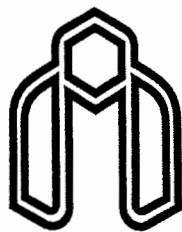


بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده مهندسی معدن و ژئوفیزیک

سمینار کارشناسی ارشد مهندسی اکتشاف معدن

آلودگی آب های زیر زمینی در اثر فعالیت های معدنی

محقق:

نرگس محبوبی

اساتید راهنما:

دکتر فرامرز دولتی اردجانی

(تابستان ۱۳۸۳)

شاهرود
۱۳۸۳

تقدیم به مادر و پدر عزیزم

تشکر و قدردانی

از کلیه کسانی که مرا در تهیه و ارائه این تحقیق راهنمایی نمودند، خصوصاً آقای دکتر فرامرز دولتی استاد محترم راهنمای سمینار که در طول انجام تحقیق با نظرات مفیدشان مرا راهنمایی نمودند تشکر و قدردانی می شود.

فهرست مطالب

صفحه	عنوان
	فصل اول: مقدمه و کلیات
۱-۱	مقدمه
۲-۱	هیدرولوژی
۳-۱	سیکل هیدرولوژی
۴-۱	هیدروژئولوژی
۵-۱	مناطق خاک
۶-۱	طبقه بندی هیدرولیکی سنگ ها
۱-۶-۱	آبخانه ها
۲-۶-۱	سفره نیمه تراوا
۳-۶-۱	طبقه ناتراوا
۴-۶-۱	مناطق بی آب
۷-۱	انواع سفره آب ها
۱-۷-۱	سفره آزاد
۲-۷-۱	سفره سوار یا محلی
۳-۷-۱	سفره محصور
۴-۷-۱	سفره نیمه محصور
۵-۷-۱	سفره نیمه آزاد

فصل دوم: آلاینده های آب زیر زمینی

۱-۲	مقدمه
۲-۲	مواد شسته شده لندفیل
۳-۲	آلاینده ها

- ۴-۲ : رهاسازی ۱۴
- ۵-۲ : انواع آلاینده های آب زیر زمینی ۱۵
- ۱-۵-۲ : تانکرهای فاضلابی و چاه فاضلاب ۱۸
- ۲-۵-۲ : لندفیل ها ۱۹
- ۳-۵-۲ : پخش شدگی های شیمیایی و نشت از تانکرهای زیر زمینی ۲۵
- ۴-۵-۲ : فعالیت های معدنی ۲۹
- ۶-۲ : مطالعه موردی _ آلودگی حوضچه های باطله های تغلیظ اورانیم ۳۰

فصل سوم: پس آب های اسیدی معدن

- ۱-۳ : مقدمه ۳۲
- ۲-۳ : آلاینده های آب معدن ۳۳
- ۳-۳ : پس آب های اسیدی معدن ۳۴
- ۴-۳ : واکنش های اکسیداسیون و تولید اسید ۳۵
- ۵-۳ : نقش کانی های خنثی کننده اسید معدن ۳۸
- ۶-۳ : اثرات زیست محیطی پس آب های اسیدی معدن ۳۹
- ۷-۳ : آلودگی ناشی از فلزات سنگین ۴۰
- ۸-۳ : مطالعه موردی _ کیفیت آب معدنی معدن کاتومبا ۴۱

فصل چهارم: کیفیت آب معدنی

- ۱-۴ : مقدمه ۴۳
- ۲-۴ : اجزای اصلی تشکیل دهنده آب زیر زمینی ۴۳
- ۳-۴ : روش های مرسوم تجزیه آب ۴۴
- ۱-۳-۴ : تعادل بار ۴۵
- ۲-۳-۴ : روش های گرافیکی ۴۶

فصل پنجم: مدیریت زیست محیطی پس آب های معدنی

- ۴۹..... ۱-۵ : مقدمه
- ۵۰..... ۲-۵ : انواع روش های تصفیه
- ۵۱..... ۱-۲-۵ : روش تصفیه غیر فعال
- ۵۲..... ۱-۱-۲-۵ : گودال آهکی غیر فعال
- ۵۳..... ۲-۱-۲-۵ : کانال آهکی باز
- ۵۳..... ۳-۱-۲-۵ : سیستم های wetland هوازی برای تصفیه پس آب های معدنی
- ۵۸..... ۴-۱-۲-۵ : سیستم های wetland غیر هوازی برای تصفیه پس آب های معدنی

فصل ششم: نتیجه گیری و پیشنهادات

- ۶۰..... ۱-۶-۱ : نتایج
- ۶۰..... ۲-۶-۲ : پیشنهادات
- ۶۱..... فهرست منابع

فهرست اشکال

عنوان	صفحه
شکل ۱-۱ : چرخه طبیعی آب.....	۲
شکل ۱-۲ : انواع فضاهای خالی در سنگ ها.....	۳
شکل ۱-۳ : مقطع قائم از یک سفره آزاد که بخش های مربوط به حرکت آب های زیر زمینی	۴
شکل ۱-۴ : دیاگرام شماتیکی مربوط به انواع سفره آب ها.....	۸
شکل ۱-۲ : منابع سیالاتی که در تولید لیچ های لندفیل نقش دارند.....	۱۱
شکل ۲-۲ : متغیرهای بالانس آب در مدل HELP.....	۱۲
شکل ۲-۳ : حمل مواد شسته شده لندفیل از طریق سیستم جریان آب زیرزمینی.....	۱۵
شکل ۲-۴ : لندفیل با رقیق سازی طبیعی خاک های رسی.....	۲۲
شکل ۲-۵ : لندفیل دوآستر با سیستم جمع آوری مواد لیچ شده.....	۲۳
شکل ۲-۶ : منطقه اشباع (zone-of saturation land fill) ته لندفیل زیر سطح ایستابی.....	۲۴
شکل ۲-۷ : لندفیل آستربندی شده با سیستم کنترل سطح ایستابی.....	۲۵
شکل ۲-۸ : سیالات آلی از قبیل گازولین شناور در روی سطح آب زیرزمینی.....	۲۶
شکل ۲-۹ : سیالات آلی از قبیل تری کلرواتیلن در قسمت های تحتانی تر آب زیر زمینی.....	۲۸
شکل ۲-۱۰ : پلوم های ۱،۱،۱- تری کلرواتان در یک سفره آب زیرزمینی در south Brunswick Township در New jersey.....	۲۹
شکل ۲-۱۱ : آلودگی آب های زیر زمینی در ارتباط با یک تیلینگ حاصل از کارخانه فرآوری اورانیوم.....	۳۱
شکل ۳-۱ : مکانیزم اکسید شدن پیریت و تولید پس آب های اسیدی معدن در باطله های یک معدن زغال سنگ.....	۳۶
شکل ۳-۲ : نحوه حمل و نقل یون سولفات از طریق سیستم جریان آب زیر زمینی درباطله های یک معدن روباز زغال سنگ.....	۳۷
شکل ۴-۱ : دیاگرام مثلثی.....	۴۸

- شکل ۴-۲ : دیاگرام پایپر نمونه آب از جدول ۴-۴ ۴۸
- شکل ۵-۱ : کانال های آهکی anoxic غیرفعال ۵۲
- شکل ۵-۲ : کانال های آهکی باز جهت تصفیه پس آب های اسیدی معدن ۵۳
- شکل ۵-۳ : دیاگرام شماتیکی از یک wetland ساخته شده مهندسی ۵۶
- شکل ۵-۴ : دیاگرام شماتیکی سل های wetland هوازی و غیر هوازی ۵۷

فهرست جداول

صفحه	عنوان
۱۰.....	جدول ۱-۲ : رها شدگی آلاینده‌ها به آب های سطحی و زیرزمینی.....
۱۳.....	جدول ۲-۲ : اجزاء معدنی انتخابی در مواد شسته شده لندفیل.....
۱۴.....	جدول ۳-۲ : اجزاء آلی انتخابی در مواد شسته شده از لندفیل های مواد باطله خطرناک.....
۱۷.....	جدول ۴-۲ : مواد شیمیایی و ارگانیزم‌های شناخته شده آلاینده آب های زیرزمینی.....
۲۰.....	جدول ۵-۲ : آنالیز شیمیایی مواد شسته شده از لندفیل در Du Page, Illinois.....
۲۷.....	جدول ۶-۲ : دانسیته و درجه حلالیت مواد آلی در آب.....
۳۳.....	جدول ۱-۳ : آلاینده های عمده آب در ارتباط با معادن سطحی و زیرزمینی.....
۳۷.....	جدول ۲-۳ : عوامل موثر بر اکسید شدن پیریت.....
.....	جدول ۳-۳ : کانی‌های سولفید فلزی که می‌توانند تحت تأثیر باکتری های تیو باسیلوس فرو اکسیدان.....
۳۸.....
۴۲.....	جدول ۴-۳ : کیفیت پس آب های معدنی رگه زغال سنگ کاتونیا.....
۴۴.....	جدول ۱-۴ : مثالی از آنالیز رایج آب.....
۴۵.....	جدول ۲-۴ : وزن مولکولی ، اتمی، وزن های معادل و عدد والانس.....
۴۶.....	جدول ۳-۴ : ارزیابی خنثی بودن از نظر الکتریکی آنالیزهای روتین در جدول ۲-۴.....
۴۷.....	جدول ۴-۴ : نتایج آنالیز آب از یک معدن زغال.....

چکیده

عملیات معدن کاری در معادن سولفیدی فلزی و معادن زغال اغلب مشکلات بزرگی در آلودگی زیست محیطی ایجاد می کنند. که کانی های سولفیدی به خصوص پیریت موجود در کانه های سولفیدی و زغال را در اتمسفر تولید می کنند. اکسید شدن پیریت در حضور برخی باکتری ها مخصوصاً تیو باسیلوس فرو اکسیدان ایجاد پس آب معدنی می کند. که اغلب حاوی مقادیر بالایی از آهن سولفات و یون های هیدروژن است. بسته به زمین شناسی سنگ میزبان غلظت های مختلفی از این عناصر ممکن است که وجود داشته باشد. اصطلاح پس آب معدنی و حمل آلودگی در آب زیر زمینی به عنوان منبع اصلی ایجاد مشکلات زیست محیطی و تولید آب با کیفیت پایین مطرح می باشد. در این تحقیق منابع آلاینده معدنی معرفی می شوند. همچنین مراحل اکسید شدن پیریت و دیگر فلزات سولفیدی در حضور هوا اغلب اجتناب ناپذیر می باشد. بنابراین مطالعه ژئوشیمی کانه ها و مواد باطله هیدرولوژی و هیدروژئولوژی لازم. و طراحی صحیح معدن برای ایجاد حداقل آلودگی الزامی می باشد. مشکلات زیست محیطی از جمله تولید پس آب معدنی در گذشته به دلیل ضعف مدیریتی در مراحل طراحی عملیات معدن کاری و بسته شدن معدن و شناختن صحیح ژئوشیمی و طبیعت پس آب معدنی بوده است. یک مدیریت صحیح در طول عملیات معدن کاری و تعیین استراتژی صحیح بسته شدن معدن و شناختن منابع آلودگی در حفظ ذخایر آب کمک بزرگی باشد.

فصل اول
مقدمه و کلیات

۱-۱- مقدمه

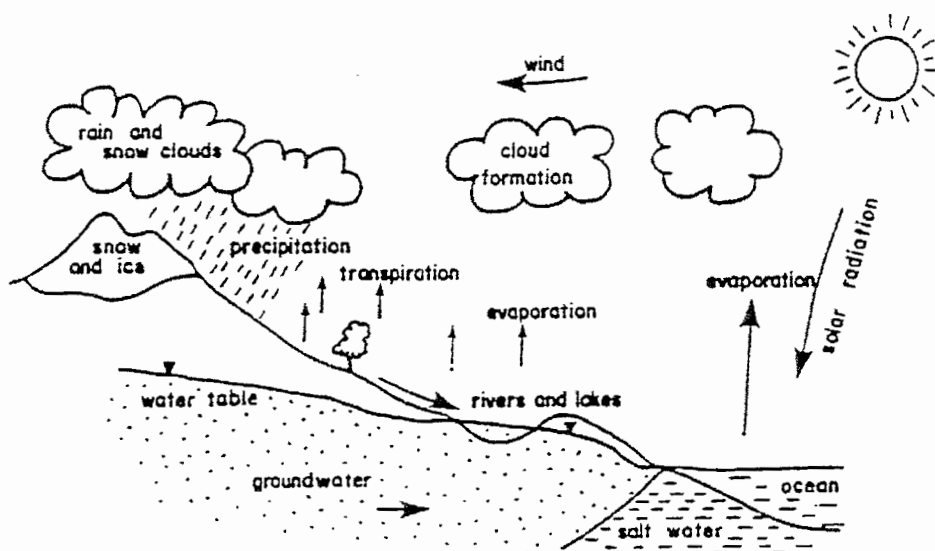
در جهان امروز آب به عنوان یک ماده مورد نیاز برای تمام موجودات زنده از اهمیت قابل ملاحظه ای برخوردار است. این مایع حیاتی که امروزه با کمبود شدید آن روبرو هستیم به یکی از موضوعات مهم مورد توجه علوم مختلف تبدیل شده است. یکی از مسائل بسیار مهم در مورد آب با توجه به منابع محدود آن آلودگی آب های زیر زمینی است. در زمانی که انسان ها به برداشت روز افزون از منابع آب زیر زمینی وابسته می باشند آلودگی این منابع می تواند زندگی و سلامت انسان ها را به مخاطره اندازد. از این رو دانشمندان تمام تلاش خود را صرف جلوگیری از آلودگی این نعمت خدادادی می نمایند. بر اثر مصرف زیاد آب های زیر زمینی در مراکز صنعتی و معادن قسمت قابل توجهی از آب زیر زمینی آلوده می گردد و این آلودگی (غیر قابل استفاده شدن آب های زیر زمینی) با افزایش جمعیت و پیشرفت علم و تکنولوژی روز به روز بیشتر و گسترده تر می شود. بنابراین بایستی روش های صحیح بهره برداری از آب های زیر زمینی شناخته و انتخاب شود. وجود آرسنیک، اورانیم، فلئور، ید، نیترات، کلر و سولفات مانع از مصرف آب زیر زمینی می شود و یا مصرف آن را محدود می کند. فعالیت های معدنی از جمله موارد ایجاد آلودگی و تولید مواد فوق الذکر می باشند که در این تحقیق به بررسی انواع روش های ایجاد آلودگی توسط فعالیت های معدنی می پردازیم.

۱-۲- هیدرولوژی (hydrology)

هیدرولوژی به معنی شناخت آب یا آب شناسی می باشد و علمی است که به آب های موجود در پهنه خشکی های کره زمین مربوط می شود و در آن از چگونگی وقوع، گردش، توزیع و انتقال، خواص فیزیکی و شیمیایی، کنش و واکنش آب نسبت به محیط اعم از زنده یا بی جان صحبت می شود.

۳-۱- سیکل هیدرولوژی (hydrological cycle)

سیکل هیدرولوژی ، سیستم چرخش طبیعی آب های زمین می باشد که توسط انرژی خورشیدی انجام می گیرد. مطابق شکل ۱-۱ آب از سطح اقیانوس ها بخار شده و ابرها را تشکیل می دهد که این ابرها تحت تأثیر سیستم جهانی باد (Earth global wind system) حرکت می کنند . وقتی شرایط مناسب فراهم باشد ، بخار آب در ابرها متراکم شده و به صورت نزولات جوی به سطح زمین بر می گردند . نزولات جوی (Precipitation) دارای اشکال متفاوت باران ، برف ، تگرگ و می باشد.



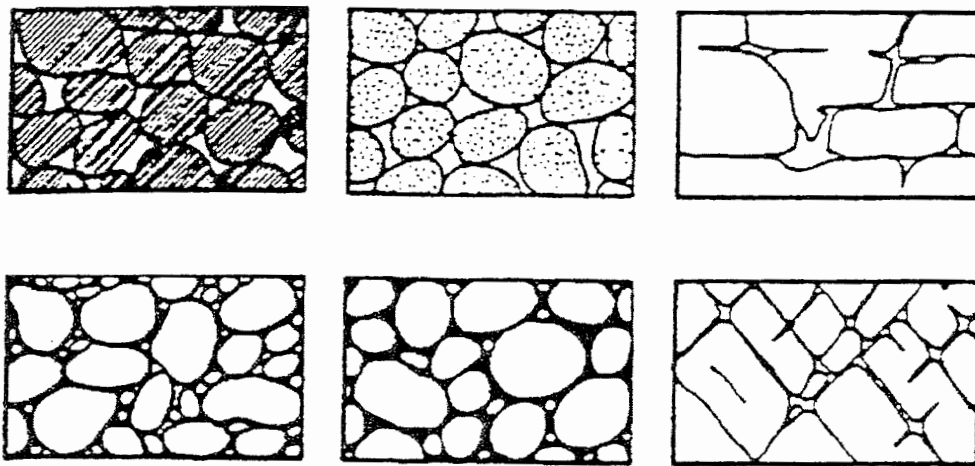
شکل ۱-۱- چرخه طبیعی آب [Sighn,1998]

بخش مهمی از آب هایی که به صورت نزولات جوی به سطح زمین می بارند ، سریعاً توسط عمل تبخیر و تعریق گیاهان (Evapo-transpiration) به اتمسفر بر می گردند. مقداری نیز در سطح زمین تشکیل نهرها و رودخانه ها را داده که نهایتاً به دریا ها و اقیانوس ها می پیوندند. این بخش از آب را جریان سطحی یا Overland flow یا Surface run off می گویند. بخش باقیمانده از نزولات جوی در زمین نفوذ کرده و نهایتاً تشکیل آب های زیرزمینی را می دهند . نسبت بین آب هایی که در سطح زمین جاری می شوند و یا در زمین نفوذ می کنند به طبیعت زمین و جنس خاک های سطحی بستگی دارد.

مقداری از آب نفوذی سریعاً در داخل زمین حرکت کرده و بلافاصله وارد نهرها و رودخانه ها می شوند. این جریان آب ها اصطلاحاً جریان داخلی (Inter-flow) نامیده می شود. بقیه آب های نفوذی به طرف پایین زمین حرکت کرده تا اینکه به سطح آب های زیرزمینی (Water-table) رسیده و منابع آب های زیرزمینی (Ground water resources) را تشکیل می دهند.

۴-۱- هیدروژئولوژی (Hydrogeology)

هیدروژئولوژی علم شناخت، پیدایش، توزیع و حرکت آب ها را در زیر زمین بیان می دارد و به جنبه ها و مسائل زمین شناسی بیشتر تکیه دارد. برخی از سنگ ها دارای تعداد بیشماری از فضاهای خالی می باشند که Interstices یا Voids نامیده می شوند که آب های زیرزمینی می توانند در این فضاهای خالی (شکل ۱-۲) باقی بمانند و یا تحت تأثیر نیروی ثقل در داخل آنها حرکت کنند.

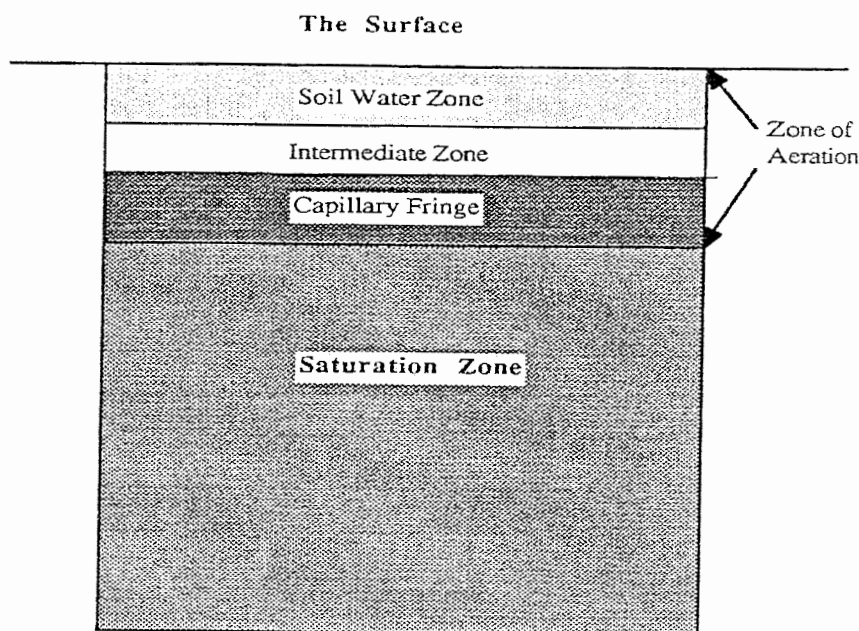


شکل ۱-۲- انواع فضاهای خالی در سنگ ها [Sighn,1998]

برخی از این فضاهای خالی ممکن است کاملاً توسط آب ها اشباع شده باشند به این آب ها Ground water می گویند و بخشی دیگر ممکن است به صورت جزئی اشباع شده باشند که تشکیل آب های Sub-surface می دهند.

۱-۵- مناطق Sub-surface و Ground water

منطقه ای که شامل Sub-surface water باشد بخش هوادار (Aeration zone) نیز نامیده می شود که منطقه واقع در بین سطح زمین و منطقه اشباع شده را شامل می گردد (شکل ۱-۳). زون هوادار به سه منطقه کوچکتر آب خاکی (Soil water zone)، منطقه متوسط (Intermediate zone) و زون موئین (Capillary zone) تقسیم می شود.



شکل ۱-۳- مقطع قائم از یک سفره آزاد که بخش های مربوط به حرکت آب های زیر زمینی را نشان می دهد.

[Sighn,1998

منطقه آب خاکی نزدیک ترین زون به سطح زمین بوده و اجازه می دهد تا آب از زمین به اتمسفر با عمل تبخیر و تعریق راه یابد. منطقه موئین بلافاصله در بالای منطقه اشباع واقع شده است. در این منطقه آب با عمل موئینگی تا حد پائین منطقه متوسط بالا می آید. نفوذ آب (Infiltration) در بخش هوادار اتفاق می افتد حال آن که عمل Percolation در زیر منطقه اشباع روی می دهد. آبی که در منطقه اشباع شده در داخل زمین وجود دارد، آب های زیرزمینی (Ground water) نامیده می شود.

سطح بالایی منطقه اشباع ، سطح ایستایی (Water table) نامیده می شود . ضخامت منطقه اشباع شده با شرایط آب و هوایی تغییر می کند. در فصل بارندگی، سطح آب به سطح زمین نزدیک می شود در حالی که در فصل خشک و کم باران سطح آب پائین می باشد.

۱-۶- طبقه بندی هیدرولوژیکی سنگ ها (کمپلکس های آب دار) (Hydrogeological classification of rocks)

۱-۶-۱- آبخانه ها (Aquifers)

یک لایه ، تشکیلات زمین شناسی یا یک گروهی از طبقات اشباع که قادر است مقادیر قابل توجهی از آب ها را در خود عبور داده یا ذخیره نمایند. اگر چاهی، یا یک کار معدنی یا یک تونل به این آب ها برخورد نماید قادر هستند مقدار زیادی آب را وارد چاه یا کار معدنی نمایند. شن ها و گراول ها آبخانه های خیلی مناسب را تشکیل می دهند. سنگ های سخت با فضای خالی کافی مانند ماسه سنگ های دانه درشت (Coarse grained sandstone) نیز سفره های خوبی را تشکیل می دهند.

۱-۶-۲- سفره نیمه تراوا (Aquitard)

یک لایه ، تشکیلات زمین شناسی یا گروهی از تشکیلات زمین شناسی اشباع شده می باشند که در مقایسه با آبخانه ها آبدهی کمتری دارد. اما مقدار قابل توجهی نشت آب (Leakage) در این واحدهای زمین شناسی صورت می پذیرد.

۱-۶-۳- طبقه ناتراوا (Aquiclude)

عبارت است از یک لایه ، تشکیلات زمین شناسی یا گروهی از تشکیلات اشباع شده که قادر نیستند آب را در خود ذخیره یا از خود عبور دهند.

۱-۶-۴- مناطق بی آب (Aquifuge)

طبقات زمین شناسی که نه آب دارند و نه آب را در خود عبور می دهند مانند تشکیلات گرانیتی فاقد شکستگی ترکیبی از آبخانه ها Aquifer، Aquitard و Aquiclude سفره های متنوعی را به وجود می آورند.

۱-۷- انواع سفره آب ها (Aquifer types)

۱-۷-۱- سفره آزاد (Unconfined aquifer)

سفره آزاد از یک لایه تراوا تشکیل شده که تنها بخشی از آن با آب پر شده است. این لایه روی یک طبقه ناتراوا قرار گرفته است. سطح بالایی زون اشباع شده یک سفره آزاد، سطح ایستابی نامیده می شود که با فصول مختلف سال نوسان می کند اگر در یک سفره آزاد چاهی حفر گردد، آب در داخل چاه تا جایی که سطح ایستابی قرار دارد، می ایستد مگر اینکه یک جریان قائمی وجود داشته باشد در این صورت سطح آب ممکن است بالاتر از سطح ایستابی قرار گیرد. آبی که در یک سفره آزاد وجود دارد آب غیر محصور (Unconfined water) یا آب Phreatic نامیده می شود.

در سفره های آزاد ریز دانه زه کشی آب تحت نیروی ثقل در فضاهای خالی سفره اغلب آبی و اتفاقی نیست. و در برخی مواقع وقتی که سطح آب پائین آورده شده آب از سفره رها می گردد. سفره آزادی که چنین پدیده ای را نشان می دهد، سفره آزاد با آبدهی تأخیری نامیده می شود.

۱-۷-۲- سفره سوار یا محلی (erched aquifer)

در سفره های آزاد، در اکثر موارد تنها یک سطح ایستابی وجود دارد در حالی که در پاره ای موارد به دلیل حضور لایه ها و لنزهایی از طبقات غیر تراوا مثل رس ممکن است منجر به تشکیل سفره های محلی یا سوار گردند که با سطوح ایستابی دیگری همراه می باشند. سطح ایستابی این سفره را Perched water table می نامند.

۱-۷-۳- سفره محصور (Confined Aquifer)

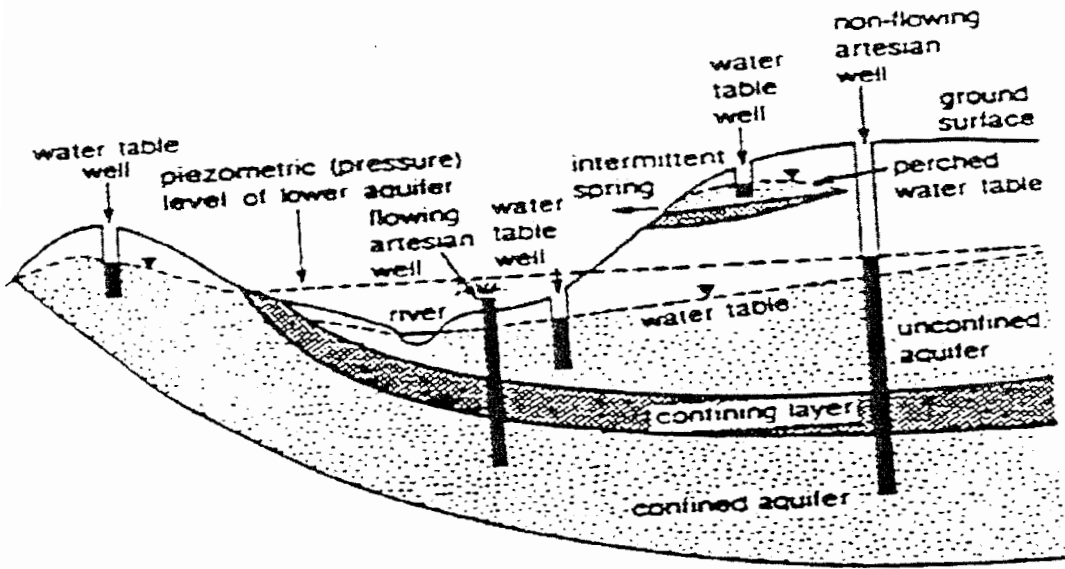
یک سفره محصور از یک لایه اشباع شده تشکیل شده است که بین دو لایه غیر تراوا از بالا و از پایین محصور می باشد. در سفره های محصور فشار آب معمولاً بیشتر از فشار اتمسفری می باشد و معمولاً آب در درون چاه حفر شده در سفره، بالاتر از سطح سفره قرار می گیرد. در سفره های محصور یک سطح فرضی تعریف می کنند که از فشار هیدروستاتیکی آب داخل سفره تبعیت می کند. این سطح پیزومتریک نامیده می شود. آب در یک سفره محصور، آب محصور یا آب آرتزین نامیده می شود. اگر سطح پیزومتریک سفره آرتزین بالای سطح زمین باشد آن وقت سفره از نوع یک سفره جریان آزاد می باشد.

۱-۷-۴- سفره نیمه محصور (Semi-confined aquifer)

اگر لایه فوقانی سفره محصور از نوع لایه نیمه تراوا (Aquitard) باشد آن وقت سفره نشستی خواهد بود در این سفره ها لایه فوقانی از نوع نیمه تراوا می باشد. لایه نیمه تراوا دارای ضریب تراوایی پایینی می باشد. اگر هد پیزومتریکی را در یک سفره نشستی به طریقی از جمله آزمایش پمپاژ پایین بیاوریم یک جریان قائم آب را از لایه نیمه تراوا به داخل سفره مورد پمپاژ ایجاد می نماید. از آنجایی که هدایت هیدرولیکی لایه فوقانی سفره معمولاً خیلی پایین می باشد، مولفه افقی جریان در این لایه قابل اغماض است.

۱-۷-۵- سفره نیمه آزاد (Semi-unconfined aquifer)

اگر ضریب تراوایی لایه ریز دانه در یک سفره نیمه محصور به قدری بزرگ باشد که مولفه افقی جریان را نتوان در لایه پوشاننده فوقانی صرف نظر کرد، در این صورت چنین سفره هایی یک حالت بینابین در سفره های نیمه محصور و سفره آزاد دارند که اصطلاحاً سفره نیمه آزاد نامیده می شود. شکل زیر پیچیدگی رفتار سفره ها را در عمل نشان می دهد. سفره زیرین یک سفره محصور می باشد که روی بخش وسیعی از ناحیه گسترده شده است. سفره بالایی از نوع آزاد می باشد. به دلیل وجود یک لایه ناتروا در داخل سفره تراوا یک سفره سوار تشکیل شده است. شکل ۱-۴ همچنین وضعیت سطوح آب را در چاه های مختلف حفر شده در سفره ها نشان می دهد.



شکل ۱-۴- دیاگرام شماتیکی مربوط به انواع سفره آب ها [Todd,1980]

فصل دوم
آلاینده های آب زیر
زمینی

۲-۱- مقدمه

آب یک محیط فوق‌العاده ای برای حمل آلودگی است. چگونه آلاینده ها در آب رها می‌شوند؟ رها شدگی های کنترل شده (controlled release) در آب های سطحی مثل رودها، دریاچه ها خیلی معمول است. تنوع نهرهای حاوی باطله های محلول با تخلیه مستقیم به آب سطحی تقریباً تمام ناپذیر است. مثال ها شامل مواد خروجی از کارهای تصفیه ای، لیچ های تصفیه شده‌اند از فیل ها و آب شستشوی تصفیه شده از تسهیلات استفاده مجدد از زباله می باشد.

کلاً هر مرکز یا موسسه تجاری و صنعتی آب آلوده تولید می کند. بخاطر اینکه توانایی ما در تصفیه آب آلوده کمتر از ۱۰۰ درصد بوده، لذا تخلیه کنترل شده به آب های سطحی یک منبع هر چند کوچک برای رها شدن برخی آلاینده ها به محیط زیست اطراف خواهد بود. آزاد سازی کنترل شده باطله خطرناک به آب زیرزمینی نادر است. در حقیقت بیشتر آزاد سازی های آلاینده کنترل شده شامل موادی بغیر از مواد خطرناک هستند و در زمین های واقع در بالای آب زیرزمینی صورت می گیرد. کاربرد مواد ضد آفت یک مثالی از این قبیل می باشد. مثال دیگر تانکرهای لجن کش و drain field توسط مردم روستایی می‌باشد. رهاسازی کنترل شده مواد باطله خطرناک نسبتاً مباحثه آمیز می باشد. یک مثال دیگر استفاده از تزریق در چاه عمیق که در آن مواد باطله به داخل اعمال، به درون سازند های سنگی جایی که آلودگی پایدار پیش بینی می‌شود، تزریق می گردد. رهاسدگی غیر کنترل شده هم در آب های سطحی و هم در آب های زیرزمینی صورت می‌گیرد. مواد شسته شده و زه کش های (پس آب های) آلوده از لندفیل ها مثال های فوق العاده‌ای از رهاسازی غیر کنترل شده به آب های سطحی و زیرزمینی است. رها سازی ها نتیجه یک مکانیزم طبیعی است که آن اثر ته نشینی ناشی از زهکشی و جریان آب (runoff) و یا تولید لیچیت (leachate generation) است. همچنین رها سازی های غیر کنترل شده به شکل فعالیت بشری مثل نشت از تانک ها (spills) نیز روی می دهند.

جدول ۱-۲ بسیاری رهاسازی های عمده به آب های سطحی زیرزمینی را نمایش می دهد که حجم رهاسازی، غلظت آلاینده ها، و نوع عواملی که طبیعت رهاسازی را تحت تأثیر قرار می دهند را مقایسه می کند. از این رها سازی ها، تراوش و نشست مواد شسته شده از طریق قسمت تحتانی لندفیل ها به آب های زیرزمینی بسیار حائز اهمیت است. ویژگی های تولید مواد شسته شده بستگی به حجم مایع تولید شده، ترکیب آن و ساختمان لندفیل دارد.

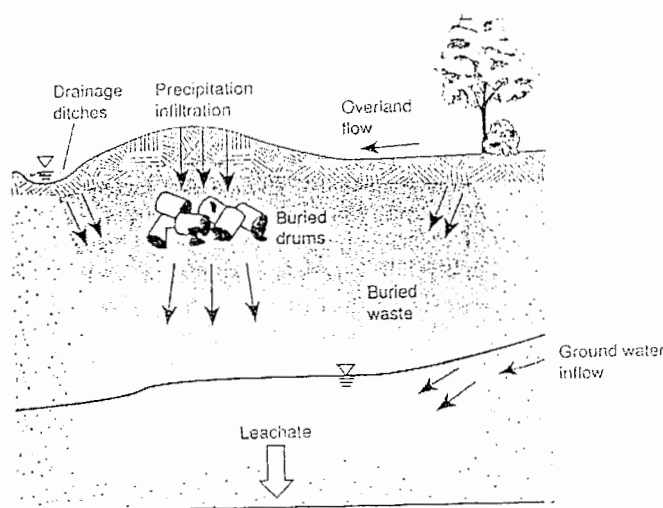
جدول ۱-۲- رها شدگی آلاینده ها به آب های سطحی و زیرزمینی

منبع	حجم رها شدگی	غلظت آلاینده	عواملی که روی مکانیزم رها شدگی موثرند
حمل و نقل ریخته شدن	جزیی تا تمام محتویات تانکر حمل و نقل	اغلب محصول خالص بالا	حوادث آمد و شد (ترافیک)
انبار ریخته شدن	جزیی تا تمام محتویات تانکرهای انبار کننده	اغلب محصول خالص بالا	گسیختگی ساختمان تانک
نشئی ها	نرخ خیلی کم	اغلب محصول خالص	تفاوت بازدهیها و نگهداری تجهیزات انبار کننده
تصفیه آب خروجی	متغیر، اغلب بالا	(نیاز به اجازه از مسئولین تصمیم گیرنده) پایین	ورودی آبهای باطله طراحی و عمل کرد تجهیزات
لندفیل ها سیل آب	بطور ممکن وسیع بستگی به بارندگی	کم عمدتاً رسوبات آلوده شده	بزرگی لایه پوشاننده، شیب، سیلاب آب، ظرفیت نگهداری
تراوش های سطحی	نرخ خیلی کم	متوسط تا بالا	مشخصات لایه پوشاننده لندفیل (شیب)
شستن و نفوذ از طریق قاعده	نرخ خیلی کم تا کم دراندفیل هایی که کف آنها با لایه ناتراوا پوشانده شده	متوسط تا بالا	جدا نمودن و حذف مواد شسته شده اند از لندفیل
لاگون ها، جریان سطحی	جزیی تا تمام محتویات	باطله های خطرناک انبار شده بالا	گسیختگی ساختاری، جریان سطحی
نشست	آستر بندی شده است متوسط تا بالا برای لندفیل هایی که کف آنها آستر بندی نشده است	باطله های خطرناک انبار شده بالا	نفوذ پذیری قاعده عمق سیال

۲-۲- مواد شسته شده لندفیل (Landfill leachate)

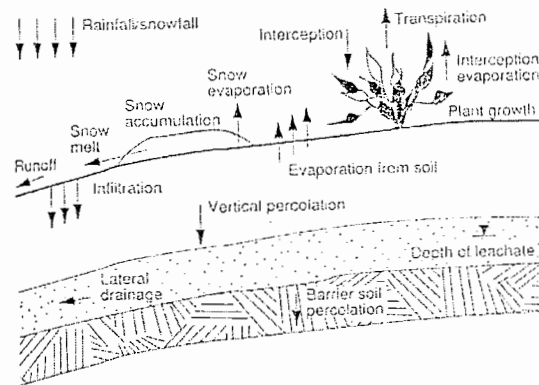
تولید فرآیند رهاسازی مواد شسته شده ابتدا نیاز به تولید آن در لندفیل دارد. شکل ۲-۱ انواع منابع سیالی که ممکن است نهایتاً لیچ شوند را نشان می‌دهند بیشتر منابع آب هستند از قبیل:

- نزولات جوی که مستقیماً روی لندفیل می‌بارند.
- جریان سطحی که در روی لندفیل عبور می‌کند.
- جریان آب زیرزمینی از بیان بخشی از لندفیل که زیر سطح ایستابی آب های زیرزمینی قرار می‌گیرد.



شکل ۲-۱- منابع سیالاتی که در تولید لیچ های لندفیل نقش دارند. [Fetter,1988]

به علاوه بخش مایع مواد دفن شدن در لندفیل (در گذشته از لندفیل برای دفن باطله های مایع به صورت فله ای (in bulk form) یا در داخل شبکه ها استفاده می کردند. به استثناء نفوذ مستقیم آب های جوی، این منابع مواد شسته شده (leachate) با روش های مهندسی و اجرا مناسب می تواند کنترل شود. نفوذ آب با ساخت پوشش مناسب و مهندسی در روی لندفیل می تواند کاسته شود. تنظیم و کالیبراسیون تراوش و نفوذ آب از پوشش لندفیل با مدل همچون HELP انجام می شود. چنین مدلی حرکت آب را بر اساس اصل بقای جرم شبیه سازی می کند. این مدل ورودی آب سطحی را با خروجی های مختلف (شکل ۲-۲) بالانس و معادل می کند.



شکل ۲-۲- متغیرهای بالانس آب در مدل HELP [Fetter, 1988]

با معلوم بودن اطلاعات آب و هوایی، مشخصات پوشش لندفیل (مثل شیب، ضخامت، تخلخل، هدایت هیدرولیکی) و دیگر عوامل، مدل جریان حجمی آب تراوش و نفوذی به داخل باطله بر اساس تغییرات زمانی (time-varying basis) محاسبه می کند.

۲-۳- آلاینده ها (contaminants)

آب های نفوذی به داخل مواد باطله لندفیل ابتدا جذب مواد جامد باطله می گردد اگر آن مواد در زیر (field capacity) قرار دارد. Field capacity حد بالایی توانایی محیط متخلخل در جذب آب است. وقتی مواد باطله اشباع شود آب تحت تاثیر نیروی ثقل حرکت می کند. این آب توسط اجزاء و بخش های مواد باطله آلوده می گردد. غلظت یک ترکیب در آب بستگی به میزان مواد قابل شستشو در باطله، سهولت حمل ماده آلاینده و نسبت عمق ستون (ضخامت قائم مواد باطله در لندفیل) به نرخ نفوذ آب (infiltration rate) دارد. دیگر عوامل شامل قابل حل بودن آلاینده ها (solubility contaminant)، مساحت و ناحیه سطحی (surface area) زمان تماس و pH می باشد.

برای لندفیل ها با طراحی مهندسی که تولید آلودگی حداقل است، غلظت یک ترکیب باطله در مواد لیچ شده می تواند نزدیک حلالیت تعادلی (equilibrium solubility) باشد. و این به خاطر آن است که residence time در چنین لندفیل هایی ۲۰ سال یا بیشتر است. چندین عامل پیچیده وجود دارد. ترکیب آب با یک حلال (cosolvation)، غلظت بالایی از آلاینده ها را نسبت به

آب به تنهایی ایجاد می‌کند که حلالیت تعادلی را بیشتر بالا می‌برد. بعلاوه فرآیندهای تاخیرسازی (retardation processes) و تغییر شکل و تبدیلات شیمیایی و بیولوژیکی در لندفیل روی می‌دهد که انواع آلاینده و غلظت‌ها را تغییر می‌دهد. بخاطر این عوامل فراوان، حضور آلاینده‌ها و غلظت آنها در مواد شسته شده حتی در همان لندفیل بطور وسیعی تغییر می‌کند. داده‌های تجزیه‌ای برای مواد شسته شده (leachate) در تعدادی از لندفیل‌ها که حاوی مواد باطله خطرناک هستند جمع‌آوری شده و در جداول ۲-۲ و ۲-۳ به ترتیب برای مواد معدنی و آلی نشان داده شده‌اند. مواد باطله، طراحی لندفیل و آب و هوا بطور وسیع در این لندفیل‌ها متنوع است، از اینرو غلظت‌ها بطور وسیع تغییر می‌کند. گرچه روش‌های تجربه‌ای و محاسبه‌ای برای پیش‌بینی غلظت مواد شسته شده وجود دارد، تنها روش قابل اعتماد جمع‌آوری نمونه‌های صحرایی و تجزیه آنها در محل اصلی واقع می‌باشد.

جدول ۲-۲- اجزاء معدنی انتخابی که در مواد شسته شده لندفیل‌های مواد خطرناک آشکار شده‌اند.

عنصر	غلظت گزارش شده	تعداد لندفیل‌های گزارش شده	غلظت گزارش شده	تعداد لندفیل‌های گزارش شده
As	11-<10,000,000	6	30-5,800	5
Ba	100-2,000,000	5	10-3,800	24
Cd	5-8,200	6	-	-
Cr	1-208,000	7	10-4,200	10
Cu	1-16,000	9	10-2,800	15
Hg	0.5-7	7	0.5-0.8	5
Ni	20-48,000	4	20-670	16
Pb	1-19,000	6	300-19,00	3
Se	3-590	4	10-590	21
Cn-	-	-	5-14,00	14

جدول ۲-۳- اجزاء آلی انتخابی در مواد شسته شده از لندفیل های مواد باطله خطرناک

تعداد لندفیل های گزارش شده	غلظت گزارش شده	جسم
3	0.1-62,000	استون
2	<2-<10	آلورین
5	<1.1-7,370	بنزن
4	4.6-4,620	کلروبنزن
2	0.02-4,550	کلروفورم
2	<10-517	دی کلروبنزن
5	<5-14,280	۱-۱- دی کلرواتان
2	2.1-4,500	۲-۱- کلرو اتان
5	25-8,150	ترانس-۲,۱- دی کلرواتان
4	28-19,850	۱-۱- دی کلرواتیلین
4	3.1-6,570	دی کلرومتان
2	3.0-10,115	اتیل بنزن
3	<20-109	هگزا کلرو بوتادین
2	<0.3mg/L-184mg/L	متیل کلروراید
5	2-10 mg/L	متیل ایزوبوتیل کتون
4	ND-8,200	پروکلرواتیلین
3	<3-17,000	فنل
3	<1-89,155	تتراکلرواتان
8	<1-25,000	TOC
7	10.9-8,700 mg/L	تولوئن
5	<5-100,000	۱ و ۱- لتری کلرو اتان
4	1.6µg/L/-590mg/L	تری کلرو اتان
4	<3-84,000	تری کلرو اتیلین
1	<3-260,000	وینیل کلراید
	140-32,500	

۲-۴- رهاسازی (release)

یک طراحی مناسب لندفیل برای جمع آوری و دور کردن مواد شسته شده (leachate) کمک خواهد کرد. با این وجود برخی از مواد که شسته شده اند به پایین نشت خواهند نمود (شکل ۳-۲). برای یک پایه خاکی فشرده شده، میزان تراوش بستگی به هدایت هیدرولیکی مواد خاکی دارد. این مورد برای یک پایه که دارای یک روکش می باشد (flexible membrane liner)، متفاوت

شیمیایی مصنوعی نشت می کنند و باعث آلودگی آب زیرزمینی می شوند. آلودگی سفره آب ها ممکن است در اکثر نقاط دنیا گزارش شده باشد. حتی این سفره آب ها ممکن است در نواحی شهری باشند، جایی که آب زیاد لازم است. آب های زیرزمینی آلوده شده در مواردی بیش از چند هزار فوت از منبع و در بسیاری حالات کمتر از چند صد فوت فاصله نمی گیرند. چنانچه منبع آلودگی منفرد (single) باشد، این آلودگی ممکن است محلی باشد. چنانچه چند منبع (multiple source) آلودگی وجود داشته باشد یا آلودگی نتیجه فعالیت های وسیع استفاده از زمین باشد در این صورت آلودگی منطقه وسیعی را می پوشاند.

در جدول ۲-۴ لیست تعدادی از آلاینده ها که در آب های زیرزمینی یافت شده اند، آمده است.

جدول ۲-۴- مواد شیمیایی و ارگانیزم‌های شناخته شده که سبب آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌شوند

(fetter,1980)

فلزات	غیرفلزات	مواد آلی	اجزاء آلی قابل استخراج	ارگانیزم‌ها
آلومینیم	اسیدها	آلدرین	تری-n- پروپیل آمین	Giardia lamblia
آرسنیک	آمونیاک	BOD	۳ یا ۴- متیل فنول	Salmonella sp
باریم	بر	کلرودان	۴- متیل بنزوئیک	Shigella sp
کادمیوم	کلراید	DDT	اسید	Typhoid
کروم	سیانید	پاک کننده‌ها	۱،۴- دی اکسان	Versinin
مس	فلوراید	اتیل acrylate	۴-متیل-۲-فنتانول	entero-colitica
آهن	نیتрат	گازولین	n,n- دی متیل	Viral hepatitis
سرب	فسفات	هیدروکینون	فورمامید	
لیتوم	رادیوم	لیندین	۲- هگزانون	
منگنز	سلینوم	پارامتیل آنیموفنول	۴-متیل-۲-پنتانول	
جیوه	سولفات	PBB	۱- متیل-۲-	
مولیبدن	ایزوتوپ‌های	PCB	پیرولیدینون	
نیکل	رادیواکتیو	DCPD(دی سایکلونپتادین)	۲-هگزانون	
نقره	مختلف	DIMP (دی ایزوپروپیل-متیل-فوسفونات)	۳و۵- دی متیل فنل	
اورانیوم		DBCP (دی برومو کلرو-پروپان)	و یا ۴- اتیل فنول	
روی			بنزوئیک اسید	
			هگزانوئیک اسید	
			سیکلوهگزانون	
			۲- اتیل هگزانوئیک	
			اسید	
			اکتانوئیک اسید	
			پنتانوئیک اسید	
			۲- اتیل هگزیل	
			دی n- بیوتیل فتالات	
			۴،۲- دی متیل فنل	
			ایزوفرون	
			متل	
			۲،۱- دی کلروبنزن	

آلودگی آب زیرزمینی یک فرآیند برگشت ناپذیر نیست. شرایط طبیعی که برای دور کردن آلودگی عمل می کنند وجود دارند. مکانیزم های رقیق سازی (attenuation) شامل ترقیق، توزیع یا پخش، جدایش یا فیلتراسیون مکانیکی و همچنین مکانیزم volatilization، فعالیت های بیولوژیکی، تبادل یونی و جذب در سطح خاک، واکنش های شیمیایی و تلاشی رادیواکتیو می باشند. حتی ترکیبات ارگانیکی مصنوعی باعث فساد بیولوژیکی شوند هر چند محصولات فساد ممکن است سمی باشند. در سال های اخیر تعدادی از تکنیک ها برای بهبود کیفیت آب زیرزمینی که آلوده هستند ایجاد شده اند.

۲-۵-۱- تانکرهای فاضلابی و چاه فاضلاب (septic tanks and cesspools)

جدایش آب باطله خانگی در بسیاری نواحی با استفاده از تانکرهای فاضلاب انجام می گیرد. سالانه در آمریکا ۸۰۰ میلیون گالن آب به زیرزمینی از تانکرهای فاضلابی خالی می شود. تخریب بی هوازی باطله ها در تانکرهای فاضلابی روی می دهد. آب زه کش شده از تانکر فاضلابی حاوی ویروس ها و باکتری ها می باشد که یک علل اصلی در بیماری های ناشی از آب از چاه های شخصی در آمریکا است. عامل مهم که باعث توسعه آلودگی آب زیرزمینی توسط تانکرهای فاضلابی می شود دانسیته سیستم های تانکرهای فاضلابی در منطقه است.

تانک های فاضلابی (septic tanks) در جاهایی بیشتر در آلودگی آب های زیرزمینی نقش دارند که:

- ۱) تراکم خانه های مجهز به تانک های فاضلابی بالا است.
 - ۲) لایه خاک روی لایه های متخلخل و نفوذپذیر زیرین نازک می باشد.
 - ۳) خاک دارای نفوذپذیر بالا است از قبیل گراول.
 - ۴) سطح ایستابی در چند فوتی سطح زمین واقع شده است.
- در مناطقی که تراکم جمعیت بالا است نایبستی از تانک های فاضلابی استفاده گردد. همچنین در مناطقی که تراکم جمعیت بالا می باشد، لایه خاک سطحی نازک است یا خاک های

سطحی بی نهایت نفوذپذیر هستند و یا سطح آب زیرزمینی بالا است نبایستی از تانک های فاضلابی استفاده گردد.

۲-۵-۲- لندفیل ها (land fills)

دفن زباله در یک محل عموماً به معنی جا دادن زباله شهری، خاکستر، برگ، زباله های حاصل از تخریب و لجن فاضلاب شهری، آب آلوده صنعتی می باشد. باطله های خطرناک، سمی، رادیواکتیو هم به این نحو دفن می شوند. باران و ترولات جوی که در باطله نفوذ می کند می تواند با مایعات داخل باطله مخلوط مخلوط شود و ترکیبات را از باطله جامد بشوید. مواد شسته شده که به این طریق ایجاد می گردد باعث آلودگی آب زیرزمینی می شود. چنانچه باطله زیر سطح آب زیرزمینی مدفون شده باشد، حرکت آب زیرزمینی می تواند ترکیبات باطله را بشوید آلوده شود. مواد شسته شده از لندفیل ها می توانند شامل عیارهای بالایی از هر دو مواد آلی و معدنی باشد. و حتی محلول شسته شده از یک لندفیل با آب زیرزمینی مخلوط می شود تشکیل یک پلوم (plume) را داده که در مسیر جریان آب زیرزمینی توسعه می یابد. با دور شدن از منبع آلودگی بسته به توزیع هیدرودینامیکی و فرآیند تاخیر (Retardation) کاهش یابد. حجم آبی که از یک لندفیل شسته می شود تابعی از میزان آب نفوذی از میان زباله است.

دفن باطله های جامد در مناطق مرطوب بیشتر از مناطق خشک می تواند آب های آلوده شده ایجاد نماید. زون هوا دار (vadose zone) در نواحی خشک ممکن است آلودگی کمتری را دریافت نماید. تحت این شرایط دفن باطله های جامد منجر به آلودگی آب های زیرزمینی نمی شوند.

جدول ۲-۵ یک نمونه از آنالیز شیمیایی مواد شسته شده (leachate) از یک لندفیل باطله های شهری در Illinois و Du page را نشان می دهد.

جدول ۲-۵ - آنالیز شیمیایی مواد شسته شده از لندفیل در Du Page, Illinois (Fetter, 1988°)

واحد	غلظت	عنصر
mg/L	748	Na
mg/L	501	K
mg/L	46.8	Ca
mg/L	233	Mg
mg/L	<0.1	Cu
mg/L	188	Zn
mg/L	4.46	Pb
mg/L	1.95	Cd
mg/L	0.3	Ni
mg/L	0.0008	Hg
mg/L	<0.10	Cr
mg/L	4.2	Fe
mg/L	<0.1	Mn
mg/L	<0.1	Al
mg/L	862	NH ₄
mg/L	0.11	As
mg/L	29.9	B
mg/L	14.9	Si
mg/L	3484	Cl
mg/L	<0.01	So ₄
mg/L	<0.1	Po ₄
mg/L	1340	COD
mg/L	333	اسیدهای آلی
mg/L	57.6	کربونیل‌ها به صورت استوفنول
mg/L	12	کربو هیدرات‌ها به صورت دکستروز
-	6.9	
mv	+7	pH
mmhos/cm	10.2	Eh
		قابلیت هدایت

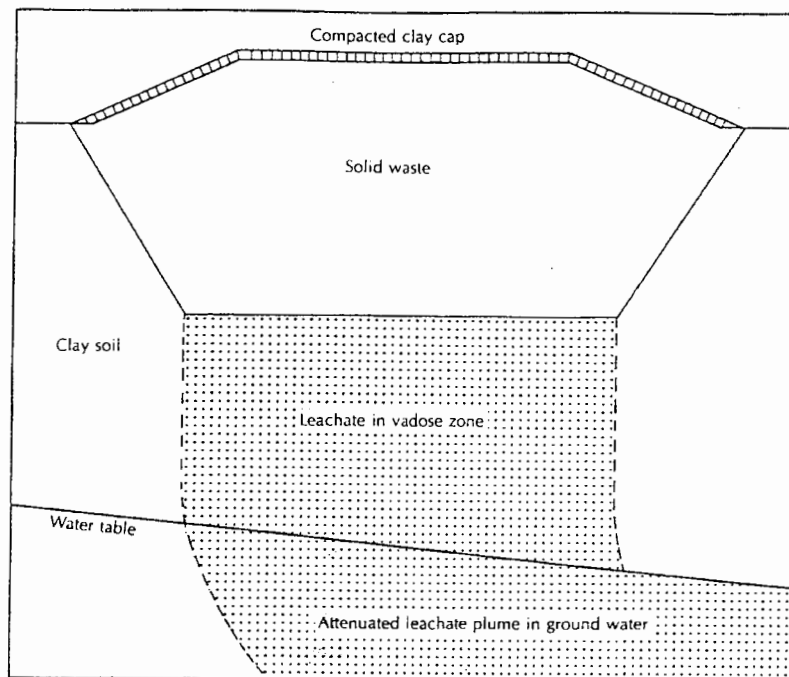
امروزه می‌توان با بررسی های هیدرولوژیکی، مهندسی و مطالعات زمین‌شناسی مناطق مختلف، مکان های مناسب را برای دفن زباله ها که کمتری مقدار آلودگی آب زیرزمینی را سبب

می شوند را بدست آورد. لندفیل ها ممکن است به صورت مناسب طراحی شوند تا مقدار لیچینگ آنها به حداقل برسد و از نشت آن در لندفیل جلوگیری بعمل آورد. مایع لیچ شده ممکن است جمع آوری و تصفیه گردند.

بسیار خوب است که لندفیل ها را بالای سطح ایستایی طراحی نمایند. وقتی مواد نشت یافته از لندفیل از طریق ناحیه اشباع نشده عبور می نماید مقدار قابل توجهی از فرآیند رقیق سازی (attenuation) آن صورت می پذیرد. در لندفیل هایی که فرآیندهای رقیق سازی مایع لیچ شده به صورت طبیعی صورت می گیرند، یک لندفیل با فرآیندهای طبیعی رقیق سازی (natural-attenuation and fill) نامیده می شود. چنین لندفیل هایی بهتر است بالای سطح ایستایی باشند تا سبب ماکزیمم فرآیند رقیق سازی در زون هوا دار (radose zone) گردد. خاک هایی که بیشترین پتانسیل را برای رقیق سازی دارند، رس ها هستند زیرا رس ها دارای بیشترین مناطق تبادل یونی و جذب (ionexchange and adsorption sites) می باشند.

در مناطق مرطوب متاسفانه سطح ایستایی آب هایی زیرزمینی در خاک های رسی خیلی نزدیک سطح زمین می باشد بنابر این در چنین مناطق بیشتر لندفیل بایستی بالای سطح قرار گیرد. با پوشش مناسب سطح لندفیل با یک لایه خاک رس فشرده شده یا یک غشاء ساخته شده (synthetic membrane) به ضخامت ۲ تا ۳ فوت، می توان از مقدار نشت در لندفیل کاست.

اگر مقادیر زیادی از لیچینگ در لندفیل های با رقیق سازی طبیعی که در یک لایه رسی با تراوایی کم واقع شده است، تولید شود، در چنین حالتی مواد لیچ شده تمایل دارند تا به طرف سطح زمین به صورت چشمه های مواد لیچ شده، جاری گردد. شکل ۲-۴ طراحی یک لندفیل با سیستم رقیق سازی طبیعی را نشان می دهد.

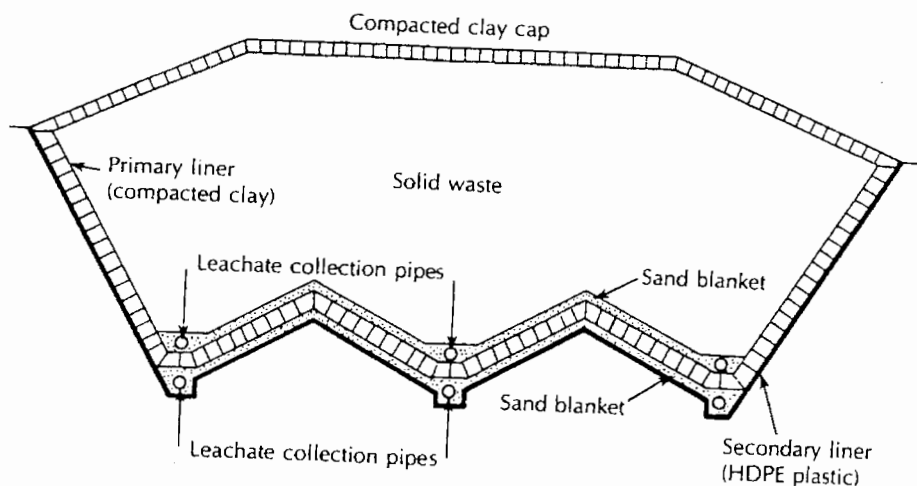


شکل ۲-۴- لندفیل با رقیق سازی طبیعی خاک های رسی بستگی به نوع خاک و مواد لیچ شده قادر هستند تا مقادیر متغیری از مواد لیچ شده را رقیق سازند. لیچ های رقیق شده از طریق منطقه اشباع نشده حرکت می کنند تا به سطح ایستابی آب های زیرزمینی برسند و یک پلوم (plume) تشکیل خواهد شد. [Fetter,1988]

یک لندفیل آستر شده (lined land fill) طراحی می گردد تا بخشی از مواد لیچ شده را بگیرد. آسترهای لندفیل (land fill liners) به صورت تیپیک از یک لایه خاک رس فشرده شده به ضخامت 0.9 تا 3 متر تشکیل یافته اند. ضریب تراوایی آستر ناپیستی بزرگتر از 10^{-4} ft/day یا 10^{-7} cm/sec باشد. همچنین ممبران های مصنوعی (synthetic membrane) از قبیل HDPE (پلی اتیلن با چگالی بالا) می تواند به عنوان آستر استفاده شوند. چون مواد لیچ شده روی آستر جمع می شود، یک سیستم جمع آوری مواد لیچ شده (leachate-collection system) نیز لازم است. این سیستم شامل لایه های از شن و گراول است که مجهز به شیار یا سوراخ های زه کشی (drain tiles) شیب دارند. مواد نشت یافته از میان سیستم جمع آوری به یک تانک جمع آوری هدایت شده و نهایتاً از سیستم دور شده و تصفیه می گردد.

سیستم های مجهز به آستر رسی می توانند طوری طراحی گردند تا حدود 70 تا 90 درصد

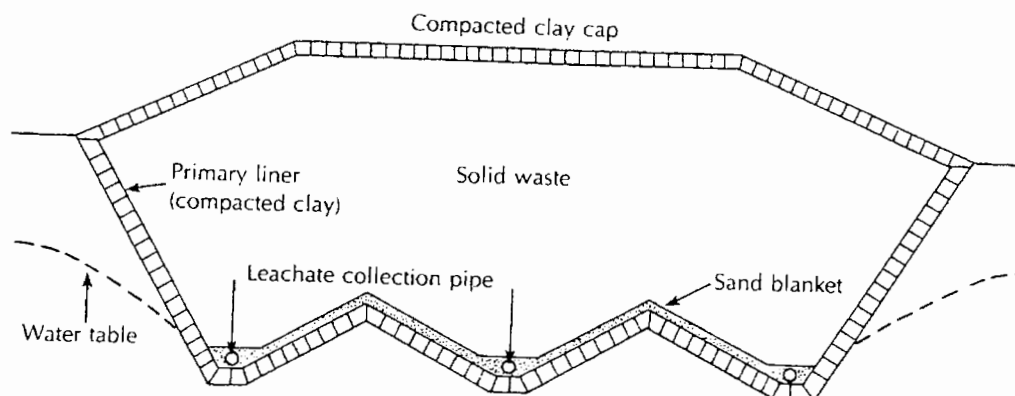
از مواد لیچ شده را جمع آوری نمایند. باقیمانده مواد لیچ شده از میان آستر تراوش می کند. یک سیستم دو آستره (double liner) و یک سیستم جمع آوری مواد لیچ شده ثانویه که زیر آستر اولیه نصب شده است می توان ساخته شود تا مواد نشت یافته از آستر اولیه را جمع نمایند. یک ممبران یا آستر رسی می تواند برای آستر ثانویه بکار گرفته شود شکل ۲-۵ یک سیستم دو آستر با جمع آوری مواد لیچ شده را نشان می دهد.



شکل ۲-۵- لندفیل دو آستر با سیستم جمع آوری مواد لیچ شده، آستر اولیه شامل یک لایه رسی متراکم شده به ضخامت ۵ فوت بوده که هدایت هیدولیکی آن از 1×10^{-7} سانتیمتر بر ثانیه بیشتر نمی باشد. آستر ثانویه یک ممبران انعطاف پذیر بوده از قبیل پلاستیک HDPE ۴۰ میل (40 mil HDPE plastic). سیستم جمع آوری مواد لیچ شده شامل یک لایه ماسه ای با ضخامت یک فوت مجهز به سوراخ های حفاری شده که مواد لیچ شده را به یک تانک جمع آوری هدایت می نمایند. [Fetter, 1988]

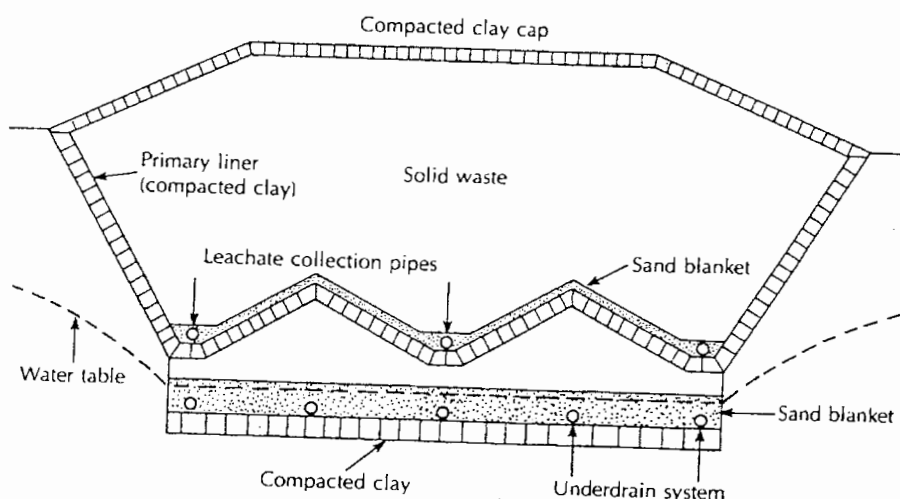
در مناطقی که سطح ایستابی بالا است و نفوذپذیر خاک ها پایین می باشد (حدود cm/sec 10^{-6})، یک زون اشباع (zone-of-saturation land fill) می تواند ایجاد گردد (شکل ۲-۶). یک گودال (چاهک) (excavation) زیر سطح ایستابی ساخته می شود. در خاک های رسی این کار را به آسانی انجام داد. زیرا آب زیرزمینی با یک نرخ کم وارد گودال می شود و تبخیر می گردد و جمع نمی شود. یک آستر رسی متراکم شده با دیواره های رسی فشرده برای کاهش بیشتر میزان نشت به داخل گودال، نصب می گردد. یک سیستم جمع آوری مواد نشتی نصب می گردد. این

سیستم نه تنها مواد لیچ شده را که تشکیل می شود جمع آوری نماید. بلکه حتی آب های زیرزمینی که به داخل آنها راه می یابد را نیز جمع می نماید.



شکل ۲-۶- منطقه اشباع (zone-of saturation land fill) ته لندفیل زیر سطح ایستابی است. سیستم جمع آوری مواد لیچ شده، مواد نشستی و آب های زیرزمینی که به داخل لندفیل وارد می گردد را جمع آوری می نماید. [Fetter,1988

لندفیل منطقه اشباع شده بسیار کاراتر از لندفیل آستر بندی شده می باشد زیرا هیچ نشستی در آن صورت نمی پذیرد به عبارت دیگر هیچ ماده نشت یافته فرار نمی کند. چه بسا لازم است که بعد از بسته شدن لندفیل مواد لیچ شده جمع آوری شود زیرا مواد باطله زیر ایستابی خواهد بود. به عنوان یک آلترناتیو برای لندفیل زون اشباع شده، یک لندفیل کنترل گرادیان هیدرولیکی (hydraulic-gradient-control landfill) می تواند در نواحی که سطح ایستابی آب زیرزمینی بالا است نصب گردد (شکل ۲-۷).



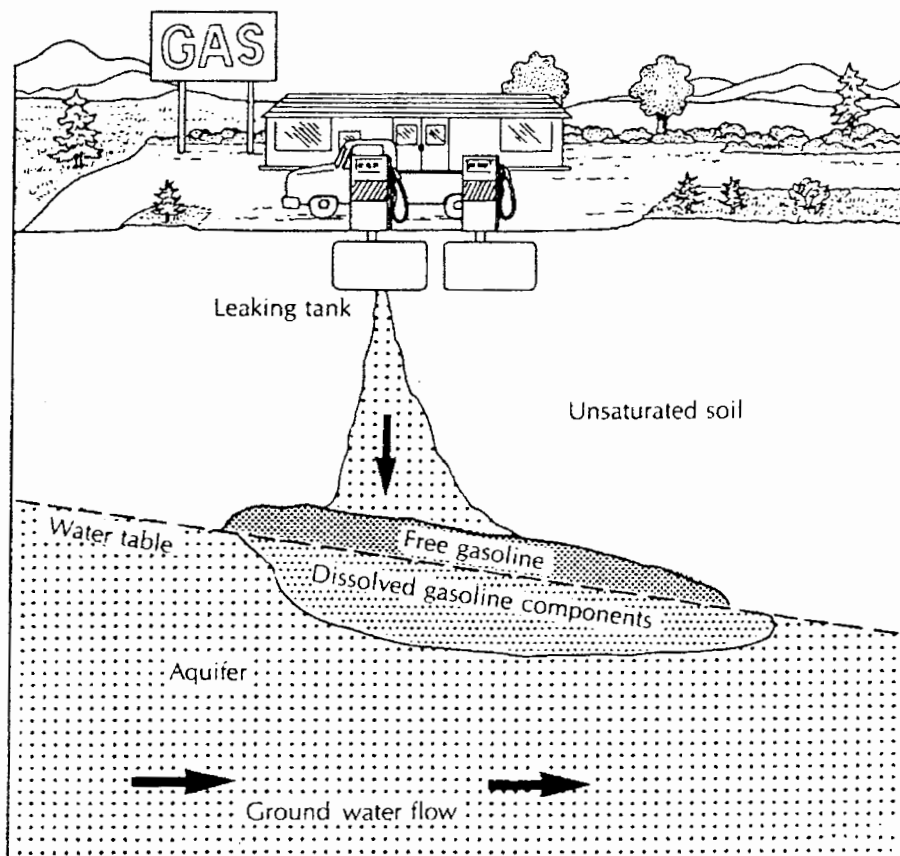
شکل ۲-۷: لندفیل آستر بندی شده با سیستم کنترل سطح ایستابی (water-table control system) زه کش های زیرین (under drains) در زیر آستر، مانع از اشباع شدن آستر و باطله از آب زیرزمینی می گردد. مواد لیچ شده که می تواند از طریق آستر نفوذ کند با سیستم زه کش زیرین (underdriain) جمع آوری می گردد. [Fetter,1988

زه کش های زیرین، (under drains) در زیر آستر قرار داده می شوند تا سطح آب زیرزمینی را تا پایین آستر، پایین بیاورد. یک سیستم جمع آوری مواد لیچ شده در بالای آستر نصب می گردد. آب تخلیه شده از زه کش کننده های زیرزمین بایستی نظارت گردند تا تعیین شود اگر آن تحت تاثیر بخشی از مواد لیچ شده که از آستر عبور می نماید، قرار گیرد. اگر این حالت اتفاق بیفتد، آن وقت بایستی ابتدا تصفیه شده و سپس تخلیه گردد. در تمام این سیستم ها، یک پوشش خوب زه کشی شده و خوب طراحی شده به منظور کاهش مقدار نشست تشکیل شده ضروری به نظر می رسد.

۲-۵-۳- پخش شدگی های شیمیایی و نشت از تانکرهای زیرزمینی (chemical spills and leaking underground thws)

آلودگی آب های زیرزمینی ناشی از رنج وسیعی از مواد آلی و غیر آلی در نتیجه پخش شدن و نشت مواد شیمیایی خطرناک و سمی می باشد. این تخلیه ها ممکن است در نتیجه یک عمل اتفاقی مانند تصادف تانکرهای حمل کننده این مواد یا نتیجه نشت تدریجی باشد معمولاً در این گونه حوادث بیش از یک نوع ماد شیمیایی منتشر می شود. بسته به عامل تاخیر مربوط به هر

کدام از مواد شیمیایی آنها ممکن است با نرخ های جریان مختلف در زیرزمین جریان داشته باشند. در نتیجه ممکن است پلوم های (plumes) پیچیده از آب های آلوده شده حاصل گردد. اگر آلاینده ای در آب زیرزمینی حل شود تحت سرعت آب زیرزمینی جریان می رساند. چه بسا اگر مایعی به داخل زمین وارد شود که چگالی آن کمتر از آب باشد، روی سطح ایستابی آب زیرزمینی شناور می ماند و این اتفاقی است که وقتی مواد نفتی به داخل زمین نشت کند، پیش می آید. شکل ۲-۸ نشان دهنده یک پلوم گازولین که به داخل زمین نشت کرده می باشد که در جهت حرکت آب زیرزمینی ولی در سطح آب منتشر می گردد. ذکر این نکته ضروری است که گازولین در جهت مخالف شیب آبی (گرادیان هیدرولیکی) مسافت کمی را حل می کند قرار می گیرد. محلول های سنگین تر در بخش های تحتانی سفره قرار می گیرند. در کل، هیدروکربورهای کلرید (chlorinated hydro carbon) سنگین تر از آب می باشند و درجه حلالیت متفاوت در آب دارند.



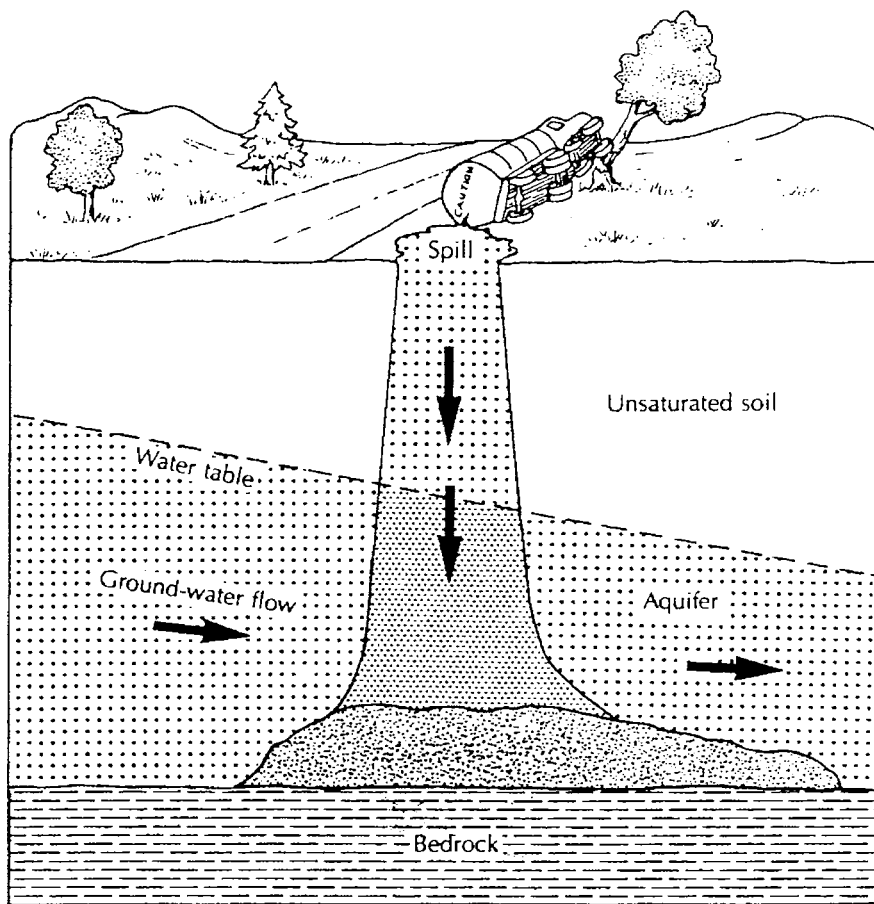
شکل ۲-۸: سیالات آلی از قبیل گازولین که تنها کمی در آب حل می شوند و سبک تر از آب می باشند، در موقع بروز نشت تمایل دارند در روی سطح آب زیرزمینی شناور باشند. [Fetter, 1988]

جدول ۶-۲ چگالی و درجه حلالیت (solubility) مربوط به تعدادی از ترکیبات آلی را نشان می دهد.

جدول ۶-۲- دانسیته و درجه حلالیت مواد آلی در آب

ترکیب آلی	وزن مخصوص	درجه حلالیت (mo/l) در درجه حرارت داده شده ها
استون	۰/۷۹	
بنزن	۰/۸۸	(۲۰) ۱۷۸۰
کربن تتراکلروراید	۱/۵۹	(۲۵) ۱۱۶۰، (۲۰) ۸۰۰
کلروفرم	۱/۴۸	(۲۵) ۹۳۰۰، (۲۰) ۸۰۰۰
متیلن کلروراید	۱/۳۳	(۲۵) ۱۶۷۰۰، (۲۰) ۲۰۰۰۰
کلروبنزن	۱/۱	(۳۰) ۴۸۸، (۲۰) ۵۰۰
اتیل بنزن	۰/۸۷	(۲۰) ۱۵۲، (۱۵) ۱۴۰
هگزا کلروبنزن	۱/۶۰	(۲۴) ۰/۱۱
اتیلن کلراید	۱/۲۴	(۲۰) ۸۶۹۰، (۰) ۹۲۰۰
تری کلرو اتان	۱/۳۴	(۲۰) ۴۴۰۰
تری کلرو اتان	۱/۴۴	(۲۰) ۴۵۰۰
تری کلرو اتیلن	۱/۴۶	(۲۵) ۱۱۰۰
تتراکلرو اتیلن	۱/۶۲	(۲۵) ۱۵۰
فنل	۱/۰۷	(۱۵) ۸۲۰۰
کلروفنول	۱/۲۶	(۲۰) ۲۸۵۰۰
پنتا کلروفنل	۱/۹۸	(۲۰) ۱۴، (۰) ۵
تولوئن	۰/۸۷	(۲۰) ۵۱۵، (۱۶) ۴۷۰
متیل اتیل کتون	۰/۸۱	(۱۰) ۳۵۳
نفتالین	۱/۰۳	(۲۵) ۳۲
ونیل کلراید	۰/۹۱	(۲۵) ۱۰۱

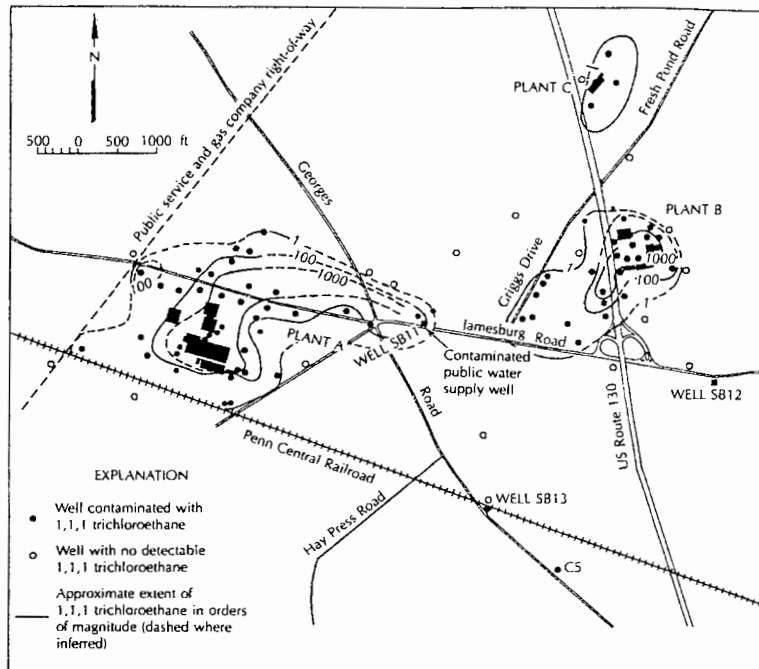
ترکیب آلی که سنگین تر از آب هستند، در قسمت های تحتانی قرار می گیرند. بعضی از مواد آلی وارد فاز محلول شده که تشکیل یک پلوم ماده حل شونده در آب زیرزمین را می دهد. شکل ۹-۲ این مساله را نشان می دهد.



شکل ۲-۹- سیالات آلی از قبیل تری کلرواتیلن که ممکن است تنها کمی در آب حل شوند و خیلی سنگین تر از آب می باشد، وقتی نشتی از این ماده آلی اتفاق می افتد در قسمت های تحتانی قرار می گیرد.

[Fetter,1988

مناطق زیادی در ایالات متحده وجود دارند که آب زیرزمینی با ترکیبات آلی آلوده شده است. در مواردی، حتی آب آلوده از محل نشت به چاه های بهره برداری آب های زیرزمینی نیز رسیده است. در یک پلوم کم عمق (shallow aquifer) در New Brunswick Township ، South Jersey ۱،۱،۱- تتراکلرواتان و تتراکلرواتان به اندازه بیش از ۳۰۰۰ فوت از یک کارخانه فاصله گرفته و به یک چاه بهره برداری رسیده است. شکل ۲-۱۰ نشان می دهد یک پلوم از ترکیب آلی ۱،۱،۱- تری کلرواتان می باشد. در واقع سه پلوم دیده می شود هر کدام مربوط به منبع مستقل اگر چه تنها یکی از آنها چاه مورد بهره برداری را متاثر ساخته است.



شکل ۲-۱۰: پلوم های ۱،۱،۱-تری کلرو اتان در یک سفره آب زیرزمینی در south Brunswick

Township در New Jersey پلوم از جنوب غربی به سمت شرق حرکت کرده و به یک چاه بهره برداری

عمومی رسیده است. [Fetter, 1988]

۲-۵-۴- فعالیت های معدنی

استخراج و کانه آرایی کانه های فلزی و زغال منبع آلودگی آب های سطحی و زیرزمینی به شمار می روند. آب های زیرزمینی که از مناطق سنگ های کانی سازی شده عبور می کند ممکن اسن حاوی مقادیر زیادی از فلزات سنگین باشد. عملیات معدن کاری و خردایش سنگ ها، روباره های معدنی و سنگ های باطله را در معرض اکسید شدن قرار می دهد. اکسید شدن پیریت به عنوان یک کانی متداول هم در معادن سولفیدی فلزی و هم در معادن زغال سبب تولید اسید سولفوریک می گردد. به این طریق در ناحیه Appaladion در شرق ایالات متحده، ۶۰۰۰ تن اسید سولفوریک روزانه تولید می گردد. اکسیداسیون پیریت سبب تولید آب های اسیدی از پایل های باطله (spoil piles) و رسوبات باطله کارخانه تغلیظ (tailings deposits) می گردد، از این رو، سفره های آب کم عمق آب های سطحی منطقه کاهش شدید pH را نشان می دهند. آب ها با pH پایین که از پایل های باطله و باطله های کارخانه تغلیظ زه کش می گردد می تواند فلزات سنگین

را نیز همانند کلسیم، منیزیم، سدیم و سولفات محلول بشوید. معدن کاری و عملیات خردایش اورانیوم و توریم می تواند ایزوتوپ های رادیواکتیو را به هوا، آب های سطحی و آب های زیرزمینی آزاد می سازد.

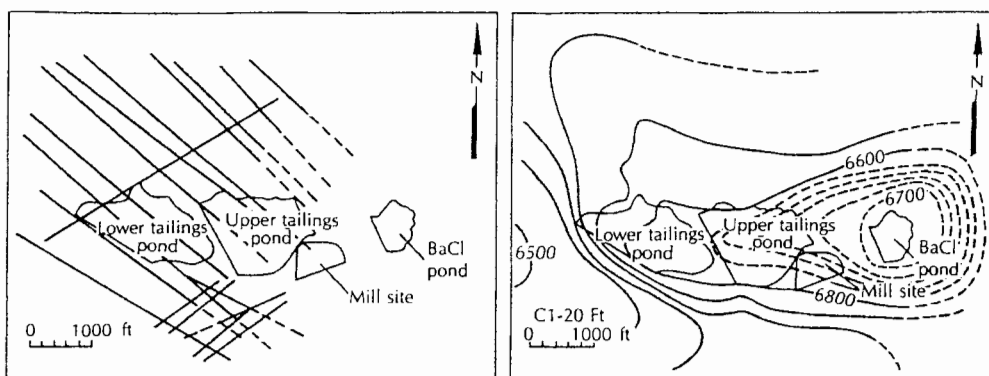
۶-۲- مطالعه موردی - آلودگی حوضچه های (ponds) باطله های تغلیظ

اورانیوم

در یک مطالعه آب زیرزمینی واقع در زیر دو حوضچه باطله های تغلیظ اورانیوم بدون آستر در ایالات یوتای آمریکا، مقایسه ای بین وضعیت اورانیوم موجود در آب زیرزمینی قبل از ایجاد حوضچه و ۱۱ سال بعد از ایجاد حوضچه انجام گرفت، حوضچه های باطله با مساحت حدود ۴۰ جریب با ایجاد سدهای حاکی در عرض یک دره کوچک ساخته شدند. زمین شناسی سطحی منطقه شامل ماسه سنگ ریز دانه با میان لایه هایی از سیلتستون و رس سنگ می باشد. حرکت آب زیرزمینی توسط شکستگی ها کنترل می گردد. شکل A ۱۱-۲ محل حوضچه های باطله های تغلیظ و الگوهای شکستگی که آب زیرزمینی را متاثر می سازد را نشان می دهد.

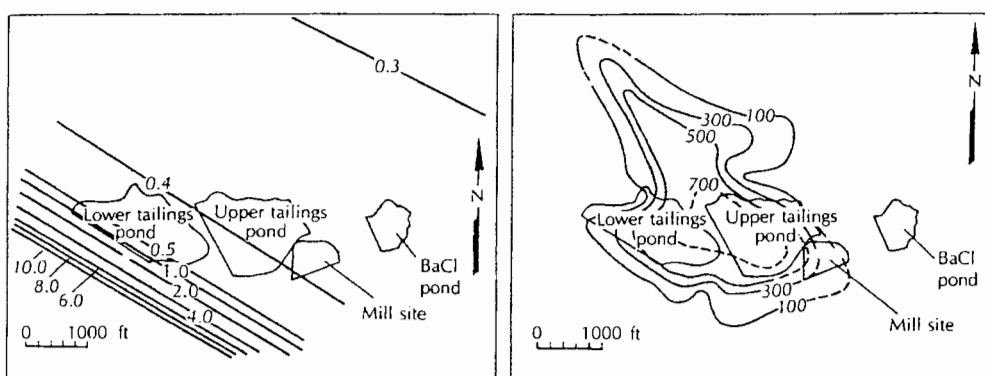
شکل ۱۱-۲b بیانگر سطح پتانسیومتری می باشد. بررسی های انجام شده مربوط به کیفیت آب زیرزمینی حاکی از افزایش مقداری اورانیوم که از لیچینگ طبیعی سنگ های حاوی اورانیوم توسط آبی که از طریق شکستگی سنگ ها عبور می نماید، می باشد. شکل ۱۱-۲c مقدار فعالیت اورانیوم طبیعی را نشان می دهد. فعالیت اورانیوم دارای یک الگوی خطی در امتداد یک شکستگی اصلی در جنوب غرب حوضچه باطله پایین است، می باشد. پس از ۱۱ سال معدن کاری، فعالیت اورانیوم طبیعی به طور چشم گیری افزایش نشان داد. شکل ۱۱-۲d فعالیت افزایش یافته اورانیوم که برای تغییرات مقدار زمینه (baseline) تصحیح شده است را نشان می دهد. پلوم آلودگی به سمت شمال غرب گسترش دارد که امتداد شکستگی ها را تعقیب می نماید. این تصویر واقعیتی از آلودگی آب های زیرزمینی در سفره آب های سنگ های شکسته شده که یک محیط انیزوتروپ را تشکیل می دهد را شرح می دهد. پلوم آلودگی شکستگی های سنگ ها را تعقیب می نماید و الزاماً

در امتداد عمود بر خطوط هم پتانسیل حرکت ندارد. اگر سفره ایزوتروپ باشد مطابق نقشه پتانسیومتریک تصویر بر این بود که پلوم آلاینده بایستی به سمت جنوب غرب تمایل داشته باشد.



Location of fractures and joints delineated by the VLF survey

Elevation of the potentiometric surface in February 1984



Baseline natural uranium activity ($\mu\text{Ci}/\text{mL} \times 10^2$)

Elevated activity of natural uranium in the summer of 1983 ($\mu\text{Ci}/\text{mL} \times 10^2$)

شکل ۲-۱۱- آلودگی آب های زیر زمینی در ارتباط با یک تیلینگ حاصل از کارخانه فرآوری اورانیوم]

[Fetter,1988

فصل سوم
پس آب های اسیدی
معدن

۳-۱- مقدمه

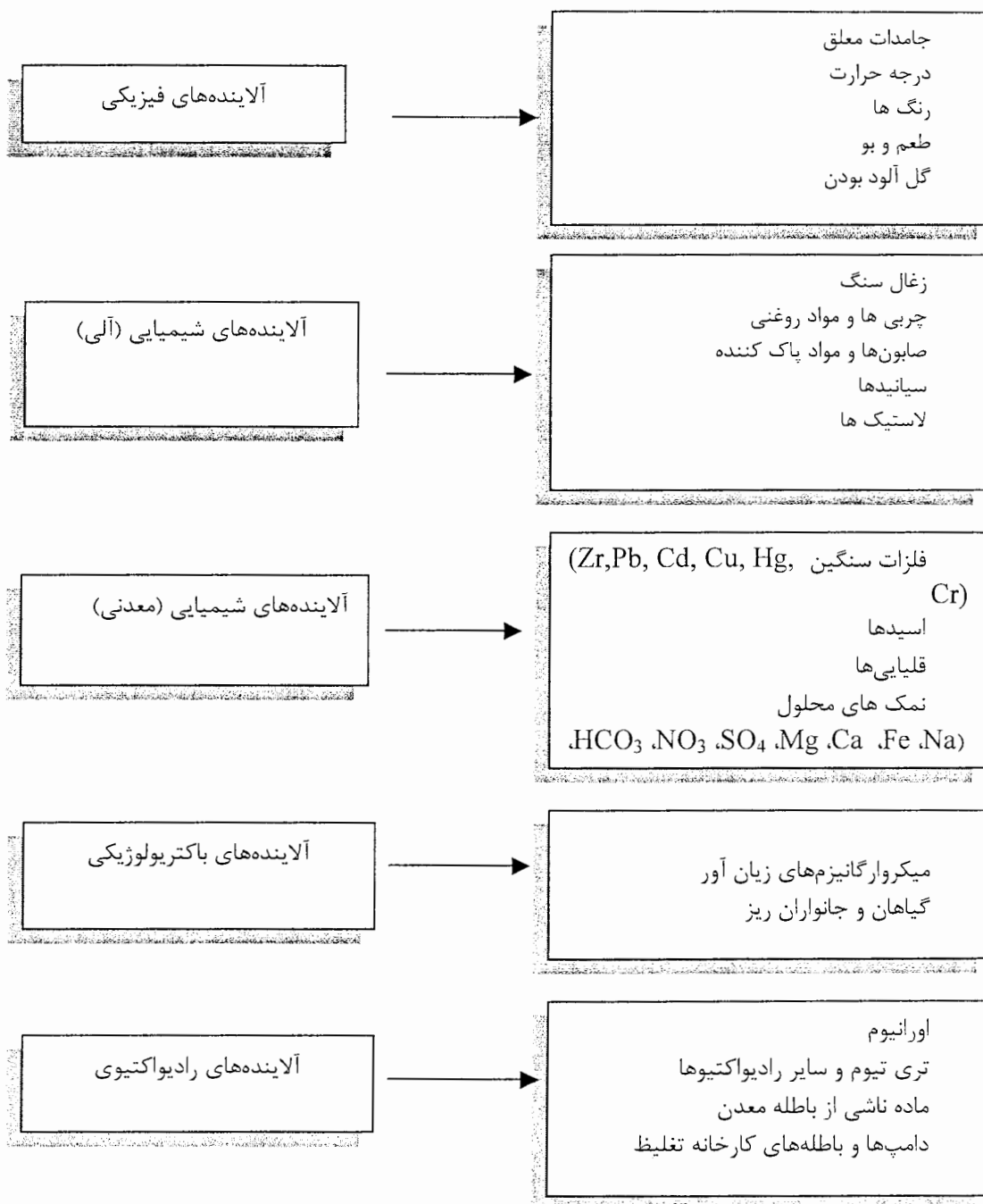
عملیات معدن کاری اغلب زمین را به حالتی که غیر قابل استفاده بعدی می باشد رها می سازد و اثرات زیست محیطی طولانی مدتی را به بار می آورد. تولید پس آب های اسیدی معدن (Acid Mine Drainage) حاوی غلظت های بالای سولفات ها، آهن و سایر فلزات، خصوصاً بعد از توقف عملیات معدنی و هدایت آن به منابع آب های سطحی و زیرزمینی یکی از مهم ترین این تبعات زیست محیطی طولانی مدت بوده که سبب آلودگی منابع آب های اطراف می گردد.

[National Coal Board, 1982]

معادن روباز معمولاً مقادیر بسیار زیادی از مواد باطله را ایجاد می نمایند که سبب ایجاد مشکلات زیست محیطی می گردند. کیفیت پس آب های معدنی به عوامل مختلفی بستگی دارد. این عوامل عبارتند از: زمین شناسی لایه ها، مشخصات هیدرو ژئولوژیکی و پارامترهای معدنی که ممکن است از معدنی به معدن دیگر کاملاً متفاوت باشند [Rubio, 1993]. از نقطه نظر شیمی، طبیعت و حالت آب های معدنی به طور قابل ملاحظه ای از منطقه ای به منطقه دیگر متفاوت است. در مناطق مختلف معدنی، کیفیت آب های معدنی به دسته های قلیایی، اسیدی، آب های حاوی آهن یا شامل فلزات محلول تقسیم می شود. در نتیجه اثرات این آب ها می تواند متفاوت باشد. شکی وجود ندارد که بررسی طبیعت چنین آب هایی یک مسئله مهم و اساسی در کنترل پس آب های معادن در مناطق متفاوت می باشد. آلودگی ناشی از پس آب های معادن زغال سنگ معمولاً از اکسید شدن پیریت ناشی می شود. در معادن زغالسنگ پیریت معمولاً یا در لایه های زغال و یا در گل سنگ های با منشاء دریایی ناشی می شود. وقتی کانی های سولفیدی خصوصاً پیریت در سطح زمین رخنمون پیدا می کنند، این کانی ها سریعاً اکسیده می شوند و در نتیجه پس آب های اسیدی تولید می گردد [Ricca and et.al, 1979]. چنین پس آب هایی خصوصاً در حضور پیریت مشکلات زیادی را فراهم می سازد و اثرات مخرب و زیان آوری روی آب های سطحی، سفره آب های زیرزمینی و خاک ها دارد [Atkins, 1982].

۳-۲- آلاینده های آب معدن

در عملیات معدنی معمولا مقادیر زیادی از پس آب های باطله تولید می شود. چنین آب های آلوده ای تأثیر زیان آوری روی کیفیت آب دارد. آلاینده های عمده آب در ارتباط با معادن سطحی و زیرزمینی در جدول ۳-۱ آمده اند.



جدول ۳-۱- آلاینده های عمده آب در ارتباط با معادن سطحی و زیرزمینی

به عنوان یک اثر منفی عملیات معدنی، کانی های سولفیدی خصوصاً پیریت اکسیده شده و منجر به تولید اسید سولفوریک می گردد. اسید تولید شده حاوی کانی های محلول و فلزات، به منابع آب های سطحی و زیر زمینی راه یافته و نهایتاً سبب آلودگی خاک و آب می گردد] [Merrington,1993

اثرات مخرب پس آب های اسیدی معدن ممکن است مدت های زیادی پس از بسته شدن کارهای معدنی باقی بماند بنابراین مدیریت زیست محیطی یک وظیفه ضروری در حین انجام عملیات معدنی بوده و یک استراتژی و طرح اساسی برای بسته شدن معدن بایستی توسعه پیدا کند تا از بروز چنین آب های اسیدی جلوگیری بعمل آید.

۳-۳- پس آب های اسیدی معدن

پس آب های اسیدی معدن شاید بدترین مشکل زیست محیطی بوده که در نتیجه معدن کاری حاصل می شود و اثرات منفی و زیان باری بر روی کیفیت آب های سطحی و زیرزمینی دارد. بسیاری از معادن از قبیل معادن زغالسنگ، معادن سولفیدی فلزی، معادن روباز (Back filled open cast mining)، کواری ها (Quarries)، باطله های کارخانه تغلیظ و روباره های معادن (Overburden)، شامل کانی های سولفید آهن بویژه پیریت می باشند. اکسید شدن این کانی ها بخصوص پیریت توسط اکسیژن و آب و خصوصاً در حضور یک سری باکتری های خاص موجب تشکیل پس آب های اسیدی معدن (AMD) می گردد [Adam and et.al,1997].

پس آب های اسیدی معدن وقتی ایجاد می گردند که کانی های سولفیدی در سطح زمین رخنمون داشته باشند [Toit, 1998].

بنابراین نه تنها عملیات معدنی سبب ایجاد پس آب های اسیدی معدن می گردند بلکه هر کجا که کانی های پیریت در سطح زمین رخنمون پیدا کنند، این اسید ایجاد می گردد. در گذشته چنین شواهدی به عنوان یک راهنمای مهم برای اکتشافات کانسارهای فلزی استفاده می شدند.

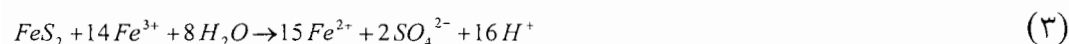
پس آب های اسیدی معدنی با خصوصیتی همچون عیار بالای آهن، سولفات و pH کم مشخص می گردند [Williams.,1975]. علاوه بر آهن و سولفات، فلزات دیگری همچون آلومینیوم، منگنز و جامدات محلول نیز حضور دارند. ته نشین شدن و رسوب گذاری تعدادی از کانی های

ثانویه از قبیل ژیپس یا سولفات های هیدروکسید آهن سه ظرفیتی ممکن است رخ بدهند. بسته به وضعیت زمین شناسی سنگ میزان کانسنگ ها و همچنین بسته به مواد و سنگ هایی که در تماس با این آب ها هستند، تعداد زیادی از فلزات با عیار بالا ممکن است حضور داشته باشند [Gray, 1998].

پس آب های اسیدی معمولاً حاوی تعداد زیادی یون های فلزی همچون آهن، مس، روی و آرسنیک می باشند [Adam, 1997]. چنین فلزاتی می توانند به عنوان پتانسیلی برای آلودگی منابع آب های سطحی و زیر زمینی باشند. بسته به وضعیت زمین شناسی سنگ میزبان، اسید معدنی می تواند سایر آلوده کننده های فلزی را بشویند و حمل نمایند [Stokstand, 1998]. این آلاینده های فلزی عبارتند از آرسینک، آزبست، کادمیوم، مس، سرب، جیوه، گوگرد و روی. این فلزات به طرف منابع آب ها حمل شده و سبب آلودگی آنها می گردند.

۳-۴- واکنش های اکسیداسیون و تولید اسید

پس آب های اسیدی معدن در نتیجه اکسیداسیون برخی از کانی های سولفیدی خصوصاً پیریت در محیط های معدن حاصل می شود [Doulati Ardejani, 2003]. واکنش های شیمیایی که بیانگر اکسیداسیون پیریت و تولید محصولات اکسیداسیون و اسید می باشند در زیر آمده اند.



مطابق واکنش (۱) تشکیل پس آب های اسیدی معدن ابتدا از اکسیداسیون مستقیم پیریت با اکسیژن و آب حاصل شده که نتیجه آن تولید Fe^{2+} , SO_4^{2-} , H^+ می باشد. آهن دو ظرفیتی که در نتیجه اکسیداسیون پیریت آزاد می گردد، در مجاورت اکسیژن اکسیده شده و به آهن سه ظرفیتی (Fe^{3+}) مطابق واکنش (۲) تبدیل می شود. واکنش (۲) تنها واکنش مهم برای تولید Fe^{3+} می باشد. در شرایط pH پایین واکنش (۲) بسیار کند می باشد. در حضور باکتری های تیو باسیلوس

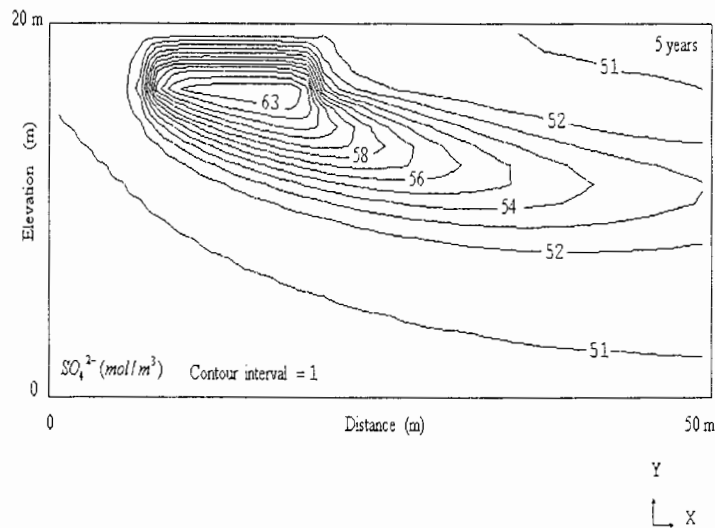
فرواکسیدان سرعت این واکنش 10^6 برابر افزایش می یابد. آهن سه ظرفیتی تولید شده می تواند مطابق واکنش (۳) با پیریت واکنش داده و SO_4^{2-}, Fe^{2+} و H^+ بیشتری تولید نماید. بررسی ها و آزمایشات نشان داده اند که اکسید شدن پیریت توسط آهن سه ظرفیتی تنها وقتی حائز اهمیت است که باکتری های تیو باسیلوس فرو اکسیدان حضور داشته باشند. آهن سه ظرفیتی ممکن است هیدرولیز شده و تشکیل رسوب آمورف هیدروکسید آهن را دهد (واکنش ۴). در حضور باکتری های کاهش دهنده سولفات، سولفات به سولفید کاهش پیدا می کند (واکنش ۵) که نتیجه آن خنثی شدن pH و مصرف یون های سولفات محلول می باشد. در فاز محلول آهن سه ظرفیتی نقش مهم تری نسبت به اکسیژن در اکسید شدن پیریت دارد.

شکل ۱-۳ مکانیزم اکسید شدن پیریت و تولید پس آب های اسیدی معدن را در باطله های معدن روباز که حاوی پیریت می باشند نشان می دهد. همچنین شکل ۲-۳ مکانیزم حمل ماده آلاینده از طریق سیستم جریان آب زیر زمینی را نشان می دهد که ممکن است در باطله های یک معدن که حاوی پیریت می باشند رخ دهد.



شکل ۱-۳- مکانیزم اکسید شدن پیریت و تولید پس آب های اسیدی معدن در باطله های یک معدن زغال سنگ

[. Doulati Ardejani ,2003]



شکل ۳-۲- نحوه حمل و نقل یون سولفات از طریق سیستم جریان آب زیر زمینی درباطله های یک

معدن روباز زغال سنگ [Doulati Ardejani, 2003]. □

جدول (۲) عوامل موثر بر نرخ اکسید شدن پیریت و تولید اسید را بیان می دارد. بعلاوه

جدول (۳) کانی های سولفید فلزی مختلفی که توسط باکتری های تیو باسیلوس فرو اکسیدان می

توانند اکسید شوند و منجر به تولید اسید گردد را شامل می شود.

جدول ۳-۲- عوامل موثر بر اکسید شدن پیریت .

- نوع کانی سولفوری
- اندازه دانه های سنگ حاوی پیریت
- درجه حرارت
- غلظت و درصد اکسیژن
- شرایط pH و Eh
- درصد سولفور
- اثرات کاتالیزوری و حضور باکتری ها

جدول ۳-۳- کانی‌های سولفید فلزی که می‌توانند تحت تأثیر باکتری‌های تیو باسیلوس فرو اکسیدان قرار گیرند

FeS ₂ . FeAs ₂	آرسنوپیریت
Cu ₅ FeS ₄	بورنیت
Cu ₂ S	کالکوسیت
CuFeS ₂	کالکوپیریت
CuS	کولین
3Cu ₂ S.As ₂ S ₅	انارژیت
PbS	گالن
FeS ₂	مارکاسیت
NiS	میلریت
MoS ₂	مولبدینیت
As ₂ S ₃	اورپیمان
FeS ₂	پیریت
ZnS	اسفالریت

۳-۵- نقش کانی‌های خنثی‌کننده اسید معدن

اگر چه حضور پیریت و یا سایر کانی‌های سولفیدی نقش مهم در تولید پس آب‌های اسیدی معدن دارند ولی این یک شرط کافی برای تولید اسید نمی‌باشد. اگر کانی‌های قلیایی مثل کربنات‌ها به مقدار زیاد حضور داشته باشند، این کانی‌ها نقش خنثی‌کننده اسید را داشته و مقدار اسید تولید شده خنثی می‌گردد [Doulati Ardejani, 2003]. اکسید کلسیم، سنگ آهک و هیدروکسید سدیم می‌توانند پس آب‌های اسیدی معدن را تا pH ۶/۵ تا ۸ خنثی نمایند و سبب کاهش آهن تا غلظت ۷ ppm گردند. واکنش‌های خنثی‌کننده اسید معمولاً با ته نشین شدن یا تشکیل رسوب هیدروکسیدهای فلزی همراه هستند. بیشترین نرخ اکسید شدن پیریت در pH بین ۲/۴ تا ۳/۶ رخ می‌دهد. در pH پایین، آهن سه ظرفیتی به عنوان یک عامل اکسیدکننده عمل نموده ولی در pH‌های بزرگتر از ۳/۵ آهن سه ظرفیتی به صورت هیدروکسید آهن ته نشین می‌گردد. مطالعات نشان داده‌اند که در pH زیر ۴، کانی‌های ثانویه ممکن است ژاروسیت را تولید نمایند. این کانی یک نقش اساسی برای نگه داشتن اسیدپتیه سیستم به مدت طولانی حتی بعد از

آنکه پیریت و یا سایر کانی های سولفیدی مصرف شدند، بازی می کند. عوامل دیگری از قبیل نوع مواد، توپوگرافی محل معدن و شرایط آب و هوایی به خصوص بارندگی و درجه حرارت، روی نرخ اکسید شدن پیریت و تولید اسید موثر هستند. این عوامل حتی روی حمل و نقل محصولات اکسیداسیون پیریت به سوی آب های سطحی و زیرزمینی نقش دارند [Doulati Ardejani, 2003].

۳-۶- اثرات زیست محیطی پس آب های اسیدی معدن

در اکثر مناطق معدنی، پس آب های اسیدی معدن یک مشکل کلی و اساسی به شمار می رود که محیط زیست اطراف معدن را متاثر می سازند. پس آب های اسیدی معدن حاوی غلظت های بالایی از فلزاتی چون منگنز، آلومینیوم و آهن می باشند که هم آب های سطحی و هم سفره آب های زیرزمینی را آلوده می کنند. پس آب های اسیدی معدن اگر به منابع آب های سطحی اطراف معدن راه پیدا کنند سبب مرگ و میر آبزیان می شود به علاوه این آب های اسیدی در سفره آب های منطقه نفوذ کرده و آنها را آلوده می کند [Ezeigbo., 1993]. آب های اسیدی ناشی از فعالیت های معدنی مشکلات عدیده ای را فراهم می آورد که در بین آنها، مشکلات زیست محیطی بسیار مهم می باشد. پس آب های اسیدی معدن با pH کم، غلظت بالای نمک ها، عیارهای بالای فلزات سنگین و سولفات ها مشکلات عمده ای از جمله بالا رفتن اسیدیته و نمک خاک ها، نابودی گیاهان، اثرات کشنده روی آبزیان دارند [Rubio, 1993]. بطور کلی پس آب های اسیدی معدن دارای اثرات زیست محیطی زیر می باشند:

- ۱) کاهش کیفیت آب معدن
- ۲) خوردگی تأسیسات و تجهیزات معدن
- ۳) آلودگی سفره آب های زیر زمینی
- ۴) خطرات سلامتی برای انسان و سایر موجودات
- ۵) مرگ اکثر ماهی ها
- ۶) سبب کاهش تعداد ارگانیزم های آبی شناور

آلودگی آب های سطحی نیز از دیگر اثرات منفی در ارتباط با تولید پس آب های اسیدی معدنی می باشد. این آب های اسیدی حاوی غلظت های بالای فلزات و سولفات های محلول وقتی وارد رودخانه های شیرین می گردند، هیدروکسید آهن ته نشین شده که سبب تغییر رنگ آب می شود و حالت زیبایی طبیعی رودخانه را از بین می برد. به علاوه رسوبات هیدروکسید آهن مانند لایه ای کف رودخانه ها را می پوشاند و رودخانه ها را عاری از ماهی ها می کند [Environment Australia,1997].

۳-۷- آلودگی ناشی از فلزات سنگین

در پس آب های بسیاری از معادن سولفیدی فلزی شامل معادن متروکه ممکن است عیار برخی از فلزات سنگین بسیار بالا باشد. آلودگی خاک ها ، آب های سطحی و زیر زمینی توسط فلزات سنگین در ارتباط با پس آب های اسیدی معدنی می باشد.

فلزات سنگین و پایه آنهایی هستند که دانسیته بزرگتر از ۵ دارند و مجموعاً شامل ۳۸ عنصر می باشند. همه این عناصر در مناطق معدنی حائز اهمیت نمی باشند. برخی از این عناصر که در مورد آنها جای نگرانی وجود دارد عبارتند از: روی، مس ، سرب، کادمیوم و جیوه. برخی از فلزات حتی با عیار کم ولی اگر بطور منظم مصرف شوند کشنده هستند . فلزات سنگین برای آبریزان سمی بوده و زندگی آنها را به خطر می اندازد [Stiefel,1983] بسیاری از فلزات سنگین با غلظت های بالا اثرات کشنده مهمی روی ماهی ها و سایر آبریزان دارد و اکولوژی رودخانه ها را ویران می سازد. فلزات سنگین می توانند در لابلای ذرات تشکیل دهنده خاک ها قرار گیرند و اثرات زیر محیطی دراز مدتی را به بار آورند. بسیاری از فلزات سنگین با غلظت های بالا روی رشد گیاهان اثرات نامطلوبی دارد. در هر وضعیت معدنی خاص ، تنها تعدادی از فلزات در سطوح خطرناک ممکن است یافت شوند. در صورت تولید پس آب های اسیدی معدنی ، یک یا چند فلز با غلظت بالا که از نظر زیست محیطی نگران کننده هستند حضور می یابند.

موادی که در باطله های معدنی یافت می شوند بایستی نمونه برداری و آنالیز شوند و درصد عناصر سنگین آنها تعیین گردند و حرکت و قابلیت جابجایی آنها در تحت شرایط هوازدگی

و فعل و انفعالات با مواد اسیدی یا قلیایی، بررسی شود. در محیط‌های اسیدی معدن قابلیت حل شدن و جابجایی فلزات تحت تأثیر عوامل مختلفی همچون pH، عیارهای آهن و منگنز، پتانسیل اکسیداسیون- احیا و ماده آلی قرار می‌گیرند [Xavier.,1990] تغییرات بوجود آمده توسط فعالیت های میکروبی در پتانسیل اکسیداسیون و احیاء و شرایط pH یک نقش اساسی در قابلیت متحرک شدن فلزات در محیط‌های اسیدی معدن دارد. کاتیون‌های فلزی در ارتباط با برخی مشکلات زیست محیطی به قرار زیر هستند [Doulati Ardejani,2003].

- برخی از کاتیون هایی که برای انسان و حیات وحش خطرناک می‌باشند عبارتند از: آرسنیک، کادمیوم، جیوه، سرب، نیکل، منگنز، مولیبدنیوم و سلنیوم.
- کاتیون های مس، کروم و تمام کاتیون هایی که در مورد اول نام برده شدند برای حیات آبریزان خطرناک می‌باشد.
- کاتیون های آهن، آلومینیوم و روی سبب مسمومیت گیاهی می‌گردند.

۳-۸- مطالعه موردی - کیفیت آب معدنی معدن کاتومبا

معدن زغال سنگ کاتومبا در ایالت NSW استرالیا واقع شده است. کیفیت آب های معدنی که از رگه زغال کاتومبا ناشی می‌شود توسط سینگ (۱۹۹۸) گزارش شده است. عملیات معدن کاری به صورت زیرزمینی تا اعماق ۲۰۰ متر در زیرماده سنگ های تریاس از سری نارابین انجام می‌شود آب از میان شکستگی های خیلی شدید و درزه ها و شکاف های سنگ وارد معدن می‌شود. حجم آب ورودی به معدن با میزان بارندگی تغییر می‌کند اما متوسط جریان آب ورودی بین یک تا دو میلی متر در روز می‌باشد. ویژگی های کیفیت آب های معدنی در جدول ۳-۴ نشان داده شده است. آب ورودی به معدن محتوی در صد پایین جامدات محلول و نمک های قلیایی می‌باشد. واضح است که پس آب های اسیدی که توسط اکسید شدن پیریت در معدن تولید می‌گردد به علت غلظت کم مواد قلیایی خنثی نمی‌شود و با کاهش pH خاصیت اسیدی بیشتر می‌شود. با کاهش pH، آهن، منگنز و روی موجود در سنگ های رسوبی در آب های معدنی حل می‌شوند. غلظت فلزات داده شده در جدول ۳-۴ برای تخلیه آنها به منابع آب های مجاور معدن غیر قابل قبول می‌باشند.

جدول ۳-۴- کیفیت پس آب های معدنی رگه زغال سنگ کاتونیا [Singh,1998]

منشا نمونه	آب های سطحی طبیعی	آب های ورودی	آب های خروجی
تعداد نمونه ها	۷	۳	۴
pH	۵/۱-۷/۳	۷/۱-۶/۴	۴/۲-۳/۰
رسانایی ویژه در 25°c (microsiemens/cm)	۲۳۴-۲۷/۹	۷۴/۳-۴۰/۴	۱۲۷ - ۷۸۹
باقیمانده فیلتر نشدنی (mg/l)	۱ - ۶۹۸ <	۱۲ - ۱ <	۱ - ۶۱ <
باقیمانده فیلتر شدنی در ۱۸۰°c (mg/l)	۲۱ - ۱۶۰	۳۰ - ۳۲	۷۹ - ۳۱۴
قلیایی کل تا pH ۴/۵ به صورت (mg/l) CaCO ₃	۲ - ۸۹ <	۱۲ - ۱۳	NIL
اسیدیته کل تا pH (mg/l) CaCO ₃ به صورت ۸/۳	۱ - ۲۴ <	۴ - ۱۶	۱۹ - ۱۶۹
کلسیم (mg/l)	۲۲/۷-۰/۳	۱/۷-۰/۴	۱۴/۱-۳/۸
منیزیم (mg/l)	۱۰/۶-۰/۴	۱/۹-۱/۰	۱۶/۰-۳/۰
سدیم (mg/l)	۱۱/۰-۳/۰	۲/۰-۱/۸	۳/۴-۲/۰
پتاسیم (mg/l)	۳/۲-۰/۳	۲/۷-۱/۵	۴/۰-۲/۶
آهن کل (mg/l)	۴۱-۰/۱ <	۱۱-۰/۱	۸/۱-۰/۵
بیکربنات (mg/l)	۱۰۹ -۳ <	۱۵	NIL
کلرید (mg/l)	۹/۲-۳/۲	۴/۷-۲/۷	۳/۵-۰/۷
سولفات (mg/l)	۹۸-۰/۶	۲/۷-۰/۹	۳۲ - ۲۲۰
فسفر کل (μg/l)	۵ - ۳۸۰	۲ - ۳۰ <	۲ - ۳۵ <
منگنز کل (mg/l)	۱/۲-/۰۰۵ <	۰/۵۲-/۰۰۵	۶/۳-۰/۷
روی کل (mg/l)	۳/۴-/۰۲۴	۳/۴-/۰۰۶	۸/۳-۱/۵

فصل چہارم
کیفیت آب معدنی

۴-۱- مقدمه

در سال های اخیر اهمیت کیفیت آب زیر زمینی در ردیف کمیت آن قرار گرفته و با توجه به توسعه و استخراج روز افزون آب زیر زمینی اهمیت محافظت آن از آلودگی ها آشکار شده است. آب زیر زمینی به طور دائم در اثر کارهای روزمره آلوده تر می شود. خواصی که برای آب زیر زمینی در نظر گرفته می شود به مورد استعمال آن بستگی دارد و بنابراین خواص مطلوب برای آب آشامیدنی مصارف صنعتی و آبیاری کاملاً متفاوت است. برای تعیین مشخصات آب زیر زمینی بایستی آزمایش های فیزیکی و باکتری شناسی با روش های استاندارد تجزیه آب انجام داد و حدود کیفیت آن را معین کرد. در این فصل به بررسی کیفیت آب های زیر زمینی و روش های آنالیز آن پرداخته می شود.

۴-۲- اجزای اصلی تشکیل دهنده آب زیرزمینی

الف) آب زیرزمینی ممکن است حاوی: جامدات معدنی جامدات آلی سیال آلی و گازهای محلول باشد.

ب) مواد محلول در آب زیرزمینی: ترکیبات اصلی ($>5 \text{ mg/lit}$)

کلسیم _ منیزیم _ سدیم یا پتاسیم _ بیکربنات ها _ کلریدها _ سولفات ها _ نیترژن _ سیلیس _ اسید کربنیک

ج) عناصر فرعی (10 mg/lit _ 101) :

بر _ کربنات ها _ فلورید _ آهن و اکسیژن

د) ترکیبات آلی (اعماق کم) تا 2000 میلی گرم در لیتر

اسید هومیک _ اسید فومیک _ آمینو اسید _ کربوهیدرات

ه) ترکیبات آلی (سفره عمیق)

استات و پروپیونات

ی) عناصر کمیاب

بیش از ۱۰۰ عنصر که عمدتاً شامل آنتیموئن، آرسنیک، باریم، طلا، مس، روی و غیره می باشند.

۳-۴- روش های مرسوم تجزیه آب زیر زمینی

برای مشخص کردن کیفیت آب زیر زمینی بایستی به بعضی آزمایشات شیمیائی، فیزیکی، باکتری شناسی و ... دست زد. از این آزمایشات بررسی های شیمیائی و فیزیکی مهم تر از همه می باشد. یک آزمایش شیمیائی کامل، عبارت از تعیین غلظت کلیه اجزای غیر آلی آب است. پارامترهایی که بایستی در تجزیه آب زیر زمینی مد نظر قرار گیرند عبارتند از: pH، جامدات حل شده کلی (TDS)، هدایت ویژه به (μ-siemens/cm). آنچه در تجزیه مورد نظر قرار می گیرد شامل موارد زیر است:

۱) اجزا استاندارد موجود در آب زیرزمینی

۲) نتایج آزمایشگاه که غلظت ها بر حسب میلی گرم در لیتر گزارش می شود.

فلزات معمولی که گزارش می شوند عبارتند از: کلسیم، منیزیم، سدیم یا پتاسیم و غیره.

جدول ۴-۱ مثالی از آنچه در آنالیز رایج آب بررسی می شود را نشان می دهد.

جدول ۴-۱- مثالی از آنالیز رایج آب

پارامترها	میلی گرم در لیتر	پارامترها	میلی گرم در لیتر
pH	۷/۷	بیکربنات	۱۳۱۵
کلسیم	۱	کلرید	۴۵
سدیم	۵۵۰	فلورید	۰/۲۵
آهن	۸/۷	قلیایی	۱۰۷۸
منیزیم	۱	TDS	۱۳۲۱
پتاسیم	۳/۵	هدایت الکتریکی	۲۳۰۰
نیتريت	۰/۱	سختی	۸
سولفات	۵۹	NO ₂ , NO ₃	۰/۱

۴-۳-۱- تعادل بار

برای کنترل کیفیت آنالیز آزمون تعادل بار به کار گرفته می شود. به منظور اینکه محلول بایستی از لحاظ بار الکتریکی خنثی باشد دقت بسیاری از نمونه های آب می تواند کنترل شود. مجموع کاتیون ها به میلی اکی والان در لیتر بایستی مساوی مجموع آنیون ها به میلی اکی والان در لیتر باشد.

$$\text{وزن معادل} = (\text{mg/l}) / \text{وزن مولکولی} = (\text{mg/l} \times \text{والانس}) / \text{Meq/lit}$$

وزن مولکولی، اتمی، عدد والانس و وزن های معادل تعدادی از یون های متداول در جدول ۴-۲ داده شده اند.

جدول ۴-۲ - وزن مولکولی، اتمی، وزن های معادل و عدد والانس

عناصر	وزن اتمی یا مولکولی	والانس	وزن معادل	حجم مولار جزیی
سدیم	۲۲/۹۹	۱	۲۲/۹۹	-۱/۵
پتاسیم	۳۹/۱۰۲	۱	۳۹/۱۰۲	۸/۷
لیتیم	۶/۹۳۹	۱	۶/۹۳۹	-۳۴
کلسیم	۴۰/۰۸	۲	۲۰/۰۴	
منیزیم	۲۴/۱۳	۲	۱۲/۱۵۶	
استرانسیم	۸۷/۶۲	۲	۴۳/۸۱	
باریم	۱۳۷/۳۲	۲	۶۸/۶۷	
آهن دوتایی	۵۵/۸۵	۲	۲۷/۹۲	۰
کلر	۳۵/۴۵	-۱	۳۵/۴۵	۱۸/۱
فلوئور	۱۹	-۱	۱۹	- ۲/۱
اکسید نیتروژن	۶۲	-۱	۶۰	۲۹/۳
سولفات	۹۶/۰۶	-۲	۴۸/۰۳	۱۴/۵
HCO ₃	۶۱/۰۱۶	-۱	۶۱/۰۱۶	
CO ₃	۶۰/۰۸	-۲	۳۰/۰۰۴	-۳/۷
سیلیس	۶۰/۰۹	۰	۰	
بر	۱۰/۸			
نیتروژن	۱۴/۰۰۷			
اکسیژن	۱۶			
کربنات کلسیم	۱۰۰/۰۰۸		۵۰/۰۴۴	

جدول ۴-۳- ارزیابی خنثی بودن از نظر الکتریکی آنالیزهای روتین در جدول ۴-۲

غلظت کاتیون			غلظت آنیون		
	mg/l	meq/l		mg/l	meq/l
Ca ²⁺	۱	۲۰/۰۴ = ۰/۰۵	HCO ₃ ⁻	۱۳۱۵	۲۱/۹۲
		۱			
Mg ²⁺	۱	۰/۰۸	SO ₄ ²⁻	۵۹	۱/۲۲۸
Na ⁺	۵۵۰	۲۳/۹۲	Cl ⁻	۴۹	۱/۳۸
K ⁺	۳/۵	۰/۰۹	F ⁻	۰/۲۵	۰/۰۱۳
Fe ²⁺	۸/۷	۰/۲۴			
Total		۲۴/۸۳	Total		۲۴/۵۴۱
۱/۰۱ = نسبت کاتیون به آنیون					

تعدادل بار معمولاً بر حسب در صد بیان می شود :

(مجموع آنیون ها + مجموع کاتیون ها) / (مجموع آنیون ها - مجموع کاتیون ها) = تعدادل بار

(۱) اگر تعدادل کمتر از ۵ درصد باشد آنالیز خوب است.

(۲) اگر تعدادل دقیقاً ۰ درصد باشد احتمالاً سدیم یا پتاسیم با اختلاف تعیین شده اند.

(۳) اگر خیلی بیش از ۵ درصد باشد آنالیز صحت ندارد.

برای مثال در جدول ۴-۳ می توان دید که تعدادل یونی به شکل زیر است :

(مجموع آنیون ها + مجموع کاتیون ها) / (مجموع آنیون ها - مجموع کاتیون ها) = تعدادل بار

$$(۲۴/۸۳ - ۲۴/۵۴۱) / (۲۴/۸۳ + ۲۴/۵۴۱) = ۰/۵۹ \%$$

و بیانگر این است که آنالیز خوب می باشد.

۴-۳-۲- روش های گرافیکی رسم فراوانی و فراوانی نسبی عناصر موجود در نتایج

به دست آمده از تجزیه آب

بعد از خاتمه آزمایش شیمیایی بایستی نتیجه را به مقصودی که در پیش است تعبیر کرد و

با این تعبیرات بسیاری از مسائل مانند مناسب بودن آب برای هدف مورد نظر، امکان مخلوط کردن

چند آب مختلف، مطالعه تغییرات کیفیت آن را حل کرد. روش های مختلفی برای نشان دادن

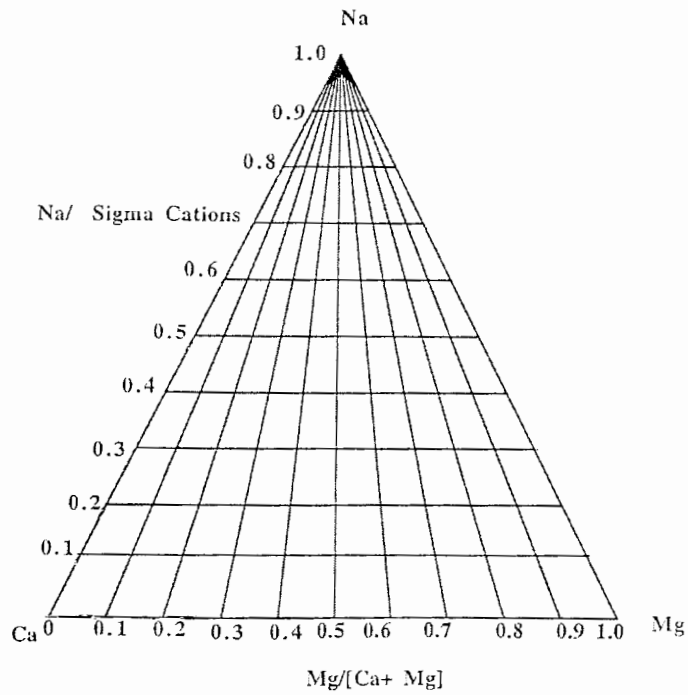
ترسیمی نتایج تجزیه آب وجود دارند، که به قرار زیرند :

- (۱) دیاگرام میله ای
 (۲) دیاگرام استیف پترن
 (۳) دیاگرام پای
 (۴) دیاگرام پایپر
 (۵) دیاگرام مثلثی (شکل ۴-۱)

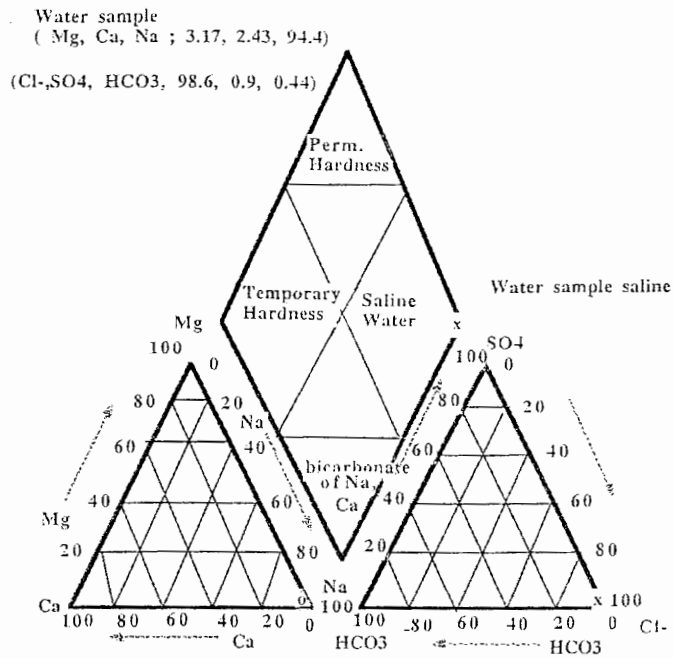
جدول ۴-۴- نتایج آنالیز آب از یک معدن زغال

	مقادیر (mg/l)	meq/l	meq/l %
pH	۷	۷	۷
Fe ₂ O ₃	۱۴		۱۴
آب فیلتر شده (mg/l)	-		
سختی کل CaCO ₃	۴۶۰۰		۴۶۰۰
سختی کلسیم (CaCO ₃)	۲۰۰۰		۲۰۰۰
قلیایی کل	۲۰۰		۲۰۰
قلیایی فنل فالین	-		
Ca ²⁺	۸۰۰	۴۰	۲/۴۳
Mg ²⁺	۶۳۰	۵۲/۰۷	۳/۱۷
Na ⁺	۳۵۶۹۰	۱۵۵۱/۷۴	۹۴/۴
Fe ²⁺	۱	۰/۰۵۴	
Mn ²⁺	۱	۰/۰۳۶	
جمع یونهای کاتیون		۱۶۴۳/۸۹	
کلرید Cl ⁻	۵۷۶۰۰	۱۶۲۲/۵۳	۹۸/۶۴
سولفات SO ₄ ²⁻	۷۳۰	۱۵/۲۰	۰/۹۲
نیتрат NO ₃ ⁻	۰		
بیکربنات و کربنات		۷/۱۶	۰/۴۴
جمع آنیونها		۱۶۳۷/۷۴+۷/۱۶	
جمع جامدات حل شده	۹۵۶۰۰		
Cl ⁻ /SO ₄ ²⁻ =107	-	pH = ۷	
جمع کاتیون ها / جمع سدیم		Mg / (Mg + Ca) = ۰/۵۷	

شکل ۴-۲- دیاگرام پایپر مربوط به نمونه های این جدول می باشد.



شکل ۴-۱- دیاگرام مثلثی



شکل ۴-۲- دیاگرام پاپیر نمونه آب از جدول ۴-۴

فصل پنجم
مدیریت زیست محیطی
پس آب های معدنی

۵-۱- مقدمه

آب های اسیدی ناشی از معادن زغالسنگ و سولفوری که حاوی عیارهای بالای فلزات سنگین هستند، اثرات زیست محیطی بسیاری را به بار می آورند. خنثی کردن (neutralization) و بازداشتن (prevention) پس آب های اسیدی معدن یک وظیفه مهم و اساسی برای صنایع معدنی در نواحی که این آب های اسیدی رخ می دهند، می باشد [Environment Australia, 1997]. در چنین مناطقی روش های بهسازی (redemption methods) و تجهیزات و امکانات تصفیه شیمیایی قبل از اینکه آب های اسیدی معدن به داخل منابع آب های سطحی و زیرزمینی هدایت شوند، مورد نیاز خواهند بود. [williams,1995]

ته نشین شدن آهکی (lime precipitation) متداول ترین عامل برای خنثی کردن اسید می باشد. [Williams, 1975; Tsukamoto and Miller, 1999] از مزایای استفاده از سیستم های تصفیه آهک (lime) عبارتند از: خنثی کردن اسیدپتته، حذف سنگ های آهن و آلومینیم و کاهش غلظت سولفات.

ولی چنین سیستم های مقدار بسیار بالایی از گل و لجن های گچی (gypsum sludge) که حاوی فلزات سنگین می باشند را ایجاد می نمایند. بعلاوه چنین سیستم تصفیه ای پر خرج می باشند. برای تصفیه پس آب های اسیدی معدن روش های تصفیه شیمیایی کم هزینه تری نیز پیشنهاد شده است. برخی از این روش ها عبارتند از تصفیه با استفاده از سدیم (sodium treatment) دیالیزهای الکتریکی (electro dialysis)، تبادل یونی (ion exchange)، جداسازی استفاده از کف (foam serration) و روش هایی که از فعالیت میکروبی جلوگیری می کنند (microbial inhibition). در زیر به بررسی روش های تصفیه پس آب های معدنی پرداخته می شود.

۵-۲- انواع روش های تصفیه

اگر چه روش های بهسازی موقتی ممکن است موجب کاهش اثرات آب های اسیدی روی محیط زیست شوند ولی برای تصفیه دقیق و کامل پس آب های اسیدی معدن لازم است که روش های تصفیه فعال (active) و یا غیر فعال (passive) مورد استفاده قرار گیرند. [Robb and Robinson, 1995].

روش های تصفیه فعال اغلب خروجی های غیر خالص (contaminated effluent) را تولید می نمایند و نیاز به امکانات تصفیه اضافی دارند بنابراین چنین سیستم های تصفیه ای اغلب گران قیمت هستند.

Wetland های ساخته شده اغلب به عنوان روش های تصفیه موثر، با هزینه نگهداری کم و ارزان برای تصفیه پس آب های اسیدی معدن می باشند [Perry and Kleinmann, 1998; Norton, 1992].

این سیستم ها در حذف فلزات از آب های اسیدی معدن موفق می باشند. به هر حال wetland ها همیشه مورد اعتماد نیستند که در تمام فصول سال کیفیت آب ها را بهبود ببخشند [Skousen, 2000]. مهم ترین هدف سیستم های تصفیه عبارت است از حذف آلوده کننده ها از قبیل آهنی و منگنز از آب های اسیدی معدن و بالا بردن pH آنها. آب های تصفیه شده می توانند به سمت منابع آب ها هدایت گردند.

کارهای تحقیقاتی و آزمایشگاهی بسیاری انجام شده تا مناسب ترین و کاراترین مواد شیمیایی برای خنثی کردن پس آب های اسیدی معدن پیدا شوند. متداول ترین روش برای تصفیه پس آب های اسیدی معدن عبارت است از استفاده عامل های قلیایی (alkaline pageants). شرکت های معدنی برای تصفیه آب های اسیدی معدن از سنگ آهک (CaCO_3)، هیدروکسید کلسیم (NaOH)، کربنات سدیم (Na_2CO_3)، اکسید منیزیم یا آمونیاک، استفاده می کنند.

[Williams, 1975; Skousen, 2000; and Environment Australia, 1997] برخی از رس ها و سیلیکات ها نیز می توانند به عنوان عامل های خنثی کننده اسید معدنی مورد استفاده قرار گیرند [Rogowski et al., 1977; Singh, 1998].

برخی از معادن زغال سنگ در شرق ایالت متحده و سایر نقاط دنیا از عوامل قلیایی برای تصفیه پس آب های اسیدی معدن استفاده می کنند. این مواد شیمیایی آهن و سایر آلوده کننده های محیط زیست موجود در آب های اسیدی معدن را حذف می کنند. این مواد شیمیایی آهن و سایر آلوده کننده های محیط زیست موجود در آب های اسیدی معدن را حذف می کنند. آب های تصفیه شده می توانند حتی به داخل رودخانه ها هدایت شوند [skousen, 2000]. در معادن فعال، این روش های تصفیه شیمیایی می توانند مورد استفاده قرار گیرند. در این سیستم ها، هیدروکسید سدیم (NaOH) یا اکسید کلسیم (CaO) برای افزایش pH مورد استفاده قرار می گیرند [Diz, 1998]. به هنگام استفاده از عامل های شیمیایی بایستی به مواد باقیمانده (residual materials) پس از فرآیند تصفیه پس آب های اسیدی معدن توجه خاصی داشت [2000 skousen,].

۵-۲-۱- روش های تصفیه غیرفعال (passive treatment systems)

اگر چه در روش های تصفیه غیر فعال از فرآیند مشابه که در سیستم های تصفیه فعال (active) استفاده شدند، استفاده می شوند ولی روش اجرا متفاوت می باشد. در این روش مواد قلیایی به داخل آب های اسیدی اضافه می شوند تا موجب افزایش pH گردد. چنین سیستم هایی برای تصفیه پس آب های اسیدی که خصوصاً در مناطقی که جریان پس آب های اسیدی کم می باشد، مناسب هستند. [Robb and Robinson, 1995; Environment Australia, 1997].

از آنجایی که روش های غیرفعال به طور مستقل (independently) برای تصفیه پس آب های اسیدی استفاده می شوند از این رو هزینه های مربوط به نگهداری نسبتاً پایین می باشد. چنین روش های تصفیه کم هزینه اساساً در مناطقی که در آنجا معادن متروک حضور دارند و یا شرکت های معدنی که در قبال اثرات زیست محیطی آب های اسیدی مسئولیتی را نمی پذیرند، مورد نیاز هستند [skousen, 2000].

۵-۲-۱-۱- گودال های آهکی anoxic غیرفعال passive anoxic limestone drains

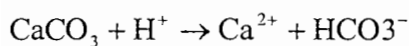
(PALD)

این روش به عنوان یک پیش تصفیه کننده (Pre-Treatment) برای پس آب های اسیدی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این روش پس آب های اسیدی از طریق کانال هایی که در آنها سنگ آهک های خرد شده تحت شرایط anoxic قرار گرفته‌اند، عبور داده می‌شوند. این شرایط مانع از ته نشین شدن و رسوبگذاری هیدروکسیدهای فلزی در داخل کانال (drain) و روی گراول های آهکی می‌گردد شکل (۵-۱).



شکل ۵-۱- کانال های آهکی anoxic غیرفعال [Doulati Ardejani, 2003].

واکنش شیمیایی بین پس آب های اسیدی و سطح سنگ آهک ، قلیایی را افزایش میدهد:



هوازی کردن (در مجاورت هوا قرار دادن) (aeration) و متوقف کردن (ponding) متوالی آب های خارج شده‌اند این کانال ها سبب ته نشین شدن هیدروکسیدهای فلزی در گودال های ته نشینی (settling pond) می‌گردند [Enuironment Australia, 1997; Robb and Kobinson, 1995]. به هنگام استفاده از روش PALD ، بهترین نتیجه وقتی حاصل شود که این روش ها با wetland های طبیعی و ساخته شده همراه باشند. روش PALD در مناطقی مورد استفاده قرار می‌گیرند که در آنجا درصد اکسیژن محلول و عیار آلومینیوم موجود در آب های اسیدی پایین بوده و آهن به فرم دو ظرفیتی وجود دارد. چنین شرایطی، قابلیت و کارایی روش PALD را برای تصفیه AMD تضمین نموده و کم هزینه نیز می‌باشد [Doulati Ardejani, 2003].

پس از حذف آهن در یک wetland هوازی، یک wetland غیرهوازی می‌تواند فلزات دیگر از قبیل روی، مس، کادمیوم، سرب و جیوه را حذف نماید [Robb and Robinson, 1995].

۵-۲-۱-۲- کانال های آهنکی باز (open limestone channels)

روش استفاده از کانال های آهنکی باز (شکل ۵-۲) یکی از روش های مهم برای تصفیه پس آب های اسیدی معدن می‌باشد. برای ایجاد چنین سیستم های تصفیه‌ای، کف نهرا (streambed) با سنگ آهک های با عیار بالا پوشانده می‌شود [Diz, 1998; and Skousen, 2000]. سنگ آهک مورد نظر نقش اساسی در خنثی کردن پس آب های اسیدی معدن دارند ولی در مناطقی که آب anoxic نیست، سنگ آهک با هیدروکسیدهای آهن پوشانده می‌شود. ولی تجارب بدست آمده از مناطق مختلف نشان داده است که وقتی آب های اسیدی روی سنگ آهک موجود در کف نهرا عبور می‌نمایند مقدار حذف فلزات و کاهش اسیدیت به میزان ۲۵ درصد کاهش می‌یابد [skousen, 2000].



شکل ۵-۲- کانال های آهنکی باز جهت تصفیه پس آبهای اسیدی معدن [Doulati Ardejani, 2003].

[

۵-۲-۱-۳- سیستم های wetland برای تصفیه پس آب های اسیدی معدن

Wetland ها عبارت‌اند از سیستم های غیرفعال با هزینه ایجاد کم و هزینه نگهداری پایین برای تصفیه آب های اسیدی معدن شناخته شده‌اند [kleinmann, 1990]. سیستم های wetland

می‌تواند به طور موثر با سایر روش‌های تصفیه از قبیل روش PALD به عنوان مرحله نهایی تصفیه اسید ترکیب شود [Environment Australia, 1997]. wetland ها نه تنها در تصفیه پس آب های اسیدی معدن به طور موفق عمل می‌نمایند بلکه آنها نسبت به روش‌های تصفیه شیمیایی اقتصادی‌تر هستند [kleinmann, 1990]. یک wetland از نظر شیمیایی یک سیستم کمپلکس بوده و بسیاری از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی در داخل آنها اتفاق می‌افتند. این فرآیندها عبارتند از: پدیده جذب (adsorption)، تبادل یونی (ion exchange)، واکنش‌های اکسیداسیون باکتریولوژیکی و غیرحضور باکتری‌ها (abiotic)، تجمع بیولوژیکی (biuolochlation)، تشکیل رسوب (sedimentation)، خنثی کردن (neutralization)، کاهش سولفات و تشکیل کانی‌های کربناته [kleinmann, 1990]. اگر چه بسیاری از این فرآیندها انجام شده در محیط wetland به طور دقیق درک و شناخته نشده‌اند ولی آنها در حذف فلزات خصوصاً آهن، افزایش pH و کاهش سولفات موثر هستند. بعلاوه مقادیر زیادی از گل و لای (sludge) به صورت رسوبات فلزی که تولید آن در روش‌های تصفیه شیمیایی متداول هستند، در محیط‌های wetland ایجاد نمی‌گردد. یکی دیگر از مزایای wetland‌های ساخته شده عبارت است از رسوب گذاری (sedimentation) و غیر متحرک کردن (immobilization) فلزات می‌باشد [Kleinmann, 1990; Saharan et al., 1995]. سیستم‌های wetland در تصفیه جریان‌های بزرگ آب‌های اسیدی و همچنین زمین‌های مناسب و قابل دست بودن برای ایجاد wetland‌های بزرگ و بعلاوه در جاهایی که کارایی حذف فلزات به سبب عمل تبخیر و تفریق در شرایط آب و هوایی گرم کاهش پیدا می‌کند، با مشکلات عدیده‌ای همراه هستند [Environment Australia, 1997]. یک طراحی شاخص از یک wetland مهندسی در شکل ۳-۵ نشان داده شده است. یک wetland ساخته شده، معمولاً تشکیل شده است از یکسری گودال‌ها (pits) تا جریان پس آب‌های اسیدی معدن به آسانی تحت کنترل قرار گیرند. این گودال‌ها با مواد آلی (organic substrate) پر می‌شوند و گیاهان از نوع Typha در آنجا کاشته می‌شوند. همان طوری که شکل ۳-۵ نشان می‌دهد، پس آب‌های اسیدی معدن به داخل این گودال‌ها هدایت می‌گردند. یک لایه به ضخامت ۱۵ سانتیمتر از مواد قلیایی همچون گراول‌های آهکی یا فسفات روی بیس (base) فشرده شده (compacted)

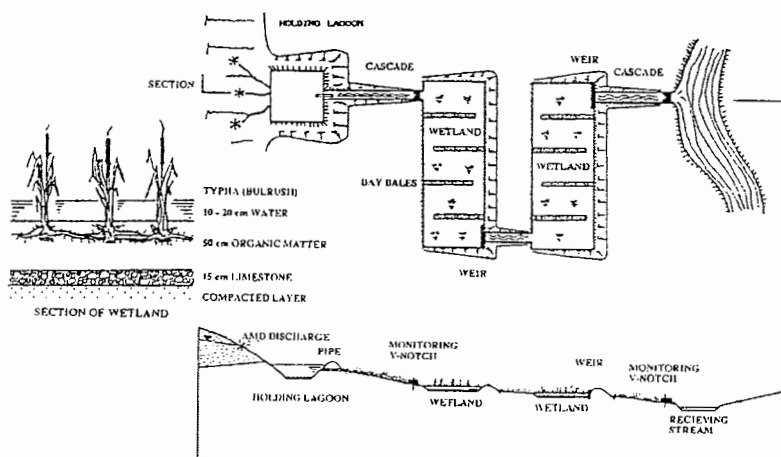
گسترده می‌شود تا با افزایش pH ابتدا موجب تشدید فرآیندها شود.

یک لایه غیر متراکم از یک ماده آلی (organic substrate) به ضخامت ۱۴ تا ۴۵ سانتیمتر، روی لایه آهکی خرد شده قرار داده می‌شود. این ماده آلی شامل ماده گیاهی فاسد شده (peat)، به کود مرغ (chicken manure)، گل و لجن فاضلاب های خوب هضم شده (well digest sewage sludge)، قارچ های فاسد شده (spent mushroom compost)، می‌باشد. کف wetland به صورت افقی و یا دارای یک شیب کم ماکزیمم تا ۳٪ طراحی می‌گردد [Kleinmann, 1990; Norton, 1992].

wetlandها بایستی طوری ساخته شوند که به اندازه کافی وسیع و پهن باشند تا بتوانند پس آب های اسیدی معدن را حداقل به مدت ۱۲ ساعت در خود نگه دارد (American Forests, 1992) به منظور کنترل آسان تر جریان آب های اسیدی، سیستم wetland معمولاً به صورت یکسری از شبکه های (cells) کم عمق ساخته می‌شوند. در این شبکه ها گیاهی به نام typha کاشته شده و پس آب های اسیدی معدن به داخل آنها هدایت می‌شوند [Kleinmann, 1990]. معمولاً اکثر wetland ها به ابعاد حدود یک هکتار ساخته می‌شوند. برای انتخاب ابعاد wetland ها بر اساس باردهی آهن (ironloading) و pH پس آب های اسیدی، راهنمای مناسبی وجود دارد [Kleinmann, 1990].

◆ اگر pH آب های اسیدی بین ۴ تا ۵ باشد، وسعت مورد نیاز از حاصل ضرب باردهی آهن و ضرب $\frac{2}{10}$ حاصل می‌شود.

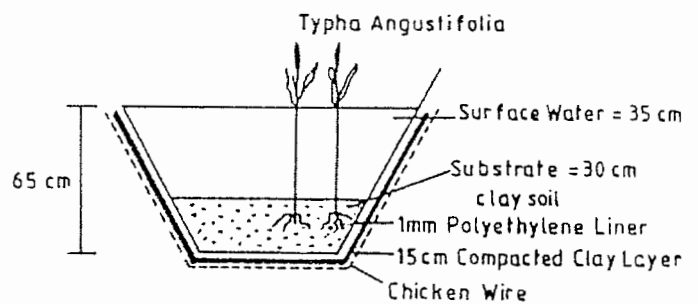
◆ برای مقادیر pH کمتر از ۴، سطح wetland مورد نیاز برابر است با میزان باردهی آهن تقسیم بر ۲.



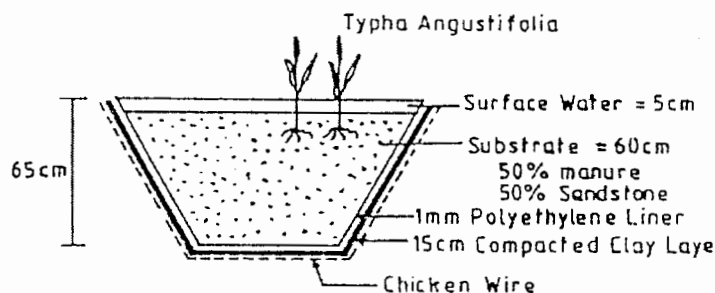
شکل ۵-۳- دیاگرام شماتیکی از یک wetland ساخته شده مهندسی [Doulati Ardejani, 2003].

[

دو نوع از سیستم wetland ساخته شده توسط [skousen, 2002, sahara et al., 1995] گزارش شده است. این دو نوع عبارتند از سیستم wetland هوازی و سیستم wetland غیرهوازی در نوع هوازی، تصفیه اسید معدنی با فرآیندهایی که هر لایه سطحی کم عمق انجام می‌شوند، امکان پذیر است در حالیکه در نوع هوازی پروسه تصفیه پس آب های اسیدی معدنی با واکنش های شیمیایی که در داخل لایه آلی (organic substrate) صورت می‌گیرد، انجام می‌پذیرد. [skousen, 2002] در شکل ۴-۵ دو نوع wetland نشان داده شده‌اند.



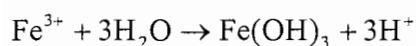
الف. سل هوازی



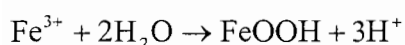
الف. سل غیر هوازی

شکل ۴-۵. دیاگرام شماتیکی سل های wetland هوازی و غیر هوازی [Doulati Ardejani, 2003].

سیستم های wetland هوازی جهت بالا بردن فرآیندهای اکسیداسیون ساخته می شوند. این wetland با عمق نسبی کم (۳۰ cm) طراحی شده، گیاه کاری شده و جریان آب سطحی در آن اهمیت دارد (ضخامت ۳۵ cm). در این سیستم ها، آهن دو ظرفیتی به آهن سه ظرفیتی تبدیل می شود. با انجام واکنش هیدرولیز آهن سه ظرفیتی به صورت هیدروکسید آهن سه ظرفیتی ته نشین می گردد. واکنش های شیمیایی انجام شده عبارتند از:



یا:



با انجام واکنش اکسیداسیون آهن در wetland هوازی حذف می گردد. چنین واکنش های شیمیایی سبب افزایش اسیدیته شده و pH سیستم را کاهش میدهد. مقادیر کم pH می تواند نرخ فرآیند اکسیداسیون را کاهش داده و رشد گیاهان را متاثر می سازد.

برای بالا بردن pH، می‌توان مواد قلیایی را به داخل شبکه‌های wetland هوازی اضافه نمود. با این عمل نرخ حذف شدن آهن بهینه می‌گردد. قلیایی مورد نیاز برای سیستم‌های تصفیه هوازی را می‌توان از راه‌های مختلف زیر تامین نمود:

۱) گونه‌های گیاهی از قبیل reeds (مثل *Typha latifolias* و *phragmites Australia*) می‌توانند در سیستم‌های wetland هوازی رشد نمایند. بار شد reeds اکسیژن می‌تواند از طریق مواد آلی عبور کند که منجر به تولید دی‌اکسید کربن می‌گردد. نهایتاً با حل شدن گاز در پس آب‌های اسیدی معدن، مقدار اسیدیته ممکن است خنثی شود.

۲) استفاده از سیستم PALD روش دیگری است که می‌توان مقدار قلیایی را در سیستم‌های wetland هوازی تامین نمود [Robb and Robinson, 1995].

۵-۲-۱-۴- سیستم‌های wetland غیر هوازی

سل‌های غیر هوازی از یک لایه آلی (organic substrate) ضخیم‌تر که شامل مواد آلی از جمله گیاهان خشک شده (hay)، فضولات حیوانات (manure)، مواد گیاهی پوسیده (pear moss) یا مواد قارچی پوشیده شده (mushroom compost) می‌باشد، تشکیل شده است. [Skousen, 2002; saharan et al., 1995]

فرآیند کاهش سولفات باکتریولوژیکی (BSR) در سیستم‌های غیر هوازی مواد آلی مهم‌ترین روش برای حذف فلزات در سل‌های wetland به حساب می‌آید. در این روش، سولفات‌های فلزی موجود در پس آب‌های معدن به سولفیدها کاهش یافته و منجر به تولید رسوبات غیر محلول (insoluble precipitate) در داخل مواد آلی می‌شود. این واکنش کیفیت آب را بهبود بخشیده و مقدار pH را افزایش می‌دهد [kleinmann, 1990; Norton, 1992].

اگر چه فرآیندهای اکسیداسیون باکتریولوژیکی راه مؤثری برای حذف فلزات سنگین و سمی (toxic) نمی‌باشد، بلکه سولفید هیدروژن رها شده توسط باکتری‌های کاهش سولفات می‌تواند با بسیاری از فلزات سنگین واکنش داده و رسوبات سولفیدی غیر محلول ایجاد نماید. این روش برای تصفیه پس آب‌های معدنی آلوده به بسیاری از فلزات سنگین و سمی مناسب هستند. [kleinmann, 1990]

فرآیند های کاهش سولفات باکتریولوژیکی توسط بسیاری از محققین گزارش شده‌اند. [Rose and cravotta III, 1998; Drury, 2000] تحت شرایط غیر هوازی ، باکتری های کاهش سولفات بطور مؤثری سولفات را کاهش می‌دهند. سولفیدهای تشکیل شده ممکن است با فلزات سنگین ترکیب شوند و رسوب نمایند [Castro et al., 1999]. باکتری های کاهش سولفات را جهت بهبود کیفیت آب یک دریاچه تشکیل شده در یک معدن متروک (pit lake) که حاوی عیارهای بالایی از سولفات ، آهن و آرسنیک بود ، بکار گرفت . در این تجربه سولفات کاهش یافته و سولفید را ایجاد نمود و حتی به صفر رسید و نهایتاً pH آب به مقدار خنثی رسید.

فصل ششم
نتیجه گیری و پیشنهادات

۶-۱- نتیجه گیری

اکسید شدن کانی های سولفیدی و تشکیل پس آب های اسیدی معدن مشکلات زیست محیطی بسیاری به همراه دارند که مهم ترین آنها آلودگی منابع آب های سطحی و زیر زمینی می باشد. این مقاله منشاء اصلی آلودگی آب معدن و تبعات زیست محیطی آن را بیان می دارد. روش های مختلف تصفیه پس آب های اسیدی معدن که ممکن است حاوی غلظت های بالایی از عناصر مختلف و مضر برای محیط زیست باشند، بررسی شده اند. از بین روش های ذکر شده سیستم Wetland، یک روش مقرون به صرفه بوده و به طور موفقیت آمیزی سبب حذف فلزات، کاهش pH و کاهش سولفات ها از پس آب های اسیدی معدن می گردند.

۶-۲- پیشنهادات

اثرات زیست محیطی ناشی از پس آب های اسیدی معدن به دلیل مدیریت ضعیف در مرحله طراحی، توسعه، عملیات و بسته شدن کارهای معدنی و همچنین بدلیل فهم نا صحیح از پس آب های اسیدی معدن در گذشته می باشد. مدیریت صحیح در اجرای فعالیت های معدنی همچنین مطالعه و بررسی راه های بازدارنده و کنترل کننده منابع آلوده کننده می تواند ما را در حفظ منابع آب ها کمک نماید. بهترین راه مدیریت، جلوگیری از پخش آلودگی در منبع تولید آلودگی می باشد.

Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B. and Kontopoulos, A. (1997). Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulphide mine sites. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, Section A, Mining Industry, 106, A1-50.

Atkins, A.S., and Pooley, F.D. (1982). The effects of bio-mechanisms on acidic mine drainage in coal mining. International Journal of Mine Water, No. 1, pp.31-44.

Castro, J.M., Wielinga, B.W., Gannon, J.E. and Moore, J.N. (1999). Stimulation of sulfate-reducing bacteria in lake water from a former open-pit mine through addition of organic wastes. Water Environment Research, 71(2), pp. 218-223.

Diz, H.R. (1998). The selective oxide system: Acid drainage treatment that avoids the formation of sludge. Mine Water and the Environment, 17(1), pp. 1-7.

Doulati Ardejani, F. (2003). Hydrogeological Investigations of Backfilled Surface Coal Mine Sites, PhD Thesis, University of Wollongong, Wollongong, Australia, 435p.

Drury, W.J. (2000). Modelling of sulfate reduction in anaerobic solid substrate bioreactors for mine drainage treatment. Mine Water and the Environment, 19 (1), pp.19-29.

Environment Australia (1997). Managing sulphidic mine wastes and acid drainage. One booklet in a series on best practice environmental management in mining, Commonwealth of Australia.

Ezeigbo, H.I. And Ezeanyim, B.N. (1993). Environmental pollution from coal mining activities in the Enugu areas, Anambka State, Nigeria. Mine Water and the Environment, 12, pp. 53-62.

Fetter, C.W. (1988). Applied hydrogeology, Merrill publishing company, Columbus, Ohio, U.S.A, 592p.

Gray, N.F. (1998). Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems. *Water Resources*, 32(7), pp. 2122-2134.

Kleinmann, R.L.P. (1990). Acid mine water treatment using engineered wetlands. *International Symposium on Acid Mine Water in Pyritic Environments*, P.J. Norton (Ed.), Proceedings, Lisbon, Portugal, September 16-19, pp.269-276.

Merrington, G. and Alloway, B.J. (1993). Leaching characteristics of heavy metals from three historical Pb–Zn mine tailings heaps in the united kingdom, *Mining Industry*, 102, pp. 71-152.

National Coal Board (1982). *Technical management of water in the coal mining industry*, the national coal board, London, 129p.

Norton, P.J. (1992). The control of acid mine drainage with wetlands. *Mine Water and the Environment*, 11(3), pp. 27-34.

Pearce, P.F. and Ries, E.R. (1982). Protection of environmental resources by effective mine water management. *Proceedings of the First International Mine Water Congress of the International Mine Water Association (IMWA)*, April 19-24, 1982, Budapest, Hungary, pp.80-95.

Perry, A. and Kleinmann, R.L.P. (1991). The use of constructed wetlands in the treatment of acid mine drainage. *Natural Resources Forum*, 15 (3), pp.178-184.

Ricca, V.T. and Schultz, R.R. (1979). Acid mine drainage modelling of surface mining. *Mine Drainage*, Proceedings of The First International Mine Drainage

Saharan, M.R., Gupta, K.K., Jamal, A. and Sheoran, A.S. (1995). Management of acidic effluents from tailing dams in metalliferous mines. *Mine Water and the Environment*, 14, pp. 85-94.

Rogowski, A.S., Pionke, H.B., and Broyan, J.G. (1977). Modelling the impact of strip mining and reclamation processes on quality and quantity of water in mined areas: A review. *Journal of Environmental Quality*, 6 (3), pp.237-244.

Rose, A.W. and C.A. Cravotta III (1998). Geochemistry of coal mine drainage. In: Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania, Chapter 1. K.B.C. Brady, M.W. Smith and J. Schueck (Eds.), Department of Environmental Protection, Harrisburg, Pennsylvania, USA, pp.1_1-1_22.

Rubio, R.F. and Lorca, D.F. (1993). Mine water drainage. *Journal of Mine Water and the Environment*, 12, pp.107-130.

Singh, R.N. (1998). *Mine water*, University Press, Wollongong, Australia, 290p.

Singh, R.N. (2001), *Mine water Quality and Presentation of Mine Water Chemical Analysis Results*, Mine 431_Mine Water, Tutorial session1 , 460p.

Skousen, J. (2000). Acid mine drainage treatment. Division of Plant and Soil Science, College of Agriculture and Forestry,

Stiefel R.C. and Busch, L.L. (1983). Surface water quality monitoring. *Surface Mining Environmental Monitoring and Reclamation Handbook*, L.V.A. Sendlein, H. Yazicigil and C.L. Carlson (Eds.), Elsevier Science Publishing Co., Inc., New York, pp. 189-212.

Stokstand, P. (1998). Structuring a reclamation program for abandoned non-coal mine. *Ecology Law Quarterly*, 25(1), pp. 121-165.

Todd, D.K. (1980). *Groundwater hydrology*, John Wiley & Sons, Inc., New York, 535p.

Toit, I., Jansen, H. and Johnstone, A. (1998). Assessing groundwater quality trends after mine closure- the South African situation. *Symposium on Mine Water and Environmental Impacts*, P.J. Norton and M. Veselic (Eds.), *Proceedings Volume2*, Johannesburg, South Africa, pp.359-365.

Tsukamoto, T.K. and Miller, G.C. (1999). Methanol as a carbon source for microbiological treatment of acid mine drainage, *Water Resources*, 33(6), pp. 1365-1370.

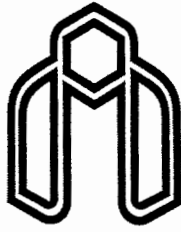
Williams, R.E. (1975). Waste production and disposal in mining, milling, and Metallurgical industries, Miller-Freeman Publishing Company, San Francisco, California, 489p.

Xavier, A.G. (1990). Environmental-biochemical aspects of heavy metals in acid mine water. International Symposium on Acid Mine Water in Pyritic Environment, Lisbon, Portugal, pp. 43-55.

Abstract

Mining operations in metal sulphide and coal deposits often lead to major environmental pollution problems when sulphide minerals, in particular, pyrite associated with the sulphide ore or coal is exposed to the atmosphere. The oxidation of pyrite in the presence of certain bacteria called Thiobacillus Ferrooxidans produces acid mine drainage (AMD). AMD is often characterised by high concentrations of iron, high sulphate and high hydrogen ions (or low pH). Furthermore, depending on the geology of the host rock of the ore deposit and depending upon the materials contacted, a variety of metals with elevated concentrations may be present. The long-term AMD generation and transportation of pollutants through the groundwater flow system is considered to be a major cause of many environmental pollution problems and is the source of the long-term poor water quality. This paper attempts to address the main source of pollution potential in mine sites and subsequent environmental impacts to receiving waters.

Although the oxidation process of pyrite and other metal sulphide minerals in the presence of air is often unavoidable, a study of the geochemistry of ore minerals and waste materials, hydrological and hydrogeological aspects, and the mine plan can help in the design of the mining operations to minimise the diverse effects on the environment during the activities. Environmental problems, as a consequence of AMD, due to poor management during the planning, development, operation and closure stages of mining activities and incorrect understanding of the nature and the chemistry of AMD in the past have often occurred. A careful environmental management during mining operations, a basic mine closure strategy and a knowledge of the mine pollutant sources can help to protect surrounding water resources.



دانشگاه صنعتی شاهرود

Shahrood University of Technology

Faculty of Mining Engineering and Geophysics

The pollution of Ground Water in mining operations

This thesis submitted in part fulfillment of the degree of Master of Engineering in Mining Exploration

By:

N. Mahbobi

Supervisors:

Dr. F. Doulati Ardejani

Summer 2004