



وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات خاک و آب

کشاورزی و آلودگی منابع آب

نگارنده

حامد رضایی

عضو هیات علمی موسسه تحقیقات خاک و آب

نشریه فنی: ۵۶۸

۱۳۹۸

سرشناسه : رضایی، حامد، ۱۳۵۰-
 عنوان و نام پدیدآور : کشاورزی و آلودگی منابع آب/نگارنده حامد رضایی.
 مشخصات نشر : کرج: موسسه تحقیقات خاک و آب، ۱۳۹۷.
 مشخصات ظاهری : ۹۵ ص.: مصور (بخشی رنگی)، جدول (بخشی رنگی)، نمودار (بخشی رنگی).
 شابک : 978-600-98070-9-3
 وضعیت فهرست نویسی: فیپا
 یادداشت : کتابنامه؛ ص. ۸۵
 موضوع : کشاورزی -- آلودگی
 موضوع : Agricultural pollution
 شناسه افزوده : موسسه تحقیقات خاک و آب
 شناسه افزوده : Soil & water research institute
 رده بندی کنگره : ۱۳۹۷ ر ۵ ک ۱۹۵ TD
 رده بندی دیویی : ۶۲۸/۱۶۸۴
 شماره کتابشناسی ملی : ۵۶۰۵۶۶۵

عنوان: کشاورزی و آلودگی منابع آب

نگارنده: حامد رضایی

ناشر: موسسه تحقیقات خاک و آب

لیتوگرافی، چاپ و صحافی: انتشارات سنا

کارشناس انتشارات: زهرا محمدی

ویراستار: زهرا محمدی

صفحه آرا: سمانه پورمنصور

طراح جلد: راضیه محمدی

سال انتشار: ۱۳۹۸

حق چاپ برای ناشر محفوظ است.

این کتاب با شماره ۵۵۰۸۶ در تاریخ ۹۷/۱۱/۲۹ در مرکز اطلاعات و مدارک علمی کشاورزی به

ثبت رسیده است.

نقل مطالب با ذکر منبع بلامانع است.

نشانی: کرج، میدان استاندارد، جاده مشکین دشت، بلوار امام خمینی (ره)، موسسه تحقیقات خاک و آب

صندوق پستی: ۳۱۷۸۵-۳۱۱

کد پستی: ۳۱۷۷۹۹۳۵۴۵

تلفن: ۰۲۶-۳۶۲۰۱۹۰۰

نمابر: ۰۲۶۳۶۲۱۰۱۲۱

پست الکترونیکی: info@swri.ir

وبسایت: http://www.swri.ir

مسئولیت صحت مطالب به عهده نگارنده است.

فهرست مطالب

صفحه	عنوان
۱.....	پیش‌گفتار.....
۳.....	فصل اول: کلیات.....
۳.....	اهمیت آلودگی آب در پایداری.....
۴.....	وضعیت منابع آب کشور.....
۹.....	فصل دوم: وضعیت آلودگی آب‌ها.....
۱۵.....	فصل سوم: اثرات کشاورزی بر آلودگی آب.....
۱۶.....	اهمیت آلودگی آب ناشی از کشاورزی.....
۱۷.....	۱- هدر رفت اقتصادی.....
۱۷.....	۲- به‌پروردگی.....
۱۸.....	۳- سلامتی انسان و دام.....
۱۸.....	روش‌های آلودگی آب توسط کشاورزی.....
۱۹.....	۱- رسوبات.....
۲۰.....	۲- آفت‌کش‌ها.....
۲۰.....	۳- عناصر غذایی و عناصر سنگین.....
۲۱.....	نی트로ژن و آب.....
۲۴.....	چرخه نی트로ژن کشاورزی.....
۲۶.....	آبشویی نیترات.....
۲۷.....	روش‌های کنترل هدر رفت.....
۳۶.....	۴- نمک‌ها.....
۴۱.....	فصل چهارم: برخی روش‌های کاهش کشاورزی بر آلودگی منابع آب.....
۴۱.....	۱- خاک‌ورزی حفاظتی.....
۴۲.....	۲- تناوب زراعی.....
۴۳.....	۳- سیستم کشت نوری.....

۴- گیاهان پوششی.....	۴۴
۵- تراس‌ها.....	۴۴
۶- آب‌برگردان‌ها.....	۴۶
۷- آبراه‌های علفی یا چمنی.....	۴۷
۸- سامانه‌های مدیریت پسماندها.....	۴۸
۹- مدیریت عناصر غذایی.....	۴۸
حرکت عناصر غذایی به آب‌های سطحی و زیرزمینی.....	۵۳
عوامل و راه‌های کنترل هدر رفت عناصر غذایی.....	۵۴
۱- اقلیم و فصل.....	۵۴
۲- ویژگی‌های خاک.....	۵۵
۳- مدیریت اراضی.....	۵۶
۴- آبیاری.....	۵۷
۵- کاربرد کودها.....	۵۷
۶- مصرف پسماندهای آلی.....	۵۹
۷- کشت درختان یا بافر حائل درختان.....	۵۹
۸- چرای کنترل‌شده.....	۶۰
۹- مدیریت زهکشی و زهاب.....	۶۱
فصل پنجم: اثرات آب‌های آلوده بر کشاورزی.....	۶۹
جمع‌بندی و پیشنهادات.....	۸۳
منابع.....	۸۶

پیش گفتار

آب و خاک دو منبع پایه هستند که برهمکنش‌های بسیاری باهم در چرخه‌های طبیعت دارند. هرگونه آسیبی که به کارکرد^۱ آن‌ها وارد شود اختلالی در گردش و چرخه طبیعی و به تبع آن آسیب‌های جدی بر ارائه خدمات زیست‌بوم ایجاد خواهد شد. آلودگی خاک و آب از جنبه‌های مؤثر بر کارکرد درست زیست‌بوم است؛ چندان‌که به خاک یا آبی آلوده گفته می‌شود که غلظت یا مقدار آلاینده در آن به حدی باشد که بر این وظایف و کارکردها تأثیر بگذارد. کشاورزی بخشی است که در بستر خاک و با بهره‌گیری از منابع پایه، محصولات غذایی را با هدف تأمین امنیت غذایی تولید می‌کند. از ارکان مهم تعریف امنیت غذایی سالم بودن آن است و غذای سالم در بستر منابع پایه سالم (آب، خاک، موجودات زنده و هوا) با استفاده و مدیریت درست نهاده‌های سالم به دست می‌آید. آلودگی اراضی کشاورزی می‌تواند منشأ زمین‌ساخت داشته یا در اثر فعالیت‌های بشری (همانند استفاده از پساب‌ها، فعالیت صنایع و دفن نامناسب زباله‌ها ایجاد شده باشد. این آلودگی‌ها با جذب توسط گیاه وارد چرخه غذایی شده و سلامت دام و انسان را به مخاطره می‌اندازد. آنچه یاد شد مربوط به اثرات ناشی از آلودگی فعالیت‌های غیر کشاورزی بر کشاورزی است. به بیان دیگر، کشاورزی خود به‌عنوان یکی از قربانیان آلودگی‌های محیط زیستی محسوب می‌شود؛ اما بخش کشاورزی نیز با مصرف بخش عمده منابع آب و حجم بالای آب برگشتی تأثیر غیرقابل انکاری بر کیفیت منابع آب و آلودگی آن دارد. عناصر غذایی، نمک‌ها، سموم و رسوبات گروه‌های مهم آلاینده‌های کشاورزی به شمار می‌روند. روش‌های مختلفی برای کنترل و کاهش آلاینده‌های حاصل از فعالیت‌های کشاورزی وجود دارد. از جمله آن‌ها کشاورزی حفاظتی، تناوب زراعی، کشت نواری، گیاهان پوششی، ایجاد تراس‌ها، آب‌برگردان‌ها، آبراه‌های علفی، مدیریت ضایعات، مدیریت عناصر غذایی، مدیریت تلفیقی آفات و بیماری‌های گیاهی، کشت درختان حائل، رعایت چرای کنترل‌شده، مدیریت زهکشی و زهاب است که در این نوشتار به آن‌ها پرداخته می‌شود.

فصل اول: کلیات

اهمیت آلودگی آب در پایداری

از دیرباز آب مهم‌ترین عامل توسعه در جهان بوده است. چندان که آبادانی‌ها در مجاورت منابع آب رخ داده است. فعالیت‌های کشاورزی به‌عنوان نخستین دخالت بشر در طبیعت با استفاده از منابع آب رودخانه‌ها و چشمه‌ها آبیاری می‌شد. اگرچه منابع آب موجود در کره زمین زیاد است اما ۹۷ درصد این منابع شور است و مقدار بسیار محدودی از آن‌ها به‌طور مستقیم از سوی انسان مورد استفاده قرار می‌گیرد. افزون بر آن کمی بیش از ۱/۷۶ درصد از آب‌های کره زمین به‌صورت بلورها یا رودخانه یخی از دسترس خارج شده و آنچه تقریباً باقی‌مانده در عمق زمین ذخیره شده است (عیزی، ۱۳۸۰). فشار بر منابع آب در اثر افزایش رشد جمعیت، رشد اقتصادی، تغییر اقلیم، آلودگی، گسترش شهرنشینی، گسترش فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری پیامدهای بسیار مهمی را بر محیط‌زیست و مسائل اقتصادی - اجتماعی ما گذاشته و خواهد گذاشت. سفره‌های آب‌های زیرزمینی به دلیل پمپاژ بی‌رویه آب هر لحظه در حال کاهش شدید است. بسیاری از رودخانه‌ها، دیگر به دریاچه‌ها، تالاب‌ها و دریاها نمی‌رسند و نتیجه آن از دست رفتن این تالاب‌ها و دریاچه‌هاست. در حال حاضر حدود ۱۵۳ دشت از حدود ۷۰۰ دشت کشور جزء دشت‌های ممنوعه و بحرانی از نظر برداشت آب معرفی شده‌اند که بیشتر این دشت‌ها در نواحی مرکزی و شرقی ایران واقع شده‌اند و همچنین حدود ۳۷۳۱ چشمه و ۲۵۰۰ رشته قنات در سراسر کشور خشک شده است. مقوله کیفیت و آلودگی آب در ایران نیز همین روند را داشته (منصوری و رزاقی، ۱۳۹۱) و هر روزه بد و بدتر می‌شود و همه موارد فوق ریشه در مصرف نادرست منابع آب دارد. آب به خاطر چرخه وسیع و گسترده‌اش در طبیعت، ارتباط تنگاتنگی با دیگر بخش‌های محیط‌زیست دارد. به‌عبارت دیگر هرگونه مدیریت نادرست در هر یک از بخش‌های زیست‌بوم بر کمیت و کیفیت آب و بالعکس، مقدار و کیفیت آب نیز بر محیط‌زیست تأثیر می‌گذارد. یکی از دیدگاه‌های جامع نسبت به

آب و کیفیت آن مربوط به حکیم جرجانی است. جرجانی (۵۹۴ ه.ق) در کتاب ذخیره خوارزمشاهی در زمینه کیفیت، آزمایش و تصفیه آب این چنین آورده است:

«حال‌های آب هر جایی دگر باشد نه از بهر آنکه گوهر آب بگردد لکن از بهر آنکه چیزها با وی آمیخته گردد و بر زمین‌های مختلف گذرد و از کیفیت زمین‌ها حال‌های او بگردد؛ اما گزیده‌ترین آبی، آب چشمه باشد نه هر چشمه، لکن چشمه‌ای که از زمین پاکیزه و یا از سنگ بیرون آید و هیچ چیز غریب با وی آمیخته نباشد و هیچ طعم و بوی و رنگ ندارد و آنچه از سنگ بیرون آید و بر سنگ رود عفونت کمتر پذیرد و ...».

دقت به جملات بالا نشان از توجه و دقت نظر پیشینیان در موضوع کمیت و کیفیت آب، تعریف آلودگی، منشأ آلودگی، توان پالایش و سایر موارد است؛ اما مهم‌ترین رکن در آلودگی منابع آب و اثرات استفاده از آب‌های آلوده بر کیفیت منابع خاک، رکن پیشگیری از آلودگی است. چراکه توان ترمیم و بازگشت‌پذیری طبیعت در منابع پایه محدود بوده و از حدی بیشتر توان رفع و ترمیم را ندارد. ترمیم و رفع این‌گونه آلودگی‌ها توسط انسان نیز اغلب کاری دشوار و پرهزینه است. از این‌رو ضروری است تا با شناخت و پیشگیری از بروز آلودگی جلوگیری نمود تا نیاز به اصلاح و پالایش نداشته و نهایتاً آلودگی تحت کنترل درآید. به هر صورت با توجه به آنکه آب در ایران منبعی مهم و بسیار محدود به شمار می‌آید، حفظ کمیت و کیفیت آن‌ها یک الزام برای همگان است تا بتوان از منابع آب به‌صورت پایدار استفاده کرد.

وضعیت منابع آب کشور

بر اساس آمار بلندمدت، میانگین بارش‌های جوی ۲۴۳ میلی‌متر در سال بوده است که در سال‌های اخیر حدود ۱۱ درصد کاهش را نشان داده چندان که میانگین ده‌ساله اخیر آن به ۲۱۶ میلی‌متر در سال رسیده است (دفتر مطالعات زیر بنایی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی، ۱۳۹۶). بر اساس سالنامه مرکز آمار ایران (۱۳۹۵) میانگین ۴۶ ساله (تا سال آبی ۱۳۹۲-۹۳) حجم آب حاصل از ریزش در حوضه‌های اصلی ایران ۴۰۰ میلیارد مترمکعب بوده است که این مقدار در سال آبی ۱۳۹۳-۹۴ به ۳۲۸ میلیارد مترمکعب کاهش پیدا کرده است. تخمین جریان سطحی حوضه‌های آبریز

اصلی کشور در متوسط ۴۶ ساله حدود ۸۷ میلیارد مترمکعب و در سال ۹۴-۱۳۹۳ به حدود ۴۱ میلیارد مترمکعب در سال کاهش پیدا کرده است.

نگاهی به وضعیت تخلیه آب از منابع زیرزمینی (شکل ۱) نشان می‌دهد که سالانه حدود ۶۵ میلیارد مترمکعب آب از طریق چاه‌ها، چشمه‌ها و قنات‌ها استخراج می‌شود. چنانچه میزان تغذیه آب‌های زیرزمینی را حدود ۵۶ میلیون مترمکعب در نظر بگیریم سالانه حدود ۹ میلیارد مترمکعب (و بر اساس برخی برآوردهای ۶ میلیارد مترمکعب) کمبود آب در آب‌های زیرزمینی وجود خواهد داشت (دفتر مطالعات زیر بنایی، ۱۳۸۴).

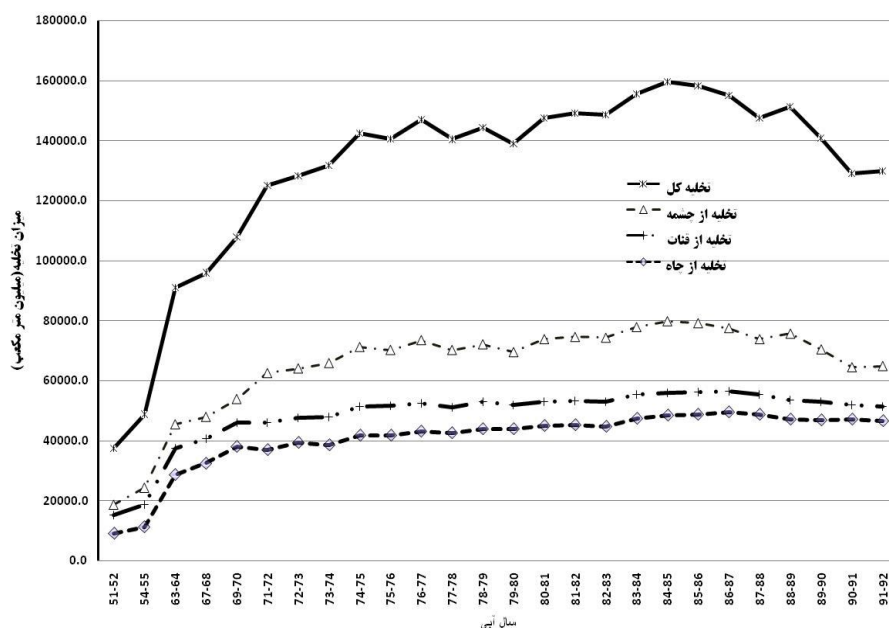
در حال حاضر از مجموع ۲۹ میلیارد مترمکعب آب‌های برگشتی حدود ۱۹ میلیارد مترمکعب از پساب‌های کشاورزی، صنعتی و شهری به منابع آب سطحی و ۱۰ میلیارد مترمکعب به منابع آب زیرزمینی تخلیه می‌شود (دفتر مطالعات زیربنایی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی، ۱۳۸۴).

بر اساس اطلاعات مرکز آمار ایران (۱۳۹۵) در شبانه روز بالغ بر ۴/۲ میلیون متر مکعب فاضلاب شهری جمع‌آوری می‌شود (حدود ۱/۵ میلیارد مترمکعب در سال) درحالی‌که ۳/۰۹ میلیون مترمکعب در شبانه روز ظرفیت در دست بهره‌برداری تصفیه‌خانه‌های فاضلاب است (پایگاه آمار و اطلاعات آب و فاضلاب کشور، ۱۳۹۵). با توجه به رشد ۱/۲۴ درصد جمعیت ایران (مرکز آمار ایران، ۱۳۹۷)، بخشی از فاضلاب تصفیه مناسب ندارند که از عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب هستند.

جدول ۱- وضعیت مصرف آب، آب برگشتی و حجم فاضلاب‌ها از شهرها، صنایع و معادن در سال ۱۳۷۴ و پیش‌بینی‌شده (۱۳۹۹) (بایبوردی، ۱۳۸۳)

مصرف آب ($10^6.m^3$)								
بخش	کشاورزی		شهری		صنایع و معادن		مقدار کل	
سال	۱۳۷۴	۱۳۹۹	۱۳۷۴	۱۳۹۹	۱۳۷۴	۱۳۹۹	۱۳۷۴	۱۳۹۹
حجم	۷۶۰۰۰	۹۴۵۰۰	۴۱۴۰	۷۸۲۰	۶۶۳	۲۳۸۵	۸۰۷۵۰	۱۰۴۷۰۰
آب برگشتی و حجم فاضلاب ($10^6.m^3$)								
بخش	کشاورزی		شهری		صنایع و معادن		مقدار کل	
سال	۱۳۷۴	۱۳۹۹	۱۳۷۴	۱۳۹۹	۱۳۷۴	۱۳۹۹	۱۳۷۴	۱۳۹۹
حجم	۲۶۰۰۰	۲۶۰۰۰	۳۱۲۵	۵۹۰۰	۳۹۵	۱۴۰۵	۲۹۵۰۰	۳۳۶۰۰

نگاهی به جدول ۱ نشان می‌دهد که میزان آب برگشتی از منابع شهری و صنایع و معادن نسبت به سال ۱۳۷۴ در سال ۱۳۹۹ به حدود دو برابر خواهد رسید که به پیکره آبی وارد خواهد شد و نگرانی‌های خاص در خصوص آلودگی را دارد که به‌یقین یکی از مهم‌ترین چالش‌های پیش‌روی خواهد بود. همچنین جداول ۲ و ۳ نیز به‌ترتیب نحوه تأمین نیازهای آبی کشور در سال ۱۴۰۰ (مجموع شرب و بهداشتی، صنعت و معدن و کشاورزی) و خلاصه‌ای از وضعیت فاضلاب کشور در سال ۱۳۹۱ ارائه شده است (پایگاه آماری آب و فاضلاب کشور، ۱۳۹۳).



شکل ۱- تخلیه آب‌های زیرزمینی از سال آبی ۵۲-۱۳۵۱ تا ۹۲-۱۳۹۱

(بر اساس داده‌های دفتر مطالعات پایه منابع آب، ۱۳۹۳)

جدول ۲- نحوه تأمین نیازهای آبی کشور در سال ۱۴۰۰ (مجموع شرب و بهداشت، صنعت و معدن و کشاورزی)

منابع آب	سال ۱۳۸۰		سال ۱۴۰۰	
	میلیارد مترمکعب در سال	درصد	میلیارد مترمکعب در سال	درصد
آب‌های سطحی	۴۲	۴۵	۶۰	۵۳
آب‌های زیرزمینی	۵۱	۵۵	۵۱	۴۵
پساب‌های شهری و آب‌های غیرمتعارف	—	—	۲	۲
جمع	۹۳	۱۰۰	۱۱۳	۱۰۰

جدول ۳- خلاصه‌ای از وضعیت فاضلاب در کشور در سال ۱۳۹۱

(پایگاه آماری آب و فاضلاب کشور، ۱۳۹۳)

موضوع	شهری	روستایی	کل	حجم کل در سال
	حجم (مترمکعب در شبانه‌روز)			مترمکعب در سال
حجم فاضلاب جمع‌آوری شده	۲۷۹۴۸۸۸	۲۱۰۸	۲۷۹۶۹۹۶	۱۰۲۰۹۰۳۵۴۰
ظرفیت اسمی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب	۳۷۰۸۰۰۰	۱۰۶۸۴	۳۷۱۸۶۸۴	۱۳۵۷۳۱۹۶۶۰
ظرفیت در دست بهره‌برداری	۲۵۹۲۰۰۰	—	—	—

فصل دوم: وضعیت آلودگی آب‌ها

برای تفکیک آب‌های آلوده از غیر آلوده نیاز به معیار و استانداردهای ویژه است. در حال حاضر استاندارد داخلی خاصی با عنوان استاندارد آب برای کشاورزی وجود ندارد و تنها استاندارد موجود مربوط به ویژگی‌های پساب‌های صنعتی (استاندارد شماره ۲۴۳۹ سازمان ملی استاندارد ایران) بوده که حدود مجاز عناصر سنگین در پساب‌های صنعتی برای آبیاری را ارائه نموده است. همچنین معیار و حدود مجاز برای تخلیه پساب برای مصرف کشاورزی در آیین‌نامه اجرایی ماده ۱۰۴ قانون برنامه توسعه سوم مصوب ۱۳۸۴ هیئت وزیران ارائه شده و اخیراً نیز سازمان حفاظت محیط‌زیست پیش‌نویس استاندارد کیفیت پساب را تهیه نموده است. در جدول ۴ حدود مجاز آلاینده‌ها در پساب بر اساس منابع مختلف آمده است.

جدول ۴- حدود مجاز آلاینده‌ها در پساب مورد استفاده برای آبیاری در منابع مختلف
(برحسب میلی‌گرم در لیتر)

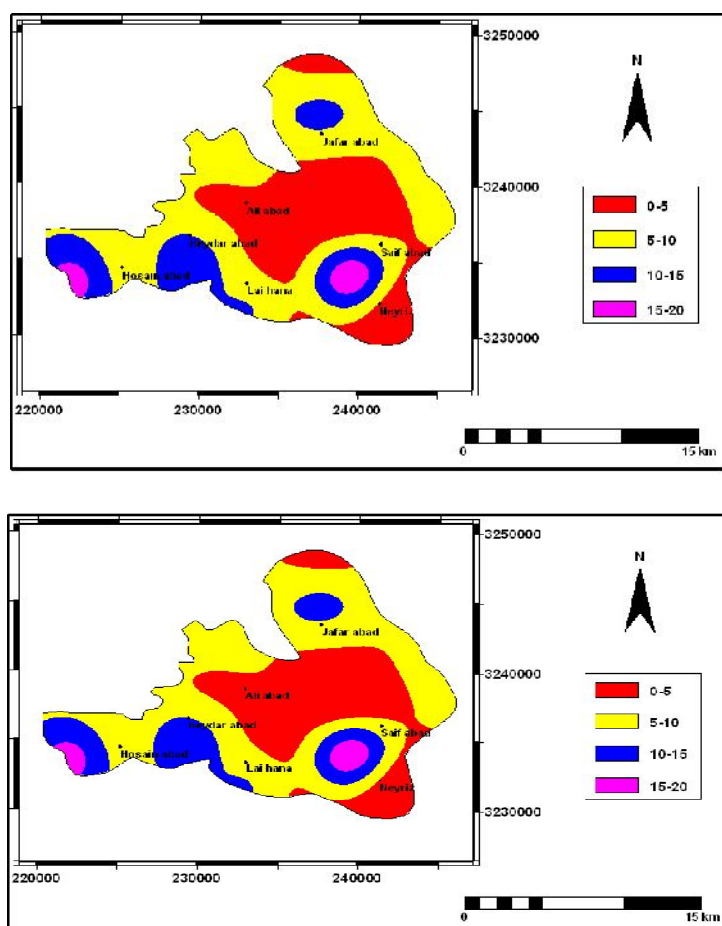
عامل آلاینده	US-EPA (2004)*		حد تخلیه برای مصرف کشاورزی مصوب هیئت وزیران ۱۳۸۴	حداکثر غلظت FAO (1992)
	بلندمدت	کوتاه‌مدت		
کادمیم	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱
کروم	کروم (۶) ۱ کروم (۳) ۲	۱	۰/۱	۰/۱
جیوه	آثار	-	-	-
کیالت	۰/۰۵	۵	۰/۰۵	۰/۰۵
مولیبدن	۰/۰۱	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۱
نیکل	۲	۲	۰/۲	۰/۲
سرب	۱	۱۰	۵	۵
سلنیوم	۰/۱	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲
وانادیم	۰/۱	۱	۰/۱	۰/۱
آرسنیک	۰/۱	۲	۰/۱	۰/۱

* در حدود مجاز آمریکا، ستون بلندمدت مربوط به اعداد محافظه‌کارانه و خاک‌های شنی است اما در ستون کوتاه‌مدت مربوط به دوره ۲۰ ساله و خاک‌های با واکنش بالای ۷ و بافت ریز است که توانایی بیشتری در تثبیت آلاینده‌ها را دارند.

یون نیترات در غلظت‌های بالا به‌عنوان آلاینده مهمی برای منابع آب و منابع طبیعی مطرح است. چراکه نیترات به دلیل حلالیت بالا در آب به سرعت می‌تواند در آب‌های سطحی و زیرزمینی پخش شده، باعث آلودگی آن‌ها شود. هنگامی که غلظت نیترات در آب آشامیدنی کمتر از ۱۰ میلی‌گرم در لیتر باشد، گیاهان مهم‌ترین منبع ورود نیترات در بدن انسان می‌باشند و زمانی که غلظت آن در آب آشامیدنی بیشتر از ۵۰ میلی‌گرم در لیتر باشد آب آشامیدنی مهم‌ترین منبع ورود نیترات به بدن است. غلظت‌های بالای ۱۵ میلی‌گرم نیترات در لیتر آب را به آلودگی‌های ناشی از فعالیت انسان نسبت می‌دهند (نان بخش و همکاران، ۱۳۸۹). در حال حاضر گزارش جامعی از وضعیت آلودگی‌های منابع مختلف آب کشور ارائه نشده است؛ اما برای نمونه در اینجا نتایج برخی فعالیت‌ها و بررسی‌ها انجام شده در خصوص آلودگی آب در مناطق مختلف آمده است.

کلانتری و همکاران (۱۳۹۰) غلظت نیترات در منابع آب محدوده سیاه منصور دزفول را بررسی نموده و اعلام کردند که غلظت نیترات در آب‌های سطحی و زیرزمینی محدوده مورد مطالعه اغلب کمتر از ۳۵ میلی‌گرم در لیتر است.

شعبانی (۱۳۹۰) با بررسی ۷۳ نمونه آب چاه‌های دشت نی‌ریز فارس مقدار نیترات موجود در آب‌های زیرزمینی را پهنه‌بندی نمود نتایج نشان داد که میانگین نیترات در نمونه‌ها ۷/۴۳ میلی‌گرم در لیتر با حداکثر ۲۶ و حداقل ۲ بود (شکل ۲).



شکل ۲- نقشه مقدار نیترات آب‌های زیرزمینی دشت نی‌ریز فارس (شعبانی، ۱۳۹۰)

نتایج حاصل از تجزیه غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب اخذ شده از مخازن آب چاه نیمه‌های استان سیستان و بلوچستان و مقایسه آن‌ها با استانداردها نشان داد میانگین غلظت آرسنیک و سلیوم در چاه نیمه یک به ترتیب ۹/۵ و ۹/۱، در چاه نیمه دو، ۶/۴ و ۳/۵ و چاه نیمه سه ۲/۴ و ۲/۵ میکروگرم بر لیتر بود. میانگین غلظت کروم در چاه نیمه شماره ۱ فراتر از استاندارد ملی و سازمان بهداشت جهانی و میانگین غلظت کادمیم، نیکل، سرب در چاه نیمه شماره ۱ و کادمیم، سرب در چاه نیمه شماره ۲ و ۳ فراتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی بود (رجائی و همکاران، ۱۳۹۱).

یوسفی و نائیج (۱۳۸۶) تعداد ۳۰۰ نمونه آب در شرایط خشک و بارانی از ۵۰ حلقه چاه (۴۰ چاه کم عمق و ۱۰ چاه عمیق) روستایی آمل را مورد بررسی قرار داده و تنها در ۳ حلقه چاه میزان نیترات بالاتر از حد مجاز بود.

میرانزاده و همکاران (۱۳۸۵) وضعیت نیترات در آب آشامیدنی شهر کاشان را بررسی و اظهار نمودند که غلظت نیترات در آب آشامیدنی از ۴۵ میلی گرم در لیتر استاندارد سازمان بهداشت جهانی کمتر است. در شکل ۳ حداقل، حداکثر و میانگین غلظت نیترات در فصول مختلف آمده است.



شکل ۳- میانگین غلظت نیترات در آب شبکه توزیع شهر کاشان طی سال‌های ۸۳-۸۴ (میرانزاده و همکاران، ۱۳۸۵)

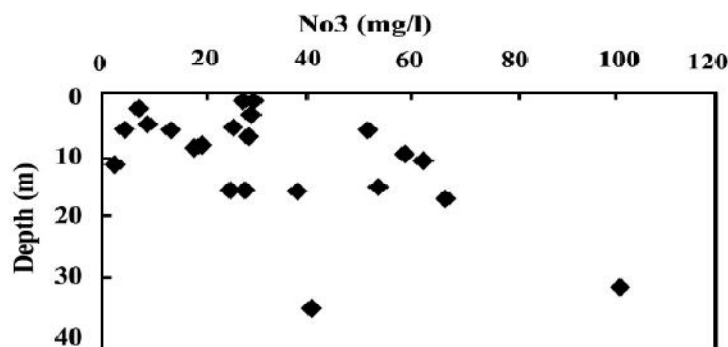
بررسی تغییرات نیترات با میزان بارندگی در آب آشامیدنی روستاهای شهرستان فسا نشان داد که در نمونه‌های مورد مطالعه با افزایش میزان بارندگی میزان نیترات موجود در آب‌های زیرزمینی کاهش می‌یابد. همچنین نتایج حاصل از مقایسه میزان نیترات در سال‌های ۸۶ و ۸۷ نشان داد در سال ۸۷ که میزان بارندگی کمتر از سال قبل بوده است، میزان نیترات به‌طور میانگین افزایش یافته است. میانگین میزان نیترات در چاه‌های دستی بسیار بالاتر از چاه‌های عمیق بوده و تغییرات میزان نیترات در فصول مختلف مشهودتر هست که این موضوع می‌تواند به علت تأثیرگذاری بیشتر میزان بارش و یا عوامل محیطی مانند فعالیت‌های کشاورزی، فاضلاب‌های خانگی، صنعتی و غیره بر آب‌های سطحی‌تر باشد (حیدری کوچی و حیدری کوچی، ۱۳۹۰).

به طور کلی آب‌های زیرزمینی کم‌عمق سریع‌تر از آب‌های زیرزمینی عمیق تحت تأثیر آلودگی قرار می‌گیرد. قیصری و همکاران (۱۳۸۶) در مطالعه‌ای در منطقه جنوب شرق اصفهان مشاهده نمودند که با افزایش عمق غلظت نیترات کاهش یافته است که نشان‌دهنده تأثیرپذیری کمتر اعماق پایین‌تر از آبشویی نیترات از محل سطوح اراضی کشاورزی است. بر اساس این در اعماق پایین‌تر از ۵۰ متر تقریباً وضعیت غلظت نیترات یکنواخت شده است (جدول ۵).

جدول ۵- مقیاس مقادیر نیترات در دو مرحله برداشت (اردیبهشت و آبان ماه) برحسب عمق آب زیرزمینی (قیصری و همکاران، ۱۳۸۶)

عمق آب زیرزمینی (متر)	میانگین نمونه برداری اول (میلی گرم بر لیتر)	میانگین نمونه برداری دوم (میلی گرم بر لیتر)	درصد تغییرات نسبی (%)	میانگین اختلاف مربعات
۰-۲۰	۱۱۱/۳	۱۴۴/۲	۲۲/۳	۸/۷
۲۰-۵۰	۸۳/۸	۱۰۰/۱	۲۲/۲	۴/۲
۵۰-۱۵۰	۵۳/۴	۶۱/۲	۱۷/۲	۱/۹
۱۵۰-۳۰۰	۵۰/۴	۵۴/۶	۸/۸	۱

ناصری و همکاران (۱۳۸۵) با انجام مطالعه‌ای در حوضه آبخیز قره‌سو در استان گلستان رابطه بین عمق سطح آب و میزان نیترات را نشان دادند (شکل ۴).



شکل ۴- تغییرات نیترات نسبت به عمق در نمونه‌های آب زیرزمینی مورد مطالعه (ناصری و همکاران، ۱۳۸۵)

در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود گیلان بر اساس گزارش شرکت پندام میزان تعداد کل کلی فرم‌ها و نیترات در آب، بیش از حد مجاز گزارش شده است. همچنین مطالعات مشفق و ذاکر غلظت کادمیم در سه ایستگاه سد منجیل، سد تاریک و پل کياشهر به ترتیب را برای کادمیم ۰/۰۰۴، ۰/۰۱ و ۰/۰۰۵ میلی گرم در لیتر و برای آرسنیک ۰/۶۵، ۰/۶۵ و ۰/۶۲ میلی گرم در لیتر گزارش نموده‌اند. همچنین در ۵ نقطه از رودخانه زیلکی استان گیلان نمونه برداری ماهانه انجام و نتایج نشان داد که حداکثر غلظت نیترات در نمونه‌ها ۱۴/۵ میلی گرم نیترات در لیتر بوده که از حدود مجاز آب آشامیدنی (استاندارد شماره ۱۰۵۳ سازمان ملی استاندارد) بسیار کمتر است. غلظت فسفات حدود ۰/۲ میلی گرم در لیتر بوده و حداکثر غلظت جیوه ۵/۶ ppb، مقدار آرسنیک ۹/۲۶ و کادمیم ۰/۵۶ میلی گرم در لیتر بود (یوسفی فلکدهی و همکاران، ۱۳۹۰). از نتایج این بررسی‌ها می‌توان دریافت که عمق چاه، فصل سال و تأثیر بارش‌های جوی بر غلظت نیترات در منابع آب بستگی دارد.

آنچه در بالا ذکر شد نتایج برخی بررسی‌های انجام گرفته در خصوص آلودگی منابع آب بود که نشان‌دهنده تفاوت در مناطق مختلف است.

فصل سوم: اثرات کشاورزی بر آلودگی آب

همان‌طور که ذکر شد آلودگی منابع آب به عنوان یکی از منابع پایه از جمله دغدغه‌های امروزی بشر است. بخش کشاورزی به عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل آلاینده آن به شمار می‌رود (Barra-Cencena and Vega, 2011).

همان‌گونه که در جداول فصل پیشین یاد شد بخش کشاورزی بزرگ‌ترین مصرف‌کننده آب است که به‌جز بخشی که توسط تبخیر و تعرق هدر می‌رود بقیه آن به آب‌های سطحی و زیرزمینی باز می‌شود؛ از این‌رو می‌تواند به دلیل مدیریت ضعیف مزارع، آلاینده‌ها و رسوبات را وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی کند. از دیگر سو خود بخش کشاورزی به‌عنوان یک قربانی در استفاده از فاضلاب‌ها و آب‌های آلوده است که آب‌های آلوده ضمن آسیب به گیاه می‌تواند از طریق گیاه، سلامت مصرف‌کننده را نیز به خطر انداخته و یا در اثر تماس به خود کشاورزان نیز آسیب برساند. آثار و ابعاد مختلف آلودگی منابع آب را می‌توان در موارد زیر جستجو نمود:

۱- ایجاد مشکل در سلامتی انسان

۲- هدر رفت تنوع زیستی و عدم کارکرد مناسب زیست‌بوم

۳- آلودگی زیست‌بوم‌های آبی در اثر فعالیت‌های انسان در زمین

۴- آلودگی منابع آب زیرزمینی

۵- آلودگی جهانی توسط آلاینده‌های آلی پایدار

منابع آلودگی را بر اساس ورود آلاینده‌ها به منابع نقطه‌ای^۱ و منابع غیر نقطه‌ای^۲ تقسیم‌بندی می‌نمایند. منابع غیر نقطه‌ای و یا پخشیده^۳ آلودگی، گروهی وسیعی از فعالیت‌های انسانی هستند که آلاینده‌ها در نقطه مشخصی به منابع پذیرنده وارد نمی‌شوند.

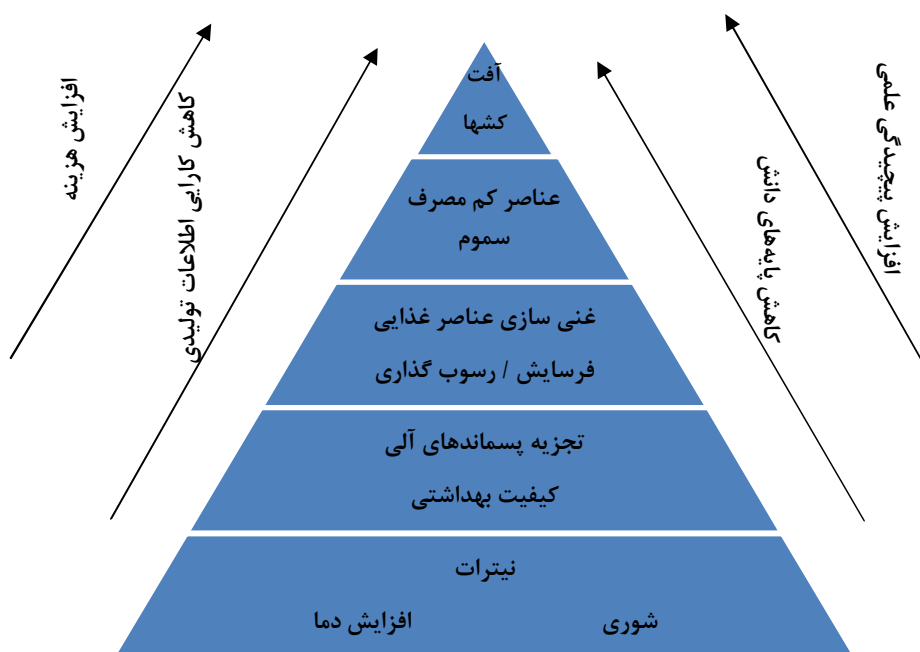
1 - Point source

2 - Non-point Source

3 - Diffused

معمولاً در اغلب منابع علمی عملیات کشاورزی و کاربری اراضی شامل کشتزارها و دامداری‌ها به عنوان منابع غیر نقطه‌ای در نظر گرفته می‌شود (Ongely, 1996).

میزان و نسبت پیچیدگی آلودگی منابع آلاینده غیر نقطه‌ای در شکل ۵ آمده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود شوری، افزایش دما، نیترات به عنوان آلودگی‌های با بیشترین دانسته‌های بشری و کمترین پیچیدگی علمی هستند، در حالی که عناصر سنگین و سموم بیشترین هزینه پالایش و کمترین سطح دانسته‌های بشری در حال را دارند.



شکل ۵- سلسله مراتب پیچیدگی مشکلات آلودگی آب (Ongely, 1996)

اهمیت آلودگی آب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی

هدر رفت نیتروژن از اراضی کشاورزی از طریق رواناب به صورت نیتروژن محلول و یا به صورت ذره‌ای^۱ و نیز آبشویی نیترات چندین نتیجه قابل تأمل دارد. در شرایطی که مقادیر

1 - Particulate

بالایی از نیتروژن هدر رود باعث کاهش در عملکرد گیاه شده و اهمیت اقتصادی پیدا می‌کند. مسائل زیست‌محیطی حاصل از چنین هدرروی مورد توجه جدی‌تری واقع شده است. غنی‌سازی دریاچه‌ها با عناصر غذایی (به پروردگی^۱) علاوه بر تخریب محیط‌زیست اثرات بسیاری بر ارزش‌های تفریحی دارد. همچنین با بالا رفتن غلظت نیترات در آب آشامیدنی سلامتی افراد را به خطر می‌اندازد.

۱- هدر رفت اقتصادی: هدررفت نیتروژن محلول در رواناب از اراضی کشاورزی غالباً از ۵ درصد کود ورودی بیشتر نیست و معمولاً کمتر از مقدار ورودی از طریق اتمسفر است. از این‌رو چنین هدر رفتی اهمیت اقتصادی چندانی ندارد. در مقابل در اراضی شیب‌دار تحت کشت، هدر رفت نیتروژن در رسوبات قابل توجه بوده می‌تواند به ۷۰-۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال برسد. چنین هدر رفتی قابل توجه است. این هدر رفت نیتروژن غالباً به صورت نیتروژن آلی (نیتروژن بومی خاک و نیتروژن کودی غیر متحرک شده) که منجر به کاهش حاصلخیزی خاک می‌شود و نیازمند مصرف کودهای بیشتر برای کشت و کار است. امروز روش‌های جلوگیری از فرسایش خاک شناخته‌شده بوده و اطلاعات ذی‌قیمتی در مورد آن وجود دارد. البته هدر رفت نیترات از طریق آبشویی بجز در موارد استثنا که کود ورودی بیشتر از نیاز گیاه بوده و یا زمین در حال آیش است، معمولاً خیلی زیاد نیست. به هر صورت هدر رفت نیتروژن از طریق آبشویی نیترات وقتی از نظر اقتصادی مهم است که مقدار کود نیتروژنی مصرفی بسیار بالاتر از نیاز گیاه به نیتروژن است (Cameron and Haynes, 1986).

۲- به‌پروردگی: آلودگی نیترات می‌تواند از منابع نقطه‌ای (همانند خروجی‌های فاضلاب صنایع) یا منابع غیر نقطه‌ای همانند رواناب و آبشویی در مزارع ایجاد شود. تخمین‌ها نشان می‌دهد که بیش از ۹۰ درصد نیتروژن وارد شده به آب‌های سطحی از منابع غیر نقطه‌ای است که بیش از ۸۰ درصد آن‌ها مربوط به اراضی کشاورزی مشتمل بر دامداری‌ها است. از آنجا که فسفر و نیتروژن، عناصر غذایی محدودکننده تولید در اغلب دریاچه‌ها و تالاب‌ها بوده، این عناصر در افزایش به‌پروردگی بسیار مهم هستند. معمولاً دریاچه‌های الیگوتروپیک (حاوی مقادیر کم عناصر غذایی) در ابتدا از نظر فسفر و بعد از

آن از لحاظ میزان نیتروژن دچار محدودیت می‌شوند. به‌پروردگی از طریق از دست رفتن موارد زیباشناختی، کاهش امکان قایقرانی به دلیل رشد گیاهان آبی و مسائل سلامتی همانند آلودگی گوش، حلق برای شناگران باعث کاهش ارزش‌های تفریحی می‌شود. به‌پروردگی همچنین باعث نیاز به افزایش هزینه تیمار آب قبل از استفاده‌های شهری می‌شود، زیرا رنگ، مزه و بوی آب تغییر کرده و نیاز به استفاده از کلر افزایش می‌یابد. همچنین به‌پروردگی می‌تواند باعث گرفتگی کانال‌های زهکشی و آبیاری می‌شود (Cameron and Haynes, 1986).

۳- سلامتی انسان و دام: نیترات برای حیوانات اهلی و انسان نسبتاً غیرسمی است، نیترات هنگام هضم، توسط باکتری‌های دستگاه گوارش در جوندگان به نیتريت تبدیل می‌شود. نیتريت از معده جذب خون شده که سریعاً آهن هموگلوبین را به فریک تبدیل نموده و تشکیل متهموگلوبین^۱ می‌دهد. متهموگلوبین نمی‌تواند وظیفه انتقال اکسیژن را به درستی انجام داده و شرایط بی‌اکسیژنی^۲ سلولی اتفاق می‌افتد. اگر بیش از ۵۰ درصد هموگلوبین خون اکسید شود مرگ اتفاق می‌افتد. احتمال تشکیل نیتروزامین توسط واکنش امین‌ها با NO_2^- در معده انسان خطری است که در شرایط نیترات زیاد اتفاق می‌افتد. آزمایش‌های انجام‌شده بر روی جانوران حاکی از اثرات نیتروزامین‌ها در ایجاد تومور است و البته در مورد انسان هنوز دلایل محکم و روابط علت و معلولی برای آن شناخته نشده است (Cameron and Haynes, 1986).

روش‌های آلودگی آب توسط کشاورزی

برای آلودگی‌های آب ناشی از فعالیت‌های انسان گروه‌بندی‌های متفاوتی انجام شده است. منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای (پخشیده)، آلاینده‌های طبیعی و ناشی از فعالیت بشر از جمله آن‌ها به‌شمار می‌رود. در یکی از این تقسیمات که مرتبط با کشاورزی است منابع آلاینده را به رسوبات، آفت‌کش‌ها، عناصر غذایی و سنگین و نمک‌ها گروه‌بندی نموده‌اند (Ongely, 1996) که در زیر به آن پرداخته می‌شود:

1 - Methemoglobin

2 - Anoxia

۱- رسوبات

فرسایش خاک و رسوبات حاصل از جابجایی آن یکی از پیامدهای زیست‌محیطی مهم است که رابطه مستقیمی با فعالیت‌های کشاورزی داشته و اثرات مهمی را بر کیفیت آب‌ها بر جای می‌گذارد. آلودگی ناشی از رسوبات از دو جنبه دارای اهمیت است. یکی بعد فیزیکی آن است که با جابجایی خاک سطحی اراضی هم باعث ایجاد کدورت در آب شده و هم رسوب آن در محیط‌های پذیرنده رودخانه‌ها و دریاچه‌ها مشکلات عدیده‌ای را بر جای می‌گذارد.

بعد دیگر آن شیمیایی است که ذرات رس و سیلت، حامل‌هایی برای انتقال مواد شیمیایی (به‌ویژه فسفر، آفت‌کش‌ها و فلزات سنگین) متصل به آن‌ها هستند. نتایج تحقیقات انجام شده در آمریکا حاکی از آن است که ۹۱ درصد کل فسفر همراه با رسوبات معلق در جریان‌های آبی، منتقل می‌شوند. نور و همکاران (۱۳۹۰) با تحلیل هدر رفت فسفر در ۵ واقعه بارش و ارتباط آلودگی نمود فسفر و آب نمودهای این وقایع بارش در حوزه آبخیز کجور نشان داد حداقل و حداکثر هدر رفت غلظت فسفر ۲۲/۴ میکروگرم در لیتر و ۱۸۶۰/۶۴ میکروگرم در لیتر با متوسط ۴۳۰ میکروگرم در لیتر فسفر است (جدول ۶).

جدول ۶- مقدار هدررفت فسفر و ارتباط اوج آلودگی نمود فسفر و آب نمود در حوزه آبخیز کجور (نور و همکاران، ۱۳۹۰)

تاریخ رگبار	تعداد نمونه	غلظت فسفر (میکروگرم در لیتر)			حجم رواناب (مترمکعب در ثانیه)	اختلاف زمان اوج آلودگی نمود و آب نمود ^۱
		حداقل	میانگین	حداکثر		
۱۳۸۷/۷/۱۹	۲۰	۲۲/۴	۴۳۰	۱۸۶۰/۶۴	۳۸۲۷	۴ ساعت تأخیر
۱۳۸۷/۸/۶	۱۷	۲۵/۶	۱۴۴	۵۴۵/۲	۲۱۶۱	۲:۲۰ ساعت زودرس
۱۳۸۷/۸/۱۰	۱۱	۴۲/۷	۱۵۰/۲	۵۵۹	۴۴۵۶۹	۶ ساعت زودرس
۱۳۸۷/۸/۱۸	۱۳	۲۵/۰۴	۵۶	۱۰۰/۸	۴۹۳۷	۳:۱۵ ساعت زودرس
۱۳۸۷/۹/۱۲	۱۱	۸۲/۰۴	۱۱۳/۲	۱۵۲/۸	۴۰۸۱۵	۳ ساعت زودرس

۱- تأخیر نشان‌دهنده وقوع دیرتر اوج آلودگی نمود نسبت به اوج آب نمود است و زودرس بودن دلالت بر وقوع زودتر اوج آلودگی نمود دارد.

مهم‌ترین راه برای مهار این نوع آلودگی جلوگیری از بروز فرسایش است. فرسایش خاک به عواملی همانند ویژگی‌های بارش، سرعت نفوذ، شیب و پوشش گیاهی بستگی دارد (Ongely, 1996). بهترین شیوه برای کنترل فرسایش در اراضی زراعی انجام کشاورزی حفاظتی است که در بخش‌های بعدی مورد بحث قرار خواهد گرفت.

۲- آفت‌کش‌ها

آفت‌کش‌ها شامل گروهی وسیع از ترکیبات شیمیایی است که برای کنترل و مبارزه با آفات، بیماری‌ها و علف‌های هرز به کار می‌رود و در کشاورزی شامل علف‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها، نماتدکش‌ها و سموم مورد استفاده برای کنترل جوندگان است (Ongely, 1996).

برای کنترل آلودگی منابع آب به آفت‌کش‌ها کاهش در استفاده از آفت‌کش‌ها با اجرائی نمودن مدیریت تلفیقی آفات میسر می‌شود. مدیریت تلفیقی آفات را می‌توان یک رهیافت پایدار برای مدیریت آفات تعریف نمود که به وسیله ترکیبی از روش‌های کنترل بیولوژیکی، فرهنگی، فیزیکی و شیمیایی، زیان اقتصادی و خطرات بهداشتی و زیست محیطی را به حداقل می‌رساند. به حداقل رساندن مشکلات ایمنی و سلامت کارگران با کاربرد کمتر آفت‌کش‌ها، افزایش رضایت مصرف‌کننده با کاهش استفاده از آفت‌کش‌ها، کاهش نگرانی‌های زیست‌محیطی با انتشار کمتر مواد حلال در اتمسفر و به‌طور کلی کاهش پتانسیل آلودگی‌های زیست‌محیطی، کاهش هزینه نهاده‌ها (باصرفه جویی در استفاده از آفت‌کش‌ها) و افزایش سود، علاوه بر حفاظت از محیط‌زیست، از مزایای این رهیافت به شمار می‌رود (مرادی، ۱۳۹۳).

۳- عناصر غذایی و عناصر سنگین

غنی شدن آب‌ها توسط عناصر غذایی گسترده‌ترین مشکل کیفیت آب در کره زمین است که غالباً از آبشویی و رواناب نیتروژن و فسفر در بخش کشاورزی و نیز پسماندهای صنعتی و شهری (از جمله فاضلاب‌ها) سرچشمه می‌گیرد (UNEP, 2010).

عناصر غذایی با غنی‌سازی آب‌های سطحی سبب رشد انفجاری جلبک‌ها شده و تعادل طبیعی زیستی را به هم می‌زند. همچنین با انتقال عناصر غذایی به‌ویژه نیتрат به آب‌های زیرزمینی باعث آلودگی آن به‌عنوان منبع آب شرب می‌شود. کمی نمودن نقش کشاورزی در به‌پروردگی امری ساده نبوده و برای انجام کاری دقیق نیاز به استفاده از ایزوتوپ‌ها برای منشاء‌یابی است. مصرف کودهای شیمیایی نسبت به گذشته افزایش چشمگیری داشته است. نیتروژن و فسفر استفاده شده در اراضی کشاورزی یا آبشویی شده و وارد آب‌های زیرزمینی و یا از طریق رواناب وارد آب‌های سطحی می‌شود. همچنین این عناصر از طریق زهاب نیز می‌تواند به آب‌های سطحی راه یابد. با توجه به اهمیت موضوع در این بخش در ابتدا ضمن بیان اهمیت نیتروژن در تولیدات کشاورزی، چرخه نیتروژن و هدر رفت آن از طریق رواناب و آبشویی و عوامل مؤثر بر آن مورد توجه بیشتری قرار می‌گیرد.

نیتروژن و آب

مقدار کودهای نیتروژنی موردنیاز به مقدار زیادی با تولید غلات در دنیا تعیین می‌شود. چرا که از سال ۱۹۹۵ تا ۱۹۹۷ حدود ۶۵ درصد کود نیتروژنی دنیا برای تولید غلات در دنیا استفاده می‌شود. در طی ۴۰ سال بین سال‌های ۱۹۶۱ تا ۲۰۰۱ جمعیت دنیا از ۳۰۷۸ به ۶۱۳۴ میلیون نفر رسید، یعنی جمعیت دنیا دو برابر گردید. تولید غلات دانه‌ای ۱۴۰ درصد، تولید گوشت ۲۳۰ درصد و مصرف کودهای نیتروژنی ۶۰۰ درصد افزایش یافت. بر مبنای سرانه این مقادیر برای غلات دانه‌ای ۲۱، گوشت ۶۷ و مصرف کودهای نیتروژنی ۲۵۴ درصد بود (Mosier et al., 2005).

کودهای نیتروژنی حدود ۴۰ درصد افزایش سرانه تولید غذا در ۵۰ سال گذشته را به عهده داشته است. البته این توزیع در بین کشورهای مختلف کاملاً یکسان نبوده و تفاوت‌های بسیاری دارد. برای مثال در سال ۲۰۰۱ سرانه مصرف کودهای نیتروژنی در آمریکا حدود ۳۸، در هند ۱۱ و در کشورهای آفریقایی ۱/۱ کیلوگرم در هر نفر بود. البته دلایل مختلفی برای توزیع غیرهمگن مصرف سرانه در دنیا وجود دارد. در بخش‌هایی از آسیا، اروپا و آمریکای شمالی کود نسبتاً ارزان بوده و در اختیار کشاورزان

قرار دارد؛ اما در آفریقا و برخی کشورهای آسیایی هزینه آن بالا بوده (۵ برابر قیمت جهانی) و تأمین آن بسیار محدود است. از این رو در نتیجه قیمت بالا و محدودیت دسترسی به کودهای شیمیایی تولید غلات دانه‌ای در کشورهای صحرا حدود ۱۲۴ کیلوگرم در هر نفر در مقایسه با ۲۳۷ کیلوگرم در هر نفر در هند (با دسترسی بیشتر به کود) و ۱۱۳۶ کیلوگرم در نفر در آمریکا (هم دسترسی به کود و هم قیمت بهتر کود) است (Mosier et al., 2005). از نظر میزان مصرف کود در واحد هکتار نیز در کشورهای مختلف، پراکندگی بسیاری دیده می‌شود که وضعیت مصرف کود در واحد سطح در برخی کشورها در جدول ۷ نشان داده شده است.

جدول ۷- متوسط مصرف در واحد سطح کودهای نیتروژنی (IFA, 2014)

کشور	کود نیتروژن مصرفی (کیلوگرم در هکتار)	کشور	کود نیتروژن مصرفی (کیلوگرم در هکتار)
استرالیا	۴۳	ژاپن	۱۲۴
بلژیک	۳۲۶	پاکستان	۱۳۸
چین	۲۰۰	کره جنوبی	۱۶۷
مصر	۲۰۳	آفریقای جنوبی	۷۲
فرانسه	۱۵۵	اسپانیا	۸۰
آلمان	۱۸۵	ترکیه	۸۱
هند	۸۸	انگلستان	۲۲۰
ایران	۶۶	آمریکا	۱۱۵
ایتالیا	۸۶	جهان	۸۲

بخش قابل توجهی از کودهای نیتروژنی در تولیدات کشاورزی به صورت بهینه و کارا استفاده نمی‌شود. به طور متوسط ۲۰ تا ۵۰ درصد نیتروژن در غلات توسط گیاه جذب می‌شود. هر جا که مقدار مصرف کود نیتروژنی کم است، بالاست. کارایی پائین استفاده از نیتروژن می‌تواند به علت کافی نبودن سایر عناصر غذایی (به‌ویژه فسفر،

پتاسیم و عناصر میان و کم مصرف) اتفاق بیفتد که از طریق کاهش تولید علیرغم کافی بودن نیتروژن باعث کاهش تولید می شود. البته حتی در مناطق با کارایی بالای استفاده از نیتروژن نیز هدر رفت نیتروژن وجود دارد. میزان مصرف کودهای نیتروژنی در دنیا و ایران در جدول ۸ نشان داده شده است. همچنین برآورد نیتروژن کودی مورد نیاز دنیا تا سال ۲۰۱۸ در جدول ۹ آمده است. مؤسسه تحقیقات خاک و آب در سال ۱۳۹۵ نیاز کودی سال زراعی ۹۶-۱۳۹۵ را معادل ۱۰۶۳،۱۸۲ تن نیتروژن برآورد نمودند که از این مقدار ۸۱۴۹۶۹ تن در بخش زراعت و ۲۴۸۲۱۳ تن آن مربوط به گیاهان بخش باغبانی است.

جدول ۸- میزان مصرف نیتروژن در دنیا و ایران (هزار تن نیتروژن) (FAO, 2015)

سال	جهان	ایران
۲۰۰۲	۸۶۵۱۱	۸۳۵
۲۰۰۳	۸۹۶۸۰	۸۵۰
۲۰۰۴	۸۹۱۷۸	۱۰۴۸
۲۰۰۵	۹۰۷۱۰	۹۴۷
۲۰۰۶	۹۵۷۵۱	۱۲۰۴
۲۰۰۷	۱۰۰۵۶۰	۹۶۸
۲۰۰۸	۱۰۸۰۹۴	۱۰۶۵
۲۰۰۹	۱۱۵۷۳۷	۷۶۵
۲۰۱۰	۱۱۳۴۰۲	۳۷۲
۲۰۱۱	۱۱۳۳۶۵	۲۴۴
۲۰۱۲	۱۱۹۷۳۶	۳۱۱

جدول ۹- نیاز کود دنیا در سال های ۲۰۱۴ لغایت ۲۰۱۸ (هزار تن) (FAO, 2015)

سال	۲۰۱۴	۲۰۱۵	۲۰۱۶	۲۰۱۷	۲۰۱۸
نیتروژن	۱۱۳۱۴۷	۱۱۵۱۰۰	۱۱۶۵۱۴	۱۱۷۹۵۳	۱۱۹۴۱۸
فسفر	۴۲۷۰۶	۴۳۸۰۳	۴۴۷۴۰	۴۵۷۱۸	۴۶۶۴۸
پتاسیم	۳۱۰۴۲	۳۱۸۲۹	۳۲۶۲۸	۳۳۵۱۹	۳۴۴۵۶
کل	۱۸۶۸۹۵	۱۹۰۷۳۲	۱۹۳۸۸۲	۱۹۷۱۹۰	۲۰۰۵۲۲

نکته مهم در این میان آن که توزیع مصرف کودهای نیتروژن در کشورهای مختلف و حتی در داخل کشور یکسان نیست. در برخی کشورها میزان مصرف کودهای نیتروژنی بسیار پائین بوده (همانند کشورهای آفریقایی) و یا در برخی کشورها همانند اروپا بسیار بالا است. در مناطقی که مقادیر زیاد نیتروژن مصرف می‌شود مشکلات بسیاری ایجاد می‌شود. از جمله آن‌ها می‌توان به مسائل مربوط به سلامتی انسان (بیماری‌های تنفسی ایجاد شده توسط تماس با غلظت بالای ازون و مواد و ذرات ریز) و آسیب به زیست‌بوم‌ها (همانند اسیدی شدن خاک‌ها و به پروردگی آب‌های ساحلی و تالاب‌ها) اشاره نمود (Mosier et al., 2004).

از آنجاکه اراضی مناسب جدید بسیار محدودی برای تولیدات کشاورزی وجود دارد، از این‌رو بایستی تولید در واحد سطح را افزایش داد تا جمعیت ۸/۹ میلیارد نفری در ۲۰۵۰ را از نظر غذا و الیاف تأمین نمود. چنانچه کارایی استفاده از نیتروژن (NUE)^۱ افزایش پیدا نکند اراضی حاشیه‌ای از جمله اراضی شیب‌دار برای تأمین غذای مورد نیاز این جمعیت تحت کشت رفته که خود باعث افزایش تخریب اراضی می‌شود؛ از این‌رو به علت محدودیت اراضی تحت کشت و نیاز به محدود نمودن آلودگی محیط‌زیست، ضروری است کارایی استفاده از کودهای نیتروژنی افزایش پیدا کند تا ضمن حفظ کیفیت خاک، غذای جمعیت روزافزون تأمین شود.

چرخه نیتروژن کشاورزی

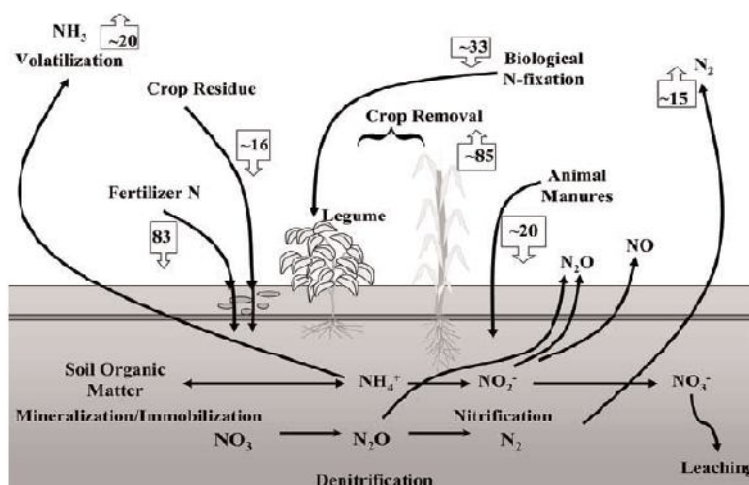
کودهای نیتروژنی حدود ۵۰ درصد کل نیتروژن موردنیاز در دنیا را تأمین می‌نماید. در سال ۱۹۹۶ کل مصرف کود نیتروژنی در مجموع حدود ۸۳ میلیون تن نیتروژن بوده و با اندکی افزایش میزان مصرف در سال ۲۰۰۲ به حدود ۸۴/۱ تراگرم (میلیون تن) نیتروژن^۲ رسیده است. تخمین جریان جهانی نیتروژن را می‌توان به صورت زیر بیان نمود. به غیر از کودهای نیتروژنی، دیگر منبع ورودی نیتروژن در تولیدات کشاورزی

1 - Nitrogen Use Efficiency

۲- هر تراگرم معادل ۱۰^{۱۲} گرم است. بر اساس گزارش فائو این مقدار حدود ۸۶/۵ میلیون تن در سال ۲۰۰۲ بوده است.

تثبیت زیستی نیتروژن (~ 33 تراگرم؛ ۴۱-۲۵)، بازچرخانی نیتروژن ناشی از بقایای گیاهی ~ 16 تراگرم ($12-20$ میلیون تن) و کودهای حیوانی (~ 18 ؛ $12-22$ میلیون تن) است (شکل ۶). البته نشست^۱ اتمسفری و آب آبیاری (در شکل نشان داده نشده است) حدود $24 \sim$ میلیون تن ($21-27$ میلیون تن) را تهیه و تأمین می‌نماید. از حدود $170 \sim$ میلیون تن نیتروژن اضافه‌شده حدود نیمی، از مزرعه به‌صورت گیاهان برداشته می‌شود (~ 85 میلیون تن). مابقی نیتروژن به‌صورت مواد آلی خاک و یا هدر رفت به سایر بخش‌های محیط‌زیست هست که تخمین جهانی تک‌تک آن‌ها با عدم قطعیت بسیاری همراه است. آبشویی، رواناب و فرسایش بالغ بر $37 \sim$ میلیون تن از هدر رفت سالانه نیتروژن، تصعید آمونیاک از خاک و پوشش گیاهی $21 \sim$ میلیون تن در سال را در برمی‌گیرد. هدر رفت به‌صورت دنیتریفیکاسیون و گازهای دی نیتروژن (N_2) بالغ بر $14 \sim$ میلیون تن در سال؛ و N_2O و NO از نیتریفیکاسیون/دنیتریفیکاسیون حدود $8 \sim$ میلیون تن نیتروژن از کل هدر رفت را شامل می‌شوند (Mosier et al., 2004).

بر اساس برخی برآوردهای صورت گرفته بیشتر از 60 درصد نیتروژن ورودی سالانه به شکل قابل استفاده نیست. اختلاف بین ورودی و خروجی به‌صورت هدر رفت وارد محیط شده یا در خاک انباشته می‌شود.



شکل ۶- نمایی ساده از چرخه نیتروژن در تولیدات گیاهی (Mosier et al., 2004)

یکی از آثار مهم نیتروژن بر محیط‌زیست، مسئله کیفیت آب است؛ زیرا نیتروژن یکی از مهم‌ترین عناصر محدودکننده رشد و نمو گیاهان و موجودات زنده در برکه‌ها، دریاچه‌ها، مصب رودخانه‌ها و ... است، ورودی نیتروژن از خاک و کودهای شیمیایی از اراضی کشاورزی نقش مهمی در به پروردگی^۱ ایجاد شده توسط نیتروژن دارند. رشد جلبک‌ها و ماکروفیت‌ها منجر به تخلیه اکسیژن و تولید مواد سمی برای ماهی‌ها، دام و انسان می‌شود که در سطح دنیا از آلودگی‌های مهم به شمار می‌رود. همچنین مقادیر کم نیتروژن خاک می‌تواند یکی از عوامل ایجاد تشدیدکننده فرسایش خاک بوده و نقش مهمی در تخریب اراضی دارد. کم بودن نیتروژن، رشد گیاه را محدود نموده، منجر به کاهش پوشش گیاهی و افزایش احتمال برخورد ذرات باران با سطح خاک، همچنین کاهش ریشه‌دهی و کاهش اتصال ذرات خاک به همدیگر می‌شود. در هر دو مورد باعث افزایش هدر رفت خاک و پیامدهای مهم بر کیفیت آب از طریق رسوبات، رهاسازی نیتروژن و فسفر گشته که در نهایت باعث رشد زیاد گیاهان آبی می‌شود (Mosier et al., 2004).

آبشویی نیترات

آبشویی نیترات مسئله مهمی در اراضی کشاورزی و از جمله مهم‌ترین مسیرهای هدر رفت نیتروژن از خاک‌های مزارع است. نیترات از معدنی شدن مواد آلی خاک، بقایای گیاهی و جانوری، نیتروژن کودهای شیمیایی جذب نشده توسط گیاه و به میزان کمتری نیتروژن همراه با بارش‌های جوی تأمین می‌شود. مصرف کودهای نیتروژنی برای رسیدن به حداکثر عملکرد معمولاً با هدر رفت از طریق آبشویی همراه است. هنگامی که مقدار زیاد کود مصرفی همراه با رژیم‌های آبیاری سنگین در خاک‌های سبک همراه باشد، هدر رفت نیترات به صورت آبشویی بسیار زیاد خواهد بود.

روش‌های کنترل هدر رفت^۱

روش‌های بسیاری برای کنترل هدر رفت نیتروژن به صورت آبشویی و یا رواناب و آلوده نمودن آب‌های سطحی و زیرزمینی وجود دارد که در زیر برخی از محورهای مهم اشاره می‌شود.

امکان کنترل و ذخیره رواناب و تصفیه فاضلاب‌های غنی از عناصر غذایی در حال خروج از اراضی کشاورزی، از اقدامات کنترلی بسیار کارآمد به شمار می‌رود. حذف طبیعی نیتروژن از طریق جذب توسط پوشش گیاهی و هدر رفت گازی از طریق نیتریفیکشن - دنیتریفیکشن و تصعید NH_3 می‌تواند تا ۷۰ درصد نیتروژن ورودی به چنین منابعی را خارج کند.

روش‌های حفاظت خاک که فرسایش خاک و رواناب سطحی را کاهش می‌دهد، مقدار هدر رفت نیتروژن از اراضی تحت کشت از طریق این فرایندها را به حداقل می‌رساند. در روش‌های حفاظت خاک همانند ترانس‌بندی و کشاورزی حفاظتی، با افزایش نفوذ آب به خاک و کاهش سرعت و مقدار رواناب خاک سطحی، رطوبت خاک در محل خود حفظ می‌شود. در حقیقت کنترل رواناب، نفوذ عمقی آب در خاک را افزایش داده و از این‌رو هدر رفت از طریق آبشویی نترات را افزایش می‌دهد.

از آنجاکه جریان نیتروژن به آب‌های زیرزمینی از طریق آبشویی و به آب‌های سطحی از طریق رواناب هم تابعی از حجم آب و هم غلظت نیتروژن است از این‌رو حفاظت از آب نقش مهمی در کاهش هدر رفت نیتروژن دارد. با افزایش کارایی استفاده از آب توسط گیاه و کاهش نفوذ عمقی آب به زیر ناحیه ریشه‌ها می‌توان مقدار نترات آبشویی شده را کاهش داد.

گیاهان پوششی، گیاهانی برای کنترل فرسایش بعد از برداشت گیاه اصلی هستند. این گیاهان می‌توانند نیتروژن معدنی باقی‌مانده را جذب نموده و میزان آبشویی آن را به حداقل برسانند. گیاهان پوششی در طی مرحله آماده‌سازی بستر با خاک مخلوط شده و معدنی شدن بقایای حاصله می‌تواند نیتروژن موردنیاز گیاه اصلی را مهیا نماید. تناوب

۱- بخش عمده این قسمت از منبع (Cameron and Haynes, 1986) اقتباس شده است.

زراعی می‌تواند هدر رفت نیتروژن را به دلیل تفاوت در کارایی جذب و برداشت نیتروژن گیاهان (مانند سویا، گندم و جو دارای کارایی بالا) از بقیه گیاهان (مانند ذرت و سیب‌زمینی کارایی پایین‌تر) کنترل کنند. گیاه سویا می‌تواند به عنوان پاک‌کننده‌ای برای نیترات حاصل از کود مصرفی در گیاه کشت قبلی همانند ذرت عمل نموده و نیتروژن اتمسفری را هم تثبیت کند. درحالی‌که یونجه باریشه‌های عمیق نیترات را از اعماق پایین‌تر پروفیل خاک جذب می‌نماید (Cameron and Haynes, 1986).

هدر رفت نیتروژن از طریق آبشویی نیترات وقتی اتفاق می‌افتد که مقدار نیتروژن ورودی بیشتر از مقداری باشد که توسط گیاهان جذب می‌شود کارایی استفاده از کود به درصد بازیافت نیتروژن مصرفی توسط گیاه اطلاق می‌شود. فلسفه اصلی بهبود مدیریت کود کاربرد نیتروژن به مقداری است که کارایی استفاده کود بالا بوده و مقدار نیتروژن استفاده نشده نیز به مقدار قابل پذیرش توسط محیط‌زیست کاهش یابد (Cameron and Haynes, 1986).

منحنی پاسخ عملکرد به نیتروژن مصرفی معمولاً به نحوی است که افزایش مصرف هر واحد کود، افزایش کمتری در تولید را سبب می‌شود. منحنی پاسخ در نزدیکی حداکثر عملکرد مسطح بوده و مصرف مقدار کود پس‌از آن مناسب نیست. در اغلب موارد نقطه‌ای که حداکثر بازده اقتصادی را نسبت به نیتروژن مصرفی نشان می‌دهد نقطه‌ای در زیر نقطه حداکثر عملکرد هست. کود دهی برای حداکثر عملکرد می‌تواند منجر به کارایی کم در استفاده کود شود. مقادیر بیشتر از آن باعث افزایش احتمال هدر رفت نیتروژن می‌شود. در عمل کارایی استفاده کود توسط گیاه به‌ندرت به بیش از ۷۰ درصد حتی در شرایط مناسب و مساعد می‌رسد. به‌طور متوسط این مقدار حدود ۵۰ درصد است. یک شیوه برای حداقل نمودن آبشویی نیترات محدود نمودن کاربرد کود به مقداری کمتر از مقدار مناسب اقتصادی است. به‌هرحال مقدار مناسب مصرف تحت تأثیر عوامل مختلف مکان ویژه است که پیش‌بینی درست کود را سخت و دشوار می‌نماید. روش‌های افزایش کارایی استفاده از کودها و کاهش آبشویی آن‌ها بر اساس اصل تأمین نیتروژن مطابق با نیاز گیاه است. این کار را می‌توان با مصرف تقسیط نیتروژن به انجام رساند. استفاده از کودهای کندرها، کاربرد محلول‌پاشی، استفاده از بازدارندگان نیتریفیکاسیون برای تنظیم تأمین نیترات از کودهای آمونیومی نیز مورد توجه

کشاورزان و محققان قرار گرفته است؛ اما گستردگی چندانی ندارد. به طور خلاصه می توان موارد زیر را در مورد آبخویی نیترا بیان نمود:

- ۱- هدر رفت آبخویی در خاک های شنی بیشتر از خاک های رسی است.
- ۲- حداکثر آبخویی در طی زمستان اتفاق می افتد. البته آبخویی در هر زمانی که آب خاک در حد ظرفیت مزرعه بوده و بارش و یا آبیاری انجام شود رخ دهد.
- ۳- شدت به اضافه مقدار بارش یا آبیاری در تعیین الگو و وسعت آبخویی بسیار تعیین کننده است.
- ۴- نبود پوشش گیاهی برای حداقل بخشی از سال عامل کلیدی در افزایش آبخویی نیترا از سامانه های گیاهی است. درجایی که پس از آیش تابستانه بارندگی سنگین زمستانه باشد، آبخویی می تواند مشکلاتی را به وجود آورد.
- ۵- آبیاری اغلب آبخویی نیترا را افزایش می دهد زیرا زیادی آب از ناحیه ریشه ها خارج می شود از دیگر سوی تأمین مقدار آب مناسب می تواند جذب نیتروژن توسط گیاه را افزایش داده و هدر رفت آبخویی را کاهش دهد.
- ۶- وقتی کود نیتروژنی به مقدار بیشتری از میزان مورد نیاز گیاه استفاده شود مقادیر قابل توجهی از نیترا می تواند آبخویی شود. به طور کلی هر عواملی که کارایی استفاده از کود توسط گیاه را افزایش دهد، باعث کاهش آبخویی می شود.
- ۷- پخش کود حیوانی در اراضی کشاورزی در مقادیر بالاتر از نیاز گیاه می تواند منجر به آبخویی نیترا شود. (Haynes, 1986).

نتایج برخی مطالعات در کشور

اثرات کشاورزی بر آلودگی منابع آب در کشور توسط محققان بسیاری توجه قرار گرفته است که غالباً به صورت پراکنده و منطقه ای بوده است. این تحقیقات گرچه بسیار ارزشمند است اما در ادامه مسیر نیازمند انجام تحقیقات جامع است، زیرا در این زمینه تفکیک اثر کشاورزی، صنعت، فاضلاب شهری و سایر بخش ها امری بسیار مهم به شمار می رود.

بررسی کیفیت آب رود تجن نشان داد که غلظت آلاینده‌های فسفات و آمونیاک بیشتر از استانداردهای موجود بوده و مشکلاتی را برای رودخانه و زیست‌مندان آن به وجود می‌آورد. البته غلظت نیتрат در نمونه‌ها بسیار پائین و کمتر از یک میلی‌گرم در لیتر بود (همکاران، ۱۳۸۹).

فاضلی و همکاران (۱۳۹۰) توزیع زمانی و مکانی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت زیدون در جنوب غرب شهرستان بهبهان را بررسی و اعلام کردند که از نظر توزیع مکانی، آلودگی نیترات در بخش شمالی دشت زیدون نسبت به سایر نقاط دشت بیشتر بوده و غلظت آن در این مناطق بیشتر از حد استاندارد بوده و به ۱۱۱ میلی‌گرم در لیتر نیز می‌رسد (جدول ۱۰). توزیع آلودگی نیترات رابطه نزدیکی با وسعت و شدت فعالیت‌های کشاورزی دارد به طوری که بیشترین مقدار مربوط به مناطق کشت برنج است. همچنین تغییرات غلظت نیترات با تغییرات عمق سطح ایستابی رابطه‌ای عکس دارد، به طوری که در هر دو فصل خشک و تر با افزایش عمق، غلظت نیترات کاهش یافت که نشان‌دهنده تأثیرپذیری کمتر اعماق بیشتر خاک نسبت به خاک سطحی اراضی کشاورزی است. غلظت نسبتاً کم نیترات در بخش شمال غربی و حاشیه جنوب شرقی دشت مورد مطالعه می‌تواند به دلیل بهتر بودن کیفیت آب ورودی از لحاظ غلظت نیترات در این مناطق و همچنین کمتر بودن مساحت زمین‌های کشاورزی و پساب‌های حاصل از آن‌ها در آنجا باشد.

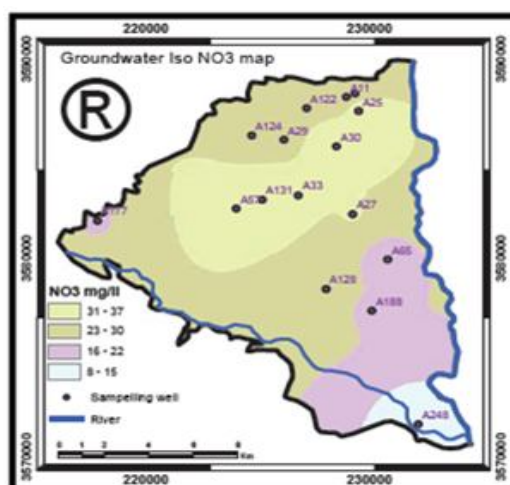
جدول ۱۰- فراسنج‌های آماری غلظت نیترات در نمونه‌های آب دشت زیدون در فصل خشک (mg/l) (فاضلی و همکاران، ۱۳۹۰)

واریانس	انحراف معیار	میانگین	حداکثر	حداقل	فرا سنج
۶۱۰/۷۷	۲۴/۷	۱۶/۱	۱۱۱/۲	۲/۳	NO ₃

ادامه جدول ۱۰- فراسنج‌های آماری غلظت نیترات نمونه‌های آب دشت زیدون در فصل تر (mg/l)

واریانس	انحراف معیار	میانگین	حداکثر	حداقل	فرا سنج
۶۱۰/۷۷	۲۴/۷	۱۶/۱	۱۱۱/۲	۲/۳	NO ₃

با توجه به نقشه تغییرات مکانی یون نیتрат در آبخوان دشت اوان خوزستان (شکل ۷) ملاحظه می‌شود، بیشترین غلظت نیترات در محدوده شمال دشت اوان به میزان ۳۷ میلی گرم در لیتر دیده می‌شود که علت آن میزان بیشتر فعالیت‌های کشاورزی در این بخش، به دلیل کیفیت مناسب آب از لحاظ کشاورزی است. در ضمن کمترین غلظت نیترات در بخش‌های جنوبی دشت به میزان ۷ میلی گرم در لیتر مشاهده شد. مهم‌ترین منبع آلودگی احتمالی آب زیرزمینی در دشت اوان، کودهای مورد استفاده در کشاورزی هست (سامانی و همکاران، ۱۳۹۱).



شکل ۷- نقشه هم‌غلظت نیترات آب زیرزمینی دشت اوان (سامانی و همکاران، ۱۳۹۱)

جعفری ملک آبادی و همکاران (۱۳۸۴) وضعیت نیترات را در ۷۵ چاه در مناطق شهری، نطنز و کاشان در ۵ ماه به فواصل ماهانه بررسی نمودند. نتایج ایشان نشان داد که غلظت نیتروژن نیتراتی در آب‌های زیرزمینی در مناطق مورد بررسی قابل توجه است. میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب‌های چاه‌های مختلف از ۱/۰۳ تا ۵۰/۷۸ میلی گرم در لیتر (معادل ۴/۶۴ تا ۲۲۸/۵ میلی گرم نیترات در لیتر) متغیر بود. میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب‌های زیرزمینی مناطق نجف‌آباد (۱۷/۵۶)، شهرضا (۱۴/۶)، اصفهان (۱۶/۰۴)، نطنز و کاشان (۸/۲۴) بود. بیشترین آلودگی نیترات در اکثر نواحی

مربوط به مناطق کشاورزی بود و مناطق صنعتی و شهری در رتبه‌های بعدی قرار داشتند.

قیصری و همکاران (۱۳۸۶) وضعیت آلودگی نیتрат آب زیرزمینی در ۸۰ حلقه چاه ناحیه جنوب شرق شهر اصفهان را بررسی و اعلام کردند که غلظت نیترات در نمونه‌برداری اول (آبان ماه و کشت پائیزه) و دوم (اردیبهشت‌ماه زمان کشت بهاره) به ترتیب ۷۶/۹ و ۹۳/۱ میلی‌گرم نیترات در لیتر بود که علت آن تراکم کشاورزی در منطقه و مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژنی است (جدول ۱۱).

جدول ۱۱- غلظت نیترات و انحراف استاندارد نمونه‌ها (قیصری و همکاران، ۱۳۸۶)

مرحله نمونه‌برداری	غلظت نیترات (mg/l)		میانگین (mg/l)	انحراف معیار
	حداقل	حداکثر		
مرحله اول	۲۱/۴	۱۸۹/۱	۷۶/۹	۳۸/۹
مرحله دوم	۳۳/۱	۲۴۸/۳	۹۳/۱	۴۱/۳

خسروی دهکردی و همکاران (۱۳۸۴) غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینده‌رود در استان اصفهان را در ۱۰۰ حلقه چاه از باغداران تا ورزنه مطالعه نمودند. نتایج نشان داد میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب چاه‌های باغداران با عمق متوسط ۱۷/۶۳ متر ۵/۲۸ میلی‌گرم نیتروژن نیتراتی در لیتر و در منطقه ورزنه با عمق متوسط ۶ متر ۶/۳۵ و در منطقه فلاورجان با عمق متوسط ۷/۵ متر ۱۷/۶۳ میلی‌گرم در لیتر نیتروژن نیتراتی بود. آب آشامیدنی روستای باغ‌ملک (چاه شماره ۱) با چاه آب شهر ورزنه (چاه شماره ۱۰۰) در طول مدت مطالعه تفاوت معنی‌دار نداشت ولی این غلظت در منطقه لنجان به علت فعالیت زیاد کشاورزی (به‌طور عمده برنج‌کاری) با نقطه شروع (چاه شماره ۱) و نقطه پایان (چاه شماره ۱۰۰) دارای تفاوت معنی‌داری بود (جدول ۱۲).

جدول ۱۲- دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی آب‌های زیرزمینی در حاشیه رودخانه زاینده‌رود
(خسروی دهکردی و همکاران، ۱۳۸۴)

دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی	سال				
	۱۳۷۷	۱۳۷۸	۱۳۷۹	۱۳۸۰	۱۳۸۱
۰/۱-۱۰ (ppm)	٪۹۱	٪۷۴	٪۴۹	٪۴۰	٪۳۸
۱۰-۲۰ (ppm)	٪۷	٪۱۸	٪۳۷	٪۴۹	٪۳۴
۲۰-۳۰ (ppm)	٪۲	٪۵	٪۱۲	٪۷	٪۱۹
۳۰-۴۰ (ppm)	—	٪۳	٪۲	٪۳	٪۷
>۴۰ (ppm)	—	—	—	٪۱	٪۲

عنابستانی و قربانی (۱۳۸۹) بار آلودگی ناشی از آلاینده‌های محیط زیستی در محدوده تأمین آب شهر سبزوار را محاسبه نمودند. بررسی آن‌ها نشان داد که میزان بار آلودگی نیتروژن در محدوده مورد مطالعه در سال ۱۳۸۵ برابر با ۱۷۲۵ تن بوده که به دلیل تمرکز اراضی زراعی و باغی و تراکم استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی بالاترین نقش (۵۹/۶٪) را در آلودگی نیتروژنی دارا بود. پس از آن به ترتیب آلاینده‌های شهری و روستایی (۲۹/۹٪) و آلاینده‌های صنعتی با ۱/۵ درصد قرار داشتند.

ناصری و همکاران (۱۳۸۵) در مطالعه بر روی وضعیت نیترات در آب‌های زیرزمینی حوضه قره‌سو گلستان از ۳۰ حلقه چاه کم‌عمق و ۳۰ حلقه چاه عمیق در دو مرحله آغاز فصل کشاورزی (اردیبهشت) و پایان فصل کشاورزی (شهریور) نمونه‌برداری نمودند. نتایج نشان داد که در چاه‌های عمیق در فصل مرطوب ۷/۲۶ و در فصل خشک ۱۲/۵۶ میلی‌گرم نیترات بوده درحالی‌که این مقدار برای آبخوان آزاد (چاه‌های کم‌عمق) ۱۰/۷۹ و ۳۳/۷ میلی‌گرم در لیتر بود. به عبارت دیگر چاه‌های آبخوان آزاد نسبت به سفره تحت فشار بیشتر در معرض آلودگی قرار دارند. آن‌ها عامل این نیترات زیاد را به کشاورزی و فاضلاب شهری گرگان نسبت دادند.

ناصری و ندافیان (۱۳۸۷) انتقال نیترات به آب‌های زیرزمینی را در همدان مدل‌سازی نمودند. بیشترین آلودگی نیترات در حوالی روستای یکن آباد مشاهده شد که حاصل انتقال نیترات کودهای شیمیایی به آب زیرزمینی است. ضخامت کم آبرفت و وجود رسوبات ریزدانه (سیلت و رس) از عوامل مهم افزایش شدید غلظت نیترات آب زیرزمینی در این محل و مناطقی مانند کشتارگاه صنعتی گزارش شده است.

ناصری و علیجانی (۱۳۸۶) آلودگی شدید نیتراتی آب‌های زیرزمینی به وسیله فعالیت‌های کشاورزی در نواحی وسیعی از دشت ایزه را گزارش نمودند. فرآیند اصلی مسبب افزایش نیترات آب‌های زیرزمینی ایزه ناشی از فروشویی سریع کودهای غیر آلی اعمال شده بر زمین‌های کشاورزی است. غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی دشت ایزه از بهمن تا اردیبهشت ماه افزایش می‌یابد و سپس دوباره روند کاهشی به خود می‌گیرد.

صباحی و همکاران (۱۳۸۹) تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب رودخانه سیکان را بررسی و اعلام نمودند که نیترات در حد مجاز برای آب قابل شرب بوده و در دامنه ۳/۷ تا ۷/۳ به ترتیب در پائیز و زمستان متغیر بود. سطح فسفات بین ۰/۰۰۷ تا ۰/۰۳۲ میلی گرم در لیتر به ترتیب در زمستان و تابستان متغیر بود که در استاندارد فسفات برای جلوگیری از مشکلات به پروردگی (کمتر از ۰/۰۳۵ میلی گرم فسفر بر لیتر) بود. خصوصیات کیفی آب رودخانه قبل و بعد از ورود زه آب در جداول ۱۳ و ۱۴ نشان داده شدند.

جدول ۱۳- خصوصیات کیفی آب رودخانه قبل از ورود زه آب کشاورزی در فصول مختلف سال

(صبحی و همکاران، ۱۳۸۹)

فصل	T C°	EC μ s/cm	pH	NH ₃	NO ₃	SO ₄	PO ₄	COD	BOD
mg/lit									
بهار	۱۸	۴۰۸	۷/۸	۰/۰۰۴	۰/۸۲	۱۰	«-»	۱۰	۹/۸
تابستان	۱۹	۴۰۹	۷/۸	۰/۰۰۳	۰/۶۱	۵۶	«-»	۱۷	۹/۵
پاییز	۱۸	۴۱۸	۷/۵	۰/۰۰۲	۰/۳۳	۶۶	«-»	۱۶	۸/۷
زمستان	۱۷/۵	۴۲۶	۷/۴	۰/۰۰۲	۰/۴	۲۴	«-»	۱۰	۹/۹

جدول ۱۴- خصوصیات کیفی آب رودخانه بعد از ورود زه آب کشاورزی در فصول مختلف سال (میانگین ۷ ایستگاه) (صباحی و همکاران، ۱۳۸۹)

فصل	T C°	EC μ s/cm	pH	NH3	NO3	SO4	PO4	COD	BOD
							mg/lit		
بهار	۱۸/۹ a	۴۰۹ a	۷/۸ a	۰/۵۳ a	۵/۲ c	۷۲ c	۰/۰۳۲ a	۱۶/۸ b	۵/۸ b
تابستان	۱۹/۴ b	۴۱۰ c	۷/۷ b	۰/۵۵ a	۷/۳ a	۲۴۵ b	۰/۰۲۷ a	۲۱/۳ a	۵/۹ b
پاییز	۱۸/۲ c	۴۱۹ b	۷/۶ b	۰/۲۶ b	۳/۷ c	۲۹۲ a	۰/۰۲۵ a	۲۰/۵ a	۵/۸ b
زمستان	۱۷/۵ d	۴۲۷ a	۷/۴ c	۰/۱۹ b	۶/۹ a	۱۰۰ c	۰/۰۰۷ b	۱۳ b	۸/۶ a

لاله زاری و همکاران (۱۳۸۸) وضعیت آلاینده نیترات در ۱۰ چاه را با نمونه برداری به صورت ماهانه در دشت شهرکرد بررسی نمودند و دریافتند که بخش های میانی دشت در مقایسه با شمال و جنوب، از غلظت نیترات کمتری برخوردار است. فصل تابستان بیشترین غلظت نیترات را به دلیل برداشت زیاد و برگشت آن و فعالیتهای کشاورزی دارد. در پاییز و زمستان، مجموع غلظت نیترات رو به کاهش می رود و به جز آبان و اسفندماه که میانگین حدود ۲۴ میلی گرم در لیتر دارد، میانگین بقیه موارد بین ۲۱ تا ۲۳ میلی گرم در لیتر متغیر است. بیشترین غلظت نیترات در بخش هایی از جنوب دشت بود که در دو ماه از حد استاندارد آب آشامیدنی (سازمان استاندارد ایران) ۵۰ میلی گرم در لیتر نیز بیشتر بود. نتایج همچنین حلالیت بالای نیترات و در ادامه شسته شدن آن در اثر آبیاری و نیز نقش فعالیتهای کشاورزی در عدم تأمین سلامت آب را نشان می دهد.

رهبری و همکاران (۱۳۸۶) با انجام مطالعه ای انتقال نیترات به آب های زیرزمینی را با مدل های DRAINMODN و LEACHN مدل سازی نمودند. نتایج آن ها نشان داد که غلظت نیترات خارج شده از خاک در ۳ آبیاری اول بیشتر است. در این مرحله گیاه به علت جوانه زنی و مراحل اولیه رشد از نیتروژن کمتری استفاده می کند. به همین علت بخش زیادی از نیترات توسط نفوذ عمقی از خاک خارج می شود. پیشنهادهایی که در سطح مزرعه برای کاهش آلودگی ناشی از عناصر غذایی قابل توصیه است عبارت اند از:

۱- کاربرد منطقی کودها به ویژه کودهای نیتروژنی با توجه به نیاز گیاه و تجزیه خاک

۲- حفظ پوشش گیاهی به منظور جلوگیری از تجمع نیتروژن محلول با جذب توسط پوشش گیاهی

۳- آبیاری منطقی

۴- بهینه سازی روش های کشت همانند مبارزه با علف های هرز و بیماری ها، مصرف متعادل کودها

۵- برنامه ریزی کشاورزی با توجه به شیب و توپوگرافی برای مقابله با فرسایش امروزه با هدف کاهش آلودگی عناصر غذایی، کاهش انتشار آمونیاک و کاهش آلودگی به عناصر سنگین توجه جدی تری به کودهای آلی و حیوانی متمرکز شده است. در این راستا رعایت موارد زیر توصیه می شود:

- حداکثر تعداد دام در هر هکتار بر اساس مقدار فضولات تولیدی که می تواند به صورت ایمن استفاده شود تنظیم شود.
- حداکثر مقدار کود دامی که می تواند در اراضی استفاده شود با توجه به مقدار نیتروژن و فسفر تعیین شود.
- مدت زمانی که کود دامی می تواند روی زمین رها گذاشته شود محدود بوده و بایستی بلافاصله زیر خاک برده شود.

یکی از شیوه هایی که برای بهره وری بیشتری از لجن فاضلاب تصفیه خانه های فاضلاب مطرح است استفاده از آن ها در اراضی کشاورزی است. اگرچه روش های دیگری چون سوزاندن و دفن نیز وجود دارد. هرچند لجن فاضلاب در زمره کودهای آلی به شمار می رود ولی بایستی به میزان عناصر سنگین موجود در آن توجه نمود.

۴- نمک ها

نمک ها حاصل فرایندهای هوا دیدگی طبیعی خاک و مواد زمین شناسی است. نمک ها به مقادیر مختلف در همه خاک ها و آب های رودخانه ها، دریاها و آب های سطحی غیر شور و زیرزمینی وجود دارد. در خاک هایی که زهکشی زیرسطحی ضعیفی دارند غلظت زیاد نمک در ناحیه ریشه ها که بخش عمده جذب آب از آن است تجمع

می‌یابد. تجمع سدیم محلول و تبادلی باعث پراکنده شدن خاک، تخریب ساختمان، کاهش نفوذپذیری و احتمالاً سمیت می‌شود؛ از این‌رو نمک‌ها مسائل جدی را در اراضی فاریاب هم از جهت تولید پایدار کشاورزی و هم از جهت کیفیت آب ایجاد می‌نماید. غلظت زیاد نمک در جریان‌های آب می‌تواند به گیاهان آبی در آب شیرین همانند شوری بالای خاک برای گیاهان زراعی آسیب برساند. اگرچه نمک‌ها آلاینده مهم‌تری برای زیست‌بوم‌های آب شیرین نسبت به زیست‌بوم‌های شور می‌باشند اما بهر حال نمک‌ها می‌توانند باعث آسیب به ماهی‌ها نیز شوند.

حرکت و ترسیب نمک‌ها به مقدار و توزیع بارندگی و آبیاری، خاک و لایه‌های زیرین آن، میزان تبخیر و تعرق و دیگر عوامل محیطی بستگی دارد. در مناطق مرطوب نمک‌های معدنی محلول به‌طور طبیعی از خاک و لایه‌های زیرین توسط بارش‌های جوی خارج می‌شود. در مناطق خشک و نیمه‌خشک نمک‌ها به‌صورت آبشویی نشده و در خاک سطحی انباشته می‌شوند. نمک‌های محلول در خاک‌های شور و سدیمی شامل کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، کربنات، بی‌کربنات، سولفات و کلراید هست که نسبتاً آسان از خاک آبشویی می‌شوند. هم‌چنین مقدار گچ و آهک از مقادیر ناچیز تا بیش از ۵۰ درصد خاک‌ها را می‌تواند در برگیرد. آب آبیاری چه از آب‌های سطحی و چه از آب‌های زیرزمینی سرچشمه گرفته باشد حامل نمک‌های محلول هستند و با مصرف آب توسط گیاه یا تبخیر آب به اتمسفر نمک‌ها باقی‌مانده و در خاک انباشته می‌شوند. به این ویژگی اثر تغلیظ^۱ می‌گویند. مقدار کل نمک حمل شده توسط آبیاری در آب برگشتی (زه‌اب و رواناب) برابر با جمع نمک اولیه باقی‌مانده در آب آبیاری به‌اضافه نمک برداشته شده از خاک اراضی تحت آبیاری است. جریان برگشتی آبیاری و رواناب‌ها (سیلاب‌ها) عامل انتقال نمک به جریان‌های آب‌های پذیرنده یا آب‌های زیرزمینی است. برای کنترل انتقال املاح و آلاینده‌ها به منابع آب پذیرنده سه راه وجود دارد:

۱- کمینه‌سازی آلاینده قابل دسترس (کاهش منبع)

۲- تأخیر در انتقال (جابجایی) و تحویل آلاینده‌ها به‌وسیله کاهش آب جابجا شده و یا از ترسیب آلاینده

1 - Concentration effect

۳- تغییر یا پذیرش آلاینده قبل و یا بعد از ورود به منابع آب از طریق تغییر شکل بیولوژیکی یا شیمیایی (US-EPA, 2003).

تا چندی پیش مدیریت زه‌آب‌ها کمتر مورد توجه قرار می‌گرفت و تحقیقات زهکشی بر مسائل طراحی، متمرکز بود. پس از اجلاس سران جهان در سال ۱۹۹۲ کمیته بین‌المللی آبیاری و زهکشی توجه خود را بر مدیریت زه‌آب‌ها متمرکز و بر حفاظت و استفاده دوباره از منابع آب شیرین در مفهوم مدیریت جامع منابع تأکید نمود. از سوی دیگر بانک جهانی تعریف جدید جامعی از زهکشی به‌صورت زیر ارائه نمود (شکیبا و همکاران، ۱۳۹۲).

«زهکشی فرآیند خارج کردن آب سطحی اضافی و مدیریت سفره آب زیرزمینی کم‌عمق از طریق نگهداشت، دفع و مدیریت کیفیت آب برای رسیدن به منافع دلخواه اقتصادی و اجتماعی است، درحالی‌که محیط‌زیست حفظ شود.»

ایران نیز یکی از کشورهای مواجه با کمبود منابع آب است. علاوه بر آن با مشکل ناشی از شوری اراضی کشاورزی روبروست. چندان‌که بر اساس گزارش مؤمنی (۱۳۸۹) از ۶/۸ میلیون هکتار اراضی کشاورزی دچار مسئله شوری فقط ۰/۵ میلیون هکتار دارای مسئله آب زیرزمینی در محدوده رشد ریشه هستند. همچنین ۱/۴ میلیون هکتار از اراضی کشاورزی فاقد محدودیت شوری نیز دارای محدودیت عمق آب زیرزمینی بوده‌اند (جدول ۱۵).

جدول ۱۵- مساحت و سطوح شوری اراضی کشور (مؤمنی، ۱۳۸۹)

نوع اراضی	(میلیون هکتار)	(%)
اراضی دارای خاک‌های کم تا نسبتاً زیاد	۴۳	۲۶
اراضی دارای خاک‌های با شوری نسبتاً زیاد تا زیاد	۴/۸	۳
اراضی دارای خاک‌های با شوری خیلی زیاد تا بسیار زیاد	۷/۸	۵
کویرهای مرکزی (پوسته‌ها و کفه‌های نمکی، شوره‌زارهای خشک و مرطوب، بقایای دریاچه‌های خشک قدیمی، تپه‌های شنی، اراضی فرسوده، پلادیاها و گنبدهای نمکی)	۲۰	۱۲
هامون‌ها	۱/۲	۱
سایر اراضی	۸۸	۵۳
جمع	۱۶۴/۸	۱۰۰

در کشور حدود ۳۰ درصد اراضی دارای مشکل شوری هستند که از سامانه‌های آبیاری و زهکشی برای مقابله با مشکل شوری و احیای اراضی کمک گرفته می‌شود که در این بین تولید حجم عظیمی از زه آب با کیفیت نامطلوب و دفع آن به عنوان یکی از نگرانی‌ها در زمینه محیط‌زیست مدیریت زه آب است (جدول ۱۴).

به اعتقاد اکرم (۱۳۸۱) مساحت اراضی با زهکشی زیرزمینی ایران به دقت و درستی معلوم نیست. با بهترین برآوردها می‌توان این سطح را حدود ۱۵۰ هزار هکتار دانست که حدود یک‌صد هزار هکتار آن در خوزستان قرار دارد. البته ادیمی (۱۳۸۵) سطح اراضی تحت پوشش زهکشی را حدود ۱۸۵ هزار هکتار برآورد نموده است.

در اراضی زه دار مسطح زهکشی با دو هدف خارج نمودن آب اضافی و کنترل شوری در ناحیه ریشه‌ها انجام می‌گیرد از این رو مقادیر بیشتری آب آبیاری استفاده شده تا نمک‌ها آبشویی شود. در چنین شرایطی افزایش نمک محلول در زهاب نسبت به آب آبیاری اتفاق خواهد افتاد. عموماً غلظت نمک در زهاب ۲ تا ۱۰ برابر میزان نمک در آب آبیاری است. کاهش نمک ورودی یکی از راه‌های اصلاح کیفیت آب در زهکش‌ها کاهش ورودی نمک است (گروه کار اثرات زیست محیطی طرح‌های آبیاری و زهکشی، ۱۳۷۷).

در استان خوزستان حدود ۱۰۰ هزار هکتار اراضی تحت کشت نیشکر با زهکشی وجود دارد که سالانه ۳/۵ میلیارد مترمکعب آب مصرف می‌شود (هوشمند و محجوبی، ۱۳۹۱). از این رو در استان خوزستان تخلیه حجم قابل توجهی از زه آب‌های کشاورزی به رودخانه‌ها و آب‌های سطحی سبب کاهش کیفیت آب پایین دست گردیده است. باباپور مفرد و همکاران (۱۳۹۲) سهم منابع مختلف پساب کشاورزی، صنعتی، شهری را ارائه نمودند که در این میان سهم زه آب‌های کشاورزی مهم‌ترین نقش را داشت (جدول ۱۶)

جدول ۱۶- سهم ناشی از ورود پساب‌های صنعتی، زهاب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری به رودخانه کارون (باباپور مفرد و همکاران، ۱۳۹۲)

منابع آلاینده	دبی (مترمکعب بر ثانیه)	حجم سالیانه (میلیون مترمکعب)	درصد کل
کشاورزی	۶۷	۲۱۱۲/۹	۸۳/۵۴
صنعتی	۷/۲۵	۲۲۸/۶۳	۹/۰۴
شهری	۵/۹۵	۱۸۷/۶۴	۷/۴۲
جمع کل	۲/۸۰	۲۵۲۹/۲	۱۰۰

استفاده مجدد از زه آب‌ها یکی دیگر از منابع آب آبیاری اراضی کشاورزی است. در جدول ۱۷ نتایج تجزیه زهاب زهکش‌های شبکه آبیاری دز آمده است.

جدول ۱۷- متوسط غلظت آلاینده‌های آهن، کادمیم و نیکل برحسب میلی‌گرم در لیتر (پاک‌نژاد، ۱۳۹۱)

آلاینده	آهن	کادمیم	نیکل	سرب	مس	منگنز	کروم	سولفید	نیترات	کلرید	آمنیوم
Fe	۰/۰۴	۰/۱۲	۰/۱۴	۰/۱۰	۰/۰۴	۰/۲۲	۰/۰۸	۰/۰۶	۰/۱۱	۰/۰۵	۰/۰۵
Cd	NO D.	۰/۰۱۴	۰/۰۱۲	۰/۰۲۰	۰/۰۱۵	۰/۰۲۵	۰/۰۱۸	۰/۰۳۱	۰/۰۳۰	NO D.	NO D.
Ni	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.	NO D.

NO D: غیر قابل تشخیص

اگر مقدار نمک در جریان برگشتی در مقایسه با کل جریان کم باشد کیفیت آب به حدی که نتوان آن را استفاده کرد تحت تأثیر قرار نمی‌گیرد اما اگر فرایند برگرداندن و استفاده مجدد آب برای آبیاری و برگشت زهاب شور به دفعات متعدد در طول نهر یا رودخانه انجام شود، از کیفیت آب به‌صورت فزاینده‌ای برای استفاده از آب آبیاری در پائین‌دست کاسته و تخریب می‌شود (USEPA, 2003)

فصل چهارم: برخی روش‌های کاهش اثرات کشاورزی بر آلودگی

منابع آب

۱- خاک‌ورزی حفاظتی

در کشت و کار برخی از گیاهان زراعی علاوه بر بخش‌هایی که برداشت‌شده و یا برای تعلیف دام‌ها استفاده می‌شوند، مقدار زیادی باقیمانده گیاهی را بجای می‌گذارند که ممکن است با شخم زیرخاک رفته و یا روی خاک بماند. بقایای گیاهی آبدوی و فرسایش آبی و بادی را بسیار کاهش می‌دهند. البته وقتی بقایای گیاهی به‌عنوان پوشش استفاده می‌شوند، حداکثر نگهداری و حفاظت از خاک را دارند و وقتی با خاک مخلوط شوند جنبه نگهداری آن کمتر خواهد بود. شخم پوششی یا کلشی نوعی شخم حداقل است و عبارت از حداقل ممکن به هم زدن خاک سطحی و بجا گذاشتن بقایای گیاهی در سطح زمین است. این عمل سبب حفاظت خاک و رطوبت آن می‌شود.

علاوه بر این، بقایای گیاهی ساختمان خاک را اصلاح کرده و به حفظ مواد آلی خاک نیز کمک می‌نماید. این روش شخم اقدامات کنترل فرسایش خاک از قبیل تراس‌بندی، کشت نواری و سایر عملیات در اراضی شیب‌دار را تکمیل می‌نماید. این عمل نوعی ایجاد شیار با خراش دادن سطحی خاک بوده، از این‌رو مشکلی که با اجرای شخم از نظر جریان آب به وجود می‌آید در اینجا پیش نخواهد آمد. در شیب‌های ملایم ممکن است این روش شخم در امتداد خطوط تراز، جای تراس‌بندی و کشت نواری را گیرد؛ زیرا هر شیار به‌منزله یک تراس کوچک عمل می‌نماید. این روش اراضی مسطح را از فرسایش بادی و صدمه دیدن گیاهان جوان از باد محفوظ داشته و همچنین از فشردگی خاک توسط باران جلوگیری می‌نماید (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱).

کشاورزی حفاظتی بر سه اصل حداقل به هم زدن خاک، پوشش آلی دائم یا نیمه دائم سطح خاک، تنوع گیاه و تناوب کشت بناشده است. این سه اصل با هدف اولیه و مهم حفظ خاک و آب و جلوگیری از فرسایش ایجاد و با افزایش تجربه و دانش جنبه‌های متعدد آن در پایداری روشن گردید (Hobbs et al., 2008). البته در بسیاری

موارد تنها به خاک‌ورزی حفاظتی به‌عنوان بخشی از این سیستم توجه شده و سایر جنبه‌ها مغفول واقع می‌شوند. اگرچه تعاریف مختلفی برای این نوع خاک‌ورزی ارائه شده است از جمله "خاک‌ورزی حفاظتی سیستم خاک‌ورزی است که حداقل ۳۰ درصد سطح خاک با بقایای گیاهی پوشانده شده تا از فرسایش خاک جلوگیری نماید" اما آنچه مهم است هر کشاورزی که به سمت‌وسوی سه اصل فوق حرکت کند در حقیقت در مسیر کشاورزی حفاظتی است. سیستم خاک‌ورزی حفاظتی شامل خاک‌ورزی است که در آن خاک از برداشت تا کاشت بذر و از کاشت بذر تا برداشت به جز برای کاشت بذر و تزریق عناصر غذایی به هم نمی‌خورد. فواید سامانه‌های خاک‌ورزی حفاظتی بسیار زیاد هستند. چندان‌که میزان فرسایش بادی را ۵۰-۹۰ درصد در مقایسه با کشاورزی مرسوم کاهش می‌دهد. همچنین خاک‌ورزی حفاظتی نفوذ آب در خاک و حفظ رطوبت را بهبود بخشیده و بدین‌صورت باعث کاهش رواناب و انتقال ذرات خاک خواهد شد تا آنجا که ۲۵ درصد رواناب را کاهش می‌دهد. (Cestti, et al., 2003)

۲- تناوب زراعی

تناوب زراعی، توالی برنامه‌ریزی‌شده کشت گیاهان مختلف (فصلی یا چندساله) در یک مزرعه است. جدای از اثرات تناوب بر بهبود کیفیت منابع خاک، تناوب گیاهی می‌تواند مقدار استفاده از نهاده‌های کود و سم را با کنترل علف‌های هرز، حشرات و بیماری‌ها کاهش دهد. وارد نمودن لگوم یا گراس‌ها در تناوب تأثیر بسیاری در کاهش فرسایش و بهبود ساختمان خاک دارد. بقولات علاوه بر تأمین نیتروژن خود از طریق تثبیت نیتروژن اتمسفری، نیاز کودهای نیتروژنی کشت‌های بعدی را کاهش می‌دهند. گیاهان چندساله همانند یونجه که ریشه عمیق دارند مواد آلی خاک را ارتقاء داده و میزان فرسایش خاک را کاهش می‌دهند، درحالی‌که کشت دائم گیاهان ردیفی مثل ذرت باعث کاهش مواد آلی خاک و افزایش فرسایش می‌شود (Alfero and Weismiller, 2002). تناوب علاوه بر تأثیری که در مدیریت فرسایش خاک دارد در مدیریت حاصلخیزی خاک و آبشویی نیترات نیز نقش مهمی دارد.

۳- سیستم کشت نواری

سیستم کشتی است که نوارهای متناوبی از گیاهان مختلف در همان قطعه زمین در طول خطوط تراز یا در مقابل جهت باد اصلی کشت می‌شوند. رشد گیاهان با همدیگر در نوارهای متناوب باعث افزایش عملکرد و اقتصادی‌تر به دلیل بهبود پایداری بیولوژیکی در سیستم می‌شود. سه نوع اصلی از سیستم کشت نواری وجود دارد:

۱- **کشت نواری بر روی خطوط تراز:** الگوی کاشت به نحوی است که گیاه در تناوب محدودی بوده و عملیات خاک‌ورزی بر روی خطوط تراز انجام می‌گیرد. معمولاً نوارها با تناوبی معین تحت کشت درآمده و معمولاً یک نوار از گیاهان علوفه‌ای و پرپشت و یک نبات وجینی به‌طور متناوب کاشته شده و یا تناوب وجینی به‌صورت آیش می‌ماند. این نوع کشت نواری عموماً برای کنترل فرسایش آبی بوده و گاهی در اراضی شیب‌دار که فرسایش بادی به اندازه فرسایش آبی یک خطر جدی است به‌طور مؤثر مورد استفاده قرار می‌گیرد (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱).

۲- **کشت نواری مزرعه:** در این نوع عملیات نوارهای هم‌عرض عمود بر شیب عمومی کشت می‌شود و به منظور پیروی از خطوط تراز (مثلاً هنگام عبور از یک دره کوچک) دارای پیچیدگی نیست. این روش برای جاهایی که پستی‌وبلندی‌های زمین کاملاً نامنظم بوده و عملاً اجازه نوارهای تراز را نمی‌دهد توصیه می‌شود (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱).

۳- **کشت نوارهای بافر:** در این عملیات نوارهای گراس یا گیاهان لگوم با کشت متراکم در بین نوارهای تراز در تناوب غیرمنظم قرار داده می‌شوند. این نوارها می‌تواند عرض‌های نامنظم داشته و در نواحی شیب‌دار با حساسیت در مزرعه می‌توان کاشت. این سیستم کشت برای کنترل فرسایش بادی و انتقال آن به آب‌ها است. نوارهای کاشته شده بر روی خطوط تراز آسیب آب در مناطق خشک را به حداقل می‌رساند. همچنین کشت نواری در مقابل جریان باد آسیب‌های باد را به حداقل می‌رساند؛ اما یک خلأ در این روش احتمال آبشویی و نفوذ بیشتر مواد (به‌ویژه نیتروژن) به آب‌های زیرزمینی است (Alfera and Weismiller, 2002).

۴- گیاهان پوششی

هر گیاهی که سطح خاک را می‌پوشاند، خواه برای هدف خاصی کاشته شده و یا خودروی و طبیعی باشد یک گیاه پوششی محسوب می‌شود (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱). این عملیات برای جذب نیتروژن زیادی پس از برداشت محصول و جلوگیری از فرسایش در فصل زمستان است. دو نوع گیاهان پوششی وجود دارد گروهی برای کاهش رواناب، فرسایش و آبشویی بین فصول کشت استفاده می‌شود و گروهی که برای گیاهان بعدی نیتروژن تأمین می‌کند. نوع اخیر به کود سبز نیز مشهور است. لگوم‌ها معمولاً به‌عنوان کود سبز استفاده می‌شوند. از نظر فنی گیاه پوششی گیاهی است که برداشت نشده و به دلیل منافع آن برای خاک سطحی و گیاهان دیگر کشت می‌شود؛ اما اگر طول دوره رشد اجازه دهد آن‌ها را می‌توان پیش از کشت نباتات تابستانی برداشت نمود. گیاهانی همانند چاودار، شبدر، گندم و جو پائیزه کشت شده تا به‌صورت موقت زمین را از فرسایش آبی، فرسایش بادی، در زمانی که زمین حفاظت مناسب در برابر فرسایش ندارد حفظ نماید. این گیاهان همچنین می‌توانند زیادی عناصر غذایی خاک را استفاده نمایند. کشت پوششی عملیاتی کوتاه‌مدت بوده که بیشتر از یک کشت در سال را شامل نمی‌شود. گیاهان پوششی سطح زمین را پوشیده نگه‌داشته و به خاک مواد آلی اضافه می‌کنند. عناصر غذایی را به دام انداخته و شخم‌پذیری را بهبود می‌بخشد. هنگامی که کشت پوششی مناسبی انجام شود علاوه بر اضافه شدن عناصر غذایی موجود در پوشش گیاهی به خاک، رواناب، فرسایش و آبشویی و آفات و بیماری‌ها کاهش می‌یابد و چندان که مطالعات نشان داده است که تا ۷۰ درصد فرسایش خاک و ۹۶-۱۱ درصد رواناب را می‌تواند کنترل کند (Alfera and Weismiller, 2002).

۵- تراس‌ها

تراس‌ها شامل پشته‌های خاکی، یک کانال ساخته‌شده درشیب مزرعه است. تراس‌ها سرعت فرسایش خاک سطحی، رسوبات و آلودگی‌های مرتبط با روان آب را کاهش می‌دهد. بر اساس برخی گزارش‌ها بین‌المللی تراس‌بندی ۹۴-۹۵ درصد فرسایش خاک و ۹۲-۵۶ درصد هدر رفت عناصر غذایی و ۸۸-۷۳ درصد روان آب را کاهش می‌دهد.

تراس‌ها رواناب‌ها را دریافت کرده و ذخیره می‌نماید همچنین آلاینده‌ها و رسوبات را به دام می‌اندازد.

اندازه تراس‌ها بایستی با توپوگرافی، اندازه ابزار و تجهیزات، متناسب باشد. شیب، فرسایش‌پذیری خاک، نوع گیاه، مدیریت و بارش‌ها تعیین‌کننده عرض تراس‌ها هست. به‌طور کلی سه نوع طراحی تراس‌بندی وجود دارد که شامل تراس‌های پایه پهن^۱، تراس با پشت شیب گراس‌دار^۲ و پایه باریک است. وقتی از تراس پایه پهن استفاده شود کل تراس کشت‌شده و شیب بایستی کمتر از ۸ درصد باشد. پشته‌ها در صورتی که به‌درستی نگهداری نشوند به‌زودی خراب می‌شوند. تراس‌های با پشت شیب گراس‌دار دارای پوشش گیاهی دائمی بر روی پشت شیب می‌باشند که برای اراضی پرشیب مناسب است. تراس‌های پایه باریک جلو و پشت شیب، شیب‌دار بوده و تحت کشت پوشش گیاهان دائمی است. در شکل ۸ انواع تراس‌ها آمده است (Alfera and Weismiller, 2002).

تراس‌بندی یکی از روش‌های جلوگیری از فرسایش است که در آن کانال‌های پهن یا سکوه‌های عمود بر شیب ساخته می‌شود. به طور کلی تراس‌ها در دو گروه هستند تراس‌های آبراهه‌ای و تراس‌های سکویی.

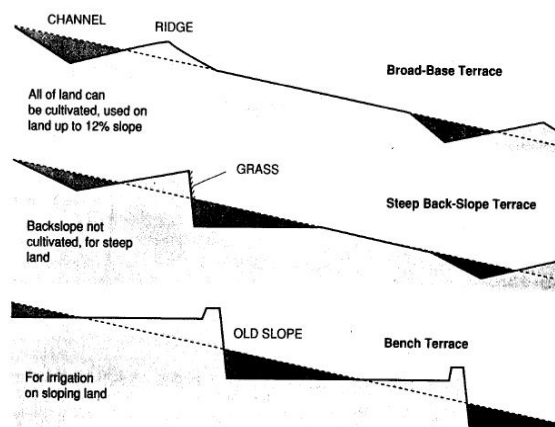
الف - تراس‌های آبراهه‌ای: در اراضی شیب‌دار فرسایش آبی هنگامی به وجود می‌آید که سرعت آبدوی به حد آستانه فرسایش برسد؛ از این‌رو برای جلوگیری از فرسایش آبی در یک دامنه باید آبدوی را پیش از آن‌که به حد سرعت آستانه فرسایش برسد به خارج از منطقه هدایت کرد. برای این منظور از تراس‌های آبراهه‌ای استفاده می‌شود. برای ساختن تراس آبراهه‌ای قسمتی از دامنه را در امتداد خطوط تراز خاک‌برداری کرده، در پایین شیب به‌صورت پشته‌ای قرار می‌دهند مقطع عرضی تراس‌ها شبیه مقطع یک آبراهه است به همین دلیل به آن‌ها تراس آبراهه‌ای می‌گویند. تراس‌های آبراهه‌ای برحسب شیب آبراهه به دو صورت شیب‌دار و مسطح ساخته می‌شوند که در تراس آبراهه‌ای شیب‌دار به آبراهه شیب جزئی داده می‌شود تا در بارندگی

1 - Broad base

2 - Grassed back slope

با شدت بالا به بیرون از تراس هدایت شوند؛ اما در تراس‌های آبراهه‌ای مسطح، معمولاً انتهای آبراهه بسته است و در نتیجه آب می‌تواند در آبراهه تراس ذخیره شود.

ب- تراس‌های سکویی یا پلکانی: برای ساختن این تراس‌ها خاک قسمتی از دامنه بالادست را تراشیده و به قسمت پایین منتقل می‌نمایند به نحوی که سکوه‌ای مسطح یا تقریباً مسطحی در سراسر دامنه ایجاد شود. تراس‌های سکویی کاملاً متفاوت از تراس‌های آبراهه‌ای است. تراس‌های آبراهه‌ای با فواصلی در اراضی شیب‌دار یا در زمین‌های زراعی پراکنده‌اند در حالی که تراس‌های سکویی سراسر زمین را می‌پوشانند (رفاهی، ۱۳۷۵).



Scale is exaggerated. Broken lines show the old grade.

Source: Soil Science & Management, 1996

شکل ۸- انواع تراس‌ها

۶- آبرگردان‌ها^۱

آبرگردان‌ها یا مجاری انحرافی برای جمع‌آوری آب‌های سطحی، رواناب و در جهت عمود بر شیب ساخته شده و آب‌های جمع‌آوری شده را به یک محل مطمئن هدایت

1 - Diversions

نموده و به این ترتیب از فرسایش و در نتیجه هدر رفت خاک و آب جلوگیری می‌نماید. این مجاری برای کم کردن طول شیب زمین و حفاظت از قسمت‌های پایین اراضی در مقابل جریان‌های زیاد آب تراس‌های بالایی ساخته می‌شود. وقتی که به علت پستی و بلندی یا محدودیت‌هایی از نظر مالکیت و غیره احداث تراس مقدور نیست مجاری انحرافی نقش مهمی را بازی می‌نمایند (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱). آب‌برگردان‌ها خیلی مشابه با تراس‌ها می‌باشند اما هدف آن‌ها هدایت یا انحراف رواناب به دور از یک منطقه و یا جمع‌آوری و هدایت به یک آبگیر است. هنگامی که یک آب‌برگردان در پائین یک شیب ایجاد می‌شود، آن آب‌برگردان، رواناب را از اراضی پائین‌دست دور می‌نماید. نوارهای تصفیه بایستی در بالادست آب‌برگردان‌ها ایجاد شود تا رسوبات را به دام انداخته و آب‌برگردان را حفظ نماید. به طور مشابه پوشش گیاهی بایستی پشته آب‌برگردان را بپوشاند. همچنین خروجی بایستی از حیوانات و زباله‌ها دور نگه داشت. این عملیات با دریافت رواناب و جلوگیری از رسیدن به اراضی کشاورزی باعث کاهش فرسایش خاک در اراضی پست می‌شود. بعلاوه گیاهان پوششی در کانال برگردان آب روان‌آب را تصفیه کرده و کیفیت آب را بهبود می‌بخشد (Alfera and Weismiller, 2002).

۷- آبراه‌های علفی یا چمنی^۱

آبراه‌های علفی کانال طبیعی یا ساخته‌شده‌ای است که معمولاً پهن و کم‌عمق بوده که به ابعاد مناسب شکل داده‌شده و با پوشش گیاهی چندساله مناسب پوشانده شده است. آبراه‌های علفی می‌تواند آب‌های تراس‌ها، آب‌برگردان‌ها و دیگر جریان‌های آبی متمرکز را بدون فرسایش و سیلاب دریافت کرده و کیفیت آب را افزایش دهد؛ زیرا علاوه بر آنکه رسوبات جابجا نمی‌شوند کیفیت آب نیز به دلیل آنکه پوشش گیاهی به‌صورت صافی عمل نموده و آلاینده‌های متصل به ذرات رسوبات را حذف می‌کند (Alfera and Weismiller, 2002). پوشش گیاهی آبراه‌های چمنی ممکن است با بذرکاری یا نشاکاری ایجاد شود (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱).

۸- سامانه‌های مدیریت پسماندها

کنترل رواناب از دامداری‌ها بخش مهمی از کنترل آلودگی به شمار می‌رود. برای تصور بهتری از توان آلودگی دامداری‌ها لازم است دانسته شود که دامداری با ۲۰۰۰ رأس گاو شیری مقدار نیتروژنی معادل فاضلاب انسانی جامعه‌ای ۱۰۰۰۰-۵۰۰۰ نفری را تولید می‌کند و مقدار فضولات یک مرغداری گوشتی ۲۲۰۰۰ قطعه‌ای، فسفوری معادل فاضلاب انسانی جامعه‌ای ۶۰۰۰ نفری را تولید می‌کند. مدیریت ضایعات دامداری‌ها امری پیچیده است زیرا مواردی چون بارش‌های جوی، دما، ویژگی‌های خاک، ابنیه همانند استخر و مخازن ذخیره فضولات و آبراه‌ها را بایستی ملحوظ نمود. مدیریت درست پسماندهای پرورش دام و طیور کیفیت آب را با جلوگیری از مهاجرت آلاینده‌ها به آب‌های سطحی و زیرزمینی بهبود می‌بخشد و از دیگر سو کیفیت خاک نیز بهتر می‌شود. جدای از مسئله بو، کاهش هدر رفت نیتروژن به صورت آمونیاک و یا انتشار گازهای همانند متان تأثیر بسزایی در انتشار گازهای گلخانه‌ای و به عبارت دیگر کیفیت هوا می‌گذارد. ساختمان مربوط به دفن لاشه دام و طیور نیز بر آلودگی منابع آب تأثیرگذار است که بایستی به آن توجه شود. اگر چه اخیراً در برخی کشورها استفاده از لاشه دام و طیور برای تولید کمپوست مطرح شده است (Alfera and Weismiller, 2002).

۹- مدیریت عناصر غذایی

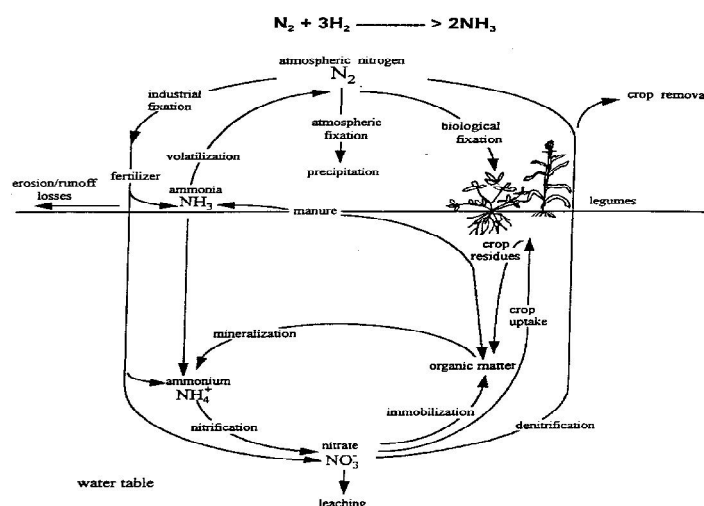
هدف از مدیریت عناصر غذایی در فعالیتهای کشاورزی دامی برای کنترل آلودگی آب آن است که هدر رفت عناصر غذایی از مزرعه از طریق رواناب و آبشویی از ناحیه ریشه‌ها به حداقل رسانده شود. وقتی عناصر غذایی به خاک اضافه می‌شوند حرکت آن‌ها عمدتاً توسط حرکت آب و خاک کنترل می‌شود؛ از این رو لازم است تا سامانه‌های کنترلی بر روی مواردی چون فرسایش خاک و مدیریت آبیاری کنترل داشت. البته نبایستی فراموش کرد که با حداقل نمودن قابلیت دسترسی عناصر غذایی برای هدر رفت (کاهش منبع) نیز حرکت عناصر غذایی بسیار کاهش پیدا می‌کند (EPA, 2003).

برای مدیریت درست عناصر غذایی بایستی اجزا این مدیریت به درستی شناخته شود و این امر مستلزم برآورد عملکرد مورد انتظار واقعی برای گیاه موردنظر یا به عبارتی نیاز

به عناصر غذایی، آزمایش خاک برای تعیین عناصر موردنیاز برای مصرف، تعیین ارزش عناصر غذایی در کودهای دامی و آلی، زمان مصرف عناصر غذایی برای رشد و نمو مناسب گیاه است (Alfera and Weismiller, 2002).

برای داشتن مدیریت مؤثر عناصر غذایی، چگونگی چرخش این عناصر (به‌ویژه فسفر و نیتروژن) بایستی به‌درستی شناخته شود.

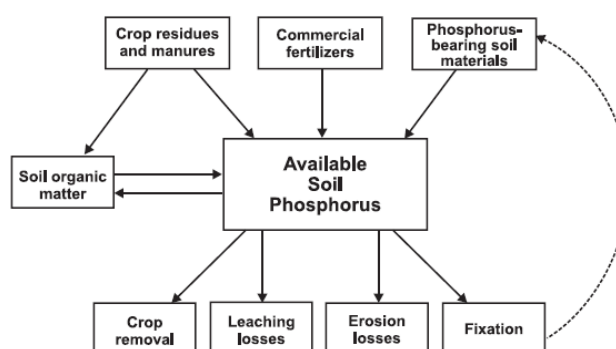
چرخه نیتروژن و فسفر: نیتروژن به‌صورت پیوسته در میان گیاهان، موجودات خاکزی، مواد آلی، آب و اتمسفر با تغییر شکل‌های بیوشیمیایی پیچیده در حال چرخش است (شکل ۹ و ۱۰).



شکل ۹- چرخه نیتروژن و اجزا آن (Alfera and Waismiller, 2002)

برخی شکل‌های نیتروژن کاملاً متحرک هستند. در حالی که برخی دیگر تحرک کمی دارند. همواره بیشترین میزان نیتروژن بومی خاک در مواد آلی خاک (بافت‌های در حال تجزیه گیاهی و جانوری) و هوموس خاک قرار دارد. فرایندهای معدنی شدن، نیتروژن موجود در مواد آلی را با تجزیه میکروبی به یون‌های آمونیوم (NH_4) تبدیل و در خاک رهاسازی می‌کنند. یون آمونیوم به‌صورت قوی جذب سطحی خاک شده، از این‌رو نسبتاً غیر متحرک است. یون آمونیوم می‌تواند توسط گیاه جذب شده و یا با مواد آلی و رسوبات جابجا شود. نیتروژنی شدن توسط میکرو ارگانیسم‌های خاک یون آمونیوم را به

نیتريت (NO_2^-) و سپس با سرعت به نیترات تبدیل نماید که به آسانی قابل جذب توسط ریشه گیاهان است. نیترات شکلی از نیتروژن است که اغلب در مشکلات کیفیت آب مطرح است؛ زیرا حلالیت و تحرک آن در آب زیاد است. غیر متحرک شدن شامل فرایندهایی است که یون‌های آمونیوم و نیترات از طریق جذب توسط میکروارگانیسم‌ها یا گیاهان به فرم آلی تبدیل می‌شود. در نیترات‌زدایی^۱ نیترات را از طریق فعالیت میکروبی در محیط بی‌هوازی به نیتريت و سپس اکسید نیتروز (N_2O) و نیتروژن گازی (N_2) تبدیل می‌شود. هر مولکول نیتروژن ممکن است بارها این چرخه را در همان مزرعه طی کند. فرایندهای چرخه نیتروژن می‌تواند به‌طور هم‌زمان اتفاق افتاده و توسط ارگانیسم‌های خاک، دما، قابلیت دسترسی به اکسیژن و کربن در خاک کنترل می‌شود. توازن میان این فرایندها تعیین‌کننده مقدار نیتروژن قابل‌دسترس برای رشد گیاه و مقدار نیتروژن هدررفته به آب‌های زیرزمینی، سطحی و یا اتمسفر است.



شکل ۱۰- چرخه فسفر (Alfera and Waismiller, 2002)

فسفر بخش مرتبط با اتمسفر را ندارد (هر چند می‌تواند از طریق ذرات انتقال یافته در هوا جابجا شود) و در معرض تغییر شکل‌های زیستی کمی است. از این‌رو چرخه فسفر ساده‌تر به نظر می‌رسد. فسفر موجود در خاک به‌صورت مخلوطی از مواد معدنی و آلی است. مقدار زیادی از فسفر (۷۵-۵۰ درصد) در مواد آلی خاک نگهداری می‌شود که

1 - Denitrification

توسط میکرو ارگانیزم‌های خاک تجزیه و تخریب می‌شود. مقداری از فسفر آلی به داخل محلول خاک به صورت فسفات رهاسازی می‌شود که قابل جذب توسط گیاه است. یون‌های فسفات افزوده شده به خاک از طریق کودهای شیمیایی و یا تجزیه مواد آلی شدیداً توسط ذرات خاک جذب شده و یا به ترکیبات با حلالیت پایین تبدیل می‌شوند، از این رو سریعاً به صورت غیرقابل جذب گیاه در می‌آید. سطح تعادلی فسفر در محلول خاک توسط محیط شیمیایی خاک (همانند واکنش، اکسیداسیون و احیا، غلظت کلسیم، غلظت آهن) و مقدار فسفر خاک کنترل می‌شود.

کودهای شیمیایی: مهم‌ترین منبع افزودن عناصر غذایی در اراضی تحت کشت کودهای شیمیایی است. در ایران مهم‌ترین کودهای شیمیایی نیتروژنی و فسفاتی عبارت‌اند از اوره، نیتрат آمونیوم، سوپر فسفات ساده، سوپر فسفات تریبل و فسفات آمونیوم.

کودهای آلی: منابع عناصر غذایی همانند کودهای دامی، لجن فاضلاب و کمپوست می‌توانند تمامی یا بخشی از عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم مورد نیاز برای تولید گیاهان را تأمین می‌نماید. مواد آلی علاوه بر تأمین عناصر غذایی اصلی حاوی عناصر غذایی میان مصرف و کم مصرف نیز بوده و مواد آلی خاک را افزایش می‌دهد. علاوه بر این در تأمین عناصر غذایی طی چند سال نقش داشته و روشی برای مدیریت ضایعات مختلف به شمار می‌رود (Alfera and Waismiller, 2002).

استفاده از کودهای دامی و طیور از چند جنبه دارای اهمیت است. تجمع عناصر غذایی در خاک، هدر رفت عناصر به اتمسفر، آبشویی به آب‌های زیرزمینی و یا هدر رفت به صورت رواناب به آب‌های سطحی از جمله این موارد هستند. مقدار عناصر غذایی موجود در کود دامی و دیگر مواد آلی بسته به نوع دام، نوع تغذیه، عملیات رسیدگی و ذخیره‌سازی ضایعات و پسماندها، اقلیم و مدیریت بستگی دارد. برای استفاده کارآمد از آن‌ها این مواد بایستی برای تعیین مقدار عنصر موجود در آن‌ها بایستی آنالیز شود. در جدول ۱۸ مقدار عناصر غذایی نشان داده شده است.

معمولاً مقدار عناصر غذایی موجود در کودهای دامی با نیازهای گیاه در خاک‌های معین متناسب نیست. نسبت N:P در کود دامی ۳ یا کمتر است. در حالی که نسبتی که گیاهان عناصر غذایی استفاده می‌کنند ۵-۷ است. وقتی کودهای دامی را بر مبنای

تأمین نیتروژن موردنیاز گیاه استفاده شود، مقادیر زیادی فسفر وارد خاک خواهد شد. افزایش فسفر در خاک شرایط از دست رفتن و انتقال مقادیر بالاتر فسفر توسط رواناب به آب‌های سطحی را فراهم می‌آورد.

نکته مهم دیگر در استفاده از کودهای دامی قابلیت استفاده عناصر موجود در آن برای جذب توسط گیاه است. به عنوان مثال نیتروژن موجود در کود دامی بایستی قبل از جذب توسط گیاه معدنی شده و قابل جذب برای گیاه شود. این فرایند برای کامل شدن نیاز به ۳ تا ۵ سال زمان نیاز دارد. در جدول ۱۸ مقدار عناصر غذایی قابل استفاده برای رشد گیاه در سال اول مصرف در ویسکانسین آمریکا نشان داده شده است.

مقدار واقعی عناصر قابل استفاده در مکانی خاص بستگی به مقدار اولیه عناصر در کود دامی، نوع خاک، دما و رطوبت خاک دارد. عدم موفقیت در برآورد میزان قابل استفاده در سال موردنظر می‌تواند منجر به عدم تأمین مقدار کافی عنصر موردنیاز گیاه شود. شاید در مواقعی که کود دامی هرساله استفاده می‌شود این موضوع حساسیت بیشتری می‌یابد زیرا بایستی مقدار اضافه شده نیتروژن را ملحوظ نماید. با توجه به آنچه ذکر شد کودهای دامی حاوی مواد آلی و عناصر غذایی بوده که نبایستی آن را به عنوان زباله تلقی نموده و دفن نمود.

جدول ۱۸- مقدار عناصر غذایی قابل دسترس گیاه در سال اول پس از مصرف کود دامی (US-EPA, 2003)

نوع دام	جامد			مایع		
	نیتروژن مخلوط شده	نیتروژن مخلوط نشده	فسفر (P2O5)	نیتروژن مخلوط شده	نیتروژن مخلوط نشده	فسفر (P2O5)
	پوند در تن			پوند در هزار گالن		
گاو شیری	۴	۳	۳	۱۰	۸	۸
گاوگوشتی	۵	۴	۵	۱۲	۱۰	۱۴
طیور(مرغ)	۱۵	۱۳	۱۴	۴۱	۳۵	۳۸

تثبیت نیتروژن: بقولات به دلیل توانایی که در تثبیت نیتروژن دارد در تناوب گیاهی مقادیر قابل توجهی نیتروژن را وارد خاک می‌نماید. به عنوان نمونه یونجه ۵۳۰-۶۰ پوند در ایکر، سویا ۲۷۵-۱۳ پوند در ایکر، را تثبیت می‌نماید. بخشی از این نیتروژن

تثبیت شده توسط گیاه با برداشت گیاه از خاک خارج می‌شود اما مقداری از آن در خاک باقیمانده و برای کشت بعدی قابل استفاده گیاه خواهد بود. عدم موفقیت در برآورد درست مقدار نیتروژن اضافه شده به خاک توسط لگوم‌ها می‌تواند منجر به مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی شود (US EPA, 2003).

آب آبیاری: آب آبیاری چنانچه از منابع غنی از عناصر غذایی استخراج شود می‌تواند مقدار قبل توجهی نیتروژن را تأمین کند این مقدار در برخی موارد تا ثلث مقدار موردنیاز گیاه برآورد شده است. به‌طور خلاصه می‌توان گفت با مصرف هر مترمکعب آب حاوی یک میلی‌گرم نیتروژن در لیتر معادل یک گرم نیتروژن تأمین خواهد شد (US EPA, 2003).

عناصر غذایی خاک: آزادسازی نیتروژن، فسفر، پتاسیم و عناصر کم‌مصرف از مخزن خاک منبع دیگری برای تأمین عناصر غذایی به شمار می‌رود. مقدار عناصر غذایی آزادسازی شده به رطوبت خاک، تهویه، دما، pH، مقدار مواد آلی خاک بستگی دارد. مقدار این منبع را تنها می‌توان با تجزیه خاک تعیین نمود (US EPA, 2003).

منابع اتمسفری: سرانجام نشست‌های اتمسفری می‌تواند مقداری از عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن را به خاک اضافه نماید. به علت ارتباط نیتروژن اتمسفری در چرخه نیتروژن و نیز افزایش نیتروژن اتمسفری از صنایع، این منبع می‌تواند حاوی مقادیر قابل توجهی از نیتروژن باشد. مجموع نیتروژن نیتراتی و آمونیومی که از این طریق تأمین می‌شود بسیار متفاوت بوده و از ۰/۱ تا ۷ کیلوگرم نیتروژن در هکتار متفاوت است. نشست فسفر معمولاً بسیار کم بوده و مقادیر غالباً کمتر از ۰/۵ کیلوگرم P در هکتار در گزارش‌ها وجود دارد (US EPA, 2003).

حرکت عناصر غذایی به آب‌های سطحی و زیرزمینی

عناصر غذایی گیاهان برداشت شده به تنهایی بزرگ‌ترین بخش خروج عناصر غذایی از اراضی کشاورزی می‌باشند. هیچ‌گاه تمامی عناصر غذایی که اضافه می‌شود به صورت صد درصد جذب گیاه نمی‌شود؛ اما مصرف بیش‌ازحد عناصر غذایی نسبت به نیاز گیاهان باعث انباشتگی عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن و فسفر در اراضی کشاورزی می‌شود.

انباشتگی فسفر معمولاً در اراضی اتفاق می‌افتد که نیتروژن مورد نیاز از منبع کود دامی تأمین می‌شود. البته مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی فسفاتی نیز سهم قابل توجهی دارند. میزان انباشتگی فسفر و نیتروژن را می‌توان با انجام آزمون خاک تعیین کرد. بخشی از نیتروژن و فسفر که توسط گیاه برداشت نشده است در معرض انتقال به آب‌های سطحی و زیرزمینی است. حرکت و جابجایی عناصر غذایی معدنی با جابجایی آب و فرسایش خاک انجام می‌شود (USEPA, 2003).

عوامل و راه‌های کنترل هدر رفت عناصر غذایی

۱- اقلیم و فصل

تغییرات در میزان، توزیع بارش و تبخیر - تعرق از سالی به سال دیگر و از فصلی به فصل دیگر بر الگوی آبشویی تأثیر می‌گذارد. با این وجود به‌طور کلی می‌توان موارد را ذکر نمود:

۱- شدت بارش‌های جوی در تعیین الگو و مقدار آبشویی اهمیت بسیاری دارد. شدت بارش تا میزان سرعت نفوذ در خاک باعث افزایش آبشویی می‌شود اما از آن شدت بالاتر، به دلیل پیشی گرفتن سرعت بارش از سرعت نفوذ آب در خاک باعث بروز رواناب می‌شود.

۲- بارش‌های تابستانی صرف جبران کمبود آب حاصل از تبخیر و تعرق می‌شود، از این‌رو احتمال آبشویی در آن موقع سال حداقل است. بهر حال آبشویی تابستانی در صورتی که بارش‌های سنگین و یا به دلیل آبیاری در منافذ درشت خاک اتفاق افتد، دارای اهمیت می‌شود. البته هدر رفت به زمان و مقدار مصرف کود شیمیایی نیتروژنی بستگی دارد.

۳- بارش‌های پاییزه می‌تواند باقی‌مانده نیترات کودها در خاک بعد از برداشت محصول و یا نیترات حاصل از معدنی شدن را در صورت بیشتر بودن آب خاک از ظرفیت مزرعه شستشو دهد.

۴- بارش‌های زمستانی به‌آسانی نیترات موجود در خاک را می‌شوید؛ زیرا مقدار بارش بیشتر از تبخیر - تعرق بوده و جذب نیتروژن توسط گیاه نیز بسیار محدود هست. شرایط استثنایی در این امر یخ زدن زمین و یا غالب بودن فرایند نیترات‌زدایی در مزرعه است.

۵- بارش‌های جوی بهاره تعیین‌کننده شستشوی نیترات حاصل از کود و یا معدنی شدن است.

۶- تابستان خشک در دیمزارها می‌تواند منجر به تجمع نیترات خاک به دلیل کاهش جذب توسط گیاه شده و این امر شستشوی نیترات در زمستان بعدی را به حداکثر می‌رساند (Cameron and Haynes, 1986).

۲- ویژگی‌های خاک

اثرات ظرفیت تبادل آنیونی خاک (جذب سطحی نیترات) بر آبشویی قبلاً مورد بحث قرار گرفت و در اینجا اثرات ویژگی‌های فیزیکی خاک و نیتروژن آلی خاک بر آبشویی نیترات بررسی می‌شود.

الف - ویژگی‌های فیزیکی خاک: از آنجاکه هدایت هیدرولیکی و ظرفیت ذخیره آب خاک به بافت و ساختمان خاک بستگی دارد، معمولاً میزان آبشویی در خاک‌های شنی از خاک‌های رسی با ساختمان درشت بیشتر است. البته سرعت نیترات‌زدایی نیز در خاک‌های رسی مرطوب بیشتر بوده و این امر میزان هدر رفت از طریق آبشویی را کاهش می‌دهد. به‌طور خلاصه مطالعات مختلف حاکی از آن است که سرعت آبشویی نیترات در بافت‌های درشت بیشتر از بافت‌های ریز است.

ب - نیتروژن آلی خاک: مقدار فراوانی از نیترات آبشویی شده از خاک‌های کشاورزی، حاصل معدنی شدن و نیترات سازی نیتروژن آلی خاک است. در حقیقت در چنین شرایطی در اراضی آیش هم می‌توان انتظار آبشویی نیترات را داشت. سهم نیترات حاصل از معدنی شدن نیتروژن آلی خاک، کودهای نیتروژنی یا معدنی شدن پسماندهای آلی در خاک‌ها به شرایط محیطی، میزان نیتروژن مصرفی و مدیریت زراعی بکار رفته بستگی دارد. کشت و کار و شخم خاک سبب افزایش معدنی شدن نیتروژن آلی خاک می‌شود. ذکر این نکته دارای اهمیت است که افزودن کودهای نیتروژنی می‌تواند معدنی شدن نیتروژن آلی خاک را

افزایش داده و منجر به آبهشویی نیترات بومی خاک شود. به عبارتی اثر اولیه^۱ دارد. به دلیل چرخه معدنی شدن - غیر متحرک شدن، نیتروژن کود غیر متحرک شده و در همان زمان، مواد آلی خاک معدنی شده و در معرض آبهشویی قرار می گیرد.

۳- مدیریت اراضی

بسیاری از زیست بوم های خاکی، علی رغم فراهمی بسیاری از شرایط برای نیتریفیکاسیون، کماکان در تولید نیترات ناتوان می باشند. شواهد متعددی در مورد محدودیت تأمین NH_4^+ برای نیتریفیکاسیون در این زیست توده ها ارائه شده است. احتمالاً رقابت شدید بین ریشه های پوشش گیاهی (و قارچ های همزیست میکوریزی) و بایومس میکروبی هتروتروف خاک برای جذب NH_4^+ خاک وجود دارد که نیتروژن باقیمانده ناچیزی را برای باکتری های اتوتروف نیتروژنی می گذارند و هر NO_3^- تولید شده سریعاً توسط زیست توده های هتروتروف یا پوشش گیاهی در حال رشد، جذب می شود. از این رو هدر رفت آبهشویی نیترات بسیار کم است.

به هر حال به هم زدن تعادل این زیست بوم ها (آتش زدن، برداشت، آیش، کشت یا کود دهی) میزان آبهشویی را شدیداً افزایش می دهد. معمولاً زیست بوم های کشاورزی به آشفستگی و به هم زدن تعادلات تمایل داشته که احتمال آبهشویی را افزایش می دهد.

در سامانه های تحت کشت زراعی و باغی، نبود پوشش گیاهی برای بخشی از سال عامل کلیدی در افزایش آبهشویی نیترات است. وقتی شرایط برای معدنی شدن و نیتریفیکاسیون سریع مهیا هست نیترات در خاک بدون پوشش گیاهی تجمع پیدا می کند. چنانچه بارش سنگین اتفاق بیفتد خروج نیترات از طریق آبهشویی اجتناب ناپذیر خواهد بود؛ از این رو آبهشویی نیترات می تواند مشکلات قابل توجهی را در زمستان های پربارش در اراضی که در تابستان قبل آیش بوده اند ایجاد نماید.

الگوی ریشه های گیاهان کشت شده نیز تأثیر زیادی در آبهشویی نیترات دارد؛ زیرا ریشه گیاهان هم از آب هم از خاک، نیترات را جذب می نماید. به عنوان مثال یونجه با ریشه های عمیقی که ایجاد می کند اثر جذب کننده نیترات تجمع یافته از کشت قبلی را دارد.

1 - Priming effect

عملیات خاک‌ورزی بر میزان آبشویی نیتрат تأثیرگذار است. کشاورزی حفاظتی غالباً منجر به نفوذپذیری بیشتر آب نسبت به خاک‌ورزی متداول می‌شود که دلیل آن وجود مالچ‌های سطحی و مقدار بیشتر منافذ درشت است که در سطح خاک قرار دارند. در خاک‌ورزی حفاظتی چنانچه بارندگی سنگین در فاصله کوتاهی پس از کاربرد کود صورت گیرد به دلیل حرکت آب در منافذ درشت آبشویی اولیه زیادی را ایجاد خواهد نمود؛ اما بالعکس کودهایی که زمان و فرصت لازم برای پخشیدگی به داخل منافذ ریز داخل خاکدانه داشته باشند در مقابل آبشویی‌های بعدی حفاظت بیشتری خواهند شد.

در خصوص نوع گیاه و اثر آن بر آبشویی به دلیل شرایط متنوع خاکی، کشت و اقلیم جمع‌بندی کلی از تحقیقات گذشته را نمی‌توان ارائه نمود اما به‌طور کلی آبشویی در گیاهان باغی بیشتر از گیاهان زراعی است. این موضوع به دلیل مصرف مقادیر بالاتر کود مصرفی است. البته عمق ریشه و تراکم آن، مقدار آبیاری و کشت گیاهان باغی در خاک‌های سبک‌تر نیز به این امر کمک بسیاری می‌نماید (Cameron and Haynes, 1986).

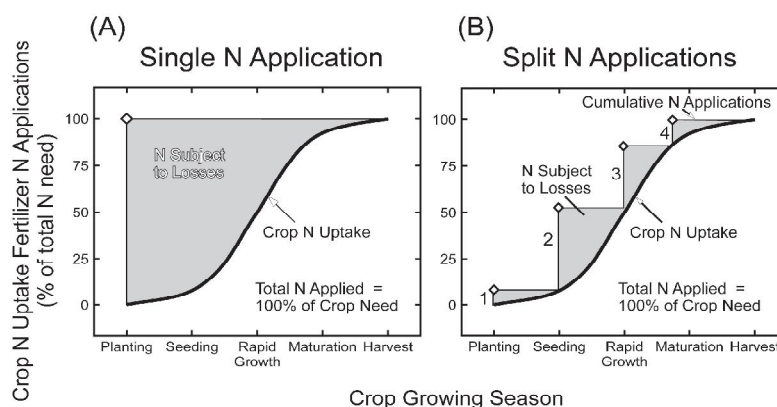
۴- آبیاری

آبیاری با تأثیر بر رشد گیاه می‌تواند سبب افزایش جذب نیتروژن شود. از این‌رو کاربرد مقدار مناسب آب آبیاری برای رشد می‌تواند آبشویی را کاهش دهد؛ اما در مواردی آبیاری باعث افزایش آبشویی نیترات با انتقال نیترات از ناحیه ریشه‌ها می‌شود. علاوه بر مقدار آب آبیاری، روش آبیاری نیز در مقدار آبشویی نیترات مؤثر است. آبیاری فارویی عموماً عناصر غذایی را مستقیماً به زیر فاروها هدایت می‌کند درحالی‌که آبیاری غرقابی و بارانی باعث حرکت نیترات به شکل یکنواخت به حجم بیشتری از خاک می‌شود.

۵- کاربرد کودها

شواهد بسیاری در مورد تجمع نیترات حاصل از مصرف کودهای شیمیایی به‌ویژه در آب‌های زیرزمینی کم‌عمق وجود دارد. همان‌گونه که گفته شد غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی حاصل از کودهای شیمیایی در شرایط آبیاری بیشتر از شرایط دیم است.

به طور کلی اگر میزان کود نیتروژنی مورد نیاز بیشتر از نیاز گیاه نباشد، نیترات کمی برای آبشویی وجود خواهد داشت. مطالعات متعدد نشان داده هنگامی که کودهای نیتروژنی به مقادیر زیاده از میزان مورد نیاز گیاه استفاده شوند مقدار هدر رفت نیتروژن به صورت آبشویی نیترات بالاتر خواهد بود. غلظت نیترات آبشویی شده معمولاً با افزایش مقدار کود مصرفی افزایش پیدا می کند. یکی از عوامل مهم و مؤثر بر آبشویی نیترات از اراضی کشاورزی کارایی استفاده از کودهای شیمیایی مصرف کودهای نیتروژنی به صورت تقسیط است (شکل ۱۱).



شکل ۱۱ - کاربرد نیتروژن در مقادیر کم بلافاصله قبل و هنگام فصل رشد (B) باعث افزایش کارایی استفاده از کود و کاهش پتانسیل هدر رفت در مقایسه با مصرف کود قبل از کشت (A) می شود (Waskom and Bauder, 2002)

شکل نیتروژن مورد استفاده نیز اثر مهمی بر آبشویی دارد چندان که بر اساس برخی تحقیقات انجام گرفته میزان آبشویی نمک های نیترات بیشتر از نمک های آمونیومی و اوره است. البته مقدار آبشویی نیترات از کودهای آمونیومی نیز بستگی به مقدار و زمان نیتریفیکاسیون نسبت به مقدار جذب اوره و دوره آبشویی دارد. درجایی که نیتراتی شدن سریع است اختلاف بین منابع نیتروژن از جهت نمک نیتراتی و آمونیومی به حداقل می رسد. برخی مطالعات نشان داده است که می توان آبشویی نیترات از آمونیوم

یا اوره کاربردی را با مصرف بازدارندگان نیتریفیکاسیون (همانند Nitrapyrin) همراه با کود به حداقل رساند. کودهای نیتروژنی کندرها نیز می‌تواند در مواردی باعث کاهش آبشویی نیترات شود. بهر حال موفقیت در چنین اقداماتی به مقدار نیتروژن مصرفی و دوره احتمالی آبشویی و جذب گیاه بستگی دارد.

۶- مصرف پسماندهای آلی

مصرف و پخش ضایعات آلی و کودهای دامی چه به صورت جامد و چه به صورت مایع در اراضی کشاورزی، در صورتی که مقدار نیتروژن بیشتر از نیاز گیاه را تأمین نماید، می‌تواند منجر به آبشویی نیتروژن شود. تعیین مقدار مناسب مواد آلی به راحتی قابل تعیین نیست. نیتروژن آلی موجود در کود در شرایط محیطی معدنی شده و به فرم نیترات تبدیل می‌شوند که در معرض آبشویی قرار دارد. سرعت معدنی شدن برای برآورد و تأمین مقدار نیتروژن مناسب مورد نیاز گیاه ضروری است. مقدار سالانه نیتروژن معدنی حاصل از تجزیه انواع مختلف کودهای حیوانی به صورت تخمین نشان می‌دهد به طور کلی ۸۰-۲۰ درصد نیتروژن کود دامی در سال اول، ۲۵-۱۰ درصد در سال دوم و ۱۰-۵ درصد در سال سوم قابل استفاده است.

مقدار هدر رفت نیتروژن از طریق آبشویی نیترات با افزایش مصرف کودهای دامی افزایش پیدا می‌کند. هدر رفت آبشویی به‌ویژه در شرایط استفاده از مقادیر زیاد در اراضی آیش در پاییز زیاد بوده، در چنین شرایطی اغلب ۳۰-۲۰ درصد نیتروژن مصرفی هدر می‌رود. معمولاً وقتی کود دامی در بهار در زمان رشد گیاه و بعد از اتمام بارندگی سنگین استفاده شود هدر رفت آن بسیار کاهش می‌یابد.

۷- کشت درختان یا بافر حائل درختان^۱

نوارهای بافر جنگلی شامل منطقه‌ای از درختان است که معمولاً با علف‌ها و دیگر پوشش گیاهی همراه بوده و در بخش پائین دست شیب و در مجاورت منابع آب قرار

1 - Riparian forst buffer

دارد. این نوارهای بافری، پیامدهای منابع غیرمتمرکز را با به دام انداختن و تصفیه رسوبات، عناصر غذایی و دیگر ترکیبات شیمیایی کاهش می‌دهد. مزایای حاصل از نوارهای بافر درختی یا جنگلی را به‌طور خلاصه در موارد زیر دانست:

الف- تصفیه رواناب و فاضلاب: سرعت جریان رواناب حاصل از بارندگی کاهش پیدا کرده و قبل از رسیدن به جریان‌های آب، رسوبات همراه با عناصر غذایی و سموم رسوب می‌کنند. نفوذپذیری ۴۰ برابری مناطق جنگلی نسبت به اراضی شخم‌خورده در این راستا کمک بسیاری می‌کند.

ب- جذب عناصر غذایی: کودها و دیگر آلاینده‌هایی که از اراضی کشاورزی منشأ می‌گیرند، توسط ریشه‌های گیاهان جذب می‌شود. این عناصر وارد برگ، ریشه‌ها و میوه‌ها شده و از ورود به جریان‌های آب جلوگیری می‌کنند. همچنین به دلیل نیترات‌زدایی توسط باکتری‌ها بخشی از نیتروژن به‌صورت گاز خارج می‌شود. نوارهای بافری جنگلی می‌توانند تا ۵۰ درصد یا بیشتر عناصر غذایی و سموم، ۶۰ درصد یا بیشتر پاتوژن‌ها و حدود ۷۵ درصد رسوبات را حذف نماید. علاوه بر موارد فوق ایجاد سایه بان تاج، زیستگاه، کاهش بو و سروصدا از دیگر منافع این سیستم است.

ج- کاهش فرسایش خاک: نوارهای بافری فرسایش را با کاهش سرعت جریان و افزایش سرعت نفوذ آب در خاک کاهش می‌دهند. (Alfera and Weismiller, 2002)

۸- چرای کنترل شده

چرای کنترل شده به‌صورت ساده عبارت است از لزوم حفاظت جریان‌های آب و بسترهای جریان آب با محصور نمودن منبع آب به منظور جلوگیری از ورود دام به آن‌هاست. البته بایستی گزینه‌های مناسبی برای آبخوری دام فراهم نمود. حصار کشی در محل‌های مناسب و گذاشتن نمک در قسمت‌هایی مناسب باعث جلب دام‌ها به آن نقاط شده و در نتیجه پراکندگی یکنواخت و موردنظر عملی خواهد شد. همچنین در چرا بایستی تعادلی میان تولید علوفه و میزان چرای دام وجود داشته باشد. چرای کنترل نشده منجر به از دست رفتن پوشش گیاهی شده که خود به طرق مختلف می‌تواند آلودگی آب را تشدید نماید (Alfera and Weismiller, 2002). با اجرای برنامه چرای مناسب از

لگدمال شدن و چرای بیش‌ازحد مراتع که در اثر تراکم دام‌ها حاصل می‌شود می‌توان جلوگیری کرد. در مواردی که اجرای پراکندگی یکنواخت موردنظر مقدور نباشد با انتقال و راندن دام‌ها به نقاط بخصوص از مرتع می‌توان این منظور را تأمین کرد. در مواردی چرای متناوب را بایستی اجرا نمود به این مفهوم که حداقل هر ۳ تا ۴ سال یک‌بار از ورود دام‌ها به مراتع جلوگیری شود. با اجرای این روش گیاهان مرتعی امکان رشد و نمو و گل دادن و تولید بذر و بالاخره توسعه و تکثیر پیدا می‌کنند (عظیمی زنوز، ۱۳۵۱).

۹- مدیریت زهکشی و زهاب

زهکشی اراضی نقش مهمی در آلودگی منابع آب به شوری و عناصر غذایی دارد به همین دلیل مقاومت‌های بسیاری در دنیا برای توسعه سامانه‌های زهکشی علی‌رغم اهمیت آن‌ها در تولید غذا وجود دارد. به‌رحال چون سامانه‌های زهکشی جریان پخشیده از اراضی را به جریان متمرکز تبدیل می‌کنند، فرصت‌هایی را برای حفاظت دقیق^۱ باهدف بهبود کیفیت آب جریان پائین‌دست فراهم می‌آورد. برای رسیدن به چنین اهدافی، صرفاً یک عملیات به‌تنهایی پاسخگو نبوده و یک فرمول نیز برای همه سیستم‌ها وجود ندارد. خارج کردن زهاب و آلاینده‌های همراه آن به آب‌های سطحی بایستی با ترکیبی از عملیات در مزرعه، حاشیه مزرعه و خارج از مزرعه مدیریت و کنترل شود. قابلیت استفاده و کارآمدی این عملیات به شرایط (فیزیوگرافی، سیستم مدیریت و مخاطرات آلاینده‌ها) که در آن منطقه موردنظر بستگی دارد (Strock et al., 2010). روش‌های مختلفی برای کنترل و کاهش کمیت و کیفیت زهاب وجود دارد که در زیر به آن‌ها اشاره می‌شود:

الف- بهینه‌سازی طراحی سیستم زهکشی

یکی از مهم‌ترین مواردی که در کمیت و کیفیت زهاب تأثیر می‌گذارد طراحی سیستم زهکشی است. عوامل بسیاری در طراحی زهکشی دخیل هستند که شامل ویژگی‌های زهکشی خاک (همانند پویایی و میزان اشباع)، هزینه‌ها (راه‌اندازی، نگهداری)، مدیریت

مزرعه (شخم، مدیریت حاصلخیزی، تناوب)، ساختارهای زهکشی (نوع لوله، فاصله بین لوله‌ها، عمق و موقعیت خروجی‌ها) و مخاطرات زیست‌محیطی (زیستگاه‌ها، تخریب آب‌خیزها) است؛ اما دو موضوع بسیار مهم در طراحی شدت زهکشی و جایگذاری زهکش‌ها است.

شدت زهکشی (عمق و فاصله زهکش‌ها) تعیین‌کننده توانایی شبکه زهکشی در کاهش عمق سطح ایستابی بین خطوط زهکشی و سطح مناسب برای رشد گیاه در ۲۴ تا ۴۸ ساعت بعد از بارندگی است. عمق معمول زهکش‌ها از ۰/۶ تا ۱/۵ متر است و فاصله آن‌ها ۱۰-۱۰۰ متر است. شدت زهکشی نقش تعیین‌کننده‌ای را در بار آلودگی ایفا می‌نماید؛ زیرا هدر رفت آلاینده‌ها در درجه اول تحت تأثیر حجم آب زهکشی شده است. طرح‌های زهکشی عمیق‌تر و متراکم‌تر احتمال انتقال بیشتری را نسبت به سیستم زهکشی کم‌عمق با تراکم پائین فراهم می‌آورند.

معمولاً در تصمیم‌گیری برای مدیریت زهکشی بیشتر به عوامل زراعی توجه می‌شود و توجه کمتری به کیفیت آب صورت می‌پذیرد. از آنجا که سیستم زهکشی به طور مستقیم منبع آلودگی در اراضی را به آب‌های پذیرنده متصل می‌کند اجتناب و کاهش آلاینده‌ها به منبع در طراحی زهکشی بایستی در نظر گرفته شود. برای مثال مزرعه‌ای با فسفر بالا، پتانسیل بالایی برای رهاسازی فسفر در زهاب داشته و می‌تواند در صورت زهکشی به عاملی مهم در افزایش فسفر زهاب درآید.

ب- زهکشی کنترل‌شده

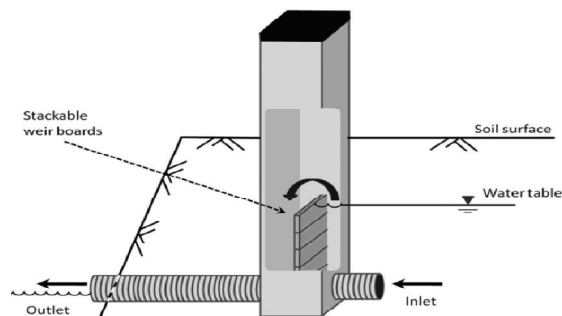
زهکشی کنترل‌شده در سال‌های اخیر موردتوجه بسیار قرار گرفته است. زهکشی کنترل‌شده را می‌توان برای زهکش‌های زیرزمینی و روباز استفاده نمود. با استفاده از آن می‌توان سطح ایستابی را در سطح دلخواه بین سطح زمین و عمق زهکش‌ها برای جلوگیری از زهکشی زیادی استفاده نمود (شکل ۱۲) و زیادی و کمبود آب خاک در پروفیل خاک را برای رشد و تولید بهتر گیاهان فراهم نمود. البته بایستی به این نکته توجه نمود که زهکشی کنترل‌شده احتمال افزایش جریان سطحی را در اراضی زهکشی شده را فراهم می‌کند. در مورد مدیریت نیتروژن و سرنوشت آن در سیستم زهکشی کنترل شده چندین گزینه وجود دارد که راجع به آن‌ها لازم است تحقیق کافی صورت

پذیرد. این موارد عبارت‌اند از نفوذ عمقی^۱، نفوذ عمقی و دنیتریفیکاسیون و افزایش کارایی استفاده گیاه.

بر اساس برخی مطالعات در کالیفرنیا شمالی، زهکشی کنترل شده می‌تواند ۴۰-۵۰ درصد هدر رفت نیتروژن نیتراتی و همچنین ۲۵-۳۵ درصد هدررفت فسفر را با کاهش حجم زهاب کاهش دهد. در مناطق و موارد دیگر نیز این امر گزارش شده است و شاید به توان گفت که به‌طور متوسط ۳۰ درصد بار آلودگی کاهش پیدا می‌کند. مزایای زهکشی کنترل شده بر عملکرد گیاه بستگی زیادی به مدیریت مزرعه و شرایط خاکی بستگی دارد؛ اما گزارش‌هایی در مورد عملکرد ۱۰-۵ درصدی گزارش شده است. معمولاً زهکشی کنترل شده در اراضی مسطحی که با یک ابنیه می‌توان سطح زیادی را تحت کنترل درآورد، بسیار اقتصادی است.

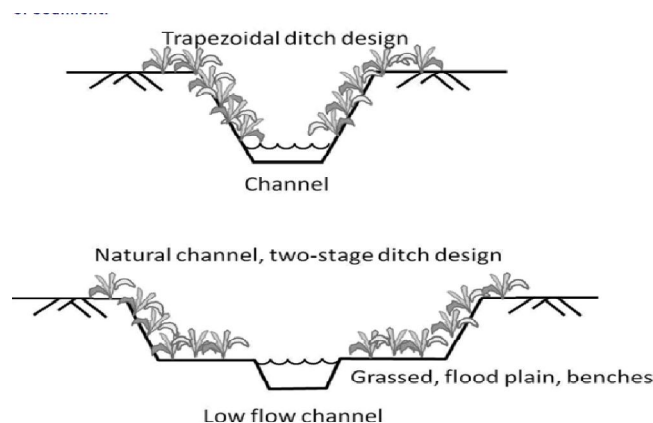
مدیریت نه‌رهای زهکشی: زهکش‌های روباز ویژگی‌ها و مختصات بسیار متنوع و متفاوتی دارند که فرصت‌های مختلفی را برای کنترل و حفاظت کیفیت آب فراهم می‌آورند. در مناطقی که خاک‌های با نفوذپذیری کم وجود دارد زهکش‌های روباز با پوشش گیاهی به‌عنوان یک سیستم انتقال برای سیستم زهکش زیرزمینی در مزرعه عمل می‌نماید. در مناطق دیگر با خاک‌های نفوذپذیر و سطح ایستابی بالا زهکشی مزرعه با زهکش‌های روباز مناسب است. در طی شرایط جریان کم زهکشی، نه‌رها از نظر بیولوژیکی و فیزیکی به‌عنوان یک تالاب سطحی با زمان ماندن هیدرولیکی طولانی هستند. از این‌رو در دوره‌های رطوبتی، نه‌رها مانند سیستم مهم انتقال به شمار می‌رود. تحقیقات بسیاری نشان داده است که نه‌رهای زهکشی به‌عنوان یک کانال انتقال آلاینده‌ها عمل نموده و اثرات لایروبی برای حفاظت آن‌ها می‌تواند توانایی بافری نه‌رهای زهکشی را به هم بریزد. به‌هرروی تحقیقات بسیاری نشان داده است که پوشش گیاهی در نه‌رهای روباز احتمال آلودگی را کاهش می‌دهند. اکرم و همکاران (۱۳۸۷) به مرور و بررسی جوانب کامل این نوع سیستم زهکشی کنترل شده پرداخته‌اند.

1 - Deep percolation



شکل ۱۲- نمایی از ساختار زهکش کنترل شده (Strock et al., 2010)

اخیراً (Strock 2007) سازه کنترل سطح ایستابی برای محدود نمودن و تغییر سطح ایستابی در نه‌های روباز را پیشنهاد نموده است. افزایش زمان ماندگاری آب در نه‌های روباز رسوب‌گذاری در نه‌ را افزایش داده و میزان نیتروژن نیتراتی و فسفر کل خارج‌شده را در مقایسه با سیستم نه‌ کنترل نشده کاهش می‌دهد. یکی از نگرانی‌ها در استفاده از ابنیه کنترل سطح آب در نه‌ها آن است که بالا آمدن سطح ایستابی در نه‌ها، باعث کاهش جریان خروجی زهکش‌های زیرزمینی می‌شود. این موضوع را می‌توان با راه‌اندازی حفظ سطح پائین به‌صورت چندگانه در طول نه‌ کنترل نمود. طراحی چهارضلعی با مقطع دوزنقه‌ای نه‌های زهکش در اوهایو آمریکا مورد بازنگری داده و سیستم نه‌های دو مرحله‌ای را پیشنهاد نمودند که شامل یک کانال با جریان کم به علاوه یک سطح سیلابی است. این سیستم علاوه بر هزینه کمتر نگهداری، میزان انتقال رسوبات کمتری را به عهده دارد. البته این سیستم نیازمند نه‌های پهن‌تر ۳-۶ متر بوده که مقدار قابل توجهی از زمین را به خود اختصاص می‌دهد (شکل ۱۳) (Strock et al., 2010).



شکل ۱۳- مقطع کانال روباز دوزنقه‌ای یک مرحله‌ای و دومرحله‌ای (Strock et al., 2010)

ج- کاهش حجم زهاب

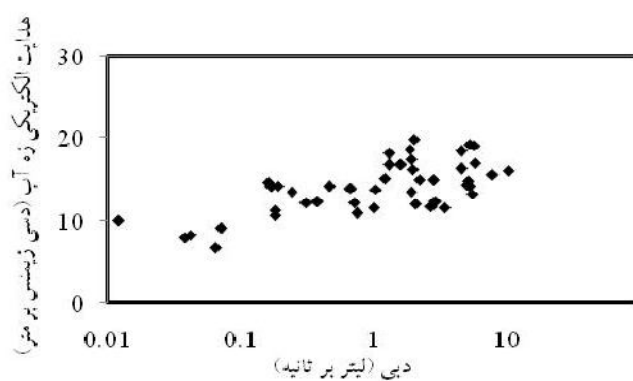
مدیریت مؤثر آبیاری که در آن مقادیر آب مصرفی در تعادل با نیاز آبی گیاهان باشد، با کاهش تلفات آب آبیاری سبب می‌شود تا راندمان و بهره‌وری آب افزایش و میزان تغذیه سفره آب زیرزمینی کاهش یافته و نیاز به زهکشی کمتر شود.

از راهکارهای دیگر افزایش کارایی مصرف آب، ارتقای راندمان آبیاری از طریق اعمال مدیریت کارآمد در خاک‌های شور و قلیا است. در این ارتباط بررسی‌های میدانی همراه با انجام آزمایش‌های و استفاده از مدل‌های شبیه‌ساز، معیارها و ضوابط لازم برای چنین مدیریتی را مشخص خواهند ساخت (ادیمی، ۱۳۸۵).

در چند سال اخیر تحقیقات گسترده‌ای در زمینه تأثیر طراحی سامانه‌های زهکش‌ها بر کیفیت زه آب خروجی انجام شد و نتایج نشان داده است که زه آب زهکش‌های عمیق‌تر نسبت به زهکش‌های کم‌عمق از کمیت بیشتر و کیفیت پایین‌تری برخوردار است.

تحقیقات نوذری (۱۳۸۸) در خوزستان نشان داد با افزایش دبی زه آب خروجی شوری زه آب نیز بیشتر می‌شود (شکل ۱۴). نتایج نشان داد در زمانی که آبیاری صورت می‌گیرد شوری زه آب خروجی بیشتر از شوری در فواصل بین آبیاری‌ها است. همچنین نتایج آزمایش‌های کیفیت زه آب خروجی نشان داد که شوری زه آب خروجی بیش از شوری آب آبیاری و آب زیرزمینی در لایه‌های نزدیک به زهکش است. از این‌رو استدلال

شد که به علت افزایش عمق آبشویی در اثر افزایش سطح ایستابی به دلیل آبیاری، جریان حجم بیشتری از آب زیرزمینی به سمت زهکش حرکت می‌نماید به گونه‌ای که در هنگام آبیاری، آب به سمت لایه‌های زیرین زهکش که دارای شوری بیشتری هستند حرکت کرده و همراه خود آب حاوی شوری به مراتب بیشتر از شوری پروفیل بالای زهکش را به سمت زهکش‌ها می‌برد (شکیبا و همکاران، ۱۳۹۲).

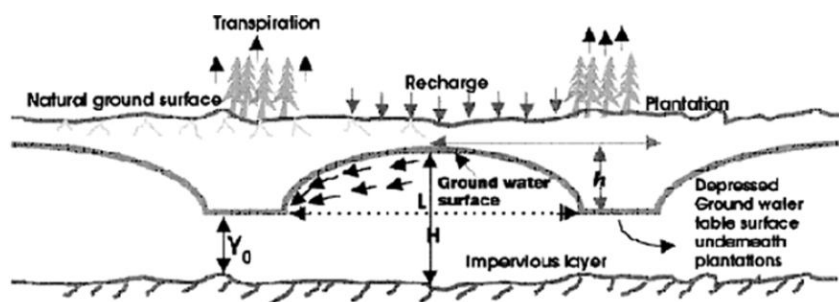


شکل ۱۴- رابطه بین دبی زه آب خروجی و شوری زه آب (نوذری، ۱۳۸۸)

د- زهکشی به روش زیستی^۱

زهکشی زیستی عبارت است از زهکشی اراضی به کمک گیاهان. در این روش گیاهانی که به شدت به شوری مقاوم هستند در نوارهایی در مجاورت نوارهای زراعی کشت می‌شوند. این گیاهان به سبب تعرق، پتانسیل آب کمتری را در نیمرخ خاک منطقه ریشه خود و زیر آن به وجود می‌آورند و از این‌رو زهاب زیرزمینی که پتانسیل بیشتری دارد به سمت نوار مذکور حرکت می‌کند و سطح آب در منطقه زراعی پائین می‌افتد. شکل ۱۵ نحوه عملکرد زهکش زیستی را نشان می‌دهد (اکرم، ۱۳۸۳).

1 - Biodrinage



شکل ۱۵- زهکش زیستی و نحوه پائین انداختن سطح ایستابی در ناحیه زراعی

(اکرم، ۱۳۸۳)

در سیستم‌های گیاهی دو مکانیسم برای تعادل نمک می‌توان در نظر گرفت: (۱) تعادل نمک در منطقه ریشه از طریق شستشو، (۲) جذب نمک توسط گیاهان و حذف آن‌ها توسط دام یا برداشت ماده گیاهی.

جذب نمک به وسیله گیاه در مقایسه با کل نمکی که از طریق آب آبیاری وارد محیط ریشه می‌شود بسیار ناچیز است. مطالعات بی‌شماری نشان داده است که ریشه‌های درختان در هنگام جذب آب، اکثر املاح محلول را در خاک باقی می‌گذارند. مطالعات دیگر نشان داده است که فقط ۱/۵-۰/۵ درصد از کل املاح وارده توسط گیاه از محیط خاک خارج می‌شود (لیاقت، ۱۳۸۳).

ه- زهکشی خشک یا کشاورزی نواری

کشاورزی نواری نوعی قطعه‌بندی اراضی است که در نواحی خشک با شرایط کم‌آبی با هدف خارج کردن و دفع آب و املاح اضافی از اراضی تحت کشت به سمت اراضی کشت نشده مجاور انجام می‌شود. در این روش در خاک‌هایی با هدایت هیدرولیک بالا و ضخامت مناسب، کشت و کار در روی نوارهایی به عرض مثلاً ۱۰۰ متر به انجام می‌رسد که در حفاصل آن‌ها نوارهایی به عرض مثلاً ۳۰ متر به طور دائمی در شرایط آیش رها می‌شوند.

با توجه به این که نوارهای کشت شده آبیاری می‌شوند. سطح ایستابی در این اراضی بالاتر می‌آید. در حالی که سطح ایستابی در نوارهای آیش، همچنان پائین تر از این قرار دارد. به این ترتیب گرادیان هیدرولیکی از اراضی تحت کشت به سمت اراضی نکاشت برقرار می‌شود و آب زیرزمینی به همراه املاح موجود در آن به سمت نوارهای نکاشت جریان می‌یابد. جریان مستمر آب زیرزمینی به سمت این اراضی (نشت) موجب بالاتر آمدن سطح ایستابی در این اراضی می‌شود. در فصل آبیاری که مصادف با فصل گرم است در نوارهای تحت کشت جهت جریان از بالا به پائین و از داخل به سمت خارج از اراضی است. در حالی که در نوارهای نکاشت، جریان از خارج به سمت داخل و بالاخره تحت تأثیر تبخیر و خیز مؤئینه از پائین به بالا است. به این ترتیب جریان مستمری از آب و املاح از نوارهای تحت کشت به سمت اراضی نکاشت برقرار می‌شود و با تبخیر انجام یافته از سطح این اراضی املاح در سطح این اراضی تجمع می‌یابد. این املاح در حقیقت نمک‌های آب آبیاری هستند که به طور طبیعی به همراه زهاب از اراضی تحت کشت به خارج از آن منتقل شده‌اند.

از این نوع بهره‌برداری پایدار در برخی کشورها استفاده می‌شود در ایران نیز علیرغم نبود تحقیقات کافی تجربیاتی در نوار حاشیه‌ای گرمسار وجود دارد (آذری، ۱۳۸۳).

فصل پنجم: اثرات آب‌های آلوده بر کشاورزی

همان‌گونه که در بخش‌های قبل ذکر شد کشاورزی یکی از بزرگ‌ترین و مهم‌ترین بخش‌های آلاینده آب به شمار می‌رود؛ اما از دیگر سو خود این بخش نیز در معرض مصرف آب‌های آلوده است که از یک سو با جذب عناصر آلاینده همانند عناصر سنگین، سلامت محصول و در نهایت سلامت انسان تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین با افزایش غلظت آلاینده در خاک، دیگر خاک در انجام وظایف خود، دچار اختلال شده و در بلندمدت دچار عدم پایداری خواهد شد.

علاوه بر آنکه آب‌های آلوده بر خاک و تولیدات کشاورزی تأثیر گذارند اثرات آلاینده‌ها بر کشاورزان و زارعین نیز دارای اهمیت است. چندان‌که بر اساس بررسی‌های انجام گرفته روش سنتی نشا اراضی شالیزاری و تماس مستقیم بدن انسان با آب و خاک از عوامل مهم شیوع بیماری در استان‌های شمالی است. بیماری‌های مرتبط با آب از قبیل کرم گینه فاسیولوپسیازیس (لپتوپیروزیس)، سرطان‌های دستگاه گوارشی و سایر بیماری‌های مرتبط با فلزات سنگین و سموم دفع آفات در منطقه شایع هستند (فلکدهی و همکاران، ۱۳۹۰). به‌هرحال عوامل و منشأ متفاوتی برای آلوده کردن آب‌های آبیاری وجود دارد که در زیر به برخی از آن‌ها اشاره می‌شود.

الف - منشأ ساختار طبیعی

در برخی موارد آلودگی آب منشأ زمین‌شناسی و هیدرولوژیکی دارد که به دلیل وجود ساختارهای زمین‌شناسی حاوی غلظت‌های بالای عناصر آلاینده می‌باشند. انحلال نهشته‌های تبخیری یا خاک‌های غنی از نیتрат همانند لسه‌ای پلیستوسن در مناطق نیمه خشک (شاه پسندزاده و همکاران، ۱۳۸۴) و یا تشکیلات زمین‌شناسی حاوی مقادیر بالای عناصر سنگین از این جمله هستند. به عنوان مثال در منطقه فرومد استان سمنان به دلیل وجود معادن کرومیت در تشکیلات زمین‌شناسی، آلودگی کروم در آب آبیاری و آشامیدنی منطقه گزارش شده است چندان‌که از حدود ۷۰ منبع آبی منطقه (چاه و قنات)

بیش از ۶۰٪ منابع دارای آلودگی نسبی از نظر شرب انسان و کشاورزی است (اخیانی، ۱۳۹۲ مکاتبات شخصی).

رحیم سوری و همکاران (۱۳۹۰) میزان عناصر سنگین را در چشمه‌های آب رودخانه آغ دره در شمال تکاب استان آذربایجان غربی بررسی و اعلام نمودند که آلودگی آرسنیک (AS) و آنتیموان (Sb) در یکی از چشمه‌ها منشأ زمین زاد^۱ داشته و از شیل‌های سیاه با غلظت بالایی از عناصر آرسنیک و آنتیموان شده است. در حالی که آلوده شدن چشمه دیگر منشأ انسان‌زاد داشته و از نشت پساب ذخیره شده در پشت سدهای باطله واحد استحصال طلای آغ دره و نفوذ آن به آب چشمه‌های پائین‌دست ایجاد شده است.

حسین پورفیضی و همکاران (۱۳۹۰) وضعیت آرسنیک در آب آشامیدنی در شهرستان چاراویماق استان آذربایجان شرقی را با استفاده از کیت مطالعه و اعلام نمودند که از ۲۱۰ روستای بررسی شده در آب شرب ۴۱ روستا آرسنیک وجود داشته که از این میان ۸ روستا غلظت آرسنیک معادل یا بالاتر از حداکثر مجاز ملی (۵۰ میکروگرم در لیتر) بود (جدول ۱۹).

جدول ۱۹- وضعیت مواجهه جمعیتی با غلظت‌های مختلف آرسنیک از طریق آب آشامیدنی

در شهرستان چاراویماق (حسین پور فیضی و همکاران، ۱۳۹۰)

(استاندارد ملی = $50 \mu g / L$ استاندارد WHO = $10 \mu g / L$)

محدوده غلظت‌های اندازه‌گیری شده	تعداد روستا	درصد از کل روستاهای بررسی شده	جمعیت ساکن در روستاهای بررسی شده (نفر) ^۱	درصد از کل جمعیت بررسی شده
صفر	۱۶۹	۸۰/۴۸	۲۵۷۵۲	۷۷/۹۳
$< 50 \mu g / L$	۳۳	۱۵/۷۱	۶۶۵۵	۲۰/۱۴
$50 \mu g / L \leq 75 \mu g / L$	۵	۲/۳۸	۵۰۷	۱/۵۴
$75 \mu g / L < 10500 \mu g / L$	۳	۱/۴۳	۱۲۸	۰/۳۹
جمع	۲۱۰	۱۰۰	۳۳۰۴۲	۱۰۰

1 - Geogenic

بابایی و همکاران (۱۳۸۷) آلودگی آب‌های سطحی منطقه کوه سرخ کاشمر به آرسنیک را بررسی نمودند و نتایج تجزیه در جدول ۲۰ نشان داد که غلظت عنصر آرسنیک در آب منطقه وجود دارد. بالاترین غلظت در فصل زمستان (۱۵۰ میکروگرم بر لیتر) اندازه‌گیری شد. آن‌ها اعلام نمودند که منشأ این آلودگی هوازدگی و تغییرات حاصل در کانی‌های حاوی آرسنیک در منطقه است. مهم‌ترین کانی‌های حاوی آرسنیک در منطقه رالگار و اریپمنت است که موجب انتشار آلودگی به آب سطحی و زیرزمینی ناحیه شده است به‌طوری‌که غلظت آرسنیک در خاک آلوده ناحیه مورد مطالعه در مقایسه با خاک غیر آلوده خیلی زیاد و از ۲۱۰ تا ۲۶۰۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم متغیر است.

جدول ۲۰- غلظت آرسنیک در آب ایستگاه‌های رودخانه چلیو در فصول مختلف (میکروگرم در لیتر) (بابایی و همکاران، ۱۳۸۷)

شماره ایستگاه	پاییز	زمستان	بهار	تابستان
۱	۲۸/۸	۹۶/۶	۳۷/۹	—
۲	۲۱/۹	۱۴۱/۲	۱۵/۸	—
۳	۲۱/۳	۱۵۰	۴۴/۱	۱/۲
۴	۹/۴	۹/۸	< ۲/۰	۵/۶
۵	۱۱/۹	۲۲/۵	۰/۶	۴/۸
۶	۱۶/۹	۱۳/۷	۲/۸	۱۰
۷	۶/۳	۳۵/۳	۶/۲	۹/۶
۸	۱۰	۲۶/۵	۶/۲	۱۳/۷
۹	۱۴/۴	۷/۸	۹	۱۰
میانگین	۱۵/۶۵	۵۲/۹۳	۱۳/۶۲	۷/۸۴
انحراف معیار	۷/۲۴	۵۵/۷۴	۱۶/۳	۴/۱۸

ب- آلودگی ناشی از محل دفن زباله‌ها

یکی از منابع بالقوه آلودگی آب‌های زیرزمینی اماکن دفن زباله‌های شهری و صنعتی است؛ زیرا در اماکن بدون عایق‌بندی محل دفن زباله‌ها، شیرابه و برخی گازهای تولید شده قادرند به لایه‌های زیرین خاک نفوذ کرده و ایجاد آلودگی کنند. در هنگام عبور شیرابه از پسماندهای در حال تجزیه مواد زیستی و شیمیایی مختلفی وارد آن شده باعث آلودگی هر چه بیشتر شیرابه می‌شوند. شیرابه‌های محل‌های دفن جدید آلودگی

بیشتری نسبت به شیرابه محل‌های دفن قدیم دارد. تاکنون مطالعات مختلفی بر روی اثرات اماکن دفن زباله بر کیفیت آب‌های زیرزمینی انجام شده است.

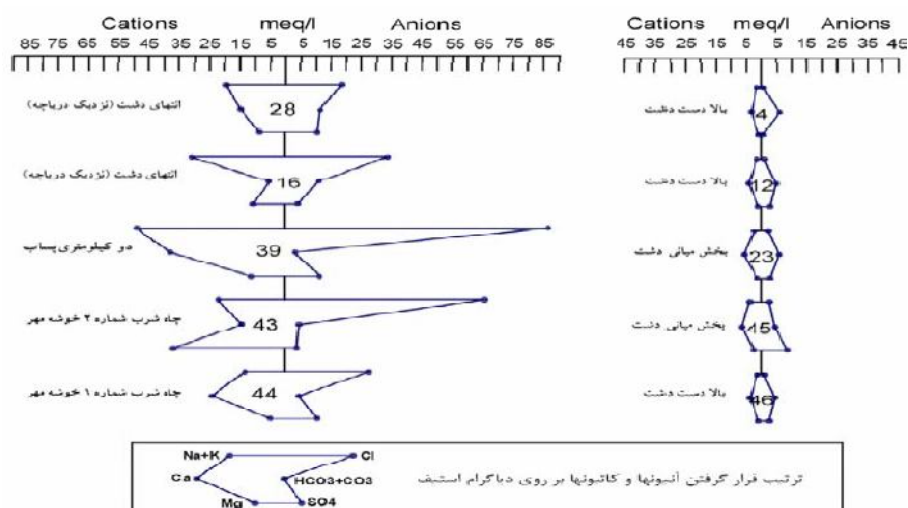
رقیمی و همکاران (۱۳۸۳) اظهار نمودند که دفن غیراصولی زباله‌های شهر گرگان بر کیفیت آب‌های زیرزمینی مجاور تأثیر گذارده و میزان نیتрат، کلر و سدیم آب چاه‌های مجاور محل دفن زباله‌ها را نسبت به بالادست تحت تأثیر قرار داده است. در مطالعه ابراهیمی و همکاران (۱۳۸۹) به منظور بررسی اثرات شیرابه محل دفن زباله در حومه شمال شرقی شهر یزد بر کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی در سال ۱۳۸۸ مشاهده گردید که آب زیرزمینی پائین‌دست محل دفن زباله شهر یزد نسبت به آب بالادست به‌طور چشمگیری دارای میزان املاح، کلرور، نیترات، سختی و قلیائیت بیشتری است. اثرات محل دفن زباله بر آلودگی و کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی پائین‌دست در شهر سنندج (رضائی و همکاران، ۱۳۸۹)، شهر مشهد (عابدی کوپایی، ۱۳۸۰) و نیز اثرات شیرابه محل قدیمی دفن زباله در ساری (حیدریان دانا و همکاران ۱۳۸۹) گزارش شده است.

ج- صنایع و شهرک‌های صنعتی

اگرچه انحلال رسوبات طبیعی حاوی نیترات در آب، تجزیه گیاهان، فضولات حیوانی، زباله‌های شهری، کودهای نیترات دار و فاضلاب‌های خانگی ازجمله منابع ورود نیترات و نیتريت می‌باشند با این حال نقش فاضلاب‌های حاصل از فعالیت‌های صنعتی را نباید از نظر دور داشت. عنابستانی و قربانی (۱۳۹۰) بار آلودگی آب شهر سبزوار را بررسی نموده و مقدار بار نیتروژن واحدهای صنعتی را ۲۳ تن برآورد نمودند که ۴۵ درصد این میزان مربوط به واحدهای چرم‌سازی بودند.

نان بخش و همکاران (۱۳۸۹) با بررسی میزان نیترات و نیتريت در ۳۰ حلقه از چاه‌های آب اطراف شهرک صنعتی ارومیه دریافتند که میانگین سالیانه نیترات و نیتريت به ترتیب ۱۷/۴۶ و ۰/۰۰۸ میلی گرم در لیتر بوده است که از لحاظ آب آشامیدنی مشکل خاصی ندارد و در چند مورد غلظت نیترات از حدود مجاز بالاتر بود که احتمالاً به دلیل نشت از فاضلاب‌های خانگی بوده است. همچنین غلظت نیترات در فصل بهار و زمستان بیشتر بود که دلیل احتمالی آن بارش‌های جوی و انتقال نیترات است.

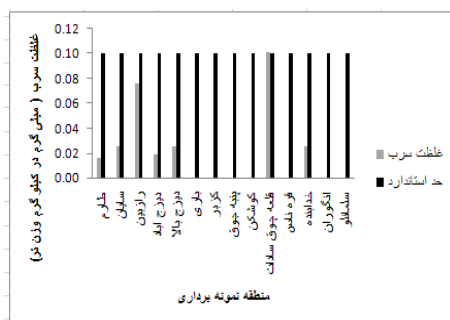
محمدیان و همکاران (۱۳۸۷) کیفیت آب آشامیدنی در تعداد ۱۷ چاه در فاصله کمتر از ۱۰ کیلومتری کارخانه سرب و روی زنجان را بررسی نمودند و مشاهده کردند که غلظت سرب در هیچ‌یک از نمونه‌ها بالاتر از حد استاندارد ملی آب آشامیدنی نبود اما ۵۹ و ۵۳ درصد از نمونه‌ها دارای غلظت سرب و روی بالاتر از میزان توصیه سازمان بهداشت جهانی برای آب آشامیدنی بود. کارخانه‌های کاوه سودا و کاغذسازی مراغه واقع در شهرک صنعتی مراغه حجم بسیار زیادی پساب تولید می‌کنند که به‌طور پیوسته در دشت حاصلخیز مراغه - بناب در جنوب شرق آذربایجان شرقی تخلیه می‌شود. تأثیر پساب‌های صنعتی بر کیفیت آب زیرزمینی این منطقه در تعداد ۹۲ نمونه آب از چاه‌ها، چشمه‌ها و قنوت منطقه و از پساب‌های صنعتی در دو نوبت نشان داد که خواص هیدرو شیمیایی نمونه‌های این چاه‌ها با خواص پساب‌های صنعتی همخوانی داشته و آلودگی‌های شدید ایجاد شده در قسمتی از دشت نتیجه تأثیر پساب‌های صنعتی بر منابع آب زیرزمینی است. همچنین مطالعات آن‌ها در ۱/۵ کیلومتری پساب نشان داد که حدود ۴/۸۲ درصد از آب زیرزمینی مربوط به پساب است که در بلندمدت مشکل آفرین خواهد شد (شکل ۱۶) (اصغری مقدم و محمودی، ۱۳۸۷).



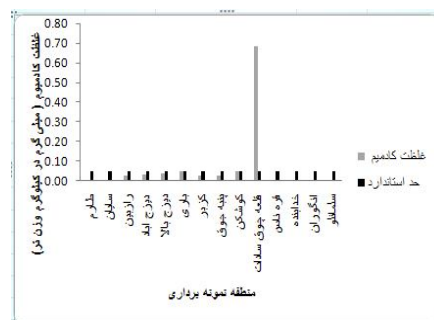
شکل ۱۶- مقایسه ترکیب شیمیایی تعدادی از نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مراغ - بناب با استفاده از نمودار استیف تیرماه ۱۳۸۵ (اصغری مقدم و محمودی، ۱۳۸۷)

پورعبداله قهفرخی و همکاران (۱۳۸۶) غلظت^۱ MTBE در ۱۰۰ نمونه تهیه شده از آبخوان دشت تهران را تعیین نمودند. اگرچه مقدار استاندارد آن ۱۳-۱۱ ppb است اما این مقدار در تهران به ۱۸ ppb هم رسیده است. از بین ۱۰۰ نمونه مورد تجزیه تعداد ۲ درصد بالای حد مجاز ۷ درصد نمونه‌ها، بین مقدار ۱۳-۵ ppb تعداد و ۹۱ درصد نمونه‌ها کمتر ۵ ppb بودند.

سعیدی و همکاران (۱۳۸۵) غلظت فلزات سنگین در رودخانه تجن استان مازندران در ۱۱ ایستگاه و در قسمت‌های مختلف حوزه در پائین‌دست منابع آلودگی در سال ۱۳۸۰ را بررسی و دریافتند که غلظت فلزات سنگین (کادمیم، مس، منگنز، نیکل، سرب، روی و آهن) به‌جز کبالت در فصل تابستان از حدود مجاز آب آشامیدنی بالاتر بود. آن‌ها منابع اصلی آلودگی را شهر ساری، کارخانه چوب و کاغذ و مازندران دانستند. در استان زنجان به دلیل وجود معادن و صنایع سرب و روی و استفاده از فاضلاب در بخشی از اراضی، حضور این عوامل آلاینده، محصولات کشاورزی را نیز تحت تأثیر قرار داده است که در زیر به برخی از آن‌ها اشاره می‌شود. غلظت سرب در گوجه‌فرنگی در همه نقاط نمونه‌برداری به‌جز در منطقه قلعه‌چوق سادات (ماه‌نشان) کمتر از حد استاندارد ایران (۰/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر گیاه) بود (شکل ۱۷). همچنین غلظت کل کادمیم در گوجه‌فرنگی به‌جز در منطقه قلعه چوق سادات کمتر از حد استاندارد ایران (۰/۰۵ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر) بود (شکل ۱۸).



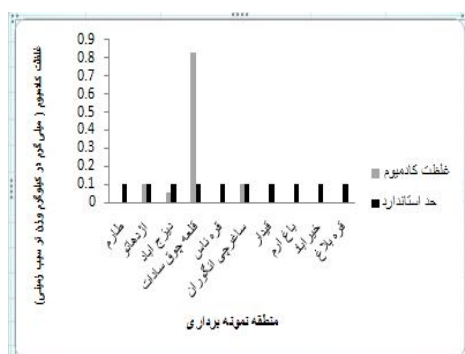
شکل ۱۷- غلظت کل سرب (میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر) گوجه‌فرنگی در مناطق مختلف تحت کشت



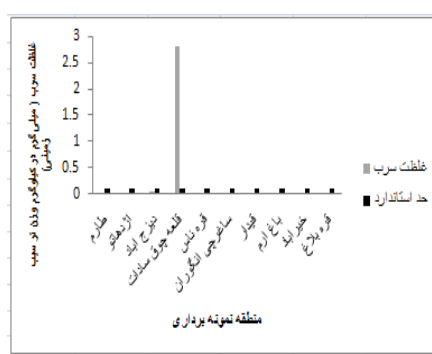
شکل ۱۸- غلظت کل کادمیم (میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر) گوجه‌فرنگی در مناطق مختلف تحت کشت

1 - Methyl tert-butyl ether

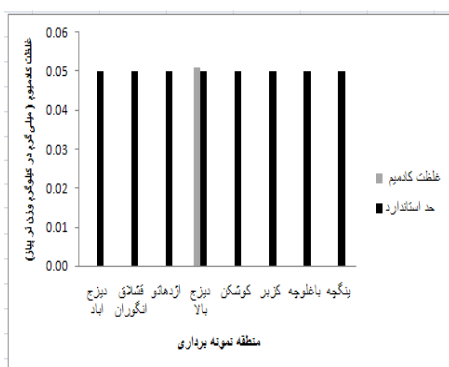
در شکل‌های ۱۹ تا ۲۲ غلظت سرب و کادمیم در سیب‌زمینی و پیاز آمده است. در شکل ۱۹ و ۲۰، به ترتیب غلظت کل سرب و کادمیم سیب‌زمینی در مناطق مختلف تحت کشت را نشان می‌دهند. بر اساس شکل ۱۹، بیشترین مقادیر سرب و کادمیم در وزن تر سیب‌زمینی در منطقه قلعه چوق سادات است. همچنین اشکال ۲۱ و ۲۲ نیز غلظت سرب و کادمیم در پیاز را نشان می‌دهد. بر اساس شکل ۲۱، غلظت سرب در پیاز در همه مناطق کمتر از حد استاندارد بوده است ولی غلظت کل کادمیم در پیازه‌های کشت شده در همه مناطق مورد مطالعه کمتر از حد استاندارد بوده است به جز در منطقه دیزج بالا که مقدار آن بیش از حد استاندارد تعیین شده برای گیاه پیاز است.



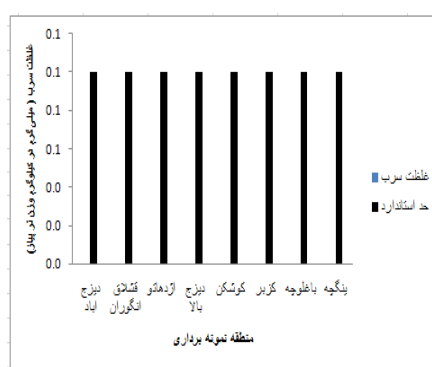
شکل ۲۰- غلظت کل کادمیم (میلی گرم در کیلوگرم وزن تر) سیب‌زمینی در مناطق مختلف تحت کشت



شکل ۱۹- غلظت کل سرب (میلی گرم در کیلوگرم وزن تر) سیب‌زمینی در مناطق مختلف تحت کشت



شکل ۲۲- غلظت کل کادمیم (میلی گرم در کیلوگرم وزن تر) پیاز در مناطق مختلف تحت کشت

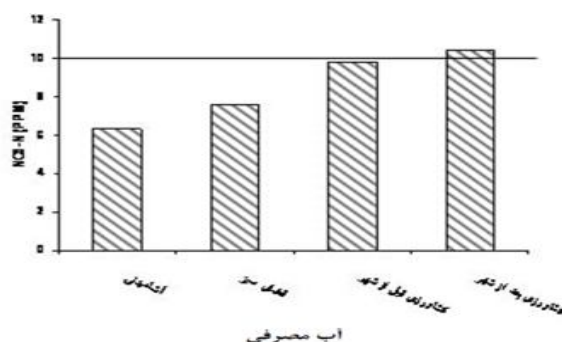


شکل ۲۱- غلظت کل سرب (میلی گرم در کیلوگرم وزن تر) پیاز در مناطق مختلف تحت کشت

د- فاضلاب شهری

یکی از مهم‌ترین منابع آلودگی آب، فاضلاب‌های خانگی و شهری است. فاضلاب خانگی عموماً دارای نیترات، فسفات و بار آلی زیادی است و از نظر میکروارگانیسم‌ها دارای کلی فرم و برخی انگل‌های عمومی است. فاضلاب‌های شهری یا مستقیماً به صورت خام و یا تصفیه‌شده در کشت و کار استفاده می‌شود و یا پس از دفع از طریق چاه‌های جذبی و آلوده نمودن آب‌های زیرزمینی اثرات خود را پس از پمپاژ و استفاده در آبیاری بجای می‌گذارند. در بین فاضلاب‌های شهری فاضلاب حاصل از رواناب‌های شهری به دلیل آلودگی‌های سطح معابر دارای مقادیر بالایی از آلاینده‌ها هستند که سیستم پالایش و تصفیه جداگانه‌ای را نیز طلب می‌کنند.

خسروی دهکردی و همکاران (۱۳۸۴) اعلام نمودند بالا بودن غلظت نیتروژن نیتراتی آب زیرزمینی حاشیه رودخانه زاینده‌رود بعد از شهر اصفهان، می‌تواند به علت ورود پساب فاضلاب شهری و زهاب زهکش‌های زمین‌های کشاورزی به رودخانه و نفوذ آن به آب‌های زیرزمینی باشد.



شکل ۲۳- میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب آشامیدنی، فضای سبز، آب مصرفی کشاورزی قبل و بعد از شهر اصفهان (خسروی دهکردی و همکاران، ۱۳۸۴)

شکل ۲۳ میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب آشامیدنی، فضای سبز، آب مصرفی کشاورزی قبل و بعد از شهر اصفهان را نشان می‌دهد (خسروی دهکردی و همکاران، ۱۳۸۴). حسن‌زاده و همکاران (۱۳۸۹) با بررسی آلودگی آب‌های زیرزمینی محدوده شهر

کرمان در ۴۳ چاه پمپاژ دریافتند که بر اساس نقشه‌های هم غلظت فلزات سنگین و یون‌های اصلی در آب‌های زیرزمینی محدوده مورد مطالعه غلظت عناصر کمیاب سمی از جمله سرب، کادمیم، کروم و منگنز در مرکز شهر بالاتر از حد مجاز آب‌های آشامیدنی است که دلیل آن بر اساس ضرایب همبستگی برای عناصر سرب، کروم و منگنز آلودگی‌های انسانی و عنصر کادمیم سازندهای زمین‌شناسی خاص موجود در منطقه است (جدول ۲۱).

جدول ۲۱- نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی محدوده کرمان

(حسن‌زاده و همکاران، ۱۳۸۹)

	Cd ($\mu\text{g/l}$)	Cr ($\mu\text{g/l}$)	Cu ($\mu\text{g/l}$)	Mn ($\mu\text{g/l}$)	Pb ($\mu\text{g/l}$)	Zn ($\mu\text{g/l}$)
میانگین	۶	۲۸	۱۳	۲۶	۴۵	۳۵
بیشینه	۱۲	۲۸۰	۱۵۰	۱۳۲	۱۲۰	۱۷۲
کمینه	۱	۱	۱	۱	۱۰	۰/۵
میانه	۵	۲۰	۵	۱۵	۴۰	۱۱
بیشینه مجاز برای آشامیدن (WHO, 2008; EPA, 2009)	۵	۵۰	۱۰۰۰	۵۰	۵۰	۵۰۰۰
بیشینه مجاز برای کشاورزی (Ayers & Westcot, 1994)	۱۰	۱۰۰	۲۰۰	۲۰۰	۵۰۰۰	۲۰۰۰

لطیف و همکاران (۱۳۸۴) آلودگی به نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت مشهد را در ۴۰ چاه بررسی نمودند و تغییرات غلظت نیترات را در منابع آب به شرح جدول ۲۲ ارائه نمودند.

جدول ۲۲- تغییرات غلظت نیترات در مناطق مختلف دشت مشهد در مدت مطالعه

(لطیف و همکاران، ۱۳۸۴)

نوع منطقه	غلظت نیترات (mg/L)	
	حداکثر	حداقل
شهری	۷۴/۴	۱۱/۹
صنعتی	۲۲/۲	۷/۲
کشاورزی	۱۲/۹	۵/۳

شاه‌پسندزاده و همکاران (۱۳۸۳) اثرات توسعه شهری بر آلودگی نیترات را در آب‌های زیرزمینی گرگان بررسی نمودند. تغییرات غلظت نیترات در بازه ۳/۵ تا ۵۰۶۹ میلی‌گرم در لیتر بود که در نمونه‌های کم‌عمق از ۸/۸ تا ۱۳/۲ میلی‌گرم در لیتر نوسان نشان داد. آن‌ها با بررسی وضعیت زمین‌شناسی منطقه و با عنایت به نسبت کلر به نیترات و نسبت پتاسیم به کلر عامل اصلی آلودگی نیترات را به فاضلاب‌های خانگی نسبت دادند.

اندازه‌گیری آلودگی آلی آب‌های زیرزمینی شهر تهران مشخص نمود که در تمام چاه‌های نمونه‌برداری شده مقدار کل کربن آلی از حد مجاز بالاتر بوده و در محدوده ۶/۵ تا ۱۲/۵ و میانگین ۹/۳ میلی‌گرم در لیتر بود. بالاترین غلظت نیترات ۱۳۳ میلی‌گرم در لیتر بود (تویسرکانی و همکاران، ۱۳۸۸).

رقیمی و همکاران (۱۳۸۷) آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی شهر گرگان را در ۴۳ نمونه از آب‌های زیرزمینی و سطحی شهر گرگان در فصل‌های بهار و زمستان در سال ۱۳۸۴ بررسی و اعلام نمودند که غلظت نیترات از ۳/۵۲ تا ۶۹/۵۲ میلی‌گرم نیترات در لیتر متفاوت بوده و در برخی از آب‌های زیرزمینی چاه‌های منطقه در مجاورت محل دفن زباله از ۸۴/۴۸ تا ۱۴۵/۲ میلی‌گرم نیترات در لیتر قرار داشت. غلظت نیترات در آبخوان‌های محدوده اراضی کشاورزی نظیر شصت کلا و گرماب دشت کمتر از آب خوان محدوده منطقه شهری نظیر زیارت بود.

ملاحسینی و بغوری (۱۳۸۱) مطالعه‌ای را به‌منظور بررسی عناصر سنگین در بیش از ۲۰۰ هکتار از اراضی جنوب تهران که با فاضلاب آبیاری می‌شدند انجام دادند. نتایج تجزیه خاک در جدول ۲۳ نشان داده و همان‌گونه که مشاهده می‌شود اگرچه افزایش غلظت عناصر سنگین با آبیاری فاضلاب مشاهده می‌شود اما هنوز با حداکثر مقدار مجاز فاصله دارد.

جدول ۲۳- خصوصیات شیمیایی خاک‌های آلوده و شاهد در اعمال ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری
(ملاحسینی و بغوری، ۱۳۸۱)

عمق cm	هدایت الکتریکی dS/m	اسیدیته اشباع pH	درصد مواد خنثی شونده %T.N.V	کربن آلی O.C mg/kg	فسفر قابل جذب mg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg
۰-۱۵	۲/۵	۸	۲۳	۱/۵	۷۶/۲	۲۷/۸	۰/۶۷	۰/۸	۷/۴	۹/۵
۱۵-۳۰	۲/۵	۸/۱	۲۳	۱/۳	۷۰/۴	۲۷/۳	۰/۳	۰/۹	۷/۳	۱۰/۳
۰-۱۵	۳	۷/۹	۳۴/۶	۱/۳	۵۳/۸	۱۴/۶	۰/۱۴	۰/۵۶	۲/۸	۳/۳
۱۵-۳۰	۳	۸	۳۴/۹	۱/۱	۴۲/۸	۱۴/۱	۰/۱۳	۰/۵۱	۲/۴	۲/۹

مستشاری و بغوری (۱۳۸۱) در تحقیقی وضعیت آلودگی خاک‌ها به عناصر سنگین در اراضی آبیاری شده با فاضلاب و آب مناسب را مقایسه نمودند و نتایج آن‌ها در جداول ۲۴، ۲۵ و ۲۶ نشان داده شد. این نتایج بیانگر از افزایش سطح عناصر سنگین در اثر آبیاری با فاضلاب است.

جدول ۲۴- میانگین غلظت عناصر سنگین و شیمیایی در خاک تیمار شاهد و آبیاری با فاضلاب (مزارع ذرت) (مستشاری و بغوری، ۱۳۸۱)

نام تیمار	عمق cm	Pb	Cu	Cd	Ni	Zn	P
شاهد	۰-۱۵	۷/۵	۱/۶	۰/۱۳	۰/۳۳	۱/۰۹	۱۹/۵
	۱۵-۳۰	۷/۵	۱/۴۵	۰/۱۳	۰/۳۱	۱/۲۹	۱۸/۵
آلودگی	۰-۱۵	۴۲/۱	۹/۳	۲/۹۹	۰/۳۵	۲۷/۱	۱۶۵/۲
با فاضلاب	۱۵-۳۰	۳۳/۹	۷/۳۶	۱/۳۶	۰/۳۳	۲۵/۴	۱۵۰/۳

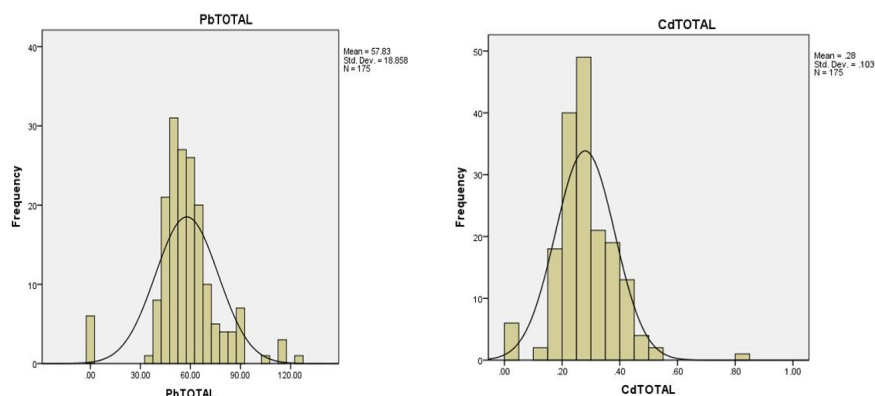
جدول ۲۵- میانگین غلظت عناصر سنگین در خاک تیمار شاهد و آبیاری با فاضلاب (مزارع جو)
(مستشاری و بغوری، ۱۳۸۱)

نام تیمار	عمق cm	میلی گرم بر کیلوگرم				
		P	Zn	Ni	Cd	Cu Pb
شاهد	۰-۱۵	۵۸	۰/۶۶	۰/۳۱	۰/۱۱	۱/۱۵ ۷/۵
	۱۵-۳۰	۳۴	۰/۵۸	۰/۴۸	۰/۱۱	۱/۱۵ ۷/۷۵
آلودگی با فاضلاب	۰-۱۵	۲۷۵/۵	۳۸/۴	۳/۷۲	۰/۳۴	۱۰/۹ ۲۲/۴
	۱۵-۳۰	۲۷۲/۲	۲۸/۱	۴/۳۵	۰/۳۴	۱۰/۸ ۴۵/۳

جدول ۲۶- میانگین غلظت عناصر سنگین در خاک تیمار شاهد و آبیاری با فاضلاب (مزارع گندم)
(مستشاری و بغوری، ۱۳۸۱)

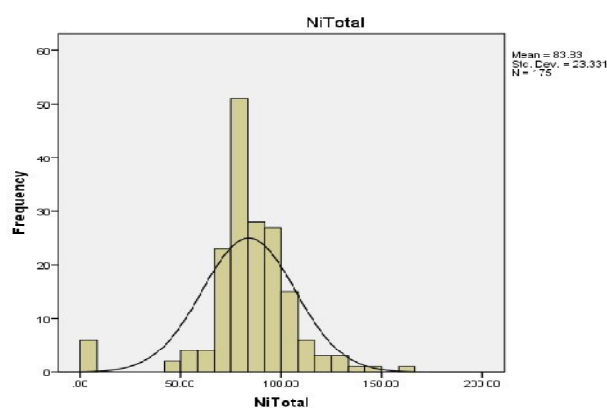
نام تیمار	عمق cm	میلی گرم بر کیلوگرم				
		P	Zn	Ni	Cd	Cu Pb
شاهد	۰-۱۵	۸/۴۶	۱/۰۸	۰/۲۲	۰/۱۷	۱/۸۸ ۲/۵۵
	۱۵-۳۰	۱۴/۱۴	۰/۷۲	۰/۴۲	۰/۲۲	۱/۱۸ ۲/۶
آلودگی با فاضلاب	۰-۱۵	۲۹/۳	۲/۴۴	۰/۷۳	۰/۲۲	۳/۵۸ ۳/۱۵
	۱۵-۳۰	۲۲/۴۸	۲/۰۵	۰/۴۸	۰/۱۹	۳/۵۸ ۲/۹۵

باقری (۱۳۹۳) نیز با بررسی عناصر سنگین در اراضی جنوب تهران که متأثر از آبیاری با فاضلاب هستند میانگین غلظت کادمیم کل نمونه‌ها را ۰/۲۷ میلی گرم در کیلوگرم گزارش نمود. غلظت کادمیم کل در نمونه‌ها حداقل در حد غیرقابل تشخیص با روش‌های اندازه‌گیری معمول و حداکثر ۰/۸۲ میلی گرم در کیلوگرم مشاهده شد. نتایج فوق نشان داد که غلظت کادمیم کل در تمامی نمونه‌های خاک کمتر از حد مجاز پیشنهادی توسط سازمان محیط‌زیست (۵ میلی گرم در کیلوگرم) است (شکل ۲۴).



شکل ۲۴- هیستوگرام توزیع فراوانی غلظت سرب و کادمیم کل خاک در اراضی جنوب تهران (باقری، ۱۳۹۳)

میانگین غلظت کل سرب در نمونه‌ها ۵۸ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین غلظت سرب کل در نمونه‌ها تا حداکثر ۱۲۵ میلی‌گرم در کیلوگرم مشاهده شد. نتایج نشان داد که میزان سرب کل در بخش قابل توجهی از نمونه‌های خاک پایین‌تر از حد مجاز پیشنهادی سازمان محیط‌زیست (۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) است.



شکل ۲۵- هیستوگرام توزیع فراوانی غلظت نیکل کل در اراضی جنوب تهران تحت آبیاری با فاضلاب (باقری، ۱۳۹۳)

میانگین غلظت نیکل کل در نمونه‌ها ۸۳ میلی‌گرم در و حداکثر ۱۶۴ میلی‌گرم در کیلوگرم مشاهده شد. نتایج نشان داد که غلظت نیکل کل در بخش قابل توجهی از نمونه‌های خاک بیشتر از حد مجاز پیشنهادی توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست (۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) بودند (شکل ۲۵). نتایج بررسی آلودگی گندم در اراضی جنوب تهران که با فاضلاب آبیاری می‌شوند توسط باقری (۱۳۹۳) حاکی از عدم آلودگی گندم به کادمیم (میانگین ۰/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم) و سرب (۰/۱۴ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود (باقری، ۱۳۹۳)، اگرچه به نظر ایشان غلظت سرب نیازمند توجه در سالیان آینده است.

جمع‌بندی و پیشنهادها

منابع خاک و آب دو منبع پایه هستند که در چرخه‌های طبیعت در ارتباط با یکدیگر هستند. آلودگی با مفهوم اختلال در کارکرد هر یک از این دو با همان مفهوم آلودگی مرسوم امری جدا و منفک نبوده و در برهمکنش‌ها بر همدیگر تأثیر می‌گذارند. خاک اگرچه به دلیل ظرفیت بافری و توان خودپالائی می‌تواند پیامدهای آب‌های آلوده را کنترل کند اما این ظرفیت محدود بوده و از حدی به بعد این توان قادر به بافر نمودن آن‌ها نخواهد بود. از این‌رو بایستی در پی پایداری منابع و جلوگیری از دست رفتن توان این منابع بود. کشاورزی بخش قابل توجهی از اراضی و منابع آب را مصروف خود نموده است؛ از این‌رو در صورت مدیریت و بهره‌برداری نادرست از آن می‌تواند به‌عنوان یک آلاینده بزرگ عمل نماید. از دیگر سو مدیریت نادرست آب در سایر بخش‌ها از جمله معادن و صنایع، فاضلاب‌های شهری که عامل آلودگی آب‌ها هستند بر کشاورزی و تولید غذای ایمن اثر سو می‌گذارند. به عبارتی کشاورزی خود قربانی آلودگی آب‌هاست. کشاورزی با مصرف نادرست نهاده‌ها و مدیریت کشت و کار می‌تواند باعث افزایش ورود رسوبات در اثر فرسایش، سموم، عناصر غذایی و فلزات سنگین و نمک‌ها به منابع آب شوند که با مدیریت درست می‌توان بسیاری از آن‌ها را کاست؛ اما خود کشاورزی با مصرف آب‌های آلوده ناشی از فعالیت‌های بشری مثل فاضلاب‌های شهری و صنعتی، صنایع و معادن و استفاده از زهاب‌های کشاورزی باعث کاستن از توان تولید خود می‌شود.

توان عناصر نیتروژن و فسفر برای مهاجرت به آب‌های سطحی و زیرزمینی به میزان زیادی به شرایط منطقه و خاک بستگی دارد. از این‌رو یکی از جنبه‌های طراحی مدیریت تغذیه گیاهی تعیین محدوده‌های این مناطق برای کنترل هدر رفت است. برخی شرایط خاک و خصوصیات اراضی بر هدر رفت عناصر غذایی مؤثر بوده و یا نسبت به دریافت عناصر غذایی ازدست‌رفته حساس هستند.

- مدیریت منابع آلاینده غیر نقطه‌ای توسط کشاورزان را باید در مقیاس‌های متفاوت موردنظر قرارداد. در سطح مزرعه تصمیم‌گیری تحت تأثیر عواملی همانند نوع گیاه، روش‌های مدیریت مزرعه شامل کود دهی و استفاده از سموم است. در این سطح

بایستی بهترین عملیات کشاورزی ممکن را با ملحوظ نمودن مسائل اقتصادی ضمن حفظ محیط‌زیست در اختیار کشاورزان قرار داده تا اجرائی شود. تصمیم‌گیری در خصوص مصرف فاضلاب‌ها، پساب‌ها و لجن نیز در این بخش قرار دارد. اولاً بایستی کیفیت فاضلاب به حد مناسب تصفیه شود و ثانیاً محصولات مناسب باکیفیت پساب مصرفی کشت شود. در مقیاس حوضه آبخیز تصمیم‌گیری کاملاً متفاوت بوده و لازم است تا وضعیت حوضه را بررسی نموده و با دستیابی به داده‌ها و اطلاعات، پیامدهای اصلی بخش کشاورزی بر سایر منابع و بالعکس را تعیین و راهکارهای اجرائی مربوطه را پیشنهاد نمود. برخی از موارد و راهکارهای پیشنهادی در این راستا عبارت‌اند از:

- امروزه توصیه اکید بر آن است که به‌جای پاک‌سازی و مقابله با آلودگی خاک و آب به آلاینده‌ها بایستی بر پیشگیری از آلودگی در منبع تلاش نمود. همان‌گونه که ذکر شد صنایع، فاضلاب، کودهای شیمیایی و آلی، لجن فاضلاب از جمله منابع ورودی آلاینده‌ها به خاک به‌عنوان بستر کشت و کار هستند که لازم است در منبع با سازوکار متناسب آن‌ها را کنترل نمود. این امر با اجرای دقیق استانداردها و معیارها قابل انجام است.

- کودهای شیمیایی، سموم آفت‌کش و فاضلاب‌ها از جمله منابع آلاینده هستند که لازم است مصرف آن‌ها خردمندانه و با شیوه تلفیقی برای حصول به پایداری انجام شود. تصویب قانون جامع خاک که یکی از مباحث آن آلودگی خاک است می‌تواند بستر ساز این حرکت باشد. همچنین تداوم نظارت بر کیفیت کلیه کودهای شیمیایی، آلی و بیولوژیک بایستی به صورتی قانونمند پیگیری شود.

- برای مقابله با مواردی که غلظت عناصر سنگین در خاک بالاتر از حداکثر میزان مجاز بوده لازم است تا از کشت گیاهان خوراکی اجتناب نموده و عملیات کشاورزی مناسب با آن اجرایی شود. در صورت بروز آلودگی کم در منطقه‌ای خاص بایستی با مدیریت زراعی مناسب از جمله انتخاب گونه مناسب و با ریسک کم، افزایش مواد آلی خاک، مدیریت مصرف درست کودهای شیمیایی (مصرف روی در اراضی دچار آلودگی کادمیم و کمبود روی)، توجه به اثرات شوری در افزایش جذب کادمیم نسبت به کاهش و مقابله با آلودگی اقدام نمود.

- مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک ضمن بهره‌مندی از منابع طبیعی عناصر غذایی مصرف کودهای شیمیایی را به حداقل رسانده که آبشویی و هدر رفت عناصر و نهایتاً آلودگی آب را می‌کاهد.
- در زهکشی اراضی بایستی توجه نمود که اراضی تا حد امکان زهکشی نشده و در صورت الزام از روش‌های نوین با ملحوظ نمودن مسائل زهاب و آثار زیست‌محیطی انجام شود.
- کشاورزی حفاظتی که باهدف جلوگیری از فرسایش شکل گرفته است نقش اساسی را در جلوگیری از هدر رفت خاک و فرسایش خاک در مزارع دارد. ازاین‌رو توسعه مفهوم کشاورزی حفاظتی به‌ویژه در اراضی حساس دارای اهمیت بسیار است.
- اراضی و خاک و سطح ایستابی مناطقی که ریسک بالای آلودگی آب در آن‌ها فراهم است بایستی شناسایی شده و مدیریت خاص عناصر غذایی در آن‌ها حاکم شود.

منابع

۱. ابراهیمی، اصغر، احرام‌پوش، محمدحسن، قانعیان، محمدتقی و مجتبی داودی. ۱۳۸۹. بررسی کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی در مجاورت محل دفن زباله شهر یزد در سال ۱۳۸۸. مجله تحقیقات نظام سلامت، سال ۶، ویژه‌نامه ۸۹، صص ۱۰۴۸-۱۰۵۶.
۲. احمدی ممقانی، یوسفعلی، خراسانی، نعمت اله و غلامرضا رفیعی. ۱۳۸۹. بررسی منابع آلاینده و کیفیت آب رود تجن. نشریه محیط‌زیست طبیعی دوره ۶۳، شماره ۴ صص ۳۱۷-۳۲۷.
۳. ادیمی، م. ج. ۱۳۸۵. نگرش اجمالی بر وضع موجود، چالش‌ها و رویکردهای زهکشی در ایران. چهارمین کارگاه فنی زهکشی، صص ۱۹-۱، ۱۸ آبان ۱۳۸۵.
۴. آذری، آردوان. ۱۳۸۳. زهکشی از طریق جریان موئینه‌ای و تبخیر (روش کشاورزی نواری). سومین کارگاه فنی زهکشی و محیط‌زیست، تهران، کمیته ملی آبیاری و زهکشی.
۵. اصغری مقدم، ا و ن. محمودی. ۱۳۸۷. تأثیر پساب‌های شهرک صنعتی مراغه بر آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت مراغه- بناب محیط‌شناسی بهار ۱۳۸۷؛ ۳۴(۴۵): ۱۵-۲۲.
۶. اکرم. مجتبی. ۱۳۸۵. مسائل و مشکلات اجرای شبکه‌های زیرزمینی در ایران. نگرشی بر مسائل و مشکلات مطالعات و اجرای زهکشی زیرزمینی در ایران. گروه کار زهکشی کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، صص ۱۲۹-۱۰۵.
۷. اکرم، مجتبی. ۱۳۸۳. روند تحولات زهکشی. سومین کارگاه فنی زهکشی. آبان ۱۳۸۳. کمیته ملی زهکشی و آبیاری. صص ۱۹-۱.
۸. اکرم، مجتبی، تاجیک، فؤاد و سینا اکرم. ۱۳۸۷. زهکشی کنترل‌شده راهکاری مناسب از دیدگاه محیط‌زیست به‌منظور بهبود کارایی آبیاری و افزایش بهره‌وری مصرف آب. پنجمین کارگاه فنی زهکشی و محیط‌زیست. ۱۰۶-۸۹.
۹. باباپور مفرد، احمد، رستمی، صغری اعلان‌زاد، محمد، فروزانفر، مریم، خاکسار، الهام و زهرا رضانی. ۱۳۹۲. تعیین مقدار برخی از فلزات سنگین در آب رودخانه‌های کارون و دز. دو ماهنامه علمی پژوهشی جنتاشاپیر، ویژه‌نامه سال ۱، ۹۹-۸۸.
۱۰. بابائی، یاسمن، علوی مقدم، محمدرضا، قاسم‌زاده، فرشته و محمدحسین ارباب زوار. ۱۳۸۷. بررسی آلودگی آب‌های سطحی منطقه کوه سرخ کاشمر به آرسنیک. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، دوره دهم، شماره ۳، صص ۲۹-۳۵.
۱۱. باقری، یوسف رضا. ۱۳۹۳. بررسی آلودگی محصولات و خاک‌های اراضی کشاورزی جنوب تهران به فلزات سنگین. گزارش نهایی مؤسسه تحقیقات خاک و آب.

۱۲. پورعبداله قهفرخی، کبری، امید خواه، محمدرضا، چگینی، محمد و مرداد منطقیان. ۱۳۸۶. بررسی غلظت MTBE و تعیین مدل نفوذ در آب‌های زیرزمینی تهران. نشریه شیمی و مهندسی شیمی ایران، دوره ۲۶، شماره ۲، صص ۴۲-۳۵.
۱۳. تویسرکانی، زهرا، شایگان، جلال‌الدین و علیرضا صادقی. ۱۳۸۸. بررسی آلودگی آلی آب‌های زیرزمینی شهر تهران. مجله علمی پژوهشی شریف، شماره ۵۰، صص ۱۴-۹.
۱۴. جعفری ملک‌آبادی، علی، افیونی، مجید، موسوی، سید فرهاد و اردشیر خسروی. ۱۳۸۳. بررسی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی استان اصفهان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال ۸، شماره ۳، صص ۸۳-۶۹.
۱۵. حسن‌زاده، رضا، عباس نژاد، احمد و محمدعلی حمزه. ۱۳۸۹. ارزیابی آلودگی آب‌های زیرزمینی محدوده شهر کرمان. محیط‌شناسی، ۳۶، شماره ۵۶، صص ۱۱۰-۱۰۱.
۱۶. حسین پور فیضی، محمدعلی، مسافری، محمد، دستگیری، سعید و احمد کوشا. ۱۳۹۰. بررسی آرسنیک در آب آشامیدنی: یک مطالعه موردی در استان آذربایجان شرقی. مجله پزشکی دانشگاه علوم پزشکی تبریز، دوره ۳۳، شماره ۲، صص ۳۱-۲۵.
۱۷. حیدری کوچی، ابراهیم و اسماعیل حیدری کوچی. ۱۳۹۰. بررسی روند تغییرات نیترات با میزان بارندگی در آب آشامیدنی روستاهای شهرستان فسا طی سال‌های ۸۷-۱۳۸۶. مجله دانشگاه علوم پزشکی فسا، سال اول، شماره ۲، صص ۱۰۶-۱۰۱.
۱۸. حیدریان دانا، ناهید، پرورش، عبدالرحیم و مهدی خدادانی. ۱۳۸۹. ارزیابی آلودگی شیمیایی آب‌های زیرزمینی آب‌های سطحی مناطق پایین دست محل قدیمی دفن زباله شهرستان ساری در سال ۱۳۸۵. پنجمین همایش ملی مدیریت پسماند.
۱۹. خسروی دهکردی، اردشیر، افیونی، مجید و مدرس رضا موسوی. ۱۳۸۴. بررسی تغییرات غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینده رود در استان اصفهان. مجله محیط‌شناسی، شماره ۳۹، صص ۴۰-۳۳.
۲۰. دفتر امور زیربنایی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی. ۱۳۷۶. آب در دو برنامه. گزارش ۵۱۰۲۵۱۸ معاونت پژوهشی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی ایران.
۲۱. دفتر امور زیربنایی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی. ۱۳۹۶. بررسی بحران آب و پیامدهای آن در کشور. گزارش ۱۵۶۰۸ معاونت پژوهشی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی ایران.
۲۲. دفتر مطالعات زیربنایی مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی. ۱۳۸۴. مدیریت منابع آب و توسعه پایدار. شماره ۷۳۷۴. مرکز پژوهش‌های مجلس شورای اسلامی.

۲۳. رجائی، قاسم، جهانتیغ، حمید، میر، عاطفه، حصارى مطلق، سمانه، مهدی حسن پور. ۱۳۹۱. بررسی غلظت فلزات سنگین در مخازن آب چاه نیمه‌های استان سیستان و بلوچستان در سال ۱۳۸۹. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، دوره ۲۲، شماره ۹۰، صص ۱۱۲-۱۰۵.
۲۴. رحیم سوری، یوسف، یعقوب پور، عبدالمجید و سروش مدبری. ۱۳۹۰. هیدروژئوشیمی و بررسی کیفیت آب چشمه‌ها و آب‌های آشامیدنی روستاهای واقع در حوضه آبریز رودخانه آغ دره، شمال باختر تکاب استان آذربایجان غربی. علوم زمین، سال ۲۱، شماره ۸۲، صص ۸۲-۷۷.
۲۵. رزاقی، ناصر و رویا منصوری. ۱۳۹۱. نمک‌زدایی از آب‌های شور و لب‌شور، علم و صنعت. نارون آرا، تهران، ایران.
۲۶. رضایی، رضا، ملکی، افشین، سیفی، حامد و یحیی زند سلیمانی. ۱۳۸۶. ارزیابی آلودگی شیمیایی آب‌های زیرزمینی مناطق پایین‌دست محل دفن زباله شهر سنندج در سال ۱۳۸۶. دهمین همایش ملی بهداشت محیط.
۲۷. رفاهی، حسینی، ۱۳۷۵. فرسایش آبی و کنترل آن. انتشارات دانشگاه تهران. شماره ۲۲۹۸. تهران، ایران.
۲۸. رقیمی، مصطفی، رمضانی مجاوری، مریم و سید محمد خادمی. ۱۳۸۷. منشأ آلودگی نترات در آب‌های زیرزمینی شهر گرگان در سال ۱۳۸۴. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی گرگان، دوره ۱۰، شماره ۴، صص ۳۹-۳۴.
۲۹. رقیمی، مصطفی، شاه پسندزاده، مجید و سیدمحمد سیدخادمی. ۱۳۸۳. بررسی کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی در مجاورت محل دفن مواد زاید جامد شهر گرگان. مجله محیط شناسی، شماره ۳۵، صص ۸۴-۷۷.
۳۰. سامانی، سعیده، کلانتری، نصراله و محمد حسین رحیمی. ۱۳۹۱. آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت اوان به نترات و بررسی پتانسیل و منشأ آلاینده‌گی آن، مجله حفاظت منابع آب و خاک، سال اول، شماره ۳، صص ۳۸-۲۹.
۳۱. سعیدی، محسن، کرباسی، عبدالرضا، نبی بیدهندی، غلامرضا و ناصر مهرداد. ۱۳۸۵. اثر فعالیت‌های انسانی بر تجمع فلزات سنگین در آب رودخانه تجن در استان مازندران. محیط شناسی. سال ۳۲، شماره ۴۰، صص ۵۰-۴۱.

۳۲. شاه پسندزاده، مجید، رقیمی، مصطفی و سیدمحمد خادمی. ۱۳۸۴. اثرات زیست محیطی توسعه شهری بر آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی گستره گرگان شمال خاور ایران. علوم زمین، سال ۱۲، شماره ۵۴، صص ۵۵-۴۸.
۳۳. شعبانی، محمد. ۱۳۹۰. ارزیابی روش‌های زمین آماری در تهیه نقشه‌های کیفی آب‌های زیرزمینی و پهنه بندی آنها مطالعه و موردی دشت نیریز استان فارس. فصل‌نامه طبیعی لار، سال ۴، شماره ۱۳، صص ۹۶-۸۳.
۳۴. شکیبا، مینا، لیاقت، عبدالمجید و فرهاد میرزایی. ۱۳۹۲. بررسی تأثیر عمق اختلاط بر کیفیت زه آب خروجی از زهکش در اراضی با آب زیرزمینی کم عمق و شور. مجله پژوهش آب در کشاورزی. جلد ۲۷، شماره ۲، صص ۲۷۸-۲۶۸.
۳۵. صباحی، حسین، فیضی، محمد، ویسی، هادی و کمال السادات اسیرا. ۱۳۸۹. بررسی تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب رودخانه سیکان. علوم محیطی، سال ۷، شماره ۴، صص ۳۰-۲۳.
۳۶. عابدی کوپایی، جهانگیر. ۱۳۸۰. تأثیر لندفیل مشهد بر آلودگی منابع آب زیرزمینی. دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد. مجموعه مقالات چهارمین همایش بهداشت محیط کشور. جلد ۲، صص ۷۲۱-۷۱۳.
۳۷. عزیزی، جعفر. ۱۳۸۰. پایداری آب کشاورزی. اقتصاد کشاورزی و توسعه، سال ۹، شماره ۳۶، صص ۱۳۶-۱۱۳.
۳۸. عظیمی زوز، بهرام. ۱۳۵۱. شصت راهنمای عملی برای حفاظت خاک و آب. نشریه شماره ۳۴۶ مؤسسه خاکشناسی و حاصلخیزی خاک. تهران. ایران.
۳۹. علیزاده، امین. ۱۳۸۸. فیزیک خاک. چاپ چهارم. انتشارات دانشگاه امام رضا. مشهد ایران.
۴۰. عنابستانی، علی اکبر و محمد قربانی. ۱۳۹۰. نقش واحدهای صنعتی در ایجاد آلاینده‌های زیست محیطی مطالعه موردی: محدوده تأمین آب شهر سبزوار. آمایش سرزمین، سال سوم، شماره ۴، صص ۴۳-۲۳.
۴۱. فاضلی، مریم، کلانتری، نصراله، رحیمی، محمد حسین و علی خویباری. ۱۳۹۰. بررسی توزیع زمانی و مکانی آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت زیدون به نیترات. مجله مهندسی منابع آب، سال ۴، صص ۵۱-۴۵.
۴۲. قیصری، محمدمهدی، هودجی، مهران، نجفی، پیام و آتوسا عبداللهی. ۱۳۸۶. بررسی آلودگی نیتراتی آب زیرزمینی ناحیه جنوب شرق شهر اصفهان محیط شناسی سال ۳۳، شماره ۴۲، صص ۵۰-۴۳.

۴۳. کلانتری، نصراله، رحیمی، محمد حسین و فیروزه مطوری. ۱۳۹۰. بررسی کیفیت شیمیایی و بیولوژیکی منابع آب محدوده سیاه منصور دزفول. محیط شناسی، سال ۳۷، شماره ۵۹، صص ۲۹-۴۲.
۴۴. گروه کار اثرات زیست محیطی طرح‌های آبیاری و زهکشی. ۱۳۷۷. تحلیلی بر ارزیابی اثرات زیست محیطی طرح‌های آبیاری و زهکشی. کمیته ملی آبیاری و زهکشی. تهران. ایران.
۴۵. لاله زاری، رضا، طباطبایی، سیدحسن و نبی اله یارعلی. ۱۳۸۸. بررسی تغییرات ماهانه نیترات در آب زیرزمینی دشت شهرکرد و پهنه بندی با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی مجله پژوهش آب ایران، سال ۳، شماره ۴، صص ۱۷-۴.
۴۶. لطیف، مسعود، موسوی، سید فرهاد، افیونی، مجید و سعداله ولایتی. ۱۳۸۴. بررسی آلودگی نیترات و منشأیابی آن در آب‌های زیرزمینی دشت مشهد. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، سال ۱۲، شماره ۲، صص ۳۲-۲۱.
۴۷. لیاقت، عبدالمجید. ۱۳۸۳. زهکشی به روش زیستی. سومین کارگاه فنی زهکشی. آبان ۱۳۸۳. کمیته ملی زهکشی و آبیاری. صص ۴۷-۳۳.
۴۸. محمدیان، مهران، نوری، جعفر، افاری، ناصر، نصیری، جلیل و معصومه نورانی. ۱۳۸۷. بررسی فلزات سنگین در چاه‌های آب مجاور کارخانه سرب و روی زنجان. مجله سلامت و محیط، دوره ۱، شماره ۱، صص ۵۶-۵۱.
۴۹. مرادی، پروش. ۱۳۹۳. چالش‌های بکارگیری مدیریت تلفیقی آفات (Ipm) از دیدگاه باغداران شهرستان کرج. پژوهش‌های ترویج و آموزش کشاورزی، سال ۷، شماره ۴، صص ۱۴-۱.
۵۰. مؤمنی، عزیز. ۱۳۸۹. پراکنش جغرافیایی و سطوح شوری منابع خاک ایران. مجله پژوهش‌های خاک، جلد ۲۴، شماره ۳، صص ۲۱۶-۲۰۳.
۵۱. میرانزاده، محمدباقر، مصطفایی، غلامرضا ابوالفضل جلالی کاشانی. ۱۳۸۵. بررسی غلظت نیترات در آب چاه‌های تأمین کننده و شبکه توزیع آب شهر کاشان در ۱۳۸۳-۱۳۸۴. فصلنامه علمی پژوهشی فیض، دوره ۱۰، شماره ۲، صص ۴۴-۳۹.
۵۲. ناصری، حجت‌اله، رقیمی، مصطفی، یخشکی، محمد ابراهیم، شاه پسندزاده، مجید و حسین دهقان. ۱۳۸۵. بررسی عوامل موثر در تغییرات مکانی غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی حوضه آبخیز قره‌سو استان گلستان. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، سال ۱۳، شماره ۱، نشانی اینترنتی: WWW.MAGIRAN.COM/JASNR.

۵۳. ناصری، حمیدرضا و حمید ندافیان. ۱۳۸۷. مدل سازی انتقال آلاینده نیترات آب های زیرزمینی در محدوده چاه های آب شرب همدان. فصلنامه زمین شناسی ایران. سال ۲، شماره ۶، صص ۸۷-۹۸.
۵۴. ناصری، حمیدرضا و فرشاد علیجانی. ۱۳۸۶. بررسی منابع آلاینده آب های زیرزمینی دشت ایذه، شمال شرق خوزستان. علوم محیطی، سال ۴، شماره ۴، صص ۳۳-۴۶.
۵۵. نان بخش، حسن، محمدی، امیر و افشین ابراهیمی. ۱۳۸۹. بررسی میزان غلظت نیترات و نیتريت در چاه های آب شرب روستاهای اطراف شهرک صنعتی شهر ارومیه. مجله تحقیقات سلامت، سال ۶، صص ۸۸۸-۸۸۱.
۵۶. نوذری، حامد. ۱۳۸۸. مدیریت شوری و بهره برداری از زه آب کشاورزی با استفاده از تحلیل پویایی سیستم. رساله دکتری دانشگاه تهران، گروه آبیاری و آبادانی دانشکده آب و خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی تهران، کرج، ایران.
۵۷. نور، حمزه، میرنیا، سید خلاق و مجید خزایی. ۱۳۹۰. گزارش فنی تحلیل آلودگی نگار فسفر حوزه آبخیز کجور. مجله علوم و مهندسی آبخیزداری ایران، دوره ۵، شماره ۱۷، صص ۶۶-۶۳.
۵۸. هوشمند، عبدالرحیم و آرش محجوبی. ۱۳۹۱. بررسی اثرات زهکشی کنترل شده بر روی شوری خاک، مدیریت آبیاری و عملکرد نیشکر (مطالعه موردی کشت و صنعت امام خمینی). سازمان آب و برق خوزستان، شورای تحقیقات شبکه های آبیاری و زهکشی.
۵۹. یوسفی فلکدهی، عذرا، گلپرور، غلامرضا، صافدل، حسین و میراحمد لشت نشایی. ۱۳۹۰. بررسی آلودگی آب رودخانه زیلکی رود در استان گیلان. مجله پژوهش آب ایران. دوره ۶، شماره ۱۰، صص ۲۰۲-۱۹۷.
۶۰. یوسفی، ذبیح اله و ام البنین نائیج. ۱۳۸۶. بررسی و تعیین میزان نیترات منابع آب آشامیدنی روستایی آمل. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران دوره ۱۷، شماره ۶۱، صص ۱۶۵-۱۶۱.
61. Cameron K.C. and R.J. Haynes. 1986. Retention and Movement of Nitrogen in Soils. In: Haynes, R.J. 1986. Mineral Nitrogen in the plant soil system. Academic Press Inc.
62. Alfera, Lisa K. and A. Weismiller, Richard. 2002. U.S. Experiences with nutrient management and good management practices to control non point pollution from agriculture. The World Bank; ECSSD Department; Work in Progress.
63. Cestti, R. Srivastava J. and S. Jung. 2003. Agriculture: non-point source pollution control good management practice Chesapeake bay experince. Environmentally and Socially Development Unit, Europe and Central Asia, The World Bank, Washington, D.C.

-
64. Delgado. 2010. Drainage water management for water quality protection. 65(6):131A-136A Journal of Soil and Water Conservation.
 65. FAO. 2015. World Fertilizer trends and outlook to 2018. FAO. Rome. Italy.
 66. Haynes, R. J. 1986. Mineral Nitrogen in the plant soil system. Academic Press Inc.
 67. Hobbs, P. Sayre, K. and R. Gupta. 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences. 363. 543-55.
 68. Ibarra Cecena M. G. and D. C. Vega. 2011. Agricultural chemicals and its impact on the quality of water resources: the case of the Valley of Carrizo, Sinaloa, Mexico. AQUA mundi (2011) - Am04037: 157 – 162.
 69. Mosier A. R. Syers J. K. and J. R. Freney. 2005. Global assessment of nitrogen fertilizer: The scop/IGBP nitrogen fertilizer rapid assessment project. Science in China series c: life science, vol 48, supplement 2, pp759-766.
 70. Mosier A. R. Syers J. K., and J. R. Freney. 2004. Nitrogen Fertilizer: An Essential Component of Increased Food, Feed, and Fiber Production. Pp3-19. In: A.R. Mosier, J. K. Syers, and J. R. Freney Agriculture and the Nitrogen Cycle Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment. The Scientific Committee on Problems of the Environment.
 71. Ongley, E. D. 1995. Control of water pollution from agriculture. FAO. Rome.
 72. U.S. Environmental Protection Agency. 2003. National management measures for the control of nonpoint pollution from agriculture. US. EPA.
 73. UNEP. 2010. Clearing the waters. A few on water quality solutions. Practice institute, us.
 74. Waskom R. M. and T. A. Bauder. 2002. Best Management Practices for Nitrogen Fertilization to protect water quality. Colorado State University Extension in cooperation with Colorado of Agriculture.