

مسائل زیست محیطی

فرسایش خاک

دکتر عبدال شہریور

دکتر حمزہ نور

دکتر مجید خزایی



مسائل زیست محیطی فرسایش خاک

مؤلفین:

عبدال شہریور - حمزہ نور - مجید خزایی

۱۳۹۶

مؤسسہ آموزشی تألیفی ارشدان

پیشگفتار

فرسایش خاک توسط آب، از رایج‌ترین مسائل زیست‌محیطی در تمام جهان است و در کشورهای در حال توسعه خطر جدی برای توسعه پایدار به حساب می‌آید. فرسایش آبی در مقیاس جهانی به دلیل وسعت جغرافیایی و اثرات زیست محیطی به عنوان یکی از مهم‌ترین انواع تخریب خاک و محیط زیست مطرح است. اثرات زیست محیطی فرسایش خاک را می‌توان در سه سطح درون منطقه‌ای، برون منطقه‌ای و جهانی تقسیم‌بندی نمود. در این راستا در منطقه تحت فرسایش، کاهش ضخامت و حاصل‌خیزی خاک و تشدید فرسایش‌پذیری به دلیل تخریب خاکدانه‌ها مطرح می‌باشد. از سوی دیگر رسوبات معلق رودخانه نتیجه فرسایش خاک و انتقال این مواد به آبراهه‌ها می‌باشند. رسوب انتقال یافته حجم مفید مخازن را کاهش می‌دهد و از قابلیت استفاده از آن برای نیروگاه‌های برق، آبیاری، کاربردهای صنعتی و خانگی، شرب، کشاورزی و پرورش آبزیان می‌کاهد. همچنین عناصر غذایی و آلاینده‌های متصل به ذرات رسوب، از جمله فسفر، نیتروژن و آفت کش‌ها باعث کاهش کیفیت منابع آب و مغذی شدن آن‌ها می‌شوند. باتوجه به موضوع گرمایش جهانی و گازهای گلخانه‌ای توجه به خاک و فرسایش آن در چرخه کربن اهمیت ویژه‌ای پیدا کرده است. بنابراین فرسایش دارای اثرات مخربی بر خاک، آب و هوا دارد. بر اساس آمار موجود فرسایش آبی حدود ۱۲۰ میلیون هکتار از اراضی کشور را تحت تأثیر قرار داده است. با توجه به اینکه اکثر مطالعات صورت گرفته در ارتباط با فرسایش خاک، مسائل مرتبط با میزان فرسایش و رسوب را مورد بررسی قرار داده‌اند و کمتر به مسائل زیست محیطی فرسایش آبی توجه داشتند محققین را بر آن داشت تا با بررسی جامع و کامل مطالعات صورت گرفته داخلی و خارجی و مطالعات موردی نویسندگان در نقاط مختلف کشور، کتابی با عنوان "مسائل زیست محیطی فرسایش آبی" تألیف نمایند.

کتاب حاضر در شش فصل ارائه شده است. فصل اول مقدمه‌ای بر اثرات فرسایش خاک می‌باشد. در فصل دوم فرسایش آبی از نظر فرآیندها، عوامل و انواع فرسایش مورد بررسی قرار گرفته است. در این فصل سعی شده است بر اساس منابع معتبر و جدید مطالب تازه‌ای در زمینه فرسایش آبی ارائه شود. اثرات درون منطقه‌ای فرسایش آبی در فصل سوم مورد توجه بوده است. با توجه به این‌که حاصل تمامی اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک در کاهش تولید محصول و همچنین کیفیت خاک خود را نشان می‌دهند، در این فصل به بررسی ارتباط فرسایش خاک و تولید محصول و همچنین پارامترهای کیفیت خاک پرداخته شد. رسوبات حاصل از فرسایش خاک موجب مشکلات فراوانی در محیط‌های آبی می‌شوند. این مواد از یک سو با اشغال بخشی از

محیط‌های آبی از جمله رودخانه، کانال‌های آبیاری و مخازن سدها از حجم قابل استفاده آن‌ها می‌کاهند و از سوی دیگر با گل‌آلود نمودن آب و حمل عناصر غذایی پرمصرف (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) و آفت‌کش‌ها باعث تقلیل کیفیت منابع آبی می‌شوند. بنابراین در فصل چهارم اثرات برون منطقه‌ای فرسایش خاک مورد ارزیابی قرار گرفته است. در سال‌های اخیر نظرات متفاوتی در زمینه تأثیرگذاری فرسایش خاک بر دی‌اکسیدکربن اتمسفر و در نتیجه فرآیند گرمایش جهانی ارائه شده است، در این راستا فصل پنجم به اثر جهانی فرسایش خاک بر چرخه کربن و نقش آن بر گازهای گلخانه‌ای اختصاص یافته است. در فصل ششم اثرات اقتصادی فرسایش خاک مورد بحث قرار گرفته است و همچنین روش‌های مطالعه خسارت‌های درون و برون منطقه‌ای فرسایش مورد توجه بوده است.

در تألیف این کتاب تلاش بر آن بوده که ایرادات علمی، نگارشی و ویرایشی به حداقل ممکن رسانده شود، با این حال نوشتار حاضر خالی از خطا نیست. بدین سبب نویسندگان امید دارند که متخصصان از ارائه هرگونه نظر و یا پیشنهاد اصلاحی خود دریغ نورزند.

عبدال شهریور

دکتری آبخیزداری و استادیار
پژوهشی مرکز تحقیقات و
آموزش کشاورزی و منابع
طبیعی استان کهگیلویه و
بویراحمد

حمزه نور

دکتری آبخیزداری و عضو
هیئت‌علمی مرکز تحقیقات و
آموزش کشاورزی و منابع
طبیعی استان خراسان رضوی

مجید خزایی

دکتری آبخیزداری و
کارشناس مرکز تحقیقات و
آموزش کشاورزی و منابع
طبیعی استان کهگیلویه و
بویراحمد

فهرست مطالب

عنوان	عنوان
۹	فصل اول: مقدمه
۱۱	۱-۱ مروری بر اثرات فرسایش خاک
۱۹	فصل دوم: فرسایش خاک؛ عوامل و فرآیندها
۱۹	۱-۲ مقدمه
۲۰	۲-۲ عوامل مؤثر در فرسایش خاک
۲۰	۱-۲-۲ اثر اقلیم بر فرسایش خاک
۲۳	۲-۲-۲ اثر کاربری و پوشش اراضی بر فرسایش خاک
۲۵	۳-۲-۲ اثر توپوگرافی بر فرسایش خاک
۲۸	۴-۲-۲ اثر خصوصیات خاک بر فرسایش
۲۹	۵-۲-۲ پدیده آب‌گریزی خاک
۳۱	۶-۲-۲ اثر فعالیت‌های انسانی بر فرسایش خاک
۳۵	۳-۲ انواع فرسایش آبی
۳۵	۱-۳-۲ فرسایش پاشمانی
۳۶	۲-۳-۲ فرسایش سطحی
۳۷	۳-۳-۲ فرسایش شیاری و بین شیار
۳۹	۴-۳-۲ فرسایش آبراهه‌ای
۴۰	۵-۳-۲ فرسایش آب‌کندی
۴۳	۶-۳-۲ فرسایش کناری
۴۵	۷-۳-۲ فرسایش تونلی

فصل سوم: اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک

- ۴۷ ۱-۳ مقدمه
- ۴۹ ۲-۳ اثر فرسایش آبی بر تولیدات گیاهی
- ۵۰ ۱-۲-۳ اثرات اصلی فرسایش آبی بر کاهش تولیدات گیاهی
- ۵۵ ۲-۲-۳ رابطه فرسایش خاک و تولید محصول
- ۵۷ ۳-۲-۳ تغییرپذیری رابطه تولیدات گیاهی و فرسایش آبی
- ۵۸ ۴-۲-۳ روش‌های مطالعه اثر فرسایش بر میزان تولیدات گیاهی
- ۵۹ ۳-۳ فرسایش و کیفیت خاک
- ۶۰ ۱-۳-۳ شاخص‌های کیفیت خاک
- ۶۰ ۲-۳-۳ خصوصیات فیزیکی خاک
- ۶۱ ۳-۳-۳ خصوصیات شیمیایی و بیولوژیکی خاک

فصل چهارم: اثرات برون منطقه‌ای فرسایش

- ۶۳ ۱-۴ مقدمه
- ۶۴ ۲-۴ فرسایش خاک و آلاینده‌های غیر نقطه‌ای
- ۶۵ ۱-۲-۴ آلاینده‌های معمول منتج از فرسایش خاک
- ۷۶ ۲-۲-۴ نسبت غنی‌شدگی
- ۷۹ ۳-۲-۴ مناطق بحرانی تولید آلاینده‌ها توسط فرسایش خاک
- ۸۳ ۴-۲-۴ راه‌های انتقال آلاینده‌های غیر نقطه‌ای توسط فرسایش خاک
- ۸۵ ۳-۴ اثرات ورود رسوبات به منابع آب
- ۸۵ ۱-۳-۴ ترسیب رسوبات در مخازن سدها
- ۸۷ ۲-۳-۴ فرسایش خاک و عمر مفید سدها
- ۸۸ ۳-۳-۴ راندمان تله اندازی رسوب
- ۹۲ ۴-۳-۴ توزیع مواد ترسیب یافته در سدها
- ۹۳ ۵-۳-۴ نیمرخ طولی رسوب‌گذاری در سدها
- ۹۴ ۶-۳-۴ نیمرخ عرضی رسوب‌گذاری در سدها

۹۴	۷-۳-۴ مراحل رسوب گذاری در طول عمر مفید سدها
۹۵	۸-۳-۴ اثرات رسوب گذاری در مخازن سدها
۱۰۲	۹-۳-۴ اثر فرسایش خاک بر تغذیه گرایی محیط های آبی
۱۱۱	۴-۴ کنترل درون منطقه ای آلاینده های غیر نقطه ای
۱۱۱	۱-۴-۴ مدیریت استفاده از مواد غذایی
۱۱۱	۲-۴-۴ محاسبه تمامی منابع عناصر غذایی در خاک
۱۱۲	۵-۴ کاهش برون منطقه ای آلاینده های غیر نقطه ای
۱۱۳	۱-۵-۴ شخم اراضی
۱۱۶	۲-۵-۴ تناوب کشت
۱۱۶	۳-۵-۴ حفظ بقایای گیاهی
۱۱۷	۴-۵-۴ بافرهای حفاظتی
۱۱۸	۵-۵-۴ سامانه های جمع آوری آب باران
۱۱۸	۶-۵-۴ سایر اقدامات حفاظت آب و خاک
۱۱۹	۶-۴ برآورد آلاینده ها در جریان رودخانه

۱۲۱ فصل پنجم: اثرات جهانی فرسایش خاک

۱۲۱	۱-۵ مقدمه
۱۲۳	۲-۵ ذخیره کربن خاک و تغییرات آن
۱۲۶	۳-۵ فرسایش خاک و نوسانات کربن
۱۲۷	۱-۳-۵ اثر تخریب خاکدانه ها بر آزادسازی کربن
۱۲۸	۲-۳-۵ ارتباط انتقال انتخابی ذرات خاک و کربن
۱۲۸	۳-۳-۵ رسوب گذاری مجدد کربن در مسیر حمل
۱۲۹	۴-۳-۵ معدنی شدن ماده آلی خاک
۱۲۹	۵-۳-۵ رسوب گذاری و دفن شدن کربن
۱۳۱	۴-۵ مطالعه هدر رفت کربن خاک در مقیاس های مختلف
۱۳۱	۱-۴-۵ هدررفت خاک در مقیاس پلات و دامنه
۱۳۲	۲-۴-۵ مقیاس حوزه آبخیز

۱۳۳	۵-۴-۳ انتقال کربن در رودخانه‌ها
۱۳۳	۵-۵ ترسیب و حفاظت کربن خاک
۱۳۴	۵-۵-۱ اثر کشاورزی بدون شخم بر ترسیب کربن
۱۳۷	۵-۵-۲ اثر آگروفارستی بر ترسیب کربن

فصل ششم: اثرات اقتصادی فرسایش خاک

۱۳۹	۶-۱ مقدمه
۱۴۰	۶-۲ ارزیابی اقتصادی اثرات فرسایش خاک
۱۴۴	۶-۲-۱ هزینه‌های درون منطقه‌ای فرسایش خاک
۱۴۸	۶-۲-۲ هزینه‌های برون منطقه‌ای فرسایش خاک

منابع

فصل اول

مقدمه

خاک جزو عناصر اصلی حیات موجودات زنده بر کره زمین می‌باشد و با وجود معرفی روش‌های جدید، بی‌شک خاک مهم‌ترین بستر تولید مواد غذایی برای انسان در مقیاس جهانی خواهد بود. تولید محصولات گیاهی از اولین کارکردهای شناخته شده خاک است، با این حال امروزه کارکردهای مختلفی برای خاک در زمینه بهبود کیفیت محیط زیست در نظر گرفته می‌شود. بنابراین به دلیل لزوم افزایش تولید محصولات گیاهی، جلوگیری از آلودگی منابع آب و هوا و ذخیره‌سازی و جبران کربن منتشر شده در جو، حفاظت از خاک به‌عنوان یک منبع با ارزش، بسیار ضروری است. در جدول ۱-۱ مهم‌ترین کارکردهای خاک ملاحظه می‌شود.

جدول ۱-۱ کارکردهای چندگانه خاک در حفظ محیط زیست و تولید محصول

امنیت غذایی، تنوع زیستی و شهرسازی	کیفیت آب	پیش بینی جهانی تغییرات آب و هوایی	مواد اولیه سوخت های زیستی
غذا فیبر هیوسین تجدیدشونده زیرساخت دفع زباله تنوع میکروبی حفاظت از گیاهان و جانوران	تصفیه آلاینده ها تصفیه آب نگهداری رسوبات و مواد شیمیایی به عنوان بافر و تغییردهنده مواد شیمیایی	کاهش CH_4 و CO_2 تجزیه کربن در خاک و موجودات زنده کاهش نیتریفیکاسیون ترسیب و دفع کربن	محصولات بیو انرژی (به عنوان مثال گیاهان چمنی فصل گرم و درختان سریع الرشد) دشت های چمنزار

در مقیاس عمر انسان، خاک یک منبع غیر قابل تجدید محسوب می شود (Morgan, ۲۰۰۹). به گونه ای که برای تشکیل ۲۵ میلی متر خاک در شرایط طبیعی (مانند مراتع) حدود ۳۰۰ سال زمان نیاز است. به عبارتی تولید هر سانتی متر خاک در این شرایط بیش از یک قرن نیاز دارد (Bennett, ۱۹۳۹). جدول ۱-۲ نتایج برخی از تحقیقات در زمینه میزان فرسایش و خاک سازی در مقیاس جهانی توسط Lal و Blanco (۲۰۰۸) را نشان می دهد.

جدول ۱-۲ میزان فرسایش و خاک سازی در مقیاس جهانی (Lal و Blanco, ۲۰۰۸)

منبع	نرخ بر حسب میلی متر بر سال
فرسایش زمین شناسی جهانی	
Montgomery and Brandon	۰/۰۱۷
Wilkinson	۰/۰۲۴
Wilkinson and McElroy	۰/۰۱۶
تولید خاک	
Wakatsuki and Rasyidin	۰/۰۵۸
Troeh et al.	۰/۰۸۳

با این حال عوامل بسیاری کمیت و کیفیت خاک را تهدید می کنند. تخریب خاک از گذشته وجود داشته ولی از قرن گذشته به دلیل نیاز فزاینده به منابع جدید تولید غذا، سرعت تخریب

خاک افزایش یافته است. در این بین فرسایش آبی خاک حدود ۱۱ میلیارد هکتار از اراضی جهان را تحت تأثیر خود قرار داده و از گسترده‌ترین عوامل تهدید کننده خاک از نظر کیفیت و کیمیت به حساب می‌آید (Oldeman, ۱۹۹۴) به گونه‌ای که فرسایش خاک یکی از جدی‌ترین مسائل زیست‌محیطی و سلامت عمومی جهان است. در مقیاس جهانی بیش‌ترین مساحت تحت تأثیر فرسایش آبی به ترتیب در آسیا، آفریقا، آمریکای جنوبی، اروپا، استرالیا، آمریکای شمالی و در نهایت آمریکای مرکزی مشاهده شده است (Lal, ۱۹۹۸).

در مناطق مرطوب و نیمه مرطوب به دلیل بالا بودن مقدار بارش‌ها و دخالت‌های انسانی نقش این فرسایش مهم است. در حالی که در مناطق نیمه خشک و حتی خشک به دلیل وقوع بارش‌های شدید و فقدان پوشش گیاهی مناسب این نوع از فرسایش خطرات جدی درون و برون منطقه‌ای ایجاد می‌کند. این نوع فرسایش دارای انواع مختلفی از جمله پاشماني، بین شیری، سطحی، شیری، آبراهه‌ای، کنار رودخانه‌ای و آبکندی است. هر کدام از این نوع فرسایش در مرحله‌ای از شدت فرسایش به وجود می‌آیند ولی به طور کلی همگی این فرسایش‌ها از یک سو باعث انتقال خاک سطحی و از سوی دیگر اثرات برون منطقه‌ای می‌شوند.

۱-۱ مروری بر اثرات فرسایش خاک

با آغاز فرسایش خاک در یک منطقه، مشکلات بی‌شمار درون و برون منطقه‌ای ایجاد خواهد شد. باید توجه داشت که شناخت پژوهش‌گران از اثرات فرسایش خاک در طول زمان پیشرفت بسیاری داشته است و از سوی دیگر نحوه تحلیل اثرات فرسایش خاک در کشورهای مختلف متفاوت است. به عبارتی با توجه به کاهش روزافزون منابع با کیفیت خاک، آب و حتی هوا در نظر گرفتن اثرات و پیامدهای جدیدی از فرسایش خاک توسط پژوهش‌گران مد نظر بوده است. با این حال در تمامی زمینه‌های تحلیل اثرات فرسایش خاک، کمبود اطلاعات دقیق و جامع از مشکلات اساسی می‌باشد حال آن‌که ایجاد خطرات جدی برای توسعه پایدار توسط فرسایش خاک، مورد توافق تمامی پژوهش‌گران است. در این راستا Pimentel و همکاران (۱۹۹۵) متوسط سالانه فرسایش خاک جهان را ۷۵ میلیارد تن تخمین زده‌اند.

فرسایش خاک اثرات مثبت و منفی متعددی بر محیط زیست دارد. اثرات مثبت آن مربوط به فرسایش طبیعی یا زمین شناسی بوده حال آن‌که فرسایش تشدید شونده دارای اثرگذاری منفی در کوتاه و بلند مدت بر منابع طبیعی می‌باشد. اثرگذاری بلند مدت فرسایش خاک به اثرات

درون منطقه‌ای آن مربوط می‌شود درحالی‌که تأثیرات برون منطقه‌ای فرسایش خاک در کوتاه مدت نیز نمایان خواهند شد (Lal, ۱۹۹۸).

الف) اثرات در منطقه فرسایش یافته: فرسایش خاک در منطقه تحت تأثیر به‌صورت مستقیم و غیر مستقیم با اثرگذاری تدریجی بر کمیت و کیفیت خاک از توان تولید آن می‌کاهد. بنابراین هر ساله به‌وسیله فرسایش تشدید شونده از سطح و محصول مزارع موجود برای تولید غذا کاسته می‌شود و کشاورزان و دامداران برای جبران این اراضی مناطق دیگر را مورد استفاده قرار می‌دهند. اراضی قابل کشاورزی در جهان تنها ۱۵ میلیارد هکتار می‌باشند که چیزی کم‌تر از ۲۲٪ مساحت خشکی‌ها را شامل می‌شوند (Morgan, ۲۰۰۹) با این حال ۹۷٪ غذای جمعیت زمین را تأمین می‌کنند (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). رشد جمعیت جهان حدود ۱/۳ درصد بوده که می‌تواند یکی از عوامل مهم تشدید تخریب و فرسایش خاک باشد. این در حالی است که هر سال حدود ۱۰ میلیون هکتار از اراضی به‌علت فرسایش خاک از دسترس خارج می‌شوند (Blanco و Lal, ۲۰۰۸). در مقیاس جهانی اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک باعث کاهش حاصل‌خیزی در ۳۳ درصد از اراضی کشاورزی شده است (Brown و Young, ۱۹۹۰). فرسایش به‌صورت مستقیم با کاهش عمق خاک و عمق ریشه دوانی گیاه، هدررفت مواد معدنی و آلی خاک، کاهش ظرفیت نگهداری آب در خاک، کاهش جوانه زنی بذرها و در نهایت کاهش سطح اراضی کشاورزی موجب کاهش تولید محصول می‌شود. اثرات درون منطقه‌ای مستقیم و غیر مستقیم فرسایش خاک بر تولید در جدول ۱-۳ ارائه شده است. هم‌چنین در جدول ۱-۴ اثرات غیر مستقیم فرسایش شدید خاک بر بهره‌وری و هزینه‌های پنهان را نشان می‌دهد.

جدول ۱-۳ اثرات درون منطقه‌ای مستقیم و غیرمستقیم فرسایش خاک بر تولید محصول

فرایند	چگونگی تأثیر
کاهش عمق ریشه‌زایی	حساسیت زیاد به آب و هوا عدم تعادل آب و مواد غذایی رژیم حرارتی نامناسب خاک خاک تحت الارض نامساعد و تأثیر آن بر روی موجودات زنده
هدر رفت مواد غذایی مورد نیاز گیاه	کمبود مواد غذایی سمیت عنصری تأثیر pH نامناسب خاک بر عمق مفید ریشه
هدر رفت آب قابل دسترس گیاه	کاهش نفوذپذیری خاک نسبت به آب هدر رفت بالا ناشی از رواناب و تبخیر کاهش عمق مفید ریشه
کاهش سطح اراضی	کاهش سطح اراضی ناشی از خندق‌های دائمی و موقت شرایط نامناسب در محل‌های رسوب‌گذاری
خسارت به بذور گیاهان	شستن خاک مسیر بذرها و جوانه‌ها خسارت به جوانه‌ها در اثر حرکت شن‌ها دفن جوانه‌ها در اثر رسوبات آبی و بادی

جدول ۴-۱ اثرات غیرمستقیم فرسایش شدید خاک بر بهره‌وری و هزینه‌های پنهان

فرایند	چگونگی تأثیر
کودهای اضافی	هزینه‌های جایگزین مواد غذایی هدر رفته آهک اضافی جهت بالا بردن pH خاک
آبیاری تکمیلی	هزینه اضافی آبیاری تکمیلی هزینه تجهیزات آبیاری
هدر رفت مواد شیمیایی	هدر رفت آفت‌کش‌ها و هزینه جبران آن‌ها کاهش محصول ناشی از شیوع بالای آفات
تغییرپذیری خاک	حاصلخیزی غیریکنواخت خاک ناشی از حمل کود و خاک سطحی در اثر رواناب عمق متغیر خاک سطحی و عمقی تغییر فضایی در ظرفیت آب قابل دسترس گیاه
زمان کاشت	کاهش محصول ناشی از تأخیر در زمان کاشت نارس شدن محصول به‌طور یکنواخت ناشی از تغییرپذیری خاک
هزینه واکاری	هزینه‌های ناشی از واکاری حرکت اضافی ماشین‌آلات بر روی خاک
هزینه ماشین‌آلات	شخم اضافی مورد نیاز در واکاری ماشین‌آلات زیاد جهت شخم و دیسک زدن جهت زیر خاک بردن دانه‌ها خسارت به ماشین‌آلات در اثر طوفان شن
اصلاح زیرساخت‌ها	افزایش هزینه‌های نگهداری خاک، حفظ ساختمان، وضعیت زه کشی و نهرهای آبیاری نگهداری از جاده‌ها، آبراهه‌ها، آبگذرها و پل‌ها

ب) **اثرات رسوبات در منطقه حمل و ترسیب:** اثرات برون منطقه‌ای فرسایش خاک اغلب در زمینه انتقال و ترسیب مواد فرسایش یافته، انتقال عناصر غذایی و آلاینده‌ها و کاهش کیفیت منابع آب مطرح است. در این حالت اثرات برون منطقه‌ای فرسایش خاک در ارتباط با انتقال رسوبات و مواد شیمیایی همراه آن‌ها به منابع آب و کاهش کیفیت و شرایط کمی آن‌ها می‌باشد. رسوبات ایجاد شده در اثر فرسایش خاک بر اساس وزن‌شان و همچنین توان حمل جریان مسافت‌های مختلفی را طی می‌کنند. این رسوبات در مرحله حمل باعث افزایش کدورت، تقلیل

کیفیت آب برای مصارف مختلف و آسیب به موجودات آبی شده و در منطقه رسوب گذاری نیز کاهش حجم سدها، بسته شدن کانال های آبیاری و بالا آمدن بستر رودخانه را موجب می شوند. با این حال باید توجه داشت که آمار دقیقی از رسوب ورودی به منابع آب موجود نیست و این مهم از دیرباز مورد توجه پژوهش گران بوده است (جدول ۱-۵).

جدول ۱-۵ مقادیر تخمین رسوبات منتقله به آب ها در مقیاس جهانی (Lal و Blanco، ۲۰۰۸)

نام محقق	میانگین بار سالانه برآورد شده (میلیارد تن)
Fournier (۱۹۶۰)	۵۱/۱
Kuenen (۱۹۵۰)	۳۲/۵
Gilluly (۱۹۵۵)	۳۱/۷
Painter و Jansen (۱۹۷۴)	۲۶/۷
Pechinov (۱۹۵۹)	۲۴/۲
Schumm (۱۹۶۳)	۲۰/۵
Syvitski و Milliman (۱۹۹۲)	۲۰
Holeman (۱۹۶۸)	۱۸/۳
Goldberg (۱۹۷۶)	۱۸
USSR National Committee for the IHD	۱۵/۷
Sunderg (۱۹۷۳)، Walling و Webb (۱۹۸۳)	۱۵
Meade و Milliman (۱۹۸۳)	۱۳/۵
Lopatin (۱۹۵۲)	۱۲/۷
Garrels و Mackenzie (۱۹۶۶)	۸/۳

مجموع ذخیره مخازن سدها در سطح جهان در حدود ۷۰۰ میلیارد مترمکعب برآورد می شود که مقداری از آن به علت رسوب گذاری از دست می روند. بنابر پژوهش های انجام شده، متوسط میزان رسوب گذاری در سدهای جهان در حدود یک درصد حجم مخازن در سال می باشد (Jacobsen، ۲۰۰۹). در این راستا کمیته بین المللی سدهای بزرگ یکی از مسائل مهم در قرن بیست و یکم را رسوب گذاری در مخازن سدها اعلام کرده است و تأسیس کمیته بین المللی رسوب گذاری در مخازن سدها در سال ۱۹۹۲ به دلیل اهمیت این مسئله می باشد. باید توجه داشت که در بررسی تأثیرات رسوبات منتج از فرسایش خاک، دو بخش فیزیکی و شیمیایی دارای اهمیت است. از نظر قسمت فیزیکی دو جز معدنی (رس، سیلت و شن) و آلی یا

ماده آلی ذره‌ای مورد نظر است و از نظر جز شیمیایی، عناصر غذایی مورد نیاز گیاهان (N, P, K, Ca, Mg) و آفت کش‌ها (انواع علف و حشره کش‌ها) را می‌توان نام برد (Edwards و همکاران، ۱۹۹۰). غلظت عناصر غذایی و آلاینده‌ها در واحد وزن رسوب به دلیل فرآیند انتخابی بودن فرسایش خاک بیش‌تر از مقدار این مواد در خاک مبدا می‌باشد. طی فرآیند فرسایش خاک ذرات کوچک‌تر (رس و به‌ویژه سیلت) نسبت به ذرات درشت‌تر (ماسه) زودتر آمادگی حمل پیدا میکنند و انتقال مواد به‌صورت جور شده صورت می‌گیرند و با افزایش قدرت جریان، ذرات درشت پس از ذرات ریز حمل می‌شوند. انتقال ذرات ریزتر توسط فرسایش خاک، نشان‌دهنده فرآیند انتخابی فرسایش خاک در جداسازی و حمل ذرات خاک است. این رسوبات دارای مقادیر بالایی از عناصر غذایی و مواد آلی می‌باشند.

رسوبات حاصل از فرسایش خاک در اراضی با کاربری‌های مختلف، دارای مقادیر متفاوتی فسفر و نیتروژن می‌باشند. در این بین، فسفر عامل مهمی در تغذیه‌گرایی منابع آب می‌باشد. به‌گونه‌ای که فسفات نقش تعیین کننده‌ای در ایجاد شکوفایی جلبکی در مخازن سدها دارد. فرسایش خاک و بالا رفتن سطح مواد غذایی منابع آب با هم در ارتباط هستند. فسفر به عنوان عامل تعیین کننده در تغذیه‌گرایی منابع آب از طریق رسوبات حاصل از فرسایش خاک به‌ویژه اراضی کشاورزی تأمین می‌شود (Ekholm و Lehtoranta، ۲۰۱۲). طی فرآیند فرسایش خاک فسفر اغلب به‌صورت متصل به ذرات رسوب حمل می‌شود (Noor و همکاران، ۲۰۱۳)، در ابتدای مرحله انتقال ذرات رسوب در رواناب به دلیل تغییر شرایط محیط از نظر شیمیایی (محیط خاک در مقایسه با رواناب) مقداری از فسفر متصل به رسوبات به شکل محلول آزاد می‌گردد. علاوه بر این، بررسی‌ها نشان داده است که رسوبات پس از ته‌نشینی در محیط‌های آبی به وسیله واکنش‌های شیمیایی در جذب و آزادسازی فسفر در این محیط‌ها نقش مهمی دارند و عامل اساسی در ایجاد تغذیه‌گرایی محیط‌های آبی خواهند بود (Ekholm و Lehtoranta، ۲۰۱۲).

ج) اثر فرسایش خاک بر گازهای گلخانه‌ای: در دیدگاه جدید و زیست محیطی، خاک سطحی به عنوان منبعی برای کربن عمل نموده و از اثرات CO_2 و دیگر گازهای گلخانه‌ای ۲ اتمسفر که بر گرم شدن اقلیم جهانی مؤثرند می‌کاهد (Klemetsson و همکاران، ۲۰۰۵). بنابراین هر تغییری در ذخیره کربن خاک‌ها به‌طور قابل توجهی بر دی اکسید کربن اتمسفر تأثیر می‌گذارد. ذرات رسوب دارای مقدار متفاوتی ماده آلی خاک (SOM) و کربن غیرآلی خاک (SIC) می‌باشند. کربن آلی خود شامل ماده آلی ذره‌ای (POC) مانند هوموس و شکل محلول ماده آلی (DOC) هستند. درحالی که ماده آلی و معدنی معمولاً در شکل HCO_3^- ، CO_3^{2-} و CO_2 خواهند بود. جابجایی، توزیع مجدد، تغییر مکان کربن آلی و غیرآلی توسط فرسایش خاک، نقش مهمی در چرخه کربن

در مقیاس جهانی داشته و در نتیجه بر گازهای گلخانه‌ای اثرگذار است. Lal (۱۹۹۵) میزان جابجایی کربن در اثر فرسایش خاک از سطح قاره‌ها را (بازنظر گرفت ۳٪ کربن در رسوبات) در حدود ۵/۷ میلیارد تن گزارش نموده است. در صورتی که طی این فرآیند انتقال، ۲۰ درصد SOM معدنی شود بالغ بر ۱/۱۴ میلیارد تن به صورت CO₂ به اتمسفر بازگشته و بر گازهای گلخانه‌ای می‌افزاید.

د) خسارات اقتصادی فرسایش خاک: در نهایت لازم به توضیح است که تمامی اثرات درون و برون منطقه‌ای فرسایش خاک به صورت مستقیم یا غیرمستقیم دارای پیامدهای اقتصادی بوده و در اقتصاد کشور و برنامه‌های توسعه‌ای و توسعه پایدار نقش منفی خواهند داشت. بنابراین، ارزیابی پیامدهای اقتصادی فرسایش خاک از جمله موضوعات مورد توجه پژوهش‌گران در سال‌های اخیر می‌باشد. در این راستا برآورد کلیه هزینه‌های فرسایش خاک همراه بررسی اثرات هدررفت فیزیکی و شیمیایی خاک اهمیت داشته و اهمیت حفاظت خاک را دوچندان نمایان خواهد کرد. بنابراین باید توجه داشت که فرسایش خاک علاوه بر تلفات فیزیکی، دارای تلفاتی از نظر اقتصادی نیز می‌باشد و باید هزینه‌های متصور از فرسایش خاک در منطقه فرسایش یافته، حمل و رسوب‌گذاری مورد بررسی قرار گیرد. تحقیقات نشان داده است که در مقیاس جهانی هزینه‌های درون و برون منطقه‌ای فرسایش خاک در حدود ۴۰۰ میلیارد دلار است. همچنین اثرات برون منطقه‌ای فرسایش خاک در مقیاس جهانی توسط Lal (۱۹۹۸) بالغ بر ۲۲۵ میلیارد دلار گزارش شده است. بررسی‌ها نشان داده است که هزینه فرسایش خاک در حال افزایش است به گونه‌ای که در آمریکا هزینه برون منطقه‌ای فرسایش خاک به ترتیب در دهه ۸۰ و ۹۰ میلادی در حدود ۷ و ۱۷ میلیارد دلار برآورد شده است (Telles و همکاران، ۲۰۱۱).

فصل دوم

فرسایش خاک؛ عوامل و فرآیندها

۱-۲ مقدمه

تمامی پیامدهای فرسایش خاک حاصل برهم کنش عوامل اقلیمی، توپوگرافی، پوشش گیاهی و مدیریت اراضی می‌باشند. به عبارتی هر اقدامی که باعث ایجاد فرسایش خاک شود، عامل آغاز اثرات درون و برون منطقه‌ای آن نیز خواهد بود. برخی از عوامل مؤثر در فرسایش خاک تحت مدیریت انسان بوده و برخی دیگر ویژگی‌های طبیعی منطقه هستند و فعالیت‌های انسان نقش ثانویه در تأثیرگذاری آن‌ها دارد. اثرات متقابل این عوامل میزان فرسایش خاک را تعیین می‌کنند. این عوامل را می‌توان در سه دسته اصلی، عوامل فرساینده (مانند رواناب)، عوامل فرسایش‌پذیر (خصوصیات خاک) و عوامل مقاومت‌کننده (سایر عوامل) طبقه‌بندی نمود.

بررسی‌ها نشان داده است که فرسایش آبی شامل چهار مرحله متوالی و وابسته شامل جداسازی^۱، داخل شدن ذرات به جریان^۲، انتقال^۳ و ترسیب مواد^۴ است (Toy و همکاران، ۲۰۰۲). این مراحل

۱ Detachment

۲ Entrainment

۳ Trasportation

۴ Deposition

در تمامی انواع فرسایش وجود دارند. فرسایش خاک بر اساس تأثیرگذاری بر سطح زمین به دو نوع متمرکز و غیرمتمرکز تقسیم می‌شود. بنابراین در ابتدا لازم است به‌صورت مختصر برخی از عوامل مهم در ایجاد فرسایش خاک و همچنین فرآیندهای حاکم بر انواع فرسایش خاک ارائه شود تا از این طریق شناخت مقدماتی از نحوه اثرگذاری هر یک بر محیط زیست حاصل شود.

۲-۲ عوامل مؤثر در فرسایش خاک

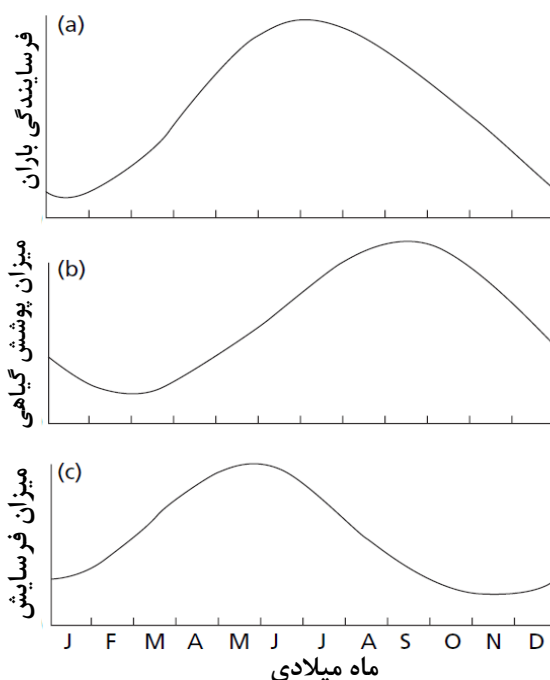
عوامل‌های اصلی مؤثر بر فرسایش آبی که مقدار فرسایش را نشان می‌دهند شامل، اقلیم (بارش به‌عنوان مهم‌ترین عامل اقلیمی)، پوشش گیاهی و مدیریت زراعی، توپوگرافی، خصوصیات خاک و فعالیت‌های انسانی می‌باشند.

۲-۲-۱ اثر اقلیم بر فرسایش خاک

همان‌گونه که ذکر شد مرحله اول فرسایش خاک شامل جدا شدن قطرات توسط باران و نیروی برشی رواناب بوده و سپس رواناب مواد جداشده را انتقال می‌دهد. بنابراین فرسایش باران و میزان رواناب تولیدشده توسط باران در فرسایش آبی مهم می‌باشند. مقدار و شدت بارش از جمله مهم‌ترین مشخصات اثرگذار بارش بر فرسایش خاک است. قطر قطره باران تعیین کننده سرعت و انرژی جنبشی آن است. به‌طور معمول قطرات باران دارای قطر ۲-۵ میلی‌متر هستند که سرعت نهایی قطره باران با قطر ۵ میلی‌متر حدود ۹ متر بر ثانیه گزارش شده است (Lal, ۱۹۹۸). مجموعه قطرات باران دارای انرژی بالایی بوده و قادرند مقدار زیادی خاک را جابجا نمایند. برای مثال انرژی سالانه حاصل از قطرات باران در یک زمین یک هکتاری واقع در ایالت نیویورک برابر ۱۰۶×۲۵۰ ژول در هکتار محاسبه شده است (Troeh و همکاران، ۲۰۰۴).

بارش‌های شدید از یک‌سو دارای قطرات درشت‌تری هستند که منجر به فرسایش و جدایش بیش‌تر ذرات خاک می‌گردند و از سوی دیگر باعث ایجاد سریع رواناب و در نتیجه ایجاد فرسایش شدید در منطقه خواهند شد. البته این عامل در صورت موجود بودن ماده فرسایش‌پذیر در منطقه قادر به فرسایش است. رابطه مفهومی بین شدت بارش، تراکم پوشش گیاهی و فرسایش خاک توسط Morgan (۲۰۰۹) به‌صورت شکل ۲-۱ ارائه شده است.

همان‌گونه که در شکل ۱-۲ مشاهده می‌شود اوج مقدار فرسایش خاک قبل از حداکثر مقدار بارندگی است. دلیل این امر افزایش تدریجی تراکم پوشش گیاهی با شروع فصل بارش و در نتیجه افزایش اثر حفاظتی آن در مقابل فرسایندهای باران می‌باشد.



شکل ۱-۲ ارتباط تغییرات سالانه بارش، پوشش گیاهی و مقدار فرسایش خاک

برای مقایسه انرژی جنبشی قطرات باران و رواناب می‌توان از معادله زیر با داشتن جرم بر حسب گرم (m) و سرعت بر حسب سانتی‌متر بر ثانیه (V) استفاده کرد (معادله ۱-۲).

$$E = 0.5 \times MV^2$$

۱-۲

میزان انرژی جنبشی بارش با جرم m و سرعت حد ۸ متر بر ثانیه، مساوی با ۳۲ برابر m است. اگر فرض شود ضریب رواناب ۲۵ درصد است و سرعت رواناب یک متر در ثانیه، در این صورت با جایگذاری در رابطه ۱-۲ انرژی جنبشی رواناب ۰/۱۲۵ m به دست می‌آید. در این حالت مقدار انرژی باران ۲۵۶ برابر رواناب حاصل از آن است. اگر فرض شود تمام بارش نیز به رواناب تبدیل

شود باز مقدار انرژی بارش بیش تر است دلیل این امر بالا بودن سرعت قطرات باران است (Morgan, ۲۰۰۹). البته باید به این نکته توجه داشت که ارقام ارائه شده در بالا تنها میزان انرژی را نشان می دهند و نمی توان از آن ها برای مقایسه میزان مواد منتقله استفاده نمود. مقداری از این انرژی صرف اصطکاک با ذرات خاک و کنش آن ها می شود که مقدار هدر رفت انرژی در قطرات باران (فرسایش پاشمانی) بیش تر است در حالی که توان حمل مواد توسط قطرات باران بسیار ناچیز است (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). در جدول ۱-۲ انرژی جنبشی، انرژی برای فرسایش خاک و میزان انتقال رسوب برای قطرات باران، جریان سطحی و جریان متمرکز در شیارهای کوچک توسط Morgan (۲۰۰۹) مورد مقایسه قرار گرفته است. لازم به توضیح است که کلیه مشاهدات در منطقه Bedfordshire انگلستان با شیب ۱۱ درجه و خاک شنی در بیش از ۹۰۰ روز انجام گرفته است. بیشتر انرژی جنبشی قطرات باران به جای حمل ذرات خاک، منجر به جدا شدن ذرات خاک می گردد. هم چنین سرعت جریان برای یک شیار با ۰/۳ متر عرض و ۰/۲ متر عمق روی شیب ۱۱ درجه به فرض اینکه ضریب مانینگ ۰/۰۲ باشد، از طریق معادله مانینگ تخمین زده شده است.

جدول ۱-۲ مقایسه قطرات باران، جریان سطحی و جریان متمرکز برای فرسایش خاک

شکل فرسایش	*جرم ^۱	سرعت معمول (متر بر ثانیه)	انرژی جنبشی	انرژی جهت فرسایش ^۲	حمل رسوب مشاهده شده (گرم بر سانتی متر مربع)
پاشمانی	R	۶/۰	۱۸R	۰/۰۳۶R	۲۰
سطحی	۰/۵R	۰/۰۱	۲/۵×۱۰-۵R	۷/۵×۱۰-۷R	۴۰۰
خطی	۰/۵R	۴	۴R	۰/۱۲R	۱۹۰۰۰

۱: نشان دهنده m در معادله ۱-۲ می باشد.

۲: فرض شده که توسط باران و رواناب به ترتیب ۰/۲ و ۳ درصد از انرژی جنبشی صرف فرسایش شده است.

علاوه بر بارش درجه حرارت و باد نیز در فرسایش خاک مؤثرند. درجه حرارت زیاد ممکن است باعث کاهش فرسایش آبی به وسیله افزایش تبخیر و تعرق و کاهش مقدار محتوای آب خاک گردد. این اثر در مناطق مرطوب قابل مشاهده است. از سوی دیگر این عامل در مناطق خشک باعث کاهش پوشش گیاهی می گردد. باد نیز می تواند باعث کاهش محتوای آب خاک و کاهش فرسایش آبی می شود (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). از سوی دیگر قادر است با تغییر زاویه برخورد و سرعت قطره باران میزان فرسایش را بالا ببرد.

۲-۲-۲ اثر کاربری و پوشش اراضی بر فرسایش خاک

اثر پوشش گیاهی بر خاک را می‌توان در دو دسته حفاظت بیولوژیکی^۵ و ساخت بیولوژیکی^۶ بیان نمود (Naylor و همکاران، ۲۰۰۲). پوشش گیاهی با کاهش سرعت رواناب، نگه‌داری و نفوذ مقداری از بارش، جلوگیری از برخورد مستقیم قطرات باران، تثبیت خاک توسط ریشه‌ها، بهبود ساختمان و خصوصیات شیمیایی خاک باعث کاهش فرسایش می‌گردد (Zuazo و Pleguezuelo، ۲۰۰۸). این رابطه پیچیده و منفی بین پوشش گیاهی و خاک به صورت رابطه کلی ۲-۲ قابل بیان است.

$$S_{Loss} = e^{-bC} \quad 2-2$$

در این رابطه S_{Loss} هدر رفت نسبی خاک (نسبت فرسایش در یک پوشش گیاهی خاص به یک زمین لخت)، C درصد پوشش گیاهی و b - یک عدد ثابت بین ۰/۰۲۳۵ و ۰/۰۸۱۶ وابسته به نوع پوشش گیاهی است (Gyssels و همکاران، ۲۰۰۵).

علاوه بر این پوشش گیاهی با ایجاد زبری و تقلیل نیروی برشی رواناب موجب کاهش رشد و توسعه شیارها شده و در ترسیب مواد نقش مهمی دارند (Martinez و همکاران، ۲۰۰۶). در این زمینه گیاهان کم ارتفاع و انواعی که در نزدیکی سطح خاک رشد می‌نمایند اثر بیشتری بر کاهش برخورد مستقیم قطرات باران و در نتیجه فرسایش خاک دارند. در این زمینه خزایی و همکاران (۱۳۹۲) تحقیقی با هدف بررسی تأثیر پوشش گیاهی روی میزان رواناب و رسوب در کرت‌های با سطح پوشش مختلف در حوزه آبخیز مهربان در سه تیمار فاقد پوشش، تلفیقی از گرامنیه و بوته‌ای و پوشش بوته‌ای، انجام دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که حداقل و حداکثر رسوب در پلات‌های بدون پوشش، پوشش بوته‌ای و تلفیقی به ترتیب (۳/۸، ۲/۱، ۱/۸ و ۱/۱) و (۱/۹ و ۱۳) گرم در لیتر در نوسان بوده است. نتایج نشان داد که میزان رواناب در بوته‌ای‌ها بیش‌تر از فاقد پوشش و ۱/۸ برابر بیش‌تر از تلفیقی و در تیمار تلفیقی ۱/۱ بیش‌تر از بوته‌ای بوده است. درحالی‌که مقادیر رسوب مقادیر فوق به ترتیب معادل ۲/۴، ۱/۶ و ۱/۵ بوده است.

در کنار پوشش گیاهی، نحوه مدیریت و بهره‌برداری از اراضی بسیار مهم است. چه بسا این‌که سامانه‌های کشاورزی با مدیریت صحیح حفاظت آب و خاک، دارای حداقل فرسایش و رسوب باشند. مدیریت خوب اراضی در وهله اول، استفاده اراضی بر اساس قابلیت‌شان است. درحالی‌که

^۵ Bioprotection

^۶ Bioconstruction

مدیریت زراعی به نحوه مدیریت کشت اشاره دارد (سیستم شخم، نحوه چرا و...). کاربری و پوشش اراضی^۷ نقش مهمی در فرسایش خاک دارند. LULC به عنوان مهم ترین عامل تحت مدیریت انسان و مؤثر بر فرسایش خاک می تواند نقش کاهنده در فرسایش خاک داشته باشد. اهمیت این موضوع باعث شده است که در سال های اخیر اطلاعات زیادی از نحوه کاربری اراضی و نوع و خصوصیات پوشش گیاهی به همراه اقدامات مدیریتی در مدل های هیدرولوژی و فرسایش خاک قرار داده شود.

بسیاری از پژوهش ها به مطالعه اثر تاج پوشش بر فرسایش خاک پرداخته اند و کم تر توجهی به نقش ریشه ها در فرایند فرسایش شده است. نقش ریشه گیاهان زمانی بیش تر نمایان می شود که قسمت های فوقانی و تاج پوشش توسط چرا و یا آتش سوزی از بین برود. هم چنین ریشه ها در کنترل آغاز شیاری شدن بسیار مهم می باشند. در مناطق نیمه خشک و خشک که گیاهان به صورت پراکنده قرار دارند و وجود پوشش گیاهی مقطعی است، اهمیت ریشه ها دوچندان خواهد شد. در مورد نقش ریشه ها در کنترل فرسایش بین شیاری نظرات متفاوتی ارائه شده است به گونه ای که Bui و Box (۱۹۹۳) اثر معنی داری از ریشه ها مشاهده نمودند. با این حال Ghidex و Alberts (۱۹۹۷) مشاهده نمودند که رابطه منفی بین مقدار و طول ریشه های مرده و فرسایش بین شیاری وجود دارد. آنچه مورد توافق می باشد، اثرگذاری ریشه گیاهان بیش تر بر فرسایش شیاری و آبکندهای موقتی است.

خصوصیات مختلفی از جمله تراکم ریشه، وزن خشک، نسبت سطح ریشه، تراکم - طول برای مطالعه اثرات ریشه بر جریان متمرکز مورد استفاده قرار می گیرد. در این میان دو شاخص تراکم و تراکم- عمق، بیش ترین کاربرد را دارند.

علاوه بر این Dismeyer و Foster (۱۹۸۵) اعلام نمودند گیاهان با ساختار متفاوت ریشه، دارای اثرات مختلفی بر فرسایش خاک می باشند. همانند اثر افزایش تاج پوشش بر فرسایش خاک، گسترش ریشه ها نیز با توجه به رابطه ارائه شده توسط Gysels و همکاران (۲۰۰۵) دارای یک رابطه نمایی کاهنده می باشد (رابطه ۲-۳).

$$S_{EP} = e^{-bRP}$$

۳-۲

S_{EP} پارامتر فرسایش خاک (فرسایش شیاری یا بین شیاری در یک خاک لخت بدون ریشه گیاهی)، RP پارامتر ریشه (مانند تراکم ریشه) و b یک ضریب ثابت است و نشان دهنده اثر ریشه گیاه در کاهش نرخ فرسایش خاک می باشد. برای فرسایش شیاری b صفر می باشد، برای فرسایش بین شیاری مقدار این ضریب با توجه به پارامتر مورد استفاده برای مشخصات ریشه

^۷ Land use and Land cover-LULC

گیاه بیان می‌شود. اگر از پارامتر تراکم ریشه استفاده شود (kg m^{-3}) مقدار آن $0/1195$ و در صورت استفاده از تراکم - طول (km m^{-3}) مقدار این ضریب $0/0022$ است. برای فرسایش شیاری این ضریب بین $0/5930$ و $0/460$ می‌باشد. بنابراین می‌توان بیان نمود که اثر کاهشی پوشش گیاهی بر فرسایش خاک به دلیل تأثیر توام و مشترک هر دو عامل تاج پوشش و ریشه‌ها می‌باشد (Gyssels و Poesen، ۲۰۰۳). در مدل WEPP از پارامترهای ریشه برای تعیین فرسایش‌پذیری شیاری و بین شیاری استفاده شده است (Flanagan و Nearing، ۱۹۹۵). در این مدل برای اراضی مرتعی با استفاده از تراکم ریشه (RD) و خصوصیات خاک شامل ماده آلی بین $0-1$ (OM)، رس بین $0-1$ (clay) و وزن مخصوص خاک (pb) فرسایش‌پذیری شیاری (Ki) مطابق معادله ۴-۲ به دست می‌آید.

$$\text{Ki} = 0/0017 + 0/0042 \text{ clay} - 0/0088 \text{ OM} - 0/0088 \text{ pb} / 100 - 0/0048 \text{ RD} \quad 4-2$$

۳-۲-۲ اثر توپوگرافی بر فرسایش خاک

توپوگرافی از پارامترهای مهم و مؤثر بر فرسایش و رسوب و جز خصوصیات ذاتی یک منطقه به شمار می‌رود. از جمله خصوصیات مهم توپوگرافی، درجه، طول و جهت شیب است که به صورت مستقیم و یا با تأثیر روی سایر عوامل محیطی باعث تغییر در فرآیندهای هیدرولوژیکی خاک به-ویژه پتانسیل تولید رواناب و رسوب می‌شوند. سه فرآیند پی‌درپی شامل ایجاد رواناب سطحی (بارش بیش از ظرفیت یا سرعت نفوذ)، کنش ذرات (تنش برشی جریان بیش‌تر از مقاومت ذرات خاک) و انتقال ذرات (توانایی حمل جریان) میزان فرسایش خاک در یک دامنه را نشان می‌دهند (Liu و همکاران، ۲۰۰۰). باید توجه داشت که در یک دامنه با شیب α میزان بارش خالص دریافت شده توسط دامنه به میزان $\cos\alpha$ تغییر پیدا می‌کند. به عبارتی با افزایش شیب، میزان بارش خالص دریافتی توسط دامنه کاهش می‌یابد (Liu و همکاران، ۲۰۰۰).

به‌طور معمول فرسایش خاک با افزایش شیب زمین بیش‌تر می‌گردد. جدول ۲-۲ برخی از روابط ارائه شده در زمینه رابطه میزان شیب و فرسایش خاک را نشان می‌دهد.

جدول ۲-۲ مهم ترین معادلات در زمینه رابطه تندی شیب و فرسایش خاک

نویسنده	فاکتور شیب	منشأ داده
Zing (1940)	$(s/9)1.4$	بارندگی فرض شده تا ۲۰ درصد
Smith and Whit (1947)	$0.025+0.052 s_4/3$	بارندگی فرض شده تا ۱۶ درصد
Musgrave (1947)	$(s/9)1.35$	متشکل از داده های موجود
Smith and Wischmeier (1957)	$0.0065s_2+0.0453s+0.065$	پلات های رواناب طبیعی بین ۳ تا ۱۸ درصد
Wischmeier and Smith (1978, USLE)	$65.4\sin 2\theta + 4.65\sin \theta + 0.0654$	پلات های رواناب طبیعی بین ۳ تا ۱۸ درصد
McCool et al. (1987a, RUSLE)	$10.8\sin \theta + 0.03s < 9\%$	بارش فرض شده بین ۰/۱ تا ۳
McCool et al. (1987a, RUSLE)	$16.8\sin \theta - 0.5s \geq 9\%$	پلات های رواناب طبیعی بین ۸ تا ۱۸ درصد

میزان شیب می باشد. s در این روابط

البته این افزایش تا جایی پیش می رود که افزایش شیب مانع تولید خاک گردد و به عبارتی خاک برای حمل وجود نداشته باشد. به گونه ای که Renner (۱۹۳۶) و Liu و همکاران (۲۰۰۱) به ترتیب شیب ۴۰/۵، ۴۰/۵ الی ۵۰ و ۵۷ درجه دامنه را، شیب بحرانی فرسایش خاک گزارش نمودند.

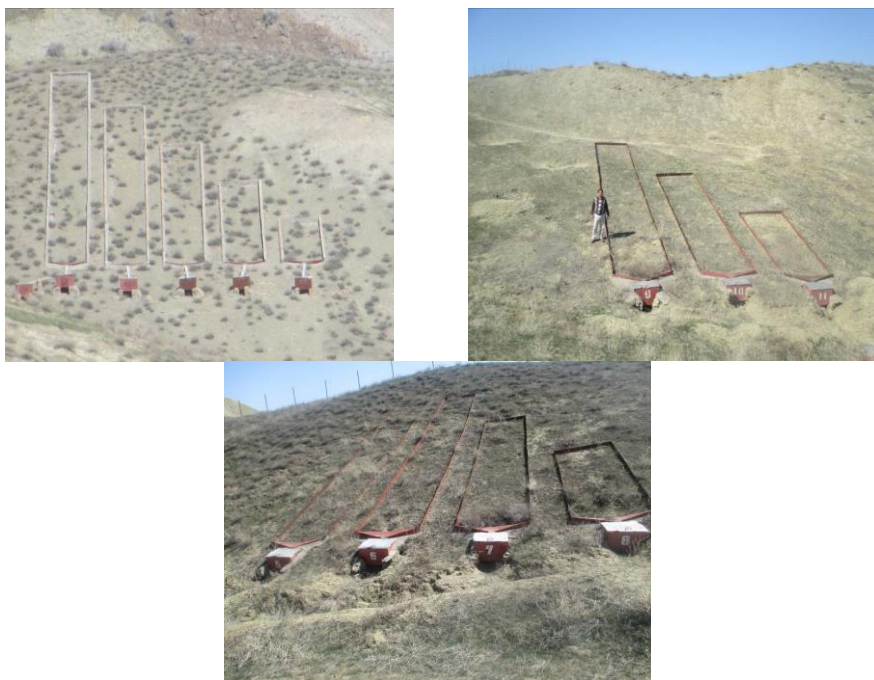
امروزه مشخص شده است که علاوه بر میزان شیب، خصوصیات دیگر دامنه از جمله شکل آن در فرسایش خاک مؤثر است. خاک در دامنه های محدب نسبت به دامنه های مقعر آسان تر آمادگی فرسایش پیدا می کنند، فعل و انفعالات خزش سطح خاک به وسیله نیروی ثقل در این زمینه مؤثر است. میزان فرسایش در شیب های محدب بیش تر از شیب های یکنواخت و آن نیز بیش تر از شیب های مقعر است. این امر باعث شده است که در مدل های جدید مانند مدل هیدرولوژی و فرسایش مراتع (RHEM)، این عامل نیز به عنوان یکی از خصوصیات دیگر دامنه مورد استفاده قرار گیرد.

علاوه بر میزان و شکل شیب، طول دامنه نیز در میزان فرسایش خاک اثرگذار است. طول شیب کوتاه ترین فاصله عمود از محل تشکیل رواناب تا خط القعر است. به طور معمول با افزایش طول شیب، میزان فرسایش خاک افزایش پیدا می کند. به عبارتی در شیب های کوتاه حجم و سرعت رواناب ناچیز بوده و توانایی حمل کمی دارد. با افزایش طول شیب شرایط برای آغاز شیاری شدن

فراهم می‌شود. رابطه کلی بین فرسایش خاک و طول شیب توسط Zingg و Woodruff (۱۹۵۱) به صورت رابطه ۲-۵ ارائه شده است.

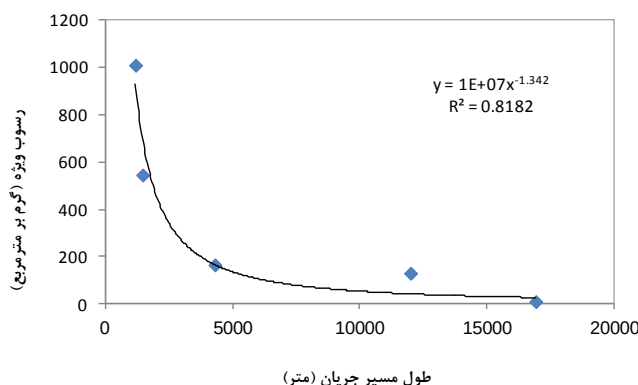
$$L = a \gamma^m \quad ۵-۲$$

γ طول شیب و a و m ضرایب معادله هستند. مقدار توان m وابسته به میزان شیب عنوان شده است به عبارتی یک برهمکنش بین طول و میزان شیب وجود دارد. به منظور بررسی رابطه طول شیب و تولید رواناب و هدررفت خاک لازم است در سطح دامنه با شرایط یکسان، سامانه‌های جمع‌آوری رواناب و رسوب با مساحت‌های مختلف احداث گردد. شکل ۲-۲ نمونه‌ای از کرت‌های فرسایشی احداث شده در پایگاه تحقیقات فرسایش خاک سنگانه کلات تحت شرایط پوشش گیاهی و شیب مختلف را نشان می‌دهد. در همین راستا، نتایج حاصله از مطالعات Shahrivar و همکاران (۲۰۱۳) نشان داد که در حوزه آبخیز آبگندی عمق خندق‌ها با طول شیب دامنه‌هایی که در آن فرسایش خندقی ایجاد شده است همبستگی معنی داری دارد.



شکل ۲-۲ کرت‌های فرسایشی در پایگاه تحقیقاتی سنگانه به منظور بررسی رابطه طول دامنه و فرسایش خاک

از سوی دیگر تحقیقات پیشین نشان داده است که در اغلب شرایط با افزایش طول جریان، مقدار تولید رسوب و رواناب در واحد سطح روند کاهشی خواهد داشت. در این میان نتایج پژوهش نور و همکاران (۱۳۹۶) در پایگاه تحقیقات فرسایش خاک سنگانه و با بررسی ۱۰ سال اندازه‌گیری رسوب، نشان داد که افزایش مساحت سامانه و در نتیجه طول جریان باعث کاهش رسوب ویژه به صورت غیرخطی می‌شود (شکل ۲-۳).



شکل ۲-۳ رابطه بین رسوب ویژه و طول مسیر جریان در پایگاه تحقیقات فرسایش خاک سنگانه

اصولا عامل توپوگرافی در مدل‌های فرسایش خاک مانند مدل جهانی فرسایش خاک دارای رابطه مستقیم با فرسایش خاک است. علاوه بر اثر مستقیم عامل توپوگرافی در مدل‌های هیدرولوژیک، اصلاح فرسایش‌پذیری بین شیبی بر اساس مقدار شیب در مدل WEPP و مقدار رواناب در روش اصلاح شده SCS در مدل SWAT نشان دهنده اهمیت این عامل و اثر بر سایر عوامل دارد.

۲-۲-۴ اثر خصوصیات خاک بر فرسایش

فرسایش‌پذیری خاک، بیانگر تأثیر پروفیل خاک (جدا از تأثیرات ناهمواری‌ها) در فرآیند فرسایش خاک است و با خصوصیات مواد موجود برای جدا شدن از توده خاک، بر اثر فرسایش و میزان جریان سطحی ایجادشده بر اثر بارش مشخص می‌شود (طالب بیدختی و همکاران، ۱۳۸۲). به‌طور ساده فرسایش‌پذیری خاک مقاومت خاک در برابر جدا شدن و انتقال ذرات است (رفاهی، ۱۳۸۵).

بررسی‌های گسترده‌ای توسط Wischmeier و Smith (۱۹۷۸) برای تعیین فرسایش‌پذیری انجام گرفت. بر این اساس مقدار واقعی عامل فرسایش‌پذیری خاک از راه تعیین مقدار خاک فرسایش یافته از پلات استاندارد در واحد شاخص فرساینده‌گی باران به دست می‌آید. ایشان رابطه معنی‌داری بین فرسایش‌پذیری و ۵ ویژگی خاک شامل درصد شن، مجموع درصد سیلت و شن خیلی ریز، درصد ماده آلی، ساختمان و نفوذپذیری نیم‌رخ خاک گزارش نمودند. باید توجه داشت که وجود آهک به مقدار متفاوت در خاک‌های ایران می‌تواند در مقدار فرسایش‌پذیری اثرگذار باشد. در این راستا واعظی و همکاران (۱۳۸۷) به ارزیابی کارایی رابطه فرسایش‌پذیری پیشنهادی Wischmeier و Smith (۱۹۷۸) در خاک‌های آهکی ایران پرداخته و نتیجه گرفتند که در خاک‌های آهکی مورد بررسی، اختلاف مقدار فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده با مقدار برآوردی از نمودار USLE بسیار زیاد و در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بوده است. در این میان ویژگی‌هایی که تأثیر مثبت بر نفوذپذیری و پایداری ساختمان خاک داشتند، فرسایش‌پذیری خاک را کاهش دادند. از بین این ویژگی‌ها، آهک مانند ماده آلی با افزایش پایداری خاکدانه‌ها و نفوذپذیری خاک موجب می‌شود قابلیت جدا شدن ذرات از یکدیگر کاهش و سرعت نفوذ آب به خاک افزایش و در نتیجه فرسایش‌پذیری خاک کاهش پیدا کند.

با این حال امروزه برای نشان دادن خصوصیات خاک در مدل‌های فرسایش، بیشتر از پارامتر فرسایش‌پذیری شیاری و بین شیاری خاک استفاده می‌شود.

۲-۲-۵ پدیده آب‌گریزی خاک

در مناطق جنگلی و بعضاً مرتعی در بعضی شرایط، خاک خشک نسبت به آب نفوذپذیری کمی پیدا میکند که به این پدیده آب‌گریزی خاک گویند. مقدار بالای ماده آلی می‌تواند خصوصیات آب‌گریزی را شدت بخشد. علاوه بر آن ترشحات آلی و موم‌ها قادرند یک لایه آب‌گریز در سطح خاک ایجاد کنند که در نتیجه آن سرعت نفوذ آب به داخل خاک کاهش می‌یابد (Robichaud, ۲۰۰۰). همچنین ذرات ریز خاک با دارا بودن سطح ویژه بالا، در کنار آتش‌سوزی و یا سایر عوامل، استعداد بیشتری برای ایجاد لایه آب‌گریز دارند. این لایه به‌طور کامل مانع ورود آب نمی‌شوند بلکه سرعت نفوذ را به شدت کم می‌کنند (Robichaud, ۲۰۰۰). شکل ۲-۴ نشان دهنده آب‌گریزی در یک خاک می‌باشد. شکل ۲-۴ نشان‌دهنده آب‌گریزی در یک خاک می‌باشد.



شکل ۲-۴ پدیده آب‌گریزی خاک

آتش‌سوزی یکی از مهم‌ترین عامل‌های اثرگذار بر ایجاد آب‌گریزی شدید خاک است. گرمای حاصل از آتش‌سوزی قادر است نفوذپذیری خاک‌ها را نسبت به آب کاهش دهد. حرارت ایجاد شده در این شرایط باعث بخار شدن مواد آب‌گریز آلی شده و حرکت آن‌ها در لایه‌های سردتر موجب تشکیل لایه آب‌گریز در عمق مشخصی از خاک می‌گردد (Robichaud, ۲۰۰۰). این خاصیت باعث کاهش نفوذ آب در خاک شده و با تأثیرگذاری بر خصوصیات هیدرولوژی منطقه موجب افزایش توان تولید رواناب و فرسایش می‌گردد. شدت آب‌گریزی خاک به درجه حرارت آتش بستگی دارد. در آتش‌سوزی‌های معمولی و دوره‌های خشک، این لایه در عمق ۲۵ میلی-متری تشکیل می‌شود (Robichaud, ۲۰۰۰). اما در شرایطی که خاک مرطوب باشد (مانند بهار) این پدیده کم‌تر رخ می‌دهد.

طبق تحقیقات Robichaud (۲۰۰۰)، در اثر آتش‌سوزی میزان نفوذ از ۸۰-۳۵ میلی‌متر در ساعت به ۶۰-۲۰ میلی‌متر در ساعت کاهش یافت. همان‌گونه که گفته شد با گذشت زمان به دلیل شکسته شدن لایه آب‌گریز، از اثرات سو آن کاسته می‌شود و نفوذپذیری افزایش می‌یابد. احیای مناطق دچار حریق شده بر اساس بازگشت پوشش گیاهی استوار است. بدون وجود آتش‌سوزی و در حالت طبیعی جنگل، پدیده آب‌گریزی خاک‌ها در دوره‌های خشک به وجود می‌آید. هم‌چنین بدون وجود آتش‌سوزی، خاک‌های جنگلی نسبت به سایر خاک‌ها تمایل بیش‌تری به ایجاد آب‌گریزی دارند.

۲-۲-۶ اثر فعالیت‌های انسانی بر فرسایش خاک

۲-۲-۶-۱ تخریب جنگل‌ها

قطع درختان: بر اساس آمار موجود در پایان سال ۱۳۵۸ در ایران حدود ۱۸ میلیون هکتار پوشش جنگلی وجود داشته است. آخرین آماری که به‌وسیله سازمان حفاظت محیط‌زیست در سال ۱۳۸۰ اعلام شده است، مساحت جنگل‌های ایران را ۱۲ میلیون هکتار برآورد کرده است (ورامش و همکاران، ۱۳۸۹).

تخریب پهنه‌های جنگلی، پیامدهای نامناسبی در منابع زیست‌محیطی حوضه آبخیز بالادست مانند افزایش توان سیل‌خیزی، رخداد فرسایش و تولید رسوبات دارد. اثر تخریب جنگل بر برخی از خصوصیات خاک در جدول ۲-۳ ارائه شده است.

جدول ۲-۳ اثر تخریب جنگل بر بعضی خصوصیات خاک (Blanco و همکاران، ۲۰۰۵)

خصوصیات خاک	قبل از جنگل‌زدایی	بعد از جنگل‌زدایی
چگالی (۳mm m)	۰/۹	۱/۴
میانگین وزنی قطر توده (mm)	۷/۴	۴/۹
هدایت هیدرولیکی اشباع (۱mm h-)	>۱۶۶	۴۶
نفوذ آب (۱cm h-)	۳۳۴	۶۷

در این ارتباط طی پژوهشی که خزایی و همکاران (۱۳۹۰) در جنگل‌های شمال کشور انجام دادند تأثیر تخریب جنگل بر مؤلفه‌های هیدرولوژی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج بررسی آن‌ها نشان داد که تخریب جنگل تأثیر معنی‌داری بر مؤلفه‌های هیدرولوژی مانند رواناب، ضریب رواناب، غلظت و تولید رسوب دارد. به نحوی که مقدار تولید رواناب، ضریب رواناب و غلظت و تولید رسوب در منطقه جنگلی تخریب‌شده، نسبت به منطقه جنگلی تخریب نشده به ترتیب ۵، ۷، ۶ و ۱۸ برابر گردیده است.

تخریب اشکوب زیرین: به هر صورت در جنگل‌ها با وجود محافظت پوشش گیاهی درختی از سطح خاک، فرسایش کاملاً از بین نرفته و گاهی آثار فرسایش شدید نیز مشاهده می‌گردد. Miura و همکاران (۲۰۰۲) در ژاپن و نور و همکاران (۱۳۸۹) در ایران پس از تخریب کامل پوشش گیاهی اشکوب زیرین، به مطالعه اثر محافظتی پوشش زیرین در کاهش فرسایش خاک

پرداختند. آن‌ها تأثیر پوشش زیرین درختان جنگلی را با حداقل کاهش سه برابری فرسایش خاک گزارش نموده و بر مدیریت آن تأکید داشتند.

پوشش درختی با گیرش مقدار زیادی از بارش مانع رسیدن مستقیم قطرات باران به سطح خاک می‌گردد. با این حال قطرات یا به صورت مستقیم و بدون گیرش از تاج پوشش عبور می‌کنند (بارش آزاد) و یا تجمع قطرات آب در سطح شاخ و برگ درختان باعث ریزش مجدد یا میان بارش^۸ آن‌ها در ابعاد بزرگ‌تر می‌گردد. هم‌چنین در صورت نبود اشکوب زیرین، در ارتفاع بیش از هشت متر این قطرات مجدداً به سرعت آستانه خواهند رسید (Blanco و Lal، ۲۰۰۸) و در نتیجه، قطرات بزرگ‌تر با حداکثر سرعت خود به سطح خاک محافظت نشده برخورد نموده و خطرات جدیدی برای خاک سطحی ایجاد خواهند کرد.

احداث جاده در جنگل‌ها: تنها بخشی از مناطق شمالی پوشیده از جنگل‌های تجاری بوده که قسمتی از نیازهای چوبی کشور توسط این جنگل‌ها تأمین می‌گردد. تقریباً تمام گرده‌بینه‌های بهره‌برداری شده توسط چوب‌کش‌های زمینی از عرصه‌های جنگلی شمال کشور خارج می‌شوند. کوبیدگی خاک نخستین پیامد تردد چوب‌کش‌ها بوده که موجب کاهش نفوذپذیری آب و هوا در خاک و افزایش رواناب می‌شود. این جاده‌ها باعث تمرکز رواناب سطحی، ایجاد آب‌کندها، تسریع در تولید سیلاب، بالا بردن تحویل رسوب و عناصر غذایی به منابع آب می‌شوند و به دلیل وجود مواد سست و آماده انتقال نیز به شدت حساس به فرسایش هستند. باید توجه داشت که فرسایش خاک در اثر جاده‌های جنگلی با افزایش شیب و تردد، بیش‌تر می‌گردد و با گذشت زمان کاهش می‌یابد (مقدمی راد و همکاران، ۱۳۹۱). برای مثال در مالزی فرسایش خاک از یک جاده جنگلی پس از یک سال از ۱۳/۳ به ۳/۱ و در مسیر چوب‌کشی از ۱۰/۱ به ۲/۱ کاهش یافت.

۲-۲-۶ آتش‌سوزی در منابع طبیعی

طی یک دوره ۴۰ ساله (۱۳۸۶-۱۳۴۷) در سراسر عرصه‌های طبیعی ایران ۱۵۹۷۲ فقره آتش‌سوزی رخ داده است و این تعداد آتش‌سوزی سطحی معادل ۴۰۱۰۷۹ هکتار از جنگل‌ها و مراتع ایران نابود کرده است و به‌طور میانگین در هر فقره آتش‌سوزی در این دوره ۲۵/۱ هکتار در آتش سوخته است.

تغییرات در خصوصیات فیزیکی (تخریب ساختار و تخلخل خاک، افزایش رواناب و فرسایش)، شیمیایی (کاهش مواد آلی، تبخیر کاتیون‌ها، تغییر در ذخایر عناصر غذایی و چرخه آن‌ها) و

^۸ Throughfall

بیولوژیکی خاک (کاهش در گونه‌های میکرو و ماکروفون‌ها و تغییر جمعیت میکربی) توسط آتش می‌تواند سبب تغییر در پوشش و فعالیت‌های گیاهی گردد. آتش‌سوزی‌های شدید در جنگل، هم‌چنین با ایجاد ترکیبات آلی با خاصیت آب‌گریزی در خاک منجر به کاهش نفوذپذیری آب گردیده و بازده چرخه هیدرولوژیکی را کاهش می‌دهد (Robichaud, ۲۰۰۰).

فرسایش خاک به مدت چند ماه بعد از آتش‌سوزی در سطح بالایی باقی می‌ماند و پس از این مدت به تدریج بر اساس شرایط احیایی منطقه و بازگشت گونه‌های گیاهی کاهش می‌یابد. برای مثال فرسایش در یک منطقه در کلرادو در سال اول و دوم پس از آتش‌سوزی ۶ تن در هکتار بوده درحالی‌که در سال‌های سوم و چهارم به ترتیب به ۱/۲، ۰/۷ تن در هکتار کاهش یافته است.

۲-۲-۶-۳ عملیات خاک‌ورزی

خاک‌ورزی به هر نوع دست‌کاری مکانیکی خاک برای اهداف مختلف اطلاق می‌شود. این عمل برای کاشت بذر، از بین بردن علف‌های هرز و مخلوط کردن مواد شیمیایی (کودها) با خاک صورت می‌گیرد. علاوه بر این در صورت اجرای عملیات کشت بدون شخم در اراضی، برای کاهش تراکم خاک و ترکیب مواد غذایی، اقدام به عملیات خاک‌ورزی می‌کنند (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). مشکل اساسی هنگامی ایجاد می‌شود که عملیات خاک‌ورزی به‌صورت شدید و مداوم ادامه داشته باشد. این عمل علاوه بر تخریب ساختمان طبیعی خاک موجب شل شدن پیوند ذرات خاک و حرکت مواد به سمت پایین دامنه می‌شود.

فرسایش خاک‌ورزی (Tillage Erosion) به انتقال آهسته خاک به سمت پایین دامنه در اثر عملیات شخم اشاره دارد که به آن فرسایش مکانیکی خشک نیز می‌گویند زیرا در این شکل، فرسایش خاک بدون دخالت آب است. در گذشته فرسایش آبی، بادی و ثقل بسیار مهم بوده لیکن در مناطق کشاورزی شیب‌دار با عملیات مکانیکی بالا فرسایش خاک‌ورزی نیز بسیار اهمیت دارد (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). این فرسایش در دهه ۱۹۳۰ شناخته شد و در آمریکا اولین تحقیقات در زمینه اثر شخم بر انتقال مواد به پایین دامنه مربوط به Nichols و Reed (۱۹۳۴) و Free و Mech (۱۹۴۲) صورت گرفت.

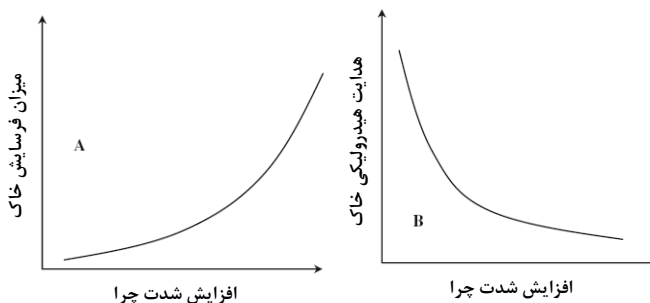
این فرسایش قادر است تا ۷۰ درصد کل فرسایش خاک یک منطقه را بر عهده داشته باشد. این فرسایش با برداشت مواد خاک سطحی از بالای شیب (به‌ویژه قسمت‌های محدب) و ترسیب آن‌ها در قسمت‌های پایین شیب در تغییر شکل دامنه مؤثر است. علاوه بر این فرسایش خاک‌ورزی بر توزیع عناصر غذایی در دامنه و میزان آب و هوای خاک تأثیرگذار است. کاهش کم ولی تدریجی

مواد سطحی خاک بالادست، باعث در معرض قرار گرفتن خاک عمقی با حساسیت و خصوصیات نامناسب می‌گردد.

در مورد تفاوت فرسایش خاک‌ورزی با فرسایش آبی می‌توان بیان نمود که فرسایش آبی توسط شدت بارش کنترل می‌شود درحالی‌که فرسایش خاک‌ورزی بستگی به شدت عملیات مکانیکی دارد. این نوع فرسایش مواد را به خارج از منطقه حمل نمی‌کند بلکه با توزیع مجدد آن‌ها در منطقه باعث تجمع مواد حساس به فرسایش می‌گردد. فرسایش آبی تمایل به ایجاد شیار و آب‌کند دارد درحالی‌که این نوع فرسایش به سوی مسطح کردن دامنه پیش می‌رود.

۲-۶-۴ چرای شدید در مراتع

مراتع از گذشته مورد چرای دام‌های اهلی و وحشی قرار می‌گرفتند. ولی با افزایش نیازهای انسانی شدت چرا از میزان تولید مراتع پیشی گرفت. چرای بیش از حد باعث تغییر در خصوصیات خاک و گیاهان مرتع شده و با مختل کردن فعالیت مرتع، باعث افزایش تولید رواناب و رسوب می‌گردد (شکل ۲-۵).



شکل ۲-۵ رابطه شدت چرا و فرسایش خاک و هدایت هیدرولیکی خاک

چرای خارج از فصل و بیش از حد مراتع از یک‌سو مقدار پوشش گیاهی اراضی مرتعی را می‌کاهد و از سوی دیگر باعث کوبیدگی و جدا شدن ذرات خاک سطحی می‌گردد. هم‌چنین عبور مداوم دام از یک مسیر علاوه بر فشردگی خاک باعث ایجاد آبراهه‌های کوچکی در دامنه می‌شود. باید در نظر داشت که خصوصیات خاک و توپوگرافی منطقه در میزان اثرات چرا مؤثرند. برای نمونه چرای شدید در مناطق شیب‌دار دارای اثر منفی بارزتری در فرسایش خاک دارد. هم‌چنین نوع سیستم چرا در این رابطه مهم است. به‌گونه‌ای که رواناب و رسوب در چرای ممتد بسیار بیش‌تر

از چرای تناوبی است. اثر چرای شدید در حجم رواناب طی تحقیقی در کانادا ۱۱۸ برابر افزایش داشت (Chanasyk و همکاران، ۲۰۰۳).

همچنین چرای بیش از حد با تخریب خاکدانه‌ها، کاهش تخلخل کل و نفوذپذیری خاک باعث تغییر در ساختمان خاک می‌شود. علاوه بر این با برخورد مستقیم قطرات باران سله سطحی و قشر غیر قابل نفوذ هم در خاک نمایان می‌شود. در مناطق خشک و نیمه‌خشک، چرای بیش از حد و تحرک دام‌ها در مراتع باعث خرد شدن سخت لایه‌های سطحی، خرد شدن خاکدانه‌ها و ساییدن خاک سطحی می‌گردد و در نتیجه ذرات ریز برای فرسایش آبی و بادی تأمین می‌گردد.

۲-۳ انواع فرسایش آبی

۲-۳-۱ فرسایش پاشمانی

برخورد قطرات باران به سطح خاک باعث شل شدن اتصالات و متلاشی شدن خاکدانه‌ها و جابه‌جایی ذرات خاک و انتقال آن‌ها می‌گردد. در این حالت، بمباران سطح خاک توسط قطرات باران عامل اصلی فرسایش است. بسیاری از محققین فرسایش پاشمانی را مرحله آغازین فرسایش و عامل مهمی در فرسایش خاک دامنه‌ها می‌دانند. فرآیندهای فرسایش پاشمانی شامل برخورد قطرات باران، تخریب خاکدانه‌ها و پراکنش ذرات و تشکیل حفره است (Ghadiri، ۲۰۰۴). همان‌گونه که ذکر شد این برخورد باعث فشرده شدن سطح خاک و همچنین پر شدن خلل و فرج خاک به وسیله ذرات ریز ایجادشده در اثر متلاشی شدن خاکدانه‌ها، می‌گردد.

طبق نظر رفاهی (۱۳۸۵) ضربه قطرات باران معمولاً ذرات با قطر کمتر از ۲ میلی‌متر را جدا می‌کند و قادر به جداسازی ذرات نسبتاً بزرگ نیست بلکه آن‌ها را سست کرده و مستعد حمل توسط رواناب می‌نماید. خاک‌های اشباع به دلیل مقاومت برشی کم حساسیت بالایی به فرسایش پاشمانی دارند. بررسی انرژی جنبشی لازم برای کنش یک کیلوگرم رسوب توسط قطرات باران نشان‌دهنده حساسیت ذرات با متوسط قطر ۰/۱۲۵ میلی‌متر است و دامنه ۰/۰۶۳ تا ۰/۲۵۰ میلی‌متر کم‌ترین انرژی را لازم دارند. ذرات درشت‌تر به دلیل وزن بالایشان نیازمند نیروی بیش‌تری هستند. باید توجه داشت که این نوع فرسایش تنها توسط پوشش گیاهی سطح خاک و یا بقایای زراعی کنترل می‌گردد.

با برخورد قطرات باران بر سطح خاک و تخریب خاکدانه‌های سطحی، به تدریج ذرات ریز جدا شده از توده خاک به همراه آب وارد خاک شده و باعث پر شدن حفرات خاک می‌گردد. سله

سطحی که از طریق قرارگیری ذرات ریز در فضای خالی خاک ایجاد می‌شود دارای ضخامت کم و در حدود ۰/۱ میلی‌متر، تراکم بالا و مقاومت برشی بالا است. Farres (۱۹۷۸) مشاهده نموده است که پس از بارندگی خاکدانه‌های سطحی تخریب شده‌اند، با این حال خاکدانه‌های زیر سطح سله بسته حتی اگر اشباع شده باشند نیز تخریب نشدند. Bissonais (۱۹۹۰) سه حالت را برای نحوه واکنش خاک به وقوع رگبار ارائه کرده است. ایشان بر این باور است که اگر خاک خشک و شدت بارش زیاد باشد، خاکدانه‌ها به سرعت تخریب می‌شوند. عامل این امر فشرده شده هوا در جلوی جبهه رطوبتی می‌باشد. سرعت نفوذپذیری به سرعت کاهش می‌یابد و یک جریان سطحی ورقه‌ای تشکیل می‌شود. حالت دوم اگر خاک در ابتدا کمی مرطوب باشد و یا شدت بارندگی کم باشد در این صورت ترک‌های کوچکی در خاکدانه‌ها ایجاد شده و آن‌ها به قسمت‌های کوچک‌تر تبدیل می‌شوند. زبری سطحی کاهش می‌یابد اما نفوذپذیری به دلیل وجود فضاهای متخلخل بالا می‌باشد.

حالت سوم اگر خاک اشباع باشد مقدار نفوذ وابسته به مقدار سرعت نهایی نفوذ آب در خاک است و برای ایجاد سله سطحی مقدار بارش زیادی لازم است. با این وجود در خاک‌هایی با مقدار کمتر از ۱۵ درصد رس اگر شدت بارش بالا باشد حساس به سله سطحی هستند. خاک‌ها با مقدار ماده آلی و رس بالا دارای حساسیت کم‌تری به ایجاد سله سطحی دارند با این حال خاک‌های لومی و لومی شنی حساسیت بالایی به ایجاد سله دارند.

۲-۳-۲ فرسایش سطحی

این نوع فرسایش در اثر ایجاد رواناب‌های ورقه‌ای ایجاد شده در سطح دامنه‌ها به وجود می‌آید. طبق نظر Morgan (۲۰۰۵) عدد رینولدز مشخص‌کننده نوع جریان و میزان فرسایش خاک است، به گونه‌ای که عدد رینولدز کوچک‌تر از ۵۰۰ در جریان‌های سطحی دیده می‌شود و نشان‌دهنده فرسایش سطحی است. در این حالت قدرت جریان به اندازه‌ای نیست که خود عمل کنش ذرات خاک را به مقدار زیاد بر عهده داشته باشد، با این حال رواناب کم‌عمق ذرات حاصل از فرسایش پاشمانی را با خود حمل می‌کند. از آنجایی که این فرسایش به صورت کم‌عمق ولی گسترده در سطح وسیعی عمل می‌نماید آثار قابل ملاحظه‌ای در سطح زمین برجای نمی‌گذارد. به گونه‌ای که با گذشت زمان اندک تغییرات محسوسی در زمین ایجاد نمی‌کند. معمولاً لخت شدن پای درختان، وجود سنگریزه فراوان در سطح و فرسایش پاستنگی (Pedestal) علائمی از میزان اثرگذاری این فرسایش است.

این فرسایش به دلیل حمل ذرات ریز خاک سطحی (۰/۱ تا ۰/۳ میلی‌متر) که غنی از انواع آلاینده‌ها و عناصر غذایی است اثر نامطلوبی بر حاصلخیزی خاک منطقه و کیفیت منابع آب دارد. این فرسایش به علت پایین بودن قدرت عامل فرساینده به شدت انتخابی است و طی آن ذرات ریز خاک منتقل می‌شوند. البته در باران‌های شدید ممکن است با تولید رواناب بالا ذرات درشت نیز انتقال پیدا کنند.

۲-۳-۳ فرسایش شیاری و بین شیاری

فرسایش شیاری و بین شیاری مخصوص منطقه جریان سطحی (Overland flow) می‌باشند (Toy و همکاران، ۲۰۰۲). فرسایش بین شیاری حاصل کنش و انتقال ذرات خاک مناطق ما بین دو شیار است (شکل ۲-۶). در این فرسایش ذرات خاک یا مستقیماً توسط برخورد قطرات باران به داخل شیارها وارد می‌شوند (مقدار کم‌تر انتقال) و یا ذرات پراکنده‌شده، توسط رواناب سطحی به شیارها انتقال می‌یابند (Toy و همکاران، ۲۰۰۲).



شکل ۲-۶: محل فرسایش شیاری و بین شیاری را نشان می‌دهد

در طبقه‌بندی قدیمی، فرسایش بین شیاری و سطحی یکسان تلقی می‌شدند. این در حالی است که مفهوم شیار و بین شیار از نظر موقعیت مکانی آن‌ها در منطقه بوده حال آن‌که فرسایش سطحی و شیاری نوعی طبقه‌بندی بر اساس فرآیندهای حاکم بر فرسایش است (Toy و همکاران، ۲۰۰۲). در طبیعت فرسایش بین شیاری رایج‌ترین نوع فرسایش است. به محض شروع رواناب و

تمرکز آن، شیارهای بسیاری کوچک توسعه پیدا می‌کنند. برخورد قطرات باران و بخشی از رواناب که بین شیارها جریان دارد فرسایش بین شیار و یا ورقه‌ای را ایجاد می‌کند. این نوع از فرسایش بیش‌تر به علت جریان‌های کم‌عمق (سطحی) است. ذرات به‌صورت ورقه‌ای نازکی و یا تمرکز در شیارهای کم‌عمق انتقال می‌یابند. فرسایش پاشمانی و بین شیار حدود ۷۰ درصد از کل فرسایش خاک را تشکیل می‌دهد (Lal و Blanco, ۲۰۰۸) و به‌طور هم‌زمان اتفاق می‌افتند.

بر اساس تعریف سنتی، شیارها کانال‌های کوچکی هستند که توسط شخم معمولی از بین می‌روند و پس از اصلاح مناطق، شیارها تمایل به تشکیل در منطقه دیگر را دارند به‌طوری‌که دامنه‌های تسطیح شده پس از باران‌های شدید دوباره شیار می‌گردند. شیارها معمولاً فاصله مشخصی از رأس دامنه دارند، یعنی محلی که جریان‌های سطحی کانالیزه می‌شوند. فرسایش شیار به‌علت تمرکز جریان‌های نسبتاً کم عمق یا سطحی ایجاد می‌شوند در این حالت رواناب درون کانال‌ها با سرعت بیش‌تری نسبت به فرسایش بین شیار ذرات خاک را حمل می‌کند. در نتیجه در فرسایش شیار به‌دلیل بالا رفتن سرعت و حجم رواناب و در نتیجه افزایش قدرت جریان، حالت انتخابی ذرات وجود ندارد. بنابراین دانه‌بندی ذرات رسوبی تقریباً همانند خاک منشأ است. در این حالت، آلاینده‌ها و سایر عناصر غذایی همراه رسوبات با غلظت کم‌تر وجود دارند.

محل منطقه فرسایش شیار و به طبع بین شیار توسط میکرو توپوگرافی سطح زمین تعیین می‌شود حال آن‌که پستی و بلندی‌های بزرگ در تشکیل آن دخالت ندارند (Toy و همکاران، ۲۰۰۲). در دامنه‌های شخم خورده میکرو توپوگرافی توسط عملیات کشت و زرع حاصل می‌شود بنابراین شکل ابتدایی شیارهای کوچک که توسط شخم ایجاد می‌شوند می‌توانند به شبکه‌ای از شیارها و کانال‌های کوچک مربوط شوند.

به‌طور کلی فرسایش شیار هنگامی اتفاق می‌افتد که تنش برشی رواناب بیش‌تر از مقاومت خاک باشد. در این نوع فرسایش عامل اصلی نیروی برشی ناشی از رواناب است و باران تنها با تولید رواناب در آن نقش دارد. طبق نظر Morgan (۲۰۰۵) شیار شدن هنگامی اتفاق می‌افتد که عدد فرود از حد بحرانی $F_c > 9 + 7/7773 \times 0 \text{ d}$ تجاوز نماید. در این رابطه F_c عدد فرود و d قطر ذرات خاک برحسب میکرون است.

علاوه بر این، گروهی از محققین غلظت رسوب جریان را نیز در شیار شدن مؤثر می‌دانند. Toy و همکاران (۲۰۰۲) نیز بر این اعتقادند که فرسایش شیار هنگامی آغاز می‌شود که فرسایش سطحی به ۱۵ تن در هکتار برسد. Lal و Blanco (۲۰۰۸) این فرسایش را تابعی از فرسایش‌پذیری خاک، ظرفیت حمل رواناب و تنش هیدرولیکی جریان آب می‌دانند.



شکل ۲-۷: ایجاد فرسایش شیاری شدید در یک دامنه

۲-۳-۴ فرسایش آبراهه‌ای

منطقه جریان آبراهه‌ای را نمی‌توان از منطقه فرسایش شیاری بر اساس اندازه کانال جدا کرد؛ اما می‌توان بر اساس موقعیت مکانی آن‌ها در منطقه و تأثیر ماکروتوپوگرافی در تعیین محل جریان متمرکز این دو را تشخیص داد. محل جریان‌های آبراهه‌ای تحت تأثیر ماکروتوپوگرافی منطقه است و میکروتوپوگرافی در ایجاد آن نقشی ندارد (شکل ۲-۸). کانال‌های ایجادشده را نمی‌توان به‌وسیله شخم از بین برد، در صورت تسطیح اراضی این کانال‌ها مجدداً در همان مکان‌های قدیم تشکیل می‌شوند (Toy و همکاران، ۲۰۰۲).



شکل ۲-۸ ارتباط فرسایش آبراهه‌ای و شیاری و بین شیاری

۲-۳-۵ فرسایش آبکندی

فرسایش آبکندی از اشکال پیشرفته و حاد فرسایش آبی است که دلالت بر تلفات بالای خاک دارد. این نوع فرسایش از نظر تولید رسوب نسبت به فرسایش سطحی از اهمیت بیشتری برخوردار است. فرسایش آبکندی از مهم‌ترین چالش‌های تهدیدکننده تهیه غذا، سلامت انسان‌ها و بوم نظام است و این تأثیر در مناطقی که تغییرات کاربری اراضی و اقلیم وجود دارد مشهودتر است (خزایی و همکاران، ۱۳۹۱).

اثرات اقتصادی آبکندها بر اراضی زراعی بسیار بیش‌تر از مراتع است زیرا ایجاد آبکند در مراتع چرا را متوقف نمی‌سازد ولی در اراضی زراعی به دلیل قطعه‌قطعه کردن آن‌ها، تولید و عملیات کشت را متوقف می‌سازد. در بعضی از مناطق ایران مانند سازندهای گچساران و آغاجری این پدیده خسارات بسیار زیادی را ایجاد کرده است. شکل ۲-۹ اثر یک آبکند در چند تکه شدن اراضی را نشان می‌دهد.



شکل ۲-۹: نمونه‌ای از فرسایش آبکندی و تکه‌تکه شدن اراضی

دره‌های فرسایش آبکندی به شکل V و U با حداقل عرض و عمق ۰/۳ متر می‌باشند. علاوه بر این، آبکندها به صورت خطی و پنجه‌ای در منطقه گسترش می‌یابند. در این زمینه شفيعی و همکاران (۱۳۹۰) با مقایسه خصوصیات خاک‌شناسی آبکندهای موجود در سازندهای میشان و گچساران نشان دادند که تغییرات ESP، EC و SAR در سازند گچساران نسبت به سازند میشان بیش‌تر بوده است این موضوع، باعث تفاوت در مورفولوژی آبکندهای منطقه گچساران نسبت به منطقه دهدشت شده است؛ به‌طوری که شکل پلان عمومی آبکند در منطقه دهدشت هم به صورت پنجه‌ای و هم خطی و در منطقه گچساران غالباً به صورت پنجه‌ای بوده و خطی دیده نشده است.

آبکندها در ابتدا به وسیله تمرکز جریان در نقاط کم شیب تشکیل می‌شوند. در زمینه چگونگی تشکیل آبکند Morgan (۲۰۰۵)، اظهار می‌دارد در ابتدا تصور بر این بود که آبکندها در اثر توسعه شیارها به وجود می‌آید ولی تحقیقات نشان داده است که فرآیند ایجاد آبکند بسیار پیچیده است به نحوی که در ابتدا یک گودی کوچک در اثر ضعف پوشش به وجود آمده و تغییرات در سطح زمین می‌نماید. ناهمواری زمین باعث می‌شود رواناب در قسمت‌های گود تمرکز یابد و در مسیرهایی به طرف پایین شیب حرکت کند. رشد و توسعه آبکندها از طریق کناره‌ها، کف و پیشانی آن‌ها صورت می‌گیرد در نتیجه رسوبات بیش‌تری ایجاد می‌شود. در این زمینه بررسی عوامل مؤثر بر توسعه فرسایش آبکندی در حوزه آبخیز مارون توسط خزایی و همکاران (۱۳۹۲) نشان داد که توسعه‌ی آبکند به صورت غار مانند و از بخش میانی تا تحتانی در اثر لایه‌های سست و شکننده و وجود املاح و عناصر انحلال‌پذیر در این بخش و در نتیجه فروریختن

سقف آبکند بوده است. نتایج نشان داد که شرایط فیزیکی و شیمیایی خاک، پوشش گیاهی و بارندگی در کندن خاک و پیشروی آبکند چه از نظر طولی و چه از نظر عرضی مؤثر بوده است. آبکندها به دو نوع موقتی و دائمی تقسیم‌بندی می‌شوند (Toy و همکاران، ۲۰۰۲). آبکندهای موقت در اراضی کشاورزی و سایر اراضی تخریب‌شده تشکیل می‌شود و مقدار تولید رسوب آن‌ها در حد فرسایش شیاری است. در اراضی کشاورزی این فرسایش در جهت شخم و سایر اقدامات کشت و زرع رخ می‌دهد و آن را می‌توان به‌وسیله عملیات معمولی کشاورزی از جمله شخم پر کرد. با این حال پیروی از ماکروتوپوگرافی باعث ایجاد مجدد این کانال‌ها در مکان‌های سابق می‌گردد. آبکندهای موقتی در صورتی که کنترل نشوند شکل جدیدی به خود می‌گیرند. Toy و همکاران (۲۰۰۲) عقیده دارند به علت پر و خالی شدن همیشگی این نوع از عوارض فرسایشی، آن‌ها را آبکند موقتی گویند. در اراضی کشاورزی خاک سطحی به علت عملیات کشت و زرع بسیار حساس و ضعیف است بنابراین آبکند به راحتی در لایه بالایی تشکیل خواهد شد و پس از رسیدن به لایه سفت‌تر به‌صورت افقی گسترش می‌یابد در این حالت نسبت سطح به عمق زیاد بوده و کانال عریض می‌گردد.

آبکندهای دائمی در هر دو منطقه طبیعی و تخریب‌شده وجود دارد. این آبکند در مناطق کشاورزی مانع حرکت ادوات کشاورزی می‌شود. این نوع از آبکندها کانال‌های عمیقی هستند که عمق و عرضشان از میزان جریان عبوری بیش‌تر است. در قسمت بالاکنند (Headcat) باعث حرکت به سمت بالا می‌گردد. نه تنها کف کانال در اثر ریزش ناگهانی بالاکنند فرسایش می‌یابد بلکه دیواره‌ها و کناره‌ها نیز در حال پس روی خواهند بود.

عوامل مختلفی شامل زمین‌شناسی، کاربری اراضی، شیب، خاکشناسی و مدیریت اراضی در تشکیل و توسعه آبکند نقش دارند. در این زمینه شهریور (۱۳۸۹) به بررسی عوامل تأثیرگذار بر ایجاد آبکند در جنوب ایران پرداخت. نتایج نشان داد که بیش‌ترین مساحت و درصد طبقات آبکندی به‌ترتیب در شیب ۵-۰ درصد، واحد سنگ شناسی Muplaj، طبقه بارش کم‌تر از ۵۰۰ میلی متر، کاربری اراضی مرتع ضعیف و طبقه خاکشناسی Gypsic Huplu steps واقع شده است. در این حوضه در شیب‌های بیش از ۲۰ درصد هیچ‌گونه آبکندی رخ نداده است. همچنین در ارتباط با برخی از خصوصیات شیمیایی خاک مانند EC و SAR در توسعه آبکندها، Shahrivar و همکاران (۲۰۱۴)، با مطالعه حوزه آبخیز آبگندی در منطقه گرمسیری استان کهگیلویه و بویراحمد، به این نتیجه رسیدند که در خاک‌های با $SAR > 8$ و $EC > 8 \text{ dS/m}$ نسبت به خاک‌های با $SAR < 4$ و $EC < 4 \text{ dS/m}$ ، طول و حجم آبکندها به طور معنی داری افزایش نشان داده‌اند. به عبارتی خاک‌های با خصوصیات $SAR > 8$ و $EC > 8 \text{ dS/m}$ فرسایش‌پذیرترند.

تخمین سریع مقدار خاک فرسایش یافته به وسیله فرسایش آبکندی به وسیله اندازه گیری اندازه آبکند (طول و مساحت) و اندازه گیری وزن مخصوص خاک (Foster, ۱۹۸۶) به دست می آید. امروزه تکنیک های پیشرفته ی نقشه برداری از مقاطع فرسایش آبکندی در مناطق وسیع، شامل عکس های هوایی، سنجش از دور و سیستم اطلاعات جغرافیایی است (شهریور، ۱۳۸۹). باید توجه داشت که عملیات حفاظتی مانند کشت بدون شخم، شخم حداقل و باقیمانده مالچ برای کنترل فرسایش شیاری و بین شیاری مؤثر است اما برای فرسایش آبکندی مناسب نیست. آبراهه های پوشیده از گراس های دائمی، تراس ها و سازه های مکانیکی (شامل سازه های بتنی) اغلب برای کنترل فرسایش آبکندی مفید می باشند. Shahrivar و همکاران (۲۰۱۳) نشان دادند که در حوزه آبخیز آبگندی، درصد تاج پوشش گیاهی حوزه آبکندهای کوچک (حوزه بالادست آبکند) نسبت به مکان های آبکندی نشده کم تر است. به طوری که این اختلاف در سطح ۱ درصد معنی دار بوده است.



شکل ۲-۱۰: منطقه شاهد و خندقی در حوزه آبخیز سوق (شهریور، ۱۳۷۶)

۲-۳-۶ فرسایش کناری

مطالعات متعددی به بررسی فرسایش کناره ای به عنوان عامل اصلی مسائل مربوط به کیفیت آب و تخریب رودخانه ها پرداخته اند (Simon و Collison, ۲۰۰۲). در بسیاری از مناطق، فرسایش کناره ای منبع اصلی بار رسوب معلق رودخانه ها است (kessler و همکاران، ۲۰۱۲). فرسایش

کناره‌ای می‌تواند عامل حمل ۷۰ تا ۸۰ درصد از رسوب انتقالی رودخانه باشد. در این زمینه شهریور (۱۳۸۷) در بررسی فرسایش کناری رودخانه بشار میزان عقب‌نشینی دیواره رودخانه را تا ۵/۹ متر در سال گزارش نمودند (شکل ۲-۱۱).



شکل ۲-۱۱: فرسایش کناری شدید در رودخانه بشار

در سراسر جهان، روش‌های مختلفی برای بررسی میزان فرسایش کنار رودخانه ای استفاده شده است. تصاویر لیدار^۹ هوابرد، میخ (پین) فرسایشی، رادیونوکلئیدهای پرتوزا و مدل‌های عددی، همگی به‌منظور برآورد فرسایش کناری رودخانه استفاده شده است. عموماً پین‌های فرسایشی اندازه‌گیری دقیقی ارائه می‌نمایند (Cooper و همکاران ۲۰۰۲؛ شهریور، ۱۳۸۷). یکی از روش‌های تخمین فرسایش کناری، آنالیز تغییر شکل رودخانه‌ها در نقشه‌ها و عکس‌های هوایی است. در دسترس بودن داده‌های توپوگرافی با وضوح بالا همراه با عکس‌های هوایی، نیز امکان پهنه برداری نسبتاً دقیق از حجم فرسایش کناره‌ای و فرآیندهای آن را فراهم نموده است (مارکوس و فونستاد، ۲۰۰۸). در ایجاد و توسعه این نوع فرسایش، انسان می‌تواند به صورت مستقیم و یا غیر مستقیم نقش مهمی داشته باشد. شهریور (۱۳۷۸) نقش انسان در ایجاد فرسایش کناری رودخانه بشار را از طریق عملیات زراعی در تراس‌های کناری رودخانه (شکل ۲-۱۲)، برداشت غیراصولی از شن و ماسه بستر و کناره‌های رودخانه (شکل ۲-۱۳) و همچنین تخریب جنگل‌ها و مراتع در قسمت‌های بالا دست حوزه آبخیز گزارش نموده‌اند.

^۹ Lidar



شکل ۲-۱۲: نمایی از شدت فرسایش کناری رودخانه را در قسمت پایین روستای گندی خوری همراه با شیارهای ایجاد شده در اثر آب اضافی مزارع



شکل ۲-۱۳: بهره‌برداری بی رویه از بستر رودخانه بشار

۲-۳-۷ فرسایش تونلی

فرسایش تونلی معروف به فرسایش لوله‌ای است و آن فرسایش خاک در زیرزمین است که در کشور ما عموماً در مناطق خشک و نیمه‌خشک به‌ویژه سازندهای تبخیری ریزدانه مانند مارن‌های

تیپ دو است. خاک‌ها با فرسایش پذیری بالا دارای افق B سدیک و افق A پایدار به فرسایش تونلی حساس است. رواناب در کانال‌ها، صخره‌های طبیعی و سوراخ‌های زمین یا پناهگاه حیوانات وارد شده و با عمل انحلال املاح یا فرسایش درونی، تونل‌های ابتدایی ایجاد می‌کند. این فرسایش در انتقال مواد محلول نقش اساسی دارد. در برخی از مناطق کشور توسعه فرسایش تونلی منجر به فرسایش آبکندی می‌گردد. در این راستا شهریور (۱۳۷۶) در بررسی عوامل موثر بر ایجاد فرسایش آبکندی در منطقه سوق از شهرستان دهدشت، گزارش نمودند که منشاء برخی از آبکندها در این منطقه، فرسایش تونلی بوده که در اثر توسعه این فرسایش و ریزش سقف تونل به فرسایش آبکندی تبدیل گردیده است.

اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک

۳-۱ مقدمه

انواع فرسایش خاک بدون توجه به عامل ایجادکننده آن‌ها اثرات زیان‌بار درون و برون منطقه‌ای بر محیط زندگی ما دارند. این پدیده نه تنها بر اراضی کشاورزی اثرگذار است بلکه تأثیر شدیدی بر کیفیت جنگل‌ها، مراتع و چراگاه‌ها برجای می‌گذارد. در اغلب منابع طبیعی کشور، به دلیل وجود شیب زیاد و بارش‌های شدید در صورت تخریب پوشش گیاهی توسط دخالت‌های انسانی، امکان فرسایش شدید خاک وجود دارد. در این میان خاک‌های اراضی کشاورزی نسبت به فرسایش حساسیت بالایی دارند؛ زیرا این خاک‌ها معمولاً لخت و بدون پوشش بقایای گیاهی باقی می‌مانند و در بین فصل‌های کشت بسیار حساس هستند. در طول فصل رشد گیاهان نیز به دلیل استفاده غیر صحیح از کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها، منابع تولید آلاینده‌ها هستند. اثرات درون منطقه‌ای بیش‌تر در مورد کاهش حاصلخیزی اراضی و کاهش عمق خاک به دلیل فرسایش و حتی تکه‌تکه شدن زمین‌های کشاورزی در اثر فرسایش آبکندی است. از سوی دیگر اثرات برون منطقه‌ای، بیش‌تر در اثر انتقال رسوبات و مواد شیمیایی همراه آن‌ها در منابع آب مطرح

می‌گردد. به عبارتی اثرات درون منطقه‌ای بیش‌تر در خاک، اثرات برون منطقه در آب و اثرات جهانی در اتمسفر (هوا) مدنظر محققین است.

اولین و مهم‌ترین اثری که فرسایش در منطقه تحت تأثیر خود، باقی می‌گذارد کاهش ضخامت لایه سطحی خاک است. در این حالت فرسایش با حمل خاک سطحی، خاک زیرین که دارای مواد آلی و عناصر غذایی کم‌تری است در سطح زمین نمایان می‌کند. علاوه بر این خاک زیرین دارای فشردگی بیش‌تری بوده و از نظر فیزیکی مناسب نیست بنابراین رشد ریشه محدود می‌شود. در نهایت در یک خاک فرسایش یافته میزان نفوذ آب در خاک پایین می‌آید. در این حالت به علت کاهش نفوذ آب، میزان رواناب بالا می‌رود. در نتیجه علاوه بر کاهش میزان ذخیره آب خاک، بر میزان رواناب و خطرات ناشی از آن افزوده می‌شود.

اهمیت خاک سطحی از این نظر است که این بخش دارای مقدار زیادی مواد آلی و عناصر غذایی است. هم‌چنین بخش زنده و فعال خاک در این قسمت قرار دارد که مسئول پالایش آلاینده‌ها، دریافت و ذخیره کربن و ایجاد بستر رشد است. بر اساس قانون بقای ماده، خاک فرسایش یافته از دسترس خارج نمی‌شود بلکه از مکانی به مکان دیگر نقل‌مکان خواهد نمود، اما شاید استفاده مفیدی هم نتوان از آن داشت؛ زیرا از یک‌سو مقدار زیادی از مواد در مسیر رسیدن به کانال اصلی و حتی درون کانال ته‌نشین می‌شوند. در این صورت امکان کشت در آن‌ها وجود ندارد، قسمت دیگر رسوبات نیز وارد مخازن سدها می‌شوند. از یک‌سو امکان کشت بر این مواد وجود ندارد و از سوی دیگر موجب پرشده حجم مخزن می‌گردند.

فرسایش خاک به‌طور معمول تولید در اراضی را پایین می‌آورد و در کنار آن هزینه تولید را بالا می‌برد و بدین‌صورت مشکلاتی برای انسان به وجود می‌آورد. کشاورزانی که در اراضی فرسوده به امر کشت و کار مشغول‌اند در اغلب موارد برای جبران کاهش تولید، اقدام به استفاده زیاد آبیاری، کود، آفت‌کش و دیگر نهاده‌ها می‌نمایند. این کار از یک‌سو باعث بالا رفتن هزینه‌های تولیدشده و از سوی دیگر منجر به آلودگی اراضی و منابع آب می‌گردد و در هر دو صورت کشاورزی ناپایدار را منجر می‌گردد.

از آنجایی که تمامی اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک منتج به کاهش تولید محصول در اراضی کشاورزی، مرتعی و حتی جنگلی می‌شود، در این بخش اثر فرسایش خاک بر تولید محصول مورد بررسی قرار می‌گیرد. از سوی دیگر هر یک از اثرات فرسایش خاک موجب تقلیل کیفیت خاک می‌گردد بنابراین در این فصل به‌صورت مختصر رابطه اثرات درون منطقه‌ای فرسایش و کیفیت خاک ارائه خواهد شد.

۳-۲ اثر فرسایش آبی بر تولیدات گیاهی

از آنجایی که خاک پایه و اساس تأمین منابع غذایی انسان است، بنابراین تولید محصولات غذایی بستگی مستقیم به کمیت و حاصلخیزی خاک دارد. فرسایش تشدید شونده موجب کاهش حاصلخیزی خاک و افزایش خطرات جهانی کمبود غذا شده است.

میزان و سرعت اثر فرسایش خاک بر تولید محصولات و در نتیجه امنیت غذایی (Food Security) بسیار پیچیده و متغیر است. به گونه‌ای که استفاده از واریته‌های مختلف، کشاورزی میکانیزه، زراعت فشرده و در مقیاس وسیع، استفاده گسترده از کود و آفت‌کش‌ها و عملیات آبیاری نوین باعث افزایش تولید محصولات شده و در نتیجه اثر فرسایش بر امنیت غذایی از چشم دور مانده است (Lal, ۱۹۹۸). با این حال در مناطق وسیعی از کشورهای در حال توسعه و توسعه نیافته استفاده از این اقدامات امکان‌پذیر نیست و با گذشت زمان و گسترش اثرات فرسایش خاک، تأمین غذا مشکل‌تر می‌گردد؛ بنابراین کشورهای فقیر جهان با خاک‌های حساس، اقتصاد توسعه نیافته، دستیابی اندک به تکنولوژی، با افزایش نگرانی‌ها در زمینه ناامنی غذایی مواجه هستند. برای مثال در افریقا میزان تولید محصولات کشاورزی در بهترین حالت طی گذشت زمان ثابت مانده در حالی که جمعیت روند افزایشی داشته است. با این حال ممکن است تولیدات زراعی بین اراضی فرسایش یافته و فرسایش نیافته در کوتاه مدت تفاوت چندانی نداشته باشد ولی هزینه‌های تولید در اراضی فرسایش یافته همواره بیش‌تر خواهد بود.

اثرات ناامنی غذایی بر حدود ۸۵۰ میلیون نفر به‌ویژه در نواحی گرمسیری و نیمه گرمسیری در صحرای آفریقا، جنوب آسیا، آمریکای لاتین، آسیای مرکزی بسیار شدیدتر است (Blanco و Lal, ۲۰۰۸). در این میان کمبود تولید محصولات غذایی در مناطقی با رشد سریع جمعیت مانند جنوب آسیا دارای اهمیت بیش‌تری است. هم‌چنین در کشورهای در حال توسعه کاهش تولیدات کشاورزی در مقایسه با آمریکای شمالی و اروپا در ازای یک واحد هدر رفت خاک، بیش‌تر می‌باشد. در مقیاس جهانی، فرسایش تشدید شونده باعث کاهش حدود ۸ درصدی تولیدات کشاورزی شده است (Blanco و Lal, ۲۰۰۸). به عبارت دیگر از یک سو افزایش جمعیت موجب رشد روزافزون نیاز به مواد غذایی و در نتیجه بهره‌برداری از منابع طبیعی شده است و از سوی دیگر عدم مدیریت یا مدیریت غلط در این بهره‌برداری موجب فرسایش خاک و کاهش تولید محصولات در مقیاس جهانی می‌شود.

Biggelaar و همکاران (۲۰۰۴) با جمع‌آوری اطلاعات در مقیاس جهانی، میزان کاهش محصولات دانه‌ای و لگوم‌ها را تا ۱/۴۴ کیلوگرم در هکتار در ازای فرسایش یک تن خاک گزارش

کرده‌اند. در مورد محصولاتی که از ریشه آن‌ها استفاده می‌شود (مانند هویج و غیره) این کاهش محصول تا ۱۲۷ کیلوگرم در هکتار برای هر تن فرسایش خاک نیز گزارش شده است.

۳-۲-۱ اثرات اصلی فرسایش آبی بر کاهش تولیدات گیاهی

علت اساسی کاهش تولیدات زراعی به وسیله فرسایش را می‌توان در اثر از بین رفتن لایه سطحی، ممانعت فیزیکی در رشد ریشه، کاهش ذخایر آب قابل‌دسترس و کاهش در ذخایر غذایی بیان نمود (Bakker و همکاران، ۲۰۰۴). به عبارتی اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک با ایجاد اختلال در فرآیندهای حیاتی خاک از تولید محصول می‌کاهد.

۳-۲-۱-۱ کاهش ضخامت لایه سطحی خاک

اگر میزان فرسایش خاک از تولید مجدد لایه سطحی بیش‌تر باشد به تدریج از ضخامت آن کاسته می‌شود؛ بنابراین کاهش در میزان فرسایش خاک برای نگهداری تولیدات زراعی و افزایش آن‌ها ضروری است. با ثابت بودن دیگر فاکتورها، رشد و تولیدات زراعی با کاهش در ضخامت لایه فوقانی کاهش می‌یابد (Lal و همکاران، ۲۰۰۰). البته روابط غیرخطی و حتی وجود روابط خطی و غیرخطی در سال‌های مختلف در یک منطقه نیز گزارش شده است. در این رابطه Bramble- و Brodahl (۱۹۸۵) رابطه تولید و ضخامت خاک سطحی در دو سال متوالی را به ترتیب خطی و غیرخطی گزارش نمودند.

لایه فوقانی خاک دارای خصوصیات فیزیکی مناسب‌تری نسبت به سایر قسمت‌های آن است، این قسمت دارای بیش‌ترین مقدار آب قابل‌دسترس و مواد غذایی ذخیره‌شده است و تمرکز ریشه دوانی گیاهان در این ناحیه وجود دارد. بنابراین جابه‌جایی جزئی یا کلی لایه فوقانی تأثیر معکوسی بر رشد و توسعه ریشه گیاهان دارد. کاهش در عمق ریشه زنی هم‌چنین باعث افزایش حساسیت گیاهان به نابهنجاری در آب، دما و رژیم غذایی می‌گردد. در این رابطه Massee (۱۹۹۰) در دو خاک Silt Loam که دارای عمق زیادی بودند اثر تیمارهای تغییر ضخامت لایه سطحی و هم‌چنین افزایش کود نیتروژن به خاک را بر تولید غلات مورد ارزیابی قرار داده که نتایج آن در جدول ۳-۱ ارائه شده است.

جدول ۱-۳ اثر تیمارهای مختلف کود و لایه سطحی خاک بر تولید گندم (Massee, ۱۹۹۰)

مصرف کود نیتروژن (کیلوگرم در هکتار)			حذف یا اضافه کردن لایه سطحی (سانتی متر)
۶۸	۳۴	۰	
۱/۵۸	۱/۲۶	۰/۷۳	-۳۰
۱/۹۶	۱/۳۹	۰/۸۷	-۱۵
۲/۴۴	۲/۰۱	۱/۶۱	۰
۲/۹۵	۲/۷۸	۲/۷۲	+۱۵

همان گونه که در جدول ۱-۳ ملاحظه می گردد با کاهش عمق خاک از تولید محصول کاسته می شود با این حال اضافه کردن کود نیتروژن به خاک تنها باعث جبران مقداری از کاهش تولید شده است. به گونه ای که تولید محصول با اضافه نمودن ۶۸ کیلوگرم کود در تیمار کاهش ۳۰ سانتی متری عمق خاک، از مقدار تولید تیمار شاهد (بدون تغییر عمق و اضافه نمودن کود) کم تر است. هم چنین این مقدار تولید در مقایسه با تیمار افزایش ۱۵ سانتی متری لایه سطحی بسیار کم تر خواهد بود.

۳-۲-۱-۲ ممانعت فیزیکی رشد ریشه

فرسایش تشدید شونده موجب افزایش سله سطحی (Surface sealing)، پوسته ای شدن (Crusting) و فشردگی خاک (Compaction) می شود. خاک هایی که دارای سخت لایه سطحی یا عمقی هستند و در شرایط معمول مانعی برای ریشه زنی گیاهان در خود دارند با شروع فرسایش خاک تولید محصول در آن ها با شدت بیش تری کاهش می یابد (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). هم چنین خاک هایی که به طور مداوم شخم خورده و فرسایش یافته اند دارای عمق ریشه زنی محدود می باشند. در جدول ۲-۳ نتایج پژوهش Gollany و همکاران (۱۹۹۲) در زمینه اثر عمق سخت لایه در تولید گندم ارائه شده است. همان گونه که مشاهده می شود هرچه سخت لایه به لایه سطحی نزدیک تر باشد تولید محصول گندم کم تر شده است.

جدول ۲-۳ اثر عمق سخت لایه در میزان تولید محصول گندم (Gollany و همکاران، ۱۹۹۲)

سال	عمق قرارگیری سخت لایه (سانتی‌متر)		
	بیش‌تر از ۴۵	بین ۳۰ تا ۴۵	در سطح خاک (صفر)
اول	۸/۶	۸/۱	۶/۹
دوم	۸/۳	۷/۹	۷/۸
سوم	۸/۸	۷/۳	۷/۸
چهارم	۸/۳	۸/۳	۷/۶
پنجم	۲/۷	۳/۵	۲/۳
میانگین	۷/۳	۷/۰	۶/۵

منبع Gollany و همکاران (۱۹۹۲)

باید توجه داشت که لایه‌های زیرین دارای محتوای رسی و گراولی بالا و محتوای مواد آلی پایین است. بنابراین لایه زیرین به‌طور کلی دارای تراکم حجمی بالا، میزان نفوذپذیری پایین و تولید رواناب بیش‌تری نسبت به خاک‌های فرسوده نشده است. بنابراین خاک‌های فرسوده شده به‌دلیل از بین رفتن لایه سطحی و در معرض قرار گرفته شدن لایه‌های زیرین خاک، مستعد به فشردگی می‌باشند و در نتیجه کاهش حرکت آب و هوا و رشد محدود ریشه، جذب مواد غذایی نیز محدود می‌شود (Blanco و Lal، ۲۰۰۸). شکل ۱-۳ نشان‌دهنده اثر حذف لایه سطحی خاک در بخشی از یک مزرعه و عدم پوشش گیاهی در آن می‌باشد.



شکل ۱-۳: کاهش تولید در اثر کاهش ضخامت خاک و از بین رفتن لایه سطحی

در این زمینه Radcliffe و همکاران (۱۹۹۰) کاهش ۵۰ درصدی تولید غلات در اراضی تحت فرسایش شدید را گزارش نموده‌اند و دلیل آن را کاهش نفوذپذیری خاک فرسایش‌یافته و در نتیجه کاهش رطوبت در محدوده ریشه دوانی گیاهان بیان نموده‌اند.

۳-۲-۱-۳ کاهش آب قابل‌دسترس گیاهان

کاهش در مقدار آب قابل دسترس گیاه به دلیل فرسایش خاک از جمله عوامل اثرگذار در تقلیل تولید محصولات گیاهی است. با کاهش مقدار آب قابل‌دسترس در ناحیه ریشه گیاهان از مقدار تولید محصول کاسته می‌شود. فرسایش با کاهش ضخامت لایه سطحی خاک و همچنین هدر رفت ماده آلی از میزان قابلیت نگهداری آب در خاک می‌کاهد. همچنین باید توجه داشت که برخورد قطرات باران باعث تخریب خاکدانه‌ها به ذرات ریزتر شده و با انتقال مواد ریزدانه به فضاهای خالی خاک کور شدگی یا کاهش تخلخل رخ می‌دهد که خود در کاهش نفوذپذیری و افزایش رواناب و تشدید فرسایش خاک نقش مهمی دارد. علاوه بر این نتایج تحقیق بروغنی و همکاران (۱۳۸۹) نشان داده است که سرعت نفوذ آب گل‌آلود در خاک بسیار کم‌تر از آب بدون رسوب می‌باشد.

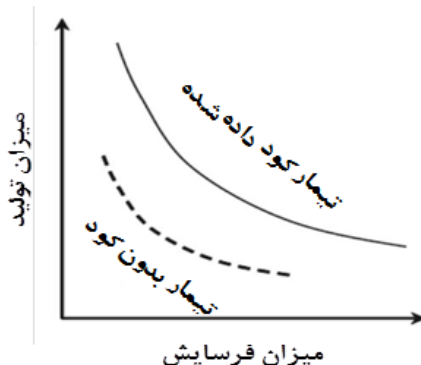
در کنار این موارد، لایه‌های زیرین به دلیل داشتن رس بیش‌تر (خاصیت چسبندگی و جذب‌شدگی بالای آب در رس) مقدار آب قابل‌دسترسشان برای گیاهان کاهش می‌یابد. در اثر کاهش ضخامت لایه فوقانی احتمالاً گیاهانی که دارای ریشه سطحی هستند بیش‌تر از گیاهان با ریشه عمیق دچار مشکل می‌شوند (Lal و Blanco, ۲۰۰۸).

شاید حاصلخیزی خاک فرسایش یافته مجدداً قابل بازگشت باشد اما از آنجایی که مقدار آب قابل دسترس گیاه وابسته به عمق مؤثر ریشه دوانی است، پس از فرسایش خاک امکان بازگشت مقدار آب قابل دسترس گیاه به حالت قبل به‌سختی وجود دارد. در این رابطه Schertz و همکاران (۱۹۸۹) میزان تولید غلات در سه خاک با شدت‌های مختلف فرسایش خاک را بررسی نمودند و نتیجه گرفتند تفاوت در میزان آب قابل دسترس برای گیاهان در شدت‌های مختلف فرسایش خاک دلیل تفاوت در تولید محصولات گیاهی شده است. Andraski و Lowery (۱۹۹۲) در بررسی‌های خود ملاحظه نمودند که در یک متر مربع از سطح خاک میزان آب قابل دسترس گیاه در خاک‌های تحت فرسایش کم، متوسط و شدید به ترتیب ۱۸۱، ۱۶۹ و ۱۵۹ میلی‌متر بوده است؛ بنابراین توجه به بیلان و تعادل آب در محاسبه اثرات فرسایش خاک بر میزان تولید محصولات غذایی لازم می‌باشد (Timlin و همکاران، ۱۹۸۶).

۳-۲-۱-۴ هدر رفت ماده آلی و عناصر غذایی

قسمت عمده ماده آلی و عناصر غذایی در سطح خاک قرار دارند. ماده آلی قسمت عمده عناصر غذایی را همراه خود نگه داشته است. این مواد به دلیل وزن مخصوص کم به راحتی توسط فرسایش خاک تحت تأثیر قرار گرفته و منتقل می‌گردد. از آنجایی که عناصر ماکرو و میکرو به ذرات ماده آلی چسبیده‌اند مقدار تولید محصول با میزان ماده آلی ارتباط مستقیم دارد. علاوه بر این ماده آلی اسیدپته، تبادل کاتیونی و دیگر فرآیندهای موجود در خاک را تحت تأثیر خود دارد و از این طریق بر تولید محصول اثرگذار است. در نهایت ماده آلی باعث افزایش فعالیت باکتری‌ها و موجودات ریز شده که در نتیجه بر چرخه و در اختیار قرار گرفتن مواد غذایی در خاک مؤثر است. همان‌گونه که قبلاً نیز ذکر شد ماده آلی در نفوذ، ذخیره و باز چرخه آب در خاک نیز اثر دارد.

بنابراین با فرسایش و انتقال ماده آلی میزان تولید محصول کاهش می‌یابد. تحقیقات نشان داده است که با افزایش کود به خاک تولید محصول بیش‌تر می‌شود و از اثرات فرسایش خاک کاسته می‌گردد. البته باید توجه داشت که اضافه نمودن کود باعث تنظیم مجدد فعالیت‌های موجود در خاک نمی‌گردد ولی تولید محصول بیش‌تر از گذشته می‌گردد. Florchinger و همکاران (۲۰۰۰) اثر فرسایش خاک و استفاده از کود در تولید محصول را به صورت شکل ۳-۲ نشان داده است. همان‌گونه که ملاحظه می‌گردد با افزایش شدت فرسایش خاک از میزان تولید محصول در هر دو تیمار بدون و با کود کاسته می‌شود و استفاده از کود تنها بخشی از خسارت را جبران می‌کند. به عبارتی از آنجایی که فرسایش علاوه بر کاهش مواد غذایی خاک، دارای اثرات دیگری از جمله کاهش ضخامت لایه سطحی، ممانعت فیزیکی در رشد ریشه و همچنین کاهش نفوذ و ذخیره آب در خاک می‌شود بنابراین اضافه نمودن کود تنها بخشی از اثرات فرسایش خاک بر تولید محصول را جبران می‌کند. لازم به توضیح است که اراضی فرسایش نیافته پاسخ بهتری به اضافه نمودن کود نشان می‌دهند که دلیل آن وجود ساختار بهتر خاک در آن‌ها به همراه وجود آب در دسترس گیاهان است (Salako و همکاران، ۲۰۰۷).

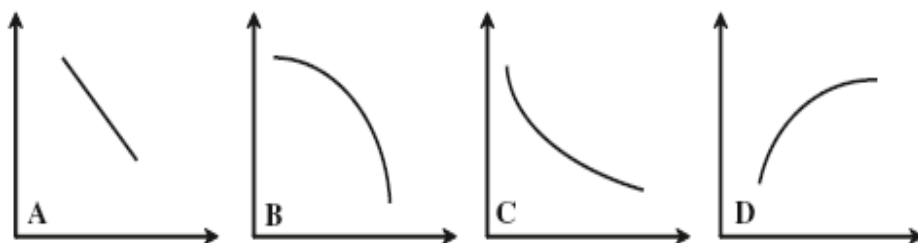


شکل ۳-۲: ارتباط استفاده از کود و تقلیل اثرات فرسایش در کاهش تولید

تولید محصول تنها توسط موجودیت عناصر غذایی تحت تأثیر قرار نمی‌گیرد بلکه برهمکنش مجموعه‌ای از فرآیندهای خاک منجر به تولید محصول می‌گردد. با این حال کود شیمیایی و آلی باعث به حداقل رسیدن اثرات منفی فرسایش خاک می‌گردند. Massee (۱۹۹۰) خاک و مواد همراه آن را بدون جایگزین می‌داند و کاهش حاصل‌خیزی را با استفاده از مواد شیمیایی قابل جبران نمی‌داند. در این رابطه گرجی اناری و همکاران (۱۳۸۳) اثرات فرسایش خاک بر تولید محصول عدس در دیم زارهارا مورد مطالعه قرار داده‌اند. آنها تیمارهای کودی را پس از آماده سازی زمین با توزیع کود معادل صفر، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم اوره و صفر، ۶۰ و ۱۲۰ کیلوگرم سوپر فسفات تریپل در هکتار اجرا نمودند و سپس عملیات کاشت عدس را انجام دادند. نتایج تجزیه و تحلیل‌های آماری نشان داد که کلیه تیمارهای فرسایش نسبت به شاهد اثر معنی‌داری در کاهش وزن ماده خشک، دانه و کلس، تعداد غلاف در بوته، و وزن هزار دانه داشتند. همچنین تیمارهای کود ازت و فسفر اثر معنی‌داری بر افزایش محصول و کاهش نقش منفی فرسایش نداشتند.

۳-۲-۲ رابطه فرسایش خاک و تولید محصول

همان‌طور که ذکر شد با افزایش فرسایش خاک مقدار تولید محصول کاهش پیدا می‌کند؛ اما همواره این کاهش به‌صورت خطی با افزایش فرسایش صورت نمی‌گیرد. بلکه این کاهش به صورت‌های مختلف خطی، نمایی، توانی و ... صورت می‌گیرد (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). در شکل ۳-۳ انواع روابط بین فرسایش خاک و تولید محصولات زراعی ارائه شده است.



شکل ۳-۳: انواع رابطه فرسایش خاک و تولید محصول (Lal و Blanco, ۲۰۰۸)

شکل اول دلالت بر رابطه خطی فرسایش خاک و تولید محصول دارد. در این حالت شیب خط یکسان است به عبارتی با فرسایش مقدار معینی خاک مقدار محصول نیز به یک مقدار مشخص در طول دوره فرسایش کاهش می‌یابد. شکل دوم نیز دلالت بر کاهش محصول با افزایش فرسایش خاک دارد با این تفاوت که در چند سانتیمتر اول هدر رفت خاک تولید محصول تغییر زیادی نداشته است ولی بعد از آن تولید محصول به شدت کاهش یافت. شکل سوم دلالت بر این دارد که خاک سطحی با ضخامت کم، دارای اثر بالایی بر تولید محصول بوده است به گونه‌ای که با فرسایش این قسمت از خاک مقدار تولید به شدت کاهش یافته است ولی بعد از آن و با حضور لایه‌های زیرین در سطح، فرسایش خاک اثر چندانی در تغییر محصول نداشته است.

شناخت رابطه مقدار فرسایش خاک و تولید محصول برای مدیریت بهتر اراضی و برنامه‌ریزی‌های حفاظت آب و خاک مهم است. برای مثال روابط اول و دوم نشان‌دهنده آن است که تولید محصول با افزایش فرسایش کاهش می‌یابد بنابراین اقدامات حفاظت خاک با تأثیر اندک در کاهش فرسایش دارای اثرات بیش‌تری بر تولید محصول می‌باشند. درحالی‌که شکل سوم نشان می‌دهد که اقدامات پرهزینه حفاظت آب و خاک در این منطقه دارای ریسک بالایی است و انجام آن‌ها چندان منطقی نیست زیرا با کاهش فرسایش مقدار تولید محصول تغییر ناچیزی خواهد نمود. به‌طورکلی نقصان در آب قابل‌دسترس و تخریب خصوصیات ساختمانی خاک موجب ایجاد رابطه دوم بین فرسایش خاک و تولید محصول می‌گردد. درحالی‌که نقصان در تأمین مواد غذایی باعث رابطه اول و سوم می‌گردد (Bakker, ۲۰۰۴). در بعضی از خاک‌ها کاهش ضخامت خاک سطحی ممکن است باعث رسیدن ریشه گیاهان به آب‌های زیرزمینی شود در این صورت مقداری از کاهش تولید به دلیل فرسایش خاک جبران می‌گردد. هم‌چنین در بعضی مناطق خاک‌های حاصلخیز توسط رسوبات دفن شده‌اند. در این حالت با افزایش فرسایش خاک و از بین رفتن تدریجی رسوبات سطحی بر میزان تولید محصول افزوده می‌شود.

۳-۲-۳ تغییر پذیری رابطه تولیدات گیاهی و فرسایش آبی

رابطه بین فرسایش و تولیدات زراعی پیچیده است. هم‌چنین تولیدات بین سالی محصولات زراعی به علت نوسانات اقلیمی در طول فصل رشد در حال تغییر می‌باشند. علاوه بر این ممکن است تولیدات زراعی تحت شرایط مناسب اقلیمی نیز از یک فصل به فصل دیگر متغیر باشند. این تغییر پذیری زمانی در تولید، باعث می‌شود که تشخیص دقیق و پیش‌بینی اثرات فرسایش بر تولیدات کشاورزی مشکل گردد.

میزان یکسان فرسایش در دو نوع خاک دارای اثر متفاوتی بر کاهش محصول زراعی است؛ بنابراین تفاوت در نوع خاک میزان کاهش تولید محصولات کشاورزی در نتیجه فرسایش را نشان می‌دهد. تولیدات زراعی در خاک‌های عمیق با مقدار مواد آلی بالا در مقایسه با خاک‌های کم‌عمق کمتر به وسیله فرسایش متأثر می‌شوند. Biggelaar و همکاران (۲۰۰۴) اثر فرسایش بر تولید محصول در خاک‌های مختلف را به ترتیب زیر بیان داشته است:

Entisols < Vertisols < Aridisols < Mollisols < Ultisols < Alfisols < Inceptisols < Spodosols

هم‌چنین باید توجه داشت که تولیدات زراعی با تغییر موقعیت خاک در دامنه تغییر می‌کند. خاک‌های موجود در شیب‌های تند و محدب تولیدات کم‌تری در مقایسه با مناطق پای دامنه یا شیب‌های مقعر دارا هستند (شکل ۳-۴). علت این امر تلفات بیش‌تر خاک، لایه سطحی نازک‌تر، پروفیل کم‌عمق خاک، مقدار کم مواد آلی و ظرفیت ناپذیر نگه داشت آب می‌باشد (Lal و Blanco، ۲۰۰۸).



شکل ۳-۴ تفاوت تولید در قسمت‌های مختلف یک دامنه

علاوه بر این، شرایط اقلیمی در رابطه بین فرسایش خاک و تولید محصول اثرگذار است. به گونه‌ای که اثر فرسایش بر کاهش تولیدات زراعی در نواحی گرمسیری نسبت به اقلیم معتدل بیش‌تر خود را نمایان می‌کند.

۳-۲-۴ روش‌های مطالعه اثر فرسایش بر میزان تولیدات گیاهی

همان‌گونه که ذکر شد رابطه فرسایش و تولید محصول پیچیده است و در کنار آن استفاده از کودها و مواد شیمیایی دیگر باعث پوشیده شدن اثر فرسایش بر تولید محصول می‌گردد. در این حالت روش‌های غیرمستقیم برای ارزیابی اثرات فرسایش خاک بر تولید محصول در مقیاس‌های زمانی گذشته، حال و آینده مورد استفاده قرار می‌گیرند. در این حالت استفاده از مدل‌های موجود در زمینه شبیه‌سازی تولید محصولات گیاهی مانند EPIC و SWAT، حذف و اضافه نمودن لایه سطحی خاک و بررسی شرایط طبیعی فرسایش خاک امکان‌پذیر می‌باشد.

الف) حذف لایه سطحی: حذف لایه سطحی خاک روش مناسبی برای بررسی اثر فرسایش خاک بر تولید محصولات زراعی است. در این روش از چندین پلات‌های کوچک (با تکرار مناسب) بر اساس نوع شخم و نحوه مدیریت در شرایط یکسان استفاده می‌شود. در هر کدام از سری تیمارها، بر اساس مقدار فرسایش مد نظر برای شبیه‌سازی، مقداری از خاک سطحی از بین می‌رود. به‌طور معمول برداشت خاک ۵ سانتی‌متر بوده و حداکثر تا عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متر ادامه می‌یابد.

باید توجه داشت که این روش قادر نیست شرایط فرسایش خاک را به‌طور کامل شبیه‌سازی نماید؛ زیرا از یک‌سو فرسایش یک فرآیند انتخابی است و سعی در برداشت کوچک‌ترین ذرات خاک را دارد. در نتیجه با افزایش فرسایش، بافت خاک سطحی درشت‌تر می‌گردد. از سوی دیگر فرسایش یک امر تدریجی است و هرگز به‌طور ناگهانی خاک سطحی را نابود نمی‌کند. رواناب با فرسایش خاک به‌تدریج تشکیل شیارهایی در سطح خاک می‌دهد و از طریق آن خاک را به بیرون از منطقه فرسایش یافته حمل می‌کند با افزایش شدت فرسایش تمامی خاک سطحی از بین نمی‌رود، بلکه قسمت‌هایی از خاک سطحی همچنان بر جای خود باقی خواهند ماند. بر این اساس باید توجه داشت که روش فوق میزان کاهش محصول را بیش‌تر نشان می‌دهد.

ب) افزایش خاک سطحی: در این روش برخلاف حالت قبل خاک سطحی به منطقه اضافه می‌گردد و ارتباط افزایش تولید محصول با مقدار افزایش ضخامت خاک سطحی در خاک‌های فرسایش یافته بررسی می‌گردد. در این روش خاک با ضخامت‌های ۵، ۱۰، ۲۰ و یا ۳۰ سانتی‌متر

بسته به هزینه و میزان ترسیب مواد اضافه می‌شود. استفاده از کودها و افزایش مواد آلی باعث اثربخشی بیش‌تر روش فوق می‌گردد (Larney و همکاران، ۲۰۰۰).

ج) بررسی شرایط طبیعی فرسایش خاک: در این روش میزان تولید محصول در اراضی تحت شرایط فرسایشی متفاوت، مورد بررسی قرار می‌گیرد. در این روش باید به نکات زیر توجه نمود. -انتخاب منطقه مناسب در سطح دامنه که دارای شدت‌های فرسایش مختلف باشند. این محل‌ها باید دارای شرایط سری خاک، سیستم شخم و محصول یکسان باشند. شدت فرسایش نیز بر اساس ضخامت لایه A و B مشخص می‌گردد.

- هر تیمار باید دارای تکرار مناسب باشد. در این پلات‌ها سیستم‌های شخم، کشت و مدیریت معمول استفاده شود.
- در نهایت مقدار تولید محصول (جوانه‌زنی دانه، رشد ریشه و تولید زیست‌توده) و خصوصیات خاک (مقدار عناصر غذایی و آب قابل‌دسترس گیاه) در هر کدام از مناطق با گذشت زمان اندازه‌گیری گردد.

۳-۳ فرسایش و کیفیت خاک

همان‌گونه که بیان شد فرسایش با تأثیر بر شرایط فیزیکی و شیمیایی، موجب تقلیل کارکردهای مختلف خاک می‌شود. در دهه ۷۰ میلادی اصطلاح کیفیت خاک به‌منظور چگونگی کارکردهای خاک و اقدامات مدیریتی برای یک کاربری خاص ارائه شد. این مفهوم برای ارتقای مفاهیم سنتی از جمله رده‌بندی خاک‌ها و ارتباط آن‌ها با مدیریت و حفاظت خاک به‌وجود آمده است. در تعریف ابتدایی، کیفیت خاک به مسئله حاصل‌خیزی ارتباط داشته و تنها قابلیت خاک برای تولید یک محصول خاص مد نظر بوده است. حال آن‌که در تعریف کنونی پایداری، کیفیت محیط‌زیست و تغییر اقلیم نیز مد نظر قرار می‌گیرد. به‌عبارتی این مفهوم به توانایی ذاتی خاک برای انجام صحیح وظایفش اشاره داشته و هم‌چنین به قابلیت مقاومت در برابر تخریب‌های انسانی، حفظ تولید و حاصل‌خیزی، کاهش آلاینده‌ها، آب‌خیز و بهبود کیفیت آب و هوا اشاره دارد (Pierce و Larson، ۱۹۹۴). بنابراین یک خاک باکیفیت مناسب نه تنها تولید محصول خوبی دارد، بلکه باید از محیط‌زیست نیز حفاظت نماید. اصطلاح جدید کیفیت خاک برای اولین بار در خاک‌های مناطق معتدل استفاده شد ولی کم‌کم در سایر مناطق نیز استفاده گردید. در مناطق معتدل مشکل مهم زیست‌محیطی آلاینده‌های غیر نقطه‌ای است. درحالی‌که در مناطق مرطوب کاهش عناصر غذایی باعث کاهش تولید کشاورزی و مشکلات زیست‌محیطی می‌شود. بنابراین شاخص‌های

اصلی کیفیت خاک در مناطق مختلف، ممکن است متفاوت باشند. امروزه به دلیل تخریب اراضی، وجود آلاینده‌های غیر نقطه‌ای و افزایش گازهای گلخانه‌ای اهمیت کیفیت خاک دوچندان شده است.

۳-۳-۱ شاخص‌های کیفیت خاک

از آنجایی که کیفیت خاک به طور مستقیم قابل اندازه‌گیری نیست. می‌توان آن را به وسیله شاخص‌هایی تخمین زد. این شاخص‌ها از خصوصیات قابل اندازه‌گیری خاک می‌باشند و برای کارکرد خاک به منظور استفاده خاص تأثیرگذار هستند. در مناطق کشاورزی آزمون سریع کیفیت خاک بر اساس میزان عناصر غذایی صورت می‌گیرد ولی در مطالعات گسترده‌تر علاوه بر مواد غذایی، بافت، ساختمان و دیگر خصوصیات حساس به فرسایش و مدیریت اراضی مدنظر می‌باشد. خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک که نسبت به کاربری و مدیریت حساس بوده برای این منظور مناسب هستند. این شاخص‌ها دارای ارتباط داخلی و اثرگذاری بر یکدیگر هستند بنابراین باید توجه داشت که این شاخص‌ها بر اساس نیاز، متفاوت می‌باشند (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). کیفیت خاک به دلیل اثرات مشترک ذاتی و غیر ذاتی خاک به وجود می‌آید و بدون در نظر گرفتن همه عامل‌های اصلی تأثیرگذار بر آن امکان شناخت وجود ندارد. همان‌گونه که ذکر گردید شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک دارای همبستگی‌های درونی هستند بنابراین می‌توان گفت که فرسایش و کیفیت خاک به طور قوی باهم در ارتباط هستند. در این حالت خصوصیتی از خاک که نشان‌دهنده بیش از یک کارکرد خاک هستند برای ارائه بیش‌ترین تغییرات مناسب‌ترند.

۳-۳-۲ خصوصیات فیزیکی خاک

ضخامت خاک سطحی و عمق کل پروفیل به عنوان شاخصی در کیفیت خاک برای تولید محصولات زراعی و دیگر کاربردها است؛ بنابراین تغییر در عمق خاک به وسیله فرسایش یکی از مهم‌ترین شاخص‌های کیفیت خاک است که بر میزان مواد غذایی، ذخیره آب و تولید محصولات اثرگذار است. فشردگی خاک، پایداری خاکدانه‌ها و اندازه آن‌ها و همچنین میزان نفوذپذیری به دلیل فرسایش خاک تحت تأثیر قرار می‌گیرند. اثر فرسایش بر خاک‌های با لایه سطحی کم عمق جبران‌ناپذیر است.

خاک سطحی باعث تقسیم بارش به بخش‌های متفاوت گردیده و بر میزان رواناب تأثیر دارد؛ بنابراین هدر رفت خاک سطحی باعث کاهش قابلیت نگه داشت آب و مواد غذایی در خاک

می‌گردد. دلیل آن کمبود مواد آلی و عدم تکامل ساختمان خاک در لایه‌های زیرین است. خاکدانه‌هایی که توسط مواد آلی ایجاد می‌شوند دارای خلل و فرج و پایداری بیش‌تری هستند. در جدول ۳-۳ مهم‌ترین شاخص‌های فیزیکی تعیین کیفیت خاک ارائه شده است.

جدول ۳-۳ شاخص‌های فیزیکی تعیین کیفیت خاک (Ellert و Bremer, ۲۰۰۴)

حرکت آب، هوا و گرما	ساختمان خاک	خصوصیات پروفیل خاک
زهکشی	پوسته‌ای شدن (Crusting)	عمق پروفیل
آبشویی	تنش برشی	عمق ناحیه ریشه
نفوذپذیری	چگالی حجمی	لایه‌بندی خاک
هدایت هیدرولیکی	اندازه و پایداری خاکدانه‌ها	کانی‌شناسی رس
ظرفیت آب قابل دسترس گیاه	فضاهای متخلخل بزرگ و کوچک و توزیع آن‌ها	محتوی شن، سیلت و رس
درجه حرارت	هوازدگی	
تراوایی هوا		

منبع: Ellert و Bremer (۲۰۰۴)

همان‌گونه که توضیح داده شد، با فرسایش خاک عمق لایه مؤثر خاک یا قسمت ریشه دوانی که فرآورده‌های مهم در آن انجام‌شده، کاهش می‌یابد. فرسایش باعث افزایش تراکم و وزن مخصوص خاک شده و آب قابل‌دسترس گیاهان را کاهش می‌دهد. به همراه آن نفوذپذیری و هدایت هیدرولیکی را پایین می‌آورد که دلیل آن کاهش منافذ بزرگ خاک و افزایش ساختمان توده‌ای در لایه زیرین است.

۳-۳-۳ خصوصیات شیمیایی و بیولوژیکی خاک

فرسایش نه تنها باعث تغییر در خصوصیات فیزیکی خاک می‌گردد بلکه بر خصوصیات شیمیایی آن نیز اثرگذار است. کاهش ماده آلی به‌وسیله فرسایش موجب پیامدهای زیان‌بار فراوانی خواهد شد. ماده آلی دارای نقش حیاتی بر خصوصیات شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک دارد، بنابراین تغییر در میزان ماده آلی به دلیل اثرگذاری بر فعالیت‌های بیولوژیک، تبادل کاتیونی،

اسیدیته و میزان عناصر غذایی یکی از مهم‌ترین شاخص‌های کیفیت شیمیایی و بیولوژیک است. هدر رفت این ماده با فرسایش خاک در ارتباط است. علاوه بر این فرسایش بر pH، ترکیب محلول خاک، CEC، EC اثر دارد. در بسیاری از خاک‌ها با افزایش فرسایش خاک pH افزایش (یا کاهش) و CEC کاهش می‌یابد (Brejda و همکاران، ۲۰۰۰)؛ بنابراین خاک‌های فرسایش یافته از نظر بیولوژیک و شیمیایی دچار تغییراتی از جمله تغییر در چرخه عناصر غذایی، تجزیه مواد آلی، انتقال مواد و مغذی شدن می‌گردند. مواد غذایی مهم و الکترولیت‌ها به‌طور معمول متصل به ذرات رس هستند که در اثر فرسایش به خارج از منطقه حمل می‌شوند. بنابراین خاک‌های فرسایش یافته از نظر حاصل خیزی فقیر بوده و برای جبران مقادیر هدررفته نیازمند مقادیر زیادی مواد شیمیایی هستند. همچنین تغییر در کمپلکس‌های تبادل کلسیم، پتاسیم و منیزیم، بر توسعه ساختمان خاک و خصوصیات شیمیایی آن تأثیرگذار هستند.

فصل چهارم

کاهش اثرات برون منطقه‌ای فرسایش

۴-۱ مقدمه

ذرات خاک پس از جدایی از محل اصلی بر اساس توان حمل عامل فرساینده، مسافتی را طی خواهند کرد. مقداری از ذرات جدا شده خاک، وارد رواناب شده و توسط جریان ورقه‌ای و سپس جریان متمرکز و آبراهه‌ای حمل و به رودخانه‌ها و سایر منابع آبی وارد می‌شوند. رسوبات حمل شده در رودخانه موجب گل‌آلودگی جریان می‌شوند و بدین ترتیب از کاربرد آب برای مصارف گوناگون از جمله شرب، کشاورزی و صنعت می‌کاهند. برای مثال استفاده از آب گل‌آلود در کشاورزی باعث ایجاد مشکلاتی می‌گردد. در این حالت رسوبات ریزدانه وارد خلل و فرج خاک شده و حفرات موجود را پر می‌کنند و باعث کاهش خاک خواهند شد. همچنین گل‌آلودگی آب رودخانه و سایر منابع آب برای زندگی آبزیان مشکل‌ساز بوده و از قابلیت مناطق برای تکثیر و پرورش ماهی می‌کاهد و از سوی دیگر جمعیت جانوران آبی بومی منطقه را نیز تهدید می‌نماید.

مقداری از رسوبات حمل شده توسط جریان، در مسیر رودخانه ترسیب نموده در این صورت از ظرفیت آبراهه کاسته و خطر سیلابی شدن آن‌ها را افزایش می‌دهد. همچنین این مواد ممکن است وارد کانال‌های آبیاری شده و حجم آن‌ها را کاهش داده و یا حتی موجب مسدود شدن آن‌ها گردد. در نهایت ورود رسوبات به مخازن از حجم مفید آن‌ها برای کاربردهای مختلف

می‌کاهد. بدین صورت مخازن که با اهداف مختلف برای افق زمانی خاص طراحی شده‌اند به سرعت از رسوبات پر شده و برنامه‌های صورت گرفته با شکست مواجه می‌شود. در این حالت عمر سدها بیش از آن که توسط حجم مخزن کنترل شود متأثر از مقدار آورد رسوب حوزه آبخیز بالادست مخزن است. برای مثال گنجایش سدهای کرخه، سفیدرود و کرج به ترتیب ۳۳۰۰، ۱۸۰۰ و ۲۰۵ میلیون مترمکعب است، درحالی که عمر این سدها حدود ۱۵۰، ۱۰۰ و ۷۰ سال تخمین زده شده است. در صورت پر شدن مخزن سد از رسوبات، از یک سو میزان آب ذخیره شده در سد کاهش می‌یابد. در این حالت تولید برق و آبیاری زمین‌های کشاورزی با مشکل مواجه شده و چه بسا این که آب کافی برای کشاورزی بر اساس برنامه‌های توسعه در اختیار نباشد. از سوی دیگر به دلیل کم عمق شدن مخزن تبخیر از آن بیش تر می‌گردد. همچنین در این حالت کنترل دریاچه‌های زیرین مخزن با مشکل مواجه می‌شود. همچنین باید توجه داشت که رسوبات رودخانه‌ای به‌ویژه مواد معلق قابلیت حمل عناصر غذایی، سموم و فلزات سنگین را دارند و از این طریق موجب اثرگذاری در محیط حمل و رسوب گذاری خواهند شد.

۴-۲ فرسایش خاک و آلاینده‌های غیر نقطه‌ای

بیش تر مطالعات صورت گرفته در زمینه فرسایش و رسوب به‌ویژه در ایران به کمیت خاک از دست رفته توجه داشته‌اند، در این صورت فرسایش تنها از نظر هدر رفت خاک در منطقه فرسایش دیده، پر شدن مخازن، از کارافتادگی سیستم‌های آبیاری و برنامه‌ریزی به‌منظور اقدامات آبخیزداری مهم است. درحالی که مباحث زیست محیطی یکی از بارزترین اثرات فرسایش خاک است. رسوبات ناشی از خاک‌های فرسایش یافته بر اساس مقدار مواد و عناصر همراه خود اثرات متفاوتی بر محیط فرسایش، حمل و رسوب گذاری دارند (خزایی و همکاران، ۱۳۹۱).

همان گونه که در فصل دوم بحث شد، انتقال رسوب یک فرآیند انتخابی است و ذرات ریزدانه نسبت به مواد درشت‌دانه زودتر انتقال می‌یابند و بنا بر قانون استوکس این مواد تا فاصله بیش تری حمل می‌گردند. وجود سطح ویژه بالاتر در این ذرات باعث جذب مواد غذایی، سموم و آفت‌کش‌های زیادی به آن‌ها می‌گردد که به همراه رسوبات می‌توانند مواد غذایی، سمی و دیگر عناصر شیمیایی درون منابع آبی حمل و باعث آلودگی این محیط‌ها گردد. مطالعه حمل عناصر غذایی مانند فسفر، نیتروژن و پتاسیم توسط رواناب، از یک طرف می‌تواند به طراحی و انجام

موفق پروژه‌های تحقیقاتی کمک کند و از طرف دیگر باعث روشن کردن مسائل موجود در تحقیقات آینده و کاربرد در توجیه اقدامات حفاظت خاک می‌گردد.

رسوبات، عناصر غذایی پرمصرف و مواد آلی و آفت‌کش‌ها، آلاینده‌های معمول موجود در طبیعت هستند. این آلاینده‌ها به دو دسته نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای تقسیم می‌شوند. آلاینده‌های نقطه‌ای عبارت‌اند از آلودگی توسط منابع معلوم و شناخته‌شده مانند یک لوله فاضلاب یا یک گنبد نمکی، در حالی که آلاینده‌های غیر نقطه‌ای اشاره به منابع پراکنده‌ای در سطح وسیعی دارند که قابل تشخیص به‌عنوان یک منبع مشخص نمی‌باشند (Corwin و Bradford، ۲۰۰۸). آلاینده‌های غیر نقطه‌ای از منابع اصلی آلودگی منابع آب می‌باشند که از طریق رواناب (محلول و متصل به ذرات) و اتمسفر (آلاینده‌های بادی) عمل می‌کنند. در سال‌های اخیر اقدامات خوبی در زمینه کاهش آلاینده‌های نقطه‌ای صورت گرفته است درحالی‌که منابع آلودگی غیر نقطه‌ای که شامل آلاینده‌های کشاورزی و رواناب شهری می‌باشند، تهدید جدی زیست‌محیطی محسوب می‌گردند.

۴-۲-۱ آلاینده‌های معمول منتج از فرسایش خاک

به‌طورکلی آلاینده‌های مورد بررسی در این بخش شامل رسوبات، مواد غذایی پرمصرف (نیتروژن، فسفر و پتاسیم)، مواد آلی و آفت‌کش‌ها است.

۴-۲-۱-۱ رسوبات معلق

اهمیت رسوبات رودخانه‌ای از دو منظر مورد توجه می‌باشد. از یک‌سو کمیت رسوبات رودخانه‌ای مورد توجه است، در این حالت رسوبات از نظر فیزیکی اثرگذار هستند و باعث افزایش گل‌آلودگی آب، کاهش ظرفیت مخازن و کانال‌های آبی می‌شود. از سوی دیگر کیفیت، نوع و مقدار مواد شیمیایی همراه ذرات، دارای اهمیت می‌باشند. در این صورت ذرات ریز دانه دارای اهمیت بیش‌تری بوده و آلودگی منابع آب از اثرات آن‌ها می‌باشد. وجود سطح ویژه بالاتر در این ذرات باعث جذب مواد غذایی، سموم و آفت‌کش‌های زیادی به آن‌ها می‌گردد در این حالت مقدار این مواد در رسوبات بیش‌تر از خاک منشأ است. بنابراین، رسوبات معلق به‌ویژه ذرات رس عامل اصلی انتقال مواد غذایی، مواد سمی، آفت‌کش‌ها و عناصر شیمیایی در محیط‌های آبی می‌باشند. در سال‌های اخیر آگاهی از اهمیت زیست‌محیطی انتقال بارهای رسوبی معلق به‌وسیله آب‌های جاری و رودخانه‌ها و هم‌چنین شناخت دینامیک رسوبات معلق، رشد زیادی نموده که این شامل

اهمیت رسوبات معلق در انتقال مواد غذایی و آلاینده‌ها است (Noor و همکاران، ۲۰۱۲). در شکل ۱-۴ پر شدن کانال رودخانه در اثر ترسیب مواد رسوبی را نشان می‌دهد.



شکل ۱-۴ آبراهه پر شده از رسوبات معلق

۲-۱-۲-۴ عناصر غذایی پرمصرف

از پیامدهای فرسایش خاک کاهش حاصل خیزی و قدرت باروری خاک برجا مانده و انتقال عناصر غذایی پرمصرف و مواد آلی از جمله نیتروژن، فسفر و پتاسیم به آب‌های سطحی می‌باشد (خرایی و همکاران، ۱۳۹۱). این عناصر بیش‌ترین غلظت را در ده سانتی متری لایه فوقانی خاک دارند و در اثر فرسایش جدا گردیده و همراه با رواناب به پایین دست منتقل می‌گردند. به‌طور کلی با برداشت خاک سطحی، با توجه به درصد بالای عناصر غذایی در این لایه، میزان کل این عناصر در اثر فرسایش کاهش خواهد یافت (Pimentel و همکاران، ۱۹۹۵ و Lal و همکاران، ۱۹۹۸). بنابراین از بین رفتن عناصر غذایی از خاک، حداقل به اندازه تلفات خاک دارای اهمیت است (Ide و همکاران، ۲۰۰۸). یک تن از لایه فوقانی حاصل خیز به‌طور میانگین ۱ تا ۶ کیلوگرم نیتروژن، ۱ تا ۳ کیلوگرم فسفر و ۲ تا ۳۰ کیلوگرم پتاسیم دارد. درحالی‌که خاک در اراضی فرسوده شده به‌طور میانگین فقط ۰/۱ تا ۰/۱۵ کیلوگرم در هر تن نیتروژن دارد (Lal و Blanco، ۲۰۰۸).

نیتروژن و فسفر باعث مغذی شدن دریاچه‌ها و سایر منابع آب می‌شوند. مغذی شدن به‌عنوان افزایش سطح مواد غذایی در محیط‌های آبی بوده که موجب افزایش رشد جلبک‌ها و دیگر گیاهان در آب، کاهش اکسیژن محلول، افزایش تیرگی و پایین آمدن کیفیت آب می‌شود. البته

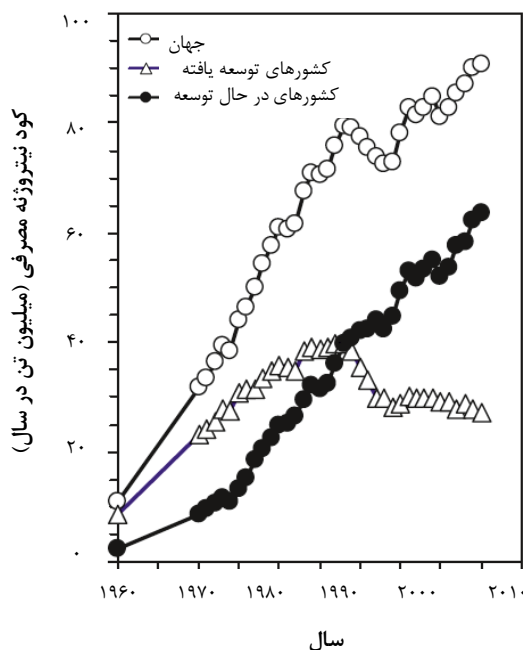
ممکن است مقدار فسفر یا نیتروژن در آب کمتر از دیگری باشد. در این صورت اگر نسبت N: P کمتر از ۱۵:۱ باشد محیط از فسفر فقیر است و در صورتی که این نسبت بیش تر از ۱۰:۱ شود محیط از نظر نیتروژن فقیر است.

الف) نیتروژن

نیتروژن یکی از مهم ترین عناصر غذایی برای رشد و حیات موجودات زنده است. ولی استفاده بیش از حد از آن در اراضی کشاورزی باعث آلودگی منابع آب و حتی کاهش لایه ازون می گردد. به همین دلیل تحقیقات گسترده ای به منظور چرخه نیتروژن در اکوسیستم های مختلف صورت گرفته است (Hatch و همکاران، ۱۹۹۸). چرخه بیوشیمیایی نیتروژن بسیار پیچیده بوده و بعضی از فرایندها در شرایط هوایی و گروه دیگر در شرایط بی هوایی رخ می دهند. نیتروژن آلی به ذرات خاک و مواد آلی متصل است و شکل معدنی آن بیش تر به صورت محلول منتقل می شود (Jarvis و Haygarth، ۲۰۰۲).

تا قبل از سال ۱۹۵۰ استفاده از نیتروژن غیرمعمول بوده و معمولاً با تثبیت کننده های بیولوژیک در اختیار گیاهان قرار می گرفت. اما در حال حاضر استفاده از کودهای نیتروژنه در سطح جهان گسترش فراوانی یافته است. در دهه های اخیر توجه فراوانی به فرسایش و آبشویی نیتروژن به دلیل تأثیر منفی آن شده است. بر این اساس تأکید بر یافتن راه هایی به منظور کاهش هدر رفت این ماده است. علاوه بر آبشویی، نیتروژن در رواناب سطحی نیز حمل و باعث آلودگی منابع آب می گردد.

در کشورهای توسعه یافته از سال ۱۹۹۰ به بعد مصرف این کود شیمیایی را به شدت کنترل کرده و آمارها از پایین آمدن مقدار مصرف کود نیتروژن در این کشورها حکایت دارد. با این حال در کشورهای در حال توسعه مصرف این کود دارای روند فزاینده ای می باشد (شکل ۴-۲). استفاده از کود نیتروژنه همبستگی بالایی با تولید محصولات کشاورزی دارد. به همین دلیل میزان مصرف آن از ۳ میلیون تن در سال ۱۹۶۰ به ۹۰ میلیون تن در سال ۲۰۰۵ رسیده است (USDA-ERS، ۲۰۰۵)، با افزایش استفاده از این ماده بر مقدار غلظتش در منابع آب افزوده شده است. تنها بخشی از نیتروژن موجود در کود توسط گیاه مصرف می شود و مقدار مازاد آن به وسیله رواناب از طریق فرسایش خاک یا آبشویی حمل می گردد. غلظت حدود ۰/۲ میلی گرم در لیتر آمونیوم برای حیات موجودات زنده مضر است و غلظتی برابر ۱۰ میلی گرم کاربرد آب را برای شرب با مشکل مواجه می کند (USEPA، ۲۰۰۸).



شکل ۴-۲ میزان مصرف نیتروژن در کشورهای در حال توسعه، توسعه یافته و در سطح جهان

۴-۲-۱-۳ هدر رفت نیتروژن

امروزه اهمیت فرسایش و آبشویی نیتروژن به دلیل تأثیر منفی آن بر آب رودخانه، دریاچه و آب‌های ساحلی دوچندان نمایان شده است. قسمت عمده آبشویی نیتروژن به صورت NO_3 صورت می‌گیرد درحالی‌که NH_4 به ذرات خاک متصل بوده و در رس‌ها نیز در بین لایه دوگانه قرار می‌گیرد (Hatch و همکاران، ۱۹۹۹). برای آبشویی وجود نیتروژن به اندازه کافی در محلول خاک و امکان حرکت آب به پایین‌تر از منطقه ریشه، نیاز است. شرط اول در تمامی خاک‌های کشاورزی به جز هنگام رشد گیاهان وجود دارد. خاک‌های ماسه‌ای به دلیل قابلیت نگه داشت کمتر آب در آن‌ها حساس به آبشویی می‌باشند.

علاوه بر آبشویی، نیتروژن در رواناب سطحی به صورت محلول و همراه با ذرات رسوب نیز حمل و باعث آلودگی منابع آب می‌گردد. در آمریکا ۴/۵ میلیون تن نیتروژن سالانه توسط فرسایش خاک هدر می‌رود که مقدار کمی از آن به صورت محلول است. قسمت عمده این مواد به شکل آلی بوده که پس از رسیدن به سواحل، سریعاً ترسیب می‌نماید (Hatch و همکاران، ۲۰۰۲). یکی دیگر از راه‌های هدر رفت نیتروژن انتقال آن به شکل‌های N_2 ، NO_2 ، NO ، N_2O و به صورت گاز است.

رودخانه‌های اراضی کشاورزی دارای مقادیر بالایی از نیتروژن می‌باشند. تحقیقات نشان داده که بین استفاده از کود نیتروژنه تا حد معینی و تولید محصول ارتباط معنی‌داری وجود دارد از طرف دیگر با افزایش موجودیت نیتروژن در خاک بر میزان این ماده در رواناب نیز افزوده می‌شود. این در حالی است که اراضی با مدیریت صحیح کود، خطری برای آلودگی آب ندارند. برای مثال Hatch و همکاران (۲۰۰۲) ملاحظه نمودند که در یک خاک با موجودیت ۴۴۸ کیلوگرم در هکتار، میزان هدر رفت ۵۰/۲ کیلوگرم بوده حال آن‌که با کاهش مصرف کود به اندازه ۱۷۴ کیلوگرم در هکتار، مقدار هدر رفت نیز به ۲۸/۱ کیلوگرم رسیده است.

پژوهش‌گران انتقال نیتروژن را بیش‌تر از طریق آبشویی و به‌صورت محلول گزارش نموده‌اند. با این حال ارتباط معنی‌داری بین رسوبات و هدر رفت نیتروژن وجود دارد به‌گونه‌ای که می‌توان گفت با کاهش فرسایش هدر رفت نیتروژن نیز کاهش می‌یابد. در این رابطه Kissel و همکاران (۲۰۰۸) اثر اقدامات کنترل رسوب در کاهش هدر رفت نیتروژن در اراضی کشاورزی و شیب‌دار را به دلیل اهمیت بیش‌تر رواناب و فرسایش خاک در حمل این ماده مهم بیان کرده است. با این حال اقدامات حفاظت خاک به دلیل افزایش نفوذ آب در خاک، ممکن است موجب افزایش آبشویی نیتروژن گردند.

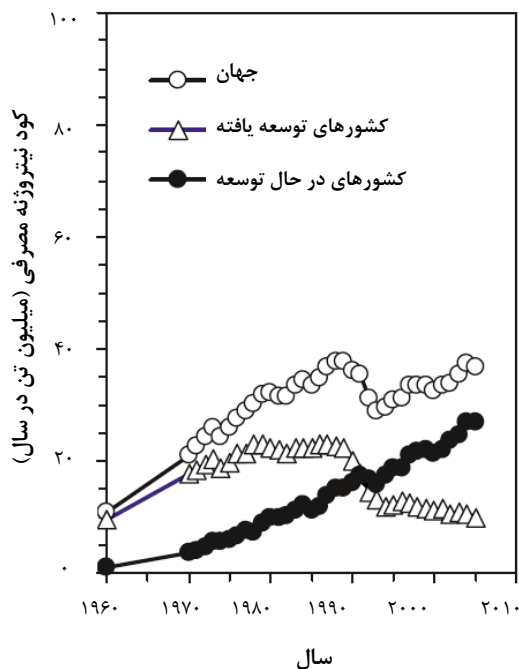
علاوه بر موارد فوق نوع کود، روش، زمان و مقدار کود استفاده‌شده در هدر رفت نیتروژن اثر بسزایی دارد. مثلاً در پلات‌هایی که کود در سطح خاک پخش‌شده، میزان هدر رفت بسیار بیش‌تر از خاک‌هایی بوده که کود با خاک مخلوط شده است (Bremer و Ellert، ۲۰۰۴).

ب) فسفر

فسفر نیز یکی از عناصر ضروری برای رشد گیاهان است با این حال استفاده بیش از حد توسط کود به‌ویژه کودهای حیوانی موجب مغذی شدن خاک و منابع آب از این عنصر می‌گردد، زیرا نسبت فسفر به نیتروژن در کود ۳:۱ است درحالی‌که نسبت مصرف این دو عنصر توسط گیاهان ۸:۱ است (Grande و همکاران، ۲۰۰۵). فسفر برخلاف نیتروژن بیش‌تر به ذرات خاک متصل است و بنابراین به همراه ذرات خاک منتقل می‌گردد به‌طوری‌که تا ۷۵ درصد آن به‌صورت متصل به این ذرات حمل می‌گردد و مقدار محلول آن کم‌تر است (خزایی و همکاران، ۱۳۹۱؛ Alberts و همکاران، ۱۹۸۱؛ Ide و همکاران، ۲۰۰۸؛ Noor و همکاران، ۲۰۱۰). فسفر ذره‌ای آن قسمت از کل فسفر خاک است که به ذرات رسوب چسبیده و توسط فرسایش خاک جدا و در رواناب حمل می‌گردد (Ide و همکاران، ۲۰۰۸).

ذرات سیلت و رس با قطر کوچک‌تر از ۶۳ میکرون حامل اصلی فسفر می‌باشند که بدین‌وسیله به داخل اکوسیستم‌های آبی وارد می‌شوند. انتقال فسفر به رودخانه‌ها، مخازن آب، دریاچه‌ها و سایر

منابع آب در کیفیت آن‌ها تأثیر سویی دارد و محیط را برای رشد موجودات مضر به‌خصوص جلبک‌ها فراهم می‌کند، به‌گونه‌ای که غلظت $0/01$ میلی‌گرم در لیتر آن باعث مغذی شدن منابع آب می‌گردد (Lal و Blanco، ۲۰۰۸). به همین دلیل در طول دهه‌های اخیر توجه زیادی به فرسایش خاک به‌عنوان منبعی برای انتشار فسفر در آب‌ها مبذول گردیده است (پورشیرزاد و همکاران، ۱۳۹۰؛ نور و همکاران، ۱۳۹۰). از سوی دیگر با توجه به نقش فسفر در تغذیه گرایي منابع آب، میزان مصرف آن در سال‌های اخیر در کشورهای توسعه یافته کاهش یافته است (شکل ۳-۴)



شکل ۳-۴ میزان مصرف فسفر در کشورهای در حال توسعه، توسعه یافته و در سطح جهان

تحقیقات گذشته نشان‌دهنده نوسان مقدار فسفر ذره‌ای قابل‌دسترس زیستی با کاربری و مدیریت اراضی و همچنین تغییرات فصلی می‌باشد. منبع اصلی فسفر در رودخانه‌ها، اراضی کشاورزی می‌باشد و به‌طور معمول در مناطق با پوشش گیاهی جنگل و مرتع میزان تلفات فسفر پایین است اما در هنگام بارش و حاکم شدن فرایندهای فرسایشی در این مناطق، هدر رفت این ماده نیز از طریق جریان‌های سطحی و کنش ذرات خاک بالا می‌رود.

کاهش مقدار فسفر خاک در نتیجه فرسایش یا مصرف توسط گیاه ممکن است باهم شبیه باشند، با این حال تفاوت قابل ملاحظه‌ای از نظر کیفیت فسفر خارج شده در این دو فرایند وجود دارد؛ زیرا گیاه فسفر قابل جذب را مصرف می‌کند. در صورتی که فسفر قابل جذب تنها بخشی از فسفر انتقال یافته توسط فرسایش خاک می‌باشد. خاک قادر است فسفر جذب شده توسط گیاه را دوباره از طریق ذخایر خود جایگزین نماید در صورتی که کم شدن فسفر در نتیجه فرسایش فقط با افزایش کودهای فسفوری امکان‌پذیر است (Hatch و همکاران، ۱۹۹۹).

۴-۲-۱-۴ هدر رفت فسفر

فرایندهای کنترل‌کننده هدر رفت و انتقال فسفر در رواناب و آبشویی آن در مقیاس‌های کوچک بهتر از حوزه‌های آبخیز شناخته شده است. برای مثال در سطح پلات مواد فرسایش یافته تقریباً به همان صورت در انتهای پلات جمع می‌شوند درحالی‌که در سطح حوزه آبخیز رسوبات در مسیر تحویل به رودخانه و حرکت به سمت پایین دست مقدارشان کم‌تر و با ترسیب مواد درشت‌دانه اندازه‌شان کوچک‌تر می‌شود. در این حالت از یک سو همه مواد فرسایش یافته به خروجی نمی‌رسند و از سوی دیگر با کوچک‌تر شدن اندازه ذرات نسبت غنی شده ذرات بالاتر می‌رود. همچنین در سطح حوزه آبخیز تغییرات مکانی منابع تولید فسفر و فرایندهای انتقال آن پیچیده‌تر می‌شود.

فسفر خاک شامل شکل آلی و معدنی است. شکل معدنی بیش از حد واکنش‌پذیر بوده و در بیش از ۱۵۰ شکل دیده می‌شود و هر کدام از لحاظ حل شدن و انتقال در آب و تأمین فسفر مورد نیاز خاک متفاوت هستند. فاکتورهایی همچون pH، AL، Fe، Ca و Mg و خصوصیات ذرات و رطوبت خاک بر روی قابلیت حل شدن شکل‌های مختلف فسفر نقش دارند (Leinweber و همکاران، ۲۰۰۲؛ Ekhholm و Lehtoranta، ۲۰۱۲). به گونه‌ای که در شرایط pHهای مختلف، فرم‌های گوناگون فسفر فعال می‌شوند. به دلیل قابلیت حل‌شدگی کم فسفر معدنی، مقدار آن در محلول خاک کم است ولی در صورت کاهش فسفر قابل جذب در اثر مصرف گیاهی و هدر رفت در رواناب، فسفر معدنی به وسیله تعادل در محلول خاک وارد چرخه می‌شود.

اهمیت فسفر آلی در این است که کاهش محصولات به دلیل معدنی شدن آن است اما فسفر معدنی (کودها) نیز با تبدیل شدن به شکل آلی منبعی برای فسفر گیاهان است. Sharpley (۱۹۸۵) گزارش داد که معدنی شدن فسفر باعث کاهش فسفر قابل جذب می‌گردد و اضافه کردن همان مقدار کود به خاک باعث بازگشت میزان فسفر به حالت قبل نمی‌شود. در مناطق معتدل

معدنی شدن فسفر ۲۰-۵ کیلوگرم در هکتار بوده و در مناطق حاره‌ای به دلیل فعالیت باکتری‌ها و تفاوت دمایی این مقدار به ۱۵۷-۶۷ کیلوگرم است.

انتقال فسفر در آب‌های جاری به‌صورت ذره‌ای و محلول رخ می‌دهد. همان‌گونه که توضیح داده شده به دلیل جذب بالای فسفر به ذرات ریز خاک و مواد آلی، بیش‌ترین شکل هدر رفت فسفر به‌صورت متصل به ذرات رسوب یا ذره‌ای می‌باشد. به‌گونه‌ای که شکل ذره‌ای حدود ۹۰-۷۰ درصد هدر رفت فسفر در اراضی کشاورزی را شامل می‌شود (Ulen و همکاران، ۲۰۰۷). میزان انتقال فسفر محلول در رواناب بر اساس عمق مفید اثرگذاری باران در خاک سطحی می‌باشد. این عمق توسط شدت بارش، شخم زمین و پوشش گیاهی دارای تغییرات نسبی است.

باید توجه داشت که تمامی بخش‌های آبخیز دارای مشارکت یکسان در تأمین بار فسفر رودخانه نیستند و مناطق بحرانی (Critical Source Areas-CSAs) با وجود مساحت کم دارای مقادیر بالای تولید فسفر هستند. به‌گونه‌ای که ممکن است بیش از ۹۰ درصد فسفر تنها از ۵ درصد آبخیز وارد رودخانه شده باشد.

با توجه به رابطه هدر رفت فسفر و رسوبات معلق به‌ویژه در زمان‌های بارندگی و وقوع فرسایش آبی، نور و همکاران (۱۳۹۱) اقدام به برآورد غلظت لحظه‌ای این عنصر به‌وسیله داده‌های دبی و غلظت رسوب نمودند. نتایج حاکی از آن بود که برآورد میزان غلظت فسفر به‌وسیله مقادیر دبی امکان‌پذیر نبوده درحالی‌که با داشتن غلظت رسوب معلق (X) می‌توان با استفاده از رابطه زیر و با ضریب همبستگی و خطای تخمین ۹۴ و ۲۳ درصد میزان فسفر همراه رسوبات (Y) را به دست آورد.

$$Y = 13/581 X^{0.9673}$$

۱-۴

در پژوهشی Noor و همکاران (۲۰۱۳) به ارزیابی ارتباط خصوصیات بارش و رواناب ارتباط آن‌ها با هدر رفت فسفر ذره‌ای در مقیاس رگبار پرداختند. ایشان اقدام به تحلیل رگرسیونی ارتباط مؤلفه‌های مختلف بارش و آب نمود با مؤلفه‌های آلودگی نمود فسفر نمودند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان‌دهنده توانایی مؤلفه‌های مذکور در تخمین مقدار کل فسفر، اوج غلظت و هم‌چنین غلظت متوسط فسفر داشت.

علاوه بر آب‌های سطحی، فسفر محلول از طریق آب‌های زیرزمینی نیز انتقال می‌یابد. فسفر محلول در جریان آب زیرزمین در ابتدا از طریق جریان درون شکاف‌ها و یا حفرات به طرف پایین حرکت می‌نماید. در اراضی کشاورزی هدر رفت فسفر به‌صورت زیر قشری کم است و بیش‌تر در رواناب سطحی منتقل می‌شوند. در انتقال زیرسطحی هر چه میزان تماس ذرات خاک و آب بیش‌تر گردد از میزان فسفر محلول در آب کاسته می‌شود که دلیل آن جذب شدن فسفر توسط

ذرات ریز خاک است؛ بنابراین میزان آبشویی فسفر در خاک‌های درشت‌دانه بیش‌تر است. Ozanne (۱۹۶۱) گزارش داده که در یک خاک درشت‌دانه (شنی) حدود ۸۱ درصد کود سوپرفسفات مورد استفاده از طریق آبشویی از دسترس خارج‌شده است. هم‌چنین Sharpley (۱۹۹۵) نشان داد که در دو خاک شن‌ی و رسی با محتوای ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم فسفر، میزان هدر رفت محلول فسفر به ترتیب ۱/۶۵ و ۰/۵۳ میلی‌گرم در لیتر بوده است؛ این موضوع مشخصاً بر بالا بودن میزان انتقال فسفر محلول در خاک درشت‌دانه دلالت دارد. محتوای مواد معدنی، طول مدت کشاورزی، مقدار کلسیم، آهن، آلومینیوم و آهن در نکه داشت فسفر در خاک مهم می‌باشد.

ج) پتاسیم

پتاسیم نیز یکی دیگر از عناصر غذایی پرمصرف خاک است که وجود آن در خاک حاکی از حاصلخیزی می‌باشد. به‌طوری‌که قبلاً نیز گفته شد در فرسایش آبی در درجه اول ذرات ریز خاک سطحی از دست می‌رود به‌طوری‌که این ذرات معمولاً از لحاظ عناصر غذایی غنی است. قسمت عمده پتاسیم همراه با ذرات رس است و بنابراین فرسایش می‌تواند مقدار قابل ملاحظه‌ای پتاسیم را از خاک خارج کند. میزان هدر رفت پتاسیم به حدی است که در شمال ایران در صورت مصرف آب‌های گل‌آلود رودخانه‌ها، شالیزارها از مصرف کود پتاسی بی‌نیاز می‌شوند. تحلیل رفتن پتاسیم قابل‌جذب توسط فرسایش خاک، حائز اهمیت زیادی بوده است به‌طوری‌که کاهش در منابع پتاسیم قابل‌جذب خاک در اثر عمل فرسایش و حمل انتقال مواد معدنی خاک می‌تواند به‌صورت یک مسئله حاد جلوه نماید (Hatch و همکاران، ۱۹۹۹).

۴-۲-۱-۵ ماده آلی خاک

ماده آلی از مهم‌ترین اجزاء تشکیل‌دهنده خاک بوده و بسیاری از کارکردهای خاک به‌عنوان یک سیستم زنده به این جزء بستگی دارد (Sparling و همکاران، ۲۰۰۶). از سوی دیگر علی‌رغم اهمیت قابل‌توجه مواد آلی، هدر رفت آن به سادگی قابل جبران نیست (Lal و Blanco، ۲۰۰۸). از همین رو خاک‌های جنگلی و مرتعی به‌علت دارا بودن مواد آلی زیاد و ساختمان مناسب، همواره مورد توجه بوده ولی تغییر در مدیریت و کاربری آن‌ها و اعمال خاک‌ورزی تأثیر زیادی بر مقدار مواد آلی خاک دارد (Lal، ۱۹۹۵).

بخش عمده‌ای از ماده آلی، در خاک سطحی قرار گرفته است که به‌دلیل وزن کم و تراکم این مواد در لایه فوقانی خاک، دارای حساسیت بالایی به فرسایش است (Lal، ۲۰۰۵). در نتیجه، فرسایش به‌شدت مقدار آن را تحت تأثیر قرار داده و موجب از بین رفتن آن می‌گردد. به‌همین

دلیل یکی از مهم‌ترین فرآیندهای کاهش ماده آلی در خاک فرسایش می‌باشد (Sparling) و همکاران، ۲۰۰۶).

نور و همکاران (۱۳۸۹ ب) تحقیقی با هدف ارزیابی هدر رفت مواد آلی خاک در حوزه آبخیز کجور واقع در جنگل‌های هیرکانی انجام داد. نتایج تحقیق ایشان مبین تأثیرپذیری بالای هدر رفت ماده آلی از فرسایش خاک است. نور و همکاران (۱۳۹۰ ب) میزان هدررفت مواد آلی طی ۸ واقعه رگبار را حدود ۵۷ تن گزارش کردند که نشان‌دهنده ۴۸ گرم ماده آلی در یک کیلوگرم رسوب بوده است.

۴-۲-۱-۶ آفت‌کش‌ها

قبل از سال ۱۹۴۰ آفت‌کش‌ها از منابع آلی مانند نیکوتین و از منابع غیر آلی از جمله سولفور و ارسنیک ساخته می‌شدند. اما پس از جنگ جهانی دوم استفاده از علف‌کش‌های فنوکسی^{۱۰} و حشره‌کش کلره^{۱۱} به‌صورت گسترده صورت پذیرفت. در اواسط دهه ۱۹۶۰ استفاده از مواد شیمیایی دارای مواد سمی بسیار زیاد شد. در دهه‌های اخیر استفاده گروهی از آفت‌کش‌ها ممنوع شده و موادی با نیمه عمر پایین‌تر مد نظر قرار گرفته است. میزان استفاده از آفت‌کش‌ها در دهه ۱۹۶۰، ۱۹۸۰ و ۲۰۰۰ به ترتیب برابر ۱۸۲، ۳۸۶ و ۴۱۱ میلیون کیلوگرم بوده است (Gevao و Jones، ۲۰۰۲).

آفت‌کش‌ها (علف، حشره و قارچ کش) در کشاورزی مدرن استفاده می‌شوند و باعث افزایش تولید کشاورزی هستند. در آمریکا ۹۵ درصد رودخانه‌ها و ۶۰ درصد چاه‌های کم عمق، دارای مقادیر بالای آفت‌کش هستند (Hamilton و Miller، ۲۰۰۲). علف‌کش‌ها معمول‌ترین نوع آفت‌کش‌ها می‌باشند. این مواد یا از طریق ذرات رسوب و یا مستقیم وارد جریان آب می‌شوند. در اغلب موارد استفاده از آفت‌کش‌ها بیش از مقدار مورد نیاز است. بنابراین مقدار زیادی از این مواد، آماده انتقال می‌باشند. استفاده از علف‌کش‌ها بستگی به نوع گونه، نوع خاک، روش شخم، روش کشت و اقلیم دارد. مثلاً در سیستم کشت بدون شخم به‌دلیل رشد علف‌های هرز و عدم شخم زمین، استفاده از علف‌کش‌ها ضروری است.

الف) هدر رفت آفت‌کش‌ها

مقداری از آفت‌کش‌ها جذب خاک و گیاه شده، مقداری مصرف‌شده و باقی در محیط زیست باقی می‌ماند. آفت‌کش‌های مورد استفاده در کشاورزی به‌وسیله فعالیت باکتری‌ها و واکنش‌های

۱۰ Phenoxy

۱۱ Organochlorine

شیمیایی خاک از بین می‌روند. این مواد به شدت جذب رس‌ها و مواد آلی خاک می‌گردند که در نتیجه به راحتی توسط قطرات باران و رواناب آماده حمل می‌شوند. میزان جذب آفت‌کش‌ها به ذرات خاک توسط رابطه ۴-۲ به دست می‌آید.

$$C_s = K_d \times C_l \quad ۲-۴$$

K_d ضریب جذب بوده و نشان‌دهنده میزان جذب شدن آفت‌کش‌ها توسط خاک است. C_l کل غلظت محلول بر حسب میلی‌گرم در لیتر و C_s غلظت ماده جذب شده است. ماده آلی خاک یک معیار مناسب برای تخمین ضریب جذب آفت‌کش‌های آب‌گریز است. در صورت نرمال کردن ضریب جذب بر اساس ماده آلی، آنگاه این مقدار به بافت خاک بستگی دارد. در جدول ۴-۱ مقادیر ضرایب جذب آورده شده است.

جدول ۴-۱ مقادیر ضرایب جذب و نیمه عمر آفت‌کش‌های معمول

نام معمول	ضریب جذب	نیمه عمر
Acephate/Orthene	2	3
Dicamba/Banvel	2	14
Methamidophos/Supracide	5	6
Picloram/Tordon	16	90
2, 4-D Acid	20	10
2, 4-D Dimethylamine Salt	20	10
Dimethoate/Dimethoate 267	20	7
Carbofuran/Furadan	22	50
Oxamyl/Vydate	25	4
Aldicarb/Temik	30	30
Bromacil/Hyvar	32	60
1, 3-dichloropropene/Telone	32	10
Bentazon/Basagran	34	20
Metaxyl/Ridomil	50	70
Hexazinone/Velpar	54	90
Terbacil/Sinbar	55	120
Ethoprop/Mocap	70	25
Methomyl/Lannate	72	30
Tebuthiuron/Spike	80	360
Atrazine/Aatrex	100	60
Acifluorfen/Blazer	113	14
Simazine/Princep	130	60
Prometon/Pramitol	150	500
Alachlor/Lasso	170	15
Cyanazine/Bladex	190	14

مهم‌ترین راه‌های هدر رفت آفت‌کش‌ها را می‌توان انتقال در رواناب، آب‌شویی و تبخیر نام برد. بر اساس طول عمر آفت‌کش‌ها می‌توان آن‌ها را به سه دسته غیر پایدار (کم‌تر از ۳۰ روز)، نیمه پایدار (۳۰ تا ۱۰۰ روز) و پایدار بیش از ۱۰۰ روز تقسیم نمود (Jones و Gevao، ۲۰۰۲). آفت‌کش‌هایی با نیمه عمر بالا، قابلیت و ضریب جذب پایین و انحلال بالا توانایی آلودگی منابع آب زیرزمینی را دارند (رسیدن رواناب از سطح به آب‌های زیرزمینی نیازمند مدت طولانی است و مواد ناپایدار قادر به رسیدن به این نقاط نیستند).

باید توجه داشت که خصوصیات خاک تأثیر زیادی بر انتقال و سرنوشت آفت‌کش‌ها دارد. ماده آلی خاک نقش مهمی در فرآیند جذب بسیاری از این مواد دارد. هم چنین خاک‌های ریزدانه، دارای قابلیت بیش‌تری در جذب مواد هستند و علاوه بر این مقدار آب خاک نیز نقش مؤثری در نگه داشت آفت‌کش‌ها (حل شدن مواد و تکمیل فرآیند جذب) دارد. هدایت هیدرولیکی و نفوذپذیری خاک نیز در چگونگی تقسیم آفت‌کش‌ها در سطح یا زیرزمین مهم هستند. اگر نفوذپذیری بالا باشد، سرعت انتقال بالا بوده و مواد فرصت تجزیه شدن ندارند. ساختمان خاک نیز نقش مهمی در انتقال آفت‌کش‌ها توسط فرسایش دارد. یک خاک با ساختمان ضعیف به دلیل نفوذپذیری کم و حساسیت خاکدانه‌ها، دارای خطر بیش‌تر بوده در نتیجه مواد جذب‌شده به درون رواناب حمل می‌شوند.

۴-۲-۲ نسبت غنی‌شدگی

غلظت مواد غذایی رسوبات حاصل از فرسایش در واحد وزن بیش‌تر از غلظت آن در خاک منشا است. معمولاً لایه سطحی خاک که غنی از مواد غذایی است فرسوده می‌شود و بنابراین رسوب حاصل از آن در واحد وزن، مواد غذایی بیش‌تری را دارا خواهد بود. به علاوه رواناب، ذرات ریزتر و سبک‌تر خاک مانند ذرات رس و هوموس را با خود حمل می‌کند و در نتیجه میزان مواد غذایی متصل به رسوب زیادتر خواهد شد. با این حال در برخی از انواع فرسایش خاک مانند فرسایش متمرکز به‌ویژه فرسایش آب‌کندی، برداشت ذرات خاک از پروفیل خاک و بیش‌تر از لایه‌های زیرین می‌باشد.

هدررفت عناصر غذایی به وسیله فرسایش با نسبت غنی‌شدن رسوبات قابل ارزیابی است که برابر با مقدار عناصر غذایی در رسوبات نسبت به خاک اصلی می‌باشد (Gachene و همکاران، ۱۹۹۷). نسبت غنی شدن در خاک‌های بافت درشت نسبت به خاک‌های بافت ریز سریع‌تر کاهش می‌یابد. زیرا در خاک‌های بافت درشت به علت کم بودن مواد ریز با ادامه فرسایش مقدار ذرات ریز سریعاً کاهش می‌یابد در حالی که در خاک‌های غنی از ذرات ریز با ادامه فرسایش هنوز مقدار قابل

توجهی از مواد ریزدانه باقی خواهند ماند. تحقیقات انجام شده نشان می‌دهد که خاک فرسایش یافته در بسیاری از نقاط از مواد ریز (رس، سیلت، شن خیلی ریز و هوموس) تشکیل یافته است و معمولاً مقدار عناصر غذایی موجود در این ذرات در مقایسه با ذرات درشت به مراتب بیش‌تر می‌باشد (Hatch و همکاران، ۱۹۹۹). مقادیر بیش از یک نسبت غنی شدن، نشان‌دهنده آن است که عناصر غذایی و ماده آلی به‌طور انتخابی و به‌سرعت توسط فرسایش خارج می‌شوند. در تحقیقاتی که توسط Gachene و همکاران (۱۹۹۷) انجام شد نشان دادند که اولاً فرسایش در برداشت عناصر غذایی به‌صورت انتخابی عمل می‌کند و ثانیاً مشخص شد که نسبت غنی شدن برای تمام عناصر غذایی به‌خصوص فسفر بزرگ‌تر از یک بود. با این حال این نسبت در بارش‌های شدید و انتقال مواد درشت‌دانه و مواد لایه‌های زیرسطحی ناشی از فرسایش متمرکز می‌تواند کم‌تر از یک گردد.

خزایی و همکاران (۱۳۹۲) تحقیقی به‌منظور بررسی نسبت غنی شدن رسوبات انجام داد. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که نسبت غنی شدن برای کربن، نیتروژن و پتاسیم در دامنه ۱ تا ۲ و برای فسفر در دامنه ۱/۵ تا ۳ است. این امر بیانگر بالاتر بودن مقدار عناصر غذایی در واحد وزن رسوبات می‌باشد. نتایج این پژوهش در جدول ۴-۲ ارائه شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود مقدار غلظت رسوب در تیمار جنگل تخریب شده بیش‌تر می‌باشد. این درحالی است که نسبت غنی شده در این تیمار کم‌تر از تیمار شاهد (جنگل دست نخورده) است. دلیل این امر بالا بودن مقدار عناصر غذایی در خاک جنگلی مورد مطالعه می‌باشد. در این راستا Bilgo و همکاران (۲۰۰۵) و Mihara و همکاران (۲۰۰۵) وجود مقادیر بالای عناصر غذایی در خاک منطقه فرسایش یافته را عاملی در غنی بودن رسوبات گزارش کرده‌اند.

جدول ۴-۲ مقادیر نسبت غنی شدن برای عناصر مختلف

غلظت رسوب (گرم در لیتر)		کربن		ازت		فسفر		پتاسیم	
نسبت بزرگتر	نسبت کوچکتر	نسبت بزرگتر	نسبت کوچکتر	نسبت بزرگتر	نسبت کوچکتر	نسبت بزرگتر	نسبت کوچکتر	نسبت بزرگتر	نسبت کوچکتر
۲/۵	۰/۷	۱/۲	۱/۷	۱/۵	۱/۱۸	۱/۴	۱/۷	۱/۱	۱/۲
۱/۸	۰/۵	۱/۹	۱/۹	۱/۵	۱/۰۵	۱/۹	۲/۱	۰/۹	۱/۳
۲/۱	۰/۵	۱/۲	۱/۸	۲/۱	۱/۲۳	۱/۷	۱/۷	۱/۰	۱/۳

در رابطه با دامنه نسبت غنی شدن، برای عناصر مختلف تحقیقات زیادی انجام شده است که در همگی آن‌ها مقدار نسبت غنی شدن را بیش از یک بیان کردند که بر طبق محیط فرسایشی این نسبت فرق می‌کند (Xingchang و همکاران، ۲۰۰۴؛ Zheng و همکاران، ۲۰۰۵). Monke و همکاران (۱۹۷۷) نسبت غنی شدن در رسوبات را بین ۱/۲ تا ۲/۳، Liu و همکاران (۲۰۰۲) این میزان را بزرگ‌تر از یک و بین ۱/۲ تا ۲/۵، Ramos و Martinez (۲۰۰۴) این میزان را بین ۱/۱ تا ۱/۲ گزارش نمودند. Zheng و همکاران (۲۰۰۵) نسبت غنی شدن برای فسفر را حداکثر و به مقدار ۱/۴۲ تا ۳/۶ و برای مواد آلی و نیتروژن به ترتیب ۰/۹۷ تا ۱/۴۳ و ۱/۱۳ تا ۱/۹۴ ذکر کردند. Zougmore و همکاران (۲۰۰۹) نسبت غنی شدن کربن، نیتروژن، فسفر و پتاسیم در همه پلات‌ها را بزرگ‌تر از یک بیان کردند. آن‌ها هم چنین گزارش نمودند که نسبت غنی شدن فسفر در دامنه ۲ تا ۴/۷ و پتاسیم بین ۱ تا ۳ متغیر می‌باشد. Girmay و همکاران (۲۰۰۹) نسبت غنی شدن رسوبات را برای کربن بین ۱/۳۸ تا ۱/۸۴، نیتروژن بین ۱/۲۱ تا ۱/۷۸، فسفر بین ۲/۳۷ تا ۵/۷۹ و برای پتاسیم نیز ۱/۶۲ تا ۲/۳۸ گزارش نمودند.

باید توجه داشت که علاوه بر ماده غذایی همراه رسوبات، این نسبت در انواع فرسایش و کاربری متفاوت می‌باشد، هم‌چنین در یک منطقه، خصوصیات بارش و تغییرات فصل رویشی گیاهان نقش تعیین کننده‌ای در تغییرات این نسبت دارند. در این راستا Blanco و Lal (۲۰۰۸) بیان کردند که نسبت غنی شدن بسته به خاک‌های مناطق مختلف متفاوت می‌باشد. به‌طوری‌که این مقدار برای مراتع بیش از حد چرا شده ۰/۵ تا ۲ و برای جنگل‌های متراکم برابر ۴/۵ تا ۵ می‌باشد. هم‌چنین Zheng و همکاران (۲۰۰۵) اعلام کرده‌اند در منطقه فرسایش سطحی با

افزایش غلظت رسوب، مقدار نسبت غنی شدگی تمامی عناصر غذایی مورد بررسی کاهش یافته است. درحالی که در منطقه فرسایش شیلی و آبکند سطحی، با افزایش غلظت رسوب این نسبت در ابتدا کاهش و سپس افزایش یافته است.

۴-۲-۳ مناطق بحرانی تولید آلاینده‌ها توسط فرسایش خاک

منابع تولید آلاینده‌های غیرنقطه‌ای مانند رسوبات معلق، عناصر غذایی پرمصرف و آفت‌کش‌ها به صورت یکنواخت در سطح حوزه آبخیز قرار ندارند. مناطق بحرانی شامل محدوده‌ای از آبخیز هستند که به دلیل شرایط کاربری و مدیریت اراضی و یا خصوصیات توپوگرافی دارای تولید بالایی از آلاینده‌ها می‌باشند. در شرایط معمول آلاینده‌های موجود حاصل از منابع غیر نقطه‌ای موجود در منابع آب، بیش‌تر از اراضی کشاورزی تأمین می‌شوند. دلیل این امر استفاده از روش‌های ناکارآمد در کشت و زرع است. کشاورزی در اراضی نامرغوب و شیب‌دار از یکسو باعث نقصان تولید به دلیل فقیر بودن ذاتی خاک می‌شود در نتیجه کشاورزان برای جبران این مسئله از کودهای شیمیایی به مقدار زیاد و بدون رعایت اصول استفاده می‌کنند. از سوی دیگر عدم حفاظت خاک و قرار گرفتن در مناطق شیب‌دار، موجب افزایش فرسایش خاک و انتقال ذرات رسوبی غنی از آلاینده‌ها به منابع آب می‌گردد. البته در کنار اراضی کشاورزی مراتع و سپس جنگل‌ها نیز به دلیل حجم بالای تخریب در آن‌ها و قرار گرفتن در شرایط ناهنجار اکولوژیکی دارای فرسایش و تولید رسوب بالایی هستند. جدول ۴-۲ خصوصیات مناطق بحرانی تولید آلاینده‌های غیر نقطه‌ای توسط فرسایش خاک را نشان می‌دهد.

جدول ۳-۴ مشخصات مناطق بحرانی تولید آلاینده‌های غیر نقطه‌ای

استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها	اقلیم	خصوصیات خاک	مدیریت غلط خاک
نسبت بالای کاربرد کود استفاده برنامه زمانی ضعیف کاربرد شیمیایی انتخاب علف‌کش‌های نامرغوب کاربرد سطحی مواد شیمیایی محلولیت بالای مواد شیمیایی	باران‌های شدید پتانسیل رواناب بالا سرعت بالای باد	محتوی مواد آلی پایین شیب‌های تند زهکشی ضعیف میزان سیلت بالا نفوذپذیری کم رس‌های فعال کم	چند کشتی حذف بقایای زراعی پوشش گیاهی کم شخم زیاد کشت ردیفی

در این راستا نور (۱۳۹۳) و Noor و همکاران (۲۰۱۶؛ ۲۰۱۷) یک ابزار پشتیبان تصمیم‌گیری به‌منظور شناسایی مناطق بحرانی از نظر تولید رواناب، رسوب، فسفر و نیتروژن ارائه نمودند. آن‌ها بدین منظور یک برنامه در محیط MATLAB با استفاده از مدل SWAT و بهره‌گیری از معیارهای مختلف اولویت‌بندی مناطق بحرانی، ایجاد و کارایی آن‌را در حوزه آبخیز طالقان ارزیابی نمود.

۴-۲-۳-۱ اراضی کشاورزی

رسوبات معلق، فسفر و نیتروژن از مناطق کشاورزی حمل شده و به‌عنوان مهم‌ترین منابع آلوده‌کننده غیر نقطه‌ای شناخته می‌شوند. بر اساس گزارش USEPA (۲۰۰۸) در آمریکا ۶۰ درصد رسوبات، ۸۲ درصد نیتروژن و ۸۴ درصد فسفر از مناطق کشاورزی تأمین می‌شوند و حدود ۴۰ درصد رودخانه و دریاچه‌های این کشور از نظر رسوب، فسفر و نیتروژن در حد بالایی قرار دارند.

در کشور مطالعات اندکی در مورد فرسایش خاک و انتقال عناصر غذایی و سموم کشاورزی توسط رواناب در اراضی کشاورزی صورت گرفته است. اغلب مطالعات محدود به استفاده از شبیه‌ساز باران در پلات‌های کوچک است. حال آن‌که همان‌گونه که ذکر شد فرآیند پیچیده‌تری در مقیاس حوزه آبخیز حاکم است. ابراهیمی و میرنیا (۱۳۸۴) با بررسی هدر رفت عناصر غذایی پر مصرف در اثر فرسایش سطحی با استفاده از سزیم ۱۳۷ میزان هدر رفت خاک را در جای‌کاری‌های شرق

گیلان به میزان ۶۰ تن در هکتار در سال به دست آورد. ایشان میزان مقدار ازت کل، فسفر کل، پتاسیم کل، فسفر قابل جذب و پتاسیم قابل جذب خارج شده از خاک توسط فرسایش به ترتیب برابر ۲۵۴، ۸۸، ۷۹۱، ۵/۶ و ۱۵/۱۶ کیلوگرم ذکر کردند.

یکی از نکات مهم در کشاورزی استفاده از کودهای حیوانی می باشد. کود حیوانی منبعی غنی برای مواد آلی و عناصر پرمصرف و همچنین کم مصرف است. از دهه ۱۹۶۰ مسئله فضولات حیوانی اهمیت زیست محیطی به خود گرفته است. کودهای حیوانی باعث اصلاح ساختمان خاک شده و خاکدانه های محکمی ایجاد می نماید و در کنار آن باعث افزایش نفوذ و کاهش رواناب و رسوب می گردد. از یک سو اضافه کردن کود حیوانی راهی برای بهبود خاک است از سوی دیگر می تواند باعث آلودگی خاک و آب نیز شود. رواناب حاصل از این مناطق معمولاً دارای غلظت های بالای فسفر و نیتروژن می باشند که این مقدار در عملیات کشت بدون شخم به دلیل عدم مخلوط شدن خاک و کود چند برابر می گردد.

باید توجه داشت که استفاده از کودهای حیوانی بر اساس میزان نیتروژن صورت می گیرد. این که چه میزان از این کود باید استفاده شود تا نیازمندی گیاه حاصل و باعث آلودگی خاک نشود بسیار سخت تر از کودهای شیمیایی است. در این صورت فسفر بیش از حد نیاز گیاهان وجود خواهد داشت، بنابراین اگر هر ساله کود حیوانی بر اساس نیازمندی نیتروژن صورت گیرد میزان فسفر خاک به صورت ممتد افزایش می یابد. در این زمینه Sharply (۱۹۹۵) میزان اضافه شدن سالانه فسفر را حدود ۲۶ کیلوگرم در هکتار برآورد کرده است که می تواند منبع مهمی در آلودگی محیط زیست باشد. استفاده از کود مرغی به دلیل وجود مقادیر بالاتری از فسفر دارای خطرات بیش تری است.

مدیریت مناسب کود و سیستم های استفاده از آن برای به حداقل رساندن آلودگی و بر طرف نمودن نیاز گیاهان لازم و ضروری است. بعضی از اقدامات کشاورزی مانع از هدر رفت مواد غذایی از خاک می شوند. بنابراین مصرف کود و آلودگی آب را کاهش می دهند. کلید اساس حفظ فسفر و نیتروژن جلوگیری از هدر رفت مواد غذایی از سطح اراضی به وسیله کنترل رواناب و فرسایش خاک، روش و زمان صحیح استفاده از کودها است.

۴-۲-۳-۲ مناطق شهری

کودها و آفت کش ها از باغ ها و فضاهای سبز به سرعت توسط رواناب حمل می گردند. علاوه بر این در مناطق شهری انواع آلاینده ها شامل فلزات سنگین و سمی حاصل از کارخانه ها و اتومبیل ها در سطح خاک و محیط وجود دارند که همراه بارندگی و یا آبیاری به آب های سطحی یا زیرسطحی

منتقل شده و باعث آلودگی این منابع می گردند. هم چنین در مناطقی که کارهای عمرانی صورت می گیرد، در صورت رعایت نکردن اصول زیست محیطی، می توانند منابع تولید رسوب و سایر آلاینده ها باشند. رواناب حاصل از مناطق شهری باعث تخلیه مقادیر زیادی آلاینده آلی و غیر آلی به منابع آب می گردند.

۴-۲-۳-۳ جنگل ها و مراتع

رشد جمعیت و افزایش نیاز به منابع جدید، باعث هجوم به اکوسیستم های مرتعی و جنگلی شده است این در حالی است که این زمین ها دارای شیب زیاد، استعداد فرسایشی بالا و پتانسیل تولید پایینی هستند (نور، ۱۳۹۱). باید در نظر داشت که بهره برداری از این زیست بوم ها به ویژه در مناطق نیمه خشک کشور بدون شناخت کامل اثرات اقدامات امری اشتباه است که موجب مشکلات اساسی خواهد شد. در این صورت تغییر کاربری از جنگل و مرتع به اراضی کشاورزی، چرای بیش از ظرفیت و خارج از فصل چرا، آتش سوزی در منابع طبیعی، توسعه صنایع و معادن و شهرسازی نمونه ای از این تغییرات می باشند که به شدت بر تولید آلاینده ها اثرگذار بوده اند. به عبارتی هر نوع برهم زدن طبیعت باعث افزایش مواد محلول و جامد در آب شده و خطر آلوده شدن آن را بالا می برد. بنابراین انتقال رسوب از اراضی غیر کشاورزی می تواند عاملی در آلودگی آب ها باشد. انسان با ایجاد آتش سوزی، قطع درختان، چرای دام و احداث جاده باعث فرسایش تسریعی خاک در جنگل ها و مراتع می گردد و باعث ایجاد رواناب و فرسایش خاک، نقصان در چرخه کربن، اثر بر تغییرات محلی و جهانی اقلیم، اثرات عمیق بر محیط زیست سراب و پایاب رودخانه ها و حمل رسوبات معلق تا فواصل زیادی می شود (Blanco و Lal، ۲۰۰۸). باید توجه داشت در مناطق پر باران تخریب دارای اثرات مخرب زیست محیطی بیش تری نسبت به مناطق معتدله است. دلیل این امر باران های شدید و فرساینده این مناطق در کنار وجود مناطق پر شیب می باشد.

بررسی اثر تخریب و قطع درختان جنگلی بر میزان رواناب و رسوب، هدر رفت عناصر غذایی و ماده آلی در جنگل های هیرکانی (شمال کشور) توسط خزایی (۱۳۸۹) مورد توجه قرار گرفت. نتایج تحقیق ایشان در جدول ۴-۴ ارائه شده است.

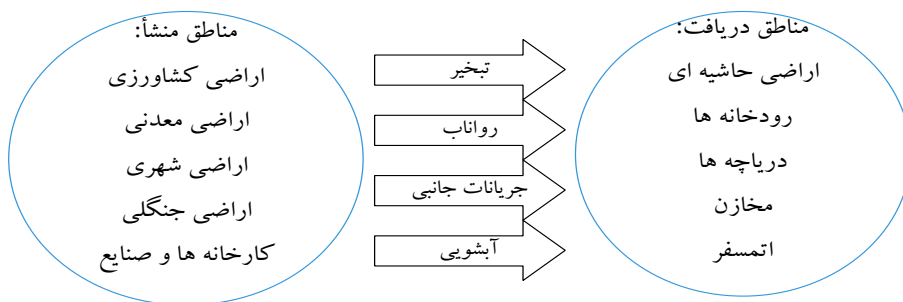
جدول ۴-۴ هدر رفت عناصر غذایی و مواد آلی در دو تیمار مورد بررسی

عامل مورد بررسی	تیمار مورد بررسی	سطح معنی داری	میانگین
هدر رفت مواد آلی (گرم در هکتار)	تخریب شده	***۰۰۲/۰	۱۴۸۹/۶۳
	تخریب نشده		۳۲۲/۳۱
هدر رفت نیتروژن (گرم در هکتار)	تخریب شده	***۰۰/۰	۲۲۳/۵۲
	تخریب نشده		۲۱/۶۵
هدر رفت فسفر (گرم در هکتار)	تخریب شده	***۰۰/۰	۳/۴۵
	تخریب نشده		۰/۲۰۹۸
هدر رفت پتاسیم (گرم در هکتار)	تخریب شده	***۰۰۱/۰	۸/۰۷
	تخریب نشده		۰/۹۳۵

میزان تولید رواناب، ضریب رواناب، تولید رسوب و غلظت رسوب در منطقه تخریب شده نسبت به منطقه جنگلی به ترتیب ۵، ۱۰، ۱۸ و ۶ برابر بیش تر است. از طرفی میزان هدر رفت کربن، نیتروژن، فسفر و پتاسیم در جنگل تخریب شده نسبت به جنگل تخریب نشده به ترتیب ۵، ۱۰، ۱۶ و ۸ برابر بیش تر شده است.

۴-۲-۴ راه های انتقال آلاینده های غیر نقطه ای توسط فرسایش خاک

به طور کلی ۴ روش برای انتقال آلاینده ها وجود دارد که شامل رواناب سطحی، آبشویی، جریان افقی زیرسطحی و تبخیر می باشد (شکل ۴-۴). مقدار انتقال از طریق آب های سطحی بسیار بیش تر از روش های دیگر انتقال است (Lal و Blanco، ۲۰۰۸).

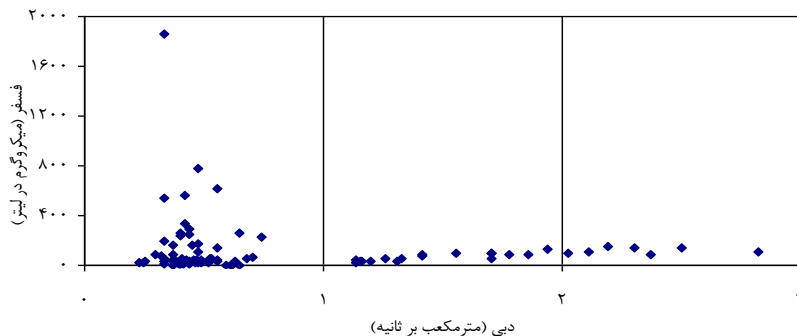


شکل ۴-۴ راه های انتقال آلاینده ها و سرنوشت آن ها

رواناب ناشی از باران و ذوب برف یکی از مهم‌ترین راه‌های انتقال آلاینده‌ها است. در این حالت مواد به صورت محلول، معلق و متصل به ذرات رسوب حمل می‌شوند و در مناطق پایاب ته نشین می‌شوند. اثرات برون منطقه‌ای انتقال آلاینده‌ها توسط رواناب سطحی بسیار مهم است. زیرا مقدار زیادی آلاینده قادر است در یک واقعه به درون جریان آب وارد شود. رواناب سطحی، آلاینده‌های موجود در سطح یا نزدیک زمین (۱۰ سانتی‌متری) را با خود حمل می‌کند. بنابراین غلظت کل آلاینده‌ها در هر واقعه رواناب با گذشت زمان کاهش می‌یابد. موادی که در سطح زمین پخش شده‌اند راحت‌تر از مواد مخلوط شده با خاک حمل می‌شوند. در این بین بسته به نوع ماده و مقدار جذب‌شدگی، نوع انتقال مشخص می‌گردد. در این حالت موادی که جذب ذرات خاک می‌شوند مانند فسفر، معمولاً توسط فرسایش خاک همراه رسوبات حمل می‌شوند. در صورت وجود سخت لایه در نزدیکی سطح زمین، جریان‌ات زیرسطحی و زیر قشری جز مهمی در کل رواناب و انتقال آلاینده‌ها می‌باشند (Lal و Blanco, ۲۰۰۸).

تغییرات زمانی هدر رفت مواد همراه رسوبات، تقریباً مشابه و هم روند با مقدار رسوبات معلق است. بیش‌ترین مقدار هدر رفت مواد شیمیایی در هنگام بارش‌های شدید رخ می‌دهد. به همین دلیل تخمین هدر رفت به صورت صحیح مشکل بوده و نیازمند نمونه‌برداری‌های فراوان در طول سال و به‌ویژه هنگام رگبار است. بررسی ارتباط تغییرات دبی جریان و غلظت و هدررفت فسفر در مقیاس آبخیز توسط نور و همکاران (۱۳۹۰ ج) مد نظر قرار گرفت. نتایج پژوهش ایشان نشان‌دهنده آن بود که به‌طور متوسط ۲۶۲۰ گرم فسفر در هر رگبار از طریق فرسایش خاک و حمل در جریان رودخانه از دسترس خارج شده است. همچنین در وقایع با دبی بالا مقدار فسفر به وزن کل رسوبات کاهش یافته است، کم‌تر شدن مقدار مواد غذایی همراه رسوبات در مقادیر بالای رواناب به دلیل حمل مواد درشت‌دانه توسط Zhang و همکاران (۲۰۰۵) و Mihara و همکاران (۲۰۰۵) نیز گزارش شده است.

چنانچه در شکل ۴-۵ مشاهده می‌گردد در دبی‌های کم‌تر از یک مترمکعب بر ثانیه تغییرات فسفر بسیار زیاد بوده و پراکندگی زیاد و گسترش عمودی ابر نقاط دلالت بر تأثیرپذیری پایین این تغییرات از مقدار دبی رودخانه دارد. همچنین مقادیر حداکثر غلظت فسفر در این سری از داده‌ها مشاهده گردیده و در مقادیر بالای دبی، غلظت‌های کم‌تری نشان داده شده است. در نهایت در دبی‌های بالاتر از ۱ مترمکعب بر ثانیه، علاوه بر حمل مواد درشت‌دانه، عدم وجود مواد کافی قابل حمل در منطقه و بالا بودن حجم رواناب موجب رقیق شدن جریان و پایین آمدن غلظت مواد همراه رواناب شده است.



شکل ۴-۵ تغییرات غلظت فسفر و دبی جریان در حوزه آبخیز کجور

همچنین از بررسی ارتباط آبنگار و آلوده‌نگار می‌توان اطلاعات مناسبی در زمینه منشأ احتمالی رسوب و مواد همراه آن و فرآیند حاکم بر آن به دست آورد. در این ارتباط Ide و همکاران (۲۰۰۸) و نور و همکاران (۱۳۹۰ ب) تأمین فسفر از درون کانال رودخانه و نواحی اطراف را باعث وقوع اوج زودهنگام غلظت فسفر همراه جریان نسبت به دبی و در نتیجه ایجاد حلقه ساعت‌گرد عنوان کرده‌اند. در مطالعات بسیاری، وجود پسماند ساعت‌گرد معمول بوده است که نشان‌دهنده تفاوت در انتقال و موجودیت مواد در شاخه بالا و پایین رونده دارد. تاخیر اوج آلوده‌نگار نسبت به اوج آبنگار دلالت بر تأمین رسوب از دامنه‌ها و بخش‌های سراب حوضه دارد که در نتیجه ایجاد پسماند پادساعت‌گرد می‌نماید.

۴-۳ اثرات ورود رسوبات به منابع آب

ورود رسوبات به رودخانه‌ها و انتقال آن‌ها به مخازن طبیعی و انسان‌ساز باعث ایجاد مشکلات متعددی در حیات و کاربردهای مختلف آن‌ها دارد. در این بخش به بررسی رسوب‌گذاری رودخانه‌ها در مخازن سدها، پدیده‌های تغذیه‌گرایی منابع آب و کاهش اکسیژن در سواحل و اکولوژی محیط‌های آبی در اثر ورود رسوب به آن‌ها پرداخته می‌شود.

۴-۳-۱ ترسیب رسوبات در مخازن سدها

با شروع فرآیند فرسایش خاک در سطح دامنه‌ها در فصل‌های مرطوب به‌تدریج بر مقدار رسوب آبراهه‌ها و رودخانه‌ها افزوده می‌شود. انتقال رسوب و ترسیب آن در مخزن یک سد از مشکلات

مهم و همیشگی پس از شروع آبیگری سد است، که بهره‌برداری بهینه از آب ذخیره شده در مخزن سد را با نقصان مواجه می‌سازد. شاید مهم‌ترین و شناخته شده‌ترین اثر برون منطقه‌ای فرسایش خاک، ترسیب مواد حاصل از فرسایش در رودخانه‌ها و مخازن سدها باشد. هنگامی که جریان آب رودخانه وارد مخزن شود، به دلیل افزایش سطح مقطع، سرعت آب کاهش یافته و مواد رسوبی شروع به ته‌نشینی می‌کنند.

اکثر مخازن بزرگ به صورت چند هدفه برنامه‌ریزی، طراحی و احداث می‌شوند. حال آن که ته‌نشین شدن رسوبات در مخزن سد علاوه بر کاهش ظرفیت ذخیره مؤثر مخزن، باعث کاهش توان کنترل سیلاب و کاهش توان تولید انرژی برق آبی نیز خواهد شد. از طرف دیگر، کاهش حجم مفید مخزن باعث ایجاد تغییرات ناخواسته در اهداف اولیه مخزن و حق‌آبه‌ها می‌شود که به نوبه خود عواقب اقتصادی-اجتماعی و حقوقی خاصی را در بر خواهد داشت. هم‌چنین، تحت تأثیر قرار گرفتن عمل کرد سامانه‌های خروجی سد و بروز مشکلات زیست محیطی در پائین دست سد را نیز باید مد نظر قرار داد. بنابراین یکی از مشکلات مهم برون منطقه‌ای فرسایش خاک، انتقال رسوبات به مخازن سدها و پر شدن آن‌ها از رسوباتی است که توسط جریان آب حمل شده و در مخزن سد ته‌نشین می‌شود.

مجموع ذخیره مخازن سدها در سطح جهان در حدود ۷۰۰۰ میلیارد مترمکعب برآورد می‌شود که از این مقدار، سالانه به‌طور میانگین ۱ درصد به علت رسوب‌گذاری از دست می‌رود و حتی متوسط این نرخ در بعضی از کشورها به بیش از ۱ درصد هم می‌رسد (جدول ۴-۵). به گونه‌ای که در کشور چین به صورت سالانه حدود ۲/۳ درصد از حجم مخازن توسط رسوبات انباشته می‌شود (Jacobsen, ۲۰۰۹).

جدول ۴-۵ متوسط رسوب‌گذاری سالانه در مخازن برخی از کشورهای جهان

کشور	متوسط نرخ رسوب‌گذاری سالانه (%)
چین	۲/۳
ترکیه	۱/۵
هندوستان	۰/۷۲
ایران	۰/۶۵
مراکش	۰/۴۵
آمریکا	۰/۲۲
ژاپن	۰/۱۵

بنابر اهمیت رسوب گذاری در مخازن سدها، ابتدا در این بخش ارتباط ترسیب رسوبات رودخانه ای و عمر مفید سد بررسی شده است. در ادامه تغییر و تحول رسوبات پس از ورود به مخزن و تغییر میزان رسوب گذاری با گذشت زمان مورد تحلیل قرار گرفته است. همچنین در این بخش نحوه ترسیب رسوبات بار بستر و معلق پس از ورود به مخزن و مراحل سه گانه فرآیند رسوب گذاری و فرسایش در طول عمر مفید یک سد مورد اشاره قرار گرفته است. در نهایت مهم ترین اثرات رسوب گذاری در مخازن ارائه شده است.

۴-۳-۲ فرسایش خاک و عمر مفید سدها

عمر مفید^{۱۲} دوره ای است که در آن مدت مخزن سد مطابق اهداف اولیه و اصلاح شده مورد بهره برداری قرار گیرد. بهره برداری مخزن پس از دوره عمر مفید مخزن اقتصادی نیست ولی به دلایل مختلفی چون اجتماعی، سیاسی، زیست محیطی و یا مسایل دیگر از آن بهره برداری می گردد. معمولاً سدها در پایان عمر مفید یا رها می شوند و یا این که تخریب می گردند (شفاعی بجستان، ۱۳۹۱).

کاهش عمر مفید سد بیش تر مربوط به از دست رفتن حجم مفید مخزن و به دلیل نهشته شدن رسوب است و مسایل سازه ای کم تر در آن نقش دارند (Strand و Pemberton، ۱۹۸۲). بنابراین درصدی از حجم تمام مخازن سدهای احداث شده بر روی رودخانه های طبیعی، در اثر ورود رسوب پر می شود. بنابراین مسائل اقتصادی در بهره برداری سدها ایجاب می کند که هر یک از بخش های آن بر اساس برنامه ریزی های انجام شده از قبل به کار روند. این بدان معنی است که حجم مفید مخزن نیز باید در طول عمر اقتصادی پروژه، ظرفیت خود را حفظ کند. اگر از قبل پیش بینی و روش های کنترل مناسب مد نظر نباشد، به تدریج از حجم اولیه مخزن کاسته شده و ممکن است مخزن دچار مشکل شود. یکی از این روش ها در نظر گرفتن ظرفیتی یدکی به نام حجم مرده است که برای تجمع رسوبات در طول عمر اقتصادی پروژه و در قالب حجمی مضاف بر حجم مفید مخزن طراحی می شود. اگر این ظرفیت بیش از پتانسیل تولید رسوب آبخیز طراحی گردد، مخارج اولیه پروژه را افزایش می دهد و اگر کم تر از حجم مورد نیاز در نظر گرفته شود، باعث پر شدن مخزن در زمان کوتاه تری نسبت به عمر مفید سد خواهد شد و ادامه ورود رسوبات باعث تقلیل ظرفیت حجم مفید سد می شود (طلوعی، ۱۳۸۴).

در این راستا رسوب‌گذاری در مخزن سد به وسیله تعریف نیمه عمر مخزن قابل بیان می‌باشد. نیمه عمر مخزن مدت زمان لازم برای پرشدن ۵۰ درصد حجم سد از رسوب را نشان می‌دهد. باید توجه داشت که نیمه عمر برابر نصف زمان لازم برای پرشدن مخزن از رسوب نمی‌باشد، زیرا راندمان تله‌اندازی ثابت نیست و باگذشت زمان کاهش می‌یابد. از این رو مفهوم نیمه عمر نشانگر واقعی‌تری از عمر مخزن سد می‌باشد. طول عمر مفید سد نیز برابر مدت زمان لازم برای پر شدن ۸۰ درصد حجم مخزن از رسوب خواهد بود (شفاعی بجستان، ۱۳۹۱). در این صورت با داشتن داده‌های رسوب، جریان ورودی و خصوصیات رسوب می‌توان مدت زمان فوق را پیش‌بینی کرد. با توجه به این که این مدت زمان تابعی از رسوب وارد شده، وزن واحد حجم رسوب نهشته شده و همچنین راندمان تله‌اندازی می‌باشد، بنابراین پیش بینی دقیق عمر مفید سد پس از جمع‌آوری داده‌های صحرایی مورد نیاز امکان پذیر است.

۳-۳-۴ راندمان تله‌اندازی رسوب

راندمان تله‌اندازی^{۱۳} مخزن عبارت است از درصدی از میزان رسوب ورودی که در یک دوره مشخص در مخزن باقی می‌ماند. راندمان تله‌اندازی بر حسب درصد (Te) را می‌توان با اطلاع از حجم رسوب ورودی به مخزن سد در سال (Q_{SI}) و حجم رسوب خروجی از مخزن سد در سال (Q_{SO}) و با استفاده از رابطه ۳-۴ محاسبه نمود (Heinemann, ۱۹۸۴).

$$Te = \frac{Q_{SI} - Q_{SO}}{Q_{SI}} \quad 3-4$$

با توجه به این که مقدار رسوب ورودی یا رسوب خروجی و یا هر دو نسبت به زمان تغییر می‌کنند، راندمان تله‌اندازی نیز یک متغیر زمانی است و در طول عمر مخزن تغییر می‌کند. به‌طوری‌که ممکن است میزان راندمان تله‌اندازی تا ۵۰ درصد نسبت به مقدار اولیه آن تغییر کند. تعیین راندمان تله‌اندازی از این نظر اهمیت دارد که با استفاده از آن می‌توان حجم از دست رفته مخزن را در هر سال بر آورد کرد. مقدار تلفات حجم مخزن که سالانه پر از رسوب می‌شود را می‌توان با استفاده از رابطه ۴-۴ و در اختیار داشتن حجم مخزن در ابتدای هر سال (C_t) به‌دست آورد.

$$\alpha = \frac{Q_{SI} - Q_{SO}}{C_t} \quad 4-4$$

با ضرب کردن سمت راست معادله فوق در Q_{SI}/C_t می‌توان رابطه ۴-۵ را نوشت:

۵-۴

$$Te = \frac{Q_{SI}}{C_t}$$

۴-۳-۱ عوامل مؤثر تله اندازی رسوب

خصوصیات مخزن و هم‌چنین خصوصیات رسوب از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر راندمان تله‌اندازی می‌باشند. مهم‌ترین خصوصیات مخزن شامل نسبت حجم ذخیره مخزن به حجم جریان آب ورودی (C/I)، سن مخزن، شکل مخزن، مشخصات دریاچه‌های تحتانی و شرایط بهره‌برداری از مخزن می‌باشد (Heinemann, ۱۹۸۴).

نسبت حجم ذخیره مخزن به حجم جریان ورودی، معرف مدت زمان انتقال جریان در مخزن می‌باشد. به‌طوری‌که هر چه این مدت افزایش یابد، سرعت متوسط انتقال جریان و هم‌چنین شدت تلاطم جریان کاهش می‌یابد که در نتیجه میزان نهشته شدن مواد رسوبی افزایش می‌یابد. به‌عبارتی می‌توان گفت که در چنین شرایطی مقدار راندمان تله‌اندازی افزایش می‌یابد. سدهایی که دارای نسبت کم‌تر از ۳۰ درصد هستند عمل لایروبی و تخلیه رسوب می‌تواند هر ساله و با موفقیت در آن‌ها صورت گیرد. مقدار این نسبت نشان‌دهنده مرز سدهای بزرگ و شکل مخزن نیز معرف میزان تأثیر مدت زمان انتقال می‌باشد. در بعضی از مخازن به‌دلیل شکل خاص مخزن، جریان در بخشی از آن وجود ندارد که در نتیجه در این مخازن هر چند مقدار نسبت حجم مخزن به جریان ورودی ممکن است زیاد باشد ولی مقدار رسوب نهشته شده کم و یا راندمان تله‌اندازی کم‌تر خواهد بود. موقعیت دریاچه‌های تحتانی به‌خصوص اگر از آن‌ها برای خروج جریان‌های غلیظ استفاده شود نیز ممکن است باعث کاهش راندمان تله‌اندازی مصالح ریزدانه رس گردد. پایین آوردن سطح آب مخزن نیز باعث خواهد شد مدت زمان انتقال جریان در مخزن افزایش و در نتیجه کاهش راندمان تله‌اندازی را سبب گردد. چنین شرایطی به‌خصوص در زمان سیلاب باعث نهشته شدن رسوب کم‌تری در مخزن می‌گردد.

خصوصیات رسوب که نقش مؤثری در میزان راندمان تله‌اندازی دارند شامل دانه‌بندی رسوب ورودی، شکل ذره و رفتار رسوبات ریزدانه در شرایط مختلف درجه حرارت، غلظت، ترکیب مواد شیمیایی، جریان‌های ثانویه و شدت آشفتگی جریان می‌باشد. اندازه ذرات و شکل ذرات روی سرعت سقوط ذرات تأثیر دارند. رسوبات ریزدانه نظیر رس و لای معمولاً تا رسیدن به دریاچه‌ها تحتانی معلق هستند. درجه حرارت، غلظت و ترکیب شیمیایی آب نیز روی سرعت سقوط ذرات و در نتیجه ترسیب آن‌ها مؤثر هستند.

۴-۳-۳-۲ تغییرات راندمان تله اندازی رسوب با زمان

راندمان تله اندازی با زمان تغییر می کند. راندمان تله اندازی در زمان t (T_{et}) وابسته به راندمان اولیه تله اندازی (T_e)، حجم رسوب نهشته شده در زمان t (W_t) و حجم رسوب نهشته شده نهایی (W_0) می باشد (رابطه ۴-۶).

$$T_{et} = T_e \left[1 - \frac{W_t}{W_0} \right]^n \quad ۴-۶$$

مقدار n شاخص کاهش راندمان تله اندازی است که بستگی به مشخصات مخزن دارد. مخازنی که به طور مرتب رسوب زدایی می شوند دارای n بزرگ تری هستند. برای تعیین مقدار n در یک مخزن، بهتر است که از نتایج نقشه برداری های قبلی استفاده شده و مقدار راندمان تله اندازی در زمان های مختلف در مقابل $(-W_t/W_0)$ و بر روی کاغذ لگاریتمی یا از طریق نرم افزار اگسل رسم گردد (شیب منحنی برابر n خواهد بود).

۴-۳-۳-۳ تغییرات حجم رسوبات ترسیب یافته با گذشت زمان

وزن مخصوص رسوبات مخزن تحت تأثیر پدیده تراکم رسوبات، به مرور زمان افزایش یافته و در نتیجه رسوبات حجم کم تری از مخزن را اشغال می کنند. پدیده تراکم رسوبات، وابسته به زمان است و رسوبات به مرور زمان در اثر وزن خودشان و یا رسوب گذاری های جدید متراکم می شوند (حسن زاده، ۱۳۸۹). از آنجا که خلل و فرج ذرات درشت دانه به اندازه کافی بزرگ می باشد که آب منفذی به راحتی خارج گردد، عمل تراکم در این رسوبات به وجود نمی آید و وزن مخصوص رسوبات درشت دانه نسبت به زمان تغییر نمی کند. بر عکس ذرات لای و رس در ابتدای ترسیب به صورت رقیق ترسیب شده در نتیجه حجم زیادی آب درون توده ترسیب یافته قرار دارد. با قرار گرفتن لایه های جدید رسوب روی رسوبات قبلی و ایجاد فشار اضافی، فضاهای خالی از بین رفته و باعث فشردگی بیش تر ذرات خواهد شد. این عمل ممکن است به کندی انجام بگیرد. زیرا لایه رسوبی جدید به صورت لایه غیرقابل نفوذ عمل کرده و اجازه فرار آب های منفذی لایه پایین را در جهت عمودی نمی دهد. از طرفی نفوذپذیری بسیار کم ذرات رس هم کمک می کند تا آب منفذی با سرعت خارج نشود. از این رو عمل تراکم ممکن است زمان بسیار زیادی طول بکشد. در اثر تراکم، وزن مخصوص رسوبات لایه های پایین بیش تر از لایه های بالایی است. توزیع طولی وزن مخصوص در مخزن به این صورت است که در محل دلتا مقدار آن زیاد و با نزدیک شدن به سمت سد مقدار آن کاهش می یابد.

جرم مخصوص (چگالی) رسوبات ته‌نشین شده در مخزن سد تابع متغیرهای زیادی از قبیل خصوصیات فیزیکی ذرات رسوب، زمان، میزان تراکم لایه‌های رسوب ته‌نشین شده و سیاست‌های بهره‌برداری از مخزن است. جرم مخصوص اولیه توده رسوبات ته‌نشین شده در مخزن سد (W_0) با استفاده از جرم مخصوص ظاهری ذرات رس (W_c)، سیلت (W_s) و ماسه (W_m) بر حسب کیلوگرم بر مترمکعب و مقدار دانه‌بندی آن‌ها به ترتیب P_c ، P_m و P_s بر حسب درصد از رابطه ۷-۴ قابل محاسبه است (Morris و Fan، ۱۹۹۷). جدول ۶-۴ نیز وزن مخصوص ظاهری اولیه رسوبات مختلف را نشان می‌دهد (Graf، ۱۹۸۴).

$$W_0 = W_c P_c + W_m P_m + W_s P_s \quad 7-4$$

جدول ۶-۴ مقادیر وزن مخصوص ظاهری اولیه رسوبات (کیلوگرم بر مترمکعب)

نوع بهره‌برداری از مخزن	Y_c	Y_m	Y_s
تماماً در مستغرق	۳۱۶	۱۱۲۰	۱۱۵۰
به صورت دوره‌ای تخلیه می‌شود	۵۶۱	۱۱۴۰	۱۱۵۰
معمولاً تخلیه است	۶۴۱	۱۱۵۰	۱۱۵۰
رسوبات رودخانه‌ای	۹۶۱	۱۱۷۰	۱۱۵۰

همان‌طور همان‌طور که ذکر شد شرایط بهره‌برداری از مخزن سد، بر میزان جرم مخصوص رسوبات ته‌نشین شده در مخزن مؤثر خواهد بود. دفتر عمران ایالات متحده آمریکا، شرایط بهره‌برداری از مخازن سدها را به چهار گروه شامل مخزن با رسوبات همیشه مستغرق یا تقریباً مستغرق، مخزن با رسوباتی که گاهی به همراه آب از مخزن خارج شده، مخزن معمولاً خالی از رسوب و رسوبات واقع در بستر رودخانه، تقسیم بندی کرده است (Morris و Fan، ۱۹۹۷).

همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شد با گذشت زمان و انباشت رسوبات در مخزن، نیروی وزن لایه‌های رسوب فوقانی باعث فشرده شدن لایه‌های زیرین می‌شود و به این ترتیب جرم مخصوص رسوبات با گذشت زمان افزایش می‌یابد. از این رو برای تخمین جرم مخصوص ظاهری رسوبات ته‌نشین شده در مخزن، با توجه به گذشت زمان و فشرده شدن لایه‌های رسوب به ازای $T > 1$ سال از طریق رابطه ۸-۴ محاسبه می‌شود. مقدار K نیز بر اساس جدول ۷-۴ و رابطه ۹-۴ به دست می‌آید.

$$W_T = W_0 + 0.434k \left[\frac{T}{T-1_0} (\ln T) - 1 \right] \quad 8-4$$

$$K = K_c P_c + K_m P_m + K_s P_s$$

۹-۴

جدول ۴-۷ مقادیر ضریب تحکیم رسوبات بر اساس نوع بهره‌برداری از مخزن

مقدار ضریب $K(kg/m^3)$			شرایط بهره‌برداری از مخزن
ماسه (K_s)	سیلت (K_m)	رس (K_c)	
۰	۹۱	۲۵۶	I
۰	۲۹	۱۳۵	II
۰	۰	۰	III
۰	۰	۰	IV

۴-۳-۴ توزیع مواد ترسیب یافته در سدها

با ورود جریان رودخانه به مخزن سد، شرایط هیدرولیکی به‌خصوص سرعت جریان به‌شدت کاهش و پتانسیل انتقال رسوب رودخانه تقلیل یافته و در نتیجه ذرات رسوبی به‌تدریج نهشته می‌شوند. بار بستر و بخش درشت دانه بار معلق، بلافاصله در مناطق ابتدایی مخزن نهشته شده و دلتا را تشکیل می‌دهند. در حالی که بخش ریزدانه بار معلق تا قسمت‌های عمیق مخزن و حتی تا نزدیک سد هم نفوذ کرده و سپس نهشته می‌شود. بنابراین سه حالت برای رسوبات رودخانه‌ای وجود دارد: -انتقال مواد درشت دانه به‌صورت بار بستر در طول شیب پایین دست دلتا

-انتقال مواد ریز دانه توسط جریان به‌سمت مخزن

-انتقال مواد بسیار ریزدانه توسط جریان چگال

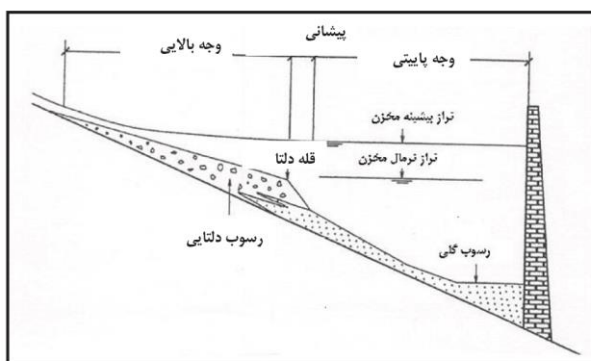
مخازنی که تنها یک رودخانه ورودی دارند، معمولاً رسوب‌گذاری در آن‌ها به‌صورت یکنواخت می‌باشد، با این حال رسوب‌گذاری در چنین مخازنی نسبت به‌هم شباهتی ندارند و بیش‌تر تابع شرایط توپوگرافی، هیدرولیکی، خصوصیات رسوب و چگونگی بهره‌برداری از مخزن می‌باشند. در مخازنی که با تغییرات سطح آب زیاد در سال مواجه هستند، وضعیت رسوب‌گذاری متفاوت است. زیرا بخشی از تپه‌های رسوبی، ممکن است مجدداً فرسایش یافته و به نقاط پایین دست مخزن منتقل شوند.

لغزش توده‌ای سواحل نیز از پدیده‌های دیگری است که در تعدادی از سدها اتفاق می‌افتد و ممکن است حجم زیادی رسوب را وارد مخزن کند. همه این عوامل باعث می‌شود که به‌تدریج بخشی از حجم مخزن توسط رسوب اشغال شود. در مواقعی ممکن است حجم رسوب ورودی به مخزن در مقایسه با حجم مخزن کم باشد ولی به علت ترسیب آن‌ها در مکان‌های نامناسب، مثلاً در محل

ورودی به نیروگاه مشکلات خاصی را ایجاد کند، از این رو پیش بینی الگوی توزیع رسوب در مخازن همه سدها بسیار اهمیت دارد.

۴-۳-۵ نیمرخ طولی رسوب گذاری در سدها

توزیع طولی رسوب گذاری در یک مخزن سد را به صورت نمونه شکل ۴-۶ نشان می دهد. همان طور که ملاحظه می شود مخزن سد به سه بازه وجه بالایی^{۱۴}، قله^{۱۵} و پیشانی یا وجه پایینی^{۱۶} تقسیم شده است. در بازه اولی، دلتا با ترسیب مصالح درشت دانه تشکیل می شود. در این بازه با افزایش رقوم پیشانی یا نقطه عطف منحنی طولی رسوب گذاری، شیب به تدریج کاهش می یابد. انتهای این بازه آخرین مکانی است که مصالح درشت دانه مواد بستر تا آن فاصله منتقل می شوند. از این نقطه به بعد مصالح ریزدانه مواد بستر بر روی شیب تند ایجاد شده در جبهه پایین دست دلتا حرکت می نمایند ولی در فاصله کمی ترسیب می شوند. پس از آن بازه سومی است که عمدتاً مصالح بسیار ریز توسط جریان گل آلود به آن بازه منتقل می شوند. شیب این بازه به خصوص در نزدیکی های سد افقی و یا حتی معکوس می باشد. در محل سد، رسوبات ریز دانه تشکیل دریاچه گل آلود می دهند. علاوه بر مصالح بسیار ریز، مواد آلی که توسط آبزیان در درون مخزن تولید شده اند نیز در این مکان ترسیب می شوند.



شکل ۴-۶ توزیع طولی رسوب گذاری در مخزن سد

۱۴ Topset Bed

۱۵ Pivot Point

۱۶ Foreset Bed

در در شرایط نادری مثلاً سیلاب‌های شدید، لغزش دیوارهای مخزن و یا حرکت جریان‌های واریزه‌ای ممکن است سبب انتقال بخشی از مواد درشت دانه به منطقه سوم شود که در این صورت نیمرخ عمقی رسوبات به صورت لایه لایه خواهد بود. به طور کلی چهار نوع ترسیب طولی شامل رسوب گذاری دلتایی^{۱۷}، رسوب گذاری گوه‌ای^{۱۸}، رسوب گذاری مخروطی^{۱۹} و رسوب گذاری یکنواخت یا نواری^{۲۰} در مخازن سدها تشخیص داده شده است که به خصوصیات رسوب بستر رودخانه، درصد رسوبات ریزدانه همراه جریان و نوع بهره‌برداری از مخزن بستگی دارد (شفاعی بجستان، ۱۳۹۱).

۴-۳-۶ نیمرخ عرضی رسوب گذاری در سدها

رسوب ابتدا در قسمت‌های عمیق مقطع عرضی ترسیب می‌شود و این عمل آن قدر ادامه دارد تا یک سطح همتراز با سایر نقاط مقطع ایجاد گردد. سپس رسوب گذاری تقریباً در تمام عرض صورت خواهد گرفت. البته کاهش سطح آب مخزن و احیاناً برقراری جریان رودخانه‌ای در مخزن، ممکن است فرسایش در بخش‌هایی از مقطع عرضی را به وجود آورد که با بالا آمدن سطح آب مخزن و نهشته شدن مواد مجدداً این مناطق پر خواهند شد.

۴-۳-۷ مراحل رسوب گذاری در طول عمر مفید سدها

بنابر مطالب ارائه شده در بخش‌های قبل، رسوب گذاری در طول عمر مفید مخزن دارای یکنواختی نمی‌باشد. در این زمینه سه مرحله برای آن در نظر گرفته می‌شود (García, ۲۰۰۸).

مرحله یک: رسوب گذاری مداوم^{۲۱}

احداث سد باعث تغییر شرایط از جریان رودخانه‌ای به جریان درون مخزن می‌گردد. این تغییر شرایط جریان همراه با کاهش سرعت و افزایش رسوب گذاری خواهد بود. به طوری که مصالح رسوبی درشت‌دانه بلافاصله ترسیب می‌گردند و دلتا را تشکیل می‌دهند. در حالی که رسوبات ریزدانه توسط جریان‌های چگال ممکن است تا نزدیک بدنه سد هم منتقل شوند. رسوبات ریزدانه

۱۷ Delta Silting

۱۸ Wedge Silting

۱۹ Tapering Silting

۲۰ Uniform Silting

۲۱ Continuous Sediment Trapping

که به درون مخزن نفوذ می کنند ابتدا خط القعر رودخانه را پر می کنند و پس از آن در منطقه سیلابی رودخانه نهشته می شوند.

مرحله دو: رشد منطقه سیل گیر رودخانه^{۲۲}

در موقعیت های خاصی از مخزن تعادلی بین رسوب گذاری مداوم و فرسایش به وجود می آید که باعث کاهش درصد نهشته شدن رسوب نسبت به مرحله یک می گردد. این شرایط وقتی به وجود می آید که تراز رسوب به تراز لبه تاج سد رسیده باشد. در چنین حالتی جریان رودخانه ای در بستر مخزن به وجود خواهد آمد، به طوری که کانالی (اصلی) در مخزن شکل می گیرد که تراز کف آن در محل تاج با تراز لبه تاج یکی خواهد بود. در چنین شرایطی رسوب ورودی در زمان های سیلابی، در مسیل کانال اصلی نهشته و تراز منطقه سیل گیر به تدریج بیش تر از تراز لبه تاج سرریز خواهد شد. مشابه الگوی فوق یعنی تشکیل کانال اصلی و مسیل ها، در زمان رسوب زدایی مخازن سدها نیز به وجود می آید. در این شرایط تراز کف کانال اصلی با تراز لبه دریچه های تحتانی یکسان می شود. البته در زمانی که سطح آب مخزن بالا است کانال اصلی و مسیل ها کاملاً مستغرق شده و رسوب گذاری مجدداً باعث پر شدن کانال اصلی خواهد شد.

مرحله سه: تعادل کامل رسوب^{۲۳}

این مرحله وقتی است که میزان رسوب ورودی با رسوب خروجی برابر باشد. در این مرحله دلتا به بدنه سد رسیده و عملاً جریان رودخانه ای در مخزن برقرار می گردد. راندمان تله اندازی در این مرحله صفر می باشد.

با توجه به مراحل فوق به نظر می رسد که مرحله دو پایان عمر مفید سد باشد. از آنجا که بیش تر سدها در سال های اخیر احداث شده اند، آن ها اکثراً در مرحله یک رسوب گذاری قرار دارند و یا به عبارتی هنوز عمر مفید آن ها تمام نشده است.

۴-۳-۸ اثرات رسوب گذاری در مخازن سدها

تمامی رودخانه ها، رسوب را همانند آب انتقال داده و احداث سد بر انتقال آب و رسوب تأثیر گذار است. اصولاً آب نسبت به رسوب با سرعت بیش تری مخزن سد را پر می کند ولی رسوبات ته نشین شده را نمی توان همانند آب به راحتی از مخزن تخلیه نمود. رسوب گذاری در مخازن سدها دارای اثرات سویی در بالادست، درون و پایین دست سد می باشد (جدول ۴-۸).

^{۲۲} Floodplain Growing

^{۲۳} Full Sediment Balance

جدول ۴-۸: اثرات زیست محیطی ناشی از ورود رسوبات به سد

نوع اثر	نحوه اثر
بالا دست مخزن	
بالا آمدن کف و ایجاد دلتا	نهشته شدن مواد رسوبی در بالادست مخزن، باعث بالا آمدن بستر رودخانه و در نتیجه افزایش تراز آب در زمان سیلاب می شود و یا به عبارتی مناطق بیش تری در معرض سیل قرار می گیرند. افزایش تبخیر و تعرق نیز از آثار بالا آمدن بستر رودخانه است. البته نهشته شدن رسوب در بالادست رودخانه، باعث کاهش تلفات حجم مخزن می شود. زیرا رسوب قبل از رسیدن به مخزن ترسیب می شود. رشد درختان در منطقه دلتا منطقه مناسبی برای جانوران وحشی ایجاد می کند.
درون مخزن	
تقلیل حجم مخزن انتقال آلاینده ها	از توانایی سد برای کنترل سیل و تولید برق کاسته می شود. ترسیب رسوبات و آلاینده های همراه آن ها باعث کاهش کیفیت آب مخزن می شود. هم چنین رسوبات آلی با مصرف اکسیژن باعث کاهش کیفیت آب خواهند شد.
افزایش گل آلودگی	باعث کاهش عمق نفوذ نور به آب شده و بر حیات آبریان اثر گذار است. از سوی دیگر شرایط نامناسبی برای استفاده تفریحات آبی ایجاد می نماید.
افزایش آلودگی هوا	در صورت پایین رفتن سطح آب مخزن، رسوبات ریز دانه در معرض فرسایش بادی قرار می گیرند.
کاهش مسیرهای آبی	ترسیب مواد در مخزن ممکن است مسیرهای قایق ها و وسایل آبی را مسدود نماید.
پایین دست مخزن	
کف کنی، فرسایش کنار رودخانه ای و تغییر شکل رودخانه های مثاندری	کف کنی رودخانه باعث تشدید تخریب سواحل شده، پایین آمدن کف رودخانه اصلی موجب شروع فرسایش کف رودخانه های فرعی و شروع فرسایش پس رونده می شود. بستر رودخانه به تدریج خیلی درشت دانه شده و برای تخم ریزی آبریان مکان مناسبی نخواهد بود. در بیش تر بازه های رودخانه علی رغم کاهش دبی سیلابی، تشدید فرسایش کناره ها و افزایش قوس مئاندرها به دلیل کف کنی و کاهش شدید سطح آب به ویژه در فصول خشک است.
کاهش دبی سیلابی	کاهش دبی غالب رودخانه باعث کاهش ابعاد رودخانه و رشد پوشش گیاهی می گردد. این عوامل باعث کاهش ظرفیت انتقال شده و یا به عبارتی اثر مخزن در کنترل سیلاب کاهش می یابد.
رسوب زدایی	زمان و مقدار رسوب زدایی از سد باعث تاثیرات منفی محیط زیستی، اجتماعی و فعالیت های اقتصادی می گردد.

۴-۳-۸-۱ اثرات رسوب گذاری در بالادست

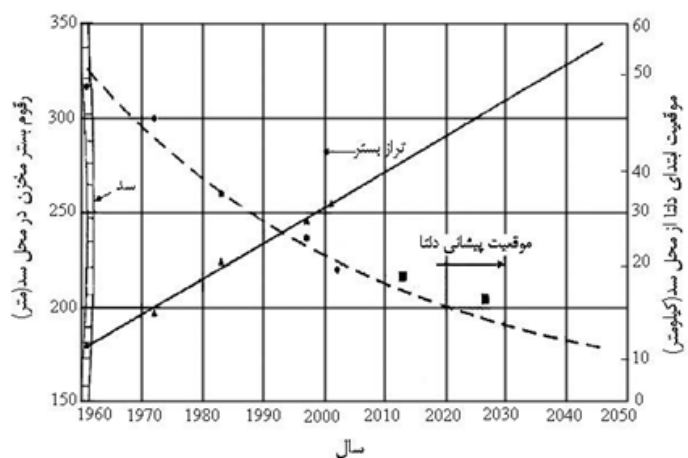
بسیاری از مشکلات مرتبط با فرسایش خاک می‌تواند در درون و بالادست سدها به‌عنوان نتیجه‌ای از تله‌اندازی رسوب اتفاق بیفتد. این اثرات به‌صورت مختصر در زیر ارائه شده‌اند.

۱- کاهش حجم مخزن: در اثر نهشته‌شدن تدریجی رسوب، حجم مفید مخزن به‌تدریج کاهش یافته و زمانی خواهد رسید که مخزن از نقطه نظر ذخیره و یا کنترل سیل مؤثر نمی‌باشد. در این حالت بسیاری از کارکردهای مخزن دچار اختلال شده و رسیدن به اهداف از پیش تعیین شده مشکل خواهد شد. هم‌چنین از آنجا که طراحی سرریز سدها به‌منظور پر کردن حجم مفید مخزن برای کاهش پیک سیلاب می‌باشد، پس از پر شدن حجم مخزن از رسوب و در صورت وقوع سیلاب، امکان ذخیره آب و تقلیل خسارات سیل فراهم نمی‌باشد.

۲- ترسیب رسوب و تشکیل دلتا: بخش درشت دانه از جریان رسوب ورودی در ابتدای مخزن ته‌نشین شده، و با تشکیل دلتا نه تنها باعث کاهش ظرفیت مخزن می‌گردد بلکه می‌تواند باعث افزایش تراز کف رودخانه کیلومترها بالاتر از مخزن گردد. افزایش تراز کف آبراهه می‌تواند باعث سیل گرفتنی سازه‌های زیربنایی و زمین‌های واقع در سیلاب دشت‌ها، افزایش تراز آب زیرزمینی، شوری خاک، کاهش فضای ناوبری از میان پل‌ها و مستغرق شدن آبگیرهای واقع در بالادست شود. هم‌چنین کشتیرانی تجاری و تفریحی، با تجمع رسوبات به‌ویژه در نواحی دلتا دچار مشکل می‌شود.

در صورتی که نواحی دلتا دارای پوشش گیاهی متراکمی باشند، تراز سیلاب در بالادست به‌دلیل افزایش در زبری بستر افزایش یافته و رشد گیاه می‌تواند تله‌اندازی رسوب را تشدید نموده که منجر به افزایش تراز کف می‌گردد.

توسعه روزافزون پوشش گیاهی در مناطق دلتا باعث خواهد شد تا بخش مهمی از آب در فصول کم آبی به مصرف گیاهان برسد که در مناطق خشک و نیمه خشک بسیار حائز اهمیت است. به‌طور مثال میزان هدررفت آب در سال، در یکی از سدهای کشور مکزیک بالغ بر ۱۷۶ میلیون مترمکعب تنها در اثر تبخیر و تعرق گیاهان منطقه دلتا برآورده شده است. هم‌چنین به‌دلیل توسعه دلتا و نیز به زیر آب رفتن بخش مهمی از اراضی بالادست، کشاورزان و روستاییان ساکن در این مناطق اجباراً باید منطقه را ترک کنند. در شکل ۴-۷ پیشروی دلتای سد دز و بالا آمدن رقوم کف سد در اثر رسوب گذاری را نشان می‌دهد (شفاعی بجستان، ۱۳۹۱).



شکل ۴-۷ تغییرات دلتا و رقوم کف سد در اثر رسوب گذاری

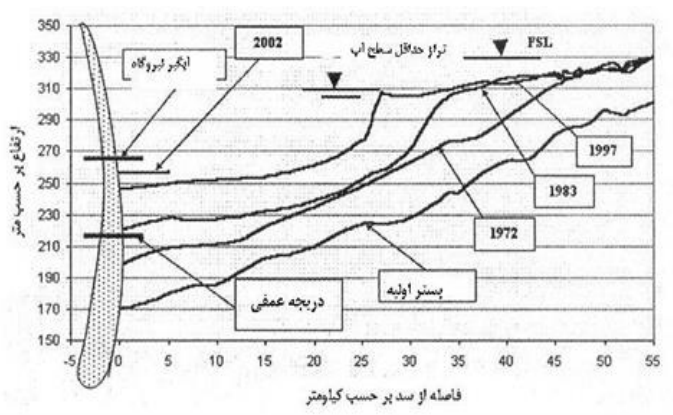
۳- آلودگی هوا: در مناطق خشک و نیمه خشک و در فصول خشک که سطح آب مخزن بسیار پایین می باشد، مقدار زیادی از رسوبات پشت مخزن در تماس با هوا قرار می گیرند. در این حالت مقدار زیادی از رسوبات ریزدانه در اثر وزش بادهای شدید به دیگر مناطق منتقل می شوند. انتقال این رسوبات می تواند مشکلاتی را برای کشاورزان، واحدهای صنعتی و مردم شهرها ایجاد کند.

۴- سائیدگی: در تجهیزات نیروگاهی، رسوبات درشت تر از ۰/۱ میلی متر قادر به تشدید فرسایش توربین های در حال حرکت هستند. ذرات رسوبی کوارتز زاویه دار حتی با اندازه های کوچک تر نیز می توانند خسارات جبران ناپذیری را به توربین ها وارد کنند. این موضوع می تواند کارایی تولید برق را کاهش داده و ادامه این روند باعث کوتاه شدن دوره تعمیرات نیروگاه و کاهش تولید انرژی سالانه نیروگاه می گردد. ذرات درشت دانه نیز که با سرعت از دریچه های تحتانی خارج می شوند، می توانند باعث سایش شدید دریچه ها، جداره دریچه ها و سرریزها گردند.

۵- افت انرژی: افزایش تدریجی حجم رسوبات نهشته شده باعث کاهش حجم مفید مخزن می شود که در نتیجه آن، مخزن نمی تواند حجم زیادی از سیلاب های بزرگ را برای آینده ذخیره کند و انرژی تولیدی نیز کاهش می یابد. در مناطقی که سدهای متوالی ساخته شده اند، توسعه دلتاهای سدهای پایین دست باعث افزایش عمق آب پایاب در سدهای بالادست می گردد. در این حالت کانال انتقال آب از یک ایستگاه تولید نیرو، به

بازه دلتا از مخزن دیگری در پائین دست تبدیل خواهد شد که منجر به کاهش اختلاف بار آبی و در نتیجه کاهش انرژی تولیدی می‌شود.

۶- آبیگرها و خروجی‌ها: در صورت ادامه روند رسوب‌گذاری، رسوب می‌تواند باعث بسته شدن دریاچه‌های تحتانی گردد. گزارش‌های زیادی از نهشته شدن حجم زیادی از رسوب در سیلاب‌های بزرگ در بعضی از مخازن وجود دارد که باعث بسته شدن دریاچه‌های ورودی به نیروگاه یا تحتانی گردیده‌اند. باز کردن مجدد آن‌ها، به زمان زیاد و هزینه‌های زیاد نیاز خواهد داشت. همان‌گونه که در شکل ۴-۹ ملاحظه می‌گردد رسوب‌گذاری متوالی در سد دز باعث از کار افتادگی دریاچه عمقی سد شده است (شفاعی بجستان، ۱۳۹۱).



شکل ۴-۸ روند رسوب‌گذاری در سد دز و از کارافتادگی دریاچه‌های تحتانی

۷- کیفیت آب: رسوب‌گذاری در مخزن، باعث تغییر نوع رسوب می‌شود که می‌تواند تغییر اکولوژی مخزن را به همراه داشته و در نتیجه، گونه‌های جانوری و آبزیان تحت تأثیر قرار گیرند. از سوی دیگر امکان ایجاد پدیده تغذیه‌گرایی مخزن نیز در اثر انتقال و ترسیب رسوبات در مخزن تشدید خواهد شد. این پدیده به افزایش غلظت عناصر پرمصرف نیتروژن و به‌ویژه فسفر اشاره دارد. در این رابطه خراسانی و همکاران (۱۳۹۴) سهم منابع نقطه‌ای فسفر در دریاچه چینگر را کم‌تر از ۲۵ درصد گزارش نموده‌اند و به‌عبارتی منابع غیرنقطه‌ای، مسئول تأمین حدود ۷۵ درصد بار فسفر ورودی به دریاچه می‌باشند.

۴-۳-۸-۲ اثرات رسوب گذاری در پائین دست

اثرات زیست محیطی در بازه های رودخانه پایین دست سد به دلایل متعددی بسیار بیش تر از مناطق بالادستی آن است، چرا که معمولاً در پایین دست سد، دبی جریان و میزان رسوب رها شده کاهش می یابد. تغییر در نوع رسوب رها شده باعث تغییر در مواد غذایی همراه جریان می گردد. ضمن این که به دلیل افزایش رسوب ریزدانه نظیر رس، انتقال مواد آلی، سموم دفع آفات و آلودگی های ناشی از عناصر سنگین نسبت به قبل از احداث سد بیش تر می شود. جریان رها شده در بیش تر مواقع سال از رقوم های پایین مخزن خارج می شود که نسبت به قبل از احداث سد درجه حرارت آب رها شده بسیار پایین تر است. جریان آب خنک و زلال پایین دست باعث خواهد شد تا جانوران جدیدی در این نواحی رشد نمایند.

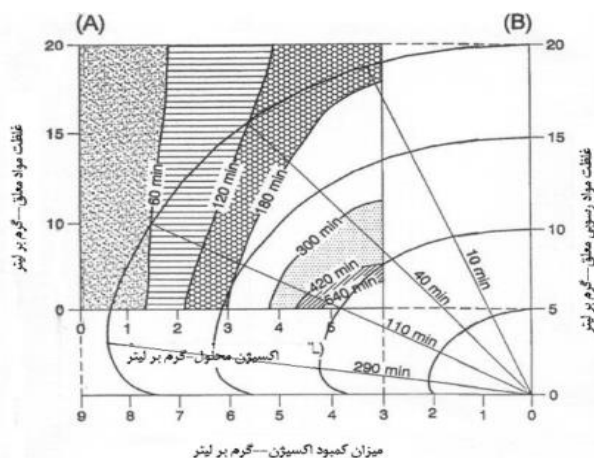
هم چنین تله اندازی رسوبات توسط سد دارای نتایج مهندسی مهمی در پائین دست است. مورفولوژی رودخانه در پائین دست سدها می تواند تحت تأثیر کاهش بار رسوب رودخانه قرار بگیرد. در این حالت مورفولوژی رودخانه پایین دست به دلیل تغییر در میزان و کیفیت رسوبات و هم چنین کاهش دبی اوج سیل تحت تأثیر قرار می گیرد. جریان آب صاف رها شده باعث فرسایش بستر رودخانه و گود شدن آن خواهد شد. به طور کلی، بستر رودخانه تا کیلومترها پایین دست فرسایش یافته و به تدریج لایه درشت دانه یا لایه محافظ بر روی بستر رودخانه تشکیل می شود. درشت شدن مصالح بستر رودخانه مشکلاتی را برای آبزیان به خصوص از منظر تخم گذاری گونه های محلی و یا گونه های جدید فراهم می کند. گود شدن بستر نیز باعث تشدید فرسایش سواحل، آبشستگی پایه های پل و کاهش سطح آب زیرزمینی گردیده که همه این عوامل، اثرات سو بر محیط زیست رودخانه و اطراف آن به جا می گذارند. آب شستگی پایین دست خروجی دریاچه های تحتانی و سرریز سد، ممکن است تا بستر سنگی نیز به وجود آید.

معمولاً پس از احداث سد، دبی های اوج مربوط به سیلاب ها کاهش یافته و دوره بازگشت آن ها تغییر می کند. در حالی که رسوبات ورودی از شاخه های فرعی تغییر نمی کند. در نتیجه، رسوب گذاری در پایین دست اتفاق می افتد که نتیجه آن ایجاد جزایر و رشد گیاهان در این جزایر و تثبیت آن ها می شود. بدیهی است چنان چه در پایین دست شاخه ای با آورد رسوب بالا وجود نداشته باشد عرض رودخانه به تدریج کاهش می یابد.

از سوی دیگر باید توجه داشت که یکی از راهکارهای احیای بخشی از حجم مفید مخزن، رسوب زدایی می باشد. هر چند خارج نمودن مواد رسوبی می تواند در استفاده از مخزن فوایدی داشته باشد، با این حال باید توجه داشت که این مواد می توانند مشکلات زیست محیطی و اجتماعی را نیز باعث گردند. مواد رسوبی که در اثر عملیات لایروبی یا رسوب زدایی در مکانی تخلیه

می‌شوند باید از نظر فایده و یا آسیبی که ممکن است به محیط زیست وارد کنند مورد بررسی قرار گیرند. اندازه مواد رسوبی لایروبی شده از مخازن سدها تأثیر مهمی در این بررسی‌ها دارد. در صورتی که لایروبی از محل‌های بالادست مخزن نظیر دلتاها انجام شود، معمولاً بیش‌تر ذرات درشت دانه و در محدوده شن و ماسه هستند که از نظر زیست محیطی مشکلی ندارند. ضمن این‌که می‌توان با احداث معادن شن و ماسه از این مصالح به نحو مطلوبی بهره‌برداری کرد. لایروبی مصالح ریزدانه سیلت و سطحی البته نیازمند بررسی بیش‌تر می‌باشد. این ذرات ممکن است حاوی عناصر مضر مانند عناصر سنگین و مواد غذایی باشند.

به‌طور کلی در زمان رسوب‌زدایی، تمام آبریان توسط جریان آب به پایین دست منتقل و یا از بین خواهند رفت. معمولاً آبریان در اثر عوامل زیادی از جمله بسته شدن راه‌های تنفسی در اثر غلظت زیاد رسوب معلق، کاهش شدید اکسیژن محلول، شسته شدن تخم آبریان (به‌خصوص اگر در زمان رسوب‌زدایی جریان زیادی رها شود)، کاهش میزان پلانکتون‌ها به‌علت رسوب‌گذاری در رودخانه پایین دست، تغییر ساختار جمعیت آبریان، تغییر در زنجیره غذایی آبریان، حذف منابع غذایی به خصوص پلانکتون‌ها و ورود مواد آلاینده سمی به زنجیره غذایی دچار مشکلات می‌شوند. رها کردن رسوب با غلظت بالا به‌طوری‌که میزان اکسیژن محلول را به صفر برساند، باعث از بین رفتن تمام آبریان می‌شود. در شکل ۴-۹ رابطه غلظت رسوب، تداوم جریان رسوب و میزان اکسیژن محلول آب ارائه شده است.



شکل ۴-۹ رابطه بین اکسیژن محلول، غلظت رسوب و مدت زمان رسوب‌زدایی

۴-۳-۹ اثر فرسایش خاک بر تغذیه گرای محیط‌های آبی

مغذی شدن منابع آب به افزایش مقدار مواد غذایی مورد نیاز رشد گیاهان در محیط‌های آبی اشاره دارد که باعث رشد بیش از حد گروهی از موجودات می‌گردد. در نتیجه این فرآیند اکسیژن آب کاهش می‌یابد و جانوران هوازی با مشکل مواجه می‌شوند. این پدیده به دو صورت طبیعی و انسانی روی می‌دهد، در حالت اول سرعت ورود مواد کم بوده و زیست‌بوم قابلیت بازگشت دارد. در حالی که در اثر فعالیت‌های انسانی مقدار زیادی نیتروژن و فسفر وارد این محیط‌ها می‌شوند و برهم خوردن مقاومت زیست‌بوم را در پی خواهند داشت. غلظت بالای عناصر غذایی در آب باعث رشد سریع جلبک‌ها شده و در نتیجه موجب مرگ سایر گیاهان و جانداران می‌گردد. از سوی دیگر از قابلیت آب برای کاربردهای صنعتی، شرب، کشاورزی و تفرج می‌کاهد.

فرسایش خاک و بالا رفتن سطح عناصر غذایی یا پدیده تغذیه‌گرایی در محیط‌های آبی دو مشکل مهم جهانی هستند که زندگی انسان را دچار مشکل کرده‌اند. تحقیقات نشان داده که این دو پدیده با هم در ارتباط هستند. از یک‌سو فسفر عامل تعیین کننده در تغذیه‌گرایی منابع آب می‌باشد و از سوی دیگر مقدار فسفر در رودخانه از طریق رسوبات حاصل از فرسایش خاک به‌ویژه از اراضی کشاورزی تعیین می‌شود (Sharpley و همکاران، ۱۹۹۱؛ Ekholm و Lehtoranta، ۲۰۱۲). در این رابطه رسوبات حاصل از فرسایش خاک در انتقال و چرخه جذب فسفر در محیط‌های آبی نقش مهمی دارند.

کشاورزی غیر اصولی و تخریب اراضی جنگلی و مرتعی، علاوه بر ایجاد فرسایش و کاهش حاصل‌خیزی در منطقه تخریب‌شده، باعث آلودگی و حمل عناصر غذایی و دیگر مواد آلاینده موجود در سطح زمین (در اثر رواناب سطحی به اکوسیستم‌های آبی) و در نتیجه آلودگی این منابع نیز می‌گردند. اما با وجود این معضل زیست‌محیطی ناشی از حمل عناصر غذایی، محققین کمتر آن را مورد توجه قرار داده‌اند و بیش‌تر به مسائل درون منطقه‌ای توجه دارند (خزایی، ۱۳۸۹). بر همین اساس خزایی (۱۳۸۹) با اندازه‌گیری میزان عناصر غذایی حمل شده در طی هفده رگبار، میزان حمل ماده آلی و فسفر را به ترتیب ۲۵ و ۰/۰۲۵ کیلوگرم در هکتار گزارش نمود. میزان غلظت عناصر غذایی در یک مترمکعب رواناب، معادل ۴۱۵ گرم برای ماده آلی و ۲۰ میلی‌گرم برای فسفر بود.

بر اساس تئوری تبادل لیگاند (لیگاند در شیمی به مولکول یا یونی گفته می‌شود که با فلز مرکزی پیوند برقرار کرده و ترکیب کمپلکس دهد) فسفر خاک متصل به آهن و اکسید آلومینیوم، در تعادل با فسفر موجود در محلول خاک است. در هنگامی که فرآیند فرسایش خاک توسط باران یا

ذوب برف آغاز می شود این تعادل برهم می خورد. زیرا در مسیر حمل رسوبات و بعد از آن، جریان آب دارای محتوی کم تر فسفر در مقایسه با محلول خاک است و در نتیجه مقداری از فسفر ذخیره شده در ذرات رسوب به تدریج آزاد و وارد جریان می شود (Hartikainen و همکاران، ۲۰۱۰). پژوهش های بسیاری نشان داده اند که ذرات رسوب هم در مرحله انتقال و هم در منطقه ترسیب بر مقدار غلظت فسفر محیط های آبی تاثیر دارند (Ekholm و Lehtoranta، ۲۰۱۲). بنابراین می توان بیان نمود که از یک سو باید به نحوه آزاد شدن فسفر از ذرات رسوب طی فرآیند فرسایش خاک و ورود آن ها به آب توجه شود و از سوی دیگر پس از ترسیب ذرات رسوب در محیط آب، واکنش هایی در سطح رسوبات رخ می دهد که چرخه فسفر را تحت کنترل دارد.

۴-۳-۱۰ فرآیند انتقال فسفر رسوبات به منابع آب

فسفر عنصری است که میل ترکیبی زیادی به جذب شدن با ترکیبات خاک از جمله رس دارد. معمولاً رس شامل کمپلکس های سیلیکات های آلومینیوم و آهن همراه با اکسیدهای آن ها است. همان گونه که ذکر شد، طی فرآیند فرسایش، بخش سطحی خاک که غنی از مواد غذایی است دچار بیشترین خسارت می شود. در این میان ذرات خاک از بستر خود کنده و با جریان آب منتقل می شوند. در مسیر حمل و به دلیل تغییر شرایط یونی محیط، مقداری از فسفر رسوبات رها و وارد جریان آب می گردد (Hartikainen و همکاران، ۲۰۱۰). در حال حاضر فرآیندهای کنش ذرات خاک و فسفر و انتقال آن ها از محیط های خشکی به منابع آب به خوبی شناخته شده است. در این میان تغییرات عنصر آهن نیز در نحوه واکنش فسفر بسیار مهم می باشد. مقادیر آهن در خاک های دنیا به طور متوسط ۳/۵٪ می باشد. در همه خاک های طبیعی، فسفر و آهن وجود دارد با این حال به کارگیری کودهای شیمیایی باعث افزایش ذخیره فسفر خاک شده است. در مقیاس جهانی، سالانه ۱۱/۵ میلیون تن فسفر در خاک های کشاورزی اضافه می شود که حدود دو برابر ۴۰ سال گذشته است (Bennett، ۲۰۰۱). ذخیره سازی فسفر در خاک به دلیل قابلیت بالای آهن و اکسید آلومینیوم در جذب فسفر می باشد. بر این اساس تحقیقات نشان داده است که رودخانه ها حدود ۱۵-۲۰ میلیارد تن رسوب به اقیانوس ها و منابع آب منتقل می کنند که عمده آن ها در منابع آب و سواحل ترسیب می شوند. مقدار سولفید آهن نیز در حدود ۴۲۰-۲۷۰ میلیون تن می باشد که عمده آن به صورت ذره ای بوده و در سواحل ترسیب می شود (Raiswell، ۲۰۰۶). در نهایت رودخانه ها سالانه ۳۰-۱۸ میلیون تن فسفر را به منابع آب انتقال می دهند که ۹۰ درصد آن متصل به ذرات رسوب می باشد و حدود ۲۵ تا ۴۵ درصد آن فعال است (Ruttenberg، ۲۰۰۳).

به منظور استفاده فسفر توسط جلبک‌ها باید فسفر از ذرات جدا شده و به شکل محلول ارتوفسفات تبدیل گردد. این حالت از فسفر، تنها شکل قابل استفاده برای جلبک‌ها می‌باشد. بررسی‌ها نشان می‌دهد در رودخانه‌ها با غالبیت کاربری کشاورزی میزان فسفر ذره‌ای در دامنه ۷۵ درصد می‌باشد. اگر بین ۲۰ تا ۳۰ درصد از فسفر ذره‌ای که به محیط‌های آبی می‌رسد تبدیل به شکل قابل مصرف برای جلبک‌ها شود می‌توان بیان نمود مقدار آن برابر و یا حتی بیش‌تر از مقدار فسفر محلولی است که از اراضی کشاورزی وارد منابع آب می‌شود. برای مثال Puustinen و همکاران (۲۰۰۵) مقدار فسفر ذره‌ای منتقل شده از یک زمین کشاورزی به رودخانه‌ای در فنلاند را $3/7$ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد نمودند. بنا بر تحقیقات در شرایط هوازی ۱۶ درصد از فسفر ذره‌ای قابلیت مصرف توسط گیاهان آبی را دارد که در حدود $0/59$ کیلوگرم در هکتار در سال می‌باشد. نتایج این تحقیق نشان داد که تقریباً $0/58$ کیلوگرم فسفر در هکتار در سال نیز به صورت محلول منتقل شده است. بنابر این داده‌ها و توضیحات، می‌توان بیان نمود که اقدامات حفاظت خاک قادرند مقدار فرسایش خاک را کاهش دهند و در کنار آن از انتقال فسفر ذره‌ای به منابع آب جلوگیری نمایند. با این حال در مورد فسفر محلول تأثیر اقدامات حفاظتی ناچیز خواهد بود.

۴-۳-۱۱ اثر رسوبات ترسیب شده در چرخه فسفر

رسوبات رسوبات رودخانه‌ای در مسیر حمل مقداری از فسفر ذخیره شده خود را آزاد می‌کنند. با این حال اثرگذاری رسوبات در تغییرات مقدار فسفر در منابع آب در این مرحله خلاصه نمی‌شود. به گونه‌ای که رسوبات ترسیب یافته در محیط‌های آبی از منابع مهم ذخیره و تأمین کننده فسفر در این مناطق می‌باشند (DePinto و همکاران، ۱۹۸۱). اصولاً ناحیه حد واسط بین آب - رسوب^{۲۴} از اهمیت زیادی در منابع آبی برخوردار است (Ekholm و Lehtoranta، ۲۰۱۲). این ناحیه ناحیه بسته به شرایط دریاچه می‌تواند دارای اکسیژن و در برخی از مقاطع سال فاقد اکسیژن باشد. منابع فسفر در ناحیه حد واسط بین آب - رسوب قابلیت تبادل را دارد. یعنی فسفر می‌تواند از طریق رسوبات جذب شده و یا برعکس می‌تواند وارد توده آبی شود و از رسوبات خارج گردد. باید توجه داشت که معمولاً در رسوبات ترسیب شده، فسفر بیش‌تری در مقایسه با محیط آبی دیده می‌شود. اندازه ذرات رسوب نقش مهمی در تعیین پتانسیل رسوبات در تغذیه‌گرایی دریاچه یا مخزن دارد. مهم‌ترین دانه‌بندی رسوبات شامل رس (کم‌تر از ۲ میکرون)، سیلت (بین

۲ تا ۶۳ میکرون) و ماسه بین (۶۳ میکرون تا ۲ میلی متر) است. رس مهم ترین بخش رسوبات است که بر پدیده تغذیه گرایی اثر دارد زیرا رس دارای ماده آلی است. در شرایط معینی آهن و منگنز در سطح رسوبات ریزدانه رسوب کرده و یک پوشش ایجاد می نمایند. این کار توسط مواد آلی هم صورت می گیرد. ایجاد پوشش نقش مهمی در فعالیتهای فیزیکی و شیمیای ذره رس و در نتیجه جذب و دفع فسفر دارد.

در انتقال فسفر از رسوبات، پارامترهای مهمی دخالت دارند. میزان اکسیژن محلول در ناحیه کف از اهمیت بیش تری نسبت به سایر عوامل برخوردار است. هم چنین سرنوشت فسفاتی که با بقایای مواد آلی در ناحیه کف رسوب می کنند به طور قابل ملاحظه ای با بعضی از عناصر مثل آهن، آلومینیوم و کلسیم در ارتباط است. در این بین رسوب ترکیبات فسفر به همراه آهن از اهمیت بسیاری برخوردار است (House و همکاران، ۱۹۹۸).

در محیط آبی و تحت شرایط هوازی، با افزایش میزان فسفر، به تدریج جذب این عنصر توسط رسوبات مشاهده شده و به شکل فسفات آهن سه ظرفیتی (FePO_4) رسوب می کنند. این وضعیت تا زمانی پایدار بوده که اکسیژن محلول کافی در آب وجود داشته باشد. زیرا فسفات با آهن ترکیب شده و به شکل غیر محلول رسوب می کند. با کاهش تدریجی میزان اکسیژن در ناحیه رسوبات، آهن از حالت سه ظرفیتی (Fe^{+3}) به صورت (FePO_4) احیا شده و به آهن دو ظرفیتی (Fe^{+2}) و به صورت ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$) که یک ترکیب محلول در آب بوده تبدیل می شود. فسفات حاصله نیز می تواند توسط فیتوپلانکتون ها و سایر تولیدکنندگان اولیه مصرف شود (Ekholm و Lehtoranta, ۲۰۱۲). تولید فسفات در درون خود دریاچه را فسفاته شدن دریاچه ها^{۲۵} گویند. pH دومین پارامتر مهم در آزادسازی فسفر از رسوبات می باشد. در $\text{pH} < 8$ اتصال فسفات به فلزات بسیار قوی است. در حالی که در pHهای بالاتر از ۸، یون H^+ جایگزین فسفات شده و سبب حلالیت آن در آب می شود. این بخش از فسفر هم می تواند مقادیر بالایی از ورودی فسفر را در دریاچه های یوتروف شامل شود. بنابراین، تولیدات اولیه ی بالا سبب افزایش pH آب شده و میزان رهاسازی فسفر نیز به تدریج افزایش می یابد.

به همین دلیل، در یک محیط آبی مقدار فسفر تنها از طریق جریان های ورودی تعیین نمی شود، بلکه فعل و انفعالات پیچیده فسفر، آهن و گوگرد در حضور یا عدم حضور اکسیژن در سطح رسوبات نقش مهمی در غلظت فسفر قابل مصرف موجودات فتوسنتز کننده در این محیط ها دارد.

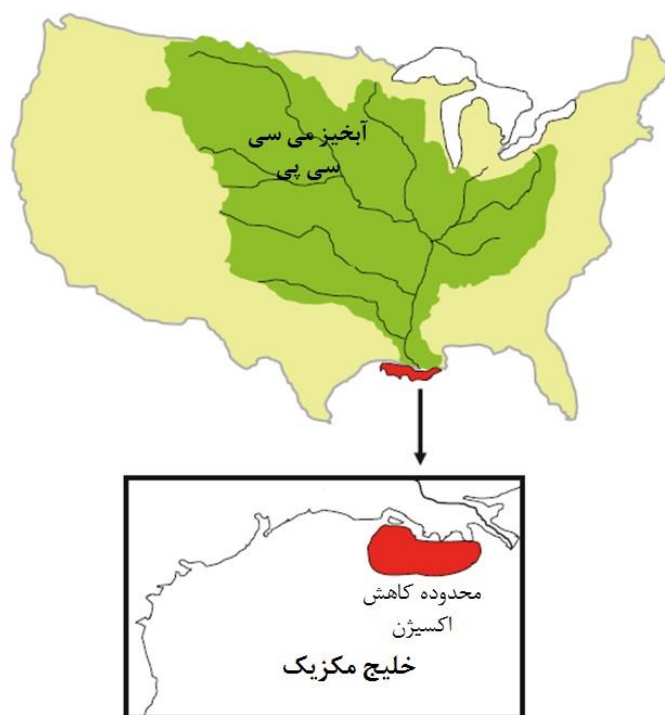
۴-۳-۱۲ فرسایش آبی و پدیده کاهش اکسیژن در سواحل

این پدیده به کاهش میزان اکسیژن^{۲۶} محلول در آب در حد کمتر از ۲ میلی گرم در لیتر (خطرناک برای زیست محیط آبی)، به دلیل مغذی شدن آبها اشاره دارد. این پدیده که در سواحل ۱۵۰ نقطه و با مساحت حدود ۷۰۰۰۰ کیلومترمربع در حال گسترش است برای حیات آبی خطرناک است (Boesch, ۲۰۰۲). فسفر مازاد باعث کاهش مقدار اکسیژن مناطق ساحلی می گردد. علاوه بر این، تمام نیتروژن استفاده شده در اراضی کشاورزی به مصرف گیاه نمی رسد و مازاد آن وارد سواحل می شود. Lal و Blanco (۲۰۰۸) اعلام نمودند که بین اراضی کشاورزی و محل و مساحت منابع آبی تحت تأثیر کمبود اکسیژن، ارتباط وجود دارد.

فعالیت های انسانی، به شدت بر چرخه عناصر غذایی تأثیرگذار است. در بعضی از مناطق استفاده از کودها بسیار محدود است. ولی در بسیاری از مناطق، استفاده بیش از حد از مواد شیمیایی و آلی باعث آلودگی شدید آبها می گردد. مثلاً در صحرای آفریقا به اراضی زراعی کود داده نمی شود و تراز منفی (کاهش) در حدود ۲۲ کیلوگرم نیتروژن و ۲/۵ کیلوگرم فسفر در هکتار در سال وجود دارد. درحالی که در خلیج مکزیک که به منطقه مرگ معروف است (محدود بودن مقدار اکسیژن) استفاده از کود بسیار زیاد است.

شکل (۴-۱۰) محدوده مرگ در خلیج مکزیک را نشان می دهد. مساحت این منطقه از ۲۰۰۰۰ کیلومترمربع در سال ۱۹۹۹ به حدود ۲۲۰۰۰ کیلومترمربع در سال ۲۰۰۲ رسیده است. علاوه بر گسترش سطح منطقه بر شدت آن نیز افزوده شده است (Lal و Blanco, ۲۰۰۸). در تابستان ۱۹۹۹ به دلیل بالا رفتن بیش از اندازه فسفر و نیتروژن در سواحل، میزان رشد جلبکها زیاد شد و میزان اکسیژن به کمتر از ۲ میلی گرم در لیتر رسید که در اثر آن جانداران بسیاری در این تاریخ خفه شدند. دلیل این امر استفاده گسترده از کودهای فسفر و نیتروژن در حوزه آبخیز رودخانه می سی سی پی اعلام شده است. این رودخانه در حدود ۱/۶ میلیون تن فسفر از مناطق کشاورزی را طی فصل بهار با خود حمل می کند. میزان بالای فسفر و نیتروژن باعث رشد سریع جلبکها و زئوپلانکتون ها و دیگر موجودات در طول تابستان می شود. در نتیجه مقدار اکسیژن محلول دارای نوساناتی بوده به گونه ای که در طول تابستان حداقل و زمستان حداکثر بوده است. میزان غلظت نیتروژن در این منطقه از سال ۱۹۷۰ تا کنون ۳ برابر شده است. دلیل آن ارزانی و دسترسی آسان به این نوع کودها و در نتیجه توجه به افزایش تولیدات کشاورزی است. ارزیابی

میزان هدر رفت مواد غذایی و رسوب از اراضی بالادست و تحویل آن‌ها به منابع آب در منطقه خلیج مکزیک به دلیل غیر نقطه‌ای بودن منبع آلاینده و بزرگ بودن وسعت حوزه آبخیز می‌سی‌سی‌پی مشکل است. ولی با وجود نیاز به داده‌های کمی برای نتیجه‌گیری، به‌طور کلی استفاده بیش از اندازه از کود عامل آلودگی این منطقه است.



شکل ۴-۱۰ منطقه مرگ در خلیج مکزیک به دلیل کاهش اکسیژن

در این منطقه کاهش مساحت باتلاق‌ها نیز عامل مهمی در افزایش غلظت آلاینده‌ها در خلیج مکزیک می‌باشد. باتلاق‌ها زیست‌بوم‌هایی واقع در خشکی هستند که بین مناطق مرتفع و پهنه‌های آبی قرار دارند و با کاهش آلاینده‌ها بر کیفیت آب تأثیرگذارند. جریان‌های سطحی و زیرسطحی به‌همراه آلاینده‌ها، وارد این مناطق شده و پس از واکنش‌های رسوبات و آلاینده‌ها، در باتلاق باقی‌مانده و به منابع آب وارد می‌شوند. در صورت نبود باتلاق، آب‌های آلوده از مناطق کشاورزی و شهری به راحتی وارد منابع آب می‌گردند.

بنابراین، چنین محیط‌های آبی برای نگه داشت آلاینده‌ها مفید می‌باشند. با این حال خشک کردن باتلاق‌ها برای اراضی کشاورزی، باعث افزایش معدنی شدن مواد و رهاسازی گازهای گلخانه‌ای (CH_4 , CO_2 و NO_2) به دلیل تجزیه مواد آلی می‌شود. مثلاً در بین سال‌های ۱۹۷۰ تا ۱۹۸۰ حدود ۵۳ درصد از باتلاق‌های امریکا و ۹۰ درصد از باتلاق‌های خلیج مکزیک خشک شدند. در نتیجه این اقدام، مقدار زیادی از عناصر غذایی و آلاینده‌ها وارد خلیج مکزیک شده و پدیده مرگ خلیج مکزیک مشاهده شد. پس از این اتفاق، احیاء و افزایش مناطق باتلاقی در نزدیکی خلیج مکزیک صورت گرفت. با افزایش ۲/۲ میلیون هکتاری به باتلاق‌های منطقه، در حدود ۴۰ درصد از نیتروژن ورودی به خلیج کاسته شد.

باید توجه داشت که اراضی کشاورزی در صورت عدم رعایت اصول مدیریتی و حفاظت خاک و به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی در آن‌ها نقش مهمی در تولید رسوب و همچنین انتقال عناصر غذایی فسفر و نیتروژن به منابع آب دارند. در این راستا استفاده از اقدامات حفاظت آب و خاک به منظور جلوگیری از کنش و انتقال ذرات خاک به ویژه در اراضی کشاورزی، بسیار مهم است و باید در اراضی کشاورزی با کاهش شخم، افزایش کشت در روی خطوط تراز و ایجاد نوارهای حفاظتی در اطراف زمین‌ها و حاشیه رودخانه‌ها از انتقال فسفر جلوگیری کرد.

کنترل فرسایش خاک در ابتدا به منظور اثرات درون منطقه‌ای آن مد نظر بوده است با این حال اثرات برون منطقه‌ای ناشی از ترسیب رسوبات به تدریج اهمیت خود را با کاهش حجم سدها و مانند آن نشان داد. با این حال اطلاعات لازم و توجه کافی به اثر فرسایش خاک در ایجاد تغذیه‌گرایی منابع آب وجود نداشت. در دنیا تحقیقات بسیار در زمینه فسفر خاک‌های فرسایش یافته، نشان داد که کنترل فرسایش می‌تواند به کاهش انتقال فسفر و پدیده تغذیه‌گرایی محیط‌های آبی کمک کند (Persson, ۱۹۹۰؛ Sharpley و همکاران، ۱۹۹۱؛ Uusitalo و همکاران، ۲۰۰۰). با این حال میزان اثرگذاری اقدامات حفاظت آب و خاک بر تغذیه‌گرایی مخازن بسیار پیچیده است و به عوامل زیادی بستگی دارد. از جمله این عوامل می‌توان به وضعیت محیط آبی از نظر غلظت فسفر و آهن و همچنین فعالیت‌های بیولوژیکی و کمیت و کیفیت رسوبات وارده از نظر مقدار عناصر متصله و مقدار عنصر آهن در محیط و رسوبات اشاره نمود، که به شدت چرخه فسفر در محیط آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهند. بنابراین باید اشاره کرد که میزان اثر گذاری اقدامات حفاظتی برای هر مکان منحصر به خود آن مکان می‌باشد.

۴-۳-۱۳ اثرات رسوبات بر جانوران آبی

رودخانه‌ها از منابع مهم تأمین آب در پرورش آبزیان محسوب می‌شوند. از آنجا که آب، تنها محیط‌زیست و عامل بقاء آبزیان بوده و تمامی مراحل زندگی از تولد تا مرگ در آن انجام می‌پذیرد، کمیت و کیفیت آب مورد استفاده در امر پرورش آبزیان، از اهمیت فراوانی برخوردار است. به‌طور کلی رودخانه‌ها با توجه به وضعیت و شرایط حاکم در حوزه آبخیز و مسیر خود، به‌طور دائم و یا موقت حامل ذرات ریز و درشت هستند که در اثر پدیده فرسایش ایجاد شده است. حضور ذرات رسوبی در آب رودخانه‌ها موجب افت کیفیت آن و مشکلات عدیده برای مصارف گوناگون می‌گردد.

تأثیر سوء ذرات رسوبی در صنعت آبی پروری، بسته به گونه پرورشی متفاوت است. مثلاً در مزارع پرورش ماهیان گرمابی به‌دلیل نیاز آبی اندک و جریان غیر دائم آب و حساسیت کمتر گونه، تأثیرات سوء کم‌تر ولی در مزارع پرورش ماهی قزل آلا به‌دلیل نیاز آبی زیاد، وجود جریان دائم آب و حساسیت بالای این گونه پرورشی مسئله از اهمیت دیگری برخوردار است. مزارع سنتی پرورش ماهیان سردابی بنا به اقتضای طبیعت بیولوژیک گونه ماهی همواره نیازمند دریافت آب تازه، شفاف و مملو از اکسیژن است و لذا کنترل کدورت به‌منظور جلوگیری از گل‌آلودگی آب از اهمیت فراوانی برخوردار است. در این ارتباط، محققین غلظت بی خطر ذرات جامد معلق در آب را مقادیر متفاوتی توصیه نموده و برخی آن را تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر قابل قبول دانسته و مقادیر بالاتر از آن را عامل کاهش رشد در ماهی می‌دانند. اما در برخی منابع حداکثر غلظت قابل تحمل ماهی تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر معرفی شده که در غلظت‌های بالاتر از آن اختلال در اعضای ماهی و مرگ پیش‌بینی گردیده است.

مطالعه فرسایش کناری رودخانه بشار توسط شهریو (۱۳۷۹) نشان داد که این نوع فرسایش یکی از عوامل مهم گل‌آلودگی آب رودخانه در مواقع طغیان رودخانه به شمار می‌رود.

معمولاً آب یک رودخانه به‌طور طبیعی در اثر فرسایش خاک ممکن است گل‌آلود شود اما اگر این میزان گل‌آلودگی بیش از حد و غیرطبیعی باشد، نور خورشید به خوبی وارد آب نمی‌شود و در نتیجه گیاهان و جانورانی که در آب زیست می‌کنند با گذشت زمان کم‌تر شده و از بین می‌روند. گاهی نیز گل‌آلودگی غیرطبیعی آب می‌تواند باعث اختلال در زیستگاه ماهیان شود به گونه‌ای که رسوبات سیلتی که سبب پوشانیده شدن ذخایر غذایی و محیط‌های تخم‌ریزی ماهیان می‌شوند و نیز ممکن است مواد معلق مانند خاک و تفاله‌های کاغذ یا مواد تشکیل‌دهنده فیبر به پلانکتون‌ها بچسبند و این موجودات را متراکم و ته‌نشین کنند.

به‌طور کلی حضور ذرات جامد معلق در آب، هر ساله موجب خسارات زیادی از طریق کاهش رشد، بروز بیماری تا تلفات سنگین در واحدهای پرورشی ماهی می‌شود. بررسی‌ها نشان می‌دهد که تغییرات فصلی گل‌آلودگی، عمدتاً در فصل بهار مشاهده می‌شود که دلایل مهم آن به ذوب برف‌های زمستانه همراه با گرم شدن هوا در فصل بهار و ریزش رگبارهای پیاپی بهار مربوط می‌شود. به‌ویژه در برخی موارد بروز حالت‌های سیلابی رودخانه‌ها سبب افزایش بیش از حد ذرات جامد معلق موجود در آب شده و در کوتاه مدت کشنده و مرگ بار است. غلظت‌های کمتر آن نیز در بلند مدت، اثرات مزمن به‌همراه داشته و سبب بروز مشکلاتی می‌شود که برخی از آن‌ها عبارت است از:

- تخریب فیزیکی برانشی
- ایجاد زخم‌های جلدی و پیدایش فضای مناسب برای فعالیت عوامل فرصت طلب
- کاهش تبادلات گازی ماهی با محیط
- رکود بازده غذایی به‌دلیل کاهش مصرف آبزیان
- کاهش دید مناسب آبزی
- ایجاد استرس که زمینه فعالیت عوامل فرصت طلب را فراهم نموده و نیز مانع رشد مطلوب در آبزی می‌گردد.
- مواد سیلنتی معلق در آب می‌تواند به آبشش ماهی‌ها چسبیده و در نتیجه موجب افزایش ترشح موکوس از پوست ماهی شود، در این حالت چنانچه غلظت این مواد زیاد باشد، با موکوس ترشح شده ترکیب و با انسداد آبشش‌ها می‌تواند موجب بروز خفگی در ماهیان شود.
- حضور بار معلق رسوبی در رودخانه‌ها جدا از مسائل بهداشت و سلامت آبزی می‌تواند سبب مشکلات عدیده در مزارع پرورش آبزیان شود که برخی عبارت است از:
- ۱- ته‌نشین شدن مواد رسوبی در کانال‌ها و کاهش ظرفیت آن‌ها از طریق کاهش سطح مقطع جریان
- ۲- فرسایش و خرابی دیواره‌های کانال
- ۳- افزایش هزینه‌های جاری به‌منظور لایروبی کانال‌ها
- ۴- قطع جریان آب در کانال‌ها در زمان لایروبی
- ۵- ایجاد شرایط مناسب رشد علف‌های هرز که موجب صدمه بر پوشش کانال‌ها شده و نیز باعث اتلاف آب از طریق پدیده نشت می‌گردند.

۴-۴ کنترل درون منطقه‌ای آلاینده‌های غیر نقطه‌ای

به منظور جلوگیری از انتقال آلاینده‌ها دو راه وجود دارد. در مرحله اول با مدیریت صحیح استفاده مواد شیمیایی و آلی در خاک، احتمال انتقال آن‌ها را کاهش داده و در مرحله بعد می‌توان با اقدامات و برنامه‌های مربوط به مدیریت اراضی و برنامه‌های حفاظت آب و خاک مانع انتقال این مواد شد. اقدام اول پیشگیری و راه دوم درمان مشکل است.

۴-۴-۱ مدیریت استفاده از مواد غذایی

از راه‌های کاهش اثرات آلاینده‌ها، مدیریت مواد شیمیایی است. روش، میزان و زمان استفاده از انواع کود و آفت‌کش برای کاهش خطرات زیست‌محیطی مهم می‌باشند. برای مثال فاصله زمانی بین استفاده از کود و اولین بارش، میزان انتقال آلاینده‌ها را توسط آب‌های جاری تعیین می‌کند. بنابراین باید حد بحرانی استفاده از کودها در خاک‌های مختلف شناخته شود تا از غنی شدن بیش از حد خاک جلوگیری گردد.

اگر کود را هنگامی به خاک اضافه کنیم که خاک یخ زده باشد مقدار هدر رفت آلاینده‌ها در رواناب بسیار بالا می‌رود. همچنین در خاک‌های یخ زده نفوذ آب صورت نمی‌گیرد و قسمت بیش‌تری از بارش به رواناب تبدیل می‌گردد.

همچنین اگر کشت بهاره صورت گیرد، به دلیل وجود بارش‌های شدید و عدم حفاظت خاک به همراه ذوب برف‌ها امکان ایجاد رواناب و فرسایش شدید بسیار محتمل است. اما با گذشت زمان و رشد گیاهان از این خطر کاسته می‌شود. کالیبره کردن تجهیزات مورد استفاده در کودپاشی نیز یکی از مهم‌ترین نکات در زمینه کاهش آلودگی خاک است.

۴-۴-۲ محاسبه تمامی منابع عناصر غذایی در خاک

در هنگام استفاده از کودها، ابتدا می‌بایست تمامی منابع موجود را مد نظر قرار داد. برای مثال نیتروژن قابل‌دسترس از کاربرد کودها، لگوم‌ها، ماده آلی خاک و سایر منابع در هنگام استفاده می‌بایست مد نظر قرار گیرد. همچنین آزمایش نیتروژن اولیه خاک در این زمینه مفید است. این آزمایش برای تخمین میزان مواد غذایی در دسترس حاصل از مواد آلی خاک، لگوم‌های قدیمی، کود حیوانی و غیره است. این آزمایش ۴ تا ۶ هفته بعد از کشت غلات صورت می‌گیرد. برای این منظور نمونه‌های خاک از عمق ۳۰ سانتی‌متری برداشت می‌گردد.

۴-۵ کاهش برون منطقه‌ای آلاینده‌های غیر نقطه‌ای

این اقدامات بیش‌تر جنبه حفاظت آب و خاک دارند و به‌گونه‌ای سعی دارند تا از فرسایش و انتقال آلاینده‌ها جلوگیری نمایند. در نهایت در صورت حمل مواد، آن‌ها را قبل از رسیدن به منابع آب کنترل کنند.

همان‌گونه که گفته شد، روش‌هایی که از انتقال رسوبات به مناطق دیگر جلوگیری می‌کنند، نیز می‌توانند موجب کاهش ورود آلاینده‌ها شوند. کنترل آلاینده‌های غیر نقطه‌ای، نیازمند آگاهی از عامل‌های تأثیرگذار بر رواناب از جمله ظرفیت نفوذ خاک، توپوگرافی، اقلیم، کاربری اراضی و سیستم شخم است. از آنجایی که رواناب عامل مهم انتقال آلاینده‌ها است، سازه‌های کنترل و کاهش رواناب باید در مناطقی که کود و آفت کش استفاده‌شده، ساخته شوند.

آغاز رواناب بستگی به نوع خاک، زمان بارش و آبیاری دارد. بنابراین هر اقدامی که میزان رواناب را کاهش دهد، آلاینده‌های غیر نقطه‌ای همراه رسوبات را نیز کاهش خواهد داد. یکی از مؤلفه‌های مهم رواناب سرعت آن است، که بر انتقال رسوب و آلاینده‌ها تأثیرگذار است. با کاهش سرعت آب، ترسیب مواد صورت می‌گیرد. بنابراین کلیه اقداماتی که در این زمینه صورت گیرد مانع انتقال آلاینده‌ها شده و از اثرات برون منطقه‌ای می‌کاهد. باید توجه داشت، اقداماتی که میزان فرسایش خاک را کاهش می‌دهند بر میزان انتقال محلول مواد اثر ندارند. به‌علاوه به‌دلیل سطح ویژه بالای رس و قابلیت جذب‌کنندگی بالای آن، فسفر و آلاینده‌های دیگر (بسته به شرایط) به‌شدت جذب این ذرات می‌شود، ذرات رس برخلاف سیلت و ماسه به‌راحتی توسط پوشش گیاهی قابل‌کنترل نیستند و این مواد به‌راحتی توسط رواناب حمل می‌گردد. با این حال وجود پوشش گیاهی مانع برخورد قطرات باران با سطح خاک شده و در نتیجه فرسایش و انتقال مواد را کاهش می‌دهد. شهریور و خزایی (۱۳۹۶) در بررسی تلفیق روش‌های مکانیکی و بیولوژیکی اراضی مرتعی استان کهگیلویه و بویراحمد به این نتیجه رسیدند که تیمارهای پیتینگ و کنتر فارو در تلفیق با دو گونه مرتعی *Bromous Tomentellous*, *Vicia Villusa* حدود ۳ برابر نسبت به تیمار شاهد رواناب کم‌تری ایجاد نموده است. اختلاف این دو تیمار از لحاظ آماری نسبت به تیمار شاهد در سطح ۱ درصد معنی دار بود. هم‌چنین این دو تیمار از لحاظ تولید رسوب شاهد رسوب کم‌تری ایجاد نمودند به‌طوری‌که این اختلاف در سطح ۵ درصد معنی دار گردید.

در نهایت باید در نظر داشت که کارایی اقدامات حفاظت آب و خاک در کاهش فرسایش و رواناب بسیار متغیر بوده و تعیین صحیح کارایی آن‌ها طی دوره کوتاه مدت مشکل است. برای این

منظور نیازمند بررسی دقیق و طولانی مدت است. برای مثال ممکن است انتقال رسوبات و آلایندهای همراه آنها از طریق رسوبات ته نشست شده در آبراهها تأمین شود. درحالی که اقدامات حفاظتی ما ممکن است در سطح دامنه ها و مزارع متمرکز باشند. در این حالت برنامه های حفاظت خاک هیچ گونه اثری در کاهش اثرات سو مورد نظر نخواهند داشت.

۴-۵-۱ شخم اراضی

هدر رفت مواد غذایی در رواناب را می توان تابعی از شخم و سیستم کشت دانست. سیستم هایی که در آنها بقایای زراعی در سطح خاک باقی می ماند، باعث کاهش آلودگی غیر نقطه ای و شسته شدن مواد از سطح خاک می گردند. دلیل این امر افزایش نفوذپذیری و بهبود ساختمان خاک است. در این راستا رویکردهای جدید و قدیم کشاورزی و خاک به صورت جدول ۴-۹ قابل تفکیک می باشند.

جدول ۴-۹: مقایسه رویکرد و اهداف روش های جدید و قدیم کشاورزی

روش جدید (بدون خاک ورزی)	روش قدیم (شخم متعارف)
شخم نیاز نیست	شخم برای تولید زراعی واجب و ضروری است
هدف تولید محصولات می باشد درحالی که خاک و آب نیز محافظت می شود	هدف تولید محصولات زراعی است
بقایای زراعی را روی سطح خاک باقی می گذاریم	بقایای زراعی سوخته و یا خاک شخم زده می شود
در همه زمان ها و فصول خاک توسط پوشش برجای مانده پوشیده می گردد و هیچ گاه لخت نمی گردد.	خاک در فاصله بین فصول لخت می ماند
تناوب زراعی و انتخاب گونه های زراعی بخشی از سیستم مدیریت می باشد	انتخاب تناوب زراعی و نوع گونه های زراعی اختیاری است
خطر فرسایش خاک کم و قابل چشم پوشی است	خطر فرسایش خاک بالاست
برای مبارزه با آفات از کنترل بیولوژیکی از جمله تناوب زراعی و انتخاب گونه های خاص استفاده می شود.	آفت ها به وسیله مواد شیمیایی کنترل می شود

Lindstrom (۱۹۹۲) شخم ۱۰۰ ساله در یک زمین با شیب ۹ درصد را موجب انتقال ۲۵ تن خاک و ۲ تن فسفر به پایین دامنه اعلام کرده است. درحالی که در مناطق بالادست دامنه فرسایش خاک نیز موجب کاهش خاک، ماده آلی، فسفر و نیتروژن در خاک می شود. شخم حفاظتی به دلیل باقی گذاشتن بقایای گیاهی در سطح خاک، موجب کاهش برخورد قطره باران و سرعت رواناب شده و در نتیجه بر مقدار هدر رفت خاک و فسفر ذره ای (و سایر عناصر غذایی همراه رسوبات) تأثیرگذار است.

همان طور که ذکر شد شخم حفاظتی باعث کاهش فرسایش می گردد و بر هدر رفت مواد غذایی همراه ذرات رسوب اثر مثبتی دارد. این در حالی است که غلظت مواد غذایی محلول در رواناب افزایش می یابد (Blanco و Lal، ۲۰۰۸). این افزایش مربوط به هدر رفت مواد از طریق بقایای سطحی و عدم مخلوط شدن کود و خاک است. Barker و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که استفاده سطحی کود، غلظت NH_4-N را در رواناب افزایش می دهد. این افزایش تا ۱۴ برابر نیز گزارش شده است. اما به طور کلی می توان بیان کرد که شخم حفاظتی باعث کاهش رواناب و هدر رفت نیتروژن می گردد که بسته به شرایط منطقه متفاوت است. میزان کاهش نیتروژن در رواناب به اندازه تقلیل رسوبات نبوده زیرا با وجود کاهش مقدار نیتروژن همراه رسوبات اما غلظت نیتروژن محلول بیش تر می گردد.

Baker و Saxton (۲۰۰۴) نیز سه دلیل برای افزایش هدر رفت آفت کش ها به صورت محلول در سیستم شخم حفاظتی در مقایسه با روش معمولی اعلام کرده اند.

- ۱- زمینی که به تازگی شخم خورده است دارای رواناب کمتری در رگبارهای اولیه است. درحالی که این قضیه در مورد اراضی بدون شخم (شخم حفاظتی) صدق نمی کند.
- ۲- مخلوط کردن مکانیکی خاک و آفت کش ها باعث کاهش هدر رفت این مواد می گردد. دلیل این امر کاهش مقدار آفت کش ها در ناحیه سطحی خاک است. در سیستم بدون شخم این شرایط وجود ندارد.

- ۳- بقایای گیاهی قادر به جذب مواد اسپری شده بر خاک هستند و قادرند این مواد را به صورت محلول در رواناب آزاد نمایند.

به طور کلی و با نتیجه گیری می توان گفت که سیستم شخم حفاظتی باعث کاهش مقدار مواد همراه رسوبات می گردد. به عنوان مثال این امر برای کنترل انتقال فسفر که به شدت توسط رسوبات جذب شده، مفید است. حال آن که به دلیل عدم مخلوط شدن مواد با خاک و جذب سطحی این مواد به همراه جذب توسط بقایای گیاهی، انتقال مواد محلول بیش تر می گردد. همچنین در سیستم شخم حفاظتی اگر بر اساس روش های بیولوژیک باشد، می توان کم تر از مواد

شیمیایی برای کنترل آفات و علف‌های هرز استفاده نمود. در نتیجه موجب به حداقل رساندن موارد مربوط به آلاینده‌های غیر نقطه‌ای می‌گردد. جدول ۴-۱۰ مقایسه شخم معمولی و حفاظتی را نشان می‌دهد.

جدول ۴-۱۰ مقایسه خاک‌ورزی معمول و سیستم بدون خاک‌ورزی در حفاظت خاک

شخم	عملیات زراعی بدون شخم
افزایش نسبت رواناب و فرسایش خاک	کاهش رواناب و فرسایش خاک
تخریب شرایط فیزیکی خاک	بهبود شرایط فیزیکی خاک
افزایش فرسایش بادی	کاهش فرسایش بادی
افزایش آلودگی‌های غیر نقطه‌ای همراه با رسوبات و مواد شیمیایی در آب	بهبود کیفیت آب سطحی به‌وسیله کاهش مواد معلق و محلول
افزایش تجزیه محتوای مواد آلی خاک و انتشار گازهای گلخانه‌ای	افزایش محتوای مواد آلی در لایه شخم
تخلیه عناصر غذایی خاک	بازچرخش عناصر غذایی از طریق نگهداری بقایا
ایجاد نوسانات بالای حرارتی خاک و آب که منجر به تأثیرات منفی روی تولیدات زراعی می‌گردد	کاهش نوسانات حرارتی (خاک‌های بدون شخم در طول فصل رشد اغلب در شب گرم و در روز سرد می‌باشند)
هدر رفت آب به‌وسیله تبخیر و تعرق	کاهش تبخیر و تعرق خاک
کاهش نگه داشت آب در خاک و آب قابل دسترس گیاهان	افزایش نگه داشت آب در خاک و آب قابل دسترس گیاهان
کاهش نسبت نفوذ آب در خاک	افزایش ماکروپروزیته خاک و نسبت نفوذ آب در خاک
تخریب خصوصیات ساختمانی خاک در واحد زمان	بهبود خصوصیات ساختمانی خاک از جمله دانه‌بندی و پایداری
کاهش جمعیت و فعالیت میکرو ارگانیسم‌های خاک	تقویت فرایندهای میکروبی (از جمله جمعیت کرم خاکی و فعالیت آن‌ها)
کاهش تدریجی تولید زراعی	تقویت تولید زراعی
افزایش هزینه‌های تولید (از جمله کارگر، زمان، ماشین و سوخت)	کاهش هزینه‌های تولید

۴-۵-۲ تناوب کشت

این عمل باعث بهبود مواد آلی خاک، کاهش مصرف کود و به حداقل رساندن آلاینده‌های غیر نقطه‌ای می‌گردد. برنامه‌های مدیریت مواد غذایی و آفات کش‌ها باید همراه تناوب زراعی باشد تا به‌صورت جامع باعث کاهش آلودگی غیر نقطه‌ای گردد.

تناوب‌هایی کارساز هستند که ترکیبی بوده تا بدین وسیله موجبات جلوگیری از دوره زندگی علف‌های هرز گردد و استفاده از کود و علف‌کش‌ها را به حداقل برسانند. برای مثال کشت گیاهان دانه‌ای و علوفه‌ای. کشت بر خطوط تراز مانند کشت نواری به‌همراه مدیریت عدم شخم اراضی یکی دیگر از راه‌های کاهش رواناب و انتقال خاک است. سیستم ریشه‌ای و تاج پوشش متفاوت، باعث افزایش نفوذ می‌گردد.

۴-۵-۳ حفظ بقایای گیاهی

بقایای گیاهی موجب تقلیل کنش خاک و انتقال ذرات رسوب در طول شرایط بحرانی لخت بودن اراضی می‌گردد (شکل ۴-۱۱). بقایای محصولات ضربه قطرات باران را گرفته، خاکدانه‌ها را پایدار نموده و فعالیت بیولوژیک را بیش‌تر می‌کند که در نتیجه آن مواد غذایی مازاد و قابل حمل را کاهش می‌دهند. یک رابطه معکوس بین هدر رفت عناصر غذایی در رواناب و درصد بقایای گیاهی وجود دارد.



شکل ۴-۱۱ مقایسه دو زمین زراعی، سمت راست بدون بقایای گیاهی و سمت چپ دارای بقایای گیاهی

بقایای گیاهی توانایی بالایی در جذب و نگهداری مواد شیمیایی دارند. بیش از ۵۰ درصد علف‌کش‌های موجود در سطح خاک توسط بقایای گیاهی جذب می‌شوند. علف‌کش‌های جذب‌شده توسط بقایای گیاهی به وسیله بارش‌های شدید امکان شسته شدنشان وجود دارد. با این حال در افزایش کارایی استفاده از مواد شیمیایی مؤثرند.

۴-۵-۴ بافرهای حفاظتی

بافرهای حفاظتی به صورت مؤثری آلاینده‌ها را از رواناب جذب کرده و آب را تا حدی پاک می‌گردانند. برای مثال گیاهان از خانواده گندمیان کشت شده در خطوط تراز به صورت کارا انتقال آلاینده‌ها را از اراضی کشاورزی کاهش می‌دهند. بافرها باید در درون و لبه‌های اراضی کاشت شوند (شکل ۴-۱۲). این امر به دلیل گیرش رواناب و کاهش سرعت آن و در نتیجه ترسیب مواد و نفوذ آب است. کارایی بافر به عرض، نسبت عرصه به سطح بافر، خصوصیات خاک و غلظت آلاینده‌ها و خصوصیات آن‌ها بستگی دارد.



شکل ۴-۱۲ بافرهای حفاظتی برای جلوگیری از ورود آلاینده‌ها به رودخانه

۴-۵-۵ سامانه‌های جمع‌آوری آب باران

هدف از این سامانه‌ها کاهش تولید رواناب و همچنین استفاده بهینه از حداقل بارش‌ها در فصول خشک‌سال به‌منظور تأمین بخشی از نیاز آبی گیاهان است. به‌منظور استفاده بهینه از آب باران، اجرای عملیات زیر ضروری است (شهریور و همکاران، ۱۳۹۵).

- ۱- استفاده از سامانه جمع‌آوری آب باران با سطح عایق در اراضی شیب‌دار
 - ۲- هدایت آب جمع‌آوری شده به عمق ریشه از طریق فیلتر سنگریزه‌ای
 - ۳- استفاده از روش‌های نگهداری و افزایش ماندگاری رطوبت در پروفیل خاک
- در این روش مطابق با شکل ۴-۱۳ و با استفاده از یک سامانه لوزی شکل با ابعاد ۲×۲ متر و با سطح عایق نایلونی می‌توان از یک بارندگی ۵ میلی‌متری حدود ۲۰ لیتر آب استحصال نمود و از این طریق از تولید رواناب در سطح منطقه کاست.



شکل ۴-۱۳ سامانه لوزی شکل با سطح عایق نایلونی، در اراضی شیب‌دار دشت آبدالان گچساران

۴-۵-۶ سایر اقدامات حفاظت آب و خاک

باید در نظر داشت که قسمت اعظم هدر رفت خاک و مواد غذایی طی وقایع بارش شدید و فرساینده، مشاهده می‌شوند و از سوی دیگر اغلب سازه‌های فرسایش، قادرند که رواناب و فرسایش حاصل از وقایع بارش با دوره بازگشت کم را کنترل کنند. بنابراین کارایی این سازه‌ها با افزایش بارش و رواناب کاهش می‌یابد.

شهریور (۱۳۸۴) در طرح بررسی تلفیق روش‌های مکانیکی و بیولوژیکی در افزایش رواناب و رسوب خاک در اراضی مرتعی استان کهگیلویه و بویراحمد ۴ تیمار عملیات مکانیکی پیتینگ، ریپینگ، کنتور فارو و بانکت غلات به همراه تیمار شاهد در ایستگاه مدیریت دام در مرتع مارگون به مدت ۴ سال اجرا نمود (شکل ۴-۱۴). کلیه عملیات مکانیکی همراه با عملیات بیولوژیکی با استفاده از دو گونه مرتعی *Vicia villusa* و *Bromus tomentellus* اجرا شد. نتایج نشان‌دهنده موارد زیر بوده است.

کلیه تیمارها، نسبت به تیمار شاهد رواناب کم‌تری ایجاد نمودند و از لحاظ آماری نیز با تیمار شاهد دارای اختلاف معنی‌داری بودند. به‌طوری‌که تیمارهای کنتورفارو و پیتینگ بیش‌ترین تأثیر را در جهت کاهش رواناب از خود نشان داده‌اند.

تیمارهای پیتینگ و کنتورفارو به ترتیب کم‌ترین رسوب را تولید نموده‌اند به‌طوری‌که این دو تیمار نسبت به تیمار شاهد در سطح ۵٪ دارای اختلاف معنی‌دار بوده ولی بقیه تیمارها از لحاظ تولید رسوب نسبت به تیمار شاهد، اختلاف معنی‌داری نداشته‌اند.



شکل ۴-۱۴ نمایی از محل اجرای تیمارهای مختلف و فاصله بین دو تکرار در استان کهگیلویه و بویراحمد (شهریور، ۱۳۸۴)

۴-۶ برآورد آلاینده‌ها در جریان رودخانه

از دهه ۱۹۷۰ چندین مدل فرآیندی و تجربی برای تخمین انتقال مواد در رواناب ایجاد شده است. از جمله این مدل‌ها که قادرند میزان انتقال آلاینده‌ها را در آب‌های سطحی، خاک اشباع و

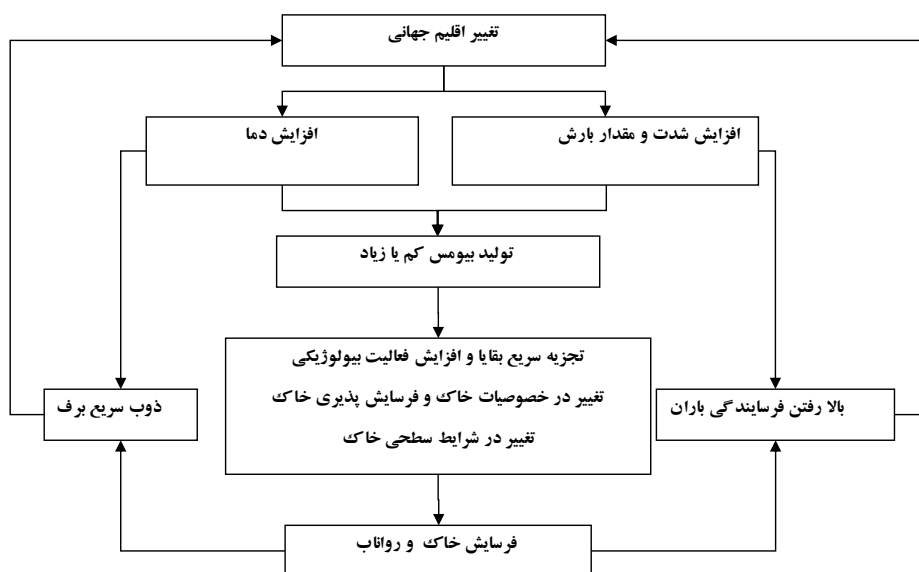
جریان‌های افقی برآورد کنند، می‌توان به EPIC، WEAP، ANSWERS ۲۰۰۰، LEAMS و SWAT اشاره کرد. همچنین مدل‌های فرسایش و رسوب با مفهوم‌سازی صحیح در زمینه انتقال مواد رسوبی قادر به استفاده در این زمینه هستند. در این ارتباط Mihara و همکاران (۲۰۰۵) با استفاده از مدل USLE مقدار هدر رفت عناصر غذایی از سطح پلات را تخمین زدند. Noor و همکاران (۲۰۱۰) و Noor و همکاران (۲۰۱۲) با استفاده از مدل اصلاح شده جهانی فرسایش خاک، مقدار فسفر و ماده آلی همراه رسوبات معلق در مقیاس رگبار را به‌خوبی تخمین زدند. بکارگیری مدل اصلی در تخمین هدر رفت ماده آلی و فسفر ذره‌ای نتایج قابل قبولی ارائه نداد. در حالی‌که مدل واسنجی، تخمین خوبی با داده‌های مشاهده‌ای ارائه کرد. نتایج این مطالعه نشان دهنده توانایی مدل MUSLE در برآورد هدررفت ماده آلی و فسفر در مقیاس رگبار به‌ترتیب با خطای تخمین قابل قبول ۳۳ و ۲۳ درصد می‌باشد.

کوارثرت جهانى فرسایش خاک

۵-۱ مقدمه

فرسایش خاک به دلیل اثرات نامطلوبی که در محیط فرسایش یافته و محیطهای اطراف برجای می‌گذارد برای انسان خوشایند نیست. این اثرات در مکان‌های مختلف به شکلی خود را نشان می‌دهند و به‌عنوان معیار و شاخصی از شرایط فرسایش و انتقال رسوب در آن محیط می‌باشند. همان‌گونه که گفته شد کاهش ضخامت خاک سطحی، معیاری از فرسایش خاک در منطقه تحت فرسایش است. درحالی‌که در رودخانه غلظت رسوب و یا مقدار آلاینده‌های حمل شده توسط جریان، شاخص فرسایش و تحویل رسوب است. در حال حاضر دیدگاه جدید زیست‌محیطی در مورد فرسایش خاک مورد توجه قرار گرفته است. در این دیدگاه خاک سطحی به‌عنوان منبعی برای کربن عمل نموده و از اثرات CO_2 و دیگر گازهای گلخانه‌ای^{۲۷} اتمسفر می‌کاهد و بر گرمای جهانی مؤثر است. هر تغییری در ذخیره کربن خاک‌ها بر مقدار CO_2 اتمسفر و در نتیجه فرآیند گرمایش جهانی تأثیر گذار است. بسیاری از پژوهش‌ها، نقش فرسایش در انتقال کربن خاک به اتمسفر را مورد تایید قرار داده‌اند.

تغییر اقلیم یکی از مهم‌ترین خطرات زیست‌محیطی قرن حاضر است. طی این فرآیند در طول قرن بیستم حدود ۰/۶ درجه سانتی‌گراد بر دمای هوا افزوده شده است. البته این گرمایش جهانی قادر است ۴-۶ درجه سانتی‌گراد هوا را گرم‌تر کند که اثرات آن بر مسائل مرتبط با زندگی انسان واضح است. اگرچه عوامل طبیعی نقش مهمی در تغییرات گذشته اقلیم داشته‌اند، ولی افزایش اخیر دمای جهانی به علت افزایش گازهای گلخانه‌ای تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی است. میزان انتقال CO_2 از کشورهای مختلف مشخص است. برای مثال در سال ۱۹۹۵ حدود ۱۴۰۰ میلیون تن CO_2 از کشور آمریکا به اتمسفر انتقال یافته است (Blanco و Lal، ۲۰۰۸). بنابراین چرخه کربن در سطح کره زمین عامل تعیین‌کننده‌ای در تغییر اقلیم بوده و موجب نوسانات دمایی می‌گردد. به گونه‌ای که در افزایش و کاهش دما نقش مهمی ایفا می‌کند. در شکل ۱-۵ رابطه دوسویه فرسایش خاک و تغییر اقلیم ارائه شده است. به گونه‌ای که هر یک بر شدت دیگری می‌افزاید.



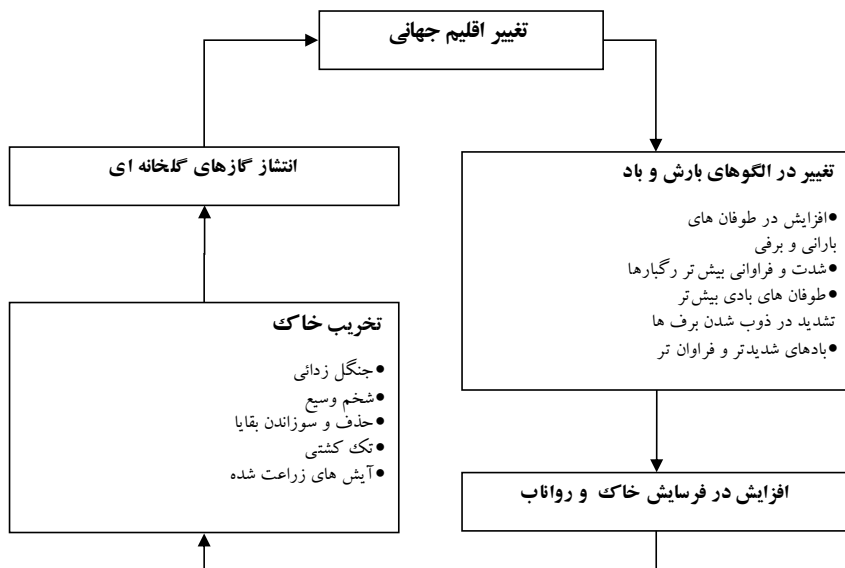
شکل ۱-۵ رابطه دوسویه بین تغییر اقلیم و فرسایش خاک

بنابراین در این بخش به اهمیت ذخیره کربن خاک و نقش فرسایش در چرخه آن پرداخته می‌شود.

۵-۲ ذخیره کربن خاک و تغییرات آن

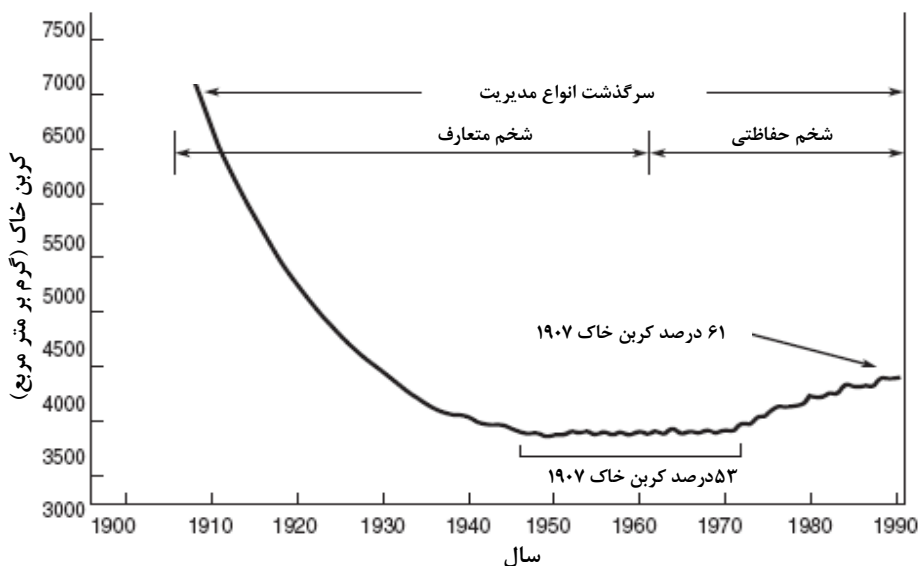
خاک سطحی به عنوان منبعی برای کربن عمل نموده و از اثرات CO_2 و دیگر گازهای گلخانه‌ای اتمسفر می‌کاهد (Klemedtsson و همکاران ۱۹۹۷؛ Rodriguez و همکاران، ۲۰۰۴؛ Robert، ۲۰۰۵؛ Sparling و همکاران ۲۰۰۶) و بر گرمای جهانی مؤثر است. Robert (۲۰۰۵) ذخیره کربن در خاک را راه حل مناسب برای درمان کوتاه مدت افزایش گازهای گلخانه‌ای می‌داند. ذخیره کربن موجود در خاک تقریباً دو برابر مقدار کربن موجود در اتمسفر است. بنابراین، هر تغییری در ذخیره کربن خاک‌ها به طور قابل توجهی بر CO_2 اتمسفر تأثیر می‌گذارد. فرسایش خاک باعث جدا شدن کربن از خاک‌دانه‌ها شده و طی مرحله حمل و رسوب، معدنی شدن و بازگشت کربن به اتمسفر را تسهیل می‌کند (Robert، ۲۰۰۵). بنابراین هدر رفت خاک علاوه بر تأثیر درون منطقه‌ای که بر خصوصیات خاک منطقه دارد، دارای اثرات برون منطقه‌ای و حتی جهانی است.

در مناطق مختلف بر اساس شرایط موجود مقدار متفاوتی کربن در خاک ذخیره می‌شود. در مقیاس جهانی مقدار کربن خاک وابسته به زیست‌توده تولیدی آن منطقه است و این خود متأثر از بارش و مقدار آن است. عامل‌های انسانی مانند کاربری اراضی، پوشش زمین، عملیات کشاورزی در ذخیره کربن درون خاک مؤثر هستند. حداکثر این مقدار برای خاک‌های طبیعی و بدون دخالت انسانی است. به گونه‌ای که در مناطق جنگلی مقدار کربن خاک بالاتر است. در حالی که مناطق کشاورزی و کشت شده دارای مقادیر حداقل بوده‌اند که نشان‌دهنده هدر رفت مقدار بالایی از مواد آلی در سال‌های اولیه تبدیل اراضی است. برای مثال جنگل‌زدایی منبع مهمی برای انتشار گازهای گلخانه‌ای در جهان است. در این حالت ابتدا گیاهان جنگلی و مرتعی به عنوان عوامل مهم در ذخیره کربن هوا از بین می‌روند و اثر مثبت آن‌ها در این زمینه محو می‌شود. از سوی دیگر با از بین رفتن پوشش گیاهی، خاک این مناطق با مقادیر بالایی مواد آلی در معرض فرسایش قرار می‌گیرد و از ذخیره کربن خاک به شدت کاسته می‌شود (شکل ۵-۲). در کنار این‌ها خاک قادر به ذخیره و نگهداری کربن نخواهد بود. بنابراین فعالیت انسانی با اثرگذاری بر کاربری اراضی و مدیریت خاک می‌تواند بر مقدار کنونی کربن خاک، میزان ذخیره و یا هدر رفت آن اثرگذار باشد.

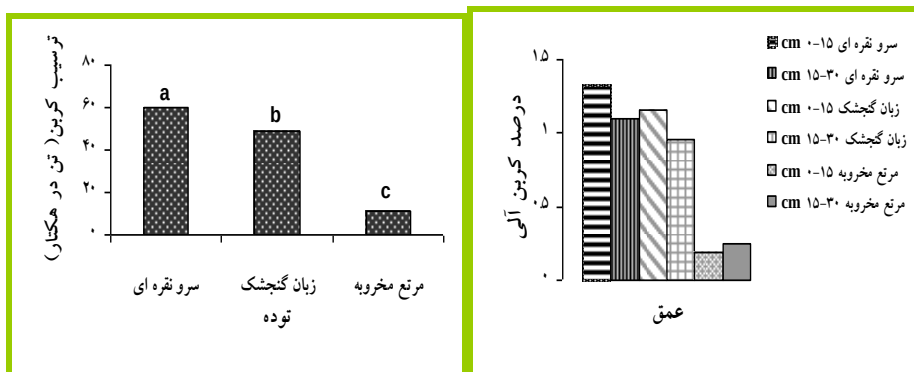


شکل ۵-۲: رابطه تخریب اراضی، فرسایش خاک و گازهای گلخانه‌ای

همان‌گونه که مشاهده گردید خاک‌ها به‌عنوان منبع مهمی در ذخیره کربن خاک محسوب می‌شوند. از سویی مقدار ذخیره کربن و ارائه کارکرد مناسب خاک در این زمینه به‌شدت تحت تأثیر دخالت‌های انسانی و مدیریت اراضی است. به‌گونه‌ای که با مدیریت صحیح علاوه بر افزایش مقدار کربن خاک از فرسایش نیز کاسته می‌شود. اثر نحوه مدیریت اراضی در مقدار ذخیره کربن در شکل ۳-۵ به‌خوبی نشان داده شده است. در شکل ۴-۵ نیز اثر کاربری بر ذخیره کربن ارائه شده است.



شکل ۵-۳: تغییرات کربن ذخیره شده در خاک با توجه به سیستم‌های کشاورزی غالب



شکل ۵-۴: میزان ترسیب کربن در کاربری‌ها و اعماق مختلف (ورامش و همکاران، ۱۳۸۹)

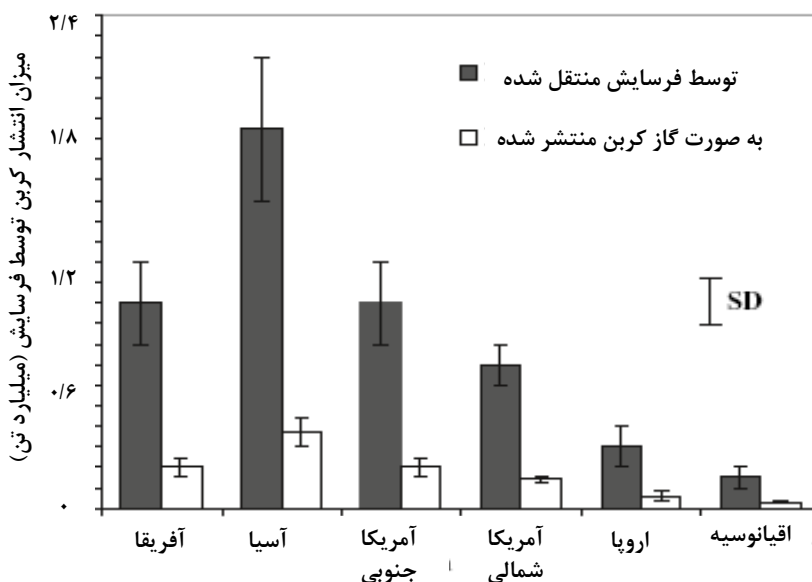
در کنفرانس‌های ریو و کیوتو نتایج خوبی در زمینه نقش چرخه کربن در گرمایش جهانی به دست آمده و در این کنفرانس‌ها بیش‌تر به مسئله مدیریت پایدار خاک و منابع آب برای کشاورزی اشاره شده است. دلیل این امر ذخیره حدود ۱۵۰۰ (تا ۲۰۰۰) میلیارد تن کربن در خاک‌ها می‌باشد. گیاهان نیز دارای حدود ۶۰۰ تا ۷۰۰ میلیارد تن کربن می‌باشند. بنابراین گیاهان و خاک می‌توانند به صورت مخزن نگهدارنده (جهت کاهش گازهای گلخانه‌ای) و یا منبع تأمین‌کننده گاز دی اکسیدکربن (برای انتشار در اتمسفر) باشند. در حال حاضر حدود ۱/۷ تا ۲

گیگاتن کربن در هر سال از طریق جنگل‌زدایی ۱۰ تا ۱۵ میلیون هکتار در مناطق جنوبی زمین به اتمسفر وارد می‌شود. بر اساس نتایج برخی از تحقیقات، تغییر کاربری اراضی، تولید کننده حدود ۱۸٪ گاز CO_2 در سال ۲۰۰۰ در سطح جهان بوده است. این مسئله عمدتاً ناشی از نابودی و تبدیل جنگل‌های استوایی، رها کردن اراضی زراعی و مرتعی و فرسایش خاک در اراضی است (Lal, ۲۰۰۵).

۵-۳ فرسایش خاک و نوسانات کربن

مواد آلی به دلیل وزن کم و تراکم در نزدیکی سطح خاک دارای حساسیت بالایی به فرسایش است. به همین دلیل یکی از مهم‌ترین راه‌های کاهش کربن در خاک فرسایش است. اگر میزان رسوبات معلق رودخانه‌های جهان در حدود ۱۵ تا ۲۰ میلیارد تن در سال باشد، با فرض این‌که نسبت تحویل رسوب ۱۳ تا ۲۰ درصد (Walling و Webb, ۱۹۹۶) و میزان کربن آلی رسوبات ۲ درصد در نظر گرفته شود (Lal, ۱۹۹۵ و ۲۰۰۵)، مقدار کربن خاک که توسط فرسایش هدر می‌رود در حدود ۴ تا ۶/۱ میلیارد تن است. هم‌چنین اگر میزان اکسید شدن کربن فرسایش یافته ۲۰ درصد در نظر گرفته شود، در این صورت سالانه در حدود ۰/۷ تا ۱/۲ میلیارد تن کربن آلی به صورت CO_2 به اتمسفر بازگشته و بر گازهای گلخانه‌ای می‌افزاید (Lal, ۲۰۰۵).

در شکل ۵-۵ اثر فرسایش خاک در بازگشت کربن به اتمسفر در قاره‌های مختلف را نشان می‌دهد. از این مقدار سهم آسیا، آمریکا، اروپا، آفریقا و اقیانوسیه به ترتیب ۵۶، ۲۶، ۸، ۶ و ۴ درصد است.



شکل ۵-۵: میزان کربن انتشار یافته به وسیله فرسایش در قاره‌های مختلف

با وجود مطالعات فراوانی که در زمینه کمی‌سازی فرسایش خاک صورت گرفته است اما تغییرات مقدار کربن فرسایش یافته به ندرت مورد توجه محققین قرار گرفته است. به گونه‌ای که موارد ناشناخته زیادی در زمینه انتقال کربن ذره‌ای از سطح پلات، به سطح حوزه آبخیز، رودخانه، دریاچه و سرنوشت انتقال آن در این مسیر به اتمسفر وجود دارد.

فرسایش خاک از طریق کنش، توزیع مجدد رسوبات، حمل رسوبات غنی از کربن و تسریع در معدنی شدن آن در چرخه کربن اثرگذار است. بنابراین تمامی مراحل فرسایش خاک به گونه‌ای بر تغییرات کربن تأثیرگذار هستند. به طور کلی مراحل زیر باعث تغییر در چرخه کربن طی فرسایش خاک می‌شوند (Lal و Blanco, ۲۰۰۸).

۵-۳-۱ اثر تخریب خاکدانه‌ها بر آزادسازی کربن

تخریب خاکدانه‌ها طی مراحل آغازین فرسایش خاک توسط عوامل فرساینده مانند قطرات باران و رواناب روی می‌دهد و موجب کاهش مقدار کربن در خاک فرسایش یافته می‌گردد. با شکسته شدن خاکدانه‌ها کربن موجود در ذرات خاک که تاکنون محافظت می‌شدند، به راحتی در معرض

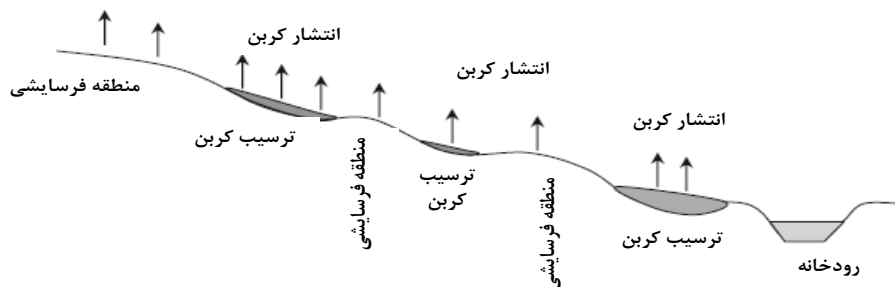
فعالیت‌های باکتریایی قرار می‌گیرند. با ادامه شکستن خاک‌دانه‌ها و تبدیل آن‌ها به ذرات ریز و ریزتر، هدر رفت کربن بیش‌تر می‌گردد. در مقابل این فرآیند، تشکیل خاک‌دانه‌ها وجود دارد که موجب محافظت و کاهش تجزیه ماده آلی می‌شود.

۵-۳-۲ ارتباط انتقال انتخابی ذرات خاک و کربن

فرسایش خاک به‌صورت انتخابی، ذرات کربن را با خود حمل می‌کند و در نتیجه بر مقدار آن درون خاک اثرگذار است. به سه دلیل انتقال ترجیحی، بر کربن خاک اثرگذار است. در وهله اول ذرات خاک حاوی کربن دارای وزن مخصوص کم‌تری نسبت به ذرات دیگر می‌باشند. در این صورت انتقال آن‌ها با سهولت بیش‌تری صورت می‌گیرد. از سوی دیگر این ذرات به‌دلیل وزن کم، فاصله حمل بیش‌تری دارند و دیرتر ترسیب می‌کنند. در نهایت محل تجمع این مواد در پروفیل خاک اثر مهمی در کاهش و انتقال ترجیحی توسط فرسایش خاک دارند. قسمت عمده کربن در سطح خاک و تا عمق چند سانتی‌متری قرار دارد که در نتیجه در معرض فرایندهای مخرب فرسایشی قرار دارند.

۵-۳-۳ رسوب‌گذاری مجدد کربن در مسیر حمل

کربن انتقال یافته توسط فرایندهای فرسایشی در مسیر حمل خود در قسمت‌های مختلف ترسیب می‌نماید. مقداری از این مواد در سطح اراضی و در محل‌های تله انداز رسوب قرار می‌گیرند و مقدار دیگر به بیرون منطقه فرسایش منتقل شده و به رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و در نهایت به آب‌های آزاد (در صورت تخلیه به آب‌های آزاد) وارد می‌شوند. مناطق ترسیب (انواع محیط ترسیب مواد) معمولاً دارای غلظت بیش‌تر کربن در مقایسه با محیط‌های فرسایش یافته و شیب‌های محدب هستند (شکل ۵-۶).



شکل ۵-۶: تغییرات کربن آلی خاک در طول فرسایش

۵-۳-۴ معدنی شدن ماده آلی خاک

انتقال کربن آلی که شامل انواع ناپایدار نیز می باشد، موجب اکسید شدن سریع آن ها طی فرسایش خاک می گردد. البته باید توجه داشت که این مسئله تنها در مورد کربن همراه رسوبات وجود ندارد و ماده آلی ناپایدار در خاک هم حساس به تجزیه و اکسید شدن است. اما طی فرسایش خاک این فرآیند به وسیله تخریب خاک دانه ها، به هم خوردن سطح خاک و تغییر دما و رطوبت خاک تسریع می گردد. طی همه مراحل فرسایش، معدنی شدن کربن آلی صورت می گیرد. اما به دلیل تغییرپذیری انتشار^{۲۸} کربن در مراحل مختلف فرسایش، تخمین دقیق مقدار آن مشکل است.

۵-۳-۵ رسوب گذاری و دفن شدن کربن

مواد آلی منتقله در محیط های رسوب گذاری، در معرض تجزیه سریع توسط فعالیت های بی هوازی قرار می گیرند. در نتیجه این فعالیت ها CO_2 ، CH_4 و N_2O تولید می شود. مقدار انتشار کربن در محیط های رسوب گذاری بیش تر از مناطق تحت فرسایش است. زیرا از یک طرف رسوبات از مواد آلی غنی می باشند و از سوی دیگر در این مناطق حفاظت فیزیکی و شیمیایی خاک دانه ها در مقابل عوامل میکروبی وجود ندارد. مقداری از مواد آلی در لایه های عمیق تر دفن می شوند، که در این صورت از تجزیه شدن در امان مانده و ذخیره کربن خاک را بالا می برند. قسمتی از این کربن به صورت پایدار (ترکیبات پایدار) درآمده و دوباره در خاک دانه ها قرار می گیرد.

با وجود تحقیقات گسترده که در زمینه هدر رفت کربن صورت گرفته است اما هنوز عدم یقین‌های زیادی در این زمینه وجود دارد. سؤال اساسی این است که آیا کربن انتقالی توسط فرسایش خاک، باعث ذخیره کربن در خاک می‌شود و یا به‌عنوان منبعی برای گازهای گلخانه‌ای تبدیل می‌گردد؟ در این زمینه ۲ دیدگاه متفاوت وجود دارد.

الف- مشارکت کربن فرسایش یافته در ترسیب کربن: دیدگاه اول بر این اصل استوار است که کربن حمل شده توسط فرسایش خاک، در پایین‌دست شیب توسط رسوبات پوشیده و دفن می‌گردد. در این حالت امکان تجزیه و انتشار کربن وجود نداشته و این مقدار کربن به‌صورت ذخیره در خاک باقی‌مانده و در بلندمدت به ترسیب^{۲۹} کربن کمک می‌کند. در این دیدگاه معدنی شدن کربن طی مرحله حمل ناچیز و قابل چشم‌پوشی بوده و هم‌چنین مقدار کربن هدررفته در اراضی زراعی توسط تولید محصول و بقایای گیاهی جایگزین می‌گردد.

ب- مشارکت کربن فرسایش یافته در گازهای گلخانه‌ای: دیدگاه دوم در تضاد با نظریه اول است. در این نظر فرسایش خاک به‌عنوان منبعی برای گازهای اتمسفری بوده و بر مقدار گازهای گلخانه‌ای می‌افزاید. این دیدگاه بر اساس نظرات زیر است:

- بیش‌ترین قسمت کربن انتقال‌یافته توسط فرسایش خاک در زمان بسیار کوتاهی طی مرحله حمل و ترسیب تجزیه و اکسید می‌شود (زیرا قسمت عمده آن ماده آلی ناپایدار است).
 - کربن آلی فرسایش یافته به‌راحتی جایگزین نمی‌گردد. فرسایش مقدار تولید محصولات را به‌دلیل خاک کم عمق و عدم وجود آب و مواد غذایی کافی در منطقه تحت فرسایش، کاهش می‌دهد. این امر باعث کند شدن جایگزینی کربن هدررفته، توسط زیست‌توده تولیدی می‌شود. بنابراین فرسایش ممتد خاک باعث تقلیل ذخیره کربن آلی در خاک می‌گردد. زیست‌توده تنها قادر است که مقدار ناچیز تا متوسط هدر رفت کربن را جایگزین نماید. درحالی‌که طی فرسایش شدید و انتقال زیاد کربن، زیست‌توده اثر ناچیزی بر ذخیره کربن و جایگزینی آن دارد.

این نتایج دوگانه در مورد نحوه اثرگذاری کربن فرسایش یافته از اراضی، به‌دلیل عدم وجود اطلاعات کافی از هدر رفت، انتقال و ترسیب این مواد در مکان‌های مختلف تحت اثر آب، باد و فرسایش ناشی از شخم است. هم‌چنین آگاهی از مقدار معدنی شدن مواد آلی طی مرحله حمل و ترسیب برای درک اثر فرسایش بر چرخه کربن بسیار مهم است. با این حال به‌روشنی مشخص است که مقدار تولید محصول در خاک‌های فرسایش یافته کم‌تر از مناطق فرسایش نیافته است و جایگزین شدن کربن در این مناطق به‌سادگی صورت نمی‌گیرد. هم‌چنین در خاک‌های فرسایش

یافته به دلیل کاهش رطوبت و افزایش دما، معدنی شدن کربن خاک تسریع می‌گردد و از مقدار آن کاسته می‌شود.

۵-۴ مطالعه هدر رفت کربن خاک در مقیاس‌های مختلف

۵-۴-۱ هدررفت خاک در مقیاس پلات و دامنه

داده‌ها و اطلاعات زیادی در مورد هدر رفت کربن طی فرآیند فرسایش خاک در سطح پلات (۱ تا ۱۰۰ مترمربع) وجود دارد. اگر تولید زیست‌توده در حدود ۱ تا ۲۰ تن در هکتار فرض شود، هدر رفت کربن آلی به‌صورت ذره‌ای در اراضی که به‌وسیله بقایای گیاهی حفاظت می‌شوند حدود ۱ تا ۵۰ کیلوگرم در هکتار در سال است. محصولات وجینی و یا علفزارهایی که دچار آتش‌سوزی شده‌اند و هم‌چنین مراتعی که چراى شدید در آن‌ها وجود دارد، هدر رفت کربن آلی ذره‌ای بین ۵۰ تا ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار برای یک سال است. در نهایت حداکثر هدر رفت کربن آلی به مقدار ۱۰۰۰ کیلوگرم در هکتار در سال در پلات‌های لخت و در معرض باران‌های شدید مشاهده شده است (Roose و همکاران، ۲۰۰۵).

مطالعه فرسایش در پلات‌ها اطلاعات ارزشمندی در زمینه هدر رفت کربن در اختیار قرار می‌دهند با این حال میزان کربن محلول در رواناب و آب نفوذ یافته در خاک هم‌چنان مجهول است. در مناطق حاره‌ای مقدار هدر رفت کربن به‌صورت محلول چشمگیر است. مشکل دیگر این است که مواد درشت دانه به سرعت پس از جدایش و با طی مسافت اندکی ترسیب می‌نمایند و بنابراین در مقیاس آبخیز به آبراهه‌ها و قسمت‌های پایین‌تر دامنه نمی‌رسند. درحالی‌که در برآورد فرسایش خاک و هدر رفت ماده آلی در پلات‌های کوچک، این ذرات قادرند به مخزن انتهایی پلات وارد شوند. در نتیجه با افزایش سطح، امکان ترسیب این ذرات بیش‌تر شده و در برآورد فرسایش و هدر رفت کربن دخالت داده نمی‌شوند.

اطلاع از مقدار هدر رفت کربن از سطح پلات، معیار مناسبی برای مطالعه اثر نوع اقدامات مدیریتی بر میزان ترسیب کربن است. البته باید در نظر داشت در بسیاری از مطالعات در سطح پلات، بررسی مقدار ترسیب کربن بین منطقه شاهد و تیمار مدیریتی مورد نظر صورت می‌گیرد. در این بررسی‌ها تفاوت کربن بین دو تیمار را مربوط به CO_2 اتمسفر ذخیره شده در خاک می‌دانند. حال آن‌که در منطقه شاهد که اغلب مناطق تخریب‌شده یا بدون مدیریت هستند مقداری از کربن موجود در خاک بسته به شرایط فرسایشی منطقه از دسترس خارج شده است.

بنابراین در پایان دوره آزمایش، اقدام به مقایسه مقدار کربن منطقه شاهد با فرسایش خاک و هدر رفت کربن و منطقه تحت مدیریت با پوشش مناسب و فرسایش کم‌تر می‌گردد. در این صورت مقدار ترسیب کربن در منطقه تحت مدیریت، بیش‌تر از حد واقعی برآورد می‌گردد. زیرا عملاً مقداری از ذخیره کربن تیمار شاهد طی فرسایش از دست رفته و باعث بیش‌تر شدن اختلاف دو منطقه از نظر مقدار کربن شده است. بنابراین کربن هدررفته را نمی‌توان نادیده و آن را جزئی از بازگشت CO_2 در نظر گرفت.

۵-۴-۲ مقیاس حوزه آبخیز

در این سطح عدم یقین‌های زیادی در این زمینه وجود دارد. از ابتدای فرسایش و چگونگی اثر انرژی جنبشی باران و رواناب بر خاک‌دانه‌ها، نسبت تحویل رسوب از دامنه‌ها به نزدیک‌ترین آبراهه، تحویل مواد از آبراهه به رودخانه اصلی، سرنوشت ذرات کربن در رودخانه و رسوب آن‌ها در انتهای مسیر رودخانه عدم یقین‌ها و نکات ناشناخته زیادی وجود دارد. هم‌چنین اهمیت موضوع در این است که مقداری از کربن انتقالی طی مرحله حمل در سطح حوزه آبخیز، معدنی شده و به اتمسفر برمی‌گردد. هم‌چنین در سطح حوزه آبخیز، کربن محلول در رواناب و آب‌های نفوذ یافته در خاک اهمیت زیادی دارند. با این حال فرآیندهای حاکم بر هدر رفت کربن آلی محلول در رواناب و آب‌های نفوذ یافته به‌خوبی شناخته نشده است و بر اساس حجم رواناب و آب نفوذ یافته، میزان تلفات کربن آلی محلول بین ۱ تا ۶۰۰ کیلوگرم در هکتار در سال متغیر است (Lal, ۲۰۰۵). بر اساس آمار موجود مقدار هدر رفت سالانه کربن به‌وسیله فرسایش یا انحلال، به اندازه کربن ترسیب شده در خاک (از طریق روش‌های مدیریتی) است. در زمینه تفاوت‌های موجود بین مقیاس‌های مختلف اندازه‌گیری کربن مثال‌هایی وجود دارد. در پلات‌های کوچک یک مترمربعی مراحل اولیه تولید رواناب، فرسایش پاشمانی و فرسایش سطحی وجود دارد و عموماً نسبت غنی‌شده در آن‌ها بالاتر است. حال آن‌که در پلات‌های ۱۰۰ مترمربعی فرسایش شیاری نیز مشارکت کرده و زبری سطح نیز در انتقال مواد اثرگذار است. هم‌چنین Chaplot و Poesen (۲۰۱۲) در مقایسه هدر رفت کربن از سطح پلات و حوزه آبخیز ۰/۶ هکتاری مشاهده نمودند که در حوزه آبخیز هدر رفت متوسط ۱۱/۲ گرم در مترمربع بوده حال آن‌که در سطح پلات این مقدار هدر رفت ۳۱/۲ تا ۷۵/۲ گرم در مترمربع مشاهده شده است.

۵-۴-۳ انتقال کربن در رودخانه‌ها

تقریباً از دهه ۱۹۸۰ مطالعه و علاقه در مورد گونه‌های مختلف کربن در رودخانه‌ها افزایش یافت. تا قبل از آن ۹۹ درصد مطالعات در آب‌های سطحی مربوط به HCO_3^- و CO_3^{2-} بود. پس از آن و بهبود آنالیزهای کربن، به تدریج کربن آلی ذره‌ای و محلول نیز مورد بررسی قرار گرفت. امروزه اغلب مطالعات در زمینه هدر رفت کل کربن و چگونگی چرخه کربن و همچنین ارتباط کربن رودخانه‌ای و اتمسفر است. در این ارتباط بررسی چرخه سایر عناصر همراه با کربن رودخانه‌ای نیز مد نظر است. در دهه ۷۰ مطالعات کربن آلی ذره‌ای و محلول به‌ویژه انواع ناپایدار آن‌ها مورد توجه محققین قرار گرفت و به تدریج جایگزین اندازه‌گیری معمول BOD و COD شدند (Meybeck, ۲۰۰۵).

کربن رودخانه‌ای به صورت غیر آلی (CO_2 ، HCO_3^- و CO_3^{2-}) یا آلی (ذره‌ای و محلول) می‌باشند. کربن غیر آلی عموماً از سنگ‌ها و اتمسفر تأمین می‌گردد. درحالی‌که کربن آلی (محلول و ذره‌ای) حاصل آب‌شویی و فرسایش خاک می‌باشند. بر این اساس کربن در رودخانه‌ها دارای طول عمر متفاوتی است و از چند روز برای کربن آلی ذره‌ای تا ۱۰۰ میلیون سال برای حل شدن سنگ‌های کربناته متغیر است. Meybeck (۲۰۰۵) مقدار هدر رفت و انتقال کل کربن آلی را برابر ۱ درصد تولید زیست‌توده در خشکی‌ها گزارش کرده است.

۵-۵ ترسیب و حفاظت کربن خاک

خاک و پوشش گیاهی در زمینه ذخیره کربن اهمیت بالایی دارند. به گونه‌ای که در پروتکل کیوتو به نقش جنگل‌زدایی و جنگل‌زایی در تغییر گازهای گلخانه‌ای اشاره شده است (سند ۳/۳). همچنین در سند ۳/۴ به نقش اراضی کشاورزی، کاربری اراضی و جنگل‌داری پرداخته شده است. در سند ۳/۴ کشورهای ثروتمند باید تشویق‌ها و حمایت‌های مالی برای بهبود سیستم اراضی در اختیار کشورهای در حال توسعه قرار دهند تا بدین وسیله ترسیب کربن سرعت یابد. با توجه به مقدار بالای تبادلات سالانه گاز کربن خاک (حدود ۲ گیگاتن)، اهمیت استفاده از محرک‌های اقتصادی برای تشویق کشاورزان و مدیران برای اصلاح کاربری و روش‌های مدیریت، توجیه می‌گردد.

در کنفرانس بن ترسیب کربن بدون محدودیت مقدار و سطح زیر کشت در دستور کار قرار گرفت. با وجود این مهم، اما هنوز اطلاعات لازم در زمینه پتانسیل خاک‌ها در ذخیره کربن، در دسترس نیست.

دانشمندان ۲ راه مهم و اساسی را برای جلوگیری از افزایش گازهای گلخانه‌ای مد نظر قرار داده‌اند. اول این‌که از مقدار انتشار گازهای گلخانه‌ای به اتمسفر جلوگیری نمایند. راه کار دوم که در کنار راه کار اول باید مد نظر قرار بگیرد، ترسیب و ذخیره کربن اتمسفر در مکان‌های مناسب است. همان‌گونه که ذکر شد خاک‌ها یکی از بزرگ‌ترین مخازن جذب کربن می‌باشند. همچنین برای مدیریت کربن در خاک می‌بایست در مرحله اول از فرسایش و هدر رفت کربن خاک جلوگیری نمود و سپس به افزایش ترسیب کربن و ذخیره آن توجه نمود. برای نمونه، مراتع و علفزارها قابلیت‌های فراوانی برای تعدیل پدیده تغییر اقلیم دارند. به‌گونه‌ای که مراتع و علفزارها در صورت مدیریت اصولی می‌توانند حتی بیش از جنگل‌ها کربن محیط را جذب نمایند (Roose و همکاران، ۲۰۰۵). با توجه به این که ۳/۴ میلیارد هکتار از اراضی را مراتع و علفزارها تشکیل داده‌اند، بنابراین می‌توانند نقش بسیار مهمی در کاهش آسیب‌پذیری مقابل پدیده تغییر اقلیم ایفا نمایند. مراتع علاوه بر میزان قابل توجهی کربن که در درختان، بوته‌ها و علف‌ها محبوس است، بالغ بر ۳۰ درصد کربن خاک را ذخیره می‌نمایند.

گزارش‌های مختلفی در مورد تأثیر ترسیب کربن در سطح جهانی بر فرآیند تغییر اقلیم وجود دارد. در این راستا دو نکته مهم است. یکی اینکه میزان تغییرات سالانه کربن در خاک در اثر تغییر نوع کاربری و مدیریت (در انواع خاک و اقلیم) چه میزان است؟ دوم اینکه چه میزان از اراضی قادرند در زمینه ترسیب کربن استفاده شوند؟

در مقیاس جهانی خاک‌ها قادرند سالانه ۲ گیگاتن کربن را به مدت ۲۰ تا ۵۰ سال در خود ذخیره نمایند. بنابراین خاک می‌تواند به‌عنوان مانعی برای گازهای گلخانه‌ای و گرمایش جهانی باشد. اما این کار نمی‌تواند به‌عنوان راه حل طولانی مدت مد نظر قرار گیرد. اما یک راه حل فوری بوده و این فرصت را مهیا می‌کند تا راه‌های مناسب در این زمینه پیدا شوند.

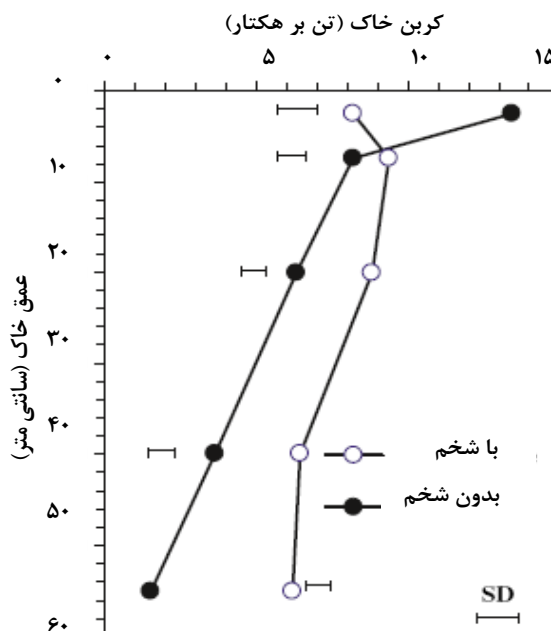
به‌طور کلی با کاهش رواناب و فرسایش خاک از هدر رفت و انتقال کربن جلوگیری می‌شود و از سوی دیگر با راهکارهای بیولوژیک علاوه بر کاهش فرسایش بر مقدار ذخیره کربن در خاک افزوده می‌گردد. در زیر تعدادی از راه‌های مدیریتی ساده که در مناطق مختلف جهان مورد استفاده و آزمون قرار گرفته‌اند به‌طور مختصر ارائه می‌شود.

۵-۱ اثر کشاورزی بدون شخم بر ترسیب کربن

شخم مداوم و غیراصولی زمین‌های کشاورزی باعث تسریع در اکسید شدن کربن خاک شده و بنابراین موجب افزایش انتشار آن به اتمسفر می‌گردد. Lal (۲۰۰۵) مقدار هدر رفت کربن در اراضی کشاورزی مناطق معتدل و گرم توسط شخم و فرسایش را به ترتیب حدود ۶۰ و ۷۵

درصد گزارش کرده است. با این حال سیستم‌های بدون شخم به دلیل عدم برهم زدن خاک و حفظ بقایای گیاهی در سطح خاک موجب افزایش ترسیب کربن در بلندمدت می‌گردد. ترسیب کربن در خاک به عوامل زیادی بستگی دارد. خاک‌دانه‌ها اساس فرآیندهای ترسیب کربن هستند. تشکیل خاک‌دانه‌ها موجب ترسیب کربن در طولانی مدت می‌گردد. شخم بیش از حد عامل اساسی در تخریب خاک‌دانه‌ها و در نتیجه کاهش مقدار ماده آلی ذخیره‌شده در خاک است. این کار به دلیل تجزیه مواد آلی خاک (به عنوان پایدارکننده خاک‌دانه‌ها) مانع تشکیل خاک‌دانه‌های ریز (۲۵۰ میکرون) و بزرگ (بزرگ‌تر از ۲۵۰ میکرون) پایدار می‌گردد. هر اقدام کشاورزی که مانع برهم خوردن خاک‌دانه‌ها گردد، موجب حفاظت کربن در خاک می‌شود. شخم معمولی علاوه بر این که مانع تشکیل خاک‌دانه‌های پایدار می‌گردد، موجب تخریب خاک‌دانه‌های موجود نیز می‌شود (Lal, ۲۰۰۵).

در سیستم بدون شخم، خاک‌دانه‌ها تخریب نمی‌شوند و بنابراین حفظ کربن در آن‌ها صورت می‌گیرد. علاوه بر این، بقایای گیاهی مانع برخورد قطرات باران به خاک‌دانه‌ها شده و در کنار آن محیط مناسبی برای فعالیت‌های میکروبی تأمین می‌نمایند. در نهایت بقایای گیاهی باعث افزایش کربن خاک می‌شوند که در نتیجه با تولید کم‌تر محصول نیز مقدار کربن خاک تأمین می‌گردد. هم‌چنین باید توجه داشت که تغییر در مقدار کربن خاک نه تنها توسط فرسایش آبی و بادی صورت می‌گیرد، بلکه فرسایش ناشی از شخم نیز در این زمینه مؤثر است. شخم اراضی موجب توزیع مجدد کربن در سطح اراضی کشاورزی شده و همانند فرسایش آبی و بادی موجب انتقال کربن از محل اصلی خود در خاک می‌گردد. با این حال فاصله حمل و جابجایی کربن در این نوع فرسایش ناچیز است و در صورت ترکیب شدن با سایر عوامل فرسایش (آب و باد)، اثرات برون منطقه‌ای بیش‌تری خواهد داشت. فرسایش خاک‌ورزی باعث کاهش مقدار کربن در خاک‌های بالای دامنه شده درحالی که مقدار این ماده در پایین شیب بالاتر است. البته این کار می‌تواند در بلندمدت به عنوان ذخیره کربن نیز عمل کند. تحقیقات نشان داده‌اند که در سیستم بدون شخم (به دلیل مالچ در سطح خاک) مقدار کربن ذخیره‌شده در خاک عمدتاً در لایه‌های سطحی می‌باشد (شکل ۵-۷).



شکل ۵-۷: رابطه سیستم شخم و تغییرات مقدار کربن در اعماق مختلف خاک

با این حال بسیاری از محققین بر این باورند که مقایسه کربن در سیستم شخم معمولی و بدون شخم تاکنون به صورت صحیح صورت نگرفته است. زیرا روش نمونه برداری عموماً در لایه های سطحی (تحت تأثیر روش بدون شخم) متمرکز شده که به همین دلیل نشان دهنده تفاوت معنی دار بین ذخیره کربن این دو روش است. محققین بر این باورند که نمونه برداری ها باید در اعماق مختلف صورت گیرند و نه در لایه های سطحی که اثر اقدامات بدون شخم در افزایش کربن خاک بیش تر است. با این حال بعضی از تحقیقات، مقدار بیش تر ذخیره کربن در سیستم شخم معمولی را گزارش نموده اند. Lal و Blanco (۲۰۰۸) سه دلیل برای افزایش ماده آلی در لایه های زیرین خاک در روش شخم معمولی نسبت به شخم حفاظتی ارائه نمودند.

۱- در سیستم شخم معمولی معمولاً هر ساله بقایای گیاهی به وسیله شخم به همراه خاک زیر و رو شده و به زیر خاک می روند در حالی که در سیستم بدون شخم بقایای گیاهی معمولاً در سطح خاک باقی می ماند. بقایای محصولاتی که در زیر خاک رفته اند موجب افزایش ذخیره کربن در لایه های زیرین می شوند.

۲- تفاوت سیستم رشد ریشه‌ها در این دو نوع روش شخم نیز باعث تفاوت در نحوه تمرکز کربن در پروفیل خاک می‌گردد. وزن مخصوص کم خاک در سیستم شخم (به علت شخم اراضی) باعث می‌شود که ریشه‌های محصولات قادر به رشد در اعماق بیش‌تری (تا ۵۰ سانتی‌متر) باشند که بیش‌تر از عمق معمول برای اندازه‌گیری و نمونه‌برداری کربن خاک است (در نتیجه در اغلب مطالعات دیده نشده است). این در حالی است که خاک در سیستم بدون شخم دارای تراکم بیش‌تری است.

۳- در شخم معمولی بقایای گیاهی در تماس بیش‌تری با خاک هستند درحالی‌که در سیستم بدون شخم بقایا با خاک سطحی در ارتباط هستند. البته برای نتیجه‌گیری در زمینه حفاظت کربن و پایداری آن در این سیستم‌های شخم نیازمند اطلاعات بیش‌تر است.

۵-۵-۲ اثر آگروفرستی بر ترسیب کربن

آگروفرستی نقش مهمی در افزایش ذخیره کربن، کاهش فرسایش خاک و هم‌چنین کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای دارد. این روش قادر است مقداری از کربن هدررفته توسط فرسایش خاک یا مدیریت نادرست اراضی را جایگزین نماید. بهره‌برداری و استفاده طولانی مدت از این روش با گونه‌های متنوع باعث افزایش ذخیره کربن نسبت به اراضی تک گونه‌ای می‌شود. در این حالت امکان بهره‌برداری قسمتی از اراضی وجود داشته، درحالی‌که گونه‌های دیگر حفاظت و ذخیره کربن را همچنان بر عهده‌دارند. البته باید توجه داشت که قطع همه درختان باعث کاهش اثرات مثبت و بلندمدت ذخیره کربن می‌شود و این نوع روش مدیریت با کشت فصلی محصولات تفاوت چندانی ندارد. Dixon (۱۹۹۵) مقدار ذخیره کربن در این روش را برای کل جهان در حدود ۱/۱ تا ۲/۲ میلیارد تن تخمین زده است.

کـه اثرات اقتصادی فرسایش خاک

۶-۱ مقدمه

در فصل‌های قبل اثرات مختلف فرسایش خاک مورد بررسی قرار گرفت. باید توجه داشت که در کشورهای مختلف تمامی اثرات فرسایش به یک اندازه مورد توجه نمی‌باشد. در حالت کلی اثرات فرسایش در زمینه کیفیت خاک منتقله و اثرات آن‌ها در محیط‌های حمل و ترسیب کم‌تر مورد توجه قرار گرفته است. با این حال فرسایش خاک علاوه بر تلفات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن که شامل انتقال مواد معدنی و غذایی می‌باشد دارای تلفاتی از نظر اقتصادی نیز می‌باشد. بنابراین باید هزینه‌های متصور از فرسایش خاک در منطقه فرسایش یافته، حمل و رسوب‌گذاری مورد بررسی قرار گیرد تا از این طریق اثرات آن بر اقتصاد کشور تعیین و لزوم طرح‌های حفاظت آب و خاک دوچندان نمایان گردد.

در این زمینه کشورهای توسعه یافته پژوهش‌های متعددی انجام داده‌اند به گونه‌ای که هزینه‌های درون و برون منطقه‌ای فرسایش خاک در آمریکا ۴۴ میلیارد دلار (Pimentel و همکاران، ۱۹۹۵) و اتحادیه اروپا ۳۸ میلیارد یورو برآورد شده است (Montanarella و همکاران، ۲۰۰۷). با این حال انجام پژوهش در زمینه جنبه‌های اقتصادی فرسایش دارای مشکلات متعددی می‌باشد. از یک سو وجود اطلاعات متفاوت از مقدار فرسایش و تولید رسوب در سطح کشور و جهان باعث ارائه اعداد مختلفی در زمینه اثرات اقتصادی فرسایش خاک می‌شود. از سوی دیگر لزوم استفاده

از یک یا چند معیار یا نماینده (مانند کاهش محصول، هزینه کوددهی، لایروبی رودخانه‌ها و مانند این) به جای عامل اصلی (فرسایش خاک) باعث تفاوت در هزینه‌های اقتصادی محاسبه شده فرسایش خاک می‌گردد.

۶-۲ ارزیابی اقتصادی اثرات فرسایش خاک

اولین پژوهش در زمینه اقتصاد فرسایش خاک توسط Bennett (۱۹۳۳) در ایالات متحد انجام شد تا از این طریق اهمیت حفاظت از خاک و برنامه‌های مدیریتی را روشن نماید. ایشان کاهش مواد آلی و غذایی خاک را به عنوان شاخص اقتصادی اثرات فرسایش مد نظر قرار داد. برای این منظور هزینه کود برای ثابت نگهداشتن تولید به عنوان هزینه فرسایش خاک در نظر گرفته شد.

به طور کلی ارزیابی‌های اقتصادی فرسایش خاک به دو قسمت هزینه‌های درون و برون منطقه‌ای تقسیم می‌شود. در این زمینه مطابق جدول ۶-۱ می‌توان از معیارهای مختلفی برای ارزیابی اثرات اقتصادی درون و برون منطقه‌ای فرسایش خاک استفاده نمود.

جدول ۶-۱ معیارهای مختلف برای ارزیابی اثرات اقتصادی درون و برون منطقه‌ای فرسایش

اثرات درون منطقه‌ای
هدررفت خاک
هدررفت عناصر غذایی
هدررفت ماده آلی خاک
کاهش خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک
کاهش احتمال جوانه زنی و رشد بذر و نهال‌ها
کاهش سطح اراضی کشاورزی
کاهش تولید
کاهش فروش و سود حاصل از آن
اثرات برون منطقه‌ای
رسوب‌گذاری در رودخانه و دریاچه‌ها
کاهش ظرفیت منابع آبی
افزایش خطر سیل‌خیزی
تخریب راه‌های ارتباطی
کاهش ظرفیت آبراهه‌ها برای حمل و نقل دریایی
تغذیه‌گرایی
کاهش تنوع زیستی آبی
کاهش کیفیت آب
اثر منفی بر تصفیه خانه‌ها
کاهش کارایی سدهای برق-آبی
مشکلات برای استفاده تفرجگاهی از منابع آبی
افزایش هزینه‌های تامین مواد غذایی

بیش‌تر مطالعات مربوط به هزینه اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک می‌باشد. این درحالی است که تفکیک هزینه‌های فرسایش خاک نشان‌دهنده آن است که هزینه‌های برون منطقه‌ای به‌مراتب بیش‌تر از هزینه‌های درون منطقه‌ای آن می‌باشد (Telles و همکاران، ۲۰۱۱). در جدول ۶-۲ برخی از مطالعات انجام شده در زمینه برآورد هزینه‌های فرسایش خاک بر اساس بررسی‌های Telles و همکاران (۲۰۱۱) ارائه شده است. همان‌گونه که ملاحظه می‌گردد، نتایج با توجه به روش مورد استفاده دارای تفاوت‌هایی

می‌باشند. باید توجه داشت که به‌دلیل صرف زمان طولانی برای تولید خاک، هدررفت آن به‌خودی‌خود یک هزینه جبران‌ناپذیری بر منابع طبیعی تحمیل می‌نماید که هرگز در محاسبات مد نظر نبوده است. به‌طور کلی هزینه‌های درون منطقه‌ای مربوط به کاهش ضخامت خاک، تخریب ساختمان خاک، کاهش مواد غذایی و آلی در خاک و در نتیجه کاهش تولید محصولات گیاهی، افزایش هزینه‌های تولید در ارتباط با افزایش هزینه کوددهی و آبیاری می‌باشد. مهم‌ترین اثر برون منطقه‌ای فرسایش خاک مربوط به ترسیب رسوبات می‌باشد. هزینه‌ها در این قسمت به هزینه برای بهبود کیفیت آب، هزینه تولید برق آبی، هزینه لایروبی آبراهه‌ها و کانال‌های آبرسانی، کاهش ذخیره آب و گاه‌گاه کاهش سیل‌خیزی مربوط می‌شود (Moore و Mccarl، ۱۹۸۷).

جدول ۶-۲ نتایج برآورد هزینه‌های اقتصادی فرسایش خاک در جهان

منبع	مکان	هزینه (دلار در سال)	نوع اثر	هدررفت اندازه‌گیری شده
Bennett (۱۹۳۳)	آمریکا	400×10^6	درون منطقه‌ای	عناصر غذایی و خاک
Larson و همکاران (۱۹۸۳)	آمریکا	500×10^9	درون منطقه‌ای	عناصر غذایی و مواد آلی
Clark (۱۹۸۵)	آمریکا	13×10^9 1×10^9	برون منطقه‌ای	رسوب
Stocking (۱۹۸۶)	زیمبابوه	117×10^6	درون منطقه‌ای	خاک
Crowder (۱۹۸۷)	آمریکا	597×10^6 819×10^6	برون منطقه‌ای	رسوب
Stocking (۱۹۸۸)	زیمبابوه	$1/5 \times 10^9$	درون منطقه‌ای	عناصر غذایی
Bishop و Allen (۱۹۸۹)	مالی	29×10^3 112×10^3	درون منطقه‌ای	خاک
Colacicco و همکاران (۱۹۸۹)	آمریکا	5×10^6 $1/2 \times 10^9$	درون منطقه‌ای	مواد آلی، عناصر غذایی، حاصل-خیزی و خاک
Magrath و Arens (۱۹۸۹)	اندونزی	340×10^6 406×10^6	درون منطقه‌ای	حاصل‌خیزی
Ribaudo و همکاران (۱۹۸۹)	آمریکا	7×10^9	برون منطقه‌ای	ذخیره و توزیع آب، سیل‌خیزی، آبیاری، کشتی‌رانی، تفرجگاه، صید تجاری ماهی و تصفیه آب
Troeh و همکاران (۱۹۹۱)	آمریکا	20×10^9	درون منطقه‌ای	عناصر غذایی
Margulis (۱۹۹۲)	مکزیک	500×10^3	درون منطقه‌ای	حاصل‌خیزی و خاک
Bojo و Cassells (۱۹۹۵)	اتیوپی	130×10^6	درون منطقه‌ای	خاک
Pimentel و همکاران (۱۹۹۵)	آمریکا	44×10^9	درون و برون منطقه‌ای	آب، خاک، مواد آلی، عناصر غذایی، حاصل‌خیزی و رسوب

منبع	مکان	هزینه (دلار در سال)	نوع اثر	هدررفت اندازه گیری شده
Pretty و همکاران (۲۰۰۰)	انگلیس	۱۵۶×۱۰ ^۹	درون و برون منطقه‌ای	مواد آلی، دی اکسید کربن و رسوبات
Uri (۲۰۰۰)	آمریکا	۳۷×۱۰ ^۹	برون منطقه‌ای	رسوب
Cohen و همکاران (۲۰۰۶)	کنیا	۳۹۰×۱۰ ^۹	درون و برون منطقه‌ای	-
Montannarella (۲۰۰۷)	۲۵ عضو اتحادیه اروپا	۴۵×۱۰ ^۹	درون و برون منطقه‌ای	مواد آلی، عناصر غذایی، خاک و رسوبات
Hein (۲۰۰۷)	اسپانیا	۵ الی ۶۶ (دلار بر هکتار)	درون منطقه‌ای	عناصر غذایی و خاک
Sarcinelli و همکاران (۲۰۰۹)	برزیل (سائوپائولو)	۲۸ الی ۷۲ (دلار بر هکتار)	درون منطقه‌ای	عناصر غذایی پرمصرف
Kuhlman و همکاران (۲۰۱۰)	۲۵ عضو اتحادیه اروپا	۱۶۵ الی ۴۰۹ (دلار بر هکتار)	درون منطقه‌ای	هدررفت خاک (بین ۰/۵ الی ۱۰ تن در هکتار در سال)

۶-۲-۱ هزینه‌های درون منطقه‌ای فرسایش خاک

مهم‌ترین اثر اقتصادی فرسایش خاک از بین رفتن خاک‌های حاصل‌خیز و در نتیجه افزایش هزینه‌های تولید می‌باشد. در این رابطه Malthus (۱۹۹۹) رشد تولیدات غذایی در جهان را به‌صورت تصاعد حسابی و رشد جمعیت را به‌صورت هندسی می‌داند. بنابراین، روند افزایشی بهره‌برداری از منابع طبیعی همواره وجود دارد. از سوی دیگر Ricardo (۲۰۰۶) بیان می‌دارد که اراضی با کیفیت در اولین مرحله مورد استفاده قرار می‌گیرند و در آخر اراضی با توان تولید پایین، مورد بهره‌برداری قرار خواهند گرفت. در این حالت با گذشت زمان و بهره‌برداری از اراضی مختلف، هزینه تولید افزایش می‌یابد و سرعت رشد آن وابسته به کیفیت و توان تولید اراضی موجود می‌باشد. بنابراین لازم است با ارزیابی‌های اقتصادی، اثرات فرسایش خاک از هزینه کل تولید جدا گردد تا از این طریق توجه دینفعان به انجام اقدامات حفاظتی جلب گردد. در زیر روش‌های مهم ارزیابی اثرات درون منطقه‌ای فرسایش خاک ارائه شده است.

۶-۲-۱ استفاده از مدل‌های فرسایش خاک

در این روش از مدل‌هایی مانند USLE به منظور برآورد هدررفت خاک و ارتباط کاهش تولید به فرسایش استفاده می‌شود. در ادامه، کاهش تولید محصول ضرب در قیمت محصول شده و ارزش اقتصادی فرسایش خاک مشخص می‌گردد. این روش ساده بوده ولی با این حال، کمی کردن اثر فرسایش خاک بر کاهش عملکرد محصولات زراعی بسیار پیچیده و مشکل بوده، که خود به دلیل برهمکنش عوامل مختلف در تولید یک محصول می‌باشد. از جمله آن عوامل می‌توان خصوصیات خاک، اقلیم، عملیات مدیریتی و غیره را نام برد (حسینی و قربانی، ۱۳۸۴).

روش هزینه جایگزینی مواد غذایی (Nutrient Replacement Cost Method)

ساده‌ترین روش ارزیابی هزینه‌های فرسایش خاک، هزینه‌های جایگزین کردن عناصر غذایی^{۳۰} است که در اثر فرسایش خاک از بین رفته‌اند. این روش که به هزینه تخلیه مواد مغذی هم معروف است به دنبال بازگرداندن خاک فرسایش یافته به سطح قبل از فرسایش است. در این روش، هزینه خرید کود شیمیایی لازم برای حفظ و احیای بهره‌وری خاک (کسب مجدد مواد مغذی توسط خاک) و سایر هزینه‌های وابسته مانند هزینه کودپاشی محاسبه می‌شود. در این روش، هزینه‌های جایگزینی مواد غذایی به صورت مستقیم و بر مبنای تخلیه (نیترژن، فسفر و پتاسیم) با در نظر گرفتن تراز مواد غذایی و قیمت خرده فروشی کود شیمیایی برآورد می‌شود. مزیت اصلی این روش موجودیت و قابل دسترس بودن چنین داده‌هایی در کشورهای در حال توسعه می‌باشد. با این حال این روش برآورد بیش از حد از هزینه فرسایش خاک ارائه می‌دهد (حسینی و قربانی، ۱۳۸۴).

در این زمینه قربانی و حسینی (۱۳۸۶) با استفاده از روش هزینه جایگزین، خسارت فرسایش در اراضی دیم کشور مربوط به سال ۷۹-۱۳۷۸ را برابر با ۲۰۴۴۱۱ ریال در هکتار محاسبه نمودند. همچنین با فرض ثابت بودن هزینه فرسایش خاک در دیم‌زارهای کشور، هزینه فرسایش در کل دیم‌زارهای کشور (۳۹۵۱ هزار هکتار) برابر با ۸۰۷ میلیارد ریال محاسبه نمودند. همچنین عاقلی کهنه‌شهری و صادقی (۱۳۸۴) خسارت اقتصادی درون منطقه‌ای فرسایش خاک در ایران را با استفاده از روش فوق محاسبه نمودند. ایشان برای این منظور مقادیر نیترژن، فسفر و پتاسیم در خاک‌های کشور را به دست آوردند (جدول ۶-۳).

جدول ۳-۶ مقدار برخی عناصر مورد نیاز گیاه به درصد خاک زراعی (خاک خشک)

عنصر غذایی	مقدار (درصد)
نیتروژن	۰/۰۳-۰/۳
فسفر	۰/۰۱-۱
پتاسیم	۰/۲-۳

همچنین ایشان حداقل میزان کودهای شیمیایی از دست رفته را بر اساس جدول ۴-۶ محاسبه نمودند.

جدول ۴-۶ حداقل کود شیمیایی از دست رفته طی فرسایش خاک در ایران

نوع کود	مقدار (هزار تن)
کود اوره	۱۶۳۰
کود سوپر فسفات	۱۰۴۲
کود سولفات پتاسیم	۱۱۹۰۵
کود سولفات منیزیم	۱۵۶۲۵
جمع کود شیمیایی لازم برای احیای خاک	۳۰۲۰۲
کود شیمیایی اوره حاوی ۴۶ درصد نیتروژن، کود سوپر فسفات دارای ۲۴ درصد فسفر خالص بدون اکسیژن، کود سولفات پتاسیم دارای ۴۲ درصد پتاسیم و کود سولفات منیزیم حاوی ۱۶ درصد منیزیم می‌باشد.	

به این ترتیب چنانچه متوسط قیمت هر تن انواع کود شیمیایی در سال ۱۳۷۹ معادل ۱۶۸۸۰۰۰ ریال در نظر گرفته شود، میزان هزینه درون منطقه‌ای فرسایش خاک کشور ۲۰۷۷۹ میلیارد ریال خواهد بود. در آن سال میزان صادرات نفت و فرآورده‌های نفتی به‌طور متوسط ۴۳۱۴۱ میلیارد ریال بوده است؛ به عبارت دیگر در این سال حدود ۴/۸ درصد صادرات نفتی به شکل تخریب اراضی حاصلخیز از چرخه اقتصاد خارج شده است.

در اراضی منابع طبیعی نیز بختیاری و همکاران (۱۳۸۸) اثر اقتصادی فرسایش خاک در اراضی جنگلی سبز کوه را با استفاده از رویکرد هزینه جایگزین مورد بررسی قرار دادند. نتایج ایشان نشان داد که هر هکتار از جنگل‌های محدوده مورد مطالعه قادرند سالانه ۴۵۲ کیلوگرم از عناصر غذایی پرمصرف (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) به ارزش تقریبی ۹۹۶ هزار ریال را نگهداری نمایند.

همچنین سالانه از این محدوده ۵۴۵۰ هکتاری حدود ۸۸ تن عناصر پرمصرف در اثر فرسایش خاک هدر می‌رود که دلالت بر هزینه معادل ۵۴۳۳ میلیارد ریال دارد.

۶-۲-۲ روش هزینه فرصت

یکی از روش‌های مناسب و صحیح برای برآورد هزینه فرسایش خاک، استفاده از شاخص هزینه فرصت^{۳۱} است. در این حالت وضعیت تولید محصول در حالتی که اقدامات حفاظتی انجام گرفته است نسبت به وضعیت بدون اقدامات و وجود فرسایش خاک، مد نظر می‌باشد. باید توجه داشت که هزینه اقدامات حفاظتی زیاد می‌باشد و علاوه بر آن سطح اراضی را هم کم‌تر خواهد کرد. بنابراین، در سال‌های اول ممکن است اراضی بدون اجرای اقدامات حفاظتی دارای تولید بیش‌تر و سود بیش‌تری باشند با این حال با گذشت زمان و افزایش فرسایش خاک در مزرعه از سود این اراضی کاسته شده و در یک نقطه تقاطع بهم خواهند رسید. در این حالت سود حاصل از روش‌های تولیدی با حفاظت، بیش‌تر از بدون حفاظت می‌گردد و در چنین شرایطی انگیزه‌های لازم برای سرمایه‌گذاری در حفاظت خاک فراهم می‌شود.

روش هزینه بهره‌بردار

هزینه بهره‌برداری ناشی از هر منبع طبیعی، ارزش حال بهره‌برداری آتی است که با استفاده فعلی منبع حاصل می‌شود. در واقع بهره‌برداری نهایی از خاک در زمان حال، دارای هزینه فرصتی است که اثرات آن را بر سود آینده در بر می‌گیرد. این مفهوم هزینه بهره‌بردار یا هزینه تخریب نامیده می‌شود. بدین معنی که هزینه بهره‌برداری در بطن هزینه فرصت قرار دارد و بیانگر آن است که بهره‌برداری‌های فعلی از خاک، از طریق تغییر میزان ذخایر منابع موجود در خاک بر سود آینده تأثیر می‌گذارد. به بیان دیگر، در صورت استفاده از هر واحد خاک در زمان حال، درآمدهای آینده کاهش خواهد یافت و ارزش حال این درآمدها، همان هزینه بهره‌برداری ناشی از فرسایش است. باید توجه داشت که هزینه بهره‌برداری، وابستگی شدیدی به نرخ تنزیل مورد استفاده دارد. نرخ‌های پایین تنزیل، باعث افزایش هزینه بهره‌بردار می‌شود در حالی که نرخ‌های بالای تنزیل، منجر به بهره‌برداری شدید می‌گردد.

در این زمینه حسینی و همکاران (۱۳۸۳) محاسبه هزینه درون منطقه‌ای فرسایش خاک در دیم‌زارهای گندم شمال غرب کشور را مورد توجه قرار دادند. آن‌ها اعلام نمودند که هزینه فرسایش خاک در هر هکتار برای سال ۷۹-۱۳۷۸ برابر با ۱۰۷۲۲ ریال و مبین هزینه ۴۲/۲۳ میلیارد ریالی در کل دیم‌زارهای گندم کشور می‌باشد. این مقدار بسیار وابسته به قیمت محصول گندم بوده و با افزایش قیمت محصولات خسارت اقتصادی فرسایش بیش تر می‌گردد.

در پژوهش قربانی و حسینی (۱۳۸۶) و حسینی و همکاران (۱۳۸۳) از یک سری داده‌ها استفاده نموده‌اند. حال آن‌که در پژوهش اول از روش هزینه جایگزین استفاده شده و در روش دوم هزینه بهره‌برداری مورد توجه بوده است. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود استفاده از روش‌های مختلف برای نشان دادن هزینه اقتصادی فرسایش خاک باعث ارائه نتایج متفاوتی شده است.

۳-۲-۶ هزینه‌های برون منطقه‌ای فرسایش خاک

در این بخش معیارهای مختلفی قابل حصول می‌باشد. از این میان می‌توان به افزایش هزینه تصفیه آب، لایروبی نهرها و کانال‌های آبرسانی، رسوب‌زدایی از مخازن سدها، افزایش هزینه پرورش ماهی به دلیل مرگ و میر آن‌ها، کاهش کیفیت منابع آب و تغذیه‌گرایی و ماند این‌ها اشاره نمود. در ادامه برخی از معیارهای مهم در ارزیابی اقتصادی اثرات برون منطقه‌ای فرسایش ارائه شده است.

در این رابطه Moore و McCarl (۱۹۸۷) هزینه‌های برون منطقه‌ای فرسایش خاک در منطقه Willamette آمریکا را مورد بررسی قرار دادند. در این منطقه فرسایش خاک اثری در کاهش حجم مخزن سد و یا کاهش کیفیت آن نداشته است. با این حال اثرات برون منطقه‌ای فرسایش خاک در این منطقه طبق جدول ۵-۶ محاسبه شده است.

جدول ۵-۶ هزینه‌های برون منطقه‌ای فرسایش خاک در منطقه Willamette

هزینه (دلار)	خسارت
۲۷۰۰۰۰	لایروبی به منظور کشتی رانی
۱۰۱۵۴۷۲	هزینه‌های تصفیه و نگهداری تصفیه‌خانه‌ها
۳۷۴۳۲۶۷	هزینه نگهداری و اصلاح جاده‌ها
۵۰۳۵۱۸	هزینه اصلاح و نگهداری خطوط راه آهن
۵۵۳۲۲۵۷	هزینه کل

در ایران، مطالعات در زمینه اثرات اقتصادی فرسایش خاک نادر بوده و اغلب نیز اثرات درون مزرعه فرسایش خاک را مورد توجه قرار داده‌اند. با این حال عاقلی‌کهنه‌شهری و صادقی (۱۳۸۴) خسارات اقتصادی برون منطقه‌ای فرسایش خاک را با توجه به هزینه لازم برای لایروبی و رسوب‌زدایی مخازن سدهای کشور محاسبه نمودند. باید توجه داشت که این نوع محاسبه تنها بخشی از خسارات برون منطقه‌ای فرسایش خاک را نشان می‌دهد. آن‌ها با توجه به اطلاعات موجود، هزینه لایروبی به ازای هر متر مکعب در سال ۱۳۷۹ را معادل ۱۰۵۲ ریال در نظر گرفتند. با در نظر گرفتن اینکه حداقل جرم حجمی رسوب معادل ۱۵۰۰ کیلوگرم بر متر مکعب است، هزینه لایروبی و تخلیه هر تن رسوب ۷۰۲ ریال برآورد شد. هزینه برون منطقه‌ای فرسایش خاک بر اساس رسوب‌زدایی مخازن مهم کشور در جدول ۶-۶ ارائه شده است.

جدول ۶-۶ هزینه برون منطقه‌ای فرسایش خاک بر اساس رسوب‌زدایی مخازن مهم کشور (عاقلی‌کهنه

شهری و صادقی، ۱۳۸۴)

نام سد	مدت بهره‌برداری (سال)	سطح حوزه سد (هکتار)	میزان رسوب (تن در هکتار در سال)	هزینه لایروبی (میلیارد ریال)
لار	۱۹	۷۳۰۰۰	۱/۳۸	۱/۳۴
وشمگیر (گرگان)	۲۹	۷۵۳۹۰۰	۱/۱۶	۱۷/۸
سفیدرود	۳۸	۵۶۷۰۰۰۰	۶/۱۹	۱۰۴۳/۶
قشلاق	۱۶	۱۰۵۰۰۰	۶/۶۸	۷/۸۸
میناب	۱۶	۱۱۹۵۸۰۰	۷	۹۴/۰۲
دز	۳۷	۱۷۳۶۵۰۰	۱۱/۳۴	۴۸.۵۱۱
لتیان	۳۲	۷۱۰۰۰	۱۵/۶	۲۴/۸۸
اکباتان	۳۶	۲۳۵۹۰	۲/۴۵	۱/۴۶
زاینده‌رود	۲۹	۴۳۰۰۰۰	۴/۶۵	۴۰/۷
امیرکبیر	۳۶	۸۶۰۰۰	۴/۷۳	۱۰/۲۸
جیرفت	۶	۸۳۸۰۰۰	۴/۵۴	۱۶/۰۲
درود زن	۲۷	۴۲۵۰۰۰	۴/۸۴	۲۳۹/۹۸
کارده	۱۲	۵۴۰۰۰	۵/۴۴	۲/۴۷
جمع	-----	-----	-----	۱۸۱۰/۹۸

منبع: عاقلی‌کهنه‌شهری و صادقی (۱۳۸۴)

آن‌ها با جمع هزینه‌های درون (به‌روش هزینه جایگزین) و برون منطقه‌ای (هزینه رسوب‌زدایی مخازن سدها) فرسایش خاک، کل هزینه‌های فرسایش را رقمی در حدود ۲۲۵۹۰ میلیارد ریال در سال ۱۳۷۹ برآورد نموده‌اند.

هم‌چنین رسوب‌گذاری در مخازن سدها باعث کاهش ظرفیت آبیگری مخزن شده و در نتیجه تأمین آب برای اهداف تعیین شده مقدور نخواهد بود. در این‌صورت هزینه برون منطقه‌ای فرسایش خاک با استفاده از این معیار نیز قابل حصول می‌باشد. برای مثال سد سفید رود دارای نسبت C/I حدود ۳۶ درصد می‌باشد. متأسفانه به‌دلیل آورد بالای رسوب رودخانه‌های منتهی به سد، حجم زیادی از رسوب در مخزن آن نهشته می‌شود. به‌طوری‌که متوسط کاهش گنجایش مخزن آن ۲/۰۸ درصد یعنی دو برابر متوسط ایران و چهار برابر متوسط جهانی است. هم‌چنین راندمان تله‌اندازی در این سد، در طول دوره بهره‌برداری ۷۹ درصد بوده است. مشخصات حجم مخزن در دوره ۱۳۴۲ لغایت ۱۳۸۴ در جدول ۶-۷ ارائه شده است.

جدول ۶-۷ تغییرات حجم مخزن سد سفیدرود بر اثر رسوب‌گذاری

مشخصه مورد بررسی	حجم
کل رسوب ورودی	۱۸۷۰ (میلیون تن)
کل رسوب خروجی	۱۱۳۰ (میلیون تن)
رسوب خروجی در دوره شاس رسوب	۷۲۳ (میلیون تن)
میزان رسوبات خروجی در صورت عدم شاس رسوب	۴۰۷ (میلیون تن)
حجم اولیه مخزن	۱۷۶۰ (میلیون مترمکعب)
حجم مخزن بدون انجام عملیات شاس	۵۰۰ (میلیون مترمکعب)
حجم مخزن در سال ۱۳۸۴	۱۱۱۲ (میلیون مترمکعب)

همان‌گونه که توضیح داده شد، ترسیب رسوبات رودخانه‌ای باعث کاهش ظرفیت آن‌ها می‌شوند و بدین ترتیب می‌تواند به‌عنوان هزینه‌های برون منطقه‌ای فرسایش خاک مورد توجه قرار گیرد. برای مثال ظرفیت آب‌گذاری رودخانه کارون به‌خصوص در مناطق شهری به‌شدت کاهش یافته که این امر مشکلات سیلابی شدن اراضی و آب‌گرفتگی شهرها را در پی داشته است. اطلاعات ثبت شده توسط سازمان آب و برق خوزستان نشان می‌دهد که رودخانه کارون در سال ۱۳۷۲، سیلابی در حدود ۵۲۵۰ مترمکعب بر ثانیه را از مقطع شهر اهواز عبور داده است. در حالی که در سال ۱۳۸۳، سیلاب ۳۶۸۰ متر مکعب بر ثانیه و در سال ۱۳۸۴، سیلاب ۳۰۸۰ مترمکعب بر ثانیه، کل مقطع رودخانه در شهر اهواز را پر نموده و آب در آستانه ورود به شهر قرار گرفته است (ظهیری و

همکاران، ۱۳۸۸). اعتبار لازم برای لایروبی کارون در سال ۹۱، ۲۰۰ میلیارد ریال برآورد شده است که برای برداشت ۲/۲ و ۰/۸۵۰ میلیون مترمکعب رسوب در محدوده شهرهای اهواز و خرمشهر می‌باشد.

منابع

- [۱] ابراهیمی ر.، میرنیا س.خ. (۱۳۸۴). برآورد فرسایش سطحی خاک با استفاده از روش سزیم-۱۳۷ در اراضی زیر کشت چای در شرق گیلان، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۲: ۱۳۹ - ۱۴۹.
- [۲] بختیاری ف.، پناهی م.، کرمی م.، قدوسی ج.، مشایخی ز.، پورزادی م. (۱۳۸۸). ارزش گذاری اقتصادی کارکرد حفظ و نگهداشت عناصر غذایی خاک در جنگل های منطقه سبزکوه. مجله جنگل. (۱): ۶۹-۸۱.
- [۳] حسن زاده ی. ۱۳۸۹. هیدرولیک رسوب مخازن. نشریه شماره ۸۹. انتشارات کمیته ملی سدهای بزرگ ایران.
- [۴] حسینی س.ص.، قربانی م. (۱۳۸۴). اقتصاد فرسایش خاک. انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد، چاپ اول، ۱۲۶ص.
- [۵] خراسانی ح.، کراچیان ر.، ملک پور اسطلکی س. (۱۳۹۴). تعیین سهم منابع نقطه ای و گسترده بار در حوضه رود خانه کن، اولین همایش ملی کیفیت منابع آب و توسعه پایدار، اراک، شرکت سهامی آب منطقه ای مرکزی، دانشگاه اراک.
- [۶] خزایی م.، صادقی س.ح.ر.، میرنیا س.خ. (۱۳۹۰). آثار هیدرولوژیکی تخریب سطح جنگل (مطالعه موردی: جنگل آموزشی دانشگاه تربیت مدرس)مجله جنگل ایران. ۲: ۱۴۵-۱۵۵.
- [۷] خزایی، م.، شفيعی، ا و ملایی، ع. ۱۳۹۱. بررسی تأثیر عوامل مؤثر بر توسعه فرسایش آبکندی د رحوزه آبخیز مارون. مجله پژوهش‌های خاک. (۲): ۱۵۳-۱۶۳.
- [۸] خزایی، م.، شفيعی، ا.، ملایی، ع. (۱۳۹۲). تأثیر پوشش گیاهی بر میزان تولید روان آب و رسوب در حوزه آبخیز مهریان. نشریه علوم آب و خاک-علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۱۷ (۶۴) ۱۸۵-۱۹۵.

- [۹] خزایی، م.، صادقی، س. ح.، میرنیا، س. خ و یزدانی مقدم، ی. ۱۳۹۱. اثر تخریب جنگل بر هدررفت عناصر غذایی خاک و رسوب در حوزه آبخیز جنگلی کجور مطالعه موردی (جنگل آموزشی و پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس). اکوسیستم‌های طبیعی ایران. (۳): ۱۲-۱.
- [۱۰] رفاهی، ح. ق. (۱۳۸۵). فرسایش آبی و کنترل آن. انتشارات دانشگاه تهران. چاپ پنجم. ۶۷۱ ص.
- [۱۱] شفاعی بجستان م. (۱۳۹۱). راهنمای مطالعات رسوب‌گذاری و رسوب‌زدایی مخازن سدها. معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور، ۲۷۶ ص.
- [۱۲] شفیع‌ا.، خزایی م.، ملایی ع.، صوفی م. (۱۳۹۰). بررسی و مقایسه خصوصیات خاکشناسی و ریخت افلیمی آبکندها. مطالعه موردی: حوزه آبخیز زهره و مارون. مجله مهندسی آبیاری و آب. ۲ (۵): ۲۶-۳۸.
- [۱۳] شهریور. ف. ع. ۱۳۹۳. بررسی عوامل مؤثر بر ایجاد فرسایش کناری رودخانه بشار و ارائه گزینه‌های مناسب کنترل آن. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی. پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری.
- [۱۴] شهریور، ع و خزایی، م. ۱۳۹۶. بررسی ارزیابی تلفیق روش‌های مکانیکی و بیولوژیکی در کاهش رواناب، رسوب، افزایش رطوبت و پوشش گیاهی (مطالعه موردی: منطقه مارگون استان کهگیلویه و بویراحمد). نشریه مرتع. (۱): ۱۶-۲۶.
- [۱۵] شهریور، ع. ۱۳۹۵. بررسی تامین نیاز آبی گیاه زیتون از طریق استحصال آب باران و روش‌های افزایش ماندگاری رطوبت در پروفیل خاک در مناطق نیمه خشک استان کهگیلویه و بویر احمد. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی. پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری.
- [۱۶] شهریور، ع. و خزایی، م. ۱۳۹۴. مقایسه بین عملیات مکانیکی پیتینگ، ریپرینگ، فاروئینگ و بانکت غلات بر خصوصیات هیدرولوژیک مراتع مارگون. کنفرانس بین المللی توسعه پایدار، استراتژی‌ها و چالش‌ها با تأکید بر کشاورزی، منابع طبیعی، محیط زیست و گردشگری. دانشگاه تبریز.
- [۱۷] شهریور، ع.، ۱۳۷۶. بررسی عوامل مؤثر بر ایجاد فرسایش خندقی و ارائه مدل در منطق سوق از شهرستان دهدشت، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تهران.

- [۱۸] شهریور، ع.، ۱۳۷۹. بررسی علل فرسایش کناری رودخانه بشار و تاثیر آن بر گل آلودگی آب رودخانه، سومین همایش ملی بهداشت محیط، کرمان، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی کرمان.
- [۱۹] شهریور، ع.، دبون سونگ، ک.، جزوپ، ش.ا.، انور، ع.ا.، صوفی، م. ۱۳۹۱. نقش هدایت الکتریکی (EC) و نسبت جذب سدیم (SAR) در گسترش فرسایش خندقی در مناطق نیمه خشک استان کهگیلویه و بویر احمد. (۸): ۱-۱۲.
- [۲۰] شهریور، ع.، کاووسی، ب. و خزایی، م. ۱۳۹۵. بررسی استفاده از مواد جاذب رطوبت، فیلتر سنگریزه ای و سامانه های با اسطح عایق جهت کاشت درختان مثمر در اراضی شیب دار مناطق نیمه خشک استان کهگیلویه و بویر احمد. یازدهمین همایش آبخیزداری-توسعه مشارکتی.
- [۲۱] طالب بیدختی ن.، شاهویی ص.، بهنیا ع.، بهبودی ف.، صادقی س.ح.ر.، ملک ع.، شریفی ف. (۱۳۸۲). فرهنگ تخصصی فرسایش و رسوب. انتشارات یونسکو.
- [۲۲] طلوعی ا.، ۱۳۸۴. طراحی و بهره برداری سدها و مخازن از دیدگاه رسوب. صفحه های ۸۲ تا ۹۱. مجموعه مقالات نخستین همایش مدیریت رسوب. دانشگاه شهید چمران . اهواز.
- [۲۳] عاقلی کهنه شهری ل.ع.، صادقی، ح. (۱۳۸۴). برآورد اقتصادی فرسایش خاک در ایران، فصل نامه پژوهش های اقتصادی، ۱: ۸۷-۱۰۰.
- [۲۴] قربانی م.، حسینی س.ص. (۱۳۸۶). کاربرد روش هزینه جایگزین در برآورد هزینه سالانه فرسایش آبی خاک در ایران، ۳(۷): ۱۷۷-۱۸۶.
- [۲۵] گرجی اناری م.، قنادها م.ر.، شاهویی ص. (۱۳۸۳). مطالعه اثر فرسایش خاک بر توان تولید با ارزیابی محصول عدس در منطقه قزوین و تاثیر کوددهی در کنترل آن. علوم کشاورزی ایران. ۳۵(۱): ۱۳-۲۱.
- [۲۶] نوحه گر، ا.، خزایی، م.، مهدوی نجف آبادی، رسول و تلوری، ع.ا. ۱۳۹۵. بررسی الگوهای پیشروی و پسروی رودخانه ی بشار بر اساس تصاویر ماهواره ای، عکس های هوایی و مطالعات زمینی. هیدروژئومورفولوژی. ۸: ۱۶۱-۱۸۱.
- [۲۷] نور ح. (۱۳۹۳). اثر الگوی مکانی سناریوهای مدیریت آبخیز بر رواناب ورودی به سد طالقان. رساله دکتری علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشگاه تربیت مدرس.

- [۲۸] نور ح.، صدیق ر.، واحدی طرقي ر. (۱۳۹۶). مروری بر وضعیت تولید رسوب در پایگاه تحقیقاتی سنگانه کلات. دومین کنفرانس ملی حفاظت خاک و آبخیزداری، ۱۰ و ۱۱ خرداد ۱۳۹۶.
- [۲۹] نور ح.، فضلای س.، میرنیا س.خ. (۱۳۹۰ الف). برآورد فسفر بار معلق وقایع سیلابی با استفاده از مولفه های بارش و رواناب (مطالعه موردی حوزه آبخیز کجور). پژوهش های آبخیزداری (پژوهش و سازندگی). ۲۴ (۲): ۳۳-۳۶.
- [۳۰] نور ح.، میرنیا س.خ.، خزایی م. (۱۳۸۹ الف). تأثیر اشکوب زیرین درختان جنگلی در کاهش فرسایش خاک، چهارمین همایش ملی فرسایش و رسوب، نور، دانشگاه تربیت مدرس.
- [۳۱] نور ح.، میرنیا س.خ.، ظریف معظم م. (۱۳۹۱). توانایی داده های دبی جریان و غلظت رسوب معلق در برآورد غلظت فسفر (مطالعه موردی: حوزه آبخیز کجور). مجله مرتع و آبخیزداری. ۳: ۱-۱۰.
- [۳۲] نور ح.، میرنیا س.خ. (۱۳۹۰). هدررفت ماده آلی خاک در حوزه آبخیز کجور. پژوهش های حفاظت آب و خاک (علوم کشاورزی و منابع طبیعی). ۱۸ (۳): ۲۰۷-۲۱۱.
- [۳۳] نور. ح. (۱۳۹۱). تحلیل تخریب مراتع مناطق نیمه خشک زاگرس مطالعه موردی منطقه خسیبجان اراک. نخستین همایش منطقه ای توسعه پایدار منابع طبیعی غرب کشور: چالشها و راهکارها. ۵ ص.
- [۳۴] نور، ح.، میرنیا، س.خ.، و رئیس، م.ب. (۱۳۸۹ ب). برآورد هدر رفت ماده آلی خاک در اکوسیستم های هیرکانی (مطالعه موردی: حوزه آبخیز کجور). علوم محیطی، جلد ۸، شماره ۱، ۱۰۷-۱۱۴.
- [۳۵] نور، ح.، فضلای، س. (۱۳۹۱). برآورد آلاینده های غیر نقطه ای وقایع سیلابی. همایش دومین کنفرانس برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست. ۶ ص
- [۳۶] نور، ح.، میرنیا، س.خ.، خزایی، م. (۱۳۹۰ ب). بررسی آلوده نگار فسفر حوزه آبخیز کجور. علوم و مهندسی آبخیزداری، ۵: ۶۳-۶۶.
- [۳۷] نور، ح.، میرنیا، س.خ.، رئیس، م.ب. (۱۳۸۹ ج). رسوبات معلق انتقال دهنده عناصر غذایی و مواد آلی خاک. چهارمین همایش ملی فرسایش و رسوب. ۶ ص.
- [۳۸] واعظی ع.ر.، بهرامی ح.ع.، صادقی س.ح.ر.، مهدیان م.ح. (۱۳۸۷). اثر ویژگی های فیزیکی و شیمیایی بر فرسایش پذیری در خاک های آهکی. علوم آب و خاک. ۲۳ (۱): ۵۹-۶۸.

[۳۹] ورامش س.، حسینی س.م.، عبدی ن.، اکبری نیا م. (۱۳۸۹). اثرهای جنگلکاری در افزایش ترسیب کربن و بهبود برخی ویژگی های خاک. مجله جنگل ایران. ۲ (۱): ۲۵-۳۵.

- [40] Andraski, B. J., & Lowery, B. (1992). Erosion effects on soil water storage, plant water uptake, and corn growth. *Soil Science Society of America Journal*, 56(6), 1911-1919.
- [41] Baker, C. J., & Saxton, K. E. (2007). *No-tillage seeding in conservation agriculture*. CABI.
- [42] Bakker, M. M., Govers, G., & Rounsevell, M. D. (2004). The crop productivity-erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena*, 57(1), 55-76.
- [43] Barker, D. W., Sawyer, J. E., Al-Kaisi, M. M., & Lundvall, J. P. (2006). Assessment of the amino sugar-nitrogen test on Iowa soils: II. Field correlation and calibration. *Agronomy journal*, 98(5), 1352.
- [44] Bennett HH (1939) Soil conservation. McGraw-Hill, New York
- [45] Bennett HH. Soil conservation, Agrobios, New Delhi; 2001.
- [46] Bilgo, A., Serpantié, G., Masse, D., Fournier, J., & Hien, V. (2006). Carbon, nitrogen, and fine particles removed by water erosion on crops, fallows and mixed plots in Sudanese savannas (Burkina Faso).
- [47] Bissonnais, Y. L. (1990). Experimental study and modelling of soil surface crusting processes. *Catena, Supplement*, (17), 13-28.
- [48] Blanco H., Lal R., 2008: Principles of Soil Conservation and Management. Springer Science.
- [49] Blanco, H., Lal, R., Owens, L. B., Post, W. M., & Izaurralde, R. C. (2005). Strength properties and organic carbon of soils in the North Appalachian region. *Soil Science Society of America Journal*, 69(3), 663-673.
- [50] Boesch, D. F. (2002). Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 25(4), 886-900.
- [51] Bramble-Brodahl, M., Fosberg, M. A., Walker, D. J., & Falen, A. L. (1984). Changes in soil productivity related to changing topsoil depth on two Idaho Palouse soils. *Erosion and soil productivity*. American society of Agricultural engineers, New Orleans, Louisiana.
- [52] Brejda, J. J., Moorman, T. B., Karlen, D. L., & Dao, T. H. (2000). Identification of regional soil quality factors and indicators I. Central and Southern High Plains. *Soil Science Society of America Journal*, 64(6), 2115-2124.

-
- [53] Bremer, E., & Ellert, K. (2004). *Soil quality indicators: a review with implications for agricultural ecosystems in Alberta*. AESA.
- [54] Brown, L. R., & Young, J. E. (1990). Feeding the world in the nineties. *Feeding the world in the nineties*. 59-78.
- [55] Bui, E. N., & Box, J. E. (1993). Growing corn root effects on interrill soil erosion. *Soil Science Society of America Journal*, 57(4), 1066-1070.
- [56] Chanasyk, D. S., Mapfumo, E., & Willms, W. (2003). Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds. *Agricultural Water Management*, 59(2), 137-153.
- [57] Chaplot, V., & Poesen, J. (2012). Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. *Catena*, 88(1), 46-56.
- [58] Corwin, D. L., & Bradford, S. A. (2008). Environmental impacts and sustainability of degraded water reuse. *Journal of environmental quality*, 37(5_Supplement), S-1.
- [59] Couper, P., Stott, T. I. M., & Maddock, I. (2002). Insights into river bank erosion processes derived from analysis of negative erosion-pin recordings: observations from three recent UK studies. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(1), 59-79.
- [60] Den Biggelaar, C., Lal, R., Wiebe, K., & Breneman, V. (2003). The global impact of soil erosion on productivity: I: Absolute and relative erosion-induced yield losses. *Advances in Agronomy*, 81, 1-48.
- [61] DePinto, J. V., Young, T. C., & Martin, S. C. (1981). Algal-available phosphorus in suspended sediments from lower Great Lakes tributaries. *Journal of Great Lakes Research*, 7(3), 311-325.
- [62] Dissmeyer, G. E., & Foster, G. R. (1985). Modifying the universal soil loss equation for forest land.
- [63] Dixon, R. K. (1995). Agroforestry systems: sources of sinks of greenhouse gases?. *Agroforestry systems*, 31(2), 99-116.
- [64] Edwards, W. M., Shipitalo, M. J., Owens, L. B., & Norton, L. D. (1990). Effect of *Lumbricus terrestris* L. burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. *Geoderma*, 46(1-3), 73-84.
- [65] Ekholm, P., & Lehtoranta, J. (2012). Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?. *Journal of environmental management*, 93(1), 140-146.
- [66] Fan, J., & Morris, G. L. (1997). Reservoir sedimentation handbook. *Design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use*. McGraw Hill, New York.
- [67] Farres, P. (1978). The role of time and aggregate size in the crusting process. *Earth surface processes and landforms*, 3(3), 243-254.

-
-
- [68] Flanagan D.C., Nearing M.A. (1995) USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP), hillslope profile and watershed model documentation, West Lafayette, in: US Department of Agriculture Agricultural Research Service, National Soil Erosion Research Laboratory Report 10.
- [69] Flörchinger, F. A., Leihner, D. E., Steinmüller, N., Müller-Sämann, K., & El-Sharkawy, M. A. (2000). Effects of artificial topsoil removal on sorghum, peanut, and cassava yield. *Journal of soil and water conservation*, 55(3), 334-339.
- [70] Foster, G. R. (1986). Understanding ephemeral gully erosion. *Soil Conservation*, 2, 90-125.
- [71] Gachene, C. K., Mbuvi, J. P., Jarvis, N. J., & Linner, H. (1997). Soil erosion effects on soil properties in a highland area of Central Kenya. *Soil Science Society of America Journal*, 61(2), 559-564.
- [72] Garcia, M. (Ed.). (2008, May). Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice. American Society of Civil Engineers.
- [73] Gevao, B., & Jones, K. C. (2002). Pesticides and persistent organic pollutants. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, Oxon, United Kingdom, 83-106.
- [74] Ghadiri, H. (2004). Crater formation in soils by raindrop impact. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29(1), 77-89.
- [75] Ghidry, F., & Alberts, E. E. (1997). Plant root effects on soil erodibility, splash detachment, soil strength, and aggregate stability. *Transactions of the ASAE*, 40(1), 129-135.
- [76] Girmay, G., Singh, B. R., Nyssen, J., & Borrosen, T. (2009). Runoff and sediment-associated nutrient losses under different land uses in Tigray, Northern Ethiopia. *Journal of Hydrology*, 376(1), 70-80.
- [77] Gollany, H. T., Schumacher, T. E., Evenson, P. D., Lindstrom, M. J., & Lemme, G. D. (1992). Topsoil depth and desurfacing effects on properties and productivity of a Typic Argiustoll. *Soil Science Society of America Journal*, 56(1), 220-225.
- [78] Graf, W. H. (1984). *Hydraulics of sediment transport*. Water Resources Publication.
- [79] Grande, J. D., Karthikeyan, K. G., Miller, P. S., & Powell, J. M. (2005). Residue level and manure application timing effects on runoff and sediment losses. *Journal of environmental quality*, 34(4), 1337-1346.
- [80] Gyssels, G., & Poesen, J. (2003). The importance of plant root characteristics in controlling concentrated flow erosion rates. *Earth surface processes and Landforms*, 28(4), 371-384.

-
-
- [81] Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., & Li, Y. (2005). Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in physical geography*, 29(2), 189-217.
- [82] Hamilton, P. A., & Miller, T. L. (2002). Lessons from the national water-quality assessment. *Journal of soil and water conservation*, 57(1), 16A-21A.
- [83] Hartikainen, H., Rasa, K., & Withers, P. J. A. (2010). Phosphorus exchange properties of European soils and sediments derived from them. *European Journal of Soil Science*, 61(6), 1033-1042.
- [84] Hatch, L. K., Reuter, J. E., & Goldman, C. R. (1999). Daily phosphorus variation in a mountain stream. *Water Resources Research*, 35(12), 3783-3791.
- [85] Haygarth, P. M., & Jarvis, S. C. (Eds.). (2002). *Agriculture, hydrology, and water quality* (p. 502). Wallingford: CABI.
- [86] Heinemann, H. G. (1984). Reservoir trap efficiency. *Erosion and Sediment Yield: Some Methods of Measurement and Modelling. Geo Books, Regency House Norwich (England)*. 1984. P 201-218.
- [87] House, W. A., Jickells, T. D., Edwards, A. C., Praska, K. E., & Denison, F. H. (1998). Reactions of phosphorus with sediments in fresh and marine waters. *Soil use and management*, 14(s4), 139-146.
- [88] Ide, J. I., Haga, H., Chiwa, M., & Otsuki, K. (2008). Effects of antecedent rain history on particulate phosphorus loss from a small forested watershed of Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*). *Journal of Hydrology*, 352(3), 322-335.
- [89] Jacobsen T. (1995). Some aspects of reservoir sedimentation, Workshop on Reservoir Sedimentation Control", Regional Centre on Urban Flood Management, Karaj, Iran.
- [90] Kessler, A. C., Gupta, S. C., Dolliver, H. A. S., & Thoma, D. P. (2012). Lidar quantification of bank erosion in Blue Earth County, Minnesota. *Journal of environmental quality*, 41(1), 197-207.
- [91] Klemetsson, Å., Klemetsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J., & Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil use and management*, 13(s4), 245-250.
- [92] Lal, R. (1995). Global soil erosion by water and carbon dynamics. *Soils and global change*, 131-142. in: Lal, R., J.M. Kimbel, E. Levine and B.A Stewart (eds.), *Soils and Global Change*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton.
- [93] Lal, R. (1998). Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical reviews in plant sciences*, 17(4), 319-464.

-
- [94] Lal, R. (2005). Influence of soil erosion on carbon dynamics in the world. *Advances in soil science: soil erosion and carbon dynamics*, Boca Raton, FL: Taylor and Francis, 23-36.
- [95] Larney, F. J., Janzen, H. H., Olson, B. M., & Lindwall, C. W. (2000). Soil quality and productivity responses to simulated erosion and restorative amendments. *Canadian Journal of Soil Science*, 80(3), 515-522.
- [96] Larson, W.E., Pierce, F.J., 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for A Sustainable Environment*, Madison, WI. Soil Sci. Soc. Am. 35, 37-52.
- [97] Lindstrom, M. J., Nelson, W. W., & Schumacher, T. E. (1992). Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing. *Soil and Tillage Research*, 24(3), 243-255.
- [98] Liu, B. Y., Nearing, M. A., Shi, P. J., & Jia, Z. W. (2000). Slope length effects on soil loss for steep slopes. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1759-1763.
- [99] Liu, Q. Q., Chen, L., & Li, J. C. (2001). Influences of slope gradient on soil erosion. *Applied Mathematics and Mechanics*, 22(5), 510-519.
- [100] Malthus, T. R. (1888). *An essay on the principle of population: or, A view of its past and present effects on human happiness*. Reeves & Turner.
- [101] Massee, T. W. (1990). Simulated erosion and fertilizer effects on winter wheat cropping intermountain dryland area. *Soil Science Society of America Journal*, 54(6), 1720-1725.
- [102] Meybeck, M. (2005). Origins and behaviors of carbon species in world rivers. *Soil erosion and Carbon Dynamics*, edited by: Roose, E., Lal, R, 209-238.
- [103] Mihara, M., Yamamoto, N., & Ueno, T. (2005). Application of USLE for the prediction of nutrient losses in soil erosion processes. *Paddy and Water Environment*, 3(2), 111-119.
- [104] Mihara, M., Yamamoto, N., & Ueno, T. (2005). Application of USLE for the prediction of nutrient losses in soil erosion processes. *Paddy and Water Environment*, 3(2), 111-119.
- [105] Miura, S., Hirai, K., & Yamada, T. (2002). Transport rates of surface materials on steep forested slopes induced by raindrop splash erosion. *Journal of Forest Research*, 7(4), 201-211.
- [106] Monke, E. J., Marelli, H. J., Meyer, L. D., & Dejong, J. F. (1977). Runoff, erosion, and nutrient movement from interrill areas. *Transactions of the ASAE*, 20(1), 58-0061.

- [107] Montanarella, L. (2007). Trends in land degradation in Europe. *Climate and land degradation*, 83-104.
- [108] Moore, W. B., & McCarl, B. A. (1987). Off-site costs of soil erosion: a case study in the Willamette Valley. *Western Journal of Agricultural Economics*, 42-49.
- [109] Moore, W. B., & McCarl, B. A. (1987). Off-site costs of soil erosion: a case study in the Willamette Valley. *Western Journal of Agricultural Economics*, 42-49.
- [110] Morgan, R. P. C. (2009). *Soil erosion and conservation*. John Wiley & Sons.
- [111] Naylor, L. W. (2002). *Evaluating moist-soil seed production and management in Central Valley wetlands to determine habitat needs for waterfowl* (Doctoral dissertation, University of California, Davis).
- [112] Noor, H., Fazli, S., & Alibakhshi, S. M. (2012). Prediction of storm-related sediment-associated contaminant loads in a watershed scale. *Ecology & Hydrobiology*, 12(3), 183-189.
- [113] Noor, H., Fazli, S., & Alibakhshi, S. M. (2013). Evaluation of the relationships between runoff-rainfall-sediment related nutrient loss (a case study: Kojour Watershed, Iran). *Soil Water Res*, 8(4), 172-177.
- [114] Noor, H., Fazli, S., Rostami, M., & Kalat, A. B. (2017). Cost-effectiveness analysis of different watershed management scenarios developed by simulation-optimization model. *Water Science and Technology: Water Supply*, ws2017029.
- [115] Noor, H., Mirnia, S. K., Fazli, S., bagher Raisi, M., & Vafakhah, M. (2010). Application of MUSLE for the prediction of phosphorus losses. *Water Science and Technology*, 62(4), 809-815.
- [116] Noor, H., Vafakhah, M., & Mohammady, M. (2016). Comparison of different targeting methods for watershed management practices implementation in Taleghan dam watershed, Iran. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(6), 1484-1496.
- [117] Oldeman, L. R. (1994). The global extent of soil degradation. *Soil resilience and sustainable land use*, CAB International, Wallingford UK, pp 99-118.
- [118] Ozanne, P. G., Kirkton, D. J., & Shaw, T. C. (1961). The loss of phosphorus from sandy soils. *Australian Journal of Agricultural Research*, 12(3), 409-423.
- [119] Persson, G. (1990). Utilization of phosphorus in suspended particulate matter as tested by algal bioassays. *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie. Verhandlungen IVTLAP*, 24(1).
- [120] Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., & Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of

- soil erosion and conservation benefits. *Science-AAAS-Weekly Paper Edition*, 267(5201), 1117-1122.
- [121] Puustinen, M., Koskiahio, J., & Peltonen, K. (2005). Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(4), 565-579.
- [122] Radcliffe, D. E., West, L. T., Ware, G. O., & Bruce, R. R. (1990). Infiltration in adjacent Cecil and Pacolet soils. *Soil Science Society of America Journal*, 54(6), 1739-1743.
- [123] Raiswell, R. (2006). Towards a global highly reactive iron cycle. *Journal of Geochemical Exploration*, 88(1), 436-439.
- [124] Ramos, M. C., & Martinez-Casasnovas, J. A. (2004). Nutrient losses from a vineyard soil in Northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. *Catena*, 55(1), 79-90.
- [125] Raya, A. M., Zuazo, V. H., & Martínez, J. R. (2006). Soil erosion and runoff response to plant-cover strips on semiarid slopes (SE Spain). *Land Degradation & Development*, 17(1), 1-11.
- [126] Renner, F. G. (1936). *Conditions influencing erosion on the Boise River watershed* (No. 528). US Dept. of Agriculture.
- [127] Ricardo, D. (1891). *Principles of political economy and taxation*. G. Bell.
- [128] Robert, M. (2005). Global Change and Carbon Cycle: The Position of Soils and Agriculture. In: Roose, E.R and et al (Eds.). *Soil erosion and carbon dynamic* (3-13). Boca Raton: CRC press.
- [129] Robichaud PR (2000) Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forests, USA. *Journal of Hydrology*, 231-232:220-229.
- [130] Rodriguez, A. R., Guerra, A., Arbelo, C., Mora, J. L., Gorrin, S. P., & Armas, C. (2004). Forms of eroded soil organic carbon in andosols of the Canary Islands (Spain). *Geoderma*, 121(3), 205-219.
- [131] Roose, E. J., Lal, R., Feller, C., Barthes, B., & Stewart, B. A. (Eds.). (2005). *Soil erosion and carbon dynamics*. CRC Press.
- [132] Ruttenberg, K. C. (2003). The global phosphorus cycle. In: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.): *Treatise on geochemistry*, 8, 682.
- [133] Salako, E. K., Olowokere, E. A., Tian, G., Kirchhof, G., & Osiname, O. (2007). Ground cover by three crops cultivated on marginal lands in southwestern Nigeria and implications for soil erosion. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5(4), 497-505.

-
- [134] Schertz, D. L., Moldenhauer, W. C., Livingston, S. J., Weesies, G. A., & Hintz, E. A. (1989). Effect of past soil erosion on crop productivity in Indiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(6), 604-608.
- [135] Shahrivar, A. (2013). Effects of topographical factors and soil characteristics on gully properties in Kohgiluyeh and Boyer-Ahmad Provinces, Iran. PhD thesis, Universiti Putra Malaysia.
- [136] Sharpley, A. N. (1995). Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 24(5), 920-926.
- [137] Sharpley, A. N., Troeger, W. W., & Smith, S. J. (1991). The measurement of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 20(1), 235-238.
- [138] Sparling, G. P., Wheeler, D., Vesely, E. T., & Schipper, L. A. (2006). What is soil organic matter worth? *Journal of environmental quality*, 35(2), 548-557.
- [139] Strand, R. I., & Pemberton, E. L. (1982). Reservoir sedimentation. *Technical guideline for Bureau of Reclamation (USA)*.
- [140] Telles, T. S., Guimarães, M. D. F., & Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(2), 287-298.
- [141] Toy, T. J., Foster, G. R., & Renard, K. G. (2002). *Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control*. John Wiley & Sons.
- [142] Troeh FR, Hobbs JA, Donahue RL (2004) Soil and water conservation. Prentice Hall, New Jersey USDA-NRCS (1999) Buffers: Common Sense Conservation.
- [143] Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H. P., & Tunney, H. (2007). Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, 23(s1), 5-15.
- [144] USEPA (2008) Child-specific exposure factors handbook, EPA/600/R-06/096F, Sep 2008, <http://www.epa.gov/ncea>, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.
- [145] Uusitalo, R., Yli-Halla, M., & Turtola, E. (2000). Suspended soil as a source of potentially bioavailable phosphorus in surface runoff waters from clay soils. *Water Research*, 34(9), 2477-2482.
- [146] Walling, D. E., & Webb, B. W. (1982). Sediment availability and the prediction of storm-period sediment yields. *Recent developments in the explanation and prediction of erosion and sediment yield*, 137, 327-337.

-
- [147] Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. *Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning*.
- [148] Xingchang, Z., Jiyong, Z., & Shiqing, L. (2004). The enrichments of organic matter and total nitrogen in sediment as affected by relevant factors. *Journal of Geographical Sciences*, 14(4), 495-502.
- [149] Zheng, F., He, X., GAO, X., Zhang, C. E., & Tang, K. (2005). Effects of erosion patterns on nutrient loss following deforestation on the Loess Plateau of China. *Agriculture, ecosystems & environment*, 108(1), 85-97.
- [150] Zingg, A. W., & Woodruff, N. P. (1951). Calibration of a portable wind tunnel for the simple determination of roughness and drag on field surfaces. *Agronomy Journal*, 43(4), 191-193.
- [151] Zougmore, R., Mando, A., & Stroosnijder, L. (2009). Soil nutrient and sediment loss as affected by erosion barriers and nutrient source in semi-arid Burkina Faso. *Arid Land Research and Management*, 23(1), 85-101.
- [152] Zuazo, V. H. D., & Pleguezuelo, C. R. R. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for sustainable development*, 28(1), 65-86.