Downstream
3 -Offsite

استوار بوده است. تنها در سال‌های اخیر براساس مشاهدات فرآیندهای صحرایی، ارائه یک تصویر منسجم مقدور گردیده است. در این فصل، ابتدا سوابق بحث و تئوری‌های مربوطه ذکر می‌شود و سپس دستاوردهای آزمایشات صحرایی زهکشی و نتایج مدل‌های شبیه‌سازی کامپیوتری مورد توجه قرار می‌گیرد. همچنین اثرات بهسازی آبراهه اصلی تشریح شده و با بحثی پیرامون تأثیرات مورد نظر در مقیاس حوضه رودخانه‌ای ختم می‌شود. در هر بخش، مثال‌هایی برای نشان دادن فرآیندها ارائه می‌گردد و منابع متعددی برای کسب اطلاعات بیشتر معرفی می‌شود.

مسلماً تغییر در تراکم کشت[۱] و تولید محصولات زراعی، مستلزم توجه به جنبه‌های مختلفی از مدیریت اراضی می‌باشد. به طور مثال، مشخصات خاک سطحی در اثر تغییر در کشت محصولات زراعی تغییر می‌یابد. در این فصل ناگزیر بر روی اثرات هیدرولوژیکی زهکشی زیرزمینی که جزء لاینفک تولید متراکم محصول در بسیاری از نقاط دنیا است، متمرکز شده‌ایم. در مناطقی که تولید محصولات زراعی رو به کاهش داشته و شبکه زهکشی رها شده و رو به تخریب گذاشته است، بسیاری از تغییرات نسبت به زمانی که سیستم زهکشی عمل می‌کرده، منعکس خواهد شد. این فصل بر روی خاک‌های معدنی متمرکز شده است، چرا که این خاک‌ها در کشاورزی اهمیت زیادی دارند. لیکن توجهی هم به تأثیرات زهکشی اراضی مردابی[۲] شده است.

۲- سوابق

در اروپا بیشترین تراکم اراضی دارای زهکشی زیرزمینی در شمال این قاره و در حوالی دریای بالتیک و نیز دریای شمال است (شکل ۱). علت این امر به ترکیبی از شرایط اقلیمی (بارندگی و درجه حرارت) و وجود خاک‌های رسی ناشی از یخچال‌ها برمی‌گردد که می‌تواند سبب غرقاب شدن درازمدت اراضی شود (گرین[۳]، ۱۹۸۰). در کشورهای ناحیه مدیترانه، غرقاب بودن اراضی پدیده‌ای نادر بوده و به این دلیل نیاز به زهکشی بسیار کمتر است.

۱-منظور از کشت متراکم، کشتی است که به طور معمول در آن از نهاده و کار زیاد استفاده می‌شود. [م]

2 -Wetland

3 -Green

شکل ۱- درصد اراضی زراعی دارای زهکشی زیرزمینی در کشورهای مختلف اروپایی

آمارهای ملی در مورد زهکشی نه تنها از نظر روش‌های جمع‌آوری اطلاعات و میزان دقت متفاوت است، بلکه تحت تأثیر تغییرات ناحیه‌ای موجود در هر یک از کشورها نیز قرار می‌گیرد. از این رو، زهکشی زیرزمینی در کشورهای اسکاندیناوی به طور گسترده‌ای به حواشی جنوبی آنها و در بریتانیا به حاصلخیزترین اراضی کشاورزی واقع در شرق کشور محدود شده است. پراکندگی اراضی تحت زهکشی بستگی به ترکیب عوامل فیزیکی نظیر بارندگی، تبخیر، نوع خاک، توپوگرافی و همچنین عوامل اجتماعی شامل مالکیت اراضی، اندازه آنها و سیاست دولت دارد. بریتانیا کشوری دارای بیشترین گستردگی سطوح زهکشی در اروپا و شاید در جهان است. این

امر، به دلایل استراتژیک طی سال‌های طولانی از طریق اهدای یارانه به کشاورزان توسط دولت مجدانه تشویق می‌شد (واردات مواد غذائی این کشور به مراتب بیش از صادرات آن است). بریتانیا مدت مدیدی گرفتار محدودیت‌های زهکشی بوده است و در حقیقت این کشور را می‌توان بنیانگذار زهکشی زراعی مدرن دانست (وندر بکن[1]، ۱۹۸۷). از این رو بریتانیا نخستین کشوری است که در آن توجه به اثرات پایین دستی زهکشی به وجود آمد. همچنین شاید تنها کشوری باشد که به دلیل ثبت داده‌ها توسط یک سیستم متمرکز دولتی، اطلاعات تفصیلی مورد نیاز کشاورزان برای انجام بهسازی اراضی را در اختیار آنها قرار می‌دهد. پس از پایان جنگ جهانی دوم، ثبت داده‌های هر یک از شبکه‌های زهکشی به مدت ٤٠ سال صورت گرفته است (آرمسترانگ ۱۹۷٦؛ رابینسون و آرمسترانگ[2]، ۱۹۸۸) در نتیجه شاید فعالیت‌های مربوط به تأثیرات زهکشی زراعی بر روی جریان رودخانه‌ای بریتانیا بیش از سایر کشورها به انجام رسیده است.

درک این موضوع برای جامعه کشاورزی، امری بدیهی است که چون زهکشی موجب کاهش سطح ایستابی می‌گردد، ظرفیت ذخیره خاک برای نفوذ و جذب بارندگی افزایش یافته و از این طریق شدت جریانات سیلابی کاهش پیدا می‌کند. در مقابل، دیدگاه قوی دیگری که به ویژه از سوی محافظه‌کاران تأکید می‌شود، معتقد است، هدف از زهکشی «تخلیه سریع آب از اراضی» تحت شرایط طبیعی است، از این رو جریانات حداکثر خروجی الزاماً باید افزایش یابد. این دیدگاه‌های متضاد، از تفاوت در نگرش به دو فرآیند متفاوت ذخیره آب و روند[3] آن ناشی می‌گردد.

این مقابله تا امروز همچنان ادامه دارد. در واقع این مسئله در بریتانیا به اواسط قرن ۱۹ برمی‌گردد که در آن گردهمایی ٤ روزه جامعه مهندسین عمران در سال ۱۸٦۱ با موضوع «زهاب‌ها و اثرات آن بر آبراهه‌های اصلی و تخلیه‌گاه‌های کشور» در لندن برگزار شد، ولی شرکت‌کنندگان موفق به اخذ نتیجه‌ای نشدند (بی‌لی دنتون[4]، ۱۹٦۲). تداوم توجه به این مسئله در انگلستان در مقالات و کتاب‌های زیادی به صورت مجادله

1 -Van der Beken
2 -Armstrong; Robinson and Armstrong
3 -Routing
4 -Baily Denton

نظری نشان داده شده است (ترافورد[۱]، ۱۹۷۳؛ بی‌لی و بری[۲]، ۱۹۸۰؛ ری کرافت[۳]، ۱۹۹۰) به طوریکه بعضی پیشنهاد کاهش حداکثر سیلاب (کن‌دال[۴]، ۱۹۵۰)، بعضی افزایش آن (وی‌من[۵]، ۱۹۷۵) و بالاخره بعضی دیگر توجه به تأثیرات متغیری که متحمل است، را داده‌اند (وارد و رابینسون[۶]، ۱۹۹۰).

توجه به اثرات پایین دستی زهکشی منحصر به بریتانیا نبوده است. گرایش قابل توجهی به این مسئله به مدت طولانی در امریکای شمالی نیز وجود داشته است. (ودارد و ناگلر[۷]، ۱۹۲۹: مکوبین[۸]، ۱۹۳۸؛ وایت‌لی[۹]، ۱۹۷۹ و سرانو و همکاران[۱۰]، ۱۹۸۵).

همچنین نمونه‌هایی نیز از سایر کشورها همچون فرانسه، هلند، ایرلند، فنلاند و آلمان می‌توان ذکر کرد.

این بحث در نشریات علمی و گاه در سطح عمومی هنوز ادامه دارد. این بحث به ویژه در پی بروز سیلاب‌های قوی و در صورت وجود ادعاهای خسارت (مالی یا نوع دیگر) دال بر اینکه زهکشی بالادست «موجب» خسارت شده و دست کم آنرا «تشدید» کرده است، ادامه می‌یابد. به طور مثال پس از بروز سیلابی قوی در شهر تاریخی یورک[۱۱] در شمال انگلستان در بهار سال ۱۹۸۲ اینگونه ادعاها در نشریات ملی (اولدفیلد[۱۲]، ۱۹۸۳) و رسانه‌های علمی (کاوفیلد[۱۳]، ۱۹۸۲) مطرح شد و در پارلمان بریتانیا مورد بحث قرار گرفت (ویکلی هن‌سارد[۱۴]، ۱۹۸۳). در مقابل، راهنمای طراحی ظرفیت هرزآب‌روهای مزارع، ارائه شده توسط وزارت کشاورزی انگلستان، به کاهش

1 -Trafford
2 -Baily and Bree
3 -Rycroft
4 -Kendall
5 -Weyman
6 -Ward & Robinson
7 -Woodward and Nagler
8 - McCubbin
9 -Whiteley
10 -Serrano et al
11 -York
12 -Oldfield
13 -Cowfield
14 -Weekly Hansard

جریانات حداکثر از اراضی زهکشی شده، براساس افزودن ذخیره‌سازی تمایل داشت (بیلی و همکاران[1]، ۱۹۸۰).

علیرغم توجه بین‌المللی به این موضوع، کمبود شدیدی در زمینه اطلاعات و داده‌های مورد نیاز وجود داشته است. به نظر می‌رسد کمبود اطلاعات و مطالعات علمی قابل توجه در زمینه اثرات زهکشی مزرعه، ناشی از عوامل متعددی می‌باشد:

- غالباً زهکشی مزارع در مقیاس کوچک بوده و توسط مالکین آنها به انجام می‌رسد.
- این اثرات نه به طور متمرکز ثبت می‌شود و نه به آسانی قابل مشاهده است (مثلاً در مقایسه با جنگلداری یا شهرسازی).
- موضوع، ما بین دو حد تعریف نشده مهندسی عمران و مهندسی کشاورزی قرار گرفته است.

تا این اواخر، توجه مهندسین عمران به طور عمده معطوف به جریان آب در شبکه آبراهه‌ها بوده و حوضه رودخانه‌ای را شامل نمی‌گردید. از سوی دیگر، مهندسین کشاورزی نیز بیشتر به مسائلی در مقیاس کوچک مزرعه به منظور خارج ساختن «آب اضافی» برای کنترل سطح ایستابی جهت رشد بهتر گیاهان توجه داشتند. به این ترتیب، اثرات محتمل پایین دستی جریانات در آبراهه‌های دریافت‌کننده مورد توجه زیادی قرار نگرفته بود.

به واسطه فقدان مشاهدات لازم، این بحث تاکنون ادامه داشته است. همچنین غالباً مشاهده نشدن علائم مربوطه، به معنی فقدان اثرات، تلقی شده است. لیکن در حال حاضر در اثر تلفیق کارهای مهمی که اخیراً در بریتانیا و سایر کشورها به ویژه کشورهای اروپایی و امریکای شمالی صورت گرفته است، ارائه تصویری منسجم برای پاسخگویی به بسیاری از ناهنجاری‌های آشکار و تضادها، ممکن شده است.

---

1 -Baily et al

۳- تأثیر زهکشی مزارع

انواع مختلف سیستم‌های زهکشی که در این فصل و در کتاب‌هایی با موضوع مشابه ذکر شده است، به طور عمده به شبکه‌های زهکشی سطحی، زهکش‌های کم عمق، زهکشی زیرزمینی و زهکش‌های اصلی مورد نیاز برای انتقال زه‌آب تقسیم می‌شود.

شبکه زهکشی سطحی، آبهای اضافی را از سطح اراضی جمع‌آوری و به نقطه خروجی مناسبی تخلیه می‌کند. به این ترتیب، گرچه این نوع زهکش اثر مستقیمی بر عمق سطح ایستابی ندارد، ولی از طریق تخلیه آب سطحی، اثر غیر مستقیمی اعمال می‌کند. چرا که در غیر این صورت این آبها صرف نفوذ و بالا رفتن سطح ایستابی می‌شد. سیستم‌های زهکشی سطحی مدرن از نهرها و آبراهه‌های کم عمق تشکیل شده است که اغلب با تسطیح یا هموارسازی اراضی جهت تسهیل جریان سطحی همراه می‌باشد (اسپور و لیدز هریسون[1]، ۱۹۹۹). در عوض، در برخی نقاط دنیا از پشته‌بندی اراضی جهت کشت گیاهان استفاده می‌شود؛ پشته‌هایی که دارای شیب مورد نیاز در طرفین جهت جریان آب سطحی به سمت انهار کم عمق هستند. در سیستم‌های کشاورزی بسیار پیشرفته مثل انگلستان، اغلب، شبکه‌هایی از انهار وجود دارد که از مزارع تبعیت کرده و این، دال بر وجود محدوده زهکشی نشده‌ای است که در مقابل زهکشی مدرن می‌بایستی مورد ارزیابی قرار گیرد.

سیستم‌های کم عمق عموماً مربوط به خاک‌های کم نفوذپذیر بوده و برای دریافت جریان از لایه‌های سطحی با نفوذپذیری بالاتر طراحی می‌شوند. در مناطق گرمسیری، سیستم‌های پشته‌بندی ترجیح داده می‌شود؛ در حالیکه در خاک‌های رسی مناطق معتدل، اغلب سیستم‌های زهکشی ثانویه بر مبنای احداث زهکش‌های مول (لانه موشی) و یا خرد کردن خاک‌های زیرین مورد توجه می‌باشد. در این حالت‌ها، آب از لایه‌ای نسبتاً سطحی که به طریق مکانیکی خرد و پوک شده است، به انهار روباز یا لوله‌های جمع‌کننده تخلیه می‌شود.

---

1 -Spoor & Leeds Harrison

زهکشی زیرزمینی به طور عموم (و نه همواره) به علت جنبه‌های اقتصادی، در خاک‌های نسبتاً نفوذپذیر احداث می‌شود. این زهکش‌ها غالباً با استفاده از لوله‌های زیرزمینی به اجرا در می‌آیند. در شبکه‌های مدرن، لوله‌های پلاستیکی مشبک جایگزین تنبوشه‌های سفالی سنتی شده است. آب زیرزمینی، زمانی به داخل زهکش‌ها جریان می‌یابد که سطح ایستابی به بالای تراز نصب زهکش‌ها برسد. در برخی نقاط دنیا (مثل پاکستان) به جای استفاده از لوله‌ها، از چاه‌های پمپاژ برای کاهش تراز سطح ایستابی استفاده می‌گردد. از نهرهای روباز عمیق نیز که عملکردی مشابه لوله‌های زیرزمینی دارند می‌توان برای پایین انداختن سطح آب زیرزمینی استفاده کرد.

زهکش‌های اصلی می‌تواند شامل لوله‌های زیرزمینی یا غالباً انهار روبازی باشد که به منظور انتقال آب به خارج از محدوده مورد نظر به کار می‌رود. انهار روباز اشاره شده، ممکن است بخشی از یک شبکه آبراهه طبیعی و یا زهکش احداث شده باشد.

الف- ملاحظات نظری

واکنش هیدرولوژیک یک سیستم زهکشی، ناشی از ترکیب روابط متقابل بین عواملی از قبیل ورودی حاصل از بارندگی (یا آبیاری)، ویژگی‌های اراضی و نوع سیستم زهکشی است. در این بخش، فرآیند پیچیده عملکرد عوامل مذکور به طور خلاصه بیان شده و سپس چگونگی بهره‌گیری از فرآیندهای ذکر شده، به منظور تعیین تأثیر زهکش بر جریان آبراهه‌ای ذکر می‌گردد. در این مباحث، که تنها به صورت کیفی بیان شده است، کاهش ذخیرهٔ سطحی، افزایش ظرفیت ذخیره خاک و جریان سریعتر آب از داخل خاک، مورد توجه قرار گرفته است.

ورودی ناشی از بارندگی بسته به شدت، میزان و دوره بازگشت آن متغیر خواهد بود. وضعیت اراضی در زمان بارش، از نظر عواملی نظیر رطوبت پیشین خاک، پوشش گیاهی، زبری و فشردگی سطح اراضی، به سهم خود بر سیستم زهکشی مؤثر هستند.

نفوذپذیری سطحی خاک، میزان آبی را که وارد خاک می‌شود کنترل می‌کند. آبهای نفوذی پس از عبور از ناحیه غیر اشباع به طور موقت در آن ذخیره می‌شوند و سپس با نفوذ عمقی به سطح ایستابی می‌پیوندند. در بدترین حالت، ممکن است خیز سطح ایستابی تا نزدیکی سطح زمین برسد و مانع از نفوذ بیشتر شود. افزایش بارندگی نسبت

به ظرفیت نفوذپذیری خاک، موجب تجمع آب در سطح خاک و یا ایجاد جریان سطحی می‌شود. گودی‌های موجود در سطح خاک، بخشی از این جریان و یا تمامی آن را در خود نگه می‌دارند و به این طریق نفوذ تداوم می‌یابد.

ذخیره سطحی خاک، مثلاً در گودی‌ها، هیدروگراف جریان سطحی را تغییر می‌دهد. جریان در هر مرحله احتمالاً در معرض یک سری کنترل‌های هیدرولیکی قرار می‌گیرد؛ به طور مثال، سرریز طبیعی آب از گودی‌ها یا مجاری ورودی به سیستم‌های زهکشی. نتیجه اینکه، اثر این عوامل به نوبه خود به تغییرات بعدی هیدروگراف منجر می‌شود.

خاک نیز از طریق نگهداشت آب در فضای خالی خود و از طریق کنترل شدت جریان در پروفیل خاک، بر هیدروگراف جریان از زهکش زیرزمینی تأثیر می‌گذارد. شدت جریان آب در خاک، بستگی به هدایت هیدرولیکی خاک، عمق جریان اشباع و همچنین شیب هیدرولیکی غالب دارد. ظرفیت نگهداشت آب در داخل پروفیل خاک به وسیله ویژگی‌های فیزیکی و شرایط رطوبت پیشین خاک مشخص می‌گردد.

خاک‌های دانه‌ای (ماسه‌ای) به طور عموم دارای هدایت هیدرولیک و سرعت نفوذ متوسط تا زیاد بوده و می‌توانند حداقل به طور موقت مقادیر نسبتاً زیادی از آب قابل زهکشی را در پروفیل خاک ذخیره کنند. در مقابل، خاک‌های رسی، به ویژه زمانیکه کاملاً مرطوب شوند، نفوذپذیری بسیار ضعیفی از خود نشان می‌دهند. اگرچه خاک‌های رسی دارای ظرفیت بسیار زیاد نگهداشت آب هستند، لیکن فقط بخش بسیار ناچیزی از آنچه که در داخل منافذ درشت قرار می‌گیرد، قابل زهکشی است. منافذ درشت شامل ترک‌های ناشی از انقباض خاک، فضای خالی ریشه‌های پوسیده و هر گونه فضای خالی داخلی خاک است. در این خاک‌ها تقریباً کل زهکشی محدود به شبکه‌ای از مجاری و فضاهای خالی متصل به هم است.

مشخصات سیستم زهکشی، از طریق کاهش فاصله جریان تا سیستم انتقال و به تبع آن، کاهش مقاومت کلی در برابر جریان، بر واکنش هیدرولوژیکی آن اثر می‌گذارد. سیستم‌های زهکشی نیز خود دارای حداکثر ظرفیت انتقال هستند؛ به طوری که هرگاه جریانات ورودی به میزان بیش از ظرفیت حداکثر باشد، احتمالاً به صورت افزایش

ذخیره در سیستم، در داخل و در سطح خاک، و یا در نقاط خاص سیستم زهکشی نظیر کالورت‌ها نگهداری می‌شود.

اثر زهکشی بر روی جریان آبراهه‌ای معمولاً از طریق ارزیابی اثرات احتمالی پاره‌ای از عوامل مؤثر به شرح زیر مورد بررسی قرار می‌گیرد:

۱- نوع خاک

در انواع مختلف خاک‌ها، از نظر نیاز به زهکشی، تفاوت‌هایی وجود دارد. خاک نفوذپذیری که در مجاورت رودخانه یا دریاچه تحت شرایط ماندابی قرار گرفته است، ممکن است به یک زهکش عمیق نیاز داشته باشد. در مقابل، در خاک‌های رسی با نفوذپذیری ضعیف، ممکن است زهکش کم عمق مناسب‌تر باشد. زیرا این نوع خاک‌ها، توانایی جذب آب بارندگی را ندارند. به علاوه، براساس آنچه که ذکر شد، از آنجائیکه حرکت آب در خاک‌های رسی محدود به شبکه‌ای از منافذ درشت است، این امر تأثیر متفاوتی بر الگوی جریان در این خاک‌ها نسبت به جریان در درون خاک‌های ماسه‌ای نفوذپذیرتر خواهد داشت. زهکشی خاک‌های نفوذپذیر، ظرفیت ذخیره بیشتری را ایجاد نموده و حداکثر جریان خروجی را کاهش خواهد داد (ترافورد، ۱۹۸۳؛ بی‌لی و بری، ۱۹۸۰). در مقابل، زهکشی خاک‌های رسی که فقط دارای منافذ ریز هستند. افزایش قابل ملاحظه‌ای را در ظرفیت ذخیره ایجاد نکرده، لیکن جریان داخل شکاف‌ها را افزایش داده و لذا بسته به شدت بارندگی موجب افزایش حداکثر جریان خروجی خواهند شد (نیکولسون[1]، ۱۹۵۳؛ ترافورد، ۱۹۷۳). بنابراین می‌توان گفت که زهکشی خاک‌های رسی می‌تواند موجب افزایش حداکثر جریان‌های خروجی و زهکشی خاک‌های شنی و لومی موجب کاهش حداکثر جریان‌های خروجی شود.

۲- نوع سیستم زهکشی

بین زهکشی سطحی و زیرزمینی تفاوت اساسی وجود دارد (ویسلر و براتر[2]، ۱۹۴۹). در مناطقی که به طور معمول جریان سطحی به وقوع می‌پیوندد، زهکش‌های روباز، آب را سریعتر تخلیه کرده و حداکثر جریان خروجی را افزایش می‌دهند. در

1 -Nicholson
2 -Wisler & Brater

مقابل، زهکشی زیرزمینی با استفاده از لوله، با ایجاد تأخیر ناشی از نفوذ، دبی حداکثر را کاهش خواهد داد. به علاوه، ظرفیت محدود زهکش‌های زیرزمینی، جریان‌های حداکثر از اراضی تحت زهکشی را محدود می‌سازند. مؤثر بودن زهکش‌های زیرزمینی به میزان زیادی بستگی به سهولت حرکت آب در داخل نیمرخ خاک و عبور از آن دارد. مطالعات متعدد نشان داده است که حداکثر جریان در شبکه‌های مرکب از زهکش‌های زیرزمینی همراه با زهکش‌های لانه موشی، به مراتب بیشتر از شبکه زهکش‌های زیرزمینی است (ترافورد و ری‌کرافت، ۱۹۷۳؛ شوخ[1]، ۱۹۷۸).

۳- شدت زهکشی

با کاهش فواصل زهکش‌ها و افزایش عمق آنها، سطح ایستابی در اراضی کاهش یافته و ظرفیت ذخیره خاک بیشتر می‌شود. به عکس، زهکش‌های با فواصل کمتر، طول مسیر جریان‌های زیر سطحی را کاهش داده و چون تخلیه از طریق زهکش‌ها، سریعتر از جریان در درون خاک است، از این رو دبی حداکثر افزایش خواهد یافت (هو و همکاران[2]، ۱۹٦۷).

۴- ذخیره رطوبتی خاک

چنانچه زهکشی موجب افزایش ظرفیت ذخیره رطوبتی خاک گردد، این امر فقط موجب فرو نشاندن رگبارهایی خواهد بود که نفوذ آنها برابر یا کمتر از میزان ظرفیت ذخیره رطوبت خاک باشد. لیکن نفوذ آن بخش از رگبار که برابر ذخیره پیشین خاک است، می‌تواند کاهش قابل ملاحظه‌ای در میزان حداکثر جریان و کل آن ایجاد کند. به محض اینکه خاک اشباع گردید، رواناب بر روی سطح خاک جریان یافته و البته نفوذ سطحی نیز همچنان با سرعت بسیار کمتر ادامه می‌یابد (پیکلس[3]، ۱۹۲۵؛ اوبرلین[4]، ۱۹۸۱).

1 -Schuch
2 -Howe et al
3 -Pickles
4 -Oberlin

۵- مشخصات بارندگی

در هر رگبار بسیار شدید، اگر شدت بارندگی بیش از ظرفیت نفوذ خاک باشد، تأثیر زهکش‌های زیرزمینی بر حداکثر جریان، به حداقل خواهد رسید (اوبرلین، ۱۹۸۱).

۶- توپوگرافی

در اراضی ناهموار با پستی و بلندی‌های کوچک که مقدار قابل توجهی از جریانات سطحی را ذخیره می‌کنند، هموارسازی اراضی و حذف پستی و بلندی‌ها، موجب افزایش حداکثر جریان خروجی می‌گردد. عامل توپوگرافی همچنین بر میزان زهکشی طبیعی منطقه از طریق کنترل سطح محل‌های تخلیه زهکش‌های زیرزمینی، تأثیر دارد (مور و لارسون[1]، ۱۹۸۰).

در مقایسه با تمام نظریات منتشر شده در زمینه تأثیر زهکشی در جریان‌های زیاد، توجه بسیار کمی به این امر درجریان‌های کم شده است. این‌شاید ناشی از نظریه شایعی است که معتقد است جریان‌های کم در اثر زهکشی کاهش می‌یابد (نیوبولد[2]، ۱۹۷۷؛ مورلند[3]، ۱۹۸۹). این، نتیجه آن است که تصور می‌شود اراضی تحت زهکشی خشک‌تر بوده و اینگونه اراضی قابلیت کمتری در ایجاد جریان سطحی به رودخانه در دوره‌های خشک دارند (داون‌پورت[4]، ۱۹۲۹).

به این ترتیب می‌توان گفت که بحث تأثیر زهکشی بر روی حداکثر جریانات، همچنان کیفی است. از زمان گردهمایی لندن در اواسط قرن ۱۹، که بدون نتیجه به پایان رسیده تاکنون، در این مورد تغییرات اندکی اتفاق افتاده است (بی‌لی دنتون، ۱۹۶۲). اکنون بیش از پیش روشن شده است که انجام مشاهدات و بررسی‌ها برای تبیین و کمی کردن عوامل مهم مؤثر ضرورت دارد. این موضوع منشاء بحث‌های فراوانی از سال‌های گذشته تاکنون بوده در حالیکه به نسبت، کار عملی کمی بر روی آن به انجام رسیده است.

---

1 -Moore & Larson
2 -Newbould
3 -Morland
4 -Davenport

ب- مشاهدات

اگرچه عموماً نظر بر این بوده است که این بحث تنها از طریق یک برنامه مطالعات صحرایی می‌تواند به نتایج مشخصی برسد، لیکن تنها در سال‌های اخیر اطلاعات کافی بر پایه علمی درست در این زمینه به دست آمده است. تاکنون کمبودهایی از نظر اراضی مجهز به وسائل اندازه‌گیری جریان در شرایط وجود زهکش و فقدان آن، وجود داشته است. اراضی مناسب برای این منظور نیازمند تعریف درست محدوده آن و اندازه‌گیری‌های کل جریانات (نه فقط جریان زهکش‌ها) می‌باشد. همچنین کسب اطلاعات هواشناسی و خاک‌شناسی نیز مورد نیاز است تا بتوان نتایج حاصله را به سایر نواحی تعمیم داد. بسیاری از مراکز تحقیقات کشاورزی، جریانات خروجی از سیستم‌های زهکشی را اندازه‌گیری می‌کنند، لیکن اکثر این مطالعات، اطلاعات کمی را که برای این بحث قابل استفاده باشد، تأمین می‌کنند (بی‌لی و بری، ۱۹۸۰). در بسیاری از این مطالعات، کل جریان خروجی اندازه‌گیری نشده و تنها خروجی از زهکش‌ها اندازه‌گیری می‌شود و غالباً قطعات زهکشی نشده (شاهد) برای مقایسه نتایج حاصله وجود ندارد. سایر مطالعات نیز به واسطه تفاوت‌های موجود در نوع کشت، پیچیده شده‌اند.

در ادامه بحث، مثال‌هایی از تجارب موجود زهکشی مزرعه که حاصل بررسی و مقایسه اندازه‌گیری‌های به عمل آمده در اراضی زهکشی شده و نشده است، ارائه می‌شود. در حالت اراضی زهکشی نشده، اندازه‌گیری جریانات از طریق زهکشی واقع در دور تا دور اراضی صورت گرفته است. اگرچه ممکن است که این به معنی وجود یک سازه مصنوعی تلقی شود، با این حال، برای هدایت جریانات به سمت سازه اندازه‌گیری، انجام بعضی اقدامات ضروری بوده تا بتوان آن را به مثابه زهکش محدوده مزرعه یا آبراهه طبیعی محسوب کرد. نتایج این بررسی‌ها برای درک تأثیر زهکش بر روی بزرگترین جریانات حداکثر که بیشترین احتمال ایجاد سیلاب را دارند، ارائه شده است. اگرچه نتایج این مطالعات نمی‌تواند به اندازه کافی جامع و فراگیر باشد، لیکن مبین آن است که چگونه این نوع تحقیقات که در سال‌های اخیر به انجام رسیده است می‌تواند یک تصویر منسجم از تأثیرات پایین دستی زهکشی ارائه دهد. علیرغم

اذعان به اهمیت تأثیر شرایط منطقه بر روی جریانات، این مطالعات ابتدا از طریق نوع سیستم زهکشی و سپس توسط شرایط خاک و سطح ایستابی تشریح شده است.

۱- زهکشی سطحی

زهکشی سطحی، قدیمی‌ترین و در عین حال ساده‌ترین نوع زهکشی بوده و معمولاً شامل تسطیح اراضی و انهار روباز است. برخلاف شرایط مبهم زهکشی زیرزمینی، به طور کلی می‌توان گفت که کاهش ظرفیت ذخیره گودی‌های سطح اراضی و احداث انهار برای خارج ساختن رواناب سطحی، هر دو در جهت افزایش جریانات حداکثر عمل می‌کنند. اولی به وسیله کاهش ذخیره و دومی به علت افزایش سرعت جریان در انهار (به طور عموم در حدود ۳۰۰۰ متر در ساعت) نسبت به جریان در سطح اراضی[1] (۳۰۰ متر در ساعت).

ساده‌ترین شکل زهکشی سطحی، احداث انهار کم عمق است که در فواصل زیاد و گاهی غیر منظم برای خارج ساختن آب مازاد اراضی ساخته می‌شوند. موقعیت آنها می‌تواند به وسیله توپوگرافی اراضی تعیین شود. این زهکش‌ها برای کاهش قابل توجه سطح ایستابی در مزارع مورد نظر قرار نمی‌گیرند. نمونه این نوع زهکش‌ها، انهار موجود در محدوده قطعات زراعی است که در قرن گذشته غالباً در دور تا دور قطعات کوچک وجود داشت. در بسیاری موارد، چنین زهکش‌هایی نماینده زمین‌های «زهکشی نشده» هستند که باید در مقابل زهکش‌های مدرن کشاورزی مورد مقایسه قرار گیرند. (زهکش‌های مدرن یعنی زهکش‌هائی که در آن از لوله‌های زهکشی استفاده شده و اصلاحاتی نیز در زهکش‌های خروجی (تخلیه‌کننده) آنها انجام شده است). بر پایه آنچه که گفته شد، اندازه‌گیری خروجی از زمین‌هایی که به معنی واقعی کلمه زهکشی نشده هستند، دشوار است.

زهکشی سطحی همچنین می‌تواند از طریق پشته‌بندی اراضی، که در آن رقوم سطح خاک افزایش می‌یابد، و یا به جای آن، انجام تسطیح اراضی به منظور حذف گودی‌های سطحی خاک صورت گیرد. روش اول با نوع کشت و عملیات زراعی مرتبط می‌گردد.

---

1 -Overland Flow

همچنین بین زهکشی سطحی و زیرزمینی تأثیر متقابل وجود دارد (این دو می‌توانند با یکدیگر نیز تلفیق شوند). نمونه‌ای از تأثیر متقابل یاد شده از طریق آزمایشات طولانی مدت انجام شده در منطقه سنداسکی[1] واقع در اوهایو شمالی می‌تواند ذکر شود (شواب[2] و همکاران، ۱۹٦۳). بافت غالب خاک‌ها، رسی سیلتی[3] با ٤٥ تا ٥٠ درصد رس در خاک سطحی است که تا ٦٠ درصد یا بیشتر در خاک زیرین افزایش می‌یابد. خاک سطحی به ضخامت ۰/۲ متر به حالت احیا شده[4] در آمده و میزان هدایت هیدرولیک آن پایین است، به گونه‌ای که از میزان ۰/۷ متر در روز در نزدیکی سطح زمین تا کمتر از ۰/۰۰۳ متر در روز در خاک زیرین می‌رسد (شواب و همکاران، ۱۹٦۳).

تکرارهای آزمایشات بر روی قطعات ۰/۲۳ هکتاری به انجام رسیده است که دور تا دور آنها به استثنای ایستگاه‌های اندازه‌گیری، توسط خاکریزهایی برای جلوگیری از خروج آب سطحی احاطه شده است. در دور تا دور این قطعات، به منظور جلوگیری از تبادل آب زیرزمینی بین آنها، از لایه‌های پلاستیک به عمق ۱/۲ متر استفاده شده است. اراضی تیمار مربوط به زهکشی سطحی، تسطیح و هموارسازی شده و شیب عرضی ۰/۲ درصد به آن داده شده است. زهکشی زیرزمینی در این اراضی از لوله‌های سفالی به قطر ۱۰ سانتیمتر که به فواصل ۱۲ متر از هم در عمق ۰/۹ متری نصب شده، تشکیل گردیده است. خروجی زهکش‌های زیرزمینی به وسیله سرریز V شکل اندازه‌گیری شده است. رواناب سطحی به وسیله نهر روبازی جمع‌آوری شده و به یک فلوم کوچک هدایت می‌شود. ثبت داده‌ها در طول ماه‌های رشد یعنی از مارس (اسفند) تا سپتامبر (شهریور) صورت گرفته است که در این مدت انتظار می‌رود حدود ٦۰۰ میلیمتر از ۸٦۰ میلیمتر بارندگی سالانه ریزش کند. به علاوه به منظور شبیه‌سازی رگبارهای شدید غیر معمول (با دوره بازگشت تقریباً ۱۰ سال) قطعات آزمایشی، تحت آبیاری بارانی قرار گرفته‌اند.

---

1 -Sandusky
2 -Schwab
3 -Teledo silty Caly (Mollic Haplaquept: Fine)
4 -Gleyed

یکی از نتایج مهم حاصله این بوده است که زهکشی سطحی و زهکشی زیرزمینی نسبت به هم موازنه متقابل دارند. به عبارت دیگر، زهکشی سطحی حجم خروجی از زهکش‌های زیرزمینی را کاهش می‌دهد و به عکس. این موضوع در هیدروگراف‌های شکل‌های ۲ و ۳ نشان داده شده است. این هیدروگراف‌ها پس از کاربرد ۱۰۰ میلیمتر آب از طریق آبیاری بارانی (با شدت ۵/۸ میلیمتر در ساعت) در خاک نسبتاً مرطوب (رطوبت به میزان ۳٦ درصد حجمی) حاصل شده است. در این حالت، زهکشی سطحی در اراضی دارای زهکش زیرزمینی، تخلیه زهکش‌های زیرزمینی را به میزان ٤۸ درصد کاهش داد (شکل ۲) و از سوی دیگر زهکشی زیرزمینی نیز در اراضی دارای زهکشی سطحی، حجم رواناب سطحی را به میزان حدود ۳۰ درصد کم کرد (شکل ۳). کل جریان خروجی از قطعاتی که تنها مجهز به زهکشی زیرزمینی بودند، ٦٤ میلیمتر و از قطعاتی که تنها مجهز به زهکشی سطحی بودند، ۸۱ میلیمتر و بالاخره از زمین‌هایی که مجهز به هر دو سیستم بودند، ۸۸ میلیمتر بود. بالاترین تخلیه لحظه‌ای به میزان ۱٤۲ میلیمتر در روز در قطعاتی که هر دو سیستم در آنها احداث شده بود، به دست آمد. در مقابل، حداکثر تخلیه لحظه‌ای از قطعات دارای زهکشی سطحی ۱۲۵ میلیمتر در روز و از قطعات دارای زهکشی زیرزمینی ٤۸ میلیمتر در روز حاصل گردید.

شکل ۲- هیدروگراف سطحی جریان زهکشی زیرزمینی از قطعات زراعی دارای زهکشی سطحی در ساناسکی اوهایو. زهکشی سطحی جریان از زهکش‌های زیرزمینی را کاهش داده است.

شکل ۳- هیدروگراف رواناب سطحی از قطعات زراعی دارای زهکشی زیرزمینی در سانداسکی اوهایو. زهکشی زیرزمینی رواناب سطحی را کاهش داده است.

تکرار آبیاری در خاک‌های خشک‌تر (رطوبت به میزان ۲۷ درصد حجمی)، میزان بسیار کمتری برای تخلیه کل به دست داد (۳۱ تا ۳۷ میلیمتر)؛ لیکن اثر کمی بر روی جریان حداکثر داشت (۱۱۹، ۱۰۵ و ٤٦ میلیمتر در روز به ترتیب از قطعات دارای دو سیستم، دارای زهکش سطحی و دارای زهکش زیرزمینی). در این حالت شروع هیدروگراف‌ها از ٦ ساعت پس از آبیاری بود؛ در حالیکه در حالت خاک مرطوب، شروع جریان همزمان با آغاز آبیاری بود.

نتیجه منطقی این مطالعات تجربی این است که احداث زهکش سطحی، منجر به ایجاد جریانات حداکثر بالاتر در پایین‌دست می‌گردد. این امر به دلیل حذف تأثیر ظرفیت ذخیره سطحی اراضی و تأمین مسیر برای جریان سریعتر آب است.

۲- زهکشی زیرزمینی

زهکشی زیرزمینی مستلزم نصب لوله‌های زیرزمینی (سفالی یا پلاستیکی) و در نتیجه، تخلیه آبهای مازاد سفره آب زیرزمینی است. از این رو، انتظار می‌رود الگوی متفاوتی از جریان، نسبت به زهکشی سطحی ایجاد کند.

مواردی از مقایسه بین کل جریان خروجی (یعنی سطحی و زیرزمینی) از اراضی دارای زهکش‌های روباز و اراضی دارای زهکش‌های زیرزمینی وجود داشته است. سونا[1] و کوپی[2] در ۱۹۸۰ دو حوضه کوچک با خاک رسی سنگین را در فنلاند مورد مطالعه قرار دادند. بعد از یک دوره تنظیم[3] ۱۷ ساله، حوضه‌ای به وسعت ۱۰ هکتار که تنها دارای انهار روباز بود، به وسیله لوله‌های زیرزمینی جایگزین شد. بعد از ۷ سال، مقایسه جریانات این حوضه با جریانات حوضه شاهد مجاور نشان داد که زهکشی زیرزمینی، به طور عموم، جریانات حداکثر کوچکتری را نسبت به انهار روباز ایجاد می‌کند. این نتیجه با دلایل نظری ذکر شده در مبحث «نوع سیستم زهکشی» همسو می‌باشد. بین ۳ حالت از اراضی، شامل اراضی زهکشی نشده، دارای زهکشی سطحی و دارای زهکشی زیرزمینی مقایسه اندکی به انجام رسیده است.

مک لین[4] و شواب در ۱۹۸۲ در منطقه سنداسکی، هیدروگراف‌های ثبت شده در سال‌های متعدد را مورد مقایسه قرار دادند تا اینکه معلوم شود آیا زهکشی زیرزمینی جریانات حداکثر را افزایش می‌دهد یا موجب کاهش آن می‌شود؟ محققین توجه داشتند که تقریباً تمامی اراضی، مقداری زهکشی سطحی طبیعی دارند و اینگونه استدلال کردند که منطقی‌تر است اگر حداکثر جریان قطعاتی که تنها دارای زهکشی سطحی هستند با متوسط حداکثرهای قطعاتی که تنها دارای زهکشی زیرزمینی هستند و قطعات دارای هر دو سیستم، مورد مقایسه قرار گیرد.

آنها دریافتند که زهکشی زیرزمینی در بیشتر مواقع جریانات حداکثر را کاهش می‌دهد؛ لیکن در میزان کاهش نسبت به رگبارهای مختلف، تنوع شایان توجهی وجود دارد. در موارد معدودی نیز زهکشی زیرزمینی عملاً موجب افزایش جریانات حداکثر گردید. چنین به نظر رسید که برای بررسی رابطه حداکثر کاهش با شدیدترین رگبارها، شدت بارندگی عاملی مهم می‌باشد. با توجه به اینکه خاک رسی تولید و پس از خشک

1 -Seuna
2 -Kuppi
3 -Calibration Period
4 -Mclean

شدن، ترک‌های عمیقی برمی‌دارد، تلقی این بود که این ویژگی تأثیر قابل توجهی بر روی جریان آب از میان توده خاک به سمت زهکش‌ها دارد.

آنها می‌توانستند با تمرکز بر روی نوع رگبارهایی که سبب ایجاد سیلاب فراوان متجاوز از ۱۵۰ میلیمتر در روز می‌شوند، اثبات کنند که زهکشی زیرزمینی در اینگونه خاک‌های سنگین رسی، تعداد جریانات حداکثر بالای حد ذکر شده را به نصف رسانیده و به طور کلی حداکثر جریان را تا حدود ۳٤ درصد کاهش می‌دهد. آنها نتیجه‌گیری کردند که می‌توان انتظار داشت که به طور کلی زهکشی زیرزمینی در اینگونه شرایط، حداکثر جریان پایین‌تری را موجب گردد؛ گرچه در مواقعی نیز تخلیه‌های حداکثر افزایش می‌یابد. در یک بررسی مشابه در نیوزلند، رنس[1] و همکاران (۱۹۷٦)، دریافتند که رواناب سطحی در اراضی زهکشی نشده در درجه اول بستگی به رطوبت پیشین خاک داشته، در حالیکه این امر در اراضی دارای زهکشی زیرزمینی تا حد بسیار زیادی تابع ویژگی‌های رگبار (از نظر شدت و مدت) می‌باشد.

آزمایشات دیگری توسط رابینسون و بیون[2] (۱۹۸۳)، در اکسفورد واقع در جنوب بریتانیا به انجام رسیده است. میانگین بارندگی سالانه در این منطقه ٦۵۰ میلیمتر و بافت خاک آن رسی سنگین[3] (۵۵ درصد رس و ٤۵ درصد سیلت) می‌باشد. غرقاب بودن دراز مدت خاک در فصل زمستان موجب بروز حالت احیاء در لایه‌ای به ضخامت ۰/۲ متر از سطح خاک گردیده است. هدایت هیدرولیک اشباع لایه‌های سطحی خاک حدود ۰/۱ متر در روز است که در لایه‌های تحتانی به حدود ۰/۰۰۲ متر در روز یا کمتر کاهش می‌یابد.

محل آزمایشات شامل ۲ قطعه ۰/۲۵ هکتاری تحت پوشش چمن دایمی بوده که یکی از آنها فاقد زهکش و دیگری دارای زهکش‌های لانه موشی به عمق ٤۵ سانتیمتر و فواصل ۲ متر بوده‌اند. این محل با استفاده از زهکش حائل در بالادست و پشته‌های خاکریز در طول کناره‌ها از نظر هیدرولوژیکی از سایر اراضی مجزا شدند. کل آبهای

1 -Rennes
2 -Beven
3 -Evesham series (fine, mixed, calcareous, mesic Aquic Hapludall)

خروجی از این قطعات توسط زهکش‌های زیرزمینی که ترانشه آنها با خاک نفوذپذیر پر شده است، جمع‌آوری گشته و برای اندازه‌گیری مداوم به سرریزها هدایت می‌شدند. اندازه‌گیری انجام یافته از شرایط آب خاک در این دو قطعه نشان داد که اشباع سطح خاک در قطعه فاقد زهکش عادی بوده، لیکن در قطعه زهکشی شده اینگونه نیست. مقایسه هیدروگراف‌های مربوط به فصل زمستان (شکل ٤) حاکی از این بود که از قطعه زهکشی شده حداکثر جریان‌های بسیار کمتری خارج می‌شود (رابینسون و بی‌ون، ۱۹۸۳).

شکل ٤- هیدروگراف کل جریان خروجی (سطحی و زیرزمینی) از اراضی رسی بدون زهکشی و با زهکشی زیرزمینی با شرایط پیشین مرطوب در گرندون آندروود انگلستان.

تجربیات ارزشمند دیگری در زمینه تأثیر زهکشی خاک‌های رسی بر روی تخلیه‌ها، در انگلستان به وسیله سازمان مشاوره توسعه کشاورزی[1] (ADAS) توسط افراد مختلف و در محل‌های متفاوت به ثبت رسیده است. این مطالعات نتایج حاصل از بررسی‌های انجام یافته در ساناسکی و گرندون را مورد تأیید قرار داد. به نظر می‌رسد در مورد اینکه زهکشی زیرزمینی خاک‌های رسی سنگین ماندابی، موجب

1 -Agricultural Development and Advisory Service

کاهش جریانات حداکثر خروجی می‌گردد، اجماع عمومی وجود داشته باشد. این حالت یکی از متداولترین شرایطی است که در آن زهکشی مصنوعی مورد نیاز است و بنابراین، این نتیجه را می‌توان عمومی‌ترین و کلی‌ترین نتیجه آزمایش‌های صحرائی به حساب آورد.

در عین حال مواردی نیز وجود دارد که کاربرد نتایج فوق حتی در این چنین خاک‌های سنگینی نیز مصداق ندارد. به علت هدایت هیدرولیک پایین این خاک‌ها، بیشترین مقدار جریان آب از میان منافذ درشت، نظیر ترک‌ها صورت می‌گیرد (ترافوردو رای‌کرافت، ۱۹۷۳). اهمیت ترک‌های خاک مدتهاست که در طراحی زهکشی با استفاده از روش‌های اصلاح نفوذپذیری خاک تحت‌الارضی نظیر زیرکنی خاک یا زهکشی لانه موشی، شناخته شده است. یک مورد که در آن زهکشی خاک رسی جریانات حداکثر را افزایش داد، در منطقه گرندون بود. در نتیجه انقباض رس‌ها و ترک برداشتن آنها در تابستان‌های گرم و خشک، جریان سریع آب از منافذ درشت در اراضی تحت زهکشی منتج به جریان حداکثر بزرگتری نسبت به اراضی فاقد زهکشی گردید (رابینسون و بی‌ون، ۱۹۸۳). نقش منافذ درشت در تغییرات فصلی جریانات حداکثر از اراضی زهکشی شده، مشروحاً توسط رابینسون و همکاران (۱۹۸۷) نشان داده شده است. آنها با مطالعه بر روی خاک رسی سنگین در بلینامور ایرلند، الگوی روشن سالانه در مورد تفاوت جریانات دوره‌ای رگبار بین اراضی زهکشی شده و نشده در یک دوره بیش از ۵ سال یافتند (شکل ۵). در زمستان جریانات حداکثر در اراضی زهکشی نشده، بیشتر بود (شبیه گرندون)، لیکن در تابستان با توجه به خشک شدن خاک و گسترش ترک‌ها تا عمق زهکش‌های لانه موشی، جریان آب به داخل خاک در اراضی زهکشی شده افزایش یافت و از این رو جریان حداکثر از زهکش‌ها بسیار بیشتر از جریان از اراضی زهکشی نشده بود.

شکل ٥- تفاوت فصلی بین جریانات حداکثر از قطعات زراعی با زهکشی و بدون زهکشی در بالینامور ایرلند. در زمستان اراضی بدون زهکشی به دلیل اشباع سطحی و جریان رواناب سطحی دارای حداکثرهای بیشتری است. در تابستان اراضی دارای زهکشی به دلیل وجود ترک‌ها و جریان از منافذ درشت به زهکش‌ها، دارای حداکثرهای بیشتری است.

بحث فوق روی خاک‌های رسی متمرکز شد. با این حال خاک‌های نفوذپذیرتر و خشک‌تر هم در شرایطی که دارای توجیه اقتصادی باشد، می‌تواند تحت زهکشی قرار گیرد. مثلاً برای اطمینان از عملکرد محصول، چند مطالعه صحرایی بر روی اثرات زهکشی خاک‌های سبکتر و نفوذپذیرتر به مورد اجرا گذاشته شده است (شواب، ۱۹۹۲). بیشترین تأکید بر روی خاک‌های رسی بوده است. مشخص و محدود کردن قطعات اراضی آزمایشی در شرایطی که خاک‌ها بسیار نفوذپذیرتر هستند، با مشکل مواجه است.

یکی از مطالعاتی که بر روی خاک‌های بسیار نفوذپذیر به انجام رسیده است، مطالعات زهکشی در ویترن وایک[1] واقع در شمال شرقی انگلستان می‌باشد (رابینسون و همکاران، ۱۹۸۵). این منطقه دارای بارندگی سالانه‌ای معادل ٦٥٠ میلیمتر و خاک لومی

1 -Withern Wike

است[1]. این خاک‌ها دارای ۲۰ درصد رس و ۳۳ درصد سیلت در ۵۰ سانتیمتر لایه سطحی هستند که بر روی خاک رسی با نفوذپذیری آهسته قرار گرفته است. این خاک‌ها بسیار نفوذپذیرتر از خاک‌های سانداسکی و گرندون هستند. هدایت هیدرولیک اشباع لایه سطحی تقریباً ۲ متر در روز و لایه زیرین حدود ۰/۰۲ متر در روز است. اندازه‌گیری اجمالی چاه‌ها نشان داد که شرایط اشباع سطح خاک در اراضی زهکشی نشده به ندرت اتفاق می‌افتد؛ مگر به صورت موضعی، آن هم به علت تراکم سطحی لایه‌ها. مؤید این ارزیابی، فقدان حالت احیاء در ۵۰ سانتیمتری لایه‌های سطحی خاک و وجود مقدار کمی از حالت احیای خاک در زیر آن بود.

وسعت این منطقه ۱۸ هکتار بود به طوری که می‌توانست از نظر هیدرولوژیکی به وسیله توپوگرافی و انهار حائل از اراضی دیگر مجزا شده فرض شود. جریانات با استفاده از سرریز V شکل اندازه‌گیری شد. اراضی در سرتاسر دوره مطالعه تحت کشت غلات بود. در این مدت ۷۵ درصد از اراضی تحت زهکشی قرار داشت، که شامل زیرکنی خاک به عمق ۵۰ سانتیمتر و فواصل ۱/۵ متر در بالای تنبوشه‌هایی به عمق ۰/۸ متر و فواصل ۱۰ متر بود. معلوم شد که برخلاف اراضی با خاک رسی، حداکثر جریانات با زهکشی افزایش می‌یابد. این افزایش، بعدها به وسیله تغییرات هیدروگراف با پیدایش یک فراز در اولین سال پس از زهکشی تأیید شد. کاهش جریان در سال‌های بعد نشان‌دهنده تخریب تدریجی سیستم زیرکنی بود.

شواهد بیشتر در زمینه افزایش جریانات حداکثر پس از زهکشی خاک‌های نفوذپذیر، از مطالعات به عمل آمده در کوکل پارک[2] بریتانیا (آرمسترانگ، ۱۹۸۳) و الینگن[3] آلمان (شوخ، ۱۹۷۸) به دست آمد. با این حال، خصوصیات خاک تنها عامل مؤثر بر رفتار جریانات نیستند و گردآوری و ارائه نتایج حاصل از آزمایشات صحرایی منتشر شده می‌تواند برای تحلیل آماری و طبقه‌بندی مشخصات نوعی از اراضی به کار رود که در آنها زهکشی موجب افزایش جریانات حداکثر شده و آنهایی که موجب کاهش این

1 -Burlingham Series (fine loamy, mixed, mesic Hapludalf)
2 -Cockle Park
3 -Ellingen

جریانات گردیده است. این کار پایه‌ای را برای پیش‌بینی تأثیرات احتمالی زهکشی بر روی جریانات حداکثر در یک منطقه به ویژه تأمین می‌کند. همچنین این تحلیل می‌تواند برای این به کار رود که آیا تفاوت‌های دیگری به جز تفاوت در نوع خاک‌ها وجود دارد که در وضعیت جریان اثر می‌گذارد؟ در مجموع ١٤ مورد از ویژگی‌های هر ناحیه مورد ارزیابی قرار گرفته است که شامل بررسی وضعیت توپوگرافی، بارندگی، عمق و فواصل زهکش‌ها، زهکشی طبیعی، رژیم آب خاک و خصوصیات خاک می‌باشد (رابینسون، ۱۹۸۹ و ۱۹۹۰).

تنها تفاوت‌های عمده منطقه‌ای که تاکنون بین دو گروه معلوم شده است مربوط به رژیم آب خاک قبل از زهکشی است. زهکشی، جریانات حداکثر را در نواحی دارای خاک مرطوبتر، رس زیادتر در خاک سطحی و عمق محدودکننده کمتر در نفوذپذیری لایه‌های زیرین، کاهش داد. این نواحی از زهکشی طبیعی ضعیفی برخوردار بوده و دوره طولانی ماندابی در زمستان داشتند. مقدار قابل توجهی از جریان، محصول جریان سطحی و زیر سطحی در لایه نازک فوقانی خاک بود که وقتی تحت زهکشی قرار گرفت، ظرفیت ذخیره رطوبتی خاک افزایش یافت و شرایط ماندابی از بین رفت و بالاخره جریان سریع از لایه‌های سطحی به میزان زیادی کاهش یافت.

در مقابل، زهکشی در نواحی دارای خاک‌های لومی با نفوذپذیری بیشتر که قبل از زهکشی به دفعات در حالت اشباع قرار نداشتند، موجب افزایش جریانات حداکثر گردید. به نظر می‌رسد بیشترین تخلیه رگبار در شرایطی ظاهر شود که جریان زیر سطحی آرامتری وجود داشته باشد. در این حالت، لوله‌های زهکشی، مسیر جریان سریع آب را تأمین می‌کنند و حداکثر جریان خروجی افزایش می‌یابد (شکل ٦).

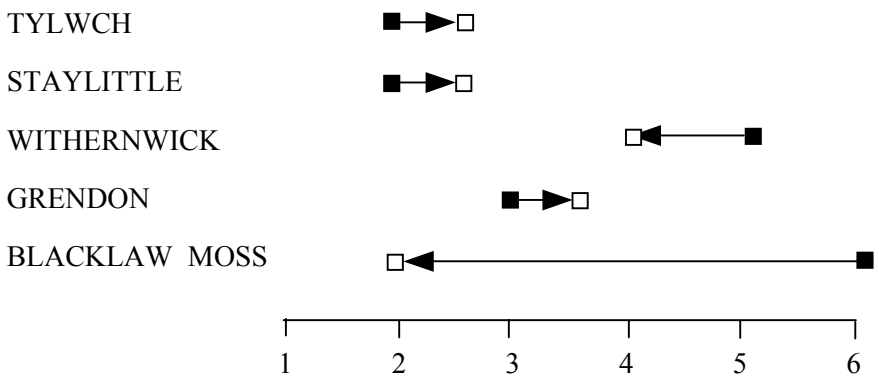
شکل ٦- نمایش تأثیر زهکشی بر روی جریان در خاک‌های زهکشی نشده دارای بافت‌های مختلف لوم

تجارب حاصل از آزمایشات صحرایی در شرایط آب و هوایی معتدل اروپای شمالی در شکل ۷ ارائه شده است. این شکل نشان می‌دهد که چگونه تغییرات بافت خاک، همراه با تأثیر زهکش موجب افزایش (+) یا کاهش (-) جریانات حداکثر می‌گردد. این دیاگرام کاری مقدماتی است و برحسب نظر ارائه دهندگان آن برای این منظور تهیه شده است که بتواند برای مهندسین کشاورزی و یا متخصصین محیط زیست ابزاری فراهم کند که به کمک آن بتوانند جریان‌های حداکثر را در یک ناحیه پیش‌بینی کنند. این موضوع بعداً بیشتر مورد بحث قرار می‌گیرد و از مدل‌های شبیه‌سازی استفاده می‌شود که اثرات متقابل ویژگی‌های خاک و آب و هوا را در تعیین رژیم آب خاک بررسی کنند.

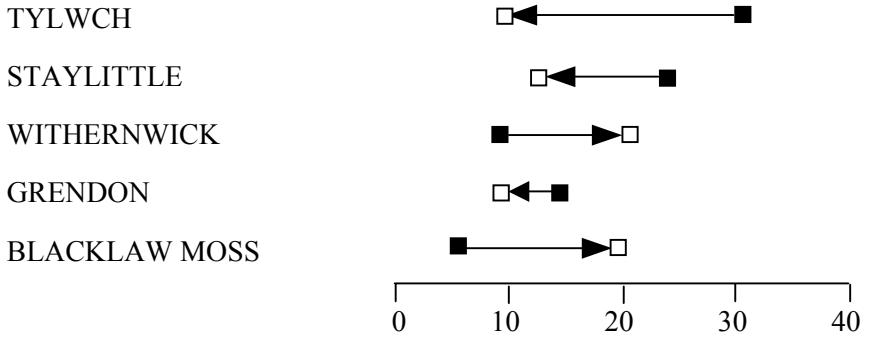
شکل ۷- تأثیر زهکشی زیرزمینی خاک‌های با بافت‌های مختلف بر روی جریانات حداکثر.

اطلاعات هیدرولوژیکی حاصل از تعدادی از این نواحی برای مقایسه جزئیات واکنش‌های مربوط به رگبارها از طریق روش هیدروگراف واحد، مورد استفاده قرار گرفت (رابینسون، ۱۹۹۰). هیدروگراف واحد در هیدرولوژی مهندسی روش استانداردی است (لینسلی[1] و همکاران، ۱۹۸۸) که برای تعریف «جریان مشخصه» از یک ناحیه به ازای یک واحد بارندگی اضافی در زمان واحد (معمولاً ۱ ساعت) به کار می‌رود. در این صورت، تأثیرات الگوهای مختلف بارندگی حذف می‌شود. شکل ۸- الف زمان متوسط خیز هیدروگراف یا زمان رسیدن به اوج و شکل ۸- ب عرض جریان حداکثر ساعتی را به صورت بدون بعد (درصدی از کل جریان رگبار) نشان می‌دهند. اطلاعات حاصل از دو مطالعه زهکشی بر روی خاک‌های آلی یکی در اسکاتلند (نیکولسون و همکاران، ۱۹۸۹) با زهکش‌های روباز ودیگری در ولز (نیوسان[2] و رابینسون، ۱۹۸۳) با زهکش‌های لوله‌ای زیرزمینی نیز بر روی آنها نشان داده شده است.

1 -Linsley
2 -Newson



واحد هیدروگراف «زمان ماکزیمم» (ساعت)



تعادل نقطه ماکزیمم واحد هیدروگراف (درصد)

شکل ۸- تأثیر زهکشی مزرعه بر روی مؤلفه‌های هیدروگراف واحد. جهت و میزان تغییر از اراضی زهکشی نشده (نقاط توخالی) به اراضی زهکشی شده (نقاط توپر) براساس مشاهدات انجام یافته در ۵ مزرعه آزمایشی نشان داده است.

شکل ۸ نشان می‌دهد که زهکشی در جهت کاهش تفاوت‌های بین دو محل عمل کرده است. مثلاً واکنش‌های سریع و جریان‌های سطحی در خاک‌های رسی ضعیف شده، در حالیکه واکنش‌های بطئی‌تر (جریان‌های عمقی در خاک‌های نفوذپذیرتر) افزایش یافته است. زهکشی مصنوعی تفاوت‌های طبیعی بین نواحی را کاهش می‌دهد و یکنواختی بیشتری را در رفتار آب خاک و تخلیه موجب می‌گردد. به دلیل تفاوت‌های گسترده‌ای

که در ضریب رواناب ناشی از رگبارهای منفرد وجود دارد، تعیین همه تفاوت‌های مهم در مقادیر تخلیه رگبارها قبل و بعد از زهکشی مقدور نبوده است.

مطالعات تجربی ذکر شده تماماً در مناطقی که مدیریت اراضی در حالت زهکشی شده یا نشده یکسان بود، به انجام رسیده است. چنانچه تغییرات قابل توجهی در سایر عوامل، همزمان در اراضی تحت زهکشی وجود داشته باشد، ممکن است نتایج متفاوتی حاصل شود. مطالعات زیادی نشان داده‌اند که پوشش روی سطح اراضی، میزان رواناب را از طریق مستهلک کردن انرژی قطرات باران و در نتیجه کاهش بسته شدن منافذ خاک، کاهش می‌دهد (به عنوان مثال نگاه کنید به (آنگر[1] و مک‌کال[2]، ۱۹۸۰). این مسئله به ویژه زمانی که اراضی بعد از شخم زدن عاری از گیاهان بوده یا در زمان آماده‌سازی اراضی برای کشت و یا در دوره جوانه‌زنی، اهمیت دارد. در شرایط استقرار کامل گیاه، از خاک رسی شخم خورده، جریان حداکثر کمتری نسبت به اراضی با تراکم کشت کمتر ایجاد می‌شود (ارواسمیت[3] و همکاران، ۱۹۸۹). این امر می‌تواند حاصل نفوذپذیری بالای این خاک‌ها (که موجب کاهش رواناب می‌شود) و همچنین کاهش پیوستگی ترک‌های ساختمان آنها (که موجب ایجاد هیدروگراف ضعیف تخلیه زهکش می‌شود) باشد.

این مبحث بر روی اثرات زهکشی بر جریانات حداکثر متمرکز است. با این حال، نتایج اندازه‌گیری‌های به عمل آمده در مزارع آزمایشی تحت زهکشی، می‌تواند برای تحقیق اثرات زهکشی مزرعه روی جریانات کمتر نیز به کار رود. در مقابلِ اثرات متنوعی که بر روی جریانات حداکثر در نواحی مختلف (به دلیل تفاوت‌هایی در نوع زهکش‌ها و خاک) وجود دارد، الگوی ثابتی از تغییرات در جریانات کمتر وجود داشته است. بر خلاف انتظار بیشتر محققین در مورد کاهش جریان پایه، جریانات کمتر در واقع در تمام مزارع آزمایشی افزایش یافته است. این امر هم در خاک‌های معدنی و هم در خاک‌های رسی، همچنین هم در اراضی دارای زهکش‌های روباز و هم زهکش‌های

1 -Unger
2 -Mc calla
3 -Arrowsmith

زیرزمینی مصداق دارد. چگونگی این افزایش به وسیله مدل شبیه‌سازی بیان شده است که در زیر تشریح می‌گردد.

پ- مدل‌های ریاضی

نتایج نهایی تجارب صحرایی در زمینه فرآیندهای اصلی مؤثر را می‌توان با کاربرد مدل، مورد آزمایش و بررسی قرار داد. از این طریق می‌توان تأثیرات متقابل بین متغیرها را مورد بررسی قرار داد و دیدگاه‌هایی را برای نحوه اثرگذاری پاره‌ای از عوامل که امکان اندازه‌گیری مستقیم آنها در چارچوب آزمایشات صحرایی فراهم نمی‌باشد، ایجاد کرد. بنابراین مشاهدات صحرایی و روش مدل کاملاً مکمل یکدیگر هستند.

روش‌های زیادی برای تهیه مدل و همچنین مدل‌های زیادی وجود دارند که مرور آنها با جزئیات مربوطه در اینجا مقدور نمی‌باشد. در عوض دو مدل نسبتاً ساده یکی مربوط به زهکشی سطحی دیگری در مورد زهکشی زیرزمینی در ادامه مطلب تشریح شده است.

۱- مدل‌های زهکشی سطحی

«نیاز» به زهکشی سطحی می‌تواند به وسیله عمق آب قابل ذخیره در گودی‌های خاک مشخص شود؛ ذخیره‌ای که قبل از شروع رواناب صورت می‌گیرد. اراضی با میزان بالای ظرفیت ذخیره گودی‌ها، از نظر زهکشی سطحی ضعیف ارزیابی می‌شوند. میزان ذخیره گودی‌ها مقادیر متغیری را از حدود صفر، در مزارع خوب هموار شده و صاف، تا چند سانتیمتر، در مزارع ناصاف یا تقریباً مسطح که خروجی‌های سطحی کافی ندارند، شامل می‌گردد.

اسکگز[1] (۱۹۷٤) واکنش سطح ایستابی نسبت به بارندگی در اراضی دارای زهکشی زیرزمینی برای ۳ حالت از ذخیره گودی‌ها را مدل کرده است: صفر میلیمتر برای زهکشی سطحی ایده‌آل، ۲۵ میلیمتر برای زهکشی سطحی ضعیف و رقم میانگین ۱۲/۵

1 -Skaggs

میلیمتر. مدل براساس راه حلی از معادله ریچاردز برای جریان عمودی و فرض اینکه جریان در عمق زهکش با رابطه هوخهات بیان می‌شود، ارائه شده است. این مدل برای پیش‌بینی وضعیت سطح ایستابی با استفاده از ویژگی‌های رطوبت خاک و اطلاعات هدایت هیدرولیک غیر اشباع برای یک خاک لوم ماسه‌ای به کار رفت. نتایج حاصله با مقایسه نتایج پیش‌بینی مدل واندازه‌گیری سطح ایستابی در زمین‌هایی که با زهکش‌های زیرزمینی با فواصل ۱۵ متر زهکشی شده بود، مورد تأیید قرار گرفت.

با افزایش ذخیره گودی‌ها، کل مقدار نفوذ و خیز سطح ایستابی مربوط به آن به طور چشمگیری افزایش یافت (با تخریب زهکشی سطحی). این فرآیند در شکل ۹ ارائه شده است. این شکل واکنش سطح ایستابی شبیه‌سازی شده نسبت به ۸۵ میلیمتر بارش با شدت یکنواخت حدود ۲۱ میلیمتر در ساعت را نشان می‌دهد. در مورد یاد شده، ظرفیت نفوذ ٤۳ دقیقه پس از شروع بارندگی، به کمتر از شدت بارندگی افت کرد و موجب گردید که حالت ماندابی در اراضی با زهکشی ضعیف و رواناب در اراضی با زهکشی سطحی مناسب آغاز شود.

شکل ۹- تأثیر ذخیره گودی‌های سطحی (صفر، ۱۲/۵ و ۲۵ میلیمتر) بر روی واکنش سطح ایستابی به بارندگی (جزئیات در متن آمده است).

زمانی که بارندگی متوقف شود، ۵۵ میلیمتر آب نفوذ کرده و ۳۰ میلیمتر باقیمانده به صورت رواناب در آمده و یا در گودی‌ها نگهداری می‌شود. در زهکشی سطحی ایده‌آل، کل ۳۰ میلیمتر اشاره شده، به صورت رواناب سطحی در می‌آید. از طرف دیگر، با

زهکشی سطحی ضعیف، روانابی فقط به اندازه ۵ میلیمتر صورت گرفته و ۲۵ میلیمتر باقیمانده به تدریج صرف نفوذ می‌شود و سبب اشباع شدن کل نیمرخ خاک و خارج شدن مقداری از آب باقیمانده در سطح خاک می‌گردد. چند روز بایستی بگذرد تا آب باقیمانده روی سطح خاک از طریق نیمرخ خاک خارج شود و سطح ایستابی شروع به افت کند.

هر چقدر سطح ایستابی اولیه بالاتر باشد، ظرفیت ذخیره آب نفوذ یافته، کاهش می‌یابد (به ازای واحد عمق خاک) و این امر منجر به خیز بیشتر سطح ایستابی در اثر وقوع یک بارندگی معین می‌شود. این امر امکان غرقاب شدن اراضی را افزایش داده و علاوه بر این نقش مهم زهکشی سطحی در خارج ساختن آب اضافی از اراضی را نشان می‌دهد.

مدل تأیید می‌کند که زهکشی سطحی و زیرزمینی مکمل یکدیگر هستند و تأثیر آنها در کنترل مسیر جریان آب از سطح اراضی یا داخل نیمرخ خاک به سمت خروجی را نشان می‌دهد. شکل و تغییرات زمانی هر هیدروگراف به وسیله عوامل ویژه منطقه تعیین می‌شود. شیب و ناهمواری اراضی، میزان کنترل هیدرولیکی اعمال شده بر روی جریان سطحی در اراضی و همچنین عمق ذخیره موقت، بر روی رواناب سطحی تأثیر دارد. فواصل و عمق زهکش‌ها، و نیز خصوصیات خاک، جریان از زهکش‌های زیرزمینی را تحت تأثیر قرار می‌دهند.

۲- مدل‌های زهکشی زیرزمینی

مدل جریانات سطحی و زیرزمینی با استفاده از مدل مدیریت آب خاک تحت عنوان DRAINMOD توسط اسکگز (۱۹۸۰) تهیه شده است. این مدل طی دو مطالعه برای شبیه‌سازی تأثیر زهکشی بر جریانات حداکثر مورد استفاده قرار گرفت (برودهد[1] و اسکگز، ۱۹۸۲؛ کونی‌ها[2] و همکاران، ۱۹۸۸). هر دو مطالعه، اطلاعات مورد نیاز مدل (هواشناسی و خاک) را برای اراضی ماندابی‌ای به کار بردند که بدون ظرفیت ذخیره رطوبتی بودند و یا اینکه ظرفیت کمی داشتند. نتایج شبیه‌سازی نشان داد که زهکشی،

1 -Broadhead
2 -Konyha

بخش زیادی از رواناب سطحی را به جریان زهکش‌های زیرزمینی تبدیل می‌کند و در نتیجه کاهش کلی در میزان حداکثر جریان حاصل می‌شود. این نتایج به میزان زیادی با نتایج عام حاصل از آزمایشات صحرایی زهکشی در نواحی با خاک رسی و حالت ماندابی مطابقت دارد. پارامترهای به کار برده شده برای خاک در مدل، مختص خاک‌های رسی نبوده و از این رو، نتایج حاصله بیانگر این است که رژیم آب خاک در تعیین تأثیرات زهکشی بر روی جریانات حداکثر مهمتر از نوع خاک به تنهایی می‌باشد. شرایط آب و هوایی نیز بایستی همانند خصوصیات خاک مورد توجه قرار گیرد.

هارمز[1] (۱۹۸٦) نیز این مدل را برای مطالعه جریانات حداکثر مورد استفاده قرار داده است. به علت فقدان اطلاعات صحرایی، وی مقادیر کمّی خصوصیات یک خاک رسی، یک خاک لوم و یک خاک ماسه‌ای را براساس اطلاعات موجود به کار برد و عمق زهکش‌ها و فواصل آنها را نیز به صورت متداول در نظر گرفت. برای اراضی زهکشی نشده، انهار مرزی منظور کرد. وی نتیجه گرفت که زهکشی خاک‌های ماسه و لوم جریانات حداکثر را افزایش می‌دهد (که مؤید مشاهدات مشروحه در بخش قبلی است) لیکن شبیه‌سازی او برای خاک‌های رسی دلالت بر تأثیر کم زهکشی بر روی جریانات حداکثر داشت. این نتیجه‌گیری با نتایج شبیه‌سازی که قبلاً ذکر شد (و نیز با تجارب صحرایی موجود) مغایرت داشت. بررسی دقیق‌تر کار وی حاکی از این است که این نتیجه می‌تواند ناشی از نظر وی برای به کار بردن عمق ظرفیت ذخیره گودی‌ها در اراضی زهکشی نشده به میزان ۲ برابر اراضی تحت زهکشی باشد. این امر، شتاب جریان را از اراضی فاقد زهکشی کاهش داده و ظاهراً افت حداکثرهایی که پس از زهکشی در اراضی خاک‌های رسی مشاهده گردید را حذف کرد.

هر سه مورد از کاربرد DRAINMOD می‌تواند راهنمایی برای تعیین تأثیرات محتمل زهکشی بر روی جریان سیلابی در شرایطی که اندازه‌گیری‌های مستقیم جریانات خروجی از اراضی تحت زهکشی یا فاقد زهکشی در دسترس نمی‌باشد، محسوب نمود. در عین حال، کاربرد این مدل برای زمین‌هایی که اطلاعات آنها در دسترس قرار دارد، آموزنده بوده و می‌تواند برای تأیید یا رد تطابق پیش‌بینی‌ها و

1 -Harms

مشاهدات مفید واقع شود. همچنین می‌توان دید که آیا فرآیند جریان و رفتار ذخیره رطوبت خاک توسط مدل به درستی شبیه‌سازی می‌شود یا خیر؟ برای این منظور DRAINMOD بر روی دو ناحیه‌ای که قبلاً ذکر شد، به کار رفته است؛ خاک رسی سنگین در گرندون و لوم نفوذپذیرتر در ویترن وایک. هر دو آزمایش اطلاعات تفصیلی سیستم زهکشی و خصوصیات خاک مورد نیاز برای مدل را دارا می‌باشند. علاوه بر این، آنها در مجاورت ایستگاه‌های هواشناسی با آمارهای طویل‌المدت هستند. از این رو، با داشتن اطلاعات بیشتر و طولانی‌تر، می‌توان تحت شرایط پردامنه‌تری، جریان‌ها را شبیه‌سازی کرد؛ نتیجه‌ای که در اکثر آزمایشات زهکشی مزرعه، به سبب اطلاعات کمتر نمی‌توان انتظار داشت.

مدل برای هر کدام از نواحی ذکر شده با استفاده از مقادیر پارامترهای زهکشی و خاک مربوطه به کار برده شد. نتایج فقط با مشاهدات مربوط به سطح ایستابی مورد مقایسه قرار گرفت. به منظور مطابقت اطلاعات سطح ایستابی، می‌توان در صورت نیاز پارامترهای منطقه در محدوده تغییرات اندازه‌گیری‌ها را تعدیل نمود. نتایج شبیه‌سازی با اطلاعات جریان‌ها مطابقت نداشت. این کار مشابه کاربرد مدل برای ناحیه‌ای بود که در آن اطلاعات نقطه‌ای از خصوصیات خاک برای تعیین مقادیر کلی ناحیه‌ای با استفاده از رژیم آب خاک در دسترس بوده، ولی اطلاعات تخلیه موجود نمی‌باشد. برای خصوصیات خاک تحت شرایط زهکشی و فاقد زهکشی، مقادیر یکسانی به کار رفت. مدل برای هر ناحیه واسنجی و تنظیم شد و جریانات حداکثر شبیه‌سازی شده ناشی از بارندگی در اراضی تحت زهکشی یا زهکشی نشده مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج حاصله حاکی از جریان حداکثر کمتر برای اراضی رسی و بیشتر برای اراضی نفوذپذیرتر بود که با نتایج آزمایشات صحرایی مطابقت دارد (شکل ۱۰ الف و ب). هر دو ناحیه، دارای آب و هوای مشابه با تقریباً ۶۵۰ میلیمتر بارندگی سالانه بوده و بنابراین، تفاوت ذکر شده عمدتاً به خصوصیات خاک‌ها مربوط می‌شود.

شکل ۱۰- جریانات شبیه‌سازی شده کل سیلاب حداکثر از اراضی زهکشی شده و دارای زهکشی زیرزمینی، الف: خاک‌های رسی با نفوذپذیری کم، ب: خاک‌های لومی نفوذپذیر

جریانات و مقادیر آب ذخیره شده حاصل از شبیه‌سازی مدل، نشان‌دهنده کاهش حداکثرها از اراضی رسی تحت زهکشی بود؛ این امر ناشی از تغییر در تولید رواناب (به سبب اشباع خاک در اراضی فاقد زهکش) به جریان زیرزمینی بود. در خاک رسی، میزان میانه[1]جریان حداکثر از ۰/۷ میلیمتر در ساعت به حدود ۰/۲ میلیمتر در ساعت رسید که معادل ۷۰ درصد کاهش می‌باشد. میزان رطوبت لایه‌های سطحی تا حد زیادی کاهش یافت. عمق سطح ایستابی بدون زهکشی در طول سال در بیش از ۱۰۰ روز کمتر از ۱۵ سانتیمتر بود لیکن با زهکشی به مدت کمتر از ٤ روز در سال رسید (شکل ۱۱).

1 -Median

شکل ۱۱- بیلان شبیه‌سازی شده آب سالانه در اراضی زهکشی شده و زهکشی نشده برای شرایط اقلیمی یکسان با تقسیم بارندگی به تبخیر، جریان زیرزمینی و رواناب سطحی به درصد. الف: خاک رسی، ب: خاک لومی ج: تعداد روزهایی از سال که سطح ایستابی در عمق معین زیر سطح زمین قرار دارد.

جریانات شبیه‌سازی شده در خاک لومی نشان از افزایشی معادل ٤٠ درصد در میانه جریان حداکثر بعد از زهکشی داشت (از ۰/۱۵ به ۰/۲۱ میلیمتر در ساعت). سطح ایستابی شبیه‌سازی شده بسیار عمیق‌تر از سطح سفره در اراضی با خاک رسی بود؛ به طوریکه در اراضی زهکشی نشده، تنها در ۷ روز از سال در کمتر از ۱۵ سانتیمتر قرار داشت. امکان وقوع جریان سطحی در اراضی خیلی محدود بود. آزمون جریان مدل و میزان ذخیره، نشان‌دهنده این بود که با نزدیکتر کردن زهکش‌های زیرزمینی به یکدیگر، شیب هیدرولیکی بسیار شدیدتر شده و میزان حداکثر جریان افزایش می‌یابد.

چنانچه با استفاده از اطلاعات واقعی منطقه، شبیه‌سازی اطمینان بخشی به انجام برسد، مدل می‌تواند برای پیش‌بینی تأثیر بعضی از متغیرهای ورودی به کار رود. به ویژه تأثیر زهکشی می‌تواند در شرایط آب و هوایی گوناگون مورد بررسی قرار گیرد. همچنین نوع خاک، تأثیر مهمی روی شرایط آب خاک خواهد داشت. با دو برابر کردن مقدار بارندگی (۱۲۰۰ به جای ٦٠٠ میلیمتر در سال) برای خاک لوم منطقهٔ ویترن وایک و ثابت فرض کردن سایر عوامل، نتایج تغییر پارامترها در جدول ۱ ارائه شده است. افزایش رطوبت اراضی در ناحیه زهکشی نشده کافی است تا مقدار قابل توجهی جریان سطحی ایجاد کند. احداث زهکش در این شرایط، جریانات حداکثر را کاهش خواهد داد، درست همانگونه که برای خاک رسی در منطقه گرندون رخ داده است. در این ناحیه، گرچه بارندگی سالانه فقط ٦٠٠ میلیمتر منظور شده بود، ولی خیس بودن اراضی به دلیل ویژگی‌های خاک، موجب کاهش جریان حداکثر شده است. استفاده از مدل به صورت ذکر شده، امکان توجیه تأثیرات ویژگی‌های خاک و نیز مشخصات اقلیمی به شیوه واقع‌بینانه را فراهم می‌سازد. به عنوان یک معیار غالب کلی یعنی مقدار و تناوب رواناب سطحی از اراضی زهکشی نشده را می‌توان با توجه به دو عامل فوق مورد ارزیابی قرار داد. این امر نشان می‌دهد که الگوی ارائه شده در شکل ۷، که بر پایه مشاهدات صحرایی است، مطلق نبوده و به شرایط اقلیمی نیز بستگی دارد.

جدول ۱- تأثیر رژیم‌های مختلف بارندگی بر جریانات سالانه از اراضی دارای خاک لومی نفوذپذیر

	جریان سطحی (میلیمتر در سال)	جریان سطحی (میلیمتر در سال)	میانه کل جریان حداکثر (میلیمتر در ساعت)	WT_{15}
بارندگی سالانه ٦٠٠ میلیمتر (زهکشی جریانات حداکثر را افزایش می‌دهد)				
اراضی زهکشی نشده	١٧٦	١٤	٠/١٥	٢
اراضی زهکشی شده	٢٠٢	٠	٠/٢١	٠
بارندگی سالانه ١٢٠٠ میلیمتر (زهکشی جریانات حداکثر را کاهش می‌دهد)				
اراضی زهکشی نشده	٥٢٠	٢٦٠	٠/٦٠	١٢
اراضی زهکشی شده	٧٧٢	٢١	٠/٥٢	٠/٣

*عمق سطح ایستابی (برحسب درصد زمان کمتر از ۱۵ سانتیمتر از سطح زمین)

همچنین مدل برای بررسی تأثیر زهکشی روی جریانات پایین نیز مورد استفاده قرار گرفت. به طور کلی، افزایش مشاهده شده در مطالعات صحرایی، عادی به نظر می‌رسد. ولی هنوز این افزایش با اکثر انتظارات مندرج در کتب علمی فرق می‌کند. شبیه‌سازی، برای هر دو نوع خاک رسی و لومی، کاهش بیشتری را در فواصل زهکش‌ها نشان داد که منتج به کاهش در دبی پایه گردید. این نتیجه گرچه با نظر کارشناسان محیط زیست مطابقت کامل دارد؛ با این حال با مشاهدات انجام یافته در مزارع آزمایشی اختلاف دارد. تأثیر عمق زهکش، با در نظر گرفتن عمق بیشتر برای زهکش‌های احداث شده در مقایسه با آبراهه‌های طبیعی با اجرای مدل DRAINMOD مورد مطالعه قرار گرفت. آبراهه‌های در نظر گرفته شده، انهار طبیعی کوچک یا انهار بهسازی نشده واقع در مرز قطعات زراعی با عمق کف یا عمق سطح آب حدود ۰/۵ متر از سطح زمین بودند. در مقابل، زهکش‌های زیرزمینی غالباً در عمق حدود ۱ متر به صورت آزاد تخلیه می‌کردند. استفاده از عمق‌های متفاوت با فواصل اولیه زهکش‌ها نشان داد که زهکشی موجب افزایش دبی پایه می‌گردد. بنابراین مدل می‌تواند پیرامون تأثیر زهکشی روی جریانات پایین نیز کمک کند؛ به عبارت دیگر می‌توان با کمک مدل نقش کاهش فواصل زهکش‌ها و افزایش عمق آنها را مشخص کرد. اولی (کاهش فاصله

زهکش‌ها) جریانات پایین را کاهش می‌دهد و دومی (افزایش عمق زهکش) موجب افزایش آن می‌گردد.

۴- تأثیر بهسازی آبراهه‌های اصلی

بهسازی آبراهه اصلی، اغلب همزمان یا قبل از ساخت شبکه زهکشی مزرعه صورت می‌گیرد. در بسیاری از شبکه‌های زهکشی، بزرگ کردن مقطع آبراهه‌های اصلی به منظور هدایت خروجی‌ها به داخل یک نهر معین و اصلاح (تعمیق) تراز تخلیه زهکش‌های مزرعه به انجام می‌رسد. از این رو آبراهه‌ها بایستی عمیق باشند. لیکن لایروبی و اصلاح مقطع آبراهه‌ها از نظر افراد غیر فنی، اغلب به عنوان نشانه روشنی از پیش‌بینی افزایش میزان حداکثر جریانات از اراضی زراعی تحت زهکشی تلقی می‌گردد. علاوه بر این می‌توان انتظار داشت که تعمیق آبراهه‌های اصلی موجب روند[1] و تعدیل جریانات گردد.

الف- ملاحظات نظری

به طور معمول بهسازی هیدرولیکی رودخانه‌ها یا آبراهه‌های اصلی، تدابیر مختلف مهندسی برای افزایش ظرفیت این آبراهه‌ها را شامل می‌گردد. این تدابیر می‌تواند مشتمل بر اصلاح مقطع، زدودن علف‌های هرز و سایر موانع و اصلاح و مستقیم کردن مسیر که موجب کاهش طول و افزایش شیب آنها می‌گردد، باشد. افزایش ظرفیت عبوری جریان از آبراهه‌ها، تعدد سرریز کردن و پخش سیلاب بر روی اراضی را کاهش می‌دهد. ترکیب تأثیرات کلیه عوامل می‌تواند موجب افزایش جریانات حداکثر در طول آبراهه گردد (لینسلی و همکاران، ۱۹۸۸).

سرعت جریان در داخل آبراهه، معمولاً بسیار بیشتر از جریان در دشت سیلابی[2] است؛ زیرا که در دومی عمق جریان کم و مقاومت در برابر آن بیشتر است.

---

1 -Routing
2 -Flood Plain

شکل هیدروگراف ورودی برای میزان معینی از آب در طول یک بازه مشخص، به دلیل ذخیره موقت و مقاومت در مقابل جریان تعدیل می‌شود. این تأثیرات، همیشه جریان را تنظیم و دورهٔ سیلاب را طولانی می‌کند و بدین طریق جریان حداکثر (دبی اوج) کاهش می‌یابد. شدت هر تغییر بستگی به طبیعت تغییر ذخیره با عمق جریان دارد؛ ولی این تغییر زمانیکه جریان سرریز کرده و بر روی زمین‌هایی که همیشه ظرفیت ذخیره بالایی دارند، پخش شود، بسیار زیادتر است.

تأثیر هیدرولیک آبراهه روی روند و تعدیل جریان رودخانه به خوبی شناخته شده است؛ لیکن بررسی نتایج تعدادی از مطالعات واقعی مفید خواهد بود.

ب- مشاهدات

تأثیر انجام بهسازی در رودخانه‌ها یا آبراهه‌های اصلی زهکشی بر روی مقدار تخلیه در بسیاری از کشورها مورد بررسی قرار گرفته است. تعدادی از مطالعات اولیه در ایرلند به انجام رسیده است؛ کشوری که در آن زهکشی به دلیل شرایط توپوگرافی پست اراضی و اقلیم بسیار مرطوب آن به طور خاصی اهمیت دارد. کارهای اصلی زهکشی در این کشور، به طور معمول شامل بهسازی مسیر رودخانه در مقیاس حوضه آبریز است که در یک شبکه تیپ متشکل از حدود ۱۰۰۰ کیلومتر مسیر اصلاح شده رودخانه بوده که در محل‌های گود و سیل‌گیر دارای خاکریزهای حفاظتی سیلاب می‌باشد. اوکلی[1] (۱۹٤٥) میزان حجم ذخیره اضافی در طول رودخانه‌های مختلفی که خاکریزهای آنها اجرا شده بود را برآورد نمود و نتیجه گرفت که دبی اوج در پایین دست حدود ۱۲ تا ۷۷ درصد افزایش خواهد یافت. یک دهه بعد (اوکلی، ۱۹۵۵) او موفق به مقایسه هیدروگراف‌های ۱۲۰۰ کیلومتر مربع از حوضه رودخانه بروسنا[2] قبل و بعد از بهسازی گردید. بهسازی آبراهه، ظرفیت آبراهه اصلی را تا حد تخلیه دبی حداکثر با دوره بازگشت ۱۰ سال افزایش داد و از این طریق حدود ۲۰۰۰۰ هکتار از اراضی از سیل‌گیری طولانی و غرقاب بودن مصون شد.

1 -O’klley
2 -Brosna

تأثیرات بهسازی‌ها در شکل ۱۲ ارائه شده است. به طوریکه در این شکل دیده می‌شود، به دلیل تأثیرات ذخیره اضافی، هیدروگراف قبل از بهسازی افت و خیزهای خیلی آهسته دارد در حالیکه هیدروگراف بعد از بهسازی که از دوره‌ای با بارندگی مشابه تهیه شده است، عکس‌العمل‌های بسیار سریعی را نشان می‌دهد و زمان پایه کوتاهتر آن، موجب افزایش چشمگیر در تخلیه حداکثر می‌گردد. همچنین برای مقایسه شرایط قبل و بعد از بهسازی، از آنجا که بیشتر هیدروگراف‌های مشاهده شده، نتیجه مجموعه‌ای از رگبارهای متعدد بودند، هیدروگراف‌های واحد سیلاب نیز تهیه شد. این بررسی مؤید این نکته است که نقطه اوج هیدروگراف واحد تحت تأثیر بهسازی‌های زهکشی به میزان زیادی افزایش می‌یابد (اوکلی ۱۹۵۵).

تا پایان دهه ۱۹۷۰ مجموعه داده‌های هیدرولوژیکی برای ۱۲ حوضه آبریز ایرلند که در آنها بهسازی آبراهه‌های اصلی با هدف تخلیه رواناب با دوره بازگشت ۳ سال به انجام رسیده، تهیه شده بود. این بهسازی‌ها منتج به افزایش ثابتی در تخلیه متوسط سالانه به میزان ٦۰ درصد در ۱۲ حوضه فوق‌الذکر شد (بری و کونن[1]، ۱۹۸۰). این افزایش برای سیلاب‌های بزرگتر و یا با دوره بازگشت طولانی‌تر کم بود؛ زیرا این امر ظرفیت طراحی مورد نیاز آبراهه‌های اصلاح شده را افزایش می‌دهد و با پخش سیلاب در دشت سیلابی منتج به ذخیره اضافی و کاهش دبی حداکثر می‌گردد.

آرچر[2] (۱۹۸۹) همچنین دریافت که تغییرات جریان ناشی از اصلاح آبراهه به میزان جریان تخلیه (دبی جریان) بستگی دارد به طوری که دبی تا حد ظرفیت طراحی آبراهه اصلاح شده افزایش می‌یابد و در جریان‌های بالاتر، تأثیر ذخیره دشت سیلابی مشهود می‌گردد. رابینسون (۱۹۹۰) تأثیرات بهسازی آبراهه‌ها را روی ٤ رودخانه در بریتانیا (با حوضه‌هایی به وسعت ٦۰ تا ۳۰۰ کیلومتر مربع) که دارای ظرفیت طراحی برای تخلیه جریاناتی با دوره بازگشت ۱۰ تا ۱۰۰ سال بودند، مورد بررسی قرار داد. این بهسازی‌ها شامل تعمیق و تعریض مقطع آبراهه و نیز احداث دیواره حفاظتی سیلاب بود. نتایج حاصل از این آزمون به اختصار در جدول ۲ ارائه شده است. ارقام مندرج در این جدول نشان می‌دهد که جریانات حداکثر که با متوسط تخلیه حداکثر سالانه

1 -Cunnane
2 -Archer

مشخص شده به طور هماهنگ افزایش یافته است. از آنجا که در اثر تعمیق آبراهه‌ها، احتمال کاهش تخلیه‌ها در فصول خشک وجود داشت، در این بررسی جریانات پایه نیز همانند تخلیه‌های حداکثر مورد مطالعه قرار گرفت. در واقع، جدول ۲ نشان می‌دهد که در هر حوضه، جریانات پایه (تحت عنوان جریان حداقل ۷ روزه) افزایش یافته است. افزایش در حداقل‌ها و حداکثرها با اندازه آبراهه تعمیق یا تعریض شده نسبت مستقیم دارد.

شکل ۱۲- تأثیر بهسازی‌های آبراهه اصلی بر روی جریانات سیلابی، رودخانه بروسنا در ایرلند

جدول ۲- تغییرات جریانات متوسط حداکثر و حداقل سالانه پس از انجام بهسازی‌ها در ٤ آبراهه اصلی رودخانه‌های بریتانیا

رودخانه	حداکثر سالانه (درصد)	حداقل ۷ روزه (درصد)	دوره بازگشت برای طراحی ظرفیت (سال)
اوک	+١٤	+١٠	١٠
بارلینگز	+٣٤	+٢٨	١٠
ویتهام	+٧٤	+٥٧	٥٠
اوه‌نی	+٨٨	+٥٣	١٠٠

در بهسازی آبراهه اصلی، عمیقتر شدن آبراهه نسبت به مقطع اصلی موجب افزایش جریانات حداقل می‌شود. این گونه آبراهه‌ها قادر به پایین آوردن سطح ایستابی اراضی

مجاور خود هستند (عیناً شبیه آنچه که در زمینه افزایش جریانات فصول خشک توسط زهکش‌های مزرعه ذکر شد). این موضوع با نظریه رایج مبنی بر کاهش جریانات پایه تحت تأثیر بهسازی آبراهه، مغایرت دارد. امکان دارد عقیده مزبور از این ناشی شده باشد که آبراهه‌های جدید (یا بهسازی شده) عمیق‌تر و عریض‌تر از آبراهه‌های اولیه هستند. از این رو برای یک ناظر کم دقت، جریانات فصول خشک به دلیل عریض‌تر بودن مقطع آبراهه،کم عمق‌تر و نسبت به محل استقرار وی در روی شیب کناره، به دلیل عمق زیاد کف آبراهه به میزان کمتر به نظر می‌رسد.

تغییرات جریانات بالاتر با مراجعه به اطلاعات حاصل از حوضه رودخانه ویتهام[1] در شرق انگلستان، آشکار می‌شود. بهسازی این رودخانه به منظور کاهش سیل‌گیری اراضی بالادست شهر لینکلن[2] به انجام رسیده است. ایستگاه اندازه‌گیری جریان که در این مطالعات مورد استفاده قرار گرفته در ۳۰ کیلومتری بالادست لینکلن، در منطقه‌ای مجاور مقطع اصلاح شده آبراهه واقع شده است. عملیات اجرایی در سال ۱۹۷۰ آغاز و در ۱۹۷٤ تکمیل شد.

اصلاح آبراهه به تغییرات چشمگیری در شکل هیدروگراف‌های سیل از نظر تغییر در «زمان اوج» هیدروگراف واحد منجر گردید (شکل ۱۳). هیدروگراف قبل از انجام بهسازی‌ها شکل دیگری داشت، چون حداکثرهای تخلیه مشاهده شده بیشتر بود و آب از مقطع آبراهه سرریز کرده و وارد دشت سیلابی می‌شد. در پی اصلاح آبراهه، به علت اینکه جریان‌ها از داخل آبراهه اصلی عبور می‌کرد، هیدروگراف شکل خود را در محدوده وسیع‌تری از جریانات حداکثر حفظ کرد. چنین به نظر می‌رسد که تغییر در الگوی جریانات رودخانه که ناشی از ایجاد سیستم حفاظت فعالیت‌های کشاورزی در دشت سیلابی است، باعث افزایش سیلاب‌ها در پایین دست شهر لینکلن شده و مشکل ایجاد کرده است. اصلاح این امر، خود مستلزم ایجاد شبکه کنترل سیلاب پرهزینه شده است (پنینگ- روسل[3] و همکاران ۱۹۸٦).

---

1 -Witham
2 -Lincoln
3 -Penning – Rowsell

شکل ۱۳- تغییرات زمان اوج هیدروگراف واحد به ازای مقادیر مختلف حداکثر جریان، قبل از بهسازی آبراهه اصلی (نقاط توپر) و بعد از آن (نقاط توخالی).

۱- مدل‌های ریاضی

تأثیر اصلاح آبراهه‌ها را می‌توان به وسیله روش‌های روندیابی سیلاب نیز نشان داد. نمونه‌ای از آن، کار کمپبل[1] و همکاران (۱۹۷۲) است. آنها تأثیر اصلاح مسیر و خاکریزی اطراف رودخانه بویر[2] در ایالت آیوا[3] را مورد بررسی قرار دادند. این رودخانه یک حوضه ۳۰۴۰ کیلومتر مربعی را زهکشی می‌کند. طول قبلی مسیر رودخانه تا محل تخلیه به رودخانه میسوری[4] ۴۰۰ کیلومتر بود که از طریق اصلاح مسیر (مستقیم کردن) در طول سال‌های ۱۹۰۰ تا ۱۹۵۰ به ۱۶۰ کیلومتر کاهش یافت. حداکثر ظرفیت آبراهه این رودخانه با انجام اصلاحات از ۳۷۰ به ۶۵۰ متر مکعب در ثانیه افزایش یافت. قبل از انجام اصلاحات، بیشتر اراضی دشت سیلابی مرطوب و باتلاقی بود.

تهیه مدل شامل ساخت یک هیدروگراف واحد از ۳۷۰ کیلومتر مربع از بخش بالائی حوضه و ۹۳ کیلومتر از مسیر آبراهه برای شرایط قبل و بعد از اصلاح مسیر می‌گردید.

1 -Campbell
2 -Boyer
3 -Iowa
4 -Missouri

میزان ضریب زبری مانینگ برای دشت سیلابی ۰/۰٤، ۰/۰٦ و ۰/۱۰ و برای آبراهه اصلی قبل از انجام اصلاح مسیر، ۰/۰٤ در نظر گرفته شد. برای شرایط بعد از بهسازی، براساس اندازه‌گیری‌های به عمل آمده، ضریب زبری برای آبراهه ۰/۰۳ و دشت سیلابی ۰/۰٦ منظور گردید.

شبیه‌سازی‌ها مؤید این نکته بود که حذف پیچ و خم‌ها و خاکریزی رودخانه‌های طبیعی، زمان پایه هیدروگراف سیلاب و همچنین زمان جریان امواج سیلاب را کاهش داده و در نتیجه موجب افزایش چشمگیری در تخلیه حداکثر می‌گردد. میزان تغییرات بستگی به طول رودخانه، شیب و شکل آبراهه اصلی همچنین شکل دشت سیلابی و پوشش گیاهی آن دارد که به ترتیب ظرفیت ذخیره موقت و زبری آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد.

تأثیرات طول مسیر اصلاح شده و زبری دشت سیلابی بر روی تخلیه حداکثر در شکل ١٤ ارائه شده است. به طوریکه مشاهده می‌شود، افزایشی معادل ۹۰ تا ۱۹۰ درصد در تخلیه حداکثر برای مقادیر مختلف ضریب زبری دشت سیلابی حاصل می‌گردد. قبل از اصلاح مسیر، جریان‌های سیلابی به دلیل ذخیره آب در اراضی باتلاقی حاشیه رودخانه، برای مدت طولانی باقی می‌ماندند. اصلاح مسیر، زمان جریان موج سیلابی را ٦۰ تا ۷۰ درصد کاهش داد و سرریز کردن رودخانه را از بین برد.

شکل ١٤- افزایش جریان حداکثر در فواصل مختلف در طول آبراهه بهسازی شده به ازای مقادیر متفاوت ضریب زبری

بررسی تأثیر اصلاح مسیر ٢٦ کیلومتر از بخش بالائی و باقی گذاشتن ٦٧ کیلومتر از آبراهه به حالت طبیعی آن نیز قابل توجه بود. جای تعجب نیست که درست بعد از مقطع اصلاح شده، تغییرات چشمگیر زیادی در تخلیه حداکثر و در مدت سیل صورت می‌گیرد. با افزایش تخلیه حداکثر، زمانی که موج سیلاب از آبراهه اصلاح نشده عبور می‌کند، به سرعت کم می‌شود.

۵- تأثیر بهسازی زهکشی در سطح حوضه

آنچه تاکنون در این فصل ذکر شد مربوط به تأثیر زهکشی در مقیاس تخلیه مزرعه یا بازه‌ای از یک آبراهه بود. در بسیاری از شرایط عملی، کارهای صحرایی و زهکشی مزرعه در طول چندین سال و در محدوده وسیعی از یک حوضه متنوع به انجام می‌رسد. تأثیرات ترکیبی این عوامل بر روی رژیم جریان در نقطه معینی از پایین دست مورد توجه فراوان شهروندان است؛ زیرا که آنها نگران تأثیر زهکشی بالا دست و ایجاد خطرات سیل و نابودی اموال خود هستند.

الف- ملاحظات نظری

آزمایشات صحرایی نشان داده است که تأثیر زهکشی بر جریان‌ها، به عواملی از مشخصات منطقه بستگی دارد که کنترل‌کننده رژیم طبیعی آب خاک به ویژه نفوذپذیری خاک و بارندگی هستند. جریانات خروجی از مزارع، توسط شبکه انهار به محل‌های مورد نظر هدایت می‌گردد. توجه به این مسئله مهم است که میزان و حتی جهت تغییرات جریان‌های ناشی از زهکشی، در مقیاس مزرعه و حوضه آبریز می‌تواند به دلایل زیر متفاوت باشد:

۱- **تأثیر تحت زهکشی نبودن کل اراضی**: بسیار بعید به نظر می‌رسد که کل اراضی زراعی یک حوضه به طور همزمان زهکشی شوند زیرا عوامل فیزیکی شامل خاک و توپوگرافی و نیز عوامل اجتماعی (نظیر بازده اقتصادی سرمایه‌گذاری و سیستم مالکیت اراضی) در کل حوضه متفاوت است. بنابراین، میزان تأثیر زهکشی در مقیاس حوضه آبریز کمتر از یک مزرعه کاملاً تحت زهکشی می‌باشد.

۲- **تأثیر توزیع**: موقعیت کارهای زهکشی در یک حوضه می‌تواند حساسیت هیدرولوژیکی آن را به دلیل تأخیر جریان‌های زیر حوضه‌ها تحت تأثیر قرار دهد. از آنجا که بخش‌های مختلف یک حوضه در فواصل متفاوتی از یک نقطه معین در پایین دست قرار گرفته‌اند، رسیدن حداکثر تخلیه‌ها با زمان تأخیر متفاوتی همراه خواهد بود. بنابراین ممکن است نه تنها میزان، بلکه حتی جهت تأثیر روی جریانات در محل‌های مختلف در طول شبکه آبراهه متفاوت باشد. مثلاً چنانچه تأثیر زهکشی در تخلیه مزرعه، به کوتاه شدن زمان تخلیه حداکثر و افزایش میزان حداکثر تخلیه در شبکه انهار منجر گردد، این امر لزوماً منتج به تغییر مشابه در پایین دست نمی‌شود. در واقع ممکن است نتیجه کاملاً متفاوت باشد: افزایش سرعت جریان آب از اراضی واقع در نواحی پایین دست حوضه، ممکن است موجب خروج جریانات از آن، قبل از رسیدن جریانات اراضی دورتر باشد و بنابراین، در واقع، حداکثر جریان از کل حوضه کاهش می‌یابد.

۳- **از بین رفتن تأثیر زهکشی**: به نظر می‌رسد کارآیی شبکه زهکشی برای تخلیه آب بلافاصله پس از احداث آن، بیشتر از هر زمانی است و این کارآیی با گذشت زمان کاهش می‌یابد. این مسئله به ویژه در مناطق با خاک‌های دارای نفوذپذیری ضعیف مصداق دارد که در آنها اصلاح ثانویه (نظیر زیرکنی) برای بهبود هدایت هیدرولیک لایه‌های تحتانی همراه با عملیات منظم نگهداری مورد نیاز است. معمولاً کشاورزان این کارها را برای حفظ تأثیر بهینه زهکشی آنگونه که شایسته است، انجام نمی‌دهند. علاوه بر این، احتمال کاهش هدایت هیدرولیک خاک مورد استفاده برای پرکردن ترانشه وجود دارد. متقابلاً، بهبود زهکشی خاک‌های رسی سنگین می‌تواند موجب اصلاح ساختمان خاک در طول زمان گردد (بوما[1]، ۱۹۸٦؛ نمک[2]، ۱۹۷٦).

٤- **تأثیر روند آبراهه**: اصلاح آبراهه‌های سیلاب‌بر، موجب کوتاه شدن زمان جریان در آبراهه از خروجی مزرعه و کاهش مقدار ذخیره در آن می‌شود. بنابراین افزایش جریانات حداکثر اجتناب‌ناپذیر خواهد بود.

1 -Bouma
2 -Nemec

ب- مشاهدات

گرچه برآوردهای کلی در تعدادی از مطالعات منتشر شده مؤید این امر است که شدت زهکشی قابل توجه بوده و انتظار می‌رود که تأثیر آن روی جریانات سیلابی زیاد باشد، اما اطلاعات کمّی در مورد شدت زهکشی در یک حوضه، غالباً به سختی به دست می‌آید. فقدان دقت در اطلاعات در دسترس روی گستردگی زهکش‌ها و دوره زمانی احداث آنها (که می‌تواند در یک دوره طولانی مدت انجام شده باشد) غالباً برای تمیز دادن تأثیر زهکشی از تأثیر تغییرات اقلیمی، مشکل ایجاد می‌کند.

یکی از اولین تحقیقات در مورد تأثیرات زهکشی حوضه آبریز توسط وودوارد و ناگلر در ۱۹۲۹ به انجام رسیده است. آنها دو حوضه مجاور (به وسعت ۸۰۰۰ و ۳٦۰۰۰ کیلومتر مربع) را مورد مطالعه قرار دادند که تعداد زیادی از انواع فعالیت‌های زهکشی (احداث انهار روباز، لوله‌های زهکشی و مستقیم‌سازی مسیر رودخانه) در آنها در فاصله سال‌های ۱۹۰٤ تا ۱۹۱۷ به اجرا گذاشته شده بود. هر دو حوضه متشکل از سرچشمه وسیع هموار و به طور گسترده دارای اراضی باتلاقی بودند. حوضه‌های پایین‌تر آنها به تدریج به دشت تبدیل می‌شدند. آنها نمودارهایی از جریانات حداکثر و کل بارندگی برای رگبارهای اتفاق افتاده در دوره ۱۹۰۳ تا ۱۹۰٦ و ۱۹۱۸ تا ۱۹۲۳ ارائه دادند، تا شرایط قبل و بعد از زهکشی را مشخص سازند؛ لیکن این دو قادر به مشخص ساختن تفاوت‌های بین بارندگی و تخلیه حداکثر یا حجم رواناب مربوطه برای این دو دوره نشدند. باید اشاره کرد که بسیاری از هیدروگراف‌های استفاده شده، دارای چندین نقطه اوج بوده و به طور معمول دوره‌های ۳ تا ٤ هفته‌ای را در برمی‌گرفتند. به این سبب، تبیین شاخص‌های هیدروگراف ساده را (از نظر اوج و حجم) بسیار مشکل می‌ساختند.

مک کابین (۱۹۳۸) نمودارهایی را از حداکثر سیلاب‌های سالانه برای حوضه‌های مختلف (به وسعت ۱۳۰۰ تا ۳۳۰۰ کیلومتر مربع) در اونتاریو جنوبی از سال‌های ۱۹۱۵ تا ۱۹۳۷ ارائه داد. به رغم وجود فعالیت‌های قابل ملاحظه زهکشی در بین سال‌های ۱۹۲۰ تا ۱۹۲۹، در نمودارهای مذکور در طول این سال‌ها روند خاصی مشاهده نمی‌شود. وی سعی نکرد جریانات را با بارندگی مقایسه کند.

سرانو[1] و همکاران (۱۹۸۵) اندازه‌گیری‌های جریان از یک حوضه ۳۰۰ کیلومتر مربعی را در طول دوره ۱۹٤۹ تا ۱۹۸۰ مورد بررسی قرار دادند. آنها تغییرات «کم یا ناچیزی» را که بتوان به زهکشی نسبت داد، پیدا کردند. تجزیه و تحلیل تا اندازه زیادی با این حقیقت محدود شده بود که بیشتر آبراهه‌های بزرگ زهکشی در چند دهه قبل از شروع اندازه‌گیری جریانات سیلاب ساخته شده بود.

این حقیقت که مطالعات یاد شده برای پی بردن به کلیه اثرات زهکشی کافی نبود، نمی‌تواند دلیل این باشد که زهکشی، جریان آبراهه‌ای را تحت تأثیر قرار نمی‌دهد. حوضه‌های مطالعه شده به طور کلی بزرگ بودند؛ بسیاری از تحلیل‌ها سطحی بود و اطلاعات محدودی بر روی مقدار، موقعیت و زمان اجرای زهکشی وجود داشت. به طور مثال، در بحث مربوط به تحقیق وود وارد و ناگلر (۱۹۲۹) اظهار نظر گردید که فقط ۲۵ درصد از یکی از حوضه‌های مطالعه شده، زهکشی شده بود. چنانچه فقط زیر حوضه بالا دست مورد ملاحظه قرار می‌گرفت، این مقدار به ۷۵ درصد افزایش می‌یافت.

معمولاً به دلیل تفاوت در عواملی نظیر توپوگرافی و خاک‌ها و نیز خواست‌های زارعین، زهکش‌های مزرعه فقط در قسمت کوچکی از یک حوضه بزرگ احداث می‌شود. رابینسون (۱۹۹۰) آمارهای ملی انگلستان و ولز را که به تازگی در آنها زهکش‌های مزرعه احداث شده بود، در بیش از ۵۰۰ حوضه تجهیز شده مورد بررسی قرار داد. وی این داده‌ها را به همراه محدوده‌های دیجیتالی شده آنها وارد کامپیوتر کرد. حاصل این بود که بیشتر حوضه‌ها میزان کمی زهکشی دارند و به طور کلی زهکشی مزرعه کمتر از ۱۰ درصد سطح ناحیه را شامل می‌شود و تنها در تعداد کمی از حوضه‌ها در حدود ۲۵ درصد از سطح ناحیه دارای زهکش مزرعه است.

بهتر است برای شناخت ویژگی‌های جریان به حوضه‌های کوچکتر توجه شود؛ حوضه‌هایی که در آنها ورودی بارندگی بهتر شناخته شده، اطلاعات زهکشی کاملتر تهیه شده و احتمال کمی از تأثیرات نامعلوم عوامل انسانی برای ایجاد تغییر در حوضه وجود دارد.

---

1 -Serrano

وارمردام[1] (۱۹۸۲) تأثیر کارهای زهکشی در ٦/٥ کیلومتر مربع از حوضه هابسلس بک[2] واقع در شرق هلند را توضیح داده است. مشاهدات هیدرولوژیکی در سال ۱۹٦۱ آغاز شد. در سال ۱۹٦۷ بهسازی آبراهه اصلی در مقیاس وسیع شامل افزایش مقطع آبراهه و حفر آبراهه جدید به انجام رسید. شبکه زهکشی مزارع نیز خیلی سریع و در طی چند سال احداث شد. این زهکش‌ها، به طور عمده، در قسمت‌هایی از حوضه متمرکز گردیده بود که دارای خاک‌های رسی بود. متعاقب انجام این عملیات زهکشی، جریانات حداکثر کاهش یافت. علت این امر، افت سطح ایستابی در اراضی رسی تحت زهکشی بود. بعداً معلوم شد که این کاهش فقط روی جریانات حداکثر کوچکتر ایجاد شده است و در بسیاری از فصول خیلی مرطوب جریانات حداکثر، بزرگتر از شرایط قبل از زهکشی بود. دلیل این امر، اصلاحات مربوط به آبراهه اصلی بود.

تأثیر زهکشی در مقیاس حوضه‌ای را می‌توان با مطالعات طولانی مدت دو حوضه در بریتانیا نیز نشان داد (رابینسون ۱۹۹۰). هر دو حوضه (تقریباً ۲۰ کیلومتر مربع) کلاً حالت روستایی داشته و دارای آمار بارندگی و جریانات سطحی از اواسط دهه ۱۹٦۰ بودند. در نتیجهٔ کمک‌های اعطایی دولت به کشاورزان برای زهکشی اراضی (هم برای مزرعه و هم زهکشی اصلی)، اطلاعات تفصیلی از زمان اجرا و موقعیت شبکه‌های زهکشی در دسترس بوده است. از این رو بررسی تأثیرات زهکشی در طول فعالیت آن، ممکن گردیده و می‌توان روند تغییرات را دریافت و جریان‌های آبراهه‌ای را در دو مقطع قبل و بعد از فعالیت‌های عمده زهکشی تحلیل کرد.

دو حوضه ری و کچ واتر[3] دارای یکی از آزمایشات صحرایی زهکشی هستند که در بحث‌های دیگر تشریح شده‌اند (رابینسون ۱۹۹۰). حوضه ری به طور غالب دارای خاک‌های رسی بوده و شامل ناحیه مطالعاتی گرندون است؛ در حالیکه حوضه کچ واتر دارای خاک‌های خیلی نفوذپذیرتر بوده و شامل ناحیه مطالعاتی ویترن وایک است. در مقیاس مزرعه، این دو آزمایش زهکشی نتایج متفاوتی را به دست داده‌اند به طوری که در اولی کاهش و در دیگری افزایش حداکثر جریانات بعد از زهکشی حاصل شده است.

---

1 -Warmerdam
2 -Hubselse Beck
3 -Ray & Catch Water

تقریباً ۵۰ درصد حوضه ری دارای زهکشی زیرزمینی است و تقریباً ۳۰ درصد از کل حوضه در دوره مشاهدات هیدرولوژیک دارای زهکشی بود. مقایسه بزرگترین تخلیه رگبار در طول دوره ۱۹۶۳ تا ۱۹۷۸، توسط عرض هیدروگراف واحد مشخص می‌شود که نشان‌دهنده افزایش میزان جریان حداکثر بوده ولی نه در زمان خیز و نه در ضرایب رواناب رگبار، تغییر معنی‌داری وجود نداشته است. این افزایش در جریان حداکثر درخروجی حوضه در مقابل کاهش چشمگیر در مزرعه قرار دارد و نمی‌تواند با شرایط توزیع اراضی تحت زهکشی داخل حوضه تشریح شود؛ چرا که معلوم شده است که توزیع این اراضی کاملاً تصادفی است. به عبارت دیگر، چنین نتیجه گرفته شده است که اصلاحات در آبراهه اصلی و انهار موجود در حوضه باعث چنین تغییراتی شده است.

در طول دوره ۱۹۷۱ تا ۱۹۷۹ مقدار خیلی کمتری (حدود ۱۵ درصد) از حوضه نفوذپذیر کچ واتر زهکشی گردید. با استفاده از روش مشابه هیدروگراف واحد مشخص گردید که حداکثر جریانات افزایش یافته و در عوض، زمان عکس‌العمل کاهش پیدا کرده است. همانند حوضه ری تغییری در ضرایب رواناب بارندگی حاصل نگردید (جریان رواناب به صورت درصدی از بارندگی).

نتایج مطالعات این دو حوضه نشان‌دهنده این است که اصلاح آبراهه اصلی نسبت به زهکشی مزرعه سهم بیشتری در افزایش حداکثر جریان دارد زیرا که جریانات بالاتر در نتیجه افزایش حداکثر جریانات خروجی زهکش‌های مزرعه در برخی نقاط و کاهش آن در نقاط دیگر حاصل شده است. جریان‌های موجود در ابعاد یک مزرعه، ناشی از اثرات کاهش جریان و تأخیر در مقیاس حوضه است. این امر به نوبه خود به اختلاف جریان حداکثر ناشی از زهکشی که به مراتب کوچکتر از مقدار خروجی در سطح مزرعه است، بستگی دارد.

در مطالعات متعددی، از شبیه‌سازی یا نتایج اندازه‌گیری تخلیه مزارع، به عنوان ورودی مدل شبکه انهار استفاده شده است. در این مطالعات، تفاوت مقادیر خروجی حداکثر بین روش‌های مختلف زهکشی در مقیاس مزرعه که می‌تواند تا بیش از ۷۰ درصد در خروجی یک حوضه ۱۰ کیلومتر مربعی مؤثر باشد، نشان داده شده است.

چنانچه حوضه‌های بزرگتر مورد توجه باشند، در تخلیه مزرعه، کاهش بزرگتری وجود داشته و تأثیر روند آبراهه و اصلاح آبراهه اصلی به طور چشمگیری افزایش می‌یابد. این امر به ویژه برای حوضه‌هایی که دارای ظرفیت ذخیره قابل ملاحظه‌ای در دشت سیلابی قبل از احداث زهکش هستند بیشتر است.

پ- مدل‌های ریاضی

در تعداد کمی از مدل‌های حوضه، کوششی در تبیین تأثیر زهکش‌های مصنوعی شده است زیرا که در حوضه‌ها یا اصولاً اطلاعات زهکشی وجود ندارد یا در نحوه تأثیرگذاری بر روی خصوصیات خاک تردید وجود داشته و یا اینکه مشکلاتی در مدل کردن جریانات داخل خاک موجود است. بیشتر آثار منتشر شده در مورد تهیه مدل با آمارهای طولانی مدت، با مشکل مشخص کردن تأثیرات زهکشی و سایر تغییرات (نظیر اقلیم) مواجه بوده‌اند. مثلاً وارمردام (۱۹۸۲) یک مدل کلی رواناب بارندگی را با داده‌های حوضه هاپسلس در دوره قبل از زهکشی برازش داد و سپس جریانات شبیه‌سازی شده را با جریان‌های اندازه‌گیری شدهٔ بعد از زهکشی مقایسه کرد. روش مشابهی توسط رابینسون و همکاران برای حوضه‌های ری و کچ واتر مورد استفاده قرار گرفت.

کنیها[1] و همکاران (۱۹۹۲)، هیدرولوژی دو سری از خاک‌های باتلاقی کارولینای شمالی را که یکی دارای سیستم زهکشی سنتی و دیگری دارای زهکشی بهسازی شده بود، شبیه‌سازی کردند. در این شبیه‌سازی‌ها، آمار بیش از ۳۳ سال برای ٤ اندازه حوضه مورد استفاده قرار گرفت. کوچکترین حوضه، یک مزرعه ۸/۱ هکتاری بود؛ سپس ١٦ مزرعه که در مجموع ۱۳۰ هکتار وسعت داشتند و بعد از آن به ترتیب حوضه‌هایی با وسعت ۱۰۳٦ و ٦۲۱٦ هکتار مطالعه گردیدند. عکس‌العمل زهکش‌ها برای وقوع بارندگی کوتاه مدت نیز مورد بررسی قرار گرفت.

مدل هیدرولوژی DRAINMOD در مقیاس مزرعه مورد استفاده قرار گرفت. برای تهیه مدل واکنش وسعت‌های مختلف حوضه، با استفاده از حل معادله سنت ونان[2] در

1 -Konyha
2 -St. Venant

شرایط غیر همگام در نهر روباز براساس روند سیل عمل شد. برای دو حوضه بزرگتر یاد شده، اجرای مدل شامل سرریز سیلاب در طول ٦٠ متر از هر طرف از آبراهه اصلی نیز بود.

زهکشی سنتی مشتمل بر انهاری به عمق ۱/۲۵ متر با فواصل ۱۰۰ متر از هم، همراه با هموارسازی اراضی برای بهبود زهکشی سطحی بود. زهکشی زیرزمینی احداث شده شامل لوله‌های زیرزمینی به عمق ۱/۱ و فواصل ۲۲/۵ متر در خاک‌های کم نفوذپذیر (خاکی به عمق ۲ متر و هدایت هیدرولیک ۰/۲٤ متر در روز) و ۳۳/۵ متر در خاک‌های نفوذپذیر (خاکی به عمق ۳ متر و هدایت هیدرولیک ۱/۸ متر در روز) بود.

در مقیاس مزرعه، تفاوت‌های مربوط به خاک، به ویژه در حالت زهکشی سنتی، تأثیر قابل توجهی روی هیدرولوژی داشت. خروجی سالانه از خاک نفوذپذیرتر عمدتاً به علت وجود زهکشی زیرزمینی بیشتر بود و رواناب سطحی کمتری نسبت به خاک کم نفوذپذیر ایجاد گردید. وجود زهکشی زیرزمینی تفاوت‌های هیدرولوژیکی بین دو خاک را کاهش داد و خاک کم نفوذپذیر را به سمت کاهش قابل توجه رواناب سطحی هدایت کرد (از ۲۹۱ به ۹۹ میلیمتر).

رگباری به میزان ٦٥ میلیمتر و به مدت ۱۲ ساعت بر روی خاک کم نفوذپذیر، حداکثر تخلیه‌ای معادل ۱۰۱ میلیمتر در روز در زهکشی سنتی ایجاد کرد در حالی که همین میزان بارندگی در زمین‌هایی با زهکش زیرزمینی، تنها ۲۸ میلیمتر در روز تخلیه ایجاد نمود.

با عبور جریان از کانال‌های اصلی زهکشی، هیدروگراف‌ها ضعیف شدند. با زهکشی سنتی، حداکثرها به طور چشمگیری، از ۱۰۱ میلیمتر در روز در خروجی مزرعه به ٦٨ میلیمتر در روز از حوضه ۱۳۰ هکتاری، ۳۰ میلیمتر در روز از حوضه ۱۰۳٦ هکتاری و ۲۰ میلیمتر در روز از حوضه ٦۲۱٦ هکتاری کاهش یافت. با زهکشی احداث شده، حداکثرها از ۲۸ میلیمتر در روز در خروجی مزرعه به ۱۳ میلیمتر در حوضه ٦۲۱٦ هکتاری کاهش پیدا کرد. کاهش چشمگیر در میزان حداکثر جریان، اهمیت اندازه حوضه

در تعدیل تأثیر هر نوع تغییری که ممکن است در سطح مزرعه اتفاق افتد را نشان می‌دهد.

۶- جمع‌بندی و نتیجه‌گیری کلی

در این مقاله، تأثیرات زهکشی بر روی جریان سیلابی براساس مطالعات مزرعه‌ای، حوضه‌ای و مدل‌های کامپیوتری در کشورهای مختلف مورد بررسی قرار گرفته است. نتیجه‌گیری از این مطالب می‌تواند در مقیاس جهانی به کار رود.

این مقاله نشان داد که نظر عمومی بر اینکه آیا زهکشی سبب‌ساز یا به عکس، کاهش‌دهنده خطر سیلاب در مناطق پایین دستی است، ساده کردن بیش از اندازه فرآیند پیچیده‌ای می‌باشد.

هر گونه اظهار نظر پیرامون تأثیر زهکشی بر روی جریان آبراهه‌ای باید با توجه به مقیاس و اندازهٔ مورد نظر، در حد خروجی مزرعه، در طول آبراهه اصلی یا ترکیبی از این دو در مقیاس حوضه‌ای صورت گیرد.

الف- مقیاس مزرعه

زهکشی سطحی، جریان حداکثر را به دلیل کاهش ذخیره سطحی، افزایش می‌دهد. این امر بدون تردید توسط مطالعات صحرایی و نیز مدل‌های کامپیوتری تأیید شده است.

تأثیر زهکشی زیرزمینی بستگی به رطوبت اراضی دارد. چنانچه سطح ایستابی به دلیل بارندگی زیاد یا نفوذپذیری ضعیف، نزدیک سطح زمین باشد، جریانات طبیعی از سطح خاک و از میان لایه‌های نفوذپذیر سطحی حرکت می‌کند؛ در این صورت، زهکشی، ظرفیت ذخیره خاک و نیز میزان آب قابل نفوذ را افزایش می‌دهد و در نتیجه، رواناب سطحی و جریان سیلاب حداکثر، کاهش می‌یابد. چنانچه سطح ایستابی به دلیل اقلیم خشک یا وجود خاک‌های نفوذپذیر، عمیق‌تر باشد، جریانات طبیعی از میان نیمرخ خاک

عبور خواهد کرد. در این حالت، زهکشی مصنوعی به دلیل مسیر کوتاه جریان و شیب تند هیدرولیکی، جریان حداکثر را افزایش خواهد داد.

ب- آبراهه اصلی

تأثیرات بهسازی آبراهه‌های اصلی به وسیله لایروبی، مستقیم‌سازی مسیر آنها و تعمیق بستر، مشابه بهسازی زهکشی سطحی است. جریانات حداکثر به دلیل کاهش ذخیره مقطع و سرعت بیشتر جریان افزایش می‌یابند.

پ- مقیاس حوضه

در مقیاس حوضه رودخانه‌ای، توجه به دو نکته ضرورت دارد. اول اینکه همزمانی جریانات از زیر حوضه‌های مختلف، تخلیه حداکثر در نقطه مورد نظر را تحت تأثیر قرار می‌دهد. دوم اینکه اهمیت نسبی زهکشی مزرعه و آبراهه‌های اصلی با میزان رگبار تغییر می‌یابد: زهکشی مزرعه در رگبارهای کم و متوسط اثر تعیین‌کننده‌ای دارد، در حالی که برای رگبارهای بزرگتر، بهسازی آبراهه‌ها عاملی مهم‌تر به شمار می‌رود. این وضعیت زمانیکه شدت بارندگی بیشتر از ظرفیت نفوذپذیری خاک باشد، رخ خواهد داد. بنابراین وجود زهکش‌های زیرزمینی تأثیر حداقلی خواهد داشت؛ لیکن آبراهه‌های بهسازی شده، رواناب سطحی را به سرعت از منطقه خارج خواهد ساخت.

به طور کلی، روشن است که شبکه‌های زهکشی با زهکش‌های سطحی و آبراهه اصلی بهسازی شده، جریان‌های حداکثر بیشتری را به سمت پایین دست هدایت خواهند کرد.

تأثیر زهکشی روی جریانات کمتر، نسبت به نوع زهکشی متفاوت می‌باشد. در حالت زهکشی سطحی، جریانات کمتر (پایه) توسط خروج آب اضافی کاهش خواهد یافت. بدیهی است در صورتی که زهکشی سطحی وجود نداشته باشد، آب اضافی به آهستگی از نیمرخ خاک، زهکشی خواهد شد. در این حالت، تأثیر زهکشی زیرزمینی، افزایش جریانات کمتر است. سیستم زهکشی مصنوعی نسبت به زهکشی طبیعی آب را از لایه

عمیق‌تری از نیمرخ خاک خارج می‌کند. در غیر این صورت، چنانچه زهکش‌ها عمیق‌تر از انهار طبیعی نباشند، جریان معکوس برقرار شده و جریانات پایه، کاهش می‌یابد.

تقریباً تمام نظریه‌های رقیب و مجادله‌ها پیرامون اثرات زهکشی بر روی جریانات آبراهه‌ای، دارای پایه‌های علمی هستند. زهکشی زیرزمینی تحت شرایط گوناگون رطوبت خاک، جریانات سیلابی را افزایش یا کاهش می‌دهد. چنانچه بارندگی از ظرفیت نفوذپذیری اراضی تجاوز کند، در این صورت هر نوع بهسازی زهکشی سطحی اهمیت خواهد یافت. همینطور با توجه به اینکه زهکشی سطحی و آبراهه اصلی، زمان جریان را کاهش می‌دهد، به طور کلی تأثیر آنها بر پایین دست بستگی به اهمیت نسبی جریانات مزرعه و آبراهه اصلی خواهد داشت. این امر بستگی به وسعت اراضی و میزان جریان سیلاب و زمان نسبی جریانات سیلاب از زیر حوضه‌ها دارد.

«هنگامی که انسان‌های خردمند و ورزیده، در اثبات حقایقی که خود دیده‌اند مجادله می‌کنند، گویی رهگذرانی هستند که در مورد رنگ یک آفتاب‌پرست مشاجره دارند؛ ولی هیچکدام نادرست نمی‌گویند، اگر نظر دیگران را نیز صحیح بدانند.» (تامپسون، ۱۸٤۱).

فصل دوم

اثرات زهکشی بر کیفیت آب در نواحی مرطوب[1]

۱- مقدمه

بیش از نیمی از اراضی زراعی در بسیاری از ایالت‌های آمریکا، کانادا و کشورهای اروپایی برای تولید محصولات کشاورزی به زهکشی نیاز دارند. اغلب سیستم‌های کشاورزی که بیشترین مقدار محصول را تولید می‌کنند و در عین حال نظام کشاورزی پایداری هستند، در اراضی زهکشی شده قرار دارند، علاوه بر این، گرچه زهکشی امکان تولید زراعی در خاک‌های مرطوب را فراهم می‌سازد، اما زهاب‌ها مواد مغذی، رسوبات، سموم دفع آفات و بطور کلی سایر مواد آلوده کننده را به آب‌های سطحی منتقل می‌سازند. مشکلات کیفیت آب‌های سطحی که از زهکشی اراضی کشاورزی و جنگل‌ها سرچشمه گرفته و محتوی مقادیر فزاینده‌ای از آلاینده‌های غیر متمرکز می‌باشند، شاهد خوبی برای مدعاست.

در ۲۵ سال گذشته، تأثیر متقابل زهکشی و سایر کارهای مربوط به مدیریت کشاورزی و جنگل‌ها بر روی زیان‌های ناشی از آلودگی بطور گسترده‌ای مطالعه شده است. تحقیقات نشان داده است که ممکن‌است آلودگی‌های ناشی از زهاب‌ها تحت شرایط خاصی از مدیریت زیان‌های بسیار زیادی ایجاد کنند، ولی همان آلاینده‌ها، تحت شرایطی دیگر زیان‌های بسیار کم داشته باشند. شواهدی موجود است که نشان می‌دهد که بهبود وضعیت اراضی زهکشی شده که امروزه برای تولیدات تجاری مورد استفاده قرار می‌گیرد ممکن است اثر متفاوتی (افزایش یا کاهش) در پتانسیل آلودگی زهاب‌ها

۱- این بخش ترجمه‌ای است از فصل بیست و چهارم کتاب Agricultural Drainage که توسط R. W. Skaggs و J. van Schilfgaarde در سال ۱۹۹۹ تألیف شده است. این فصل از کتاب توسط J. W. Gilliam از دانشگاه ایالتی کارولینای شمالی، J. L. Baker از دانشگاه ایالتی آیوا و K. R. Reddy از دانشگاه فلوریدا به رشته تحریر درآمده و توسط خانم زهره لیاقت به فارسی برگردانده شده و به وسیله آقای مجتبی اکرم با متن اصلی مقابله و ویرایش شده است.

داشته باشد. همچنین تحقیقات نشان داده است که زمین‌های با زهکشی خوب، خود موجب کاهش آلودگی می‌شوند.

بدبختانه، اذهان عمومی گاهی به سمت این باور که همواره «زهکشی بد است» سوق داده شده است. نتیجه این امر وارد آوردن فشار عمومی به سازمان حفاظت منابع طبیعی وزارت کشاورزی ایالات متحده برای توقف همه کمک‌های خود به پروژه‌های زهکشی بوده است. بنابراین هیچ پروژه جدید زهکشی برای تبدیل مراتع طبیعی به زمین‌های کشاورزی شروع نشده است. در حقیقت دولت آمریکا درسال ۱۹۹۲ برنامه‌ای را آغاز نمود، که به موجب این برنامه مقرر است اعیانی‌های ایجاد شده بر روی اراضی زهکشی شده خریداری گردد. این برنامه نیازمند راه کارهایی است تا بتوان این اراضی را به وضعیت قبلی خود بازگرداند. چالش امروز دانشمندانی که در مورد زهکشی مناطق مرطوب فعالیت می‌کنند، ابداع سیستم‌های نوین مدیریتی است تا بگونه‌ای روش‌های کشت و کار را با زهکشی در آمیزند که تولید محصولات جنگلی و کشاورزی پایدار بماند و تخریب محیط زیست به حداقل برسد.

بنابراین اهداف این فصل عبارتست از:

۱- خلاصه کردن اطلاعات علمی موجود در اثربخشی زهکشی بر کاهش زیان‌های بالقوه آلاینده‌ها.
۲- اثر عوامل مدیریتی کنونی بر این خسارات.
۳- بحث در مورد روش‌هایی که می‌توانند اثرات جانبی تخریب محیط زیست را کاهش دهند.

۲- اثرات زهکشی بر زیان بالقوه آلاینده‌های آب

الف - تغییر کاربری اراضی

نظر عمومی درباره زهکشی این است که زهکشی موجب می‌شود که مزرعه از زمین مرطوب[۱] به زمین قابل استفاده کشاورزی و تجاری تبدیل شود. بنابراین زمین از فیلتر

۱ -Wetland

یا صافی تصفیه کننده آب به منبعی از آلودگی تبدیل می‌گردد. از نظر تاریخی، حقیقتی در این عقیده نهفته است زیرا که میلیون‌ها هکتار از زمین‌های مرطوب (۴۰ تا ۵۰ درصد از زمین‌های مرطوب ایالات متحده) به مزارع تبدیل شده‌اند. نباید ناگفته گذارد که مقداری از زمین‌های تبدیل شده در آمریکا در حد فاصل رودخانه‌ها قرار داشته و این اراضی هرگز نمی‌توانسته‌اند برای تصفیه آب بکار گرفته شوند، زیرا که این اراضی زهابی را از ارتفاعات بالاتر دریافت نمی‌کرده‌اند.

تردیدی نیست که تبدیل گیاهان بومی خاک‌های مرطوب به زراعت، از طریق زهکشی، موجب ایجاد خسارت‌های ناشی از رسوب، مواد غذایی و حشره‌کش‌ها می‌شود، لیکن این پدیده تنها به دلیل زهکشی به وجود نمی‌آید، بلکه نتیجه ایست از افزودن مواد غذایی به خاک، استفاده از حشره‌کش‌ها، روش‌های کشت‌وکار و غیره... خسارات ناشی از مواد غذایی و رسوبات در مزرعه‌ای که زهکشی شده است عموماً کمتر از خسارات زمین‌هایی است که در آنها زهکشی برای تولیدات کشاورزی مورد نیاز نبوده است.

به دلیل آگاهی کنونی درباره ارزش و عملکرد زمین‌های مرطوب، اساساً اکنون در آمریکا هیچ زمین مرطوبی برای کشاورزی زهکشی نمی‌شود. تلاش‌های آینده برای بهبود زهکشی احتمالاً به مزارعی که قبلا در آن کشاورزی نشده، محدود خواهد شد. همانگونه که در فصول بعد تشریح خواهد شد، بهبود زهکشی می‌تواند کیفیت آب زهکشی را بهبود بخشد، زیرا یک سیستم زهکشی خوب امکانات متفاوتی را برای مدیر فراهم می‌کند تا به نحو بهتری از آب برای تولید محصولات و مقاصد کیفی آب استفاده کند.

ب - زیان‌های ناشی از رسوبگذاری

زیان‌های ناشی از فرسایش و رسوبگذاری حداقل از سال‌های دهه ۱۹۳۰ نگرانی‌هایی را به وجود آورده است. این نگرانی‌ها از نظر اثرات جانبی فرسایش و رسوبگذاری مانند تأثیر روی کیفیت آب و نیز پایداری تولیدات کشاورزی بوده است.

در نتیجه، در سال ۱۹۸۵ قانون امنیت غذایی[۱] دولت آمریکا را موظف کرد تا برنامه‌هایی را تا سال ۱۹۹۵ برای حفاظت خاک در زمین‌هایی که شدیداً در معرض فرسایش هستند به اجرا در آورد.

زیان‌های رسوبگذاری آب اراضی زراعی، در وهله اول از طریق روان آب‌های سطحی و در مرحله بعد تا حدود کمی در اثر نفوذ آب از ناحیه پایین ریشه‌ها انجام می‌گیرد. بنابراین اثرات زهکشی زیرزمینی برروی زیان‌های رسوبگذاری بستگی به چگونگی اثرات زهکشی بر روی هیدرولوژی مزرعه دارد. زهکشی زیرزمینی سرعت دفع رطوبت اضافی در پروفیل خاک (بیش از حد ظرفیت زراعی خاک F.C) ناشی از وقوع یک رگبار را افزایش می‌دهد.

زهکشی زیرزمینی، همچنین شدت و حجم روان آب سطحی را کاهش می‌دهد. بنابراین از آنجا که فرسایش آبی بستگی به فرسایش‌پذیری خاک و ظرفیت جابجایی روان آب‌های سطحی دارد، هر چه روان آب‌های سطحی کمتر شود، رسوبگذاری نیز کاهش می‌یابد.

پ- خسارات نیتروژن

از اواخر دهه ۱۹٦۰ زیان‌های ناشی از نیتروژن در زمین‌های زراعی که از طریق زهکش‌های سطحی یا زیرزمینی به آب‌های سطحی می‌پیوندد، یک نگرانی بین‌المللی بوده است. ابتدا تحقیقاتی به منظور تشخیص مسئله آغاز شد و سپس پژوهش‌هایی برای شناخت عوامل مؤثر در میزان نیتروژن انجام گرفت. پس از آن روش‌های مدیریتی برای کاهش خسارات نیتروژن طراحی گردید. نتیجه این تحقیقات که در چندین گزارش منتشر شده است، نشان می‌دهد که بحرانی‌ترین مشکل، وجود مقدار بسیار زیاد نیتروژن درآب‌های سطحی و آب آشامیدنی است. نیتروژن اغلب محدودکننده‌ترین عامل در تولیدات دریایی است. غلظت نیترات در زهاب بسیاری از سیستم‌های زهکشی

---

۱ -Food Security Act

زیرزمینی اصولاً به اندازه‌ای زیاد است که مصرف آن به عنوان آب آشامیدنی موجب نگرانی است.

زهکشی اثر زیادی در خسارت‌های ناشی از نیتروژن در آب سطحی دارد. زیان‌های ناشی از نیتروژن در خاک‌های با زهکشی ضعیف عموماً بسیار کمتر از زیان‌های حاصل از خاک‌هایی با سیستم‌های زهکشی توسعه یافته می‌باشد. بطور معمول، خسارت ناشی از سیستم‌هایی که فقط دارای زهکشی سطحی است نسبتاً اندک است. روان‌آب‌های سطحی حاصل از مزرعه، بدون توجه به نحوه کاربری اراضی یا روش‌های زهکشی، مقداری نیتروژن در بر دارد. نیتروژنی که به وسیلهٔ روان آب‌های سطحی منتقل می‌شود، اغلب از نوع نیتروژن آلی است، که با رسوبات آب می‌پیوندند. بنابراین هر تمهیدی که باعث افزایش تلفات رسوبگذاری می‌گردد، موجب افزایش تلفات نیتروژن آلی نیز می‌شود، ولی خسارات نیتروژن آلی در زمین‌هایی که به زهکشی توسعه یافته نیازمند است کم بوده و تهدید کمی برای محیط زیست به شمار می‌رود.

به دلیل آنکه کودهای نیتروژنه معدنی (غیرآلی) به شدت در آب محلول هستند، اولین بارندگی پس از کوددهی، نیتروژن را وارد خاک می‌کند. بنابراین روان آب‌های سطحی حتی بلافاصله پس از کوددهی حامل مقدار کمی نیتروژن غیرآلی هستند، مگر آنکه عمل کود دادن در مدت بارندگی شدید ادامه یابد. فوجید و بلچن[1] در سال ١٩٩١ همه مقاله‌هائی را که در آمریکا و کانادا در مورد اثر متقابل نیتروژن و زهکشی منتشر شده بود مورد بررسی قرار دادند. آنها ٣١ مطلب در مورد نیتروژن یافتند و گزارش نمودند که میانگین غلظت NO_3-N اندازه‌گیری شده در روان آب‌های سطحی در محدوده ٠/٤ تا ٤ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. اما در اندازه‌گیری‌هائی که توسط چیهستن[2] (١٩٧٦) و هالبونگ[3] و همکاران (١٩٨٦) در اوهایو و آیوا در بهار انجام گرفت، تلفات معنی‌دار نیتروژن را گزارش نموده و نتیجه گرفتند که منبع نیتروژن موجود آب زهکشی زیرزمینی اراضی کشاورزی بوده است.

---

١ -Fogid and Belchen
٢ -Chiehesten
٣ -Hallbung

جدول ١ اندازه‌گیری طیف وسیعی از تلفات نیتروژن در شبکه زهکشی زیرزمینی را نشان می‌دهد. دلیل این اختلاف زیاد، تنوع خاک‌ها و روش‌های کشت و کار است که همراه با عامل زهکشی به تلفات نیتروژن اثر می‌گذارد. ولی، با کمی استثناء، توسعه زهکشی زیرزمینی نتایج اساسی بر کاهش تلفات NO_3-N در آب‌های سطحی داشته است.

جدول ١ـ نمونه‌ای از میزان تلفات نیتروژن در آب زهکش‌های سطحی و زیرزمینی اراضی کشاورزی که کود نیتروژنه دریافت کرده بودند.

تلفات نیتروژن					
مکان	نوع محصول	زهکش سطحی	زهکش زیرزمینی	جمع	طیف اندازه‌گیری
کیلوگرم در هکتار در سال					
اکلاهاما	مرتع	٦		٦	
انگلستان	مرتع		٣٣		١١-٥٥
انگلستان	غلات	١	٣٠		١٥-٥٥
آیوا	ذرت		٣٨		٢٧-٤٨
مینه سوتا	ذرت		٧٥		٦٧-٨٢
مینه سوتا	سویا		٦٩		٥٨-٧٨
میشیگان	ذرت	٤	١٤	١٨	
اکلاهاما	پنبه	١٣			
کارولینای شمالی	ذرت	٢٥	٢١	٤٦	٤٥-٤٨
کانادا	انواع گیاهان	٣٤			٤-٦٤
تگزاس	انواع گیاهان	٨			
هلند	انواع گیاهان	٣٠			٠-٦٠

این موضوع در سال ١٩٧٦ توسط آقایان بیکر[١] و جانسون[٢] پیش‌بینی شده بود و اطلاعات زراعی جمع‌آوری شده نشان داد که پیش‌بینی‌های آنها صحیح بوده است.

میانگین غلظت NO_3-N در آب زهکشی زیرزمینی عموماً ٨ تا ٢٠ میلی‌گرم در لیتر است که بطور قابل توجهی از غلظت آب زهکشی سطحی بیشتر است (بیکر ١٩٨٠ و اسکگز[٣] و همکاران ١٩٩١) جدول ٢ نمونه‌ای از تأثیر نوع زهکشی در میزان تلفات نیتروژن را نشان می‌دهد.

جدول ٢ـ اثر زهکشی زیرزمینی بر جریان N و P در سه مزرعه با نوع خاک و گیاه یکسان در کارولینای شمالی

مواد غذایی	زهکشی زیرزمینی		
	ضعیف	متوسط	خوب
	کیلوگرم در هکتار در سال		
NO_3-N	٣/٧	١٥/٧	٣٢/٤
کل نیتروژن	١٣/٦	٢٠/٠	٤٢/١
کل فسفر	٠/٥٣	٠/٣٣	٠/٢١

این اطلاعات مربوط به سه مزرعه در دشت ساحلی کارولینای شمالی است که در آن نوع خاک و مدیریت مشابه است ولی سیستم زهکشی آنها متفاوت می‌باشد. مزرعه اول دارای زهکش سطحی توسعه یافته است که در آن فاصله زهکش‌ها تقریباً ١٠٠ متر لیکن زهکش زیرزمینی ضعیف بود. مزرعه دوم دارای زهکش سطحی با همان کیفیت و زهکشی زیرزمینی متوسط و وجود لایه‌ای از شن در عمق تقریبی یک متری بود که این لایه شنی آب زهکشی زیرزمینی را به نهرها وارد می‌کرد. مزرعه سوم با زهکش سطحی مانند دو مزرعه قبل و زهکش زیرزمینی خوب بود و علاوه بر آنها دو لوله

١ -Baker
٢ -Johnson
٣ -Skaggs

زهکش به فواصل مساوی و موازی نهرها درآن تعبیه شده بود که همه آب زهکشی مزرعه را با زهکشی زیرزمینی خوب به کانال‌های اصلی می‌ریخت. مزرعه‌ای که فقط زهکش سطحی داشت، به دلیل جابجائی بیشتر رسوبات، نیتروژن آلی بیشتری از دست می‌داد. اما به محض اینکه زهکشی زیرزمینی توسعه یافت، افزایش تلفات نیترات خیلی بیشتر از کاهش تلفات نیتروژن آلی بود. اوانز[١] و همکاران (١٩٨٩) تلفات نیتروژن مربوط به ١٤ مزرعه در کارولینای شمالی را خلاصه کرده و گزارش نمودند که میانگین تلفات کلی سالیانه نیتروژن در مزارعی که فقط زهکشی سطحی داشتند ١٣/٨ کیلوگرم در هکتار و در زمین‌های با زهکشی زیرزمینی ٣١/١ کیلوگرم در هکتار بوده است. اطلاعات مشابهی از جورجیا توسط توماس[٢] و همکاران (١٩٧٨) در میشیگان توسط فوجیل[٣] (١٩٩١) و در انگلستان توسط گوس[٤] و همکاران در سال ١٩٨٥ گزارش شده است.

شکل ١- غلظت و مقدار NO_3 - N تلف شده در زه‌آب‌ها که تحت تأثیر مقدار نیتروژن موجود در خاک می‌باشد.

١ -Evans
٢ -Thomas
٣ -Fogiel
٤ -Goss

ت- دفع فسفر

فسفر در اغلب موارد به عنوان یک عنصر غذایی محدود کننده در مراحل غنی‌سازی[١] اکوسیستم‌های آب شیرین محسوب می‌گردد. اکوسیستم‌های مذکور فسفر را از مناطق شهری و کشاورزی مجاور خود دریافت می‌کنند. در سال‌های اخیر، افزایش مصرف کود باعث شده که فسفر حمل شده به آن سیستم‌ها نیز افزایش یابد. حرکت فسفر از یک حوضه آبخیز به یک محیط آبی (جویبارها، رودها و تالاب‌ها) از طریق جریانات سطحی و زیر سطحی[٢] انجام می‌گیرد. این امر بستگی به خصوصیات خاک و محل دارد. غلظت فسفر انتقال یافته از حوضه آبخیز تحت عواملی چند کنترل می‌شود از جمله:

i- سابقه استفاده از فسفر در حوضه آبخیز مورد نظر

ii- خصوصیات فیزیک وشیمیایی خاک

iii- تراکم عملیات کشاورزی

iv- هیدرولوژی

جابجایی فسفر به دو صورت محلول و یا ذرات معلق صورت می‌گیرد. فسفر محلول از طریق جریانات سطحی و زیر سطحی منتقل می‌شود در حالی که فسفر معلق (مواد رسوبی) تنها با جریان سطحی آب انتقال می‌یابد. فسفر نامحلول نه تنها در ترکیب با مواد ریز خاک بلکه در ترکیب با مواد آلی موجود در جریانات سطحی جابجا می‌گردد. در اراضی معمولی کشاورزی حدود ٧٥ تا ٩٠ درصد فسفر منتقله به شکل رسوبی و یا همراه با مواد آلی موجود در جریانات سطحی می‌باشد. در خاک‌هایی که میزان فرسایش آن در حداقل است (از قبیل خاک سبزه‌زارها و کف جنگل‌ها) فسفر محلول می‌تواند شکل اصلی فسفر منتقله در جریانات سطحی باشد (دافی[٣] و همکاران، ١٩٧٨ – تیمونز[٤] و همکاران ١٩٧٧). تجمع فسفر محلول در جریان آب سطحی تحت تأثیر نسبت جذب و دفع[٥] رسوب تنظیم می‌شود. نسبت فسفر محلول به کل فسفر (رسوبی و محلول) در جریان آب‌های سطحی در مناطقی که مواد غذایی خاک در حد بالایی قرار دارد (مثل

---

١ -Eutrophication
٢ -Sub-Surface Flow
٣ -Duffy
٤ -Timmons
٥ -Adsorption/desorption

اراضی کشاورزی سنگین کود یا مناطق تجمع فاضلاب‌ها) بسیار بالا می‌باشد (لوگان[۱]، ۱۹۸۰). در حالی که این نسبت معمولاً در جریاناتی که از مناطق ساختمانی که فسفر رسوبی بالا ولی فسفر آلی بسیار کم است، پایین می‌باشد (لوگان، ۱۹۸۰). در اطراف دریاچه بزرگ گریت لافوز[۲] نسبت فسفر محلول به فسفر کل برای اراضی آیش، محصولات ردیفی، باغات میوه و تاکستان‌ها و محصولات با کشت فشرده و مراتع و چمن‌زارها به ترتیب برابر ۰/۰٤، ۰/۱۳، ۰/۱۵، ۰/۲۸ و ۰/۹۲ اندازه‌گیری شده است (آرمسترانگ[۳] و همکاران، ۱۹۷٤). در سایر مناطق کشاورزی از قبیل اراضی تحت کشت سویا، ذرت، گندم، یونجه و پنبه این نسبت بین ۰/۰۲ تا ۰/٤۹ بوده است (لوگان و همکاران، ۱۹۷۹ - برن ول[٤] و همکاران، ۱۹۷۵ - النس[٥] و همکاران، ۱۹۷۵). نسبت‌های بالاتر از ارقام فوق در اراضی جنگل‌های صنوبر جنوب[٦] و قلمستان‌های سپیدار[۷] به ترتیب برابر ۰/۳ تا ۰/٥ مشاهده شده است (دافی و همکاران، ۱۹۷۸ - تیمونز و همکاران، ۱۹۷۷).

ترازهای بحرانی مقدار فسفر محلول و فسفر کل به ترتیب برابر ۱۰ و۲۰ میکروگرم در لیتر برآورد شده است. تراکم فسفر بیشتر از مقادیر فوق باعث تشدید فرآیند غنی‌سازی سیستم‌های آبزی[۸] می‌گردد (شارپ لری[۹] و همکاران، ۱۹۸۷). در مطالعاتی که در دشت‌های جنوبی انجام شده است، تأثیر عملیات کشاورزی در میزان تجمع فسفر در آب‌های زیرزمینی بسیار ناچیز بوده است و در نتیجه ۷٥٪ فسفر انتقالی در این اراضی از طریق جریان سطحی صورت گرفته است (شارپ لری و همکاران، ۱۹۸۷). درمطالعات آبخیزداری که توسط شارپ لری و همکاران، (۱۹۸۷) انجام شده است، نشان داده شده که میزان فسفر محلول و فسفر کل در جریانات سطحی در خاک‌های حاصلخیز کود داده شده و یا کود داده نشده در حدی قرار دارد که باعث تجمع فسفر در محدوده‌های بالاتر از تراز بحرانی گردد. در جنوب فلوریدا وقوع فرآیند غنی‌سازی

---

۱ -Logan
۲ -Great Lafoes
۳ -Armstrong
٤ -Burnwell
٥ -Olness
٦ -Southern pine
۷ -Aspen birch
۸ -Aquatic Systems
۹ -Sharplery

در دریاچه اوکی چوبی[1] به علت ورود مواد غذایی به ویژه فسفر ازمناطق کشاورزی بسیار تشدید شده است (فدریکو[2] و همکاران، ۱۹۷۸). بخش اعظم این فسفر به صورت زهاب‌های خروجی از مزارع دامداری به دریاچه منتقل شده است. تخلیه بالای فسفر از مزارع یاد شده ناشی از ظرفیت ضعیف جذب فسفر در خاک این مزارع (خاک‌های اسپودوسول[3] شنی) و بارندگی زیاد می‌باشد. مقدار فسفر تجمع یافته در آب‌های تخلیه شده به دریاچه به میزان یک میلی‌گرم در هر لیتر اندازه‌گیری شده است.

فسفر در اشکال آلی و معدنی یافت می‌شود. در بسیاری از خاک‌های معدنی، فسفر غیر آلی بخش اعظم فسفر کل را تشکیل می‌دهد در حالی که در خاک‌های آلی (هیستوسول[4]) تا ۹۰٪ فسفر کل دراشکال آلی می‌باشد. مقادیر نسبی فسفر آلی و معدنی را می‌توان ناشی از منابع تغذیه کننده زیر دانست:

i- خاک‌ها (آلی و معدنی)

ii- جریانات سطحی

iii- آب‌های زیرزمینی (زهاب‌ها) به ویژه در آبگیرهای فعال از نظر حیاتی[5]

۱- اشکال فسفر و فرآیندهای بیوشیمیایی زمین[6]

شکل فسفر در جریانات سطحی و زیرسطحی آب بستگی به عواملی چون نوع خاک، سابقه مصرف فسفر، کاربری اراضی و نحوه مدیریت اعمال شده دارد. شکل غالب فسفر در جریانات زیرزمینی به صورت محلول است که براساس نظر سان زوگنی[7] و همکاران (۱۹۸۲) در قالب‌های زیر تعریف می‌شود:

i- فسفر محلول فعال (SRP)

ii- فسفر محلول غلیظ یا متراکم شده[8]

iii- فسفر محلول آلی

نسبت اشکال فوق به یکدیگر بستگی به نوع خاک دارد.

---

۱ -Okeechobee
۲ -Federico
۳ -Spodosols
٤ -Histosols
٥ -Bioavailable pools
٦ -Biogeochemical Process
۷ -Sonzogni
۸ -Souluble Condensed

جدول ۳ – فسفر محلول و فسفر معلق در جریانات سطحی و زیرزمینی

شکل و کسر فسفر	قابلیت حیاتی در دسترس بودن (Bioavailability)
	محلول
فسفر معدنی: HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, DRP	در دسترس مستقیم
فسفر متراکم: DCP، با اتصالات P-O-P	تحت شرایط هیدرولیز بالنسبه سریع به DRP تبدیل می‌شود
فسفر آلی: اتصالات P-O-P	طی فرآیند بیولوژیکی معدنی شدن (در مولکول‌های بزرگ آهسته و در ترکیبات ساده آلی سریعتر) به DRP تبدیل می‌گردد.
	معلق
فسفر معدنی: NAIP، فسفر جذب شده روی هیدروکسیدهای فلزی (Al, Fe)، کانی‌های Fe- و Al-P، Ca-P غیر آپاتیت و کانی‌های AIP، Ca-P	از طریق عدم جذب و محلول شدن فسفر به علت پایین بودن میزان تراکم DRP ناشی از رقیق شدن آن، جذب و استفاده حیاتی فسفر و یا اسکان شیمیایی آن، که با محلول شدن آهسته آپاتیت نوع معلق کمتر خواهد شد.
فسفر آلی: اسیدهای نوکلئیک، چربی‌های فسفریک، فسفات‌های اینوسیتول[۱] و سایر اشکال	در خلال فرآیند معدنی شدن به DRP تبدیل می‌شود. این روند برای بافت‌های تازه گیاهی یا جانوری سریع و در خاک و فسفر آلی ترسیبی کند می‌باشد.
فسفر متکائف[۲]:	این فسفر از نسوج گیاهی پیر آزاد و طی هیدرولیز به DRP تبدیل می‌شود. در مقایسه با شکل آلی فسفر بسیار کمتر است.

توضیح:
DRP: فسفر محلول و غیر فعال(Dissolved Reactive P)
DOP: فسفر محلول آلی(Dissolved Organic P)
NAIP: فسفر معدنی غیر آپاتیتی(Nonapatite Inorganic P)
AIP: فسفر معدنی آپاتیتی(Apatite Inorganic P)

۱- Inositol
۲-Condensed. P

فسفر شسته شده در خاک‌های معدنی معمولاً حاوی ۹۰٪ فسفر به شکل محلول و فعال (SRP) است که عمدتاً منشاء غیر آلی دارد. خاک‌هایی که به آنها فضولات آلی یا حیوانی اضافه شده است می‌توانند زهاب‌هایی پر از فسفر آلی داشته باشند و مشابه آن زهاب‌های حاصله از خاک‌های آلی نیز می‌توانند حاوی بیشتر از ٦۰٪ فسفر به شکل SRPو ۳۰٪ در اشکال آلی باشد.

اشکال فسفری که در زهاب‌های سطحی وجود دارد عبارتند از:

- تمام اشکال محلول فسفر (مشروحه در سطور فوق)
- تمام اشکال فسفر معلق (Particulate P)

شکل معلق فسفر همراه با ذرات معلق مواد آلی و رسوبی در جریانات سطحی وجود دارد. اتصالات یونی فسفر با ذرات آلی و معدنی مشابه شکلی که در داخل خاک وجود دارد، در این جریانات نیز دیده می‌شود.

اشکال محلول فسفر معمولاً برای موجودات ریز آبزی به سادگی قابل استفاده بوده در حالی که قابل استفاده بودن فسفر معلق بستگی به جذب یا دفع فسفر غیر آلی و نیز معدنی شدن فسفر آلی دارد (نورن برگ[۱] و پتز[۲] ۱۹۸٤ - کریگنان[۳] و کالف[٤]، ۱۹۸۰).

استعداد خاک‌های مختلف در آزاد سازی فسفر درخلال زهکشی در نیمرخ خاک بستگی به فرآیندهای بیوشیمایی زمین، همچون جذب یا دفع، ترسیب، انحلال فسفر غیر آلی و نیز معدنی شدن فسفر آلی ناپایدار[٥] و پایدار[٦] دارد. تأثیر این فرآیندها با پارامترهای متعددی تنظیم می‌شود ازجمله:

- مدت زمان غرقاب شدن‌ها در خلال زهکشی
- نوع خاک
- مواد آلی موجود
- مقدار فسفر حمل شده (کود یا فضولات آلی)

---

۱ -Nurnburg
۲ -Petes
۳ -Carignan
٤ -Kalff
٥ -Labile
٦ -Nonlabile

چنین اندیشیده می‌شود که واکنش جذب سطحی فسفر معدنی یکی از فرآیندهای کلیدی در تنظیم میزان تجمع فسفر محلول در خاک و بالمآل در زهاب‌ها باشد. پدیده جذب شدن غالباً به عنوان ظرفیت تامپونی فسفر[۱] شناخته شده و به صورت نسبت فسفر جذب شده توسط توده جامد به فسفر موجود در محلول خاک در حالت تعادل تعریف می‌شود (فرولیچ[۲]، ۱۹۸۸). عمل جذب فسفر یک فرآیند دو مرحله‌ای است. مرحله اول که سریعاً اتفاق می‌افتد عبارت از چسبیدن فسفر به سطوح فعال فاز جامد می‌باشد. این واکنش از چند دقیقه تا چند ساعت طول کشیده و موجب تشکیل یک شیب پخشیدگی[۳] به سمت داخل فاز جامد می‌گردد. مرحله دوم عبارت از نفوذ آهسته فسفر به سطوح زیرین ذرات جامد می‌باشد (بارو[٤]، ۱۹۸۳). این مرحله بسیار کند است و از چند روز تا چند ماه و یا حتی چند سال به درازا می‌کشد. (بارو و شاو[٥] و ۱۹۷۵ – نواک[٦] و پتزشاور[۷]، ۱۹۷۹ ـ فرولیچ ۱۹۸۸). عمل دفع شدن فسفر همراه با آزاد شدن فسفر از فاز جامد به محلول می‌باشد که در نتیجه سوختن و اکسیداسیون[۸]، تغییر pH، محلول شدن کانی‌ها و کاهش تراکم فسفر در محلول روی می‌دهد (بارو،۱۹۹۷ – خلید[۹] و همکاران، ۱۹۷۷ – شارپ لری و همکاران، ۱۹۸۱ – وایت[۱۰] و تیلور[۱۱]،۱۹۷۷). علاوه بر آن میزان حلالیت فسفر نیز به وسیله اسیدهای آلی تولید شده توسط ریشه‌ها و میکروارگانیسم‌های خاک کنترل می‌شود. (جایاچاندران[۱۲] و همکاران ۱۹۸۹ – فوکس[۱۳] و کامرفورد[۱٤]، ۱۹۹۲). سیلاب‌های موقت و چرخه‌های زهکشی می‌توانند موجب بروز شرایط خشکی و رطوبت خاک گردند که این امر به نوبه خود می‌تواند بر میزان فعالیت

---

۱ -P buffer capacity
۲ -Froelich
۳ -Diffusion gradient
٤ -Barrow
٥ -Shaw
٦ -Novak
۷ -Petschauer
۸ -Redoxpotetial
۹ -Khalid
۱۰ -White
۱۱ -Taylor
۱۲ -Jayachandran
۱۳ -Fox
۱٤ -Commerford

حلالیت فسفر درخاک‌های معدنی و آلی تأثیر گذار باشد (ساح[۱] و میکلسون[۲]، ۱۹۸۹ و ردی[۳]، ۱۹۸۳). جذب سطحی فسفر با افزایش قدرت یونی آبی که از پروفیل خاک عبور می‌کند زیاد می‌شود (نیر[٤] و همکاران، ۱۹۸٤). به هر حال آنیون‌های مشخصی چون OH^- , SO_4^{2-} با فسفر در محل‌های جذب وارد رقابت می‌شوند (فرولیچ، ۱۹۸۸) و ممکن است بالقوه بتوانند باعث جابجایی HPO_4^{2-} از محل‌های تبادلی گردند.

ظرفیت جذبی و دفعی فسفر در نیمرخ خاک می‌تواند متغیر باشد. ظرفیت جذب و دفع فسفر در خاک‌های معدنی نسبت مستقیم با مقادیر کریستال‌های بی شکل و فقیر از نظر آهن و آلومینیم دارد (برخیزر[٥] و همکاران، ۱۹۸۰). طی گزارشات ارایه شده از آزمایشات بعمل آمده این کریستال‌ها از اکسالات آمونیوم استخراج شده‌اند. بدین ترتیب، ثبات ترکیبات آهن و آلومینیم میزان حلالیت فسفر را در خلال زهکشی تعیین می‌کند. در خاک‌های معدنی که از نظر زهکشی ضعیف هستند غرقاب شدن موقتی اراضی پس از بارندگی می‌تواند موجب احیای آهن سه ظرفیتی به آهن دو ظرفیتی شده و بنابراین مقادیر فسفر را در محلول خاک آزاد کند. در هر حال چرخه‌های مکرر غرقاب شدن و زهکشی می‌تواند باعث نگهداری فسفر در خاک‌های معدنی (ساح و میکلسون، ۱۹۸۹) و آزاد شدن آن از خاک‌های آلی گردد (ردی، ۱۹۸۳). خاک‌های آلی که در معرض چرخه‌های فوق هستند دو تا چهار برابر حلالیت فسفر یک بیشتر نسبت به خاک‌هایی که هرگز در شرایط غرقابی قرار نمی‌گیرند، دارند.

حدود ۱۵ تا ۸۰ درصد فسفر کل در خاک‌ها به شکل آلی است (استیونسون[٦]، ۱۹۸۲). مقادیر معتنابهی فسفر آلی محلول می‌تواند با عمل شستشو از خاک‌های شنی خارج شود. شدت معدنی شدن فسفر آلی با میزان پایداری نسبی مجتمع‌های فسفردار[۷] کنترل می‌گردد. تعادل بین معدنی شدن (شکسته شدن و تبدیل فسفر آلی به فسفر غیر آلی) و تثبیت آن (جذب فسفر غیر آلی به وسیله توده میکروبی خاک) بستگی به نسبت

---

۱ -Sah
۲ -Mikkelsen
۳ -Reddy
٤ -Nair
٥ -Berkhesier
٦ -Stevenson
۷ -Pools

C/P مواد آلی و نوع پذیرنده‌های الکترون[۱] در مجموعه در حال تلاش و فساد دارد (فرآیند هوازی در مقابل بی هوازی). معدنی شدن ترکیبات آلی تحت تأثیر هورمون‌های بین سلولی از قبیل فسفاتاز[۲] قرار دارد. اندازه‌گیری میزان فعال بودن هورمون‌ها می‌تواند شاخصی برای معدنی شدن بالقوه فسفرآلی باشد (گافترمن[۳]، ۱۹۸٤). همبستگی معنی‌داری بین شدت فعالیت‌های تنفسی میکروبی و فعالیت هورمون فسفاتاز مشاهده شده است. چنین به نظر می‌رسد که میکروب‌ها به عنوان منبع اصلی برای فعال بودن فسفاتاز محسوب می‌شوند (گالد[٤] و همکاران، ۱۹۷۹). عدم همبستگی و تضاد بین فسفاتاز و فسفر آلی به وسیله محققین متعددی مورد تأیید قرار گرفته است (خلاصه ارایه شده توسط هریسون[٥]، ۱۹۸۳). هر چند که همبستگی بین مجمتع‌های ناپایدار فسفر آلی و فعالیت فسفاتاز در حد بالایی از معنی داری وجود دارد.

در خاک‌هایی که از نظر زهکشی ضعیف هستند، آب گرفتگی و تخلیه‌های متناوب می‌تواند باعث تشدید تلاشی و فساد مواد آلی خاک و در نتیجه افزایش میزان فسفر آزاد شده گردد. سایر عوامل که می‌توانند بر روند معدنی شدن فسفر آلی مؤثر واقع شوند عبارتند از: درجه حرارت، نوع مواد آلی دفعی یا بقایای حاصله و نوع خاک.

در دشت‌های جنوبی آمریکا، شدت معدنی شدن فسفر آلی در خاک‌های غیر کود داده شده بالاتر از خاک‌های کود داده شده برآورد شده است. این مقدار برای خاک‌های اولی بین ۱۵ تا ۳۳ کیلوگرم فسفر در هکتار در سال و در خاک‌های دومی بین ۲۰ تا ۲۸ کیلوگرم فسفر در هکتار در سال اندازه‌گیری شده است (شارپلی، ۱۹۸۵). معدنی شدن فسفر در خاک‌های هیستوسول ایالت فلوریدا بین ۱٦ تا ۱٦۸ کیلوگرم در هکتار در سال می‌باشد (ردی، ۱۹۸۳). افزایش بقایای گیاهی در خاک نیز می‌تواند تجزیه و فساد مواد آلی را در خاک تشدید کرده و در نتیجه باعث افزایش میزان فسفر آزاد شده گردد.

---

۱ -Electron acceptors
۲ -Phosphatase
۳ -Gofterman
٤ -Gould
٥ -Harrison

۲- جابجایی فسفر خاک به وسیله زهکشی

در مناطق مرطوب، انتقال فسفر هم به وسیله جریانات سطحی و هم به وسیله جریانات زیرزمینی بوقوع می‌پیوندد. در اکثر خاک‌های معدنی با ظرفیت نفوذ عمقی پایین، انتقال فسفر معمولاً به وسیله رواناب‌های سطحی صورت می‌پذیرد؛ در حالی که دفع فسفر در خاک‌های لومی شنی نظیر خاک رده اسپودوسول درایالت فلوریدا عمدتاً از طریق جریانات زیرزمینی اتفاق می‌افتد. در مزارعی با خاک‌های معدنی که به زهکش‌های زیرزمینی مجهز شده است، دفع فسفر به وسیله محققین متعددی تأیید و گزارش شده است (بالتون[۱] و همکاران، ۱۹۷۰ - کالورت[۲]، ۱۹۷۵ - بیکر[۳] و همکاران، ۱۹۷۵ - هرگنت[٤] وهمکاران، ۱۹۸۱). میزان غلظت فسفر در این زهکش‌ها بین ۰/۰٤ تا ۰/٤ میلی گرم در لیتر که معادل ۰/۳ تا ۰/٥ کیلوگرم فسفر در هکتار است اندازه‌گیری شده است. دفع فسفر توسط جریانات سطحی وزیرزمینی در اراضی چمنی نسبت به اراضی تحت کشت محصولات ردیفی قابل صرفنظر کردن است (گراس[٥] و همکاران، ۱۹۹۰). تخلیه فسفر از خاک‌های رسی منطقه جنوب شرقی انتاریو[٦] (خاک‌های ریزبافت[۷] با رژیم‌های حرارتی ایلتیک[۸] و مزیک[۹]) که زیر کشت ذرت و نوعی چمن قرار دارند به ترتیب برابر ۰/۸۸ و ۱/۸٥ کیلوگرم در هکتار در سال می‌باشد (گالی[۱۰] و همکاران، ۱۹۸۳). از این مطالعات چنین بر می‌آید که بیش از ٥۰٪ کل فسفر منتقله از مزارع یاد شده از طریق جریان زیرزمینی داخل زهکش‌ها می‌شود (گالی و همکاران، ۱۹۸۳). در یک بررسی جدیدتر دو تن از محققین بنام ویتیاناتان[۱۱] و کرل[۱۲] (۱۹۹۲) گزارش کردند

---

۱ -Bolton
۲ -Calvert
۳ -Baker
٤ -Hergent
٥ -Gross
٦ -Ontario
۷ -Mollic eqpiaqualfs
۸ -Illitic
۹ -Mesic
۱۰ -Gulley
۱۱ -Vaithiyanathan
۱۲ -Correll

که صدور فسفر از یک منطقه کشاورزی و یک منطقه جنگلی به ترتیب برابر ۲/٤ و ۰/۳ کیلوگرم در هکتار در سال بوده است. ارقام مشابهی نیز به وسیله بیولک[۱] و رکهو[۲] (۱۹۸۲) با بررسی میزان خروج فسفر در مناطق جنگلی (۰/۲۷ کیلوگرم در هکتار در سال) و مناطق کشاورزی (۲/۲ کیلوگرم در هکتار در سال) گزارش گردیده است.

بین ۸۰ تا ۹٦ درصد کل رواناب‌های مناطق بالا دست در حوضه‌های آبخیز کوچک مثل دشت ساحلی خلیج آتلانتیک در ایالت جورجیا را جریانات زیرزمینی تشکیل می‌دهد (لورنس[۳] و همکاران،۱۹۸۵). تخلیه فسفر به وسیله جریانات زیرزمینی در این حوضه برابر ۰/۹ کیلوگرم در هکتار در سال اندازه‌گیری شده است. در خاک‌های معدنی با زهکشی ضعیف در دشت ساحلی کارولینای شمالی، پس‌از انجام زهکشی مناسب، تخلیه فسفر به مقدار ۰/۲ تا ۰/٤ کیلوگرم در هکتار در سال رسیده است (دیل[٤] و همکاران، ۱۹۸٦). تقریباً ۱/۸٪ فسفر مورد استفاده در مزارع نیوزلاند به وسیله زهکشی تخلیه شده است (ترنر[٥] و همکاران، ۱۹۷۹). بنکستون[٦] و همکاران (۱۹۸۸). کل فسفر تخلیه شده توسط زهکش‌های زیرزمینی از خاک‌های لومی رسی دره پایینی میسی‌سی‌پی که تحت کشت ذرت قرار دارد برابر ۰/۳ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد شده است. نتایجی که به وسیله پژوهشگران مختلف بدست آمده آشکارا نشان می‌دهد که تخلیه فسفر از یک حوضه آبخیز با خاک معدنی بین ۰/۲ تا ۲/٤ کیلوگرم در هکتار در سال می‌باشد.

بهبود زهکشی در خاک‌های آلی (هیستوسول) جهت افزایش تولید محصول اجتناب‌ناپذیر است. معمولاً سفره‌های آبی با احداث یک سری انهار زهکشی که سطح آب خروجی در آنها قابل تنظیم است کنترل و اداره می‌شود. در ناحیه کشاورزی

---

۱ -Beaulac
۲ -Reckhow
۳ -Lowrance
٤ -Deal
٥ -Turner
٦ -Bengtson

اورگلیدز[۱] در جنوب فلوریدا بیش از ۲۸۰۰۰۰ هکتار از اراضی با خاک آلی به صورت متراکم تحت کشت نیشکر، سبزیجات و گیاهان چمنی قرار دارد.

مقادیری از فسفر که توسط آب زهکش‌ها از این مناطق خارج می‌شود دامنه‌ای بسیار وسیع دارد. دفع فسفر از خاک‌های آلی که تحت کشت هستند به میزان ۰/۵ تا ۲/٤ کیلوگرم در هکتار در سال در ناحیه کشاورزی یاد شده و ۷/۷ کیلوگرم در هکتار در سال برای مناطق مرکزی فلوریدا اندازه‌گیری شده است. در مطالعه‌ای که اخیراً انجام شده است ایزونو[۲] و همکاران (۱۹۹۱) مقدار فسفر جمع شده در زهاب‌های کرت‌های تحت کشت تربچه[۳] را برابر ۰/۲۵ میلی گرم در لیتر و در زهاب‌های حاصل از مزارع آیش غرقاب شده برابر ۱/۰۳ میلی گرم در لیتر اندازه‌گیری کرده‌اند. کل فسفر تخلیه شده در آب زهکشی در کرت‌های مختلف منطقه کشاورزی اورگلیدز مقادیر ۰/۷۲، ۰/۸۸، ۱/۳۸، ۰/۵۹ و ۳/۸۲ کیلوگرم در هکتار در سال بوده است. این کرت‌ها تحت کشت نیشکر، تربچه، کلم، آیش دیم و آیش آبی قرار داشته‌اند (ایزونو و همکاران، ۱۹۹۱). مطالعات دیگری نشان داده است که مقدار فسفر تخلیه شده در زهاب‌های خاک‌های آلی انتاریو در کانادا به میزان ۲ تا ۳۷ کیلوگرم در هکتار در سال (میلر[٤]، ۱۹۷۹) و در خاک‌های آلی ایالت نیویورک برابر ۰/٦ تا ۳/۱ کیلوگرم در هکتار در سال می‌باشد (داکس بری[٥] و پرورلی[٦]، ۱۹۷۸).

ج- دفع سموم نباتی

یک بررسی جدید (ناس[۷]، ۱۹۹۲) نشان می‌دهد که علف‌کش‌ها و حشره‌کش‌هائی در مورد چهار محصول اصلی یعنی ذرت، سویا، پنبه و گندم در طی سال ۱۹۹۱ در آمریکا مورد استفاده قرار گرفته است. علف‌کش مصرف شده برای چهار محصول فوق به

---

۱ -Everglades
۲ -Izuno
۳ -Radish
٤ -Miller
٥ -Duxbury
٦ -Perverly
۷ -Nass

ترتیب ۹۴، ۹۶، ۹۱ و ۲۸ درصد سطح زیرکشت آنها را در برگرفته است. میزان حشره‌کش مصرف شده نیز به ترتیب سطوحی معادل ۳۰، ۲، ۶۷، و ۶ درصد از سطح زیر کشت چهار محصول مزبور را شامل شده است. سموم نباتی از طریق جریانات سطحی و شستشوی خاک و نفوذ عمقی از اراضی فوق‌الذکر خارج شده است. مطابق اسنادی که در سطور بعد ارایه خواهد شد، تجمع سموم نباتی در جریانات سطحی معمولاً بسیار بیشتر از مقداری است که از طریق شستشوی خاک خارج می‌گردد. علاوه بر آن بالا بودن میزان نفوذپذیری در ابتدای وقوع سیلاب‌ها باعث تأخیر در ظهور رواناب‌ها شده و در نتیجه تجمع سموم نباتی را در خاک سطحی و به دنبال آن در رواناب‌های حاصله به ویژه اولین رواناب پس از کاربرد سموم نباتی که بیشترین دفع را به همراه دارد، کاهش خواهد داد. بنابراین اثر زهکشی عمقی بر دفع سموم نباتی مشابه دفع رسوبات عمدتاً بستگی به نحوه تأثیر زهکشی زیرزمینی بر هیدرولوژی مزرعه دارد.

مطالعاتی که بر روی خاک‌های آبرفتی تقریباً مسطح دره پایینی می‌سی‌سی‌پی انجام گردیده است (سات ویک[۱] و همکاران، ۱۹۹۰ - بنگتسون[۲] و همکارن، ۱۹۹۰) نحوه اثرگذاری فوق را بر روی دو نوع سم نشان می‌دهد. آترازین[۳]

[۶-chloro-N-ethyl-N'-(۱-methylethy)-۱،۳،۵- Triazine - ۲-۴-diamine]

به مقدار ۱/۶۳ کیلوگرم در هکتار و متولاکلر[۴] با فرمول شیمیایی

[۲-chloro-N(۲-ethyl-۶-methylphenyl)-N-(۲-methoxy-۱-methylethyl)acelamide]

به میزان ۲/۶ کیلوگرم در هکتار در آوریل ۱۹۸۷ در ۹ قطعه با خاک لومی رسی و شیب ۰/۱ درصد مورد استفاده قرار گرفته است. ۵ قطعه دارای زهکش سطحی و

۱ -Southwick
۲ -Bengtson
۳ -Atrazine
۴ -Metolachlor

زیرزمینی (لوله‌های زهکشی در عمق یک متری و به فواصل ۱۰، ۲۰ و ۳۰ متری) و چهار کرت دیگر فقط دارای زهکش سطحی بودند. کمیت و کیفیت جریانات سطحی و زیرسطحی (داخل زهکش‌ها) برای طول فصل زراعی سال ۱۹۸۷ تحت کنترل و بررسی قرار گرفت. اثر هیدرولوژیکی زهکشی زیرزمینی باعث کاهش رواناب‌های سطحی جاری‌شده در مدت یک ماه پس از کاربرد علف‌کش به میزان ۳۷٪ (جدول ٤) و برای طول دوره رشد به میزان ۳۸٪ گردید. تجمع علف‌کش در حداکثر مقدار خود در دوازده روز پس از بکارگیری سم دراولین رواناب اتفاق افتاد. بدین صورت که افزایش نفوذپذیری حاصله از زهکشی زیرزمینی باعث کاهش مقدار آترازین (۳۹٪ کاهش از ۲۷۵ µg/lit به ۱٦۷ µg/lit) و کاهش متولاکلر (۳۷٪ کاهش از ٤۱۲ µg/lit به ۲۵۸ µg/lit) در رواناب گردید. البته این تأثیر پس از دومین رواناب اهمیت خود را از دست داد.

کاهش رواناب باعث تجمع کمتر سم و در نتیجه تقلیل روند دفع سم از طریق رواناب‌ها در اوائل سال (ماه مه) گردید. آترازین و متولاکلر دفع شده در شرایط وجود زهکشی زیرزمینی به ترتیب ۵۷ و ۵۸ درصد کاهش داشته است. در طول فصل زراعی نیز این کاهش برابر ٥٦ و ٥٦ درصد اعلام شد. حداکثر تجمع علف‌کش هم چنین در زهکش‌های عمقی در زمان اولین رواناب ناشی از بارندگی پس از کاربرد سم برای آترازین برابر ۳/۵ و برای متالوکلر برابر ۲۹/۳ µg/lit بود. این مقدار بین ۹ تا ۷۹ برابر کمتر از مقدار دفع شده در رواناب‌های سطحی بوده است. همانطور که در جدول ٤ نشان داده شده است، میزان تجمع مواد با گذشت زمان و وقوع بارندگی بیشتر در هر دو جریان سطحی و زیر سطحی کاهش یافته است و دراین میان غلظت مواد در زهاب‌های زیر سطحی حداقل در مورد یک عامل از ۵ عامل از زهاب‌های سطحی کمتر است. در نتیجه همیشه میزان دفع از طریق زهاب‌های زیرسطحی بطور نسبی کمتر از رواناب‌های سطحی می‌باشد. بنابراین می‌توان اثرات کلی زهکشی عمقی را در کاهش درصد دفع و میانگین غلظت در کل زهاب‌ها حداقل به میزان ۵۰ درصد در نظر گرفت.

جدول٤- میزان علف‌کش‌ها در زهاب‌های سطحی و زیر سطحی[+]

عامل	فقط زهاب سطحی	زهاب سطحی+زهاب زیر سطحی= کل		
ماه مه (با ۱۷۱ میلی‌متر بارندگی)				
زهکشی (میلیمتر)	٤٦	۲۹	۲۹	٥٨
غلظت آترازین µg/lit [++]	۷٥/۰	٥۱/٤	۰/۹	۲٦/۲
دفع آترازین (g/ha)	۳٤/٥۱	۱٤/۹۲	۰/۲۷	۱٥/۱۹
غلظت متولاکلر (µg/lit)	۹۰/۸	۱٥/۹	٥/۹	۳۲/۹
دفع متولاکلر (g/ha)	٤۱/۷۸	۱۷/۳٦	۱/۷	۱۹/۰٦
فصل زراعی (با ۸٥٥ میلی‌متر بارندگی)				
زهکشی (میلی‌متر)	٤۱۲	۲٥٤	۱٥۲	٤۰٦
غلظت آترازین (µg/lit)	۱۲/٥	۹/۰	۰/٤	٥/۸
دفع آترازین (g/ha)	٥۱/٦۲	۲۲/۷۹	۰/٦۸	۲۳/٤۷
دفع آترازین (درصد)	۳/۱۷	۱/٤۰	۰/۰٤	۱/٤٤
غلظت متولاکلر (µg/lit)	۱۲/۸	۹/۱	۱/۸	٦/٤
دفع متولاکلر (g/ha)	٥۲/٦۸	۲۳/۰۸	۲/۷٦	۲٥/۸٤
دفع متولاکلر (درصد)	۲/٤٤	۱/۰۷	۰/۱۳	۱/۰۲

+براساس مطالعات سات ویک[۱] و همکاران (۱۹۹۰) و بنگستون و همکاران (۱۹۹۰)
++متوسط وزنی غلظت در جریان (مقدار دفع شده بر میزان زهاب)

سات ویک و همکاران (۱۹۹۰) در مطالعات خود فواصل زهکشی (۱۰ - ۳۰ متر) را بر میزان دفع علف‌کش‌ها مؤثر نیافتند. لیکن کلادیوکود[۲] و همکاران (۱۹۹۱) در سه سال مطالعه روی جابجایی سموم نباتی در لوله‌های زهکش (با فواصل ٥ تا ۲۰ متر) در یک خاک لومی سیلتی (Mesic typic glossaqualfs فعال، مخلوط و با سیلت ریز) دریافت که کل سم جابجا شده به وسیله زهکش‌های عمقی در فاصله ٥ متر بیشترین و در فاصله بیست متر کمترین می‌باشد. بخشی از این تفاوت به علت این است که زهکش‌های با فواصل ٥ متری حداقل دو برابر زهکش‌های با فواصل بیست متری آب جابجا می‌کنند. چنین برمی‌آید که طول زمان حرکت در زهکش‌های با فواصل بیشتر اجازه می‌دهد که سموم نباتی بطور کاملتری تجزیه و متلاشی گشته و در نتیجه در اندازه‌گیری، مقدار

۱ -Southwick
۲ -Kladiuko

کمتری را نشان بدهد. بهرحال اندازه‌گیری‌هایی که در تمام موارد صورت گرفته مقادیر بسیار ناچیزی را به شرح زیر نشان می‌دهد:

برای سموم نباتی کاربوفروم با درجه حلالیت و قابلیت جذب بالاتر کمتر از ۱٪:

۲, ۳ - dihydro –۲, ۲ - dime thyl–۷- benzofuranyl methylcarbamate

و برای علف‌کش‌های آترازین و سایانازین[۱] کمتر از ۰/۱٪

{ ۲-[٤-chloro–٦-(ethylamino)–۱،۳،٥-Triazin–۲-yl]–۲-methylpropanenitric}

و برای آلاکلر[۲]

[۲-chloro-N-(۲،٦-diethylphenyl)-N-(methoxymethy)acetamide]

تقریباً تمامی سموم نباتی که در زهاب‌ها اندازه‌گیری شده است مساوی یا بیشتر از ۱ µg/lit بوده که در فصل بهار پس از استعمال در مزارع بدست آمده است. مقدار معمول تجمع سموم فوق در فصل بهاربرای کاربوفروم ٥ تا ۱٥۰ µg/lit، آترازین و سایانازین ۱ تا ۱۰ µg/lit، و برای آلاکلر ۱ تا ۲ µg/lit اندازه‌گیری شده است.

گزارشات دیگری نیز دال بر وجود سموم نباتی در زهاب‌های زیر سطحی ارایه شده است..موئیر[۳] و بیکر (۱۹۷٦) تجمع آترازین، سایانازین، متری بازین[٤] به فرمول:

[٤-amino–٦-(۱,۱- dimethylethyl)–۳-(Methylthio)–۱،۲،٤-triazin–٥(٤H)-one]

و سایپرازین[٥] به فرمول:

[۲-chloro–٤-(Cycloprophlamino)–٦-(isoprophlamino)-s-triazine]

را در زهاب موجود در لوله‌های زهکشی عمقی (۱ تا ۲/۱ متری) واقع در خاک لومی و لومی سیلتی که از هر یک از علف‌کش‌های فوق به ترتیب برابر ۲/۸۰، ۳/۳٦، ۰/٥٦و

---

۱ -Cyanazine
۲ -Alachlor
۳ -Muir
٤ -Metribuzin
٥ -Syprazine

۱/۱۲ کیلوگرم در هکتار مصرف شده است، گزارش نموده‌اند. حداکثر غلظت در سال اول به ترتیب برابر ۱/٤۹، ۰/٦۸، ۰/۵۷و ۱/٦۵ µg/lit برای هریک از مواد فوق بوده و چنین برآورد می‌شود که حدود ۰/۱۵ درصد کل علف‌کش‌های مصرف شده در لوله‌های زهکشی به شکل ترکیبات اولیه همراه با متابولیت‌ها[۱] دفع می‌شود.

کانور[۲] و همکاران (۱۹۹۱) تجمع چهار نوع علف‌کش در زهاب‌های زیرسطحی را در طول سال ۱۹۹۰ در یک خاک لومی سیلت – رسی[۳] (لوم ریزبافت، مخلوط از نوع Mesic typic hapludolls) با ۳ تا ٤ درصد ماده آلی واقع در شمال شرقی ایالت آیوا[٤] گزارش نموده‌اند. مصرف ۲/۸ کیلوگرم آترازین در هر هکتار که بسیار متداول است در ذرت کاری مستمر حداکثر ۱۱/۱ µg/lit (متوسط ۵/٦ µg/lit)، مصرف ۲/۸ کیلوگرم سیانارین در هر هکتار کشت ذرت پس از سویا حداکثر ۵/۸ µg/lit (متوسط ۱/۱ µg/lit)، مصرف ۲/۲ کیلوگرم آلاکلر در هر هکتار ذرت کاری مستمر و ذرت کاری پس از سویا حداکثر ۳/۱ µg/lit (متوسط ۰/٦ µg/lit) و سرانجام مصرف ۰/٤۵ کیلوگرم متری‌بازین در هر هکتار کشت سویا پس از ذرت حداکثر ۵/۵ µg/lit (با متوسط ۱/۷ µg/lit) را در اندازه‌گیری‌ها بدست داده است.

بیکر و ملوین[۵] (۱۹۹۲) با بررسی مستمر ۱۵ نوع علف‌کش مصرفی در ایالت آیوا به صورت نوار یا پوشش کامل در مزارع کشت ردیفی نتیجه‌گیری‌های خود را در گزارشاتی ارایه کرده‌اند. طی این بررسی‌ها مشخص شد که در طول سه سال فقط ٦ مورد از ۱۵ نوع علف‌کش مصرف شده در مقادیر قابل اندازه‌گیری بوده‌اند که حداکثر مقادیر آنها برای آترازین ۱/۲ µg/lit، سایانازین ۲/۱ µg/lit، متولاکر ۱/۹ µg/lit، بنتازون ٦/٤ µg/lit، کلرامبن (به فرمول ۳-amino-۲،۵-dichlorobezoic acid) ۸/۲ µg/lit و برای متری‌بازین ۲/۲ µg/lit بوده است. کاربرد سموم نباتی در مقیاس کمتر (در نوارهایی به وسعت یک سوم سطح کل اراضی و به مقدار یک سوم کل مصرف)

---

۱ -Metabolites
۲ -Kanwar
۳ -Silty-clay loam
٤ -Iowa
۵ -Melvin

مقدار دفع را به طور نسبی کاهش داده است. کاهش دفع ناشی از مقدار مصرفی معمولاً بیشتر از ۰/۵ درصد نیست. استثناء مهم در این میان را بنتازون[۱] به مقدار ۲/٤٪ و به دنبال یک بارش زیاد بلافاصله پس از کاربرد سراسری آن نشان داده است. سایر مطالعات در ایالت آیوا (بیکر و همکاران، ۱۹۹۲) نیز مواردی از کاهش دفع و غلظت آن را در مصرف نواری سموم برای آترازین، متولاکلر، سایانازین و آلاکلر نشان داده‌اند. حداکثر این کاهش در تمام موارد کمتر از ۲ µg/lit در زهاب خروجی از لایسیمترها بوده است. میزان غلظت آترازین در زهاب زیرسطحی مزارع مورد عمل، حداکثر به ۱۹ µg/lit می‌رسید که متوسط آن ۳ µg/lit بوده است.

در تمام مطالعات فوق ظهور علف‌کش‌ها و نیز حداکثر مقدار آنها درست پس از اولین بارندگی سنگین و بروز زهاب‌های سطحی و زیرزمینی متعاقب آن اتفاق افتاده است که با گذشت زمان در طول فصل زراعی مقدار غلظت به مرور کاهش یافته است. این واقعیت‌ها دال بر اهمیت خلل و فرج درشت خاک در انتقال سریع سموم نباتی از حوزه توسعه ریشه‌ها و نیز مقدار موجود این سموم در سطح خاک وسرانجام فرآیندهای تجزیه و تلاشی در خاک است که همگی بر میزان سموم دفع شده در هر زمان تأثیرگذار می‌باشند.

همان طور که قبلاً نیز توضیح داده شد غلظت سموم در رواناب‌های سطحی به تدریج از مقادیر آنها در زهاب‌های زیرسطحی سبقت گرفته و در پاره‌ای موارد طبق گزارشات واچوپ[۲] (۱۹۷۸)، بیکر (۱۹۸۰) و فاوست[۳] (۱۹۹۲) لازم می‌گردد به جای میکروگرم در لیتر از واحد میلی‌گرم در لیتر برای نشان دادن مقادیر استفاده شود. غلظت سموم نباتی در رواناب‌های سطحی با گذشت زمان در خلال بارندگی و در فاصله بین دو بارندگی کاهش می‌یابد. علاوه بر این مقدار سموم در عمق توسعه ریشه‌ها به سبب شستشو یا انتقال رواناب‌ها و فرآیند ترقیق[٤] و یا تبخیر[٥] و دیگر فعل و

---

۱ -Bentazon
۲ -Wauchope
۳ -Fawcett
٤ -Attenuation
٥ -Volatilization

انفعالات تجزیه کننده مواد کاهش می‌یابد. یکی از عوامل کلیدی در حرکت و جابجایی سموم نباتی و حاصل دو خاصیت جذب سطحی[۱] و حلالیت پذیری مواد در خاک می‌باشد. سموم با حلالیت ناچیز و یا خاصیت جذب شدید مثل تری‌فلورالین[۲] [۲،٦-dinitro-N,N-dipropyl-٤-(trifluoromethyl)benzenamine] به ندرت در زهاب‌های زیرزمینی مشاهده می‌شود. در مورد سموم با قابلیت جذب بالا و با حلالیت شدیدتر مثل پاراکوات[۳] به فرمول (۱،۱'-dimethyl-٤،٤'-bipyridiniumion) نیز همین امر صدق می‌نماید.

چ- زهاب‌های سطحی و زیر سطحی

برای حصول به تولیدات کشاورزی، ترکیب‌های مختلفی از زهکشی سطحی و یا عمقی بکار گرفته می‌شود. بطور کلی هر چقدر زهکشی عمقی بهتر باشد، رواناب‌های سطحی کمتر به وجود خواهد آمد (بیکر و جانسون[٤]، ۱۹۷۷ - اسکگز[٥] و همکاران، ۱۹۸۰ - راس[٦]، ۱۹۸۹). علت اینست که رواناب‌های سطحی معمولاً حاوی مقادیر بسیار زیادتری رسوبات، فسفر و سموم نباتی نسبت به آب خروجی از لوله‌های زهکشی زیرزمینی هستند. کاستن از رواناب‌های سطحی از طریق بهبود زهکشی زیرزمینی باعث کم شدن میزان دفع این آلوده‌کننده‌های بالقوه می‌گردد. بهبود زهکشی زیرزمینی معمولاً مقادیر زیادی از NO_3-N را وارد آب‌های سطحی کرده و بدین ترتیب وجود تعادل بین رواناب‌های سطحی و زیرزمینی اثر بزرگی بر دفع آلوده کننده‌ها از طریق زهاب‌ها دارد. اثرات بهبود زهکشی زیرزمینی در دفع ازت و فسفر در جدول ۲ ارایه گردیده است. همانطور که در سطور آینده نیز اشاره خواهد شد، مدیریت زهکشی می‌تواند تأثیر زیادی بر مقدار آلوده کننده‌های دفع شده داشته باشد.

---

۱ -Adsorption
۲ -Trifluralin
۳ -Paraquat
٤ -Jahnson
٥ -Skaggs
٦ -Ross

۳- مدیریت به منظور کاهش اثرات ناشی از کیفیت زهاب‌های کشاورزی

الف - سیستم‌های خاک‌ورزی[۱]

تأثیر متقابل سیستم‌های خاک‌ورزی و زهاب‌های زیرزمینی بر کیفیت زهاب‌های سطحی و زیرزمینی بدین گونه است که خاک‌ورزی بر زمان، جهت و حجم نفوذ مواد، مصرف مواد شیمیایی و مدیریت آنها تأثیرگذار می‌باشد. بیکر و لافلن[۲] (۱۹۸۳) نتایج حاصله از خاک‌ورزی حفاظتی بر کیفیت آب را بررسی کردند و کتابی توسط لوگان و همکاران (۱۹۸۷) تألیف گردید. در فصلی از کتاب یاد شده پیرامون اثرات خاک‌ورزی حفاظتی، بیکر (۱۹۸۷) تأکید می‌کند که زمان، جهت و حجم نفوذ، نه تنها بر مقدار رواناب‌های سطحی و زیرزمینی، بلکه بر تجمع مواد شیمیایی نیز اثرگذار می‌باشد. بدین ترتیب هر دو فاکتور موجود در معادله دفع که عبارت از حجم ناقل[۳] ضربدر غلظت مواد است، تحت تأثیر عملیات خاک‌ورزی قرار دارند. هم‌چنین بر این نکته تأکید شده است که پاسخ به سئوال «آیا خاک‌ورزی حفاظتی باعث کاهش رواناب سطحی شده و یا باعث افزایش زهاب‌های زیرزمینی می‌شود؟» با قطع و یقین پاسخ داده نشده است. در صورتی که بررسی بلند مدت و در طول یک فصل زراعی یا یک سال تقویمی باشد، عموماً پاسخ سئوال مثبت است. اما چنانچه بررسی شامل اولین بارندگی پس از یک خاک‌ورزی بوده و یا حداقل برای رگبارهای متوسط و کوچک انجام شود، پاسخ معمولاً منفی خواهد بود.

فاوست (۱۹۸۷) اطلاعاتی در مورد مصرف علف‌کش‌ها و آفت‌کش‌ها همراه با خاک‌ورزی حفاظتی ارایه نموده است. او در مورد علف‌کش‌ها چنین اظهار نظر می‌کند که بدون شک عملیات خاک‌ورزی باعث تغییر وضعیت علف‌ها و الگوی مصرف علف‌کش گشته و در پاره‌ای موارد، باعث افزایش مصرف علف‌کش می‌گردد. وی خاطر نشان می‌کند که مطالعات نشان داده است که با اجرای عملیات خاک‌ورزی حفاظتی

---

۱ -Tillage
۲ -Laflen
۳ -Carrier

میزان افزایش مصرف علف‌کش بطور کل ناچیز و یا نزدیک به صفر خواهد بود. وی در مورد آفت‌کش‌ها چنین اظهارنظر می‌کند که ممکن است در برخی اراضی شخم نخورده به علت وجود حشرات خاصی که با علف‌های هرز یا پوشش گیاهی همزیستی دارند، مصرف آفت‌کش‌ها افزایش یابد. اما در مواردی که خاک‌ورزی حفاظتی اجرا شده باشد، مصرف آفت‌کش‌ها با مواردی که خاک‌ورزی ساده انجام شده باشد چندان تفاوتی نخواهد داشت. علاوه بر آن، وی اشاره می‌کند که ویژگی آفت‌کش‌ها و اثرات مستقیم خاک‌ورزی حفاظتی بر فرسایش خاک و هیدرولوژی می‌تواند اهمیت بیشتری نسبت به مقدارآفت‌کش مصرفی در کیفیت آب داشته باشد.

راندال[۱] و باندل[۲] (۱۹۸۷) اطلاعاتی را از یک مطالعه انجام شده توسط مروجین کشاورزی ایالتی در مورد توصیه‌های مصرف ازت با توجه خاص به تغییر نوع اعمال آن همراه با خاک‌ورزی حفاظتی ارایه نمودند. بطور کلی به جز سه ایالت در مناطق مرکزی تا شمال، تفاوت بین مقادیر مصرف ازت توصیه شده در انواع مختلف خاک‌ورزی چندان معنی‌دار نمی‌باشد. از موارد استثنایی که ازت توصیه شده افزایش می‌یابد زمانی است که هدف، عدم خاک‌ورزی و درنتیجه نقصان ازت خاک بوده و یا میزان تقاضای گیاه بر اثر افزایش محصول بالا رفته باشد. تحت شرایط رطوبتی ایالت‌های مرکزی، نوعی احساس بالنسبه همگانی وجود دارد که اساساً بهره‌وری مصرف ازت به همان اندازه که با اجرای خاک‌ورزی حفاظتی بالا می‌رود با خاک‌ورزی معمولی هم افزایش خواهد یافت.

مدیریت شیمیایی که به شکل تعیین محل و روش مصرف مواد شیمیایی تعریف می‌شود، می‌تواند کیفیت آب زهکشی را تحت تأثیر قرار داده و به نوبه خود می‌تواند از اجرای عملیات خاک‌ورزی حفاظتی متأثر گردد. موضوع اصلی در این ارتباط این است که چگونه نیاز به حفظ مواد و بقایای گیاهی در سطح خاک بر مدیریت شیمیایی اثرگذار می‌باشد؟ فوائد ناشی از این کار در کاهش میزان مصرف مواد شیمایی و در نتیجه کاستن از غلظت آنها در رواناب‌های سطحی به وسیله اطلاعات انجام شده توسط بیکر و جانسون (۱۹۸۳) و فاوست و همکاران (۱۹۹۲) برای مواد غذایی و نیز آفت‌کش‌ها

---

۱ -Randall
۲ -Bandel

مورد بررسی قرار گرفته است. انجام عملیات خاک‌ورزی جهت ارتقاء نقش خاک در کاهش دفع مواد سطحی و بکارگیری ادوات خاص برای تزریق مواد شیمیایی (اعم از مواد غذایی و علف‌کش‌ها) به خاک با حداقل آسیب به بقایای گیاهی در حال پیشرفت می‌باشد (بیکر و همکاران، ۱۹۸۹ و میکلسون و بیکر، ۱۹۹۱). بقایای محصولی که بر روی خاک قرار دارد می‌تواند به عنوان حائلی ارتباط مواد شیمیایی پاشیده شده را با خاک قطع کند و در نتیجه سرنوشت نهایی، حاصل اختلاف کنش متقابل بین ماده شیمیایی و بقایای مذکور و بین مواد شیمیایی و خاک خواهد بود. نشان داده شده است که تعداد زیادی از علف‌کش‌های متداول با بقایای ذرت و سویا واکنش کمی داشته و با نزول مقدار کمی باران شسته می‌شود. (مارتین[۱] و همکاران، ۱۹۷۸ - شیرز[۲] و بیکر، ۱۹۸۹، تریمول، ۱۹۸۵ - ماسبرگن[۳]، ۱۹۸۷). مواد شسته شده که حاوی غلظت‌های زیادی از علف‌کش هستند، می‌توانند کیفیت رواناب سطحی را نامطلوب سازند (بیکر و همکاران، ۱۹۸۹) و یا در صورت ورود سریع به زهکش‌های عمیق، کیفیت آب آن را نیز کاهش دهند.

قرار دادن مواد شیمیایی در زیر بقایای گیاهی ممکنست از بروز مشکل فوق‌الذکر جلوگیری کند. در این ارتباط اقداماتی نیز توسط داول بیت[٤] (۱۹۸۳) در جهت اعمال «مدیریت بقایای گیاهی» انجام شده است. با برداشتن بقایای گیاهی، به مواد شیمیایی اجازه داده می‌شود که کاملاً با خاک وارد کنش و واکنش گردند و پس از انجام این فرآیند مجدداً بقایای یاد شده، حتی در یک ترکیب بهتر، به خاک افزوده می‌شود. جاگیری مواد شیمیایی در مناطقی با رواناب‌های سطحی زیاد، به ویژه هنگامی که با عملیات خاک‌ورزی و پشته‌بندی همراه باشد، توان بالقوه‌ای را برای جلوگیری از آبشویی بخصوص برای NO_3-N فراهم می‌آورد. در یک مطالعه شبیه‌سازی از بارندگی، هملت[٥] و همکاران (۱۹۹۰) نشان دادند که جاگیری آنیون‌ها در روی پشته‌ها نسبت به اراضی صاف و بدون پشته آبشویی کمتری را به همراه دارد.

---

۱ -Martin
۲ -Shiers
۳ -Masbergen
٤ -Dawelbeit
٥ -Hamlett

مطالعاتی که بطور مشخص اثرات خاک‌ورزی حفاظتی را بر شستشوی مواد شیمیایی مورد توجه قرار داده‌اند، بسیار محدود است. در یکی از آنها که توسط کانور و همکاران (۱۹۹۱) انجام گرفته است، حجم و کیفیت آب خروجی از زهکش‌های عمقی در دو مزرعه با کشت ذرت بطور پیاپی (بدون تناوب) ذرت- سویا را برای چهار نوع سیستم خاک‌ورزی زیر اندازه‌گیری کرده‌اند:

شخم با بیلچه[۱]

شخم با چیزل[۲]

خاک‌ورزی پشته‌ها[۳]

بدون خاک‌ورزی[٤]

در سال اول، در ارتباط با افزایش نفوذپذیری و بهبود زهکشی، حجم زهاب‌های خروجی در تمام موارد به جز کشت ذرت بدون تناوب و بدون خاک‌ورزی که حجم بالایی را دارا بود، مقادیر مشابهی را نشان دادند. اما در مورد غلظت NO_3-N و شستشوی مواد، سیستم خاک‌ورزی اول و دوم مقادیر زیادتری را (به ترتیب ٤۰/۱ و ۳۸/۲ میلی‌گرم در لیتر) نسبت به سیستم سوم و چهارم (به ترتیب ۳۱/۳ و ۲۹/۱ میلی‌گرم در لیتر) برای تمام تناوب‌ها نشان دادند. در تناوب‌های ذرت – سویا تلفات بیشتر بوده و به ترتیب ۳۹/٦ و ۵۱/۸ کیلوگرم در هکتار در مقابل ۳۲/۱ و ۳٤/۰ کیلوگرم در هکتار اندازه‌گیری شده است. نوع چهارم یعنی عدم اعمال خاک‌ورزی در مزرعه با کشت ذرت بدون تناوب که بالاترین حجم آب زهکشی را دارد حداکثر دفع نیترات را نیز به همراه داشته است (به ترتیب برای شخم با بیلچه ۱۰۷/۲، برای شخم با چیزل ۵۸/۱ و برای خاک‌ورزی و پشته‌بندی برابر ۹۹/۹ و برای بدون خاک‌ورزی ۸۱/٤ کیلوگرم در هکتار). برای علف‌کش‌ها مقدار متوسط غلظت آترازین در روش بدون خاک‌ورزی و روش خاک‌ورزی و پشته‌بندی به ترتیب برابر ۷/۱ و ٦/۱ µg/lit بوده است که از دو روش دیگر یعنی شخم با بیلچه (۳/۹ µg/lit) و شخم با چیزل

---

۱ -Moldboard plow
۲ -Chisel plow
۳ -Ridge- tillage
٤ -No - tillage

(µg/lit ٤/٦) بیشتر بوده است. در مورد سایر علف‌کش‌ها از قبیل آلاکلر، سایانازین و متری‌بازین تفاوت چندانی مشاهده نشده است.

در مطالعه‌ای که در مورد انتقال و جابجایی NO_3-N در نیمرخ خاک تحت شرایط خاک‌ورزی نوع اول و چهارم انجام شده است (کانور و همکاران، ۱۹۸۵)، در نوع چهارم یعنی بدون خاک‌ورزی شستشوی کمتری صورت گرفته است. بدین ترتیب که برای حالت اخیر ٤٠٪ میزان NO_3-N موجود در ۳۰ سانتیمتر اول خاک (متعلق به خود خاک و یا افزوده شده) پس از یک بارندگی ۲۱/۷ سانتیمتری و ۳۳٪ آن پس از بارندگی دیگری با ارتفاع ٦/۳٥ سانتیمتر در خاک باقی‌مانده بود؛ در حالی که مقادیر مزبور برای روش اول خاک‌ورزی (با بیلچه) برابر ۱۹ و ۹٪ بود. همچنین به نظر می‌رسد که جریانات آبی که با NO_3-N برخورد نمی‌کنند و از کنار آن می‌گذرند، در حالت بدون خاک‌ورزی بیشتر به وجود می‌آیند. برخی از محققین (جو و لال، ۱۹۷۹) نتایج مشابهی بدست آورده‌اند ولی عده‌ای نیز (تایلر[۱] و توماس[۲]، ۱۹۷۷) به نتایج عکس دست یافته و نتیجه‌گیری کرده‌اند که NO_3-N مصرفی در سطح مزرعه درحالت بدون خاک‌ورزی می‌تواند با شسته شدن از میان درز و ترک‌های خاک خیلی سریع‌تر از سایر روش‌های خاک‌ورزی بگذرد و خارج گردد.

در یک مطالعه بلند مدت پیرامون مدیریت ازت در خاک که شخم با بیلچه (حالت اول)، حالت بدون خاک‌ورزی (حالت چهارم) مقایسه گردید (کانور و بیکر، ۱۹۹۱)، غلظت NO_3-N در سال مرطوب (۱۹۹۰) در زراعت ذرت با مصرف ۱۷٥ کیلوگرم ازت در هکتار بطور متوسط برابر ٥۰ میلی‌گرم در لیتر برای مزرعه شخم خورده، (حالت اول) اندازه‌گیری شده است. این رقم برای مزرعه بدون خاک‌ورزی ذرت (حالت چهارم) که همان مقدار ازت در هکتار دریافت نموده بود، برابر ۳۰ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شده است. با کاهش مصرف ازت به ۱۲٥ کیلوگرم در هکتار و توزیع آن در سه نوبت، غلظت به نصف کاهش یافته است؛ لیکن در حالت بدون خاک‌ورزی این مقدار کماکان حدود دو سوم حالت اول بوده است. بخشی از این اختلاف می‌تواند ناشی از تقویت خصوصیات معدنی خاک با شخم باشد.در قطعات کنترلی (بدون مصرف ازت) مقدار

---

۱ -Tyler
۲ -Thomas

محصول ذرت بدست آمده در حالت بدون خاک‌ورزی بطور متوسط دو سوم حالت اول بوده است.

مطالعات دیگری نیز بر روی اثرات خاک‌ورزی بر فرآیند شستشوی آفت‌کش‌ها در ستون خاک و یا لایسیمترها انجام شده است. در یکی از این مطالعات، فرماینچ[۱] و دانیل[۲] (۱۹۹۱) آفت‌کش‌های C۱٤ را همراه با موادی چون کاربوفران[۳] و کلروپیریفوس[٤] و [۰،۰-diethyl ۰-(۳،٥،٦, trichloro-pyridin - ۲-yl-phosphorothioate] را جهت تعیین مقدار شستشوی ترکیبات مادری و متابولیکی از ستون خاک شنی دست نخورده‌ای که از دو کرت شخم خورده (حالت اول) و بدون خاک‌ورزی (حالت چهارم) بدست آمده بود، بکار بردند. با ایجاد بارندگی مصنوعی به مقدار٤۲/٥ سانتیمتر، مقادیر جزئی کاربوفران بیشتری (٤/۹٪) از ستون ۹۰ سانتیمتری خاک شخم خورده (حالت اول) و ٤/٦٪ نیز از خاک شخم نخورده (حالت چهارم) شسته شد. آفت‌کش‌های نوع C۱٤ نیز بیشتر از دو برابر (۱۷/۹٪) در خاک شخم خورده (حالت اول) و ۷/۹٪ در خاک شخم نخورده (حالت چهارم) شسته شد. بخش مهمی از مواد شستشو یافته حاوی یکی از مواد متابولیکی نیز بوده است. در مورد کلروپیریفوس که تا حدی حلالیت کمتری داشته ولی قابلیت جذب سطحی زیادی دارد کمتر از ۰/۲٪ آفت‌کش‌های C۱٤ شستشو یافته است.

بادی[٥] و بیکر (۱۹۹۰) مقدار آترازین شستشو یافته تحت بارندگی ۳۰ سانتیمتری را در خاک دست نخورده لومی سیلتی[٦] برای خاک‌ورزی با شخم، چیزل و بدون خاک‌ورزی (حالت چهارم) اندازه‌گیری نمودند. در مزرعه بدون خاک‌ورزی به منظور کنترل علف‌های هرز، کشت و کار به شکل مکانیزه انجام گردید. در هر چهار حالت مقدار ۷/٥ سانتیمتر باران مصنوعی بکار برده شد. برای دو حالت تمام بارندگی در یک نوبت ۱ الی ٥ سانتیمتر در ساعت و در دو حالت هم پس از یک بارندگی ۱ سانتیمتری برای مرطوب‌سازی خاک، بقیه٦/٥ سانتیمتر در طول ۲٤ ساعت در مقادیر ۱ تا ٥

---

۱ -Fremanich
۲ -Daniel
۳ -Carbofuran
٤ -Chlorpyrifos
٥ -Boddy
٦ -Silt loam

سانتیمتر در ساعت باریده شد. افزایش شدت بارندگی به مقدار زیادی باعث افزایش غلظت آترازین گردید و بارندگی مرطوب کننده نیز باعث افزایش غلظت مواد گشته و در مجموع تفاوت‌ها از نظر آماری در حد معنی داری نبود. آترازین شستشو یافته در شخم با چیزل در بالاترین حد خود (۰/۰۸۲٪ کل) و برای شخم با بیلچه در پایین‌ترین حد (۰/۰٤٪) و مقدار متوسط (۰/۰٦۹٪) در حالت بدون خاک‌ورزی مشاهده شد. غلظت مواد به صورت تخمینی در ٥ سانتیمتر آب زهکشی خروجی از ستون‌های خاک بطور متوسط ۲/۹ µg/lit بود. مقدار حداکثر ۱۳ µg/lit نیز در اولین نمونه‌گیری که از آب زهکشی حالت خاک‌ورزی با شخم بیلچه گرفته شده اندازه‌گیری گردید.

هال[۱] و همکاران (۱۹۸۹) با جمع‌آوری آب زهکشی در تشتک‌های لایسیمتریک در عمق ۱۲۲ سانتیمتری و در یک خاک لومی سیلتی رسی[۲] با بافت ریز، مخلوط و با رژیم حرارتی Typic hapludalfs مقدار آفت‌کش شسته شده را در حالت اول و بدون خاک‌ورزی (حالت چهارم) اندازه‌گیری کردند. حداکثر غلظت آترازین، سیمازین (٦-Chloro - N, N'-diethyl–۱،۳،٥-trizine. ۲, ٤-diamine) و متولاکلر در حالت بدون خاک‌ورزی (به ترتیب ۱٤/٥، ۲۱/٥ و ۲۱/٥ µg/lit) بود که بطرز قابل توجهی از حالت اول (به ترتیب ٤/۷، ۳/۸ و ۲/٥ µg/lit) بیشتر بود. هر چند که میانگین غلظت مواد در حالت بدون خاک‌ورزی (به ترتیب ۲/٦، ۳/۰ و ۰/٦ µg/lit) کمی بیشتر از حالت اول شخم (به ترتیب ۱/۹، ۲/۸ و ۰/٦ µg/lit) بود، حجم آب نفوذ عمقی یافته و به دنبال آن مقدار مواد دفع شده مقادیر متفاوتی را نشان داد لیکن بطور کلی همه کمتر از ٥/۰٪ مقدار مواد مصرف شده را شامل گردیدند.

ب - زهکشی کنترل شده

نخستین توصیه‌های انجام شده برای زهکشی کنترل شده با هدف کیفیت آب از تجارب زهکشی در اراضی آبیاری شده بدست آمده‌اند. میک[۳] و همکاران (۱۹۷۰) و ویلاردسون[٤] و همکاران (۱۹۷۲) در کالیفرنیا آزمایشی را با قراردادن خروجی

۱ -Hall
۲ -Hagerstown silty clay loam
۳ -Meek
٤ -Willardson

زهکش‌ها در ارتفاع بالاتر از خط زهکشی و با هدف کاهش دفع NO_3-N از طریق آب زهکشی انجام دادند. راوح[۱] و آونی ملچ[۲] (۱۹۷۳) نیز در اسرائیل با غرقاب کردن یک مزرعه سعی کردند از احیای نیترات قبل از وقوع زهکشی جلوگیری نمایند. هر دو گروه محققین یاد شده به موفقیت دست یافتند، لیکن این اقدام در هیچ یک از دو نقطه تداوم عملی پیدا ننمود. پژوهشگران دیگر در کارولینای شمالی در سال ۱۹۷٤ اقدام به انجام آزمایشاتی در جهت زهکشی کنترل شده و مقدار محصول بدست آمده کردند و منافع حاصله از بهبود کیفیت آب را اندازه‌گیری نمودند (گیلیام[۳] و همکاران، ۱۹۷۹ – اسکگز و گیلیام، ۱۹۸۱ – داتی[٤] و همکاران، ۱۹۸٦ – دیل[٥] و همکاران، ۱۹۸٦،اوان[٦] و همکاران، ۱۹۸۹، ۱۹۹۱ و ۱۹۹۰ – رایت[۷] و همکاران، ۱۹۸۹ – توماس و همکاران ۱۹۹۱ وفاگیل و بلچر، ۱۹۹۱).

اوان و همکاران (۱۹۹۰) نتیجه‌گیری‌های خود را برای ۱۲۵ ایستگاه سال[۸] در کارولینای شمالی پیرامون زهکشی کنترل شده خلاصه کرد و ارایه نمودند. اطلاعات ارایه شده کاهش متوسطی برابر ۳۰٪ در حالت کنترل شده نسبت به حالت کنترل نشده نشان داد. کاهش مقادیر ازت و فسفر دفع شده توسط رواناب‌های سطحی برای دو حالت فوق به ترتیب برابر ۳۵٪ و ٤۵٪ برآورد شده بود. بلچر و فاگیل (۱۹۹۱) نیز مقدار کاهش NO_3-N و PO_4-P را در حالت کنترل شده نسبت به زهکشی زیرزمینی آزاد و بدون کنترل به ترتیب به مقدار ۵۸٪ و ۱۱٪ گزارش نمودند. بدین ترتیب زهکشی کنترل شده به عنوان بهترین اقدام مدیریتی در کارولینای شمالی شناخته شد و به دنبال آن سازه‌های کنترلی جهت کنترل کیفیت آب در کارولینای شمالی، ویرجینا، مری‌لند و دلاویر در هزینه‌های مربوطه پیش‌بینی گردید. کشاورزان این مناطق نیز پس از مشاهده میزان افزایش محصول به سرعت این اقدامات را در منطقه متداول نمودند.

---

۱ -Raveh
۲ -Avnimelech
۳ -Gilliam
٤ -Doty
٥ -Deal
٦ -Evan
۷ -Wright

۸- حاصلضرب تعداد ایستگاه‌های آزمایشی و سال‌های آماری

ایده اولیه در بکارگیری زهکش‌های کنترل شده جهت کاهش خروج نیترات مبتنی بر افزایش دنیتریفیکاسیون از طریق بالا نگاهداشتن سطح آب در سفره آبی بود که در نتیجه میزان نیترات قابل دفع شدن را کاهش می‌داد. این ایده تقریباً محقق گردید لیکن به نظر می‌رسید که بالاترین مقدار کاهش در نیترات دفع شده در آب‌های سطحی در آزمایشات کارولینای شمالی در نتیجه کاهش زهاب‌ها می‌باشد. کاهش میزان زهاب نیز به نوبه خود منجر به کاهش میزان فسفر در آب زهکشی می‌شود. این یکی از فوائد غیر قابل تصور بهبود کیفیت آب در حالت زهکشی کنترل شده بود که قبلاً در مدل‌های شبیه سازی قابل پیش‌بینی نبوده است (دیل و همکاران، ۱۹۸٦). اعتقاد براین است که علت این رخداد، نفوذ جانبی و عمیق در مدل‌های شبیه سازی شده بوده است. مقدار دفع از طریق نفوذ جانبی راهی مؤثر برای کاهش میزان ازت و فسفر دفع شده به آب سطحی می‌باشد در حالی که نیترات شانس بهتری برای دفع شدن ازطریق دینتریفیکاسیون داشته و فسفر نیز به ندرت به وسیله خاک جذب می‌شود. بهرحال دفع از طرق نفوذ جانبی در واحد سطح هر چقدر که سطح کنترل بالاتر رود کاهش خواهد یافت. بنابراین در صورتی که اقدامات در محدوده‌های وسیعی از اراضی به مورد اجرا گذارده شود، افزایش رواناب‌های سطحی و فسفر دفع شده ممکنست ناشی از زهکشی کنترل شده باشد. مدیریت منسجم آبی با استفاده از سازه‌های کنترل سطح آب و پمپاژ آب به انهار خروجی زهکشی، سطح سفره آب را جهت مقاصد آبیاری زیرزمینی بالا نگه می‌دارد. عملیات آبیاری زیرزمینی و زهکشی کنترل شده سریعاً به وسیله کشاورزان کارولینای شمالی پذیرفته و به اجرا گذاشته شده است. پروژه‌های تحقیقاتی متعددی در حال حاضر در ایالت‌های مختلف آمریکا برای تعیین اثرات زهکشی کنترل شده و آبیاری زیرزمینی بر روی کیفیت آب و نیز میزان محصول به دست آمده در حال اجرا می‌باشد.

پ- حرکت زهاب‌ها از خلال فیلترهای نباتی یا سبزه‌زارهای رودکناری[۱]

مدت زیادی است که خاصیت فیلترهای گیاهی در دفع رسوبات و مواد آلوده کنندهٔ همراه با آن ازطریق زهاب‌های سطحی شناخته شده است. به علت اهمیت زیاد این امر،

---

۱ -Riparian zone

سازمان حفاظت منابع طبیعی وزارت کشاورزی ایالات متحده (USDA-NRCS) برای سال‌های متوالی دست به این عملیات زده و دستورالعمل‌هایی برای ساخت آنها ارایه نموده است. مدل‌های متعددی نیز جهت پیش‌بینی حرکت و جابجایی رسوبات و فسفر به وسیله فیلترهای گیاهی ساخته شده است (بارفیلد[۱] و همکاران، ۱۹۷۹، هیز[۲] و همکاران، ۱۹۷۹ – لی و همکاران، ۱۹۸۹). هر چند پاره‌ای اطلاعات مکتسبه نشان داده است که فیلترهای گیاهی در تمام جاهایی که نصب شده‌اند، مؤثر نیستند (دیلاها[۳] و همکاران، ۱۹۸۷ و ۱۹۸۹)؛ علی رغم آن این فیلترها هنوز به عنوان بهترین اقدام مدیریتی دفع رسوبات و فسفر از جریانات سطحی آب محسوب می‌شوند. دانیلز و گیلیام (۱۹۸۹) مقدار رسوبات را هنگامی که زهاب‌های سطحی مزارع کوهپایه‌ای در کارولینای شمالی از یک فیلتر گیاهی به عرض ٦ متر عبور نموده است، اندازه‌گیری کرده‌اند. نتیجه این اندازه‌گیری نشان می‌دهد که ۸۰ تا ۹۰ درصد رسوبات و ٤٠ تا ٥٠ درصد فسفر دفع شده است. یکی از چالش‌های اخیر پژوهشگران، تدارک اطلاعات کافی برای پیش‌بینی میزان دفع آلاینده‌ها به وسیله فیلترهای گیاهی تحت شرایط خاک‌های مختلف و کشت و کار متفاوت می‌باشد.

پوشش گیاهی طبیعی در رودکنارها بطرز شگفت‌آوری در دفع مواد رسوبی و فسفر از رواناب‌های سطحی و خارج ساختن نیترات از جریانات زیرزمینی مؤثر می‌باشد. کوپر[٤] و همکاران (۱۹۸۷) دریافتند که ۹۰٪ رسوبات و ٥٠٪ فسفر در رواناب‌های سطحی حاصله از حوضه‌های آبخیز کشاورزی واقع در جلگه ساحلی کارولینای شمالی در مناطق گیاهی کنار رودخانه‌ها بر جای گذاشته شده است.

پوشش گیاهی رودکناری در دفع نیترات از زهاب‌های زیرزمینی که به سوی جریان‌های کوچک آبی حرکت می‌کنند مؤثر است. جاکوبز و گیلیان (۱۹۸٥) پی بردند که تنها ۱۰٪ نیترات منتقله به جریان کوچک آبی در جلگه ساحلی کارولینای شمالی حاصل چیزی جز جریانات زیرزمینی نیست که قبل از رسیدن به جریان آبی یاد شده از یک

---

۱ -Barfield
۲ -Hayes
۳ -Dillaha
٤ -Cooper

ناحیه سبز رودکناری به عرض ۵۰ متر عبور کرده است. نتایج مشابهی در جورجیا (لورنس و همکاران، ۱۹۸٤)، مری لند (پیتر جان و کورل، ۱۹۸٤) و زلاندنو (کوک و کوپر، ۱۹۸۸) بدست آمده است. مشخص شده است که خارج کردن این آلاینده نتیجه دو عامل یعنی جذب آب توسط گیاه و فرآیند دنیتریفیکاسیون می‌باشد (لورنس، ۱۹۹۲)، اما توزیع نقش هر یک در دفع نیتروژن هنوز شناخته شده نبوده و به احتمال زیاد از نقطه‌ای به نقطه دیگر متفاوت است. بدین ترتیب امکان ندارد که با پایه اطلاعاتی موجود بتوان بطور دقیق مقادیر قابل دفع را تحت شرایط متفاوت پیش‌بینی نمود. بکارگیری پوشش نباتی بومی برای ایجاد مناطق سبز رودکناری در بسیاری نواحی که آب‌های سطحی به علت ورود زهاب‌های کشاورزی آلوده می‌شوند، عملی نمی‌باشد. اما، باید آنها را هر کجا که امکان داشته باشد به لحاظ فوائدی که در بهبود کیفیت آب دارند، دست نخورده باقی گذارد.

با وجود آنکه امکان تخلیه زهاب‌های کشاورزی به تالاب‌ها در مناطقی که نیاز به زهکشی دارند دارای محدودیت است اما مطالعات انجام شده در کارولینای شمالی ثابت کرده است که این اقدام بسیار مؤثر می‌باشد. چسچیر[۱] و همکاران (۱۹۹۱) گزارش نمودند که پمپاژ زهاب‌های کشاورزی به تالاب‌ها درکارولینای شمالی منجر به خارج کردن بیش از ۹۰٪ رسوبات و مواد غذایی قبل از رسیدن آب به یک جریان آبی دائمی شده‌اند. بارنز و گیلیان (۱۹۹۱، اطلاعات منتشر نشده) مشاهده نمودند که ورود زهاب‌های زیرزمینی به استخر مزرعه[۲] تقریباً نیمی از ازت بالقوه موجود در آب را از آن خارج می‌کند. زهاب کشاورزی می‌تواند قبل از تخلیه به مخزن آبی، مورد تیمار قرار گیرد. این کار با ایجاد امکان جریان یافتن آب از خلال اراضی مرطوب ساخته شده در حوضه انجام می‌گیرد. این مفهوم به آزمایش گذارده شده و در خلاصه مقالات کنفرانس ردی[۳] و اسمیت[٤] (۱۹۸۷)، همر[٥] (۱۹۸۹)، آلسون و مارشل[٦] (۱۹۹۲) ارایه شده است. در

---

۱ -Chescheir
۲ -Farm pond
۳ -Reddy
٤ -Smith
٥ -Hammer
٦ -Olson

حال حاضر چند سیستم بزرگ مقیاس در گوشه و کنار جهان مورد بهره‌برداری قرار دارد. اراضی مرطوب چنانچه خوب طراحی و ایجاد شوند، می‌توانند به عنوان مخزنی برای رسوبات، مواد غذایی و آفت‌کش‌هایی که از مزارع کشاورزی تخلیه می‌شوند، محسوب گردند. نیکسون و لی (۱۹۸٦) در روشی مبتنی بر بیلان جرم[۱] نتیجه گرفتند که اراضی مرطوب بطور تیپیک قادرند ۲۰ تا ۸۰ درصد فسفر و ۱۰ تا ۹۰ درصد نیتروژن را از آب‌های ورودی خود دفع کنند. اخیراً کادلک[۲] و نیومن (۱۹۹۲، آثارمنتشر نشده) معادله زیر را که بر اساس اطلاعات بدست آمده از حدود ۵۰ مورد از اراضی مرطوب در آمریکای شمالی که فاضلاب‌های شهری را دریافت می‌نمودند، ارایه کردند:

$$PLO = ۰,۳۷\ PLI^{۱,۰۸} \quad (R۲ = ۰,۷۳)$$

در معادله مذکور PLO فسفر حمل شده در جریان آبی خروجی (گرم فسفر در متر مربع در سال) و PLI مقدار فسفر حمل شده در جریان آبی ورودی می‌باشد. ردی و همکاران (۱۹۸۲) در آخرین مطالعات خود از مخازن جذب و حبس مواد[۳] برای تیمار زهاب‌های کشاورزی خروجی از مزارع جالیز کاری مجاور استفاده نمودند. این سیستم قادر بود نزدیک به ۹۵٪ نیتروژن معدنی و ۸۵٪ فسفر محلول را از زهاب‌ها بگیرد. وان‌دروالک[٤] و جولی[٥] (۱۹۹۲) چند دستورالعمل اساسی را برای بکارگیری اراضی مرطوب جهت کنترل آلودگی‌های غیر متمرکز و جلوگیری از بروز مسائل بعدی آنها تهیه نموده‌اند.

۴- خلاصه و نتیجه‌گیری

بیشترین جبهه‌گیری‌های زیست محیطی با زهکشی اراضی در تبدیل اراضی مرطوب[٦] به اراضی کشاورزی و یا دیگر کاربری‌ها مبتنی می‌باشد. بین تغییر کاربری

---

۱ -Mass balance approach
۲ -Kadlec
۳ -Retention/detention
٤ -van Der Valk
٥ -Jolly
٦ -Wetlands

اراضی و اثرات زیست محیطی مترتب بر آن با بهبود زهکشی زمین‌هایی که در حال حاضر تحت کشت هستند، تفاوت زیادی وجود دارد. جبهه‌گیری‌های زیست محیطی در شرایط فعلی، از زهکشی اراضی مرطوب دارای پوشش گیاهی طبیعی به منظور کشاورزی جلوگیری کرده است. توسعه آتی زهکشی اراضی با مقاصد کشاورزی به احتمال زیاد محدود به آن اراضی خواهد بود که در حال تولید محصول بوده و در نتیجه این فصل به این مهم می‌پردازد.

بدیهی است هر گونه بهبود زهکشی اراضی کشاورزی اثرات پیچیده‌ای بر کیفیت آب دارد. بهبود زهکشی سطحی بتن‌هایی قادر است مقادیر دفع رسوبات و فسفر را افزایش دهد. در حالی که بهبود زهکشی زیرزمینی باعث کاهش رسوبات به میزان ۳۰ تا ۶۰٪ کمتر از آب‌های سطحی می‌گردد. همچنین با انجام زهکشی زیرزمینی میزان فسفر محلول و نیز فسفر کل دفع شده از خاک نیز کاهش خواهد یافت. اراضی که از نظر زهکشی زیرزمینی ضعیف هستند ممکن است مقادیر معتنابهی فسفر را با رسوبات ناشی از فرسایش خاک از دست بدهند. رواناب‌های سطحی در خاک‌های معدنی نیز حاوی مقادیر زیادتری فسفر نا محلول نسبت به زهاب‌های زیرزمینی می‌باشند. کل مقدار فسفر دفع شده با زهکش زیرزمینی از خاک‌های معدنی معمولاً در محدوده بین ۰/۲ تا ۲/٤ کیلوگرم در هکتار در سال می‌باشد.

دفع فسفر از طریق جریان‌های زیرزمینی در خاک‌های آلی بیشتر از خاک‌های معدنی صورت می‌گیرد. با بهبود زهکشی، این مشکل تشدید می‌شود زیرا فسفر آلی موجود در خاک در این حالت سریعتر به فسفر معدنی تبدیل می‌شود. میزان فسفر تخلیه شده در زهاب خاک‌های آلی بین ۱ تا ۳۷ کیلوگرم در هکتار در سال است.

بهبود زهکش زیرزمینی باعث کاهش دفع نیتروژن آلی از طریق زهاب‌ها شده لیکن میزان تخلیه NO_3-N معمولاً از مقدار کاهش نیتروژن آلی بیشتر بوده لذا کل نیتروژن دفع شده تقریباً همواره درسیستم‌های زهکشی زیرزمینی بیشتر خواهد بود. نیتروژنی که بدین طریق در زهکشی زیرزمینی دفع می‌شود عمدتاً وابسته به مقدار نیتروژنی است که به زمین افزوده شده است. با وجود این در تناوب‌هایی که آخرین محصول آنها سویا یا سایر گیاهان تیره لگومینوز باشد، میزان دفع نیتروژن نسبتاً بیشتر می‌شود.

نوع زهکشی نیز اثر شگرفی بر دفع سموم نباتی از طریق زهاب دارد. معمولاً غلظت آفت‌کش‌ها در رواناب‌های سطحی بسیار بیشتر از مقداری است که در آب‌های خروجی از پروفیل خاک وجود دارد. بدین ترتیب بهبود زهکشی زیرزمینی اراضی کشاورزی منجر به کاهش مقادیر آفت‌کش دفع شده می‌گردد. پاره‌ای سموم نباتی از خلال زهکش‌های عمقی نیز عبور می‌کنند لیکن کل مقادیر دفع شده حداکثر ۰/۱۵٪ مقدار مصرفی می‌باشد؛ در حالی که مقدار سموم دفع شده با زهاب‌های سطحی می‌تواند به میزان ۵٪ یا بیشتر برسد.

از نظر تاریخی سیستم‌های زهکشی اراضی کشاورزی صرفاً با هدف بهبود تولید طراحی و به اجرا گذارده شده بودند، اما در سال‌های اخیر این هدف با مقاصد زیست محیطی نیز همراه گشته است.

تحقیقات نشان داده است که گزینه‌های مختلفی در طرح‌های زهکشی وجود دارد که می‌تواند هدف تولید محصول را برآورده کرده و درعین حال محیط زیست را نیز حفظ نماید. هر چقدر سیستم زهکشی بهتری احداث شود، شرایط بهتری برای مدیریت کشاورزی چه از نظر اقتصادی و چه از نظر زیست‌محیطی فراهم می‌گردد. به عنوان مثال، فقط در مزارعی که زهکشی زیرزمینی خوبی دارند، با اعمال زهکشی کنترل شده، میزان فسفر و NO_3-N دفع شده کاهش خواهد یافت. زهکشی کنترل شده در کارولینای شمالی نشان داده است که میزان ازت و فسفر دفع شده توسط آب‌های سطحی به ترتیب کاهشی برابر ٤٥ و ۳۵٪ داشته‌اند. این اقدامات بطور مشترک در ایالت‌های کارولینای شمالی، مری لند، ویرجینیا و دلاویر با هدف بهبود کیفیت آب به مورد اجرا گذاشته شده و در حال حاضر کشورهای متعددی از جمله کانادا، انگلستان و ایتالیا به امر تحقیقات در این زمینه مشغول شده‌اند.

مدیریت زهکشی با عملیات خاک‌ورزی دارای ارتباط متقابل عمده‌ای است. هر دو این فاکتورهای مدیریتی بر زمان، مسیر و حجم آب نفوذ یافته، مصرف مواد شیمیایی و مدیریت آنها تأثیرگذار هستند و اینها نیز به نوبه خود بر مقدار رواناب‌های جاری و غلظت مواد مختلف در آنها مؤثر می‌باشند. بدون شک روش‌های خاک‌ورزی ضعیف یا عدم خاک‌ورزی باعث کاهش رواناب‌های سطحی و بالتبع کاهش جابجایی مواد

شیمیایی از طریق رواناب‌های مزبور می‌گردد. پاسخ این سؤال که آیا همراه با عملیات فاقد خاک‌ورزی، دفع مواد شیمیایی از طریق زهاب‌های زیرزمینی لزوماً افزایش می‌یابد، هنوز روشن نیست؛ ولی اطلاعات موجود نشان می‌دهد که در صورت وجود افزایش نیز مقدار آن چندان زیاد نمی‌باشد.

مدت‌هاست که آشکار شده است عبور زهاب‌های سطحی از خلال فیلترهای گیاهی کیفیت آب را بهبود می‌بخشد. این فیلترهای گیاهی می‌تواند طبیعی یا مصنوعی و یا فقط از یک نوار باریک سبز که بین اراضی کشاورزی و جریانات آبی ایجاد می‌شوند، تشکیل شده باشد. اطلاعاتی که اخیراً بدست آمده است نشان می‌دهد که نیترات بطرز مؤثری از طریق زهاب‌های زیرزمینی از مناطق سبز رودکنارها گذشته و به جریانات سطحی می‌پیوندد و از جریان خارج می‌شود. همچنین نشان داده شده است که مخازنی که زمان ماند را افزایش می‌دهند می‌توانند تا ۹۵٪ فسفر غیر آلی و ۸۵٪ فسفر محلول را از زهاب‌های کشاورزی جدا سازند.

خلاصه این که بدون شک زهاب اراضی کشاورزی زهکشی شده حاوی مواد آلوده زیادتر نسبت به آبی است که از پوشش‌های طبیعی گیاهی خارج می‌گردد و یا در تالاب‌ها وجود دارد. در عین حال گزینه‌های متعدد مدیریتی که می‌تواند به مقدار زیادی آلودگی زهاب‌های کشاورزی را کاهش دهد نیز وجود دارد. واضح است که سیستم‌های زهکشی کماکان باید گونه‌ای طراحی و اجرا شوند تا هر دو هدف تولید بیشتر و بهبود کیفیت آب قابل حصول تأمین گردد. این یقین به وجود آمده است که تولید محصولات کشاورزی همراه با یک زهکشی خوب و پیشرفته می‌تواند با هدف بهبود کیفیت آب نیز هم ساز باشد.

فصل سوم

اثرات زهکشی بر کیفیت آب
در اراضی فاریاب نواحی خشک و نیمه خشک[1]

۱- مقدمه

در امریکا و سایر نقاط دنیا، توجه فزاینده‌ای به اثرات زهکشی حاصل از آبیاری بر محیط زیست می‌شود. در نواحی مرطوب، آبیاری تنها به منظور تأمین قسمتی از آب مورد نیاز گیاه صورت می گیرد زیرا بارندگی قسمت عمده‌ای از آن را تأمین می‌نماید. از این رو، آبیاری به عنوان تنها منبع آب اضافی که نیاز به تخلیه داشته باشد، بحساب نمی‌آید. در نواحی خشک و نیمه خشک، آبیاری اساسی‌ترین منبع تأمین‌کنندهٔ آب مورد نیاز گیاه بوده و در نتیجه اثر عمده‌ای بر روی کل آب خارج شده از زهکش‌ها دارد.

در هر دو ناحیهٔ فوق‌الذکر، آب نفوذ یافته به داخل خاک، هر گونه مواد شیمیایی محلول حاصل از فعالیت‌های انسانی را به سفرهٔ آب زیرزمینی کم عمق حمل کرده و نهایتاً به سیستم زهکشی انتقال خواهد داد. وجود لایهٔ غیر قابل نفوذ باعث به وجود آمدن سفرهٔ آب زیرزمینی با عمق کم می‌گردد. در مناطقی که این لایه وجود نداشته یا به صورت ناپیوسته باشد، آب به داخل سفره‌های آب زیرزمینی عمیق‌تر نفوذ نموده و در برخی موارد نمک‌ها، نیترات‌ها و آفت‌کش‌ها را به داخل آن منتقل خواهد کرد (باور[2]، ۱۹۸۷). زهاب نواحی خشک، علاوه بر مواد فوق، هرگونه نمک و یا عناصر محلول دیگری را که در مواد مادری یافت شود، انتقال می‌دهد.

شدت آلودگی آبهای یک منطقه ناشی از آب آبیاری به موارد زیر بستگی دارد:

۱- این بخش ترجمه‌ای است از فصل بیست و پنجم کتاب Agricultural Drainage که توسط R. W. Skaggs و J. van Schilfgaarde در سال ۱۹۹۹ تألیف شده است. این فصل از کتاب توسط J. E. Ayars از وزارت کشاورزی ایالات متحده و K. K. Tanji از دانشگاه کالیفرنیا به رشته تحریر درآمده و توسط آقای صمد دربندی به فارسی برگردانده شده و به وسیله آقای مجتبی اکرم با متن اصلی مقابله و ویرایش شده است.

2 -Bouwer

- ویژگی‌های هیدروژئولوژیکی[۱] اراضی تحت آبیاری و خاک‌های طبقات زیرین
- فن‌آوری‌های به کار گرفته شده برای تولید محصولات کشاورزی
- منابع تأمین آب و سیستم‌های انتقال زهاب (وایلی[۲]، ۱۹۸٦)

در طول قرن‌های متمادی، مشخص شده بود که در نواحی خشک جهت کنترل نمک‌ها در نیمرخ خاک و تولید پایدار محصول، شبکه‌های زهکشی باید در کنار شبکه‌های آبیاری ایجاد گردند. قبلاً فرضیه‌ای ضمنی مبنی بر این که دفع و رها نمودن زه‌آب‌ها در محیط همیشه امکان‌پذیر می‌باشد، وجود داشت (تانجی[۳]، ۱۹۹۰). ولی تجربه مخزن کسترسون[٤] در دره مرکزی کالیفرنیا[٥] نشان داد که این فرض، دیگر چندان معتبر نیست. مخزن کسترسون مخزنی تنظیم‌کننده در زهکش سن لوئیس[٦] بود که این زهکش زهاب‌ها را از دره سن‌یوآکین[۷] (SJV) به سوی شمال جهت رهاسازی به سان فرانسیسکوبی[۸] انتقال می‌داد. ولی محدودیت‌های مالی دولت فدرال و جنبه‌های زیست محیطی رهاسازی روان‌آب‌های آبیاری به داخل منطقه ذکر شده، باعث گردید که کار مخزن و زهکش متوقف گردد و در سال ۱۹۷۲ این مخزن، به عنوان بخشی از پناهگاه حیات وحش ملی کسترسون اعلام شود.

در سال ۱۹۸۳ مشخص گردید که به دلیل آلوده شدن مخزن به سلنیوم (Se)، پرندگان آبزی موجود در آن شکل طبیعی خود را از دست داده و مرگ و میر آنها نیز افزایش یافته است. این موضوع باعث شد تا تغییری در نگرش به مسئله زهکشی ایجاد گردد. در سال ۱۹۸٦ به دستور وزیر کشور[۹]، جریان زهاب‌ها به طرف زهکش سن

---

1 - Hydrogeological

2 -Willey

3 -Tanji

4 - Kesterson

5 -Central Valley of California

6 -San Luis

7 -San Joaquin Valley

8 -San Francisco Bay

۹-در ایالات متحده آمریکا دفتر عمران اراضی (USBR) زیر نظر وزارت کشور اداره می‌شود.

لوئیس متوقف گردید و زهکش‌های زیر زمینی ۱۷۰۰۰ هکتار از اراضی مسدود شد (برنامه زهکشی دره سن‌یوآکین ۱۹۹۰).

در این فصل، در مورد اثرات مدیریت آب آبیاری و طراحی سیستم زهکش بر مدیریت کیفیت زهاب‌ها در مناطق خشک و نیمه خشک بحث خواهد شد.

۲- توجه به کیفیت آب در نواحی خشک و نیمه خشک

از دیرباز، توجه به کیفیت آب در اراضی فاریاب، بر روی مدیریت شوری سفره‌های کم عمق و منابع آب آبیاری متمرکز شده بود. تمدن‌های زیادی در خاورمیانه و شمال و جنوب آمریکا بدلیل شور شدن خاک از بین رفته‌اند. نابودی بین‌النهرین یا عراق امروزی، در اثرشور شدن خاک، مشهورترین این موارد بشمار می‌رود. تمدن‌های سرخ‌پوستی در پرو و در ناحیه رودخانه شور آریزونا به دلیل تجمع نمک در پروفیل خاک ناشی از زهکشی ضعیف و یا شوری و یا هر دو این عوامل از بین رفته‌اند (تانجی، ۱۹۹۰).

منطقه آبیاری دره مرکزی کالیفرینا نمونه خوبی از اثرات زهکشی بر کشاورزی پایدار می‌باشد. زهکش‌های منطقه آبیاری برادویو[1] در سال‌های دهه ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ نصب گردید اما تا سال ۱۹۸۳ هیچ گونه راه خروجی برای زهکش اصلی در نظر گرفته نشد. در این فاصله، تمامی زهاب‌های شور زیرزمینی بازیافتی، رواناب‌های سطحی و آب‌های با کیفیت خوبی که وارد منطقه می شدند، جهت استفاده مجدد دوباره در منطقه به چرخش در می‌آمد. بالا آمدن سطح آب زیرزمینی همراه با افزایش شوری آب آبیاری، منجر به کاهش محصول در گیاهان حساس به شوری گردید. برای مقابله با مشکل فزایندهٔ شوری آب و خاک، گیاهانی در منطقه کشت گردید که تحمل آنجا به شوری زیادتر است. به این ترتیب الگوی کشت از سبزیجات، گلرنگ و ذرت به

1 -Broadview

گوجه فرنگی، یونجه بذری و نهایتاً پنبه تغییر یافت. سال‌ها پس از تخلیه زهاب، بار دیگر به کشت محصولات حساس‌تر روی آورده شده است (ویچلنز[1]، ۱۹۸٦).

علاوه بر نمک‌ها، آلودگی آب‌های زیر زمینی توسط NO_3 در اراضی تحت آبیاری از توجه خاصی برخوردار بوده و نگرانی‌هایی را ایجاد نموده است. تأکید بر این امر ناشی از تقدیم لایحه‌ای در سال ۱۹۹۰ توسط ریاست جمهوری ایالات متحده بوده است. قبلاً محققین به این مسئله پی‌برده و بیش از چندین سال است که پژوهشگران در برخی مناطق خصوصاً کالیفرنیا (داده‌های منتشر نشده نایتینگل[2]، ۱۹۷۲ و پرات[3]، ۱۹۷۹) و غرب آمریکا در مورد آن به تحقیق و بررسی پرداخته‌اند (سانن[4] و همکاران، ۱۹۸۷).

مصرف آبهای زیرزمینی آلوده به NO_3 به مقدار زیاد ممکن است منجر به بیماری متموگلوبینمیا[5] در انسان و حیوان گردد. علاوه بر این، موجب برخی از سرطان‌ها نیز می‌شود (کنی[6]، ۱۹۸٦). براساس اطلاعاتی که در مورد بیماری متوگلوبینمیا وجود دارد، سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده[7]، حداکثر مقدار مجاز NO_3 را در آب شرب ٤٥ میلی‌گرم در لیتر یا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر No_3-N (ازت به فرم نیترات) تعیین نموده است (سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۸۲).

بررسی مقدار NO_3 در آبهای زیر زمینی کالیفرنیا نشان داد که آلودگی آبهای مشروب به این ماده بیش از حد استاندارد بوده و این مشکل در حال گسترش می باشد (اطلاعات منتشر نشده وزارت غذا و کشاورزی کالیفرنیا ۱۹۸۹). سه منبع مهم

---

1 -Wichelns

2 -Nightingale

3 -Pratt

4 -Sonnen

5 -Methemoglobinemia

متوگلوبین ماده‌ای است که بوسیله پایش در ادرار تشخیص داده می‌شود. این ماده از طریق اکسیداسیون آهن دوظرفیتی هموگلوبین و تبدیل آن به آهن سه‌ظرفیتی بوجود می‌آید. در نتیجه این عمل، اکسیژن نمی‌تواند به هموگلوبین متصل شود و بیمار مشکل کمبود اکسیژن پیدا می‌کند.

6 -Keeney

7 -USEPA= United States Environmental Protection Agency

نیترات‌های یافت شده در آبهای زیر زمینی، عبارتند از : آبشویی اراضی کشاورزی، اراضی اختصاص یافته به تصفیه فاضلاب‌های شهری، و انباشتن فضولات حیوانی در یک منطقه.

آلودگی آبهای زیرزمینی توسط آفت‌کش‌ها، یکی دیگر از مسائلی است که توجه و نگرانی‌هایی را در بسیاری از نقاط جهان بوجود آورده است. نتایج مطالعاتی که اخیراً توسط مرکز بررسی‌های زمین شناسی آمریکا[1] در هفت ایالت غربی این کشور صورت گرفته نشان داد که آلودگی آبهای سطحی مناطق مذکور توسط آفت‌کش‌ها مشکل مهمی بشمار نمی‌رود (سیلوستر[2] و همکاران، ۱۹۸۸). براساس این مطالعات، بیشترین آلودگی توسط آفت‌کش‌ها در رسوبات مشاهده گردیده که شامل د.د.ت به صورت تجزیه شده (dichloro diphenyl trichloroethane) بود. این ماده سال‌های سال در خاک محبوس باقی مانده بود. در برخی از قسمت‌های دره سن‌یوآکین که به صورت فاریاب بوده و سطح آب زیر زمینی بالاست، مقدار خیلی کمی آفت‌کش در زهاب‌ها مشاهده گردید (دوماگاکسی و دوبرسکی[3]، ۱۹۹۲).

اما به عکس، نتایج سایر مطالعات صورت گرفته در کالیفرنیا مشخص نمود که آبهای سطحی و زیرزمینی منطقه بطور گسترده‌ای به آفت‌کش‌ها آلوده شده‌اند (هانسون و تانجی[4]، ۱۹۸۸). این پژوهش‌ها نشان داد که با فعالیت‌های کشاورزی، آلودگی توسط آفت‌کش‌ها نیز به مراتب افزایش خواهد یافت. بیش از ده سال است که مصرف بسیاری از آفت‌کش‌های یافت شده در آبهای سطحی مثل د.د.ت ، دیلدرین[5]، اندرین[6] و هپتاکلر[7] ممنوع شده است.

---

1 -U.S. Geological Survey

2 -Sylvester

3 -Domagalski and Dubrovsky

4 -Hanson and Tanji

5 -Dieldrin

6 -Endrin

7 -Heptachlor

آلودگی آبهای زیرزمینی توسط آفت‌کش‌ها در طولانی مدت مسئله‌ای مهم‌تر است. در حوضه‌های آبرفتی عمیق آبهای زیرزمینی کالیفرنیا، مدت زمان انتقال مواد شیمیایی از سطح زمین به سطح آب زیرزمینی طولانی بوده و ممکن است دهها سال طول بکشد. به عنوان مثال نماتدکش DBCP (1, 2-dibromo-3-chloropropane) از اواسط دهه ۱۹۵۰ تا سال ۱۹۷۷ بطور گسترده در کالیفرنیا مورد استفاده قرار می‌گرفت اما از سال ۱۹۷۷ استفاده از آن در منطقه ممنوع اعلام گردید. با گذشت چندین دهه از متوقف شدن استفاده از این ماده شیمیایی، از حدود ۳۰۰۰ چاهی که در آنها بقایای آفت‌کش‌ها مشاهده گردیده، در ۸۵ درصد آنها DBCP یافت شده است (کهن[1]، ۱۹۸٦). این ماده شیمیایی ترکیب پایداری بوده و دارای نیمه عمر طولانی می‌باشد و به آسانی جذب خاک‌های تحت‌الارضی نمی‌گردد. تاکنون تعداد ٤٤ حلقه از ۲٤۰ حلقه چاه آب مشروب موجود شهر فرزنو[2] بدلیل داشتن DBCP بیشتر از مقدار مجاز (۰/۲µg/L) بسته شده‌اند.

وجود عناصر شیمیایی سمی کمیاب[3] مثل سلنیوم (Se)، بر (B)، آرسنیک (As) و بسیاری دیگر، از موارد قابل توجه و با اهمیت از نظر کیفیت آب در مناطق فاریاب خشک و نیمه خشک محسوب می‌شوند. تجمع بیولوژیکی[4] عناصر کمیاب در گیاهان و حیات وحش مخزن کسترسون، و همچنین در حوضچه‌های تبخیری مورد استفاده در تخلیهٔ زهاب‌های دره مرکزی کالیفرنیا، عواقب مهمی از نظر زیست محیطی داشته است.

تانجی و والوپی[5] (۱۹۸۹) منشا عناصر شیمیایی کمیاب آلوده‌کننده را به دو قسمت تقسیم نموده‌اند: منشاء طبیعی و منشاء کشاورزی. منشاء طبیعی شامل مواد زمین شناسی موجود در اراضی تحت آبیاری بوده و منشاء کشاورزی شامل کودها، آب آبیاری، مواد اضافه شده به خاک و آب جهت اصلاح آنها، پساب و لجن فاضلاب‌ها و سموم نباتی می‌باشد.

---

1 -Cohen

2 -Fresno

3 -Trace elements

4 -Bioaccumulation

5 -Tanji and Valoppi

وجود و یا تجمع مواد کمیاب در آب زیرزمینی تحت تأثیر عواملی چند قرار می‌گیرد که عبارتند از:

۱- چگونگی و طبیعت منابع عناصر کمیاب،

۲- واکنش عناصر کمیاب،

۳- تحرک عناصر و فرآیند انتقال آنها،

در غرب ایالات متحده امریکا، معمولاً بقایای صدف‌های دریایی در منطقه پراکنده است. این صدف‌ها منبع اولیه عناصر کمیاب در زهاب‌های این منطقه هستند. سیلوستر و همکاران(۱۹۸۸) در مطالعات خود بر روی طرح‌های آبیاری غرب امریکا و دره مرکزی کالیفرنیا دریافتند که عناصر کمیاب موجود در زهاب‌ها، در حال حاضر سلنیوم (Se) و بر(B) هستند.

کشاورزی نمی‌تواند بیش از این به اثرات فعالیت‌های حمایتی خود بی‌توجه بماند. باید بخاطر داشت که اثرات بالقوه منفی زیست محیطی زهاب وارده از دره مرکزی کالیفرنیا به دلتای سانفرانسیسکوبی بود که موجب توقف کار بر روی زهکش سن‌لوئیس شد. به علت اثرات منفی زهاب بر مخزن کسترسون، از این پس مرتع و تالاب وسیع درهٔ سن‌یوآکین، رواناب سطحی آلوده و زهاب‌های کشاورزی را دریافت نمی‌کنند.

امروزه در طراحی زهکش‌های زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک عواملی نظیر تهویه، شوری نیمرخ خاک، قابلیت تحرک[1] و خارج کردن آب اضافی مورد توجه قرار می‌گیرند (سازمان احیاء اراضی آمریکا[2]، ۱۹۹۳). برای به حداقل رساندن اثرات زیست محیطی زهاب‌ها، کیفیت و کمیت زهاب نیز باید به عنوان عوامل طراحی در نظر گرفته شده و یا اینکه لااقل در مدیریت سیستم‌های زهکشی به آنها توجه شود.

در اراضی فاریاب مناطق خشک و نیمه خشک، آب زیرزمینی غالباً شورتر از نفوذ عمقی حاصل از آب آبیاری است. زهکش‌هایی که با کارآیی پایینی کار می‌کنند، به طور عموم، آبی را خارج می‌کنند که شوری و غلظت عناصر کمیاب آنها از آب نفوذ یافته از

---

1 -Trafficability

2 -USBR

آب آبیاری بیشتر است (گریسمر[1]، ۱۹۸۹). کارآیی زهکشی[2] به نسبت نفوذ عمقی به دبی زهکش اطلاق می‌شود. به عبارت دیگر، زه‌کش‌هایی با کارآیی پایین، درصد بالایی از جریان خود را از آب زیرزمینی و درصد پایینی را از نفوذ عمقی دریافت می‌کنند. به این ترتیب واضح است که [علاوه بر موارد فوق] مجموعه هیدرولوژی و هیدروشیمیایی سیستم زهکشی نیز باید در طراحی زه‌کش‌ها مورد توجه قرار گیرد.

۳- اثرات نحوه طراحی زهکشی بر جریان زهکش‌ها

طراحی زهکش‌ها در نواحی خشک و نیمه خشک بطور معمول با استفاده از روش تعادل دینامیکی که توسط سازمان احیاء اراضی آمریکا (۱۹۹۳) ابداع شده است انجام می‌گیرد. در این روش، از فرآیند تکرار[3] جهت محاسبه فاصله زهکش‌ها استفاده می‌شود که براساس موقعیت سطح ایستایی در پایان فصل آبیاری استوار است[4]. اطلاعات مورد نیاز جهت طراحی عبارتند از : مشخصات خاک (نوع خاک، هدایت هیدرولیک خاک اشباع و عمق لایه غیر قابل نفوذ)، الگوی کشت، نیاز آبشویی، تعادل نمک و برنامه آبیاری و نفوذ عمقی. علاوه بر این، نیازهای تهویه منطقه ریشه و شوری نیمرخ خاک نیز مورد توجه قرار می‌گیرند.

جهت برنامه‌ریزی آبیاری، باید الگوی کشت و سیستم آبیاری پیشنهاد شده برای منطقه مشخص باشد. برنامه آبیاری شامل زمان آبیاری و عمق آب آبیاری در هر نوبت است. مقدار نفوذ عمقی براساس راندمان آبیاری در نظر گرفته شده، تخمین زده می‌شود. با مشخص شدن نفوذ عمقی، طراحی می‌تواند ادامه یابد.

سیستم آبیاری باید به گونه‌ای انتخاب گردد که نحوه بهره‌برداری و عملکرد آن متناسب با خاک و منابع آب موجود باشد. سیستم آبیاری ایده‌آل سیستمی است که آب

---

1 -Grismer

2 -Drainage efficiency

3 -Iterative process

٤- در این روش، لزوماً تنها سطح ایستابی در پایان فصل مورد توجه نیست بلکه در تمام طول سال نباید از حد معین بالاتر بیاید، گرچه عموماً بالاترین سطح ایستابی در اواخر فصل زراعی اتفاق می‌افتد (مترجم).

را به طور یکنواخت و با عمق یکسان در تمامی مزرعه پخش نماید. اما در عمل، به دلایل مختلفی، آب به صورت غیر یکنواخت در سطح مزرعه توزیع می‌گردد. یکی از عوامل مهم این غیر یکنواختی، متناسب نبودن نوع سیستم آبیاری انتخاب شده و همچنین نحوه بهره‌برداری از آن با مشخصات نفوذپذیری خاک می‌باشد. عموماً در سیستم‌های آبیاری تحت فشار مانند آبیاری بارانی و قطره‌ای، تلفات نفوذ عمقی آب می‌تواند نسبت به سیستم‌های آبیاری سطحی بهتر کنترل گردد.

در این نوع سیستم‌ها، سرعت پخش آب آبیاری را می‌توان به گونه‌ای کنترل نمود که از سرعت نفوذ تجاوز نکند و رواناب سطحی در مزرعه به حداقل مقدار ممکن برسد. در سیستم‌های تحت فشار به دلیل این که آب هم زمان و به طور یکنواخت به کمک مجاری بسته در تمامی قسمت‌های مزرعه پخش می‌گردد، فرصت نفوذ آب در خاک در تمامی مزرعه یکسان می‌باشد؛ ولی در سیستم‌های سطحی فرصت نفوذ آب در ابتدای مزرعه نسبت به انتهای آن بیشتر است. در سیستم‌های بارانی، یکنواختی کاربرد[1] تحت تأثیر سرعت و جهت باد و همچنین تغییرات فشار در طول لاترالها می‌باشد. اگر سرعت باد بیش از حد مجاز نباشد، می‌توان با تغییر فاصله لترالها، اثر آن را کاهش داد. تغییرات فشار را نیز می‌توان با طراحی مناسب اصلاح نمود.

در سیستم‌های آبیاری قطره‌ای، الگوی کاربرد آب غیر یکنواختی زیادی دارد، که پس از نفوذ آب در خاک برطرف می‌گردد (والاش[2]، ۱۹۹۰). در آبیاری قطره‌ای اگر طراحی هیدرولیکی سیستم ضعیف باشد، منجر به توزیع غیر یکنواخت آب و نهایتاً تلفات نفوذ عمقی زیادی می‌گردد.

یکی دیگر از مزایای سیستم‌های آبیاری تحت فشار، امکان بهره‌برداری از سیستم با تناوب زیاد است. یعنی چندین بار در طول هفته تا چندین بار در طول روز می‌توان

1 -Application uniformity

2 -Wallach

آبیاری را انجام داد. با چنین نحوه بهره‌برداری از سیستم، کل عمق آب به کار رفته می‌تواند معادل تبخیر و تعرق از سطح مزرعه بین دو نوبت آبیاری باشد.

سیستم‌های آبیاری سطحی، مثل سیستم‌های نشتی و کرتی اگر به طور مناسبی طراحی و بهره‌برداری گردند، می‌توانند آب را با یکنواختی بالایی در سطح مزرعه پخش نمایند (ددریک[1] و همکاران، ۱۹۸۲). این سیستم برای خاک‌هایی که رس و یا سیلیت زیادی دارند مناسب‌تر است. در سیستم‌های کرتی، دبی آب بکار رفته زیاد است.

روش‌هایی که جهت بهبود و اصلاح یکنواختی توزیع آب در آبیاری نشتی به کار گرفته می‌شود عبارتند از: افزایش دبی ورودی به داخل فارو، کاهش طول فارو و روش کاهش جریان ورودی به فارو[2] پس از رسیدن آب به انتها. افزایش دبی ورودی، زمان پیشروی آب به انتهای فارو را کاهش داده و بدین ترتیب اختلاف بین فرصت نفوذ در ابتدا و انتهای فارو کاهش می‌یابد و موجب افزایش یکنواختی می‌گردد. زمان پیشروی نباید بیش از ۲۵ درصد کل زمان آبیاری باشد. کاهش طول فارو اثری همانند افزایش دبی ورودی بر روی اختلاف بین فرصت نفوذ در ابتدا و انتهای فارو دارد. با کاهش دبی جریان پس از رسیدن آب به انتهای فارو، رواناب خروجی کاهش می‌یابد. در شکل ۱ توزیع آب در یک فارو پس از نفوذ نشان داده شده است.

آبیاری کابلی یک روش مؤثر در بهبود و اصلاح یکنواختی توزیع در سیستم‌های آبیاری سطحی می‌باشد (کمپر[3] و همکاران، ۱۹۸۱). زیرا این روش به گونه‌ای طراحی شده است که بطور خودکار با افزایش زمان آبیاری، دبی ورودی را کاهش می‌دهد. دبی زیاد در شروع آبیاری که سپس به طور مداوم کاهش یابد، اثر زیادی بر روی کاهش تلفات نفوذ عمقی و همچنین بهبود و اصلاح یکنواختی توزیع آب دارد. با پیشروی سریع آب، جریان آب ورودی تا اندازه‌ای کاهش داده می‌شود که با میزان نفوذ آب در خاک برابری کند و به این ترتیب، نفوذ عمقی و رواناب کاهش یابد.

---

1 -Dedrick

2 -Cut back

3 -Kemper

شکل ۱- نحوه توزیع آب در یک فارو

با انجام زهکشی، نه تنها آب اضافی از خاک خارج شده و باعث تهویه آن می‌گردد، بلکه نمک‌های موجود در نیمرخ خاک نیز خارج می‌شوند. نمک‌ها در اثر هوازدگی و فرسایش سنگ‌های مادری، آب آبیاری، کودها و دیگر مواد اصلاحی خاک، در نیمرخ خاک تجمع پیدا می‌کنند. در مناطق مرطوب، رطوبت خاک از طریق بارندگی که نسبتاً عاری از نمک‌ها می‌باشد تامین می‌گردد ولی در مناطق خشک و نیمه خشک این رطوبت از طریق آبیاری تامین می‌شود. طبیعتاً آب آبیاری حاوی مقداری نمک می‌باشد.

حتی آبهای با بهترین کیفیت نیز مقداری نمک دارند. برای داشتن کشاورزی آبی پایدار باید، در بخش فعال ناحیه ریشه‌ها تعادل نمک برقرار باشد. مقدار آب مورد نیاز جهت کنترل و ایجاد این تعادل، نیاز آبشویی[1] نامیده می‌شود (هوفمن[2]، ۱۹۸٦).

1 -Leaching Requirement

2 -Hoffman

نیاز آبشویی محاسبه شده، حداقل مقدار جزء آبشویی است تا گیاهی مشخص دچار کاهش محصول نشود. نسبت آب خارج شده از نیمرخ خاک به آب به کار رفته (بارندگی یا آبیاری) جزء آبشویی نامیده می‌شود و به صورت زیر بیان می‌گردد :

$$L = \frac{d_d}{d_i + d_r} = \frac{d_d}{d_a} = \frac{c_a}{c_d} \qquad [۱]$$

در رابطه بالا d_r, d_i, d_d به ترتیب عبارتند از عمق آب زهکشی، آبیاری و بارندگی.
زیرنویس‌های a و d به ترتیب بیانگر آب به کار رفته و زهکشی شده و c غلظت نمک می‌باشد. بر اساس رابطه (۱) نیاز آبشویی را می‌توان به صورت زیر نوشت :

$$L_r = \frac{d_d^*}{d_a} \qquad [۲]$$

نماد * نشان می‌دهد که d_d عمق مقدار آب مورد نیاز برای آبشویی می‌باشد (هوفمن، ۱۹۸٦).

در برخی از سیستم‌های آبیاری که توزیع یکنواختی کامل (۱۰۰ درصد) دارند، نفوذ عمقی برابر نیاز آبشویی می‌باشد ولی در اکثر سیستم‌ها اینگونه نبوده و راندمان آبیاری و یکنواختی توزیع به اندازه‌ای پایین است که نیاز آبشویی تأمین شده و یا حتی از آن تجاوز می‌کند.

نیاز آبشویی را می‌توان به صورت زیر نیز بیان نمود:

$$L_r = \frac{e_a}{e_d} \qquad [۳]$$

که e_a عبارتست از هدایت الکتریکی آب به کار رفته وe_d هدایت الکتریکی آب زهکشی شده. نیاز آبشویی تابعی از شوری آب به کار رفته، شوری خاک، شوری آب

زیرزمینی، تحمل گیاه به شوری، اقلیم و مدیریت خاک و آب می‌باشد. داده‌های مرتبط به تحمل گیاهان به شوری را می‌توان برای تعداد زیادی از گیاهان در منابع علمی یافت (مس[1]، ۱۹۹۰).

میزان تهویه و شوری مجاز در ناحیه ریشه‌ها تعیین‌کننده عمق سطح ایستابی بین دو زهکش می‌باشد. عمق سطح ایستابی بین دو زهکش بستگی به عمق و فاصله زهکش‌ها و همچنین تلفات نفوذ عمقی دارد. عموماً وقتی که فاصله زهکش‌ها افزایش می‌یابد، جهت ثابت نگه داشتن عمق سطح ایستابی در موقعیت فرض شده بایستی عمق کارگذاری آنها نیز افزایش یابد. وقتی که فاصله زهکش‌ها و عمق کارگذاری آنها افزایش یابد، خطوط جریان از اعماق پایین‌تری به سمت زهکش راه پیدا می‌کنند. دورل و فیو[2] (۱۹۹۰) مشاهده نمودند که وقتی زهکش‌ها در عمق ۱/۸ متری نصب گردند، حدود ۳۰ درصد از جریان وارده به داخل آنها از آب زیرزمینی خواهد بود و اگر عمق نصب به ۲/٦ متری برسد، این مقدار به حدود ٦۰ درصد خواهد رسید.

در نواحی خشک که کیفیت سفره آب زیرزمینی کم عمق با افزایش عمق بدتر می‌شود، افزایش آب ورودی به داخل زهکش‌ها از اعماق پایین‌تر سفره آب زیرزمینی باعث کاهش کیفیت زهاب‌ها خواهد شد. دورل و فیو (۱۹۹۰) مشاهده نمودند که شوری زهاب‌های خارج شده از زهکش‌هایی که در عمق ۲/۷ متری نصب شده‌اند بیش از شوری زهاب‌های خارج شده از زهکش‌هایی است که در عمق ۱/۸ متری نصب شده‌اند.

آیارز[3] و همکاران(۱۹۸۷) در یک مزرعه زهکشی شده دریافتند که شوری زهاب‌های خروجی از زهکش‌های نصب شده در عمق ۲ متری بیش از شوری زهاب خارج شده از زهکش‌هایی است که در ۱/۷ متری نصب شده‌اند. زهکش‌هایی که در عمق بیشتری نصب شده‌اند، دارای زهاب خروجی بیشتری نیز خواهند بود و زمانی که خروج زهاب از زهکش‌های کم عمق متوقف می‌شود خروج آن از زهکش‌های عمیق‌تر ادامه دارد.

---

1 -Mass

2 -Deverel and Fio

3 -Ayars

زهکش‌های عمیق‌تر نسبت به زهکش‌هایی که در عمق کمتری نصب شده‌اند آب با کیفیت پایین‌تری ($۷dsm^{-1}$) خارج می‌نمایند.

با مدیریت صحیح سفره‌های آب زیرزمینی کم عمق می‌توان به طور معنی‌دار و قابل توجهی حجم زهاب را کاهش داد. آیارز و مک ورتر[۱] (۱۹۸۵) اشاره نموده‌اند وقتی در طراحی زهکش‌ها، استفاده گیاه از سفره آب زیرزمنی کم عمق در نظر گرفته شود تقریباً ۶۰ درصد از حجم زهاب‌ها کاسته می‌شود. در منابع علمی به استفاده گیاهان مختلف از سفره‌های آب زیرزمینی کم عمق با کیفیت‌های مختلف اشاره شده است.

از نقطه نظر کنترل و اداره سیستم زهکشی، مدیریت سفره‌های آب زیرزمینی کم عمق می‌تواند به دو صورت انفعالی[۲] یا فعال[۳] صورت گیرد. در مدیریت انفعالی، سیستم آبیاری بدون توجه به سیستم زهکشی به گونه‌ای اداره می‌شود که گیاه بتواند از آب زیرزمینی کم عمق استفاده نماید. در این حالت، مقدار کاهش زهاب‌ها محدود است.

در مدیریت فعال، هر دو سیستم آبیاری و زهکشی ترکیب می‌گردند و به هر دو آنها توجه می‌شود. در طراحی سیستم‌های زهکشی جدید می‌توان استفاده گیاه از آب زیرزمینی کم عمق را در نظر داشت (آیارز و مک‌ورتر، ۱۹۸۵؛ دورینگ[۴] و همکاران، ۱۹۸۲؛ هانسون، ۱۹۸۷).

در سیستم‌های زهکشی موجود می‌توان با تعبیه شیر در مسیر لترالها، خروج زهاب‌ها را محدود نموده و بدین ترتیب سطح ایستابی را در عمقی که گیاه بتواند از آن استفاده نماید تثبیت نمود (فوس[۵] و همکاران، ۱۹۹۰).

---

1 -Ayars and Mc Whorter

2 -Passive

3 -Active

4 -Doering

5 -Fouss

۴- رابطه جریان - بار املاح زهاب[1]

برای این که زراعت آبی در مناطق خشک و نیمه خشک پایدار بماند، باید دفع زهاب‌هایی که شامل نمک و عناصر کمیاب شیمیایی می‌باشد مجاز شمرده شود. بنابراین موارد و محدودیت‌های مربوط به تخلیه زهاب به کیفیت آب در محل تخلیه آنها باز می‌گردد. یکی از جنبه‌های مدیریتی پروژه زهکشی دره سن‌یوآکین، تخلیه زهاب‌ها به رودخانه سن‌یوآکین با در نظر گرفتن مسئله کیفیت آب می‌باشد. برای این که این رویکرد مدیریتی توأم با موفقیت باشد، بایستی وزن نمک و دیگر عناصر تخلیه شده به داخل رودخانه به صورت تابعی از کل جریان زهاب تعیین گردد.

با استفاده از داده‌های مربوط به غلظت مواد شیمیایی موجود در زهاب‌ها می‌توان وزن کل آنها را تعیین نمود. برای برآورد غلظت نهایی مواد شیمیایی موجود در زهاب زهکش اصلی، اطلاعات مربوط به غلظت مواد شیمیایی به تنهایی کافی نمی‌باشد و بایستی حجم کل زهاب‌های تخلیه شده توسط هر یک از زهکش‌های فرعی[2] نیز بطور جداگانه تعیین گردد. با توجه به مطالب گفته شده به منظور مدیریت صحیح تخلیه زهاب‌ها به داخل رودخانه، تعیین رابطه جریان و بار املاح زهاب خیلی مهم است. با استفاده از این رابطه می‌توان جریان زهاب‌های تخلیه شده به داخل تخلیه‌گاه نهایی را به میزانی کنترل کرد تا غلظت نهایی هر یک از انواع یونها در زهاب از حد استانداردهای کیفی آب بیشتر نباشد.

رابطه جریان- بار املاح، با محاسبه وزن نمک (غلظت ضربدر دبی) و ترسیم آن به صورت تابعی از دبی جریان تعیین می‌گردد. اگر غلظت املاح با دبی جریان تغییر نماید، در این صورت رابطه بین جریان و بار املاح نیز تغییر خواهد نمود. نوسانات و تغییرات غلظت می‌تواند ناشی از چندین عامل باشد.

زمانی که زهاب خروجی شامل رواناب سطحی ناشی از آبیاری و زهاب زیرزمینی باشد، غلظت املاح موجود در آن، تحت تأثیر مقدار و غلظت املاح در هر یک از منابع

---

1 -Drainage load – Flow relationship

2 -Sub main drain

خواهد بود. بدیهی است این غلظت نیز به دلیل این که نیاز آبی و همچنین راندمان آبیاری در طول سال متغیر است، در فصل‌های مختلف تفاوت خواهد کرد (آیارز، ۱۹۹۲ داده‌های منتشر نشده). آیارز و میک[1] (۱۹۹٤) مشاهده نمودند که در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ[2] به دلیل دبی زیاد زهاب ناشی از رواناب سطحی که در تابستان اتفاق می‌افتد، رابطه بین حجم جریان زهاب خروجی از ناحیه مذکور و بار املاح متغیر است.

اگر زهاب خروجی فقط از زهکش‌های زیرزمینی باشد، در این صورت غلظت آن تابعی از کیفیت و میزان آب زیرزمینی و همچنین آب نفوذ یافته به داخل زمین خواهد بود. هر گونه تغییر فصلی در جریان رواناب سطحی ناشی از آبیاری و زهاب‌های زیرزمینی بر روی غلظت زهاب خروجی از ناحیه تحت آبیاری تأثیر خواهد گذاشت. در صورتی که زهاب خروجی فقط از زهکش‌های زیرزمینی باشد، عمق کارگذاری زهکش‌ها اثر معنی‌داری بر روی کیفیت آن خواهد داشت[3].

۵- اثر زهکشی بر شوری زهاب و غلظت عناصر شیمیایی کمیاب

از آنجا که خاک‌های قسمت غربی دره سن‌یوآکین از سنگ‌های رسوبی دریایی پدید آمده‌اند، طبیعی است که شوری و غلظت بر و سلنیوم و نحوه توزیع آن در تمامی این دره، نتیجه فرآیندهای فرسایش و انتقال باشد. هدف از این فصل، بررسی توزیع شوری، بر و سلنیوم در ناحیه ریشه در اراضی فاریاب است.

نحوه تغییرات شوری و دیگر عناصر در نیمرخ خاک بطور عموم بدین صورت است که غلظت‌ها در سطح خاک کمتر بوده و با افزایش عمق، مقدار آن زیادتر می‌گردد و نهایتاً به میزان ثابتی می‌رسد. این تغییرات در شکل ۲ نشان داده شده است.

---

1 -Meek

2 -Panoche Water and Drainage District

۳- در این مبحث سخنی از بارندگی به میان نیامده است. در هر حال میزان بارندگی و نحوه تقسیم آن به رواناب سطحی و نفوذ عمقی و در نتیجه، سهم آن در زهکشی سطحی یا زیرزمینی نیز نباید نادیده گرفته شود. (مترجم).

شکل ۲- تغییرات هدایت الکتریکی (دسی زیمنس برمتر) و غلظت بر (میلی‌گرم برلیتر) با عمق خاک

اطلاعات شکل صفحهٔ قبل در طول سه سال، از مزرعه‌ای که دارای سیستم زهکشی لوله‌ای بوده جمع‌آوری شده است. میزان نمک‌های خارج شده از نیمرخ خاک در طول این مدت، تابع میزان آب آبیاری و آبشویی بوده است.

همان طور که در شکل ۲ نشان داده شده است، غلظت بر و نمک با عمق افزایش یافته و در عمق حدود یک متر به مقدار ثابتی می‌رسد. این نحوه توزیع نمک در مناطق

خشک تحت آبیاری معمول می‌باشد. لازم به ذکر است که زهکش‌های مزرعه‌ای که داده‌ها از آن جمع‌آوری شده‌اند در عمق ۱/۸ متری و عمق لایه غیرقابل نفوذ آن حدوداً در ۲/۱ متری قرار داشته است. واضح است که موقعیت زهکش‌ها در نیمرخ خاک اثر معنی‌داری بر روی کیفیت زهاب‌ها خواهد داشت.

یک بررسی گسترده از ۳۰ سانتی متری نیمرخ خاک در قسمت غربی SJV (دره سن‌یوآکین) نشان داد که میانه[1] غلظت سلنیوم ۰/۱۳ میلی گرم بر کیلوگرم بود (گیلیوم[2]، ۱۹۸۹)، در حالی که این مقدار برای نمونه‌هایی که از سراسر قسمت‌های مختلف آمریکا جمع‌آوری شده برابر ۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم است.

غلظت عناصر در سه ناحیه در منطقه دره سن‌یوآکین که در مجاورت بخش‌های سلسله جبال ساحلی[3] قرار داشته و دارای تشکیلات رسوبات دریایی هستند نسبت به دیگر نواحی بیشتر است. داده‌های موجود نشان می‌دهد که غلظت سلنیوم در زهاب‌های زیرزمینی خارج شده از اراضی زارعی مجاور هر سه ناحیه بالا است (گیلیوم، ۱۹۸۹). رویهم رفته می‌توان گفت که دلیل غلظت بالای سلنیوم در خاک، وجود تشکیلات زمین‌شناسی با غلظت زیاد سلنیوم می‌باشد. جهت اطلاع از وضعیت فعلی سلنیوم با غلظت بالا در آب زیرزمینی، لازم است که اطلاعاتی در زمینه وضعیت طبیعی توزیع سلنیوم به حالت‌های محلول و توزیع مجدد آن از طریق آب آبیاری، وجود داشته باشد.
در مورد اثرات بهره‌برداری از سیستم‌های زهکشی بر روی شوری آبهای سطحی، یک مطالعه موردی دقیق با استفاده از داده‌های جمع‌آوری شده از یک منطقه تحت آبیاری در قسمت غربی دره سن‌یوآکین صورت گرفته است، که بدان اشاره خواهد شد. همچنین نتایج مطالعات پیرامون اثر راندمان آبیاری بر روی شوری زهاب در دره گراند[4] واقع در کلرادو ارائه خواهد شد. خاک‌های هر دو منطقه فوق‌الذکر از رسوبات دریایی پدید آمده‌اند. لازم به توضیح است که زراعت آبی در قسمت غربی دره

1 -Median
2 -Gilliom
3 -Coast Range
4 -Grand Valley

سن‌یوآکین در اوایل سال‌های ۱۹۰۰ و در دره بزرگ کلرادو از دهه ۱۸۸۰ شروع گردیده است.

الف- ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ [1]

ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ (PWDD) در قسمت غربی دره سن‌یوآکین واقع شده و ۱۵٤۰۰ هکتار وسعت دارد که ۱۵۲۰۰ هکتار از آن می‌تواند تحت آبیاری قرار گیرد. این منطقه از کوهپایه‌های شرق سلسله جبال ساحلی تا حدود نیمه قسمت غربی دشت سن‌یوآکین گسترش یافته و ارتفاع آن از جهت شمال شرقی رو به کاهش می‌باشد. سالیانه حدود ۲۰ محصول زراعی مختلف در این ناحیه کشت می‌شود که اهم آنها عبارتند از : پنبه، گوجه‌فرنگی، چغندر قند و گندم. علاوه بر این، کشت یونجه نیز به عنوان یک محصول اصلی در این منطقه رواج دارد.

در ۷۱۰۰ هکتار از اراضی منطقه که دارای نفوذپذیری کمی می‌باشد، زهکش زیرزمینی نصب گردیده است. این اراضی به صورت سراشیبی بوده و شیب جریان‌های زیرزمینی و شیب زمین از جنوب غربی به سمت شمال شرقی می‌باشد. زهکش‌های این اراضی نه تنها آب زمین‌هایی را که در آن نصب شده‌اند جمع‌آوری می‌نمایند، بلکه آب اراضی بالادست را نیز تخلیه می‌کنند.

زهاب‌های خروجی از زهکش‌های زیرزمینی، همچنین زهاب‌های سطحی جمع‌آوری شده، به داخل زهکش اصلی پمپاژ شده و از آنجا نیز به داخل رودخانه سن‌یوآکین تخلیه می‌گردند. زهکش‌های زیرزمینی با فواصل تا ۱۵۰ متری در عمق ۱/۷ تا ۲ متری نصب گردیده‌اند.

در کل ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ (PWDD)، ۵۲ نقطه زهکشی[2] وجود دارد که ۳۷ مورد از آن مورد پایش[3] قرار گرفته‌اند. نقاط زهکشی، مربوط به سیستم داخل

---

1 -Panoche Water and Drainage District

2 -Drainage Point

نقطه زهکشی به خروجی‌های فرعی که در آنجا زهاب نمایان می‌گردد گفته می‌شود.

3 -Monitoring

مزارع و کل ناحیه هستند. مقدار زهاب خروجی از هر کدام از این نقاط توسط کارمندان منطقه به صورت ماهیانه اندازه‌گیری شده و توسط مهندس مشاور سامر[1] هر سه ماه یکبار خلاصه شده است. (داده‌های منتشر نشده، ۱۹۹۱).

مقدار بده زهاب در هر یک از این نقاط با روش‌های زیر مشخص شده است: اندازه‌گیری بوسیله کنتوری که در محل انتهایی لوله خروجی نصب شده بود؛ تخمین دبی از خروجی‌هایی که پمپاژ می‌شوند با کمک منحنی مشخصه و عملکرد پمپ و یا برآورد جریان با کمک سرریز در خروجی‌هایی که بطریق ثقلی تخلیه می‌شوند.

همزمان با اندازه‌گیری مقدارجریان زهاب ، نمونه‌هایی از آن جهت تجزیه و اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC)، بر، کل مواد جامد محلول (TDS) و سلنیوم برداشت می‌گردید. تجزیه‌های شیمیایی در یک آزمایشگاه تجاری با روش‌های استاندارد (USEPA, 1979) صورت گرفت. کل بار[2] نمک، سلنیوم و بر در زهاب هر کدام از نقاط زهکشی در طول یک ماه از حاصل ضرب حجم زهاب ماهیانه در مقدار TDS و غلظت سلنیوم و بر تخمین زده شد.

جهت تعیین رابطه جریان و بار املاح در هر یک از نقاط زهکشی، از سال ۱۹۸٦ تا ۱۹۹۰ بار کل املاح، بار سلنیوم (RSE) و بار بر برحسب ($kg.\ ha^{-1}\ month^{-1}$) / ($mm.month^{-1}$) محاسبه و همبستگی آنها با مقدار جریان مشخص شد. بر این اساس، بار املاح طبق روابط (٤) تا (٦) از حاصل ضرب غلظت هر کدام از این املاح (S_1 تا S_3) در حجم ماهیانه زهاب (D) (برحسب $mm.month^{-1}$) محاسبه شده است. علاوه براین در هر نقطه زهکشی با استفاده از روش کریچ[3] شیب خط خطا برای بار کل نمک‌ها (S_1) ، میزان بار سلنیوم (S_2) و بار بر (S_3) بدون در نظر گرفتن عرض از مبدأ تخمین زده شده است.

---

1 -Summers Engineering

2 -Load

3 -Kerrich’s Method

$$\text{بار کل املاح} = S_1 \times D \qquad [٤]$$

$$\text{(بار سلنیوم)}\ \mathrm{RSE} = S_2 \times D \qquad [٥]$$

$$\text{(بار بر)}\ \mathrm{B} = S_3 \times D \qquad [٦]$$

برای دسته‌بندی مناسب نتایج از ٤٥ شیب منحنی بدست آمده، تجزیه و تحلیل‌هایی بر روی هر یک از عوامل و تمامی عوامل صورت گرفت (هیر[1] و همکاران، ۱۹۸۷). برای هر یک از گروه‌های چند متغیره نیز محاسبات مرتبط به همبستگی خطاها انجام شد (فولر[2]، ۱۹۸۷).

همزمان با اندازه‌گیری جریان در نقاط زهکشی، زهکش اصلی ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ نیز به طور ماهیانه مورد پایش قرار گرفت. جریان‌های اندازه‌گیری شده شامل کل رواناب‌های سطحی و زهاب‌های خارج شده از حوضچه‌های تخلیه زهاب[3] بود. مقدار جریان ماهیانه از ژانویه ۱۹۸٦ تا مارس ۱۹۹۱ در شکل ۳ نشان داده شده است. آن چه که در این شکل بیشتر به چشم می‌خورد، نقاط اوج جریان است که بطور متناوب و دوره‌ای تکرار می‌شوند؛ زیرا آبیاری نشتی[4] یکی از رایج‌ترین روش‌های آبیاری منطقه بوده، و در هر آبیاری مقدار زیادی رواناب از انتهای مزرعه خارج شده و به زهکش‌ها می‌پیوندد.

1 -Hair
2 -Fuller
3 -Drainage sump
4 -Furrow irrigation

شکل ۳- جریان زهاب ماهیانه از ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

مقدار EC، غلظت B و Se، توسط مهندس مشاور سامر بطور ماهیانه اندازه‌گیری و گزارش شده است(داده‌های منتشر نشده، ۱۹۹۱). این داده‌ها برای محاسبه بار ماهیانه و سالیانه نمک، بر و سلنیوم مورد استفاده قرار گرفت.

داده‌های ارائه شده در شکل‌های٤ و ٥ نشان‌دهنده EC و بار نمک می‌باشد. در شکل ٤ تغییرات ماهیانه EC همراه با تغییرات ماهیانه جریان ترسیم شده است. بنظر نمی‌رسد که در طول زمان بین مقدار جریان و EC همبستگی وجود داشته باشد. همانطوری که در شکل دیده می‌شود، روند تغییرات به این صورت است که با افزایش مقدار جریان، EC کاهش می‌یابد. اگر بار نمک ماهانه محاسبه گردد، مشاهده می‌شود که تغییرات ماهانه آن موازی با تغییرات ماهیانه جریان زهاب می‌باشد (شکل ٥).

شکل ٤- رابطه جریان ماهیانه و هدایت الکتریکی زهاب‌های خارج شده از ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

شکل ٥- رابطه جریان ماهیانه و بار نمک زهاب‌های خارج شده از ناحیه آبیاری و زهکش پانوچ

داده‌های جریان ماهیانه زهاب و غلظت Se موجود در آن در شکل ٦ نشان داده شده است. بار ماهیانه از تغییرات جریان ماهیانه پیروی می‌نماید. بار سالیانه Se از سال ۱۹۸٦ تا ۱۹۸۸ افزایش یافته و با کاهش مقدار جریان کاهش یافته است (شکل ۷).

شکل ٦- رابطه جریان ماهانه و غلظت سلنیوم موجود در زهاب‌های خروجی از ناحیه پانوچ.

شکل ۷- رابطه جریان ماهیانه و بار سلنیوم موجود در زهاب‌های خروجی از ناحیه پانوچ.

جهت تخمین رابطه جریان- بار املاح زهاب، مقادیر ماهیانه بار املاح همراه با داده‌های جریان ، در PE-14 (یکی از نقاط زهکشی ناحیه پانوچ) مورد استفاده قرار گرفت. شکل معادله به صورت $y = ax$ است که y بار ماهیانه B، Se یا نمک، x جریان ماهیانه برحسب مترمکعب (m^3) و a ضریب همبستگی[1] می‌باشد. نتایج این همبستگی‌ها همراه با ضرایب مربوطه در جدول ۱ نشان داده شده است.

مقادیر ماهیانه بار نمک، Se و B از ژانویه ۱۹۸٦ تا دسامبر ۱۹۹۰ مرتب شده و به ترتیب در شکل‌های ۸، ۹ و ۱۰ به صورت تابعی از حجم ماهیانه جریان همراه با معادله همبستگی جریان- بار املاح نشان داده شده است.

جدول ۱- خلاصه ضرایب همبستگی خطی روابط جریان- بار املاح در PE-14 واقع در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

	ثابت همبستگی	R^2
نمک	۲/٥(gL^{-1})	۰/۹۷
سلنیوم	۰/۰٥٤(mgL^{-1})	۰/۸۸
بر	٥/٥(mgL^{-1})	۰/۹۳

با استفاده از داده‌هایی که توسط کارمندان ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ جمع‌آوری شده و توسط مهندس مشاور سامر (داده‌های منتشر نشده، ۱۹۹۱) خلاصه شده بود، رابطه جریان- بار املاح برای هر کدام از حوضچه‌های مستقل تخلیه زهاب[2] و برای کل منطقه به صورت سالیانه محاسبه گردید. روابط جریان- بار املاح محاسبه شده به صورت خطی بود. روش محاسبه این رابطه برای کل ناحیه و تک تک حوضچه‌های مجزا از هم یک تفاوت دارند.

1 -Regression coefficient

2 -Drainage sump

شکل ۸- رابطه جریان- بار املاح ماهیانه برای بار نمک موجود در زهاب PE-14 در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

شکل ۹- رابطه جریان- بار املاح ماهیانه برای بار Se موجود در زهاب PE-14 در ناحیه آبیاری و زهکش پانوچ

شکل ۱۰- رابطه جریان- بار املاح ماهیانه برای بار B موجود در زهاب PE-14، در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

در محاسبه رابطه جریان- بار املاح برای کل ناحیه، مقدار جریان و بار املاح براساس واحد سطح محاسبه نشده است. همچنین داده‌های غلظت براساس کل ناحیه، تحت تأثیر رواناب‌های سطحی می‌باشد. در محاسبه رابطه جریان- بار املاح برای هر کدام از حوضچه‌های مجزای تخلیه زهاب، حجم جریان و بار املاح، هر دو بر اساس واحد سطح محاسبه گردیده و فقط از زهاب زهکش‌ها نمونه‌برداری شده است. این کار مدیریت ناحیه را قادر می‌سازد تا مناطقی را که بیشترین مقدار نمک، Se و B از آنها وارد زهکش اصلی می‌شود شناسایی نموده و تخلیه زهاب‌های این مناطق به زهکشی اصلی را به طور صحیح و مناسب مدیریت نماید.

شیب خطوط رابطه جریان- بار املاح، برای کل نمک‌ها، Se و B موجود در کل حوضچه‌های زهاب در طول سال ۱۹۹۰ در جدول ۲ ارائه شده است. بر اساس ضریب همبستگی r، (داده ها نشان داده نشده‌اند) تقریباً تمامی شیب‌های خطوط رابطه جریان-

بار املاح بطور خیلی زیاد معنی‌دار هستند (P<۰/۰۱). در شکل ۱۱ نمونه‌ای از رابطه جریان- بار املاح کل (S1) نشان داده شده است. تجزیه عامل[1] نشان داد که دو متغیر S1 و D تغییرات داده‌ها را به اندازه کافی توجیه می‌نمایند. تمامی مقادیر تخمین زده شده جریان- بار املاح یعنی S_1 تا S_3 همراه با مقدار میانه[2] جریان ماهانه (D)، و دسته‌بندی پیشنهادی با استفاده از تجزیه کلاستر[3] در سه گروه در جدول ۲ بطور خلاصه آورده شده و نیز در شکل ۱۲ نشان داده شده است.

تجزیه کلاستر بعدی بر روی داده‌های گروه اصلی[4] نشان داد که این سری از داده‌ها می‌توانند به دو زیر گروه تقسیم بندی شوند (جدول۲). داده‌های زیر گروه ۱ عبارتند از مقادیر بار املاح کم با جریان زیاد و بالعکس داده‌های زیر گروه ۲ عبارتند از بار املاح زیاد و جریان کم. به عنوان مثال مقدار متوسط D ، برای زیر گروه ۱ ، برابر ٥٦/٦ و برای زیر گروه ۲، برابر ۱۰/۷ میلیمتر در ماه می‌باشد. در حالی که مقدار متوسط S1 برای زیر گروه‌های ۱ و ۲ به ترتیب برابر ۱/٦۳ و ۳/۸۸ کیلوگرم در هکتار به ازای هر میلیمتر آب اعمال شده است. نقاط زهکشی زیر گروه ۱ عمدتاً در نواحی بلندتر واقع هستند که دارای خاک‌های با نفوذپذیری زیاد و Se کم می‌باشند. نقاط زهکشی زیر گروه ۲، در نواحی پایین‌تر واقع هستند که دارای خاک‌های با نفوذپذیری کم و Se زیاد هستند.

1 -Factor analysis
2 -Median
3 -Cluster
4 -Main

جدول ۲- طبقه بندی مقادیر جریان- بار املاح، برای هر کدام از حوضچه‌های تخلیه زهاب واقع در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

			جریان	مقادیر بار	
				کل بار	سلنیوم	بر
			mm/mo	(kg/ha/month)/(mm/mo)	
نقطه زهکشی	گروه	زیر گروه	D	S1	S2	S3
٤	بیش از حد بزرگ		٢٠/٣٧٩	٤/٥٧١٤	٠/٠٠٠٤١٣	٠/٠٠٩٠٨٢
٥	بیش از حد بزرگ		٣١/٩٩٩	٤/٢٧٢٧	٠/٠٠٠٣٤٦	٠/٠٠٧١٩٢
٣٥	بیش از حد بزرگ		٤/٧٩٨	١١/٤٣٤٥	٠/٠٢٨٦٦٥	٠/٠٢٥٨٠٨
٦	اصلی	١	٤٨/٧٢٧	٢/١٨٨٢	٠/٠٠٠١٧٩	٠/٠٠٥٦٠٨
٧	اصلی	١	٢٩/١٤٦	٢/١٥١٦	٠/٠٠٠١٢٤	٠/٠٠٦١٥٦
٨	اصلی	١	٥٢/٩١١	١/٢٠٠٦	٠/٠٠٠٠٩٣	٠/٠٠٣٩٠٠
٩	اصلی	١	٣٨/٢٢٦	١/٢٦٧٨	٠/٠٠٠١١٤	٠/٠٠٢١٥٥
١٠	اصلی	١	٥٣/٦٨٢	٢/٢٠٠٣	٠/٠٠٠٥٨٩	٠/٠٠٣٢٦٠
١٢	اصلی	١	٥٠/٩٩٢	١/٧٦٧٦	٠/٠٠٠١٧٨	٠/٠٠٣٤٦٢
١٣	اصلی	١	٦٤/٤٩٢	١/٤٧٨٠	٠/٠٠٠١١٧	٠/٠٠٤٢٠٦
١٤	اصلی	١	٤٢/٠٧٢	١/٦٤٥٧	٠/٠٠٠١٥٧	٠/٠٠٣٩١٣
١٥	اصلی	١	١٢٣/٥٢٤	١/٦٨٥٣	٠/٠٠٠٢٨٧	٠/٠٠٣٩٨٠
١٨	اصلی	١	٢٨/٩١٠	١/٥٨٤٧	٠/٠٠٠١٣١	٠/٠٠٤٨٧٦
١٩	اصلی	١	٨٠/٩٥٦	١/٤٩٣٣	٠/٠٠٠٠٩٨	٠/٠٠٤٢٠٦
٢٠	اصلی	١	٣٢/٧٢٥	١/٨٢٨٥	٠/٠٠٠٣٢١	٠/٠٠٤١٤٦
٢٢	اصلی	١	٣٥/٦٣٦	١/١٥٨١	٠/٠٠٠١٨٤	٠/٠٠٢٨٥٩
٢٣	اصلی	١	١٤٣/١٦٦	١/١٥٨١	٠/٠٠٠١٢٠	٠/٠٠٣٤٧٤
٣٠	اصلی	١	٣٢/٣٤٢	١/٦٤٥٧	٠/٠٠٠٣٨٨	٠/٠٠٤١٤٥
٣٨	اصلی	١	٣٢/٧٦٠	١/٥٤٥١	٠/٠٠٠٢٠٤	٠/٠٠٤٢٠٦
٣٩	اصلی	١	٢٧/٨١٧	٢/٤٩٩٠	٠/٠٠٠٥٤١	٠/٠٠٥٣٦٤
٥٥	اصلی	١	٣٥/٣٣٣	١/٦٨٨٣	٠/٠٠٠١٤٦	٠/٠٠٣٤١٧
٥٦	اصلی	١	٥٤/٧٠٨	١/٠٨٩٤	٠/٠٠٠٠٥٤	٠/٠٠٣٩٠١
٥٧	اصلی	١	١٢٣/٤٢٥	١/٣٣٩٥	٠/٠٠٠١١٦	٠/٠٠٣٣٩٣
١	اصلی	٢	١٤/٣٤٥	٣/٦١٤٤	٠/٠٠٠٢٧١	٠/٠٠٨٣٤٧
٢	اصلی	٢	١٤/٧٧٢	٣/٨٨٨٧	٠/٠٠٠٢٥٢	٠/٠٠٩٥٦٩
٣	اصلی	٢	١٦/٧٠٦	٣/٦٥٧١	٠/٠٠٠٣٩٢	٠/٠٠٩٧٢١
١٦	اصلی	٢	١٦/٣٨٣	٢/٠٧٢٤	٠/٠٠٠٢٧٦	٠/٠٠٦٠٩٥
٢٥	اصلی	٢	٨/٤٠٥	٥/٦٧٤٣	٠/٠٠٤٤٩٤	٠/٠١٢٦١٧
٢٧	اصلی	٢	٥/٤٠٠	٤/١٢٦٤	٠/٠٠١٨٠١	٠/٠٠٦٨٢٧
٣١	اصلی	٢	٩/٣٠٥	٣/٩٦١٩	٠/٠٠٥٤٩٠	٠/٠٠٨٨٣٨
٣٢	اصلی	٢	٢/٨٨٨	٥/١٤٤٣	٠/٠١٢٩٩٤	٠/٠١٠٧٥١
٣٤	اصلی	٢	١/٢٢٠	٦/٤٠٢٢	٠/٠١١٩٧٥	٠/٠١٤٠١٠
٤٠	اصلی	٢	٩/٩٦٦	٤/٠٥٣٣	٠/٠٠٦٥٠٥	٠/٠٠٦٥٨٣
٤١	اصلی	٢	٤/١٣٩	٣/٥٤٧٤	٠/٠٠٣٧٧٥	٠/٠٠٥٥٤٧
٤٢	اصلی	٢	٢٩/٨١٨	٣/٠٤٧٦	٠/٠٠٣٢٦٣	٠/٠٠٤٣٨٧
٤٤	اصلی	٢	١٣/٨٥٤	٣/١٣٩٠	٠/٠٠٠٩٨٥	٠/٠٠٦٧٤١
٤٥	اصلی	٢	٣/٣٣١	٣/٣٨٨٧	٠/٠٠٢١٦٦	٠/٠٠٤٤٧٢
٤٩	اصلی	٢	٢١/٤٤٠	٣/٤٧٣٥	٠/٠٠١٤١١	٠/٠٠٧٧١٠
٥٠	اصلی	٢	٥/٧٩٢	٣/٦٧٥٤	٠/٠٠٣٦٧٩	٠/٠٠٥٤٨٦
٥١	اصلی	٢	١١/٥٣٤	٢/٣٧٧١	٠/٠٠٠٤٤٧	٠/٠٠٥٩٧٣
٥٢	اصلی	٢	١٨/٧٠٥	٢/٨٠٣٨	٠/٠٠٢١٠١	٠/٠٠٣٤٧٤
١١	بیش ازحد کوچک		١٤/٧٢٦	١/٥٨٤٧	٠/٠٠٠١٠٤	٠/٠٠٤٠٨٣
٣٣	بیش ازحد کوچک		٤/٢١٢	٢/٠١٧٥	٠/٠٠٠٨٠٢	٠/٠٠٣٠٧٨
٤٣	بیش ازحد کوچک		٠/٦٦٧	٢/٦٣٩٢	٠/٠٠٣٦٤١	٠/٠٠٣٧٧٧
٤٨	بیش ازحد کوچک		٩/٢٨٠	٠/٦٠٣٧	٠/٠٠٠٢٤٣	٠/٠٠١٠٠٨

شکل ۱۱- مثال نمونه از رابطه جریان- بار املاح برای یک حوضچه تخلیه زهاب بر اساس داده‌های ماهیانه جریان و غلظت زهاب

شکل ۱۲- تجزیه همبستگی شیب‌های جریان- بار املاح موجود در حوضچه‌های تخلیه زهاب و معادلات حاصله

همانگونه که در شکل ۱۲مشاهده می‌شود، شیب خطوط همبستگی از گروه بالا به پایین کاهش می‌یابد؛ یعنی بار املاح در گروه‌های پایین‌تر کم می‌گردد. این کاهش ممکن است ناشی از طول مدت زمانی که از نصب زهکش‌ها می‌گذرد باشد. یعنی نقاطی که در گروه «بیش از حد کوچک[1]» قرار گرفته‌اند نسبت به نقاطی که در گروه «بیش از حد بزرگ[2]» قرار دارند، بیشتر آبشویی شده‌اند. همچنین ممکن است نواحی گروه «بیش از حد کوچک» از ابتدا نمک کمتری داشته‌اند و این اختلاف بین گروه‌ها به دلیل طول مدت زمان آبشویی نباشد.

طبقه‌بندی روابط جریان- بار املاح، راهکارهایی جهت مدیریت کل بار املاح شیمیایی موجود در خروجی نهائی زهکش از ناحیه را ارائه می‌کند. هر یک از گروه‌های مشخص شده در جدول ۲ را می‌توان با استفاده از رابطه همبستگی جریان- بار املاح مربوطه مدیریت نمود. یعنی با محدود نمودن جریان زهاب خروجی از هر کدام از نقاط زهکشی، بار املاح خارج شده را در این زنجیره کاهش داد. به عکس، زنجیرهٔ اصلی را می‌توان به چند گروه تقسیم کرد. گروه‌های «بیش از حد بزرگ» که سهم قابل توجهی در بار املاح دارند و تعداد آنها نیز کم است را به تنهایی اداره کرد. گروه‌های «بیش از حد کوچک» را نیز به سبب تعداد کم و سهم ناچیز در بار املاح نادیده گرفت.

از آنجایی که بار املاح موجود در زهاب را می‌توان به صورت ریاضی، تابعی از حجم جریان زهاب بیان نمود، لذا جهت مدیریت بار املاح در خروجی زهکش، بایستی نفوذ عمقی آب آبیاری که منشا اصلی زهاب است کنترل گردد. چون روش‌های آبیاری سطحی (نشتی و نواری) عمده‌ترین روش‌های آبیاری مورد استفاده در ناحیه پانوچ می‌باشد، لذا هدف فوری مدیریت باید افزایش راندمان آبیاری یعنی کاهش تلفات نفوذ عمقی از طریق بهره‌برداری صحیح از روش‌های موجود باشد.

به عنوان بخشی از مطالعات راندمان آبیاری قسمت غربی دره سن‌یوآکین، به عنوان نمونه چهار سایت زهکشی داخل مزرعه[3] جهت تعیین کمُیت و کیفیت زهاب در واکنش

1 -Dwarf

2 -Giant

3 -On-farm drainage sites

نسبت به آبیاری، مورد پایش قرار گرفت (داده‌های منتشر نشده آیارز و اسچرال[1]، ۱۹۸۹). با استفاده از داده‌های هفتگی جریان، غلظت عناصر و EC زه آب، روابط جریان- بار املاح برای کل نمک‌ها، B و Se در هر کدام از چهار سایت مذکور محاسبه گردید. مقدار جریان به صورت روزانه و در واحد سطح ($mm.d^{-1}$) و مقدار بار املاح به صورت وزن در واحد سطح در روز محاسبه گردید. داده‌ها به صورت یک خط راست بدون مقدار ثابت (عرض از مبدأ) برازش داده شد. این روش محاسباتی شبیه روشی بود که برای محاسبات حوضچه‌های تخلیه زهاب در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ مورد استفاده قرار گرفت (جدول۲). ضرایب همبستگی به طور خلاصه در جدول ۳ آورده شده است. هر یک از ضرایب همبستگی از نظر آماری در سطح ۵٪ معنی‌دار هستند. مقدار r^2 برای تمامی همبستگی‌ها بیش از ۰/۹ بود که نشان می‌دهد داده‌ها بسیار خوب به صورت یک خط برازش داده شده‌اند.

نتایج ارائه شده در قسمت‌های قبل نشان‌دهندهٔ این امر است که سه نوع رابطه جریان- بار املاح را در جریان زهاب در یک ناحیه آبیاری می‌توان بکار برد. در هر یک از حالت‌ها، می‌توان رابطه همبستگی بین جریان و بار املاح برقرار کرد بنحوی که از نظر آماری، بخوبی معنی‌دار باشد.

به عبارتی، می‌توان گفت که این روش‌ها نشان‌دهندهٔ رویکرد نمونه‌برداری به صورت لایه‌ای[2] است بنحوی که بتوانند بخوبی رابطه بین جریان و بار املاح را در یک ناحیه آبیاری نشان دهند. در بالاترین سطح، تنها جریان کلی از تمامی ناحیه آبیاری مورد توجه قرار می‌گیرد و مقدار جریان آن اندازه‌گیری می‌شود و نمونه آب از آن اخذ می‌گردد. در این روش، نمونه برداشت شده به عنوان شرایط متوسط مدیریت آبیاری در مدت نمونه‌برداری تلقی می‌شود. به عنوان مثال، در این روش فرض می‌شود که راندمان آبیاری در طول سال تغییر نمی‌کند و سهم نسبی رواناب سطحی در جریان زهکشی ثابت می‌ماند. در این مطالعه سه ساله، این شرایط حاکم نبوده و تغییرات در طول این مدت قابل ملاحظه بوده است.

---

1 -Schrale

2 -Stratified sampling

جدول ۳- خلاصه ضرایب همبستگی روابط جریان- بار املاح، برای سایتهای A1، A2، B1 وB2، در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ

حوضچه تخلیه	بار نمک	بار سلنیوم	بار بر
	$Kg\ mm^{-1}$	$Kg\ mm^{-1}$	$Kg\ mm^{-1}$
A1	۷٤/۱٤	۰/۰۰۷۳۹	۰/۲٤۰۱
A2	٥۳/٥	۰/۰۰٤۳۹	۰/۰۹۷
B1	۲۲/٥۱	۰/۰۰۰۲٦٤	۰/۰٦۹۹
B2	۲۱/۳۱	۰/۰۰۰۱	۰/۰۹۱۸

خشکسالی در کالیفرنیا باعث کاهش منابع آب جهت آبیاری اراضی قسمت غربی دره سن‌یوآکین گردید. در نیتجه مقدار اراضی تحت آبیاری در پایان مطالعات نسبت به زمان شروع آن کاهش یافت. همچنین مطالعات نشان داد که راندمان آبیاری در این منطقه در طول مدت زمان مطالعات افزایش تدریجی داشته است. اثر ترکیبی این دو عامل یعنی آبیاری کمتر و راندمان آبیاری بالاتر موجب شد که رواناب سطحی کمتری به جریان زهکشی بپیوندد و آن را رقیق کند. به همین علت، برازش معادله رابطه جریان- بار املاح برای جریان‌های زیاد، ضعیف بود. همبستگی‌های جدید جریان- بار املاح با استفاده از داده‌های زهکش خروجی پانوچ (PE-14) برای جریان‌های کمتر از ٤×۱۰^{٦} مترمکعب در ماه محاسبه گردید. داده‌های خارج شده از آمار، داده‌هایی بودند که از آوریل تا اوت سال‌های ۱۹۸٦، ۱۹۸۷ و از ژوئیه تا اوت ۱۹۸۸ برداشت شده بود. این زمان‌ها متناسب با زمان پرآبی و در نتیجه افزایش رواناب سطحی است. نتایج همبستگی با داده‌های اصلاح شده در جدول ٤ نشان داده شده است. در تمامی حالات یاد شده فوق، مقدار ثابت همبستگی(شیب) افزایش یافت و ضریب همبستگی بهبود پیدا کرد.

جدول ٤- خلاصه ضرایب همبستگی خطی رابطه جریان- بار املاح در PE-14 واقع در ناحیه آبیاری و زهکشی پانوچ.

	ثابت همبستگی	r^2
نمک	۲/۸۵(gL^{-1})	۰/۹۸
سلنیوم	۰/۰٦۲(mgL^{-1})	۰/۸۹
بر	٦/۵۸(mgL^{-1})	۰/۹۷

نحوه دیگر نمونه‌برداری به صورت لایه‌ای، برداشت ماهانه آمار از حوضچه‌های تخلیه زهاب جهت محاسبه و تعیین رابطه جریان- بار املاح است. از این تجزیه و تحلیل‌ها برای تشخیص این امر که جریان زهکشی از تمامی ناحیه آبیاری باید بطور یکجا اداره شود و یا اینکه هر یک از حوضچه‌ها را باید بطور مجزا مدیریت نمود، استفاده می‌شود(جدول ۲). تجزیه و تحلیل‌های صورت گرفته با استفاده از شیب معادلات همبستگی برای هر یک از حوضچه‌های تخلیه زهاب، نشان داد که از نظر آماری این حوضچه‌ها می‌توانند به چند گروه تقسیم شده و هر گروه بطور مجزا مدیریت گردد. یعنی به جای ٤٥ رابطه جریان- بار املاح، ۳ یا ٤ معادله جهت طبقه‌بندی داده‌ها کفایت می‌کند. در صورتی که این رویکرد اعمال شود، روش مدیریت بار عناصر شیمیایی این خواهد بود که تمامی جریان به صورت کلی در نظر گرفته شود.

روش دیگر نمونه‌برداری به صورت لایه‌ای، برداشت هفتگی آمار جهت پایش جریان و غلظت عناصر موجود در زهاب می‌باشد. مزیت این روش نسبت به روش‌های دیگر آنست که کمّی نمودن عکس العمل زهکشی نسبت به آبیاری بهتر صورت گرفته و امکان تخمین دقیق‌تر بار املاح نسبت به مقدار جریان زهاب وجود دارد. ذکر این نکته بی‌فایده نیست که چنانچه اندازه‌گیری‌ها بطور روزانه و یا ساعتی انجام شود، نتایج دقیق‌تری عاید خواهد گردید.

اگر فواصل زمانی نمونه‌برداری افزایش یابد، از دقت اندازه‌گیری‌ها کاسته می‌شود؛ زیرا در این صورت، جریان اندازه‌گیری شده میانگینی از جریان در همان فاصله زمانی می‌باشد. میزان خطا در کل ناحیه به نسبت هر یک از حوضچه‌ها کمتر است زیرا در

سطح منطقه تغییرات جریان آهسته بوده و در صورت نمونه‌برداری ماهانه، خطای زیادی در متوسط جریان بوجود نمی‌آورد. ولی اگر فقط یک مزرعه جهت پایش در نظر گرفته شود، فواصل زمانی نمونه‌برداری بسیار مهم خواهد بود. حالتی را در نظر بگیرید که جریان زهاب فقط سه روز در طول یک ماه وجود دارد در حالی که کل این یک ماه جهت محاسبه متوسط جریان در نظر گرفته می‌شود. میزان خطا در اندازه‌گیری ماهانه، چهار برابر خطا در اندازه‌گیری هفتگی است. در حالیکه اندازه‌گیری هفتگی احتمالاً دقیق‌ترین نتایج را عاید می‌کند ولی هزینهٔ بیشتری را نیز بدنبال خواهد داشت.

در تمامی حالت‌های فوق، معادله همبستگی خطی بوده ولی ضرائب محاسبه شده در هر یک از آنها تفاوت داشته و با یکدیگر قابل قیاس نبوده‌اند. در هر حال، باید بخاطر داشت که هر یک از این روش‌ها را می‌توان برای مدیریت بار املاح و عناصر شیمیایی کمیاب از سیستم به کار برد.

در تمامی سطوح نمونه‌برداری، غلظت نمک، Se و B در آب زهکشی در طول زمان نسبتاً ثابت باقی ماند. در این بررسی‌ها، این مقادیر در هر یک از حالات، متفاوت بوده زیرا که این مقادیر پدیده‌های متفاوتی را نشان می‌دادند. در حالت جریان از PE-14 ، جریان زهاب، ترکیبی از حوضچه‌های زهکشی و رواناب قطعاتی بود که در آن زمان آبیاری می‌شدند. علاوه بر این، غلظت املاح، نماینده میانگین تأثیر خاکهای مختلفی بود که درمنطقه وجود داشت. مقدار تخلیه از حوضچه‌های زهکشی و هر یک از سایت‌ها نشان‌دهندهٔ خاک خاصی در مجموعهٔ سطح زیر کشت بوده و تغییرات جریان نتیجه مستقیم مدیریت آب در آن سایت است [و به نواحی مجاور مربوط نیست] و تحت تأثیر رواناب سطحی آن قطعه نیز قرار نمی‌گیرد.

ب- دره گراند[1]

دره گراند در کلرادوی غربی یکی از بزرگترین دره‌های فاریابی است که در تخلیه نمک‌ها به رودخانه کلرادو[2] نقش دارد. از زمان شروع آبیاری در دهه ۱۸۸۰ تاکنون،

1 -Grand Valley

2 -Colorado

تقریباً ۳۰۳۵۰ هکتار از اراضی این منطقه تحت پوشش سیستم‌های آبیاری قرار گرفته‌اند. از کل این مقدار ۱۲۰۰۰ هکتار بدلیل شهرسازی و شوری خاک از بین رفته است. در سال ۱۹٦۸ مطالعاتی تحت عنوان پروژه کنترل شوری دره گراند آغاز شد. اسکوگربو و واکر[1] (۱۹۷۲) بیلان آب و نمک دره را تخمین زده و برآورد کردند که تقریباً ۳۹ درصد از آب آبیاری دوباره به داخل زهکش‌های روباز بزرگ بازگردانده می‌شود. براساس یک تخمین $۱۰^{۵} \times ٦/۳۵$ تا $۱۰^{۵} \times ۹/۰۷$ تن نمک در هر سال به رودخانه کلرادو تخلیه می‌گردد. منشا این نمک‌ها خاک‌های دریایی[2] دره و نیز عدسی‌های نمکی‌ای است که در شیل‌های مانکوس[3] وجود دارد که در لایه‌های زیرین منطقه قرار گرفته است.

مطالعات بعدی در جهت مدیریت آب در داخل مزرعه بود. این مطالعات شامل نصب زهکش‌ها جهت جمع‌آوری تلفات نفوذ عمقی و همچنین برنامه‌ریزی آبیاری بود. از آنجایی که TDS (کل نمک‌های محلول) تلفات نفوذ عمقی خارج شده از منطقه ریشه ۳ گرم در لیتر معادل ۳۰۰۰ پی‌پی‌ام و TDS آبهای زیرزمینی عمیق وارد شده به داخل رودخانه کلرادو ۹ گرم در لیتر معادل ۹۰۰۰ پی‌پی‌ام بود، احساس می‌شد که با زهکشی آب قبل از اینکه وارد لایه شیل شود و بار نمک آن اضافه گردد، کاهش معنی‌داری در بار نمک‌ها صورت گیرد. بدلیل هدایت هیدرولیکی بسیار کم خاک‌های منطقه، نصب زهکش‌های موازی جهت کنترل شوری بسیار گران تمام می‌شد (آیارز، ۱۹۷۲).

از آنجایی که کنترل آب در داخل مزرعه به صورت ضعیف صورت می‌گرفت، برنامه‌ریزی آبیاری بر روی کنترل شوری چندان اثر بخش نبود. بنظر می‌رسید که برنامه‌ریزی آبیاری می‌تواند به عنوان بخش مهمی از مدیریت آب در داخل مزرعه تلقی

1 -Skogerboe and Walker

2 -Marine

3 -Mancos

شده و باید در هر برنامه راهبردی[1] به منظور کاهش شوری زه‌آب‌ها مورد توجه قرار گیرد (تیلور[2]، ۱۹۷٤) .

با استفاده از مدل، مطالعه‌ای جهت ارزیابی اثر مدیریت آب در داخل مزرعه بر روی انتقال نمک‌ها از نیمرخ خاک صورت گرفت (آیارز و همکاران، ۱۹۸۱). قبل از این که مدل با استفاده از اطلاعات مربوط به عمق و دوره‌های مختلف آبیاری بتواند شرایط واقعی را شبیه‌سازی نماید، با داده‌های مزرعه‌ای واسنجی گردید. مطالعاتی که با استفاده از مدل صورت گرفت نشان داد که غلظت نمک‌های موجود در تلفات نفوذ عمقی واقع در زیر ناحیه توسعه ریشه‌ها مستقل از حجم تلفات نفوذ عمقی است. با معلوم بودن بیلان نمک می‌توان بار نمک دره را محاسبه نمود. کاهش بار نمک بطور مستقیم متناسب با کاهش تلفات نفوذ عمقی است. این مطالعه موکداً نشان داد که جهت به حداقل رساندن تلفات نفوذ عمقی (کاهش بار نمک) باید سعی گردد تا راندمان کاربرد آب افزایش یابد.

۶- اثرات زهکشی بر روی نیترات‌ها و آفت‌کش‌های موجود در زهاب

شکل ۱۳ محل چاه‌هایی که میزان NO_3 آب آنها در طول سال‌های ۱۹۷۵ تا ۱۹۸۷، ٤٥ میلی‌گرم در لیتر یا بیشتر بوده است را نشان می‌دهد (وزارت غذا و کشاورزی کالیفرنیا[3]، ۱۹۸۹).

منشاء اصلی نیترات، آبشویی زمین‌های زراعی، زمین‌هایی که به عنوان دفع بقایای فاضلاب از آنها استفاده می‌شود و دفن فضولات دامی است. میزان نیترات وارده به آبهای زیرزمینی بسیار متغیر بوده و بستگی به عوامل متعددی همچون نوع خاک، گیاه، آبیاری، مدیریت کود دامی و شیمیایی و نیز شرایط هیدرولوژیکی و اقلیمی دارد

1 -Strategy

2 -Taylor

3 -California Dep. Food and Agric.

(نایتینگل[1]، ۱۹۷۲). در دره سن‌یوآکین (SJV) کالیفرنیا مطالعه‌ای بر روی تلفات آبشویی نیترات از مزرعه ذرت صورت گرفته که بعداً در آن مورد توضیح داده خواهد شد.

شکل ۱۳- محل چاههای موجود در کالیفرنیا با میزان نیترات، ٤٥ میلی‌گرم در لیتر یا بیشتر در فاصله سال‌های ۱۹۷۵ تا ۱۹۸۹

1 -Nightingale

شکل ١٤ نحوه توزیع بقایای آفت‌کش‌ها در آبهای زیرزمینی ٥٦ منطقه مختلف از کالیفرنیا را در نوامبر سال ١٩٨٤ نشان می‌دهد (کهن[1]، ١٩٨٦). DBCP که یک نماتدکش است و استفاده از آن از سال ١٩٧٧ ممنوع شده بود، در ٨٥ درصد از این چاه‌ها وجود داشت. مشکل آلودگی آبهای زیرزمینی در کالیفرنیا توسط این ماده روبه افزایش است. در سال ١٩٨٠ مقدار DBCP موجود در آب حدود ٤٠٠ چاه از میزان تاثیرگذار آن که معادل یک میکروگرم در لیتر معادل یک PPb است زیادتر بود. در سال ١٩٨١ تعداد این چاه‌ها به ١٠٠٠ حلقه و در سال ١٩٨٣ به ٢٢٥٠ حلقه رسید. با توجه به این که اکنون حداکثر مقدار آلودگی[2] به ٠/٢ میکروگرم در لیتر معادل PPb ٠/٢ کاهش داده شده است، آلودگی چاه‌های آب با DBCP عمده‌ترین مشکل در کالیفرنیا، هاوایی، فلوریدا و سایر مناطق بشمار می‌رود.

به دلیل عدم دسترسی به داده‌های طولانی مدت و مشخصات لایه‌های زیرین زمین، ارزیابی کامل و جامع مشکل آلودگی آبهای زیرزمینی توسط DBCP امکان پذیر نیست. هم اکنون مطالعاتی جهت شبیه‌سازی واکنش‌ها و انتقال DBCP در زیرزمین با استفاده از مدل در حال انجام است. در این بخش مدلی جهت نشان دادن نحوه مهاجرت[3] و کاهش غلظت[4] DBCP در منطقه فرزنو[5] ارائه خواهد شد. علاوه بر این، برخی یافته‌ها در مورد آفت‌کش‌ها در رواناب‌های سطحی و زهکش‌های زیرزمینی در دره امپریال[6] ارائه خواهد شد.

---

1 -Cohen
2 -Maximum Contaminant Level (MCL)
3 -Migration
4 -Attenuation
5 -Fresno Site
6 -Imperial Valley

شکل ١٤- توزیع بقایای آفت‌کش‌ها در آبهای زیرزمینی کالیفرنیا در سال ١٩٨٤

الف- دفع نیترات شسته شده

شکل ۱۵ نتایج مطالعات صحرایی بر روی رشد ذرت در SJV را نشان می‌دهد (داده‌های منتشر نشده پرات[1]، ۱۹۷۹). با افزایش میزان کود داده شده به زمین، راندمان

1 -Pratt

مصرف کود کاهش یافته و دفع ازت به حساب نیامده (آبشویی و دینیتریفیکاسیون[1]) افزایش می‌یابد. تا حد مشخصی از میزان کود دهی، عملکرد دانه افزایش یافته و سپس به دلیل افزایش میزان دفع NO_3 شسته شده به داخل آبهای زیرزمینی، عملکرد کاهش می‌یابد.

مطالعه‌ای که در مورد این مزرعه ذرت با استفاده از مدلی که براساس حالت ماندگار[2] (متغیرها وابسته به زمان نبودند) عمل می‌کرد صورت گرفت، نشان داد میزان دفع نیتروژن شسته شده ۲۳، ۵۷ و ۲٦۲ کیلوگرم در هکتار به ترتیب برای میزان کود ۱۱۲، ۲۲٤ و ٤٤۸ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. غلظت NO_3 برای این سه تیمار کود ۱۹، ٤٦ و ۲۱۲ میلی‌گرم نیتروژن در لیتر بود، در حالی که غلظت NO_3 در عمق ۲ متری خاک برای این سه تیمار به ترتیب ۱۰، ٤۹ و ٦۰ میلی‌گرم نیتروژن در لیتر اندازه‌گیری گردید. تلفات دینیتریفیکاسیون ۱۲ کیلوگرم نیتروژن در هکتار تخمین زده شد.

مقدار آب بکار رفته در طول فصل رشد ۷۰۰ میلی‌متر و بارندگی مؤثر ۲۱۰ میلی‌متر بود. تلفات تبخیر و تعرق حدود ۷۹۰ میلی‌متر و نفوذ عمقی ۱۲۰ میلی‌متر تخمین زده شد. کود N-15 که سولفات آمونیم مایع می‌باشد در هر دو طرف فارو ریخته شده بود. این مطالعه نشان داد که اگر هدف، عملکرد دانه به میزان مناسبی باشد، غلظت نیترات آبشویی شده از منطقه توسعه ریشه‌ها از میزان مجاز آلودگی که ۱۰ میلی‌گرم نیترون در لیتر تحت شرایط معمول در SJV می‌باشد، فراتر خواهد رفت. بنظر می‌رسد که در بسیاری از مناطق دیگری که تحت کشت ذرت قرار دارند نیز نتایج مشابهی بدست آید.

---

1 -Denitrification

2 -Steady- State

شکل ۱۵- توزیع نیتروژن در یک مزرعه تحت مطالعه زیرکشت ذرت در دره سن یوآکوئین

ب- مهاجرت و رقیق شدن DBCP[1] در زیر سطح زمین

همانگونه که قبلاً اشاره شد، اطلاعات موجود منطقه‌ای و داده‌های صحرایی مربوط به DBCP جهت ارزیابی کامل و جامع مشکل آلودگی توسط این ماده کافی نیست. یک مدل اولیه جهت کمک به تشریح شیوه انتقال کند و پایداری طولانی مدت DBCP در زیرزمین توسط تانجی صورت گرفته است (داده‌های منتشر نشده، ۱۹۹۱).

جدول ۵ جهت ارزیابی توانایی آفت‌کش‌ها در آلودگی آبهای زیرزمینی توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (۱۹۸٦) مورد استفاده قرار می‌گیرد. مقادیر آستانه‌ای داده شده در این جدول فقط باید به عنوان یک راهنما در نظر گرفته شوند. مقادیر DBCP نقل شده در منابع علمی در کنار مقادیر آستانه آورده شده است.

1 - 1, 2-Dibromochloropropane-3-Chloropropane

جدول ۵- مقادیر آستانه‌ای مشخصات مواد شیمیایی از نظر توانایی آلودگی آبهای زیرزمینی ارائه شده توسط USEPA (۱۹۸۶) و مقادیر DBCP

مشخصات	مقادیر آستانه	DBCP
حلالیت در آب mgL^{-1}	>۳۰	۰/۷-۱/۲۳
ثابت قانون هنری ۱۰> $MPam^3mol$	<۱۰۰	۲۱/۲-۳۸
جذب $LKg^{-1}, (K_d)^+$	<۵	۰/۰۶-۰/۳۶
جذب $LKg^{-1}, (K_{oc})^{++}$	<۳۰۰-۵۰۰	۳۰۵-۳۵۵
نیمه عمر هیدرولیز، WK	>۲۵	۲۰۰۰-۷۶۰۰
نیمه عمر فتویسیز، WK	>۱	۰/۰۰۲-۳۰
نیمه عمر	>۳	۱/۷-۲۰۰۰+

K_d^+= میکروگرم ماده شیمیائی جذب شده به ازای هر گرم خاک بر میکروگرم ماده شیمیایی در محلول موجود در هر گرم آب

K_{oc}^{++}= میکروگرم ماده شیمیائی جذب شده به ازای هر گرم کربن آلی خاک بر میکروگرم مواد شیمیایی در محلول موجود در هر گرم آب

براساس راهنمایی سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده می‌توان نتیجه‌گیری کرد: حلالیت DBCP متوسط است، ثابت قانون هنری[1] آن را نشان می‌دهد که دارای فراریت[2] متوسط می‌باشد، به طور ضعیف به ذرات خاک می‌چسبد، و در برابر تجزیه شیمیایی و میکروبی بسیار مقاوم است. نتیجه کلی این که DBCP ماده شیمیایی بسیار مقاوم و پایداری بوده که احتمال شسته شدن آن بداخل سفره آب زیرزمینی بسیار زیاد است.

از یک مدل شبیه‌ساز کامپیوتری جهت نشان دادن انتقال و رقیق شدن DBCP در سفرهٔ آب زیرزمینی کینگ[3] واقع در شهر فرزنو استفاده گردید. مدل ریاضی (معادلهٔ ۷)

1 -Henry
2 -Volatilization
3 -King

شامل انتقال یک بعدی جابجایی- پخش[1] است که در آن جملهٔ چاه[2] به عنوان تجزیه و جذب بکار برده شده است. برخی از فرضیات و شرایط مرزی در نظر گرفته شده در جدول٦ آورده شده است.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D^* \frac{\partial c^2}{\partial x^2} - V^* \frac{\partial c}{\partial x} - K^* c \qquad [۷]$$

در این رابطه $D^* = \frac{D}{R}$، $V^* = \frac{V}{R}$، $K^* = \frac{K}{R}$، D= ضریب پخش، V= سرعت منفذی آب یا سرعت واقعی آب از داخل خلل و فرج خاک، K= ضریب تجزیه، $R = 1 + \frac{BK_d}{N}$، B= وزن مخصوص ظاهری خاک، N= رطوبت حجمی، و K_d= ضریب جذب است.

در این مسئله خاص، غلظت DBCP موجود در خاک برابر ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر (۱۵۰ppm) فرض شده و همراه با آبیاری به اعماق پایینتر خاک سطح‌الارضی شسته می‌شود. غلظت DBCP پس از آبشویی به اعماق پایینتر در عمق ۳۰ سانتی‌متری خاک برابر ۱/۵ گرم در لیتر (۱/۵ ppm یا ۱۵۰۰ ppb) فرض شده است. از آنجایی که DBCP به طور معمول هر سه سال یکبار به کار گرفته می‌شود، افزایش این ماده به زمین یک حالت موجی[3] دارد. غلظت منبع[4] DBCP برابر ۱/۵ گرم در لیتر (۱۵۰۰ ppb) انتخاب شده و مدل جهت ردیابی موج واحد به صورت عمودی در منطقه غیر اشباع[5] بالای سطح آب زیرزمینی (که در عمق ۳۰ متری قرار داشت) مورد استفاده قرار گرفت.

---

1 -Convective- Dispersive

2 -Sink

3 -Pulse

4 -Source

5 -Vadose

نفوذ عمقی آب آبیاری و بارندگی ۲۵/۵ سانتی‌متر در سال فرض شد. با در نظر گرفتن رطوبت حجمی ۱۵ درصد، سرعت منفذی آب ۱/۷ متر در سال خواهد بود. فرض شده است که DBCP تحت تأثیر دو مکانیسم کاهش می‌یابد. ضریب جذب DBCP بر روی مواد درشت بافت سفره برابر ۰/۰۷ میلی‌لیتر در گرم در نظر گرفته شده که این مقدار فاکتور تأخیری[1] برابر ۱/۸٤ را بدست می‌دهد. فرض شده است که تجزیهٔ DBCP از سینتیک مرتبهٔ اول[2] با ثابت $۱/٦۲ \times ۱۰^{-۲}$ در سال یا نیمه عمر ٤۳ سال پیروی می‌کند.

جدول ٦- فرضیات و داده‌های ورودی به مدل شبیه‌ساز

پارامترها	ناحیه غیر اشباع	ناحیه اشباع
غلظت منبع DBCP	۱/٥g/L	متغیر
فاصله انتقال	۳۰ m	۳/۲km ،۱/٦Km
سرعت منفذی آب	۱/۷m/yr	۱۷۳m/yr
ضریب پخش	۰/٥۱m^2/yr	٥/۱۱m^2/yr
سرعت تلاشی[3]	۰/۰۱٦yr^{-1}	۰/۰۰۷/yr
ضریب جذب	۰/۰۷L/kg	۰/۰۷L/kg
وزن مخصوص ظاهری	۱/۸g/cm^3	۱g/cm^3
رطوبت حجمی خاک	۰/۱٥cm^3/cm^3	۰/۳cm^3/cm^3
فاکتور تأخیر	۱/۸٤	۱/٤٤
زمان تداوم موج	۳٦٥day	——

1 -Retardation

2 -First Order Kinetics

3 -Decay rate

شکل ١٦- حرکت شبیه‌سازی شدهٔ موج واحد از DBCP با غلظت منبع ١/٥ گرم در لیتر (ppb ١٥٠٠) از سطح خاک به سمت سطح آب زیرزمینی

شکل ١٦ انتقال و کاهش غلظت موج واحد از DBCP با غلظت منبع ١/٥ گرم در لیتر (١٥٠٠ppb) را نشان می‌دهد. بدلیل جذب و تجزیه، مقدار حداکثر غلظت DBCP با افزایش عمق نفوذ کاهش می‌یابد. مقدار پهن بودن و کشیدگی این منحنی‌ها عمدتاً تحت تأثیر ضریب پخش است.

شکل ١٧ منحنی تغییرات غلظت DBCP را که بعد از طی ٣٠ متر از ناحیه غیر اشباع به بالای سطح ایستابی رسیده است، نشان می‌دهد. با توجه به این منحنی مشخص می‌شود که بعد از ١٤ سال غلظت DBCP در بالای سطح ایستابی به ١ میکروگرم در لیتر (١ppb) و بعد از ٣١ سال به حداکثر غلظت خود یعنی ٣٠ میکروگرم در لیتر (ppb ٣٠) می‌رسد و سپس بطور تدریجی کاهش یافته و بعد از ٦٠ سال مقدار آن ١/٦ میکروگرم در لیتر (١/٦ppb) می‌شود.

در این مسئله خاص، نفوذ عمقی DBCP در ناحیه غیر اشباع تحت‌الارضی، به جریان افقی آب زیرزمینی برخورد می‌کند. فرض شده است که DBCP در پهنه‌ای به وسعت

۱۰۰۰ متر به سطح سفره برخورد کرده و تا عمق ۱۰ متر با آب زیرزمینی مخلوط می‌شود. چنانچه حداکثر غلظت در ناحیه غیر اشباع ۳۰ میکروگرم در لیتر (۳۰ ppb) فرض شود، نتیجه حاصله پس از مخلوط شدن با آب زیرزمینی در ناحیه آلوده ۸/۸ میکروگرم در لیتر (۸/۸ ppb) خواهد بود.

حال، همان مدل یک بعدی جهت شبیه‌سازی حرکت DBCP همراه با جریان افقی آب زیرزمینی به طرف چاه‌های مشاهده‌ای شمارهٔ ۱ و ۲ که به ترتیب در ۱/٦ و ۳/۲ کیلومتری پایین دست واقع شده‌اند، مورد استفاده قرار می‌گیرد. غلظت منبع DBCP با زمان تغییر می‌کند (شکل ۱۸). ماکزیمم غلظت بعد از ۳۱ سال ۸/۸ میکروگرم در لیتر (۸/۸ ppb) خواهد بود.

برای بررسی انتقال DBCP همراه با آب زیرزمینی در ناحیهٔ اشباع، مطالعه مشابهی با داده‌های متفاوت مورد نیاز است (جدول ٦). فرض شده است که ناحیهٔ اشباع دارای مواد آکیفری درشت بافت با سرعت جریان زیاد، ضریب پخش بیشتر و سرعت تلاشی کمتری نسبت به منطقهٔ غیر اشباع باشد.

شکل ۱۷- منحنی تغییرات غلظت DBCP با گذشت زمان که بعد از طی ۳۰ متر از ناحیهٔ غیر اشباع به بالای سطح ایستابی رسیده است.

شکل ١٨- غلظت DBCP ناشی از جریان افقی آب زیرزمینی در چاه‌های مشاهده‌ای پایین دست

در شکل ١٨ فاصله منحنی غلظت- زمان DBCP در دو چاه مشاهده‌ای واقع در پایین دست نشان داده شده است. فرض می‌شود که چاه‌ها آب را فقط از ١٠ متری قسمت بالایی آب زیرزمینی استخراج می‌کنند. حداکثر غلظت DBCP در چاه شمارهٔ ١ پس از ١٣/٨ سال از زمان انتقال در ناحیهٔ اشباع به ٦ میکروگرم در لیتر (٦ppb) می‌رسد. این مقدار در چاه شمارهٔ ٢ برابر ٤/٣ میکروگرم در لیتر (٤/٣ ppb) پس از ٢٧ سال از زمان انتقال می‌باشد. کل زمان انتقال از سطح زمین به طرف چاه‌های شمارهٔ ١ و ٢ به ترتیب برابر ٤٤/٨ و ٥٨ سال است.

یافته‌های این مطالعه اولیه بر روی فعل و انفعالات و قابلیت انتقال DBCP در زیر سطح زمین نشان می‌دهد که مشکل آلودگی ناشی از این ماده ده‌ها سال تداوم خواهد داشت. نتایج شبیه‌سازی شده در این مطالعه توسط هیدرولوژیست‌ها و پرسنل مزارع آزمایشی وابسته به چندین مؤسسه در حال بررسی و ارزیابی است. آنها در خواهند یافت که نتایج شبیه‌سازی شده بطور واقعی منعکس‌کنندهٔ تجمع و انتقال DBCP در سفرهٔ آب زیرزمینی کینگ می‌باشد.

در شبیه‌سازی‌های یاد شده، شرایط ایده‌آلی فرض شده است؛ بنابراین نتایج حاصله، وضعیت سیستم مزرعه را به صورت تقریب منعکس می‌نماید. جریان آب در خاک بدلیل وجود ترک‌های خاک، سوراخ‌های کرم یا ریشه افزایش می‌یابد. وارد کردن این افزایش جریان در مطالعات باعث بوجود آمدن تغییرات معنی‌داری در نتایج انتقال DBCP بدلیل کاهش زمان انتقال می‌شود. چنانچه آب زیرزمینی کم عمق باشد، تغییرات معنی‌دارتر خواهد بود. موضوع افزایش جریان بدلیل درز و ترک‌های خاک مهم بوده و بایستی بیشتر از آنچه که در اینجا بحث شد به آن پرداخته شود.

پ- دفع سطحی[1] آفت‌کش‌ها از مزارع فاریاب

مطالعه‌ای گسترده توسط اسپنسر[2] و همکاران (۱۹۸۵) در زمینه پایش و ارزیابی دفع سطحی آفت‌کش‌ها از مزارع فاریاب در درهٔ امپریال واقع در کالیفرنیا صورت گرفته است. این پایش در مزارعی که وسعت آنها ۲۸ تا ٦۰ هکتار بود انجام گرفت. مزارع، تحت کشت پنبه، چغندرقند، کاهو، یونجه، طالبی و پیاز بوده و به صورت جوی پشته‌ای و نواری آبیاری می‌شدند. در این تحقیق ٦ نوع علف‌کش و ١٤ نوع حشره‌کش مطالعه گردید.

شکل ۱۹ هیدروگراف رواناب سطحی و غلظت علف‌کش پرومترین[3] موجود در آن را که از انتهای یک مزرعه پنبه با وسعت ۲۸ هکتار با سیستم آبیاری نشتی خارج می‌شود، نشان می‌دهد. مقدار کاربرد این مادهٔ شیمیایی برابر ۰/۹ کیلوگرم در هکتار و در زمانی بود که پوشش گیاهی تقریباً ٤۰ درصد یعنی در اواسط فصل رشد بود. پرومترین قبل از آبیاری به صورت اسپری در کل سطح زمین پخش شده بود. رواناب خارج شده از انتهای مزرعه حاوی ۱/٤ درصد از مواد شیمیایی بکار رفته بود، اما در رسوبات موجود در رواناب هیچ گونه مواد شیمیایی مشاهده نگردید.

---

1 -Runoff

2 -Spencer

3 -Prometryn

طبق نظر اسپنسر و همکاران (۱۹۸۵)، غلظت و وزن بقایای آفت‌کش‌ها در رواناب سطحی متغیر بوده و بیشتر به روش و میزان کاربرد، مدت زمان بین کاربرد سم و اولین آبیاری، و همچنین عملیات مدیریتی خاک و گیاه بستگی دارد. در هر حال، بقایای آفت‌کش‌ها در خروجی زهکش‌های زیرزمینی اراضی فاریاب دره امپریال یا بسیار کم بوده و یا اصلاً وجود نداشت. درصد مواد شیمیایی انتقال یافته توسط رواناب سطحی از این اراضی نیز بسیار پائین بود (کمتر از ۲ درصد) فقط در این مورد، EPEC (S-ethyl Dipropylthiocarbamate) که بطور مستقیم داخل آب بکار برده می‌شود را باید مستثنی ساخت. میزان غلظت آفت‌کش‌ها در عمق صفر تا یک سانتیمتری از سطح خاک شاخص خوبی بمنظور پیش‌بینی مقدار دفع این مواد توسط رواناب‌های سطحی در سیستم‌های آبیاری نشتی می‌باشد.

شکل ۱۹- هیدروگراف رواناب سطحی و غلظت آفت‌کش پرومترین موجود در آن از انتهای یک مزرعه پنبه با سیستم آبیاری نشتی واقع در دره امپریال کالیفرنیا (اسپنسر و همکاران، ۱۹۸۵)

۷- طراحی و مدیریت کاهش اثرات خارج از محدودهٔ اراضی فاریاب

زهکشی همیشه لازمهٔ پایداری کشاورزی آبی در مناطق خشک و نیمه خشک است. نحوهٔ مدیریت زهاب‌های خروجی و حجم آن، عوامل تعیین‌کنندهٔ بقا و تداوم کشاورزی آبی خواهد بود. برخی از راهکارهای قابل دسترسی جهت مدیریت زهاب‌ها و کاهش حجم آنها به صورت زیر است (کوئین[1]، ۱۹۹۱).

i- تلفیق مدیریت آبیاری و جریان زهاب
ii- رهاسازی زهاب به صورت کنترل شده
iii- طراحی فاصله زهکش‌های جانبی با ملحوظ کردن استفاده گیاه از آب زیرزمینی کم عمق
iv- تجدیدنظر در مورد مقاومت گیاه به شوری جهت تعیین نیاز آبشویی و طراحی زهکش‌ها
v- توسعه و بهبود گزینه‌های آرایش زهکش‌های جانبی
vi- چرخش زهاب بین مواد بیولوژیکی مثل سیستم‌های جنگل مزرعه[2]
vii- پمپاژ آب زیرزمینی از سفره‌های عمیق

کاهش حجم زهابی که باید دفع شود، ساده‌ترین روش تقلیل اثرات سوء زهاب‌ها بر کیفیت آبهای مناطق دیگر خواهد بود.

در آینده، سیستم‌های زهکشی باید به صورت بخشی از سیستم آبیاری اجرا و مدیریت شوند، و سیستم‌های موجود نیز باید در جهت اعمال کنترل‌هایی بر روی زهاب اصلاح شوند. هانسون (۱۹۸۷) راهکارهایی جهت طراحی و مدیریت سیستم‌های آبیاری و زهکشی به منظور کاهش جریان زهاب ارائه نموده است. در این راهکارها، اثرات متقابل عملکرد محصول و طراحی و مدیریت سیستم‌های آبیاری و زهکشی در نظر گرفته شده است.

---

1 -Quinn

2 -Agroforestry

جهت به حداقل رساندن جریان زهاب‌ها، باید راندمان سیستم‌های آبیاری موجود و سیستم‌هایی که در آینده طراحی می‌شوند بهبود یابد. یکنواختی توزیع آب بایستی بهبود یافته و عمق آب بکار رفته با ظرفیت ذخیرهٔ آب در خاک در زمان آبیاری مطابقت داشته باشد.

بیشترین بهبود در یکنواختی توزیع، زمانی اتفاق می‌افتد که توزیع آب توسط مشخصات نفوذپذیری سطح خاک کنترل نشود. بر این اساس، برای دستیابی به یکنواختی توزیع بهتر بایستی روش‌های آبیاری سطحی به روش‌های تحت فشار مثل قطره‌ای و بارانی تغییر یابد. توزیع آب در این سیستم‌ها تابع خصوصیات هیدرولیکی سیستم می‌باشد که این خصوصیات هیدرولیکی را می‌توان به هنگام طراحی اعمال نموده و در زمان بهره‌برداری از سیستم آن را کنترل کرد.

برنامه‌ریزی بهینه آبیاری با تخلیهٔ رطوبتی خاک در زمان آبیاری مطابقت خواهد داشت. زمانی که از سیستم‌های آبیاری تحت فشار استفاده شود، امکان کاربرد آب به مقدار کمتر و با فواصل آبیاری کم وجود خواهد داشت. این مسئله به ویژه در اوائل فصل رشد که فقط ۲/۵ تا ۵ سانتی آب نیاز است مهم می‌باشد. بکار بردن این عمق کم عموماً با سیستم‌های آبیاری سطحی امکان‌پذیر نیست.

وقتی که آب زیرزمینی در عمق کمی قرار داشته و در دسترس گیاه باشد، استفاده از این آب بایستی در برنامه‌ریزی آبیاری گنجانده شود. امکان استفاده از آب زیرزمینی با مقاومت گیاه به شوری، میزان شوری آب زیرزمینی و عمق آب زیرزمینی نسبت به انتهای ناحیه ریشه تعیین خواهد شد. جذب آب توسط گیاه با کاهش فاصله آب از ریشه‌ها، افزایش خواهد یافت و با توسعه سیستم ریشه، استفاده گیاه از آب زیرزمینی افت خواهد نمود. بدین ترتیب در انتهای فصل رشد نسبت به ابتدای آن رطوبت بیشتری از آب زیرزمینی خارج خواهد شد. این مسئله باعث افزایش دور آبیاری، کم شدن تعداد دفعات آبیاری و کاهش حجم زهاب خواهد شد.

همچنین براساس تجربیات بدست آمده در نواحی مرطوب، الگوی مدیریت سطح ایستابی، به صورت افزایش استفاده از آب زیرزمینی کم عمق پیشنهاد شده است. لرد[1]

1 -Lord

(۱۹۸۷) جهت ممانعت از خروج زهاب و افزایش استفاده گیاه از آب زیرزمینی کم عمق، شیرهایی را در خروجی لاترال‌ها نصب نمود. محدودیت‌های روش ذکر شده این بود که سطوح بزرگ با آب زیرزمینی کم عمق غیر قابل کنترل بوده و اثر افزایش استفاده از آب زیرزمینی کم عمق بسیار محدود بود. یک پیشنهاد اصلاحی برای سیستم مذکور می‌توان به این صورت ارائه نمود که جریان داخل زهکش جانبی در نقطه‌ای که وارد زهکش اصلی[۱] یا فرعی[۲] می‌شود محدود شده و سپس در طول زهکش اصلی کنترل دیگری اعمال شود. در حقیقت با این کار تلاش می‌شود تا سطح ایستابی جداگانه و محدودی برای هر کدام از بخش‌های مزرعه ایجاد شود.

آندسته از سیستم‌های زهکشی که همانند سیستم‌های فوق‌الذکر دارای سازه‌های کنترل جریان می‌باشند و یا سیستم‌هایی که در آنها زهاب از حوضچه‌های تخلیه پمپاژ می‌شود، می‌توانند جهت کنترل تخلیه زهاب مورد استفاده قرار گیرند. اگر کنترل در سرتاسر مزرعه صورت گیرد، در این صورت استفاده بیشتر از آب زیرزمینی امکان‌پذیر خواهد بود. در صورتی که کنترل فقط داخل حوضچه‌های تخلیه زهاب اعمال شود، در این صورت استفاده و دفع زهاب‌ها محدود می‌شود. محدود شدن خروج زهاب از حوضچه‌های تخلیه می‌تواند منجر به غرقابی شدن اراضی اطراف حوضچه گردد. وسعت منطقه‌ای که دچار آب‌ماندگی می‌شود بستگی به شیب اراضی، عمق سیستم زهکشی و حجم زهاب جمع شده دارد.

کنترل سطح ایستابی در برخی مناطق ممکن است به صورت پمپاژ آب از سفرهٔ آب زیرزمینی تحت فشار که زیر یک سفرهٔ آب زیرزمینی کم عمق قرار دارد صورت گیرد. این روش در مناطقی امکان‌پذیر است که بین سفره تحت فشار و سفره آزاد سطحی ارتباط هیدرولیکی وجود داشته باشد. پمپاژ آب از سفره‌های عمیق به منظور کنترل آبهای زیرزمینی کم عمق، به عنوان بخشی از راه حل مشکل زهکشی قسمت غربی SJV (برنامه زهکشی دره سن‌یواکین[۳]، ۱۹۹۰) پیشنهاد شده است. کوین (۱۹۹۱) در مطالعات

---

1 -Main

2 -Submain

3 -San joaquin Valley Drain. Program

خود که با استفاده از مدل صورت گرفته به این نتیجه رسید که با بهره‌گیری از پمپاژ سفره‌های آب زیرزمینی عمیق کنترل سطح ایستابی امکان‌پذیر خواهد بود. هنوز پرسش‌هایی در مورد اثرات نشت آبهای با کیفیت پایین بداخل سفره‌های آب زیرزمینی عمیق که دارای آبهای با کیفیت خوب جهت آبیاری هستند، مطرح می‌باشد. باید گفته شود که در بهترین شرایط، روش یاد شده راه حلی آسان جهت رفع مشکل دفع زهاب‌ها در کوتاه مدت بشمار می‌رود.

رهاسازی یا تخلیه زهاب بداخل آبراهه‌های سطحی به صورت کنترل شده روش دیگری جهت کاهش اثرات زهاب‌ها بر کیفیت آبهای سطحی است. در این روش، ذخیره سطحی زهاب‌ها و یا توانایی کنترل سطح آب زیرزمینی کم عمق در عمقی که اثر سوئی برای ناحیه نداشته باشد مورد نیاز خواهد بود. در این روش، باید زهاب ذخیره شده و سپس بتدریج بداخل آبراهه و یا رودخانه تخلیه گردد. در این راستا باید به کیفیت آب برگشتی به داخل آبراهه و یا رودخانه و همچنین به مقدار جریان موجود در آنها توجه شود. این موضوع، نیاز به پیدا کردن رابطه‌ای میان مقدار جریان و بار املاح را مورد تأکید قرار می‌دهد.

روش‌های متداول طراحی فاصله زهکش‌ها براساس نفوذ عمقی تخمین زده شده ناشی از آبیاری در طول فصل رشد، استوار می‌باشد. در تمامی این روش‌ها، اضافه شدن آب به سفرهٔ آب زیرزمینی کم عمق در نظر گرفته می‌شود. هیچگونه روش شناخته شده‌ای که استفاده گیاه از آب زیرزمینی کم عمق را در طراحی در نظر بگیرد، وجود ندارد.

آیارز و مک‌ورتر (۱۹۸۵) بمنظور ملحوظ داشتن استفاده گیاه از آب زیرزمینی کم عمق، در نظر گرفتن افزایش منفی آب به سفرهٔ آب زیرزمینی را در محاسبات پیشنهاد کردند. آنها نشان دادند که فاصله زهکش‌ها می‌تواند بطور قابل ملاحظه‌ای افزایش یافته و به تبع آن، جریان زهاب‌ها کاهش یابد. محدودیت ملحوظ داشتن استفاده گیاه از آب

زیرزمینی کم عمق، در اختیار نبودن اطلاعاتی پیرامون نیاز آبی گیاه به عنوان تابعی از مقاومت به شوری، کیفیت آب و عمق سطح ایستابی می‌باشد.

هاتمچر و آیارز[1] (۱۹۹۱) داده‌هایی برای پنبه، گوجه‌فرنگی و چغندرقند ارائه نموده‌اند که نشان می‌دهد این گیاهان می‌توانند از آب سفره‌های زیرزمینی کم عمق با شوری تا دو برابر مقدار آستانه کاهش ارائه شده توسط مس- هوفمن[2]، استفاده نمایند. این داده‌ها همچنین نشان می‌دهد که با گذشت زمان، استفاده گیاه از آب زیرزمینی افزایش می‌یابد.

علاوه بر ملحوظ داشتن استفاده گیاه از آب زیرزمینی کم عمق در طراحی‌ها، شیوه طراحی زهکش‌های جانبی نیز باید تغییر نماید. هانسون (۱۹۸۷) پیشنهاد کرده است که زهکش‌های جانبی به جای این که مطابق معمول موازی شیب اراضی باشند عمود بر آن نصب گردند. در روی هر کدام از زهکش‌های جانبی باید شیری نصب شود. با روش جدید، سطح ایستابی بهتر کنترل شده و به ویژه مانع از تجمع زهاب در خروجی مزرعه خواهد شد.

دورینگ[3] و همکاران (۱۹۸۲) ایدهٔ سطح ایستابی در عمق کم را پیشنهاد نمودند که در آن زهکش‌های جانبی در عمق کمتری نسبت به سابق نصب می‌شوند؛ در نتیجه استفاده گیاه از سفرهٔ آب زیرزمینی کم عمق به حداکثر می‌رسید. آنها دریافتند لترال‌هایی که در عمق پایینتری نصب می‌شوند باعث زهکشی بیش از حد مزرعه شده و قبل از این که گیاه فرصتی برای استفاده از آب زیرزمینی کم عمق داشته باشد آن را خارج می‌سازند. نصب لترال‌ها در عمق کمتر باعث دسترسی بهتر سیستم ریشه به آب زیرزمینی کم عمق در طولانی مدت خواهد بود.

مهمترین مسئله در زمینه عملی شدن استفاده از آب زیرزمینی، مناسب بودن آن برای مصرف گیاه است. در گذشته قضاوت‌ها پیرامون مناسب بودن آب براساس مقادیر آستانه‌ای تحمل گیاه به شوری که توسط مس و هوفمن (۱۹۷۷) ارائه شده است

1 -Hutmacher and Ayars

2 -Mass- Hoffman

3 -Doering

استوار بود. تحقیقات اخیر (آیارز و همکاران، ۱۹۸٦، ردز[1] و همکاران، ۱۹۸۹) نشان می‌دهد که چنانچه در هنگام جوانه‌زنی آب مناسب در اختیار گیاه قرار گیرد، آبهای با کیفیت پایینتر از آنچه که قبلاً به عنوان آب مناسب برای آبیاری در نظر گرفته می‌شد نیز می‌توانند جهت آبیاری استفاده شوند. والندر[2] و همکاران (۱۹۷۹)، آیارز و شونمان[3] (۱۹۸٦) و هاتمچر و آیارز به استفادهٔ قابل توجه گیاهان مقاوم به شوری از سفرهٔ آب زیرزمینی کم عمق اشاره نموده‌اند. هاتمچر و آیارز (۱۹۹۱) دریافتند که تا حدود ۵۰ درصد از نیاز آبی گیاه پس از توسعه سیستم ریشه می‌تواند از آب زیرزمینی کم عمق تأمین شود.

یکی از راهکارهای مدیریتی زهاب‌ها استفاده مجدد از آنها برای آبیاری گیاهان مقاوم به شوری است. در مناطقی که هیچگونه امکان و فرصت تخلیهٔ زهاب‌ها بداخل آبهای سطحی وجود ندارد، ایدهٔ استفاده مجدد ممکن است جهت آبیاری درختان مقاوم به شوری و هالوفیت‌ها و نهایتاً جمع‌آوری نمک‌های انباشته شده مطرح شود (شکل ۲۰). تانجی و کاراجه[4] (۱۹۹۳) در زمینه استفاده از زهاب‌های زیرزمینی شور برای آبیاری درختان اکالیپتوس[5] مقاوم به شوری تحقیقاتی انجام داده‌اند (شکل ۲۱).

۹/٤۳ هکتار از منطقه درختکاری شده که در شکل ۲۱ نشان داده شده است شامل اکالیپتوس کامندولنزیس[6] بود که در سال‌های ۱۹۸۵ و ۱۹۸٦ کشت شدند. ۲ هکتار دیگر زیر کشت آتریپلکس (آتریپلکس نومولاریا)[7] قرار گرفت. در عمق ۳ تا ۳/۷ متری مزرعه آزمایشی یک لایهٔ غیر قابل نفوذ رسی وجود داشت. در محل کشت اکالیپتوس و آتریپلکس زهکش‌های موازی وجود داشت. جهت مجزا نمودن محل تحقیق از مناطق

1 - Rhoades
2 -Wallender
3 -Schoneman
4 -Tanji and Karajeh
5 -Eucalyptus
6 -Eucalyptus camendulensis
7 -Atriplex nummularia

مجاور زهکش‌های حائل نصب شده بود. سطح آب زیرزمینی در عمق ۲/٦ متری تثبیت شده بود.

شکل ۲۰- استفاده مجدد از زهاب‌ها (برنامه زهکشی دره سن‌یواکین، ۱۹۹۰)

شکل ۲۱- طرح نمایشی پروژهٔ جنگل زراعی (تانجی و کاراجه، ۱۹۹۳)

زهاب زیرزمینی شور خارج شده از اراضی مجاور به عنوان منبع آب آبیاری درختان مورد استفاده قرار می‌گرفت. این آب بطور متوسط دارای EC برابر $۱۰dsm^{-1}$، نسبت جذب سدیم (SAR) برابر ۱۱، غلظت بر برابر ۱۲ میلی‌گرم در لیتر و غلظت سلنیوم برابر ٤۰۰ میکروگرم در لیتر بود. نمک‌های محلول در آب مخلوطی از سولفات سدیم و کلرید سدیم بود. جزء آبشویی سیستم آبیاری نشتی ١٦ درصد بود. از سال ۱۹۸۵ تا ۱۹۹۰ تبخیر و تعرق مرجع (ET) ۱۵۳۵ میلی‌متر در سال و میزان بارندگی ۱۹۰ میلی‌متر در سال بود. ضریب گیاهی اکالیپتوس در سال ۱۹۹۰ برابر ۰/۸ تخمین زده شد که به مراتب کمتر از مقدار مورد انتظار ۱/۲۵ در شرایط رشد اکالیپتوس در خاک‌های غیر شور بود.

پس از سپری شدن ۵ سال از استفاده مجدد آبهای شور، مقدار نمک‌ها و بر تجمع یافته در ناحیه ریشه به حدی رسید که بر رشد درختان تأثیر می‌کرد. هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک (EC_e) در نیمرخ خاک از $۲۵ds\ m^{-1}$ در خاک روئی تا $۳۰ds\ m^{-1}$ در خاک زیرین می‌رسید. غلظت بر محلول در آب خاک از ۲۰ تا ۳۰ میلی‌گرم در لیتر و غلظت سلنیوم از ٤۰۰ تا ۹۰۰ میکروگرم در لیتر متغیر بود.

کاهش مصرف آب توسط درختان به تجمع نمک‌ها که توانایی استفاده از آب خاک را کاهش می‌دهد و به تجمع بر، که برای گیاه سمی می‌باشد نسبت داده می‌شود. EC زهاب زیرزمینی خارج شده از اراضی تحت کشت درختان $۳۲ds\ m^{-1}$، غلظت بر ٥٦ میلی‌گرم در لیتر، سلنیوم ٦٦۰ میکروگرم در لیتر و SAR برابر ٥٦ بود. جهت نگه داشتن بیلان نمک در حد مطلوب برای رشد درختان اکالیپتوس جزء آبشویی به حدود ۲۰ درصد افزایش داده شد.

از مطالعه جنگل زراعی[1] انجام گرفته مشخص می‌شود که زهاب‌های زیرزمینی اراضی تحت کشت گیاهان زراعی می‌تواند مجدداً جهت آبیاری درختان مقاوم به شوری مورد استفاده قرار گیرد؛ اما این کار نیاز به مدیریت صحیح و دقیق شوری و میزان بر در نیمرخ خاک دارد. زهاب زیرزمینی اراضی تحت کشت این درختان ممکن است برای کشت گیاهان مقاوم‌تر در برابر شوری بکار رفته و یا نمک‌های تجمع یافته

1 -Agroforestry

جمع‌آوری شوند. نتایج اولیه آبیاری آتریپلکس با آبی به شوری $۳۲ds\ m^{-1}$ امیدوارکننده است. غالب نمک‌های رسوب کرده حاصل از زهاب سیستم جنگل زراعی عبارتند از: تناردیت[۱]، سولفات سدیم، هالیت[۲] و کلرید سدیم.

۸- خلاصه

در ناحیه خشک غرب آمریکا، جایی که آبیاری برای تولید محصولات کشاورزی ضروری است، کیفیت زهاب‌ها در چند دهۀ اخیر مورد توجه بیشتر قرار گرفته است. تا حدود دهۀ ۱۹۵۰ شوری و بر مهمترین مسئله بود، سپس نیترات در دهۀ ۱۹۶۰، سموم نباتی در دهۀ ۱۹۷۰ و سلنیوم و دیگر عناصر شیمیایی در دهه‌های ۱۹۸۰ و ۱۹۹۰ به آنها اضافه شدند. در گذشته یک فرض ضمنی مبنی بر این که دفع جریان‌های برگشتی آبیاری همیشه می‌تواند براحتی صورت گیرد وجود داشت، اما، واضح است که محدودیت‌های دفع زهاب‌ها رفته رفته افزایش خواهد یافت.

در این فصل اثرات مدیریت آب آبیاری و نیز مدیریت و طراحی سیستم زهکشی بر کیفیت زهاب‌ها بطور خلاصه آورده شده است. مسئله شوری به عنوان یک مشکل اساسی در تولید محصولات کشاورزی و اثرات خارج از محدوده[۳] آن بر روی محیط زیست همچنان باقی است؛ هر چند اهمیت زیست محیطی سموم نباتی، نیترات، سلنیوم و بر نیز رفته رفته در حال گسترش می‌باشد.

مدیریت سیستم آبیاری و زهکشی داخل مزرعه در جهت کاهش رواناب سطحی و نفوذ عمقی به عنوان اولین قدم در نظر گرفته می‌شود. شرایط و ویژگی‌های خاص منطقه ممکن است برخی فن‌آوری‌ها و کارهای اجرایی دیگر را نیز ایجاب کند.

---

1 -Thenardite

2 -Halite

3 -Off site impacts

انتظار می‌رود منابع آلوده‌کنندهٔ غیر متمرکز[1] به موازات توسعه آبیاری همچنان دارای اهمیت باشند. آبیاری به ناچار موادی از خود باقی خواهد گذاشت. راهکارهای مدیریتی چندی جهت به حداقل رساندن تخلیه و دفع مواد آلاینده وجود دارد، اما این راهکارها نمی‌توانند مواد آلاینده را بکلی حذف کنند. در آینده، کشاورزی مجبور خواهد بود با چالش‌هایی فزاینده پیرامون اصلاح عملیات آبیاری و زهکشی در داخل مزرعه و محدودیت‌های بیشتر تخلیه جریان‌های برگشتی آبیاری بداخل رودخانه‌ها، دریاها و آبهای زیرزمینی مواجه شود.

1 -Nonpoint sources of pollutants

منابع فصل اول

منابع فصل دوم

منابع فصل سوم