



VATTENBURNA KVÄVEUTSLÄPP FRÅN SPRÄNGNING OCH SPRÄNGSTENSMASSOR

Lena Tilly

Johan Ekvall

Gunnar Ch Borg

Finn Ouchterlony

SveBeFo Rapport 72

STIFTELSEN SVENSK BERGTEKNISK FORSKNING
SWEDISH ROCK ENGINEERING RESEARCH

VATTENBURNA KVÄVEUTSLÄPP FRÅN SPRÄNGNING OCH SPRÄNGSTENSMASSOR

**Nitrogen contamination to water
from rock blasting**

Lena Tilly
Johan Ekvall
Gunnar Ch Borg
Finn Ouchterlony

Stockholm 2006
ISSN 1104 – 1773
ISRN SVEBEFO-R—72—SE

Förord

I det nationella miljöarbetet finns flera mål som rör användning och skydd av mark- och vattenresurser, där man bland annat strävar efter att begränsa utsläpp från olika industriella processer. I samband med bergsprängning kan inte utsläpp av kväve helt undvikas, eftersom alla praktiskt användbara sprängämnen är baserade på kväveföreningar. Utsläppen är dock generellt mycket små i jämförelse med vad som kommer från jordbruk och kommunala reningsverk, men lokalt kan nivåer förekomma som man måste ta hänsyn till vid planering och genomförande av sprängningsarbetet. Beroende på arbetenas omfattning kan det ibland vara aktuellt att behandla dessa frågor redan i ett tillståndsskede medan det i andra fall kan ske vid upprättande av bygghandlingar eller mer detaljerad arbetsplanering.

För att ge stöd för sådana bedömningar har denna rapport tagits fram i SveBeFos regi med finansiering av Banverket, Vägverket och SKB. Syftet har varit att ge en övergripande och samlad information om kvävetts roll i sprängningsprocessen och vilka utsläpp som kan förekomma, ställda i relation till naturliga processer – ”kvävecykeln” – och andra utsläppskällor. Beskrivningen av sprängningsprocessen har gjorts relativt utförlig för att förklara kvävetts centrala roll för sprängämnets funktion och hur föroreningar kan begränsas. Rapporten behandlar också aktuella lagrum och tillståndsfrågor och ger förslag till arbetsgång för behandling av kväve från sprängning i samband med MKB-arbete och i kontrollprogram med tillhörande provning.

Arbetet har genomförts av en projektgrupp bestående av Lena Tilly (projektledare), Johan Ekvall och Gunnar Ch Borg, som svarat för kapitlet och bilagan om kvävecykeln, medan kapitlet om sprängning skrivits av Finn Ouchterlony. En referensgrupp har bidragit med värdefulla råd under arbetet, vilket tacksamt noteras. Gruppen har bestått av Niclas Löwegren, Banverket, Kjell Windelhed, Vägverket, Tomas Holmström, SKB, Sven Wallman, NCC Roads, Bengt Niklasson, Skanska Teknik och Pia Wacker, Geosigma.

Stockholm januari 2006

Tomas Franzén

Sammanfattning

Sprängningsarbetens påverkan i form av kväveutsläpp till vatten är en komplex fråga. Den ligger i gränssnittet mellan teknik och natur med många parametrar som påverkar. De viktigaste läckagevägarna för kväve i samband med sprängningsarbeten är som spill av sprängämne via länshållningsvatten, och som odetonerat sprängämne i sprängstensmassorna. Kväveutsläppen kan inte betraktas separerat från andra typer av föroreningar som genereras i samband med sprängning, och inte heller från tillståndet i en möjlig recipient eller miljön i stort. Ämnet kväve är komplext, det uppträder i olika former och kan genom kemiska, biologiska och mikrobiella processer fastläggas, omvandlas eller i vissa fall avgå till luft. Kväveutsläpp till vatten sker främst som nitrat- och ammoniumjoner, samt till viss del som ammoniak. Några generella och enkla svar på frågan om sprängningsarbetens påverkan på vatten går därför inte att ge utan ”det beror på”. Genom att i ett tidigt skede göra en översiktlig analys kan man sortera fram de viktigaste aspekterna för det aktuella fallet.

I rapporten behandlas sprängteknik för tunneldrivning och bergrum, för bergtäkter och skärningar, och vad som karaktäriserar olika typer av sprängningsteknik, kvävet roll i sprängningsprocessen och vilka utsläppsformer som kan förekomma samt hur de kan påverkas. Kvävet och dess roll i naturliga processer – ”kvävecykeln” – beskrivs översiktligt i rapporten och mera ingående i en bilaga. Betydelsen av lokala förhållanden, naturgeografi och geologi, samt recipienter och reningssystem behandlas, liksom lagrum och tillståndsfrågor inklusive miljökonsekvensbeskrivning med avseende på kväveföroreningar. En arbetsgång föreslås med referenser till rapportens olika kapitel, där även förslag till reningsmetoder och kontrollprogram ingår. Den är strukturerad enligt följande sammanfattning:

Vad ska göras?

- Definiera den planerade verksamheten och dess omfattning.
- Vilken sprängteknik kommer att användas?
- Kommer åtgärder erfordras för tätning av berg?
- Bedöm storleken på utsläppet med olika utsläppsvägar.

Att försöka få en bild av storleksordningen på utsläppet och vilka möjliga vägar för utsläpp som finns redan i planeringsfasen är av stor vikt för det fortsatta arbetet. Det är t ex en stor skillnad mellan en permanent verksamhet eller en lång tunnel och en sprängning av t ex en kort bergskärning.

Var ska det göras?

- Klimat och geografisk region.
- Möjliga recipienter (naturliga och tekniska).
- Recipienternas status, känslighet och värde.

Som en första ansats bör kontrolleras om det är möjligt att ansluta till ett befintligt tekniskt system med fungerande reningsteknik. Att generellt alltid ansluta till ett ledningsnät är dock inte en självklarhet, t ex kan ett reningsverk sakna kapacitet eller kväverening saknas och

dessutom kanske utsläppen sker till en olämplig recipient. Det är viktigt att få klarhet i om det finns värden (natur, friluftsliv mm) eller intressen (t ex vattenförsörjning och fiske) som kan vara en begränsning vad gäller utsläpp till recipienten. Speciell försiktighet bör iaktas för att skydda vattentäkter.

Hur ser det ut nu? Vad blir påverkan framåt?

- Definiera befintlig belastning av kväve (jordbruk, dagvatten, avlopp ...)
- Bedöm utsläppet i relation till recipienten och dess övriga belastning

Den relativa storleksordningen mellan den kommande belastningen av kväve och recipienten är viktig. Utsläppet kan bli betydande för en liten och känslig recipient. Vad kan konsekvenserna av utsläppet bli? Påverkas andra intressen eller värden negativt? Detta styr både möjligheten att utnyttja vattenresursen som recipient och behovet av åtgärder.

Vad kan man göra?

- Vilka åtgärder behövs?
- Vilka åtgärder är möjliga att göra?

Vad är mest effektivt? Åtgärder vid källan kontra behandling av utsläppet? För en långvarig verksamhet finns helt andra möjligheter än för en kortvarig. Utsläppen från en tillfällig verksamhet har ofta stora variationer i flöden och föroreningar. För en sådan verksamhet kan det vara möjligt att välja en tidpunkt då recipienten är mindre känslig. För att kunna möta Miljöbalkens och myndigheternas krav på åtgärder är det viktigt att ha kunskap om påverkan på recipienten. Då kan kraven sättas realistiskt och man kan undvika åtgärder ”för säkerhets skull” som kanske blir kostnadskrävande utan att ge någon egentlig miljövinst.

Åtgärder vid källan genom minimering av spill och odetonerat sprängämne har visat sig vara effektiva. I de flesta fall ställs krav på slam- och oljeavskiljning oavsett utsläppspunkt. Tekniker för kväverening bygger på relativt komplicerade processer. Däremot är en pH-justering av vattnet, exempelvis vid cementinjektering, en enkel åtgärd som är motiverad för att undvika ammoniakbildning. Då kväverening är aktuell och anslutning till reningsverk inte är möjlig ingår ofta även annan kvalificerad rening. På vissa platser kan lokala förhållanden möjliggöra en ”naturlig” rening av kväve genom infiltration, översilningsytor och behandling i våtmarker eller i torv.

Vilka tillstånd behövs?

I ett tidigt skede bör man också klargöra vilka tillstånd som erfordras. För inledande diskussioner med tillståndsmyndigheten utgör ovanstående analys ett bra underlag. Den ger möjlighet till dialog och förhoppningsvis slutliga krav på reningsåtgärder och utsläppsnivåer som blir rimliga.

Vilken uppföljning behövs?

Ett kontrollprogram kommer i nästan samtliga fall att krävas. Beroende på rening/processteknik och utsläppspunkter kan detta program, utöver pH och aktuella kvävefraktioner, även innefatta biologiska parametrar. Därutöver ingår sannolikt även andra parametrar som t ex olja, suspenderat material och tungmetaller. För att kunna göra ett hanterbart, relevant och ”verklighetsförankrat” kontrollprogram erfordras grundlig kunskap om verksamheten och recipienterna.

Summary

Evaluation of nitrogen emissions from rock blasting and potential contamination of water is a complex issue. It involves technology as well as chemistry, biological science and environmental aspects. The major sources for nitrogen contamination from rock blasting to drainage water at a construction site is spillage of explosives during handling and charging of blast holes and non detonated explosives in the blasted rock. These contaminants cannot be handled completely separated from other substances generated in the blasting process or from other substances in a recipient or the environment in general. Nitrogen is a complex substance which exists in many different species. It is an agent in chemical, biological and microbiological processes and transformations, and can also be emitted to the air. Simple answers to the question of potential environmental impacts from nitrogen cannot be given. Therefore an early analysis is recommended, which must be based on the specific conditions for a certain project and site.

The report has been compiled to give an overview and some more detailed knowledge about the most relevant aspects of potential environmental effects of nitrogen from rock blasting in civil engineering applications, like rock tunnels and caverns, slopes and quarries. It contains an overview of current regulations and a quite comprehensive chapter on the rock blasting process, including the basis of the technology as well as its practical performance with focus on nitrogen, which is the vital component of all explosives used in engineering applications. One chapter is a brief description of the natural nitrogen cycle, which is also presented in detail in an enclosure, including the fundamental chemistry of the cycle. With the aim to put nitrogen from rock blasting into perspective, the report includes comparisons with other sources of nitrogen in the environment. Established procedures for environmental impact assessments are shortly presented and potential treatment measures for nitrogen contaminated water. Finally a procedure or check list is proposed for a proper handling of potential environmental effects of waterborne nitrogen in planning, design and performance of rock blasting projects.

Innehåll

1	<i>Inledning</i>	
1.1	Bakgrund _____	1
1.2	Syfte _____	2
1.3	Avgränsningar _____	3
1.4	Metodik _____	3
1.5	Organisation _____	3
2	<i>Verksamheter</i>	
2.1	Tunneldrivning och bergrum _____	5
2.2	Bergtäkter och bergskärningar _____	6
2.3	Övriga verksamheter _____	7
2.4	Hantering av sprängstensmassor _____	7
3	<i>Bergsprängning</i>	
3.1	Sprängämnen och detonationen _____	9
3.2	Sprängsalvors utförande _____	15
3.3	Framtida sprängteknik _____	17
4	<i>Föroreningar och läckagevägar</i>	
4.1	Läckagevägar _____	21
4.2	Kväveföreningar _____	24
4.3	Övriga föroreningar _____	24
5	<i>Kvävet i naturen</i>	
5.1	Kvävets betydelse _____	27
5.2	Kvävecykeln _____	27
5.3	Kvävetillförsel från luften _____	30
5.4	Kväve i åker- och skogsmark _____	30
5.5	Kväve i mark och i vattendrag _____	31
5.6	Kväve i sjöar _____	31
5.7	Kväve i havet _____	33
5.8	Ammoniaks toxicitet _____	33
5.9	Kväve tillfört från sprängämnen i relation till total kvävemängd i miljön _____	35

6	<i>Lokala förhållanden</i>	
6.1	Geografiskt område / naturgeografisk region _____	37
6.2	Geologi _____	37
6.3	Tätort / glesbygd _____	37
6.4	Recipienter _____	38
6.4.1	Mark och grundvatten _____	38
6.4.2	Ytvatten _____	38
6.4.3	Tekniska system _____	38
6.4.4	Luft _____	39
7	<i>Tillståndsfrågor</i>	
7.1	Lagrum _____	41
7.2	MKB _____	42
8	<i>Miljöbedömning</i>	
8.1	Befintlig miljö – underlag _____	45
8.2	Befintlig miljö – analys _____	46
8.2.1	Mark och grundvatten _____	46
8.2.2	Ytvatten _____	48
8.2.3	Tekniska system _____	49
8.3	Kväve från sprängning relativt andra kvävekällor _____	50
8.4	Miljöeffekter och miljökonsekvenser _____	54
8.4.1	Metodik _____	54
8.4.2	Miljöeffekter och konsekvenser av sprängningsarbeten _____	55
9	<i>Åtgärder och kontrollprogram</i>	
9.1	Reningsmetoder för kväveförorenat vatten _____	61
9.1.1	Biologiska reningsprocesser _____	62
9.1.2	Fysiska och kemiska metoder _____	64
9.2	Kontrollprogram _____	66
9.3	Parametrar, undersökningar och provtagningar _____	66
10	<i>Diskussion</i>	
10.1	Förslag till arbetsgång _____	69
10.2	Förslag till fortsatta arbeten _____	72
11	<i>Ord och begreppsförklaringar</i> _____	73
12	<i>Referenser</i> _____	77

Bilaga

Kvävetets naturliga kretslopp, halter och flöden

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I samband med sprängningsarbeten förekommer läckage av kväve, i form av nitrat, ammonium och ammoniak m.fl. föreningar, som är en potentiell föroreningskälla till yt- och grundvatten. Kväve sprids främst till vatten genom lösning av sprängmedelsspill och som urlakning av sprängmedelsrester från sprängstenen. Konsekvensen av en eventuell förorening beror på ett antal faktorer som t.ex. utläckande mängd, typ av kväveföreningar, hur kvävet sprids, eventuell kvävereduktion i processen och naturligt kväveupptag samt recipientens egenskaper. Upptag i växtligheten och bakteriella processer kan också reducera kväveinnehållet.

Höga kvävehalter utgör en betydande näringsbelastning och kan leda till övergödning eller andra problem i vattenområden. Vid höga pH-värden föreligger kvävet till största delen i form av ammoniak, vilket är toxiskt för fisk.

Ett aktivt arbete pågår i samhället för att minska belastningen av utsläpp. Den övergripande sk hushållningsstrategin som tagits fram för det svenska miljömålsarbetet bygger i huvudsak på:

- ett varsamt brukande av mark- och vattenområden
- miljöanpassad fysisk planering och byggande
- skydd av särskilt värdefulla miljöer och resurser

De 15 miljökvalitetsmål som är antagna av riksdagen ska fungera som riktlinjer för miljöarbetet på olika nivåer runt om i Sverige. Flera av dessa har samband med vatten på något sätt:

- Ingen övergödning
- Grundvatten av god kvalitet
- Myllrande våtmarker
- Levande sjöar och vattendrag
- Hav i balans
- Bara naturlig försurning
- God bebyggd miljö

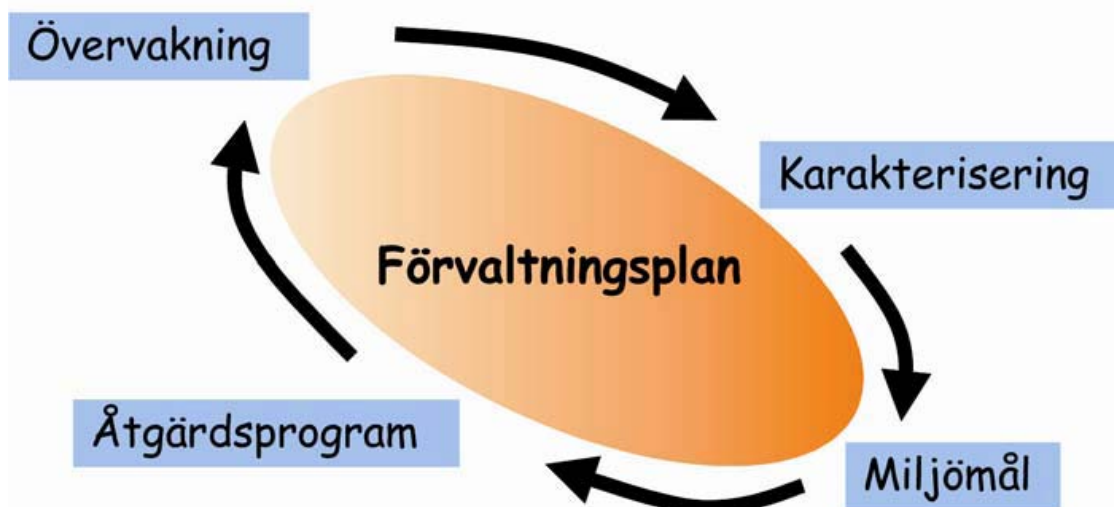
I de övergripande riktlinjerna för hur miljömålen skall tillämpas ingår bl.a. att utsläppen från industrin skall minskas. Även om utsläppsnivåerna från bergindustrin generellt sett är avsevärt mycket mindre än från lantbruk och kommunala reningsverk kan en lokal påverkan uppstå.

För att möta dessa krav har det tidigare utförts ett antal svenska utredningar för gruvor, täkter och tunnlar som syftat till att utreda vilket kväveläckage man har vid sprängning och hur man sprängtekniskt skall kunna reducera kväveläckaget. I dagsläget pågår några studier och sannolikt kommer denna typ av utredningar att fortgå även i framtiden. Dessa utredningar är i vissa fall projektspecifika och når i många fall enbart ut till en smal krets av berörda.

För att kunna möta de krav som ställs på verksamheten bör man även se till konsekvenserna av kväveutsläpp och vilka metoder det finns för att reducera kväveinnehållet i utgående vatten. Det finns ett stort vetande i dessa frågor inom andra fackområden som även bör föras ut till byggarna.

EU:s ramdirektiv för vatten är ett nytt gemensamt regelverk som innebär grundläggande förändringar vad gäller arbetet med vattenfrågor. Bl a ingår kartläggning av vattenresurser som en viktig del. Direktivet implementeras nu i Sverige och de fem nya Vattenmyndigheterna är etablerade och har påbörjat sitt arbete.

Den övergripande målsättningen med direktivet är att skydda och förbättra vattenresurserna. Målsättningen är att i princip alla vattenresurser (ytvatten, grundvatten och kustvatten, dock ingår inte hav) skall uppnå en god ekologisk status. Utgångspunkten är att vattenfrågor skall hanteras utifrån gränser för avrinningsområden. Det innebär möjlighet till helhetsgrepp inom vattenvården och bygger på samverkan mellan olika vattenintressenter. Arbetet skall bedrivas i en rullande process som innefattar karakterisering av vattenresurser, definition av miljömål, utarbetande av åtgärdsprogram för att uppnå miljömålen samt övervakning för att följa upp vilka effekter åtgärdsprogrammen ger när de genomförs. Resultaten av processen ska löpande rapporteras till EU i en förvaltningsplan. Den principiella vattenplaneringscykeln visas i *figur 1.1*.



Figur 1.1. Vattenplaneringscykel

Den första rapporteringen har gjorts till EU i mars 2005 och innefattar en första grov karakterisering av Sveriges vattenresurser gjord på nationell nivå av SMHI (ytvatten) och SGU (grundvatten). Uppgifter om vattenresursers status kan hämtas på webplatsen www.vattenportalen.se och efterhand kommer mer detaljerad information att läggas ut.

1.2 Syfte

Detta projekt (SveBeFo nr 241) syftar till att upprätta en lägesrapport om kväveproblematiken i samband med utsläpp till vatten och mark vid sprängningsarbeten under jord och i ytlägen. Vidare att sammanställa befintlig

information på ett sådant sätt att den kan implementeras och användas i miljöanalyser och miljökonsekvensbeskrivningar.

Mer preciserade syften enligt nedan:

- Öka och sprida kunskapen om vilka läckage som förekommer i dagsläget med befintlig teknik.
- Belysa eventuella risker och miljömässiga konsekvenser av kväveläckage från olika byggen, anläggningar och sprängstensmassor i olika geografiska regioner.
- Klarlägga vilka eventuella kvävesänkor eller fastläggning som det kan finnas och vilken betydelse de kan ha för totalt utsläppt mängd i recipienten.
- Redovisa metoder för att reducera kvävehalten i utgående vatten.
- Ge riktlinjer för kontrollmetoder avseende kväveläckage.

Målsättningen är att möta miljöbalkens kunskapskrav på ett bättre sätt och även styra verksamheten så att rätt teknik används med hänsyn taget till vad som miljömässigt kan motiveras.

1.3 Avgränsningar

Då gruvindustrins förhållanden skiljer sig markant från byggprojekt har, bortsett från vissa referenser, läckage av kväve från denna industri inte behandlats i denna rapport. Till skillnad från tunneldrivning vid exempelvis vägprojekt är gruvindustrins verksamhet ofta av långvarig karaktär på samma ort och inbegriper inte sällan någon typ av processdel vilket ger helt andra förutsättningar för kväverening. Inom gruvindustrin pågår ett arbete med att minska kväveläckaget.

Huvudsyftet med denna rapport är att beskriva kväve som förorening i vatten i samband med sprängningsarbeten och hantering av sprängstensmassor. Av detta skäl har övriga föroreningar och utsläpp till luft endast berörts i korthet.

1.4 Metodik

Underlaget till rapporten utgörs av befintligt material såsom vetenskapliga artiklar, examensarbeten, miljödomar, kontrollprogram och muntliga kontakter. Inga egna undersökningar och provtagningar mm har genomförts. Erfarenhet från verkliga fall har erhållits från referensgruppen. Ett platsbesök vid en tunneldrivning samt bergskärningar har genomförts vid byggandet av Norrortsleden norr om Stockholm.

För att inte göra rapporten alltför tungläst förklaras inte alla ord och begrepp i texten. Ord och begreppsförklaringar finns i kapitel 11.

1.5 Organisation

Projektet har genomförts av en grupp bestående av:

Lena Tilly (Tyréns) projektledare

Johan Ekvall (Tyréns)

Gunnar Ch Borg (geoBorg Consulting) ansvarig för kap 5 (Kväve i naturen) samt bilaga om kväve

Finn Ouchterlony (Swebrec) ansvarig för bergsprängningsfrågor (kapitel 3)

För projektet har en referensgrupp bildats bestående av:

Niclas Löwegren, Banverket
Kjell Windelhed, Vägverket
Tomas Holmström, SKB/ Atrax
Sven Wallman, NCC Roads
Bengt Niklasson, Skanska
Pia Wacker, Geosigma

Från SveBeFo har Tomas Franzén medverkat. Den ursprungliga projektbeskrivningen gjordes av Arvid Taube.

2 Verksamheter

De verksamheter där sprängningsarbeten bedrivs kan karakteriseras genom:

- Typ
- Varaktighet (permanent, tillfällig)
- Tid (långvarig, kortvarig)
- Omfattning (volym, storlek)

2.1 Tunneldrivning och bergrum

Tunneldrivning och utsprängning av bergrum sker i många infrastrukturprojekt, nedan ges några exempel:

- Vägtunnlar
- Järnvägstunnlar
- Tunnlar för spill- och dagvatten (avloppsvatten)
- Tunnlar för elkraftsöverföring (främst i urban miljö)
- Tunnlar och bergrum för hantering av utbränt kärnbränsle
- Byggande av underjordiska anläggningar (reningsverk, garage, militära anläggningar, energilager för gas och varmvatten mm)

Vid sprängningsarbeten för tunneldrivning och utsprängning av bergrum används ofta mer sprängämne per kubikmeter bortsprängt berg än vid dagbrott p g a att sprängningen sker i s k inspänt berg. I takt med att arbetet fortgår läcker allt större volymer grundvatten in i tunnlar vilket i sin tur medför att mängden länshållningsvatten ökar desto längre tunneln görs. Genom en kontinuerlig tätning av tunnlar erhålls dock en reduktion av mängden inläckande vatten. Arbetet med tunnlar och bergrum är av tillfällig art men kan pågå under lång tid, i stora projekt kan byggtiden uppgå till flera år.



Figur 2.1. Borrrigg i arbete med Norrortsleden i Sollentuna (foto Gunnar Borg)

2.2 Bergtäkter och bergskärningar

Vid större infrastrukturprojekt finns ett stort behov av krossat berg som används för uppbyggnad av vägar och banvallar. I många projekt kan detta behov tillgodoses med bergmaterial från sprängning av tunnlar och bergskärningar. I vissa fall räcker inte detta och därmed måste ytterligare krossmaterial tillföras från annat håll vilket ibland innebär att speciella bergtäkter etableras för projektet. Men framför allt etablerar en del större entreprenörer regionala bergtäkter.

Oavsett bergmaterialets ursprung måste en behandling i krossverk ske innan berget kan användas för underbyggnad till vägar och järnvägar eller som utfyllnad i exploateringsområden. Denna anläggning är i de flesta fall, av ekonomiska/praktiska skäl, lokaliserad vid eller i närheten (inom några mils avstånd) av den plats där sprängningsarbetena pågår. Det blir alltmer vanligt med mobila krossanläggningar i väglinjen eller exempelvis i området nära tunnelmynningen.

Bergskärningar och rena bergtäkter inkluderat de anläggningar som krossar och sorterar berget kommer att generera ett påverkat bygg- eller anläggningsdagvatten. Vattnets ursprung är dels nederbörd, dels i området framträngande grundvatten. För vattenbegjutning mm vid krossprocesserna tillförs även vatten från det allmänna ledningsnätet eller annan källa.



Figur 2.2a. Bergtäkt (foto Sven Wallman).



Figur 2.2b. Bergskärning vid Norrortsleden i Sollentuna (foto Gunnar Borg)

2.3 Övriga verksamheter

I samband med grundläggning för byggnader, schaktning för ledningar mm förekommer bergschakt med sprängning. Vid stora objekt kan denna verksamhet bli relativt omfattande.

Då gruvindustrins förhållanden skiljer sig markant från byggande av infrastruktur behandlas, som tidigare nämnts, inte läckage av kväve från dessa annat än i några referenser.

2.4 Hantering av sprängstensmassor

Oavsett om sprängningsarbeten bedrivs för tunneldrivning eller annan verksamhet måste utsprängt berg tas om hand. Hanteringen av sprängstensmassor varierar kraftigt beroende på geografiska/ekonomiska förutsättningar som t ex möjlighet till mellanlagring och avsättningsmöjligheter inom eller utom projektet. Berget är oftast entreprenörens egendom och någon detaljerad styrning av hanteringen från beställarens sida förekommer sällan.

Inom större infrastrukturprojekt används ofta sprängstensmassor, efter krossning, till väg- och banvallsutfyllnad. Massbalans eftersträvas så långt möjligt. Eventuellt överskott av krossat berg kan, beroende på den lokala efterfrågan, användas i andra projekt. Detta innebär att det kan vara svårt att följa sprängstensmassorna till slutlig placering.



Figur 2.3a +b. Sprängstensupplag med kross i närheten av Norrortsleden i Sollentuna (foto Gunnar Borg)

3 Bergsprängning

Sprängning är den i särklass effektivaste metoden att bryta hårt berg i stora volymer. Syftet är att losshålla, dvs. loss göra berget i lämpliga stycken så att det kan lastas och transporteras effektivt i den fortsatta användningen. Skadorna i det kvarstående berget får heller inte äventyra användningen av vägar, tunnlar och bergrum.

Bergsprängning används i gruvbrytning för att utvinna metaller och industrimineral. Nästan all gruvbrytning sker i norra Sverige. LKABs järngruvor bryter ca 20 Mton malm och 10 Mton gråberg per år. Bolidens koppargruva i Aitik bryter ca 20 Mton malm och lika mycket gråberg. Övriga gruvor bryter betydligt mindre mängder.

Produktionen av krossberg till grus, makadam och ballast till asfalt och betong är nära 50 Mton/år och sker huvudsakligen i södra Sverige. Leveranserna av krossad kalksten är ca 9 Mton och av cement ca 1,5 Mton. Övriga industrimineral och blockstensbrytning bidrar med ytterligare ca 4 Mton. Till detta kommer entreprenadindustrins byggande av vägar, tunnlar och bergrum. Denna är normalt av jämförelsevis liten volym men tidvis kan den vara betydande som i Södra Länken eller Botniabanan, båda projekt med tunnelvolym över 1,5 Mm³ eller 4 Mton som löper över flera år.

Följande framställning inriktas på en förståelse av nitraternas centrala roll i civila sprängämnen och hur kvävet i nitraterna därmed kan läcka ut vid sprängningsarbete. En mer traditionell genomgång av sprängämnes- och bergsprängningstekniken ges t.ex. av Olofsson (1991), Person m.fl. (1994) samt Ouchterlony och Niklasson (2004). Teknikens utveckling kan också följas i konferensvolymerna från Bergsprängningskommitténs årliga diskussionsmöten sedan 50 år.

3.1 Sprängämnen och detonationen

I runda tal förbrukar Sverige närmare 50 000 ton sprängämne per år varav drygt hälften av gruvor och hälften av övriga användare. Typiskt används 0,5-0,7 kg sprängämne per fast m³ berg vid ovanjordsarbeten och 1,5-2 kg/m³ vid tunneldrivning.

Sprängämnets uppgift är att omvandla kemiskt bunden energi till gaser med högt tryck och hög temperatur som kan uträtta arbete och bryta sönder berget. Omvandlingen sker i en mycket snabb reaktionsprocess som kallas detonation (*figur 3.1*).

Detonationsfronten rör sig med hastigheten 2000-5000 m/s i kommersiella sprängämnen, vilket är snabbare än ljudet i sprängämnet. Trycket i spränggaserna är då 1-10 GPa och temperaturen 2000-5000 °C.



Figur 3.1. Detonerande laddning med patronerat sprängämne. Källa: Dyno Nobel.

Alla kommersiella sprängämnen av betydelse som används i Sverige är nitratbaserade, och de mest använda av dessa är s.k. blandsprängämnen med till övervägande del ammoniumnitrat, AN eller NH_4NO_3 . Nitraten fungerar som syregivare till en bränslefas som kan vara olja.

Mer än 75 % av de sprängämnen som säljs är s.k. bulkemulsion och andelen ökar. Den består av en finfördelad emulsion av nitratlösning i olja med tillsats av ämnen som gör det möjligt för blandningen att detonera. Tillsatsen kallas känsliggörare och består vanligtvis av en kemikalie som bildar gasbubblor när den reagerar med emulsionen. Bubblorna fungerar som initieringspunkter för detonationen. Ofta tillsätts också prills, dvs. porösa kulor av AN eller ANFO (se nedan) och ibland aluminiumpulver för att höja energiinnehållet och förlänga arbetsfasen.



Figur 3.2. SME laddtruck från Dyno Nobel. SME betyder site mixed emulsion.

Bulkemulsionen är en trögflytande vätska och pumpas normalt in i borrhålen från en truck som utgör en mobil sprängämnesfabrik. Två huvudtyper av bulkemulsion förekommer, en som tillverkas på plats och en där emulsionsblandningen

känsliggörs i samband med att den pumpas in i borrhålet. Den förra kallas ofta SME (site mixed emulsion) och används huvudsakligen för grövre hål ovan jord. Den senare kallas SSE (site sensitized emulsion) och används huvudsakligen för klenare hål under jord.

Laddkapaciteten hos en SME-truck (*figur 3.2*) är stor och oljehinnan runt nitratlösningen gör emulsionssprängämnet relativt vattenbeständigt. Bl.a. dessa fördelar förklarar varför emulsionssprängämnen dominerar marknaden. En annan fördel som de har är att ingredienserna (även matrisen, dvs. den ej känsliggjorda emulsionen), som finns i separata behållare på trucken var för sig inte utgör sprängämne. De faller under en mindre restriktiv transportklass, oxiderande ämnen.

Det enklaste kommersiella sprängämnet är en blandning av AN och olja, ANFO. FO betyder "fuel oil" eller diesel. Det är ett billigt sprängämne och fungerar utmärkt i torra hål men det har dålig vattenbeständighet jämfört med ett emulsionssprängämne. Knappt 10 % av sprängämnen som säljs i Sverige utgörs av ANFO (*figur 3.3*).



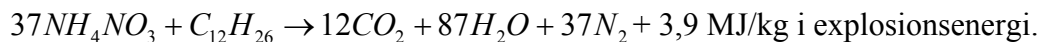
Figur 3.3. ANFO prills. Källa: Dyno Nobel.

ANFO består av mm-stora porösa prills vilka absorberat oljan och laddas för hand från en säck eller med en laddapparat. I hålet har ANFO en skrymdensitet om $800-900 \text{ kg/m}^3$ vilket motsvarar en porositet om ca 50 %. Porositeten fungerar som känsliggörare och behövs normalt för att ANFO skall detonera. I speciella fall används kulor av plast eller annat material för att sänka densiteten och därmed energiinnehållet i borrhålet.

Ett bulkemulsionssprängämne har en betydligt högre densitet, $1100-1200 \text{ kg/m}^3$ varför emulsionen i borrhålet oftast har ett högre specifikt energiinnehåll än ANFO. Densiteten kan regleras genom mängden tillsatt gasningsmedel, i praktiken ner till $900-1000 \text{ kg/m}^3$.

ANFO består av AN (80 g/mol) och en liten mängd dieselolja, normalt i proportionerna $\text{ANFO} \approx 94,6 \% \text{ AN} + 5,4 \% \text{ FO}$.

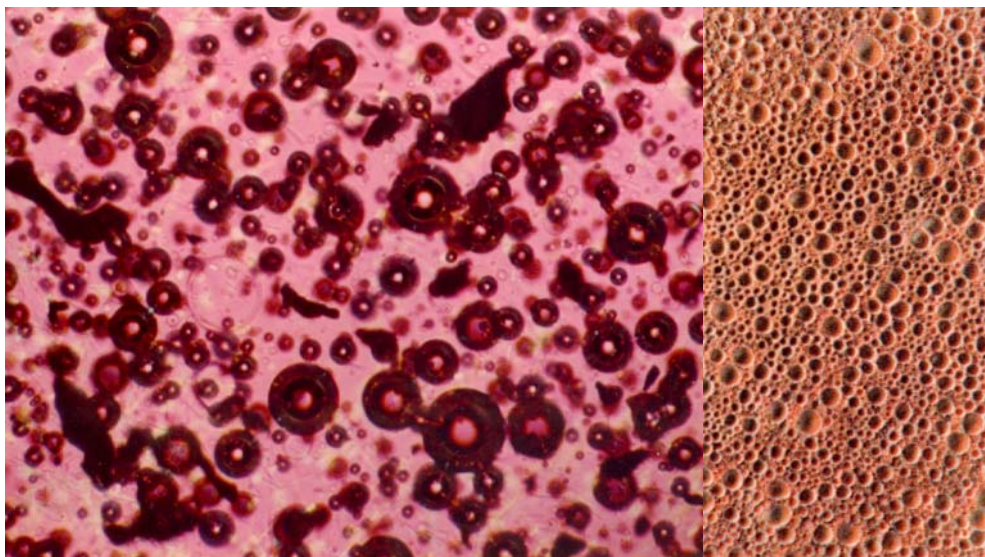
Det består av ca 1/3 rent kväve (N, 14 g/mol). Man kan använda kolvätet dodekan ($C_{12}H_{26}$, 170 g/mol) för att någorlunda beskriva dieselolja. Reaktionsformeln blir då idealt ungefär



De gasformiga produkterna CO_2 , H_2O och N_2 (kvävgas) är ofarliga när de svalnat och spätts ut i atmosfären. De upptar då en volym på ca 970 l/kg eller knappt 1000 gånger den ursprungliga sprängämnesvolymen i borrhålet.

Om mer AN tillsätts finns ett syreöverskott och det bildas giftiga nitrösa gaser, NO och NO_2 . Om mer olja tillsätts räcker inte syret till för att oxidera allt kol och den giftiga gasen CO bildas. Då sägs sprängämnet vara syrenegativt. Man använder civilt oftast s.k. syrebalanserade sprängämnen för att undvika detta. Tyvärr är ingen detonation i praktiken ideal och det bildas alltid giftiga gaser och mindre rester av odetonerat sprängämne.

Ett emulsionssprängämne kan typiskt innehålla 70-80 vikt-% nitrater lösta i vatten varav kanske 5/6 AN och 1/6 en blandning av natrium- och kalciumnitrat (SN och CN). Till detta kommer 10-20 % vatten, ca 5 % olja och 1-2 % emulgeringsmedel. Ren AN-emulsion förekommer också. Ett emulsionssprängämne innehåller ca 1/5-1/4 rent kväve, dvs. ungefär 2/3-3/4 av ANFOs kväveinnehåll. Vattnet bidrar till att sänka temperaturen hos spränggaserna och att göra emulsionssprängämnet svårare att detonera än ANFO. *Figur 3.4a+b* visar strukturen hos emulsionssprängämnen.



Figur 3.4a+b. Emulsionssprängämne med aluminium känsliggjort med ihåliga mikrosfärer av glas av storleken 10-100 μm i vänstra bilden. Matris, dvs. en emulsion med droppar av saltlösning omgivna av en olje- och fetthinna, cellstorlek 1-10 μm i högra bilden.

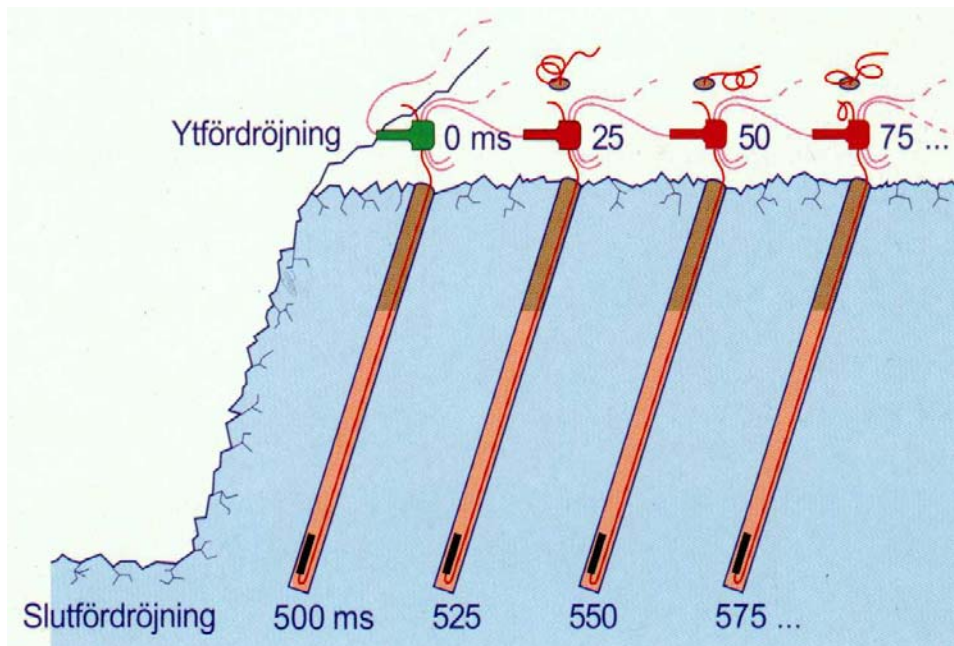
De sekundära nitraterna CN och SN ökar den övermättade emulsionens stabilitet, dels därför att kristallisationstemperaturen hamnar närmare rumstemperaturen, dels därför att mer av bränslet kan tillföras som oljefas vilket ger en tjockare oljehinna runt dropparna med saltlösning. Ammoniumjonen i AN utgör ju bränsle och den saknas i CN och SN. Ersättningen i form av olja bevarar då sprängämnets syrebalans.

De övriga 15 % av de svenska sprängämnen är paketerade produkter, t.ex. dynamiter, emulsionssprängämnen och specialprodukter. De allra flesta är nitratbaserade blandsprängämnen. Några lågvolymprodukter innehåller de kraftigt syrenegativa molekylära sprängämnen trotyl och pentyl som också innehåller nitro- eller nitratgrupper. I gruvorna används till övervägande del bulkemulsion. Andra användare använde 2003 nästan lika mycket patronerade produkter som bulkemulsion, ca 7000 ton mot 8000 ton. Deras ANFO-användning låg på ca 4000 ton.

Även om en detonation i princip är en självgående reaktion när den väl kommit igång så påverkas den av ett flertal faktorer.

- Hur intim blandningen av syregivare och bränsle är. Därför är normalt detonationshastigheten (VOD = velocity of detonation) för ett emulsionssprängämne högre än för ANFO.
- Vid för hög densitet dödpresas sprängämnet och kan inte detonera. Detta kan inträffa om ANFO-prillsen krossas för mycket vid laddning, om ett emulsionssprängämne gasas för lite eller utsätts för stor vattenpelare. Dödpresning orsakar detonationsavbrott.
- I en klen frikopplad laddning utan direktkontakt med berget finns det risk att ett tunt lager på ytan inte detonerar och till och med risk att sprängämnet dödpresas av den s.k. kanaleffekten. Om laddningen blir för klen kan detonationen inte heller fortgå.
- ANFO som sugit upp vatten har sämre detonationsförmåga, vid ca 25 % vattenhalt upphör den.

Val av sprängämne och utförande av ett givet sprängningsarbete påverkar riskerna för rester av odetonerat sprängämne i en salva, vilket är en källa till nitratutsläpp. Normalt finns det säkerhetsmarginaler inbakade i de rekommendationer av produktval som tillverkarna ger.



Figur 3.5a. Tvärsnitt genom en flerraders pallsalva med Nonel[®]-tändare, laddning och förladdning (gruspropp) i varje hål. Ytfördröjningen bestämmer initieringssekvensen. I sidled finns flera hål i varje rad som också fördröjs. Slutfördröjningen, ytfördröjningen plus 500 ms, ser till att alla hål fått en tändimpuls innan lossbrytningen börjar. Källa: Dyno Nobel.



Figur 3.5b. Pallsalva med en hålrad i stenbrott under utsprängning. Ur flera hål trycker spränggaserna undan förladdningen och strömmar ut i atmosfären. En rödbrun färg brukar tolkas som att nitrösa gaser bildats. Detta sker även för syrebalanserade sprängämnen.

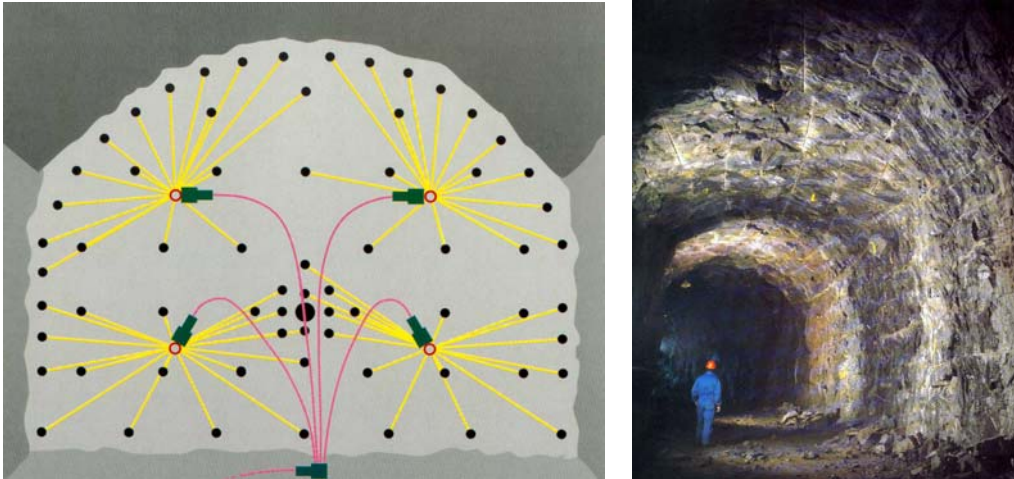


Figur 3.5c. Samma salva som i figur 3b efter sprängning. Spridningen av bergmassorna är kontrollerad, dvs. klart begränsad men viss spridning krävs för en lättlastad salva.

3.2 Sprängsalvors utförande

De två vanligaste formerna av sprängning är pallsprängning (*figur 3.5a-c*), som normalt används vid ovanjordsarbeten, och tunnelsprängning (*figur 3.6a-b*). I båda fallen borrar normalt en serie parallella hål inom den bergvolym som skall sprängas ut. Vid pallsprängning borrar hålen vertikalt eller nästan vertikalt och det finns en fri yta parallellt med hålen som underlättar utslaget. I tunnelsalvor är berget mer inspänt eftersom denna fria yta saknas till att börja med. Det behövs mer sprängämne per utsprängd bergvolym.

I båda fallen gäller att hålen i salvan måste sprängas i en snabb följd och i rätt ordning för att brytningssekvensen och därmed losshållningen skall lyckas. I en pallsalva är fördröjningen mellan initieringen av två hål ca 25-100 ms, i tunnelsalvor längre då bergets rörelse hindras av geometrin, normalt 100-500 ms.



*Figur 3.6a+b. T.v. uppkopplad tunnelsalva före sprängning med Nonel[®]-signalledningar som leder tillsprängkapslarna i botten på borrhålen. Det stora hålet i mitten av salvan är det oladdade grovhålet i öppningen. T.h. tunnelväggarna efter sprängning, med synliga borrhålspipor i konturen efter s.k. skonsam sprängning som utförts med reducerad laddning för att skona kvarstående berg.
Källa: Dyno Nobel.*

Sprängsalvor fungerar oftast mycket väl med hänsyn till de krav på hög produktivitet och liten omgivningspåverkan som ställs, man kan normalt kontrollera processen. Däremot är funktionen sällan perfekt bl.a. därför att kvaliteten på berget ofta varierar kraftigt längs en tunnelsträckning. Ett öppet slag kan t ex orsaka överslag mellan laddningarna i närliggande spränghål så att de detonerar nästan samtidigt. Detta ändrar brytningssekvensen och orsakar i värsta fall en s.k. bomsalva.

Den kritiska delen av en tunnelsalva är den s.k. öppningen eller kilen som kan ha drygt 10 hål. Här används ofta ett eller flera grövre oladdade hål för att skapa en första fria yta parallellt med kilhålen dit berget kan röra sig. Borrhålen måste placeras nära varandra och laddningskoncentrationen är hög. Då blir det viktigt med små borrhålsavvikelser.

Är avståndet till en fri yta, försättningen, för stor orkar laddningen inte bryta loss berget och skapa en fri yta för nästa hål. Det blir en bomsalva som är tidskrävande, dyr och potentiellt farlig att åtgärda.

Är avståndet till grannhålen för litet finns risk för närhålspåverkan. Dödpressning eller utslagna tändare i ett hål är en mekanism som leder till utebliven eller ofullständig detonation. Detta ger i bästa fall sprängämnesrester i salvhögen, i värsta fall en bomsalva med sprängämnesrester i. När man mäter markvibrationerna från en tunnelsalva är det inte ovanligt att pulserna från ett eller flera av öppningshålen saknas, trots att salvan brutit loss berget på avsett sätt.

Detonationsavbrott kan också orsakas av vatten i berget som rinner in i borrhålen. Vattenkänsliga sprängämnen som ANFO kan suga upp tillräckligt med vatten för att sluta fungera eller delvis lösas upp och spolas bort. Om en laddsträng av

bulkemulsionssprängämne delas av tillräckligt mycket vatten orkar detonationen inte slå över från ena delen till den andra.

Det är viktigt att använda rätt borrh-, ladd- och tändplaner vid sprängningsarbeten. Minst lika viktigt är att arbetet utförs på rätt sätt. Sprängningsresultatet blir aldrig bättre än de förutsättningar som borrhningen ger. Laddpelaren skall fylla ut hålet med rätt mängd sprängämne till rätt höjd. Vatten i borrhålen kan vid felaktig laddteknik blandas med bulkemulsionssprängämnet som blir omöjligt att initiera. Primern skall sitta på rätt ställe. Sprängämne som rinner in i sprickor riskerar att förbli odetonerat eller ge stora kast om det detonerar.

En onödig källa till spill vid laddningsarbete är t.ex. tömning på sulan av bulkemulsionssprängämnet i laddslangen eller ANFO i laddkärl eller säck efter avslutad laddning i stället för bortforsling till destruktion. En annan onödig källa är om man laddar hålen i en tunnelsalva för långt ut. Dels jäser bulkemulsionen under gasningen så att det rinner ner på sulan, dels riskerar man att sprängverkan närmast gaveln sliter av toppen på intilliggande laddade hål så att en del av den laddningen förblir odetonerad. Spillet vid laddning är normalt betydligt mindre för paketerade sprängämnen.

Nitraterna, dvs. AN, SN och CN i odetonerat bulksprängämne kommer sedan förr (ANFO) eller senare (bulkemulsion) ut i vattenrecipienter. Emulsionsdropparna med nitratlösningen är täckta av en oljehinna som bryts ner med tiden.

3.3 Framtida sprängteknik

Det finns alltså många potentiella bidrag till odetonerat sprängämne i en sprängsalva, där en del beror på kvaliteten i utfört arbete, vilken ofta kan förbättras. En produktion som mer belönar kvalitet än kvantitet i utförandet skulle sannolikt ge mätbara positiva effekter. En del beror i sin tur på berget och variationerna i dess egenskaper som sprickor, slag och vattenföring, något man aldrig helt kan komma åt.

Mätning och dokumentation av utfört borrhnings- och laddningsarbete samt av sprängsalvors funktion är bra hjälpmedel för att höja kvaliteten i arbetet. Information som samlas in under borrhningen (kallas ibland MWD efter measurement while drilling) kan användas för att få kunskap om bergförhållandena. Inmätning av borrhål kan leda till mindre borrhålsavvikelse eller till att felaktiga hål borraras om. VOD-mätningar visar om sprängämnet detonerar på rätt sätt, vibrationsmätningar kan ofta följa pulserna från alla hål i en sprängsalva. Berget och sprängningsprocessen blir då inte längre en svart låda.

Utvecklingen inom borrhningstekniken går mot alltmer styrd borrhning med datoriserade borrhplaner och inmätta påhugg, håldjup och borrhålsavvikelse. Vid pallsprängning i bergtäkter föreskrivs numera obligatorisk inmätning av hålen i första och även andra raden innanför pallfronten.

Inom laddningstekniken blir SME- och SSE-truckarna alltmer sofistikerade (SSE betyder site sensitized emulsion, dvs. i princip en medförd matris som känsliggörs vid laddningen). Man loggar laddmängder och laddlängder i alla hål, man styr

sprängämnets densitet i hålet med nästan omedelbar verkan genom flödet av gasningsmedel. Man kan ladda förutbestämda mängder sprängämne i ett enskilt hål och man automatiserar slangdragningen. Borrhål i sprickigt berg kan förses med inklädnad för att förhindra sprängämnet att läcka ut i sprickorna.

Allt detta bidrar till att höja kvalitén på utfört arbete och att minska mängden odetonerat sprängämne från spill och andra källor.

Inom upptändningstekniken har man börjat använda sprängkapslar med elektroniska fördröjningskretsar i stället för pyrotekniska satser. Spridningen i upptändningstid går då ner från i bästa fall 6-8 ms till 1 ms eller bättre, vilket möjliggör kortare tändintervall. Spridningar på 0,1-0,2 ms har uppmätts i fält.

Det finns belägg för att den mindre spridningen resulterar i jämnare och ibland i bättre sprängningsresultat, men resultaten är inte entydiga. De kortare intervalltiderna gör det möjligt att utveckla nya civila sprängtekniker där man t ex utnyttjar utsläckning och förstärkning av vibrationer och stötvågor från olika borrhål.

Nya realistiska datormodeller för sprängning utvecklas nu vilka täcker alltifrån bergets geometri och sprickighet, borrhålens placering och laddningen i hålen, upptändningstiderna, detonationen, uppspräckningen och bergmassornas kast. Med dem kommer vi i en relativt nära framtid att kunna både designa bättre sprängsalvor, analysera orsakerna till observerade felfunktioner och utveckla nya sprängtekniker.

Några egentliga alternativ till de AN-baserade sprängämnena som används i dag finns knappast. De sekundära nitraterna SN och CN har fördelen av att innehålla kväve bara i nitratjonen, AN har kväve även i ammoniumjonen. Båda har betydelse för vattenburna föroreningar. Kväve som avgår till luften som kvävgas (N_2) är i detta sammanhang ingen förorening.

Försök visar att rena CN- och SN-emulsioner har flera nackdelar. Dels är de svåra att initiera till detonation, CN är i sig inte explosivt vilket AN är. Även om energiinnehållet (MJ/kg) kan vara något högre är producerad gasvolym (l/kg) bara hälften så stor vilket sannolikt påverkar lossbrytningsförmågan, dvs sprängstyrkan negativt. Dessutom bildas vissa mängder fasta produkter, t ex CaO och $Ca(OH)_2$, vilket ger en kraftig rökbildning och sämre arbetsmiljö.

Den sämre sprängstyrkan betyder att mer sprängämne behöver användas för att bryta en given bergvolym. Antaget samma procentuella förluster av odetonerat sprängämne kommer sannolikt andelen nitratjoner per m^3 berg att öka om helt SN- och CN-baserade sprängämnena kunde användas medan andelen ammoniumjoner försvinner när AN utgår.

Till detta kommer kostnadsaspekten. AN är en billig kemikalie som produceras i stora mängder för att användas främst som konstgödsel. Andelen som används som sprängämne är betydligt mindre.

Rent AN är svårt att detonera men redan en mycket liten tillsats av organiskt bränsle ändrar på detta. Sådana nitrater klassas som ”High Consequence Dangerous Goods”, dvs produkter som kan ge katastrofala konsekvenser om de används på fel sätt. Internationellt arbetar man med att säkra användningen av dem. I framtiden kommer leveranser att ske under säkrare former.

Det finns exempel på att SNFO, dvs SN plus olja använts i stället för ANFO av kostnadsskäl. Sprängämnet fungerade men drogs med arbetsmiljö- och effektivitetsnackdelarna ovan. Mycket talar alltså för att AN kommer att vara den dominerande kvävekällan i civila sprängämnen en lång tid framöver.

Användningen av mekaniska avverkningsmetoder som fullortsborrning och fräsande brytning ökar inom tunneldrivning i hårt berg. Likaledes finns exempel på att bergtäkter som har starka begränsningar av markvibrationer bryter berg med hydraulhammare till samma kostnad som försiktig sprängning. Detta är emellertid inte regel och sprängning kommer länge än att användas vid tunneldrivning samt att vara den i särklass effektivaste metoden att bryta hårt berg i stora volymer.

Däremot kommer bergsprängning att utvecklas till en mer välkontrollerad process med allt mindre oönskade utsläpp av kväve i form av nitrat- och ammoniumjoner. Helt ren blir den emellertid aldrig.

4 Föroreningar och läckagevägar

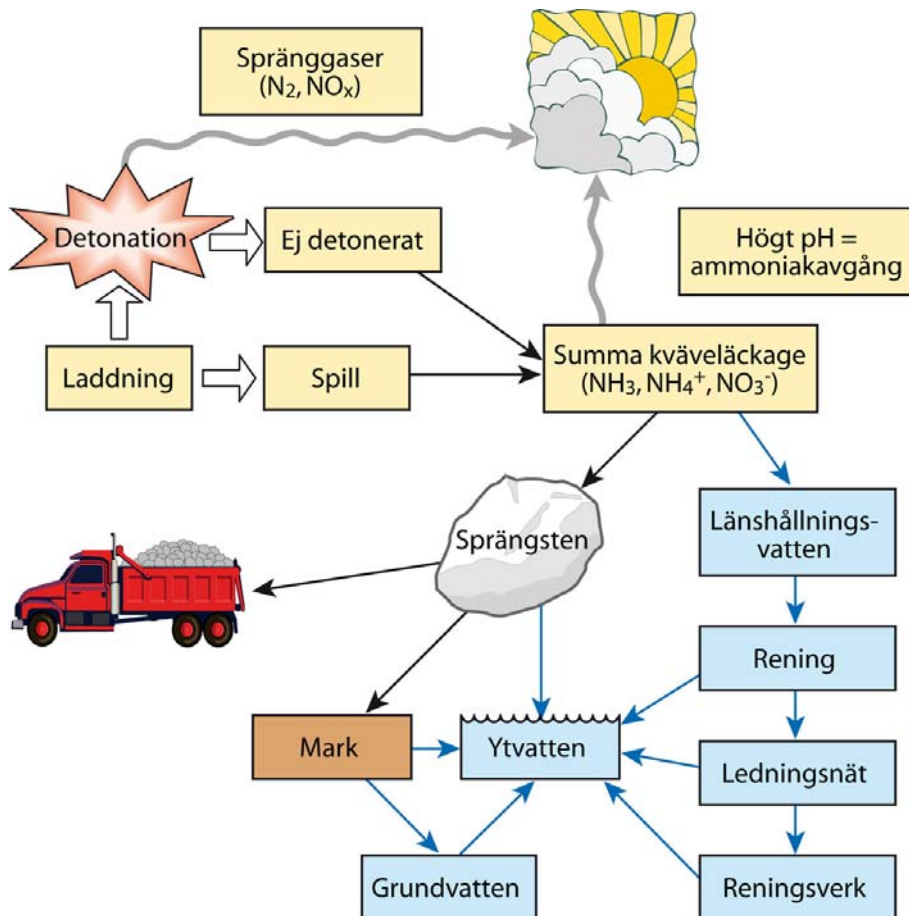
4.1 Läckagevägar

Kväve kan spridas från sprängningsverksamheter på flera olika sätt. Den största andelen kväve avgår till luften som kvävgas i samband med sprängningen. Vid ogynnsamma förhållanden kan nitrösa, toxiska gaser (NO_x), bildas. Studier gjorda av gruvföretaget LKAB visar att ingen av gaserna har någon större inverkan på kväveinnehållet i länshållningsvatten och sprängstensmassor från tunnlar, uppskattningsvis kan maximalt ett par procent av kvävet i vattnet komma från lösta gaser. Detta inkluderar även utsläpp från dieseldrivna maskiner och fordon.

Spill av sprängämne vid laddning och övrig hantering samt odetonerat sprängämne står för merparten av det kväve som sprids till vatten i samband med sprängningsarbeten. Hanteringen, sprängteknik och bergtekniska förhållanden är därför avgörande för kväveutsläppets storlek, mindre skillnader i olika sprängämnens kvävehalt har underordnad betydelse. Kvävet sprids dels via länshållningsvatten och dagvatten som leds kontinuerligt från arbetsstället, dels via sprängstensmassorna/malmen som initialt innehåller den största andelen, uppskattningsvis 60-70 % (enligt undersökningar i LKAB:s gruva och data från större vägtunnelprojekt) av det till vatten eller mark utläckande kvävet. Andelen kväve som hamnar i sprängstensmassorna respektive länshållningsvatten/dagvatten är dock osäker, bl.a. beroende på om vattenbegjutning sker (se nedan). Totalt kan så mycket som 10-20 % av det tillförda kvävet i sprängämnet läcka ut p g a spill och ej detonerade laddningar enligt undersökningar på malm i LKAB:s gruva i Kiruna. Hur stor andel av sprängämnet och därmed kvävet som inte medverkar i detonationen varierar kraftigt p g a platsspecifika förhållanden som entreprenörens skicklighet, bergets struktur och om sprängningarna utförs ovan eller under mark. Sannolikt förekommer det ofta betydligt mindre förluster än de som påvisats vid LKAB.

Faktaruta

Ett avslutat SBUF-projekt (SBUF – Projekt 11 408/443, 2005) avser utvecklad sprängteknik. Projektet omfattade ett program för att studera miljöeffekterna av olika sprängtekniska åtgärder vid byggande av bergtunnlar för Botniabanan. Syftet var även att om möjligt ge anvisningar för hur miljöbelastningen kan minska genom val av metoder och produkter. Resultatet av studien visar att genomtänkta processer och handhavande vid laddning (minimera spill mm) samt en bra borrh- och laddplan är av stor vikt för att undvika utsläpp av kväve. Resultaten pekar också på att SSE (bulkemulsion, site sensitized emulsion) ger mindre utsläpp än andra bulksprängämnen.



Figur 4.1. Principskiss, möjliga läckagevägar för kväve

Länshållningsvattnet är i de flesta fall lätt att ha kontroll över i form av föroreningsinnehåll, mängder mm. Vid mer varaktiga sprängningsarbeten är det vanligt att omhänderta vattnet i någon form av enklare reningsanläggning med sedimenteringssteg och oljeavskiljning. Dessa reningsanläggningar har ingen kväverening. Om länshållningsvattnet avleds till ett reningsverk med utbyggd kväverening sker däremot en kraftig reduktion av kväveutsläppet.

Spridningen av kväve från **sprängstensmassor** sker diffust och ofta över en längre tidsperiod. Var och hur massorna läggs ut, nederbördsintensitet samt materialets sammansättning (kornstorleksfördelningen som bestämmer massornas permeabilitet) avgör med vilken hastighet kvävet sprids till omgivningen. Då sprängstensmassor inte alltid används i närområdet kan områden långt från arbetsstället drabbas av utsläpp.

Om en vattenbegjutning av sprängstensmassorna sker vid arbetsstället kommer en del av kvävet att transporteras ut via länshållningsvattnet. Vattenbegjutning förekommer ofta av arbetsmiljöskäl vid tunneldrivning och varierar i intensitet. Ju intensivare vattenbegjutning desto större andel av kvävet återfinns i länshållningsvattnet, vilket ofta är en fördel då möjligheterna till kontroll och reningsåtgärder ökar. Hur rutinerna för vattenbegjutning är uppbyggda har därmed

en stor inverkan på länshållningsvattnets och i förekommande fall vid ytsprängningar på dagvattnets kväveinnehåll.

Utöver de ovan nämnda spridningsvägarna kan den del av kvävet som finns i form av ammonium omvandlas till ammoniak vid höga pH-värden orsakade av injektering med cementbaserade tätningsmedel, förstärkning med sprutbetong samt i viss mån även vid konstruktionsgjutning med betong. Ammoniak är en gas som kan avgå från vatten. Detta innebär att det vid vissa förhållanden kan ske en reduktion av vattnets kväveinnehåll genom ammoniakavgång. Under ej kontrollerade former är en sådan avgång inte att rekommendera då ammoniak är toxiskt och kan skada miljö och hälsa när koncentrationen överskrider en viss nivå. Ammoniakavgång förekommer främst i länshållningsvatten men kan även förekomma i sprängstensmassor där en inblandning av cementbaserade tätningsmedel och sprutbetong skett.

För att få ett helhetsgrepp bör man således följa både vattnet och berget. Som exempel kan nämnas att Banverket har tagit fram en standard (BVS 585.52) avseende makadamballast för järnväg. Enligt uppgift används inte sprängsten direkt från profilen. I sådant fall krossas och siktas den först, ibland tvättas den även, före användning i banvallar.



Figur 4.2. Länshållningsvatten som pumpas till container för slamavskiljning i Törnskogstunneln (Norrortsleden) i Sollentuna (foto Johan Ekvall)

4.2 Kväveföreningar

Kvävet i emulsionsprängämnen och i ANFO (Ammonium Nitrate Fuel Oil) förekommer främst som ammoniumnitrat (NH_4NO_3), ett salt som är relativt lösligt i vatten. Detta är den främsta källan till kväve i vatten från sprängningar.

Vid höga pH-värden omvandlas ammoniumjonen (NH_4^+) till ammoniak (NH_3). Då nitratjonen (NO_3^-) är stabil innebär detta att en omvandling enbart berör den del av kvävet i sprängämnet (50 %) som utgörs av ammonium.

Ammoniak i vatten kan avgå till luften och har en karaktäristisk, stickande lukt. Ammoniak är toxiskt för många organismer, se vidare nedan.

4.3 Övriga föroreningar

Utöver kväveföreningar förekommer även andra ämnen i länshållningsvattnet och i sprängstensmassorna. Huvudsyftet med denna rapport är att beskriva kväve som förorening i vatten i samband med sprängningsarbeten. Av detta skäl har ingen fördjupad studie gjorts med avseende på övriga ämnen.

Samtidigt är det viktigt att fastslå att det vid val av reningsåtgärder, recipient mm inte går att hantera kvävefrågan separat. Vattnets innehåll av andra föroreningar har en stor betydelse för miljöpåverkan och därmed också för reningskraven.

Utöver kväve i olika former förekommer huvudsakligen följande ämnen/produkter:

- Oljeprodukter och diesel från maskiner och sprängämnen
- Tungmetaller från maskiner och berggrunden
- Tätningsmedel av olika slag (t ex cementbaserade eller kemiska)
- Betong för förstärkning
- Suspenderat material (borrkax och finare fraktioner från sprängningen)

Av dessa ämneskategorier har förstärkning med sprutbetong och injektering med cementbaserade tätningsmedel stor betydelse för vilken form kvävet antar då betong och cement ofta kraftigt höjer pH. Ett förhöjt pH-värde medför ökad ammoniakbildning och kan även i sig ha toxiska effekter (se avsnitt 5.8).



Figur 4.3 Reningsanläggning vid Norrortsleden i Sollentuna. Anläggningen är avsedd för avskiljning av slam och olja. Viss rening har redan skett i container (se bild figur 4.2 ovan). Observera isolering och skydd mot påkörning. (foto Johan Ekvall)

5 Kvävet i naturen

5.1 Kvävet betydelse

Eftersom användandet av sprängmedel kan frisläppa kväve i form av joner (ammonium/nitrat) till naturen, är det väsentligt att studera kvävet uppträdande under naturliga förutsättningar. Detta är viktigt för att det skall vara möjligt att bedöma sprängämnenas omgivningspåverkan.

Kväve (kemisk beteckning N) är ett betydelsefullt och i naturen rikligt förekommande ämne, t ex består atmosfären till stor del av kvävgas. I detta avsnitt ges endast en kortfattad översikt, men i *bilaga* finns en mera utförlig genomgång av kvävet i naturen, omvandlingarna mellan de olika förekomstformerna och de olika kväveföreningarnas miljöeffekter.

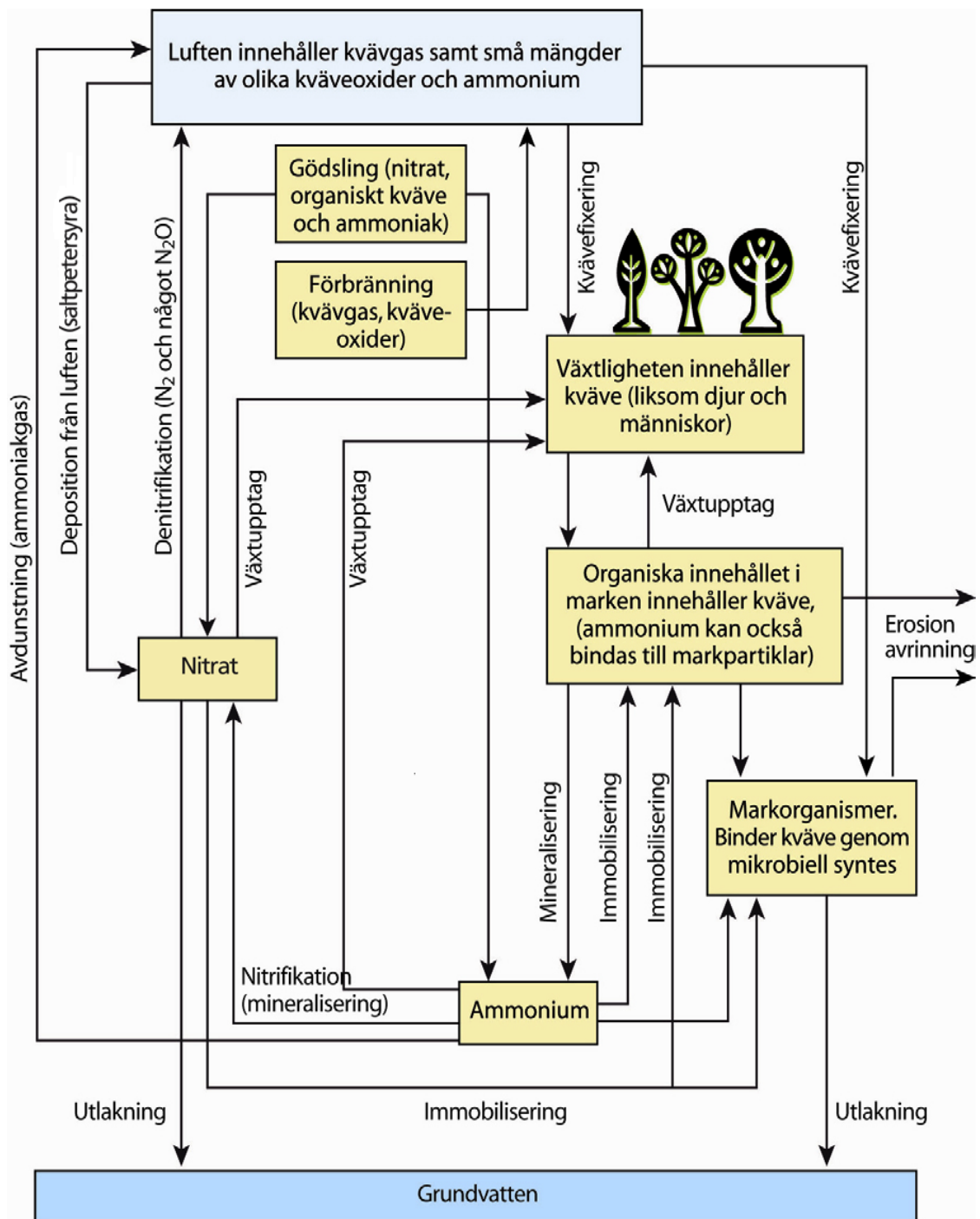
Kväve är ett livsnödvändigt ämne, som t ex ingår i aminosyror, vilka bygger upp proteiner. Detta är ett av de viktigaste näringsämnena för både växter, djur och människor. De olika kväveföreningarna kan dock vålla problem ifall mängderna är för stora, eller om de förekommer på fel plats. De dominerande kväveformerna i många sprängämnen, dvs. ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-), är viktiga växtnärsämnen.

I kapitel 8 behandlas de miljöeffekter som ett överskott av ammonium och nitrat kan ge upphov till i naturmiljön, och som är relevanta med avseende på sprängämnen.

5.2 Kvävecykeln

Kväve förekommer i en rad olika föreningar med sinsemellan olika inverkan på växt- och djurlivet. Detta kan gälla både positiva och negativa effekter. Kemiska och mikrobiella processer kan, beroende av olika miljöfaktorer, leda till omvandlingar mellan de olika kväveformerna. Dessa omvandlingar brukar illustreras med den s.k. kvävecykeln, se *figur 5.1* (marksystemet) och *figur 5.2* (sjöar/våtmarker).

Sprängämnen innehåller ammonium och nitrat, jämför kapitel 3 och 4. Texten i detta kapitel koncentreras därför främst på de delar av kvävecykeln, som berör, eller berörs av, dessa kväveföreningar. I *bilaga* presenteras kvävecykeln utförligare.



Figur 5.1 Kvävecykeln främst inom marksystemet (mycket förenklad efter Brady & Weil, 2002, samt Jansson m fl 1987). Se också figur 5.2 (Kväve i sjö/våtmark).

Djur och växter innehåller olika kol/kväve kvot. Det bildas en jämvikt mellan organiskt bundet kväve i mikroorganismernas biomassa när de bryter ned djur- och växtrester, och oorganiskt (ammonium och nitrat) kväve i vattenlösningen. Olika delar av ekosystemet ställer in sig på olika kol/kväve kvoter. Är det överskott av kväve i det nedbrytande materialet, sker *mineralisering* av organiskt kväve först till ammonium och sedan, ifall förutsättningarna finns, stegvis till nitrat. Vid

underskott av organiskt bundet kväve till att bygga upp den mikrobiella biomassan, binds ammonium- och nitratjonerna in för att upprätthålla den önskade kol/kväve kvoten. Denna process kallas *immobilisering*. Mineraliserings / immobiliserings processen är reversibel, jämviktsläget styrs av kol/kväve kvoten. Detta innebär att tillförsel av ammonium och nitrat genom sprängämnen kan leda till att kväve via mikroorganismer byggs in i det organiska materialet t ex på markytan och i sediment, ifall inte någon av de andra processerna, som nämns nedan, sker.

Den mängd ammonium, som kommer från sprängmedlet kan antingen:

- bli använd av växtligheten som näringsämne
- fastläggas på partiklar
- via markorganismer förenas med kol och bilda organiska kväveföreningar
- eller omvandlas via nitrit till nitrat.

Ammonium kan övergå till ammoniak som är en gas med relativt stor löslighet i vatten (till viss del temperaturberoende). Som framgår av avsnitt 5.3 påverkar pH jämvikten mellan ammonium och ammoniak. Oftast är pH betydligt lägre än 9,25 i den svenska naturen. Därför förutsätts i detta avsnitt att ammoniumformen är den dominerande.

Nitrat kan:

- användas som växtnäringsämne
- omvandlas till kvävgas (denitrifikation)
- via markorganismer förenas med kol och bilda organiska kväveföreningar
- urlakas med grund- eller ytvattnet

I syrefri (reducerande) miljö kan nitrat med hjälp av mikroorganismer omvandlas till kvävgas (*denitrifikation*). Luften består till ca 78 % av kvävgas, därför används olika metoder för att påskynda denna naturliga process, som renar miljön från överskott av nitrat.

Faktaruta

Eftersom markpartiklar oftast är negativt laddade är den likaså negativt laddade nitratjonen (NO_3^-) lätttröglig och vattenlöslig, och kan därmed lakas ut med vattnet. Ammoniumjonen (NH_4^+) däremot är positivt laddad och har därför en tendens att bindas till de oftast negativt laddade markpartiklarna.

5.3 Kvävetillförsel från luften

Uppvärmningen av våra bostäder, liksom motorfordonstrafiken, ger upphov till förbränning. När luft, som till största delen består av kvävgas hettas upp vid förbränningen, sker en oxidationsprocess. Det kan också finnas kväveföreningar i bränslet. Det bildas olika kväveoxider, som kan oxideras vidare i atmosfären till salpetersyra, vilket är en *stark syra*.

Kväveoxider kan transporteras med vindarna över långa avstånd, innan de faller ned på marken, vattenytor, och vegetationen etc. Detta sker antingen via regn (våtdeposition) eller direkt på ytor i gas- eller i partikelform (torrdeposition). Enligt beräkningar kom år 1995/96 cirka 85 % av kväveoxidnedfallet över Sverige från utlandet. Den största delen av de svenska kväveoxidutsläppen exporterades vidare med vindarna.

Ammoniak avdunstar från stallgödsel. Därför bidrar jordbruket genom djurstallar och hanteringen av stallgödsel till ammoniakutsläpp i form av gas till atmosfären. Även vissa typer av handelsgödsel kan ge ett bidrag. Ammoniak transporteras inte lika långa sträckor som kväveoxiderna med atmosfären innan den faller ned över landskapet i vindriktningen. Enligt utförda beräkningar var det svenska bidraget år 1996 till nedfallet av ammonium/ammoniak över Sverige ca 40 %. Ungefär hälften av de svenska utsläppen exporterades vidare med vindarna.

Beroende på pH förekommer i vatten en jämvikt mellan ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3). Detta är en syra – bas reaktion. Vid pH 9,25 är mängderna lika stora. Detta är dock till någon liten del temperaturberoende. Vid lägre pH dominerar ammonium, och vid högre dominerar ammoniak. Skalan för pH är tiologaritmisk. Detta betyder att vid pH 8,25 förekommer ammonium till nittio procent, och ammoniak till tio procent. Vid pH 10,25 är det tvärtom. Eftersom vatten endast kan lösa en viss mängd ammoniak, bortgår ammoniak i form av gas vid högre koncentrationer, vilket leder till bildning av ytterligare ammoniak, eftersom den kemiska jämvikten i vattnet strävar till att upprätthålla en konstant jämvikt emellan ammonium och ammoniak.

5.4 Kväve i åker- och skogsmark

Nedbrytning av döda rötter och delar av grödorna, som inte skördats på åkrarna ger ett växtnäringsbidrag tillsammans med jordbrukarens gödsling. Syftet är naturligtvis att anpassa tillförseln av växtnäring efter grödans behov, men av olika skäl sker normalt en viss utlakning av den i vatten lösliga och rörliga nitratjonen. Det är dock en liten del av den till åkern tillförda mängden kväve, som urlakas på detta sätt (se avsnitt 5.5). Sandjordar är känsligare än lerjordar för urlakning. Den totala mängden kväve i jordbruksmark är mycket större än den del som ingår i cirkulationen som växtnäring.

I främst sydvästra Sverige, där det atmosfäriska nedfallet av kväve är störst, kan en viss nitratutlakning ske även från skogsmark. I övriga Sverige sker utlakningen endast i obetydliga mängder (se avsnitt 5.5). Normalt tar träden i svenska skogen upp allt kväve, som kan användas som växtnäring, förutom vissa områden i sydvästra Sverige. Även i skogsmark är det endast en mindre del av totala kväveinnehållet, som ingår i den årliga cirkulationen, och som kan utgöra växtnäring.

Faktaruta

Vilken mängd kväve som årligen tillförs per hektar åker är beroende av aktuell gröda, klimat etc. I södra Sverige kan 100-150 kg kväve per hektar och år anses vara rimligt, medan gödselgivorna minskar något norrut. I Sverige sker för närvarande knappast någon kvävegödsling av skogsmark.

5.5 Kväve i mark och i vattendrag

Genom mätningar av vattenföring och kvävekoncentrationer i vattendrag är det möjligt att beräkna kväveförlusten som ett integrerat genomsnitt från områdena uppströms mätplatsen. I *bilaga* redogörs för olika mätningar av kvävehalten i markvatten (på väg att sippra ned till grundvattnet), grundvattnet och vattnet i bäckar och i vattendrag.

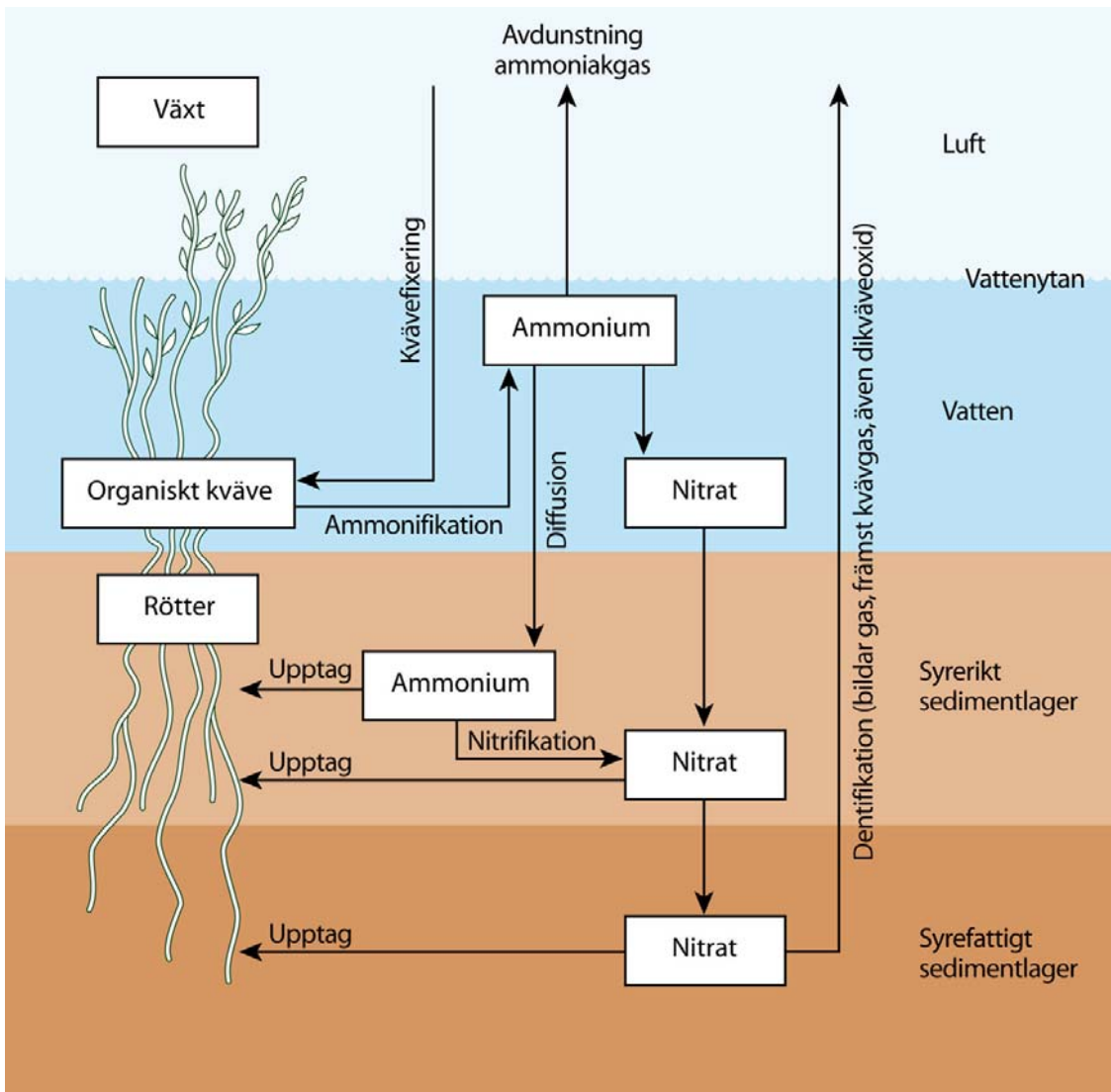
Faktaruta

Medelavrinningen av kväve från jordbruksmark för hela Sverige är 24 kg N per hektar och år, även om variationen mellan olika år är stor t ex på grund av varierande väderlek. Avrinningen är högre i de typiska jordbruksområdena, och lägre i Gävleborg (som får representera Norrland). Avrinningen från skogsmark i Sverige är i allmänhet 1 – 2 kg N/ha/år, förutom i delar av Skåne och Halland, där avrinningen kan uppgå till 4-5 kg N/ha/år. Åkermarken bidrar med 90 % eller mer till kväveläcket uppmätt i bäckarna. Bidragen från skogsmarken och avloppsanläggningar utgör resten.

5.6 Kväve i sjöar

Denitrifikationsprocessen (omvandling av nitrat till kvävgas) sker i sjöar endast vid låg syrgashalt (<0,2 – 0,3 mg O₂/l), och gynnas i sjöar med lång uppehållstid för vattnet. I detta sammanhang kan *denitrifikation* anses vara en kvävereningsprocess. Eftersom de aktuella bakterierna har ett relativt högt temperaturoptimum, sker denitrifikationsprocessen bäst sommartid. Bakterierna behöver också kol som näring.

Låg vattenomsättning kan däremot, trots denitrifikation, vara negativt för den individuella sjön, eftersom en större andel av kvävet då kan byggas in i biomassan och i sedimenten. Snabb vattenomsättning avlastar den individuella sjön genom att mycket kväve följer vattnet nedströms, men flyttar enbart kvävet och eventuella övergödningsproblem nedåt i vattensystemet.



Figur

5.2. Förenklad kvävecykel i våtmarker (jämför med figur 5.1 marksystemet)
 Förenklad och ritad efter Kadlec & Knight (1996), Davidsson (1997), samt Brady & Weil (2002).

5.7 *Kväve i havet*

Mätningar visar att under de perioder, som syrgashalten i Östersjöns vattenmassor är låg sker en omfattande omvandling från nitrat till kvävgas (denitrifikation). Ur kvävebelastningssynpunkt är detta positivt, men ur en rad andra miljösynpunkter är det negativt med låg syrgashalt i vattnet, t ex för fiskarna och för övrigt biologiskt liv. Dessutom leder syrefria bottenar ofta till en ökad fosforbelastning eftersom fosfor frigörs från sedimenten under dessa förhållanden.

Faktaruta

Enligt grova uppskattningar utförda av Naturvårdsverket behöver kvävetillförseln till haven runt Sveriges kuster halveras för att det inte skall ske negativa effekter i vattenmiljön, som t ex övergödning. Därför finns det ett principbeslut att kväveutsläppen skall halveras. Man har kommit en bit på väg, men mycket återstår att göra för att uppnå detta mål. Samtidigt debatteras kvävetillsatzen i Östersjön, där det finns tecken på att fosforbelastningen är den tillväxtbegränsade faktorn.

5.8 *Ammoniaks toxicitet*

Vid höga pH-värden omvandlas ammoniumjonen (NH_4^+) till ammoniak (NH_3). Utöver ammoniaks toxiska egenskaper tillkommer en generell toxisk påverkan i vatten när pH överstiger 9.

Ammoniak är dels akuttoxiskt, dels kan ämnet ge tillväxtminskning och störning av en arts reproduktion vid en längre tids exponering. Akuttoxiska effekter mäts ofta med s.k. *LC₅₀-värdet* där värdet kan variera kraftigt mellan olika organismer. Effekterna vid längre exponering kan uppskattas med *NOEC-värdet*.

Ju högre pH, desto lägre koncentrationer av ammoniumkväve krävs för att en påverkan ska uppstå. Av akvatiska organismer utgör fiskar den känsligaste gruppen där laxfiskar är mest känsliga. *Evertebrater* är generellt sett mindre känsliga än fiskar. Minst känsliga är vattenlevande växter. För landlevande djur saknas underlag för att fastställa toxiska nivåer i vatten. Laxfiskar är känsligare än musslor, som i sin tur är känsligare än kräftdjur för totalhalten av ammoniumkväve vid ett vatten pH av 8,0.

I tabellerna nedan redovisas *LC₅₀-värden* och *NOEC-värdet* för vattenlevande organismer vid olika ammoniakkoncentrationer och pH-värden.

Tabell 5.1. Sammanställning av toxiska koncentrationer av ammoniak uttryckt i mg total $\text{NH}_4\text{-N/l}$ vid pH-intervallet 6-9. Vid $\text{pH} > 9$ bidrar vattnets alkaliska reaktion till toxiciteten. Observera att det högre intervallvärdet av mg total $\text{NH}_4\text{-N/l}$ går mot det lägre pH-värdet i pH-intervallet.

Källa: Ammoniaks påverkan på akvatiska och terrestra organismer, IVL rapport 2002.

LC ₅₀ -värden (mg total $\text{NH}_4\text{-N/l}$) vid olika pH-värden				
Arter	pH 6,0-7,0	pH 7,0-8,0	pH 8,0<9	pH >9,0
Laxfisk	80-170	20-80	2-20	pH-effekt
Röd mygglarv	250-400	100-250	70-100	pH-effekt
Sötvattenmärla	15-35	15-20	20-24	pH-effekt
Daggmask	60-500	20-60	5-20	pH-effekt
Mussla		18,4*		pH-effekt
Kräftdjur		24,9*		pH-effekt
Nattsländelarv		157,6*		pH-effekt
Grönalg			21,2*	pH-effekt

*Vid fixa pH-värden, dvs. vid pH 8 samt pH 9.

Tabell 5.2. Sammanställning av NOEC-värden (No Observed Effect Concentration) av ammoniak uttryckt i mg total $\text{NH}_4\text{-N/l}$ vid pH-intervallet 6-9. Vid $\text{pH} > 9$ bidrar vattnets alkaliska reaktion till toxiciteten. Källa: Ammoniaks påverkan på akvatiska och terrestra organismer, IVL rapport 2002.

NOEC-värden (mg total $\text{NH}_4\text{-N/l}$) vid olika pH-värden					
Arter	pH 6,0	pH 7,0	pH 8,0	pH <9,0	pH >9,0
Laxfisk			0,39		pH-effekt
Mussla			2,0		pH-effekt
Kräftdjur			3,5		pH-effekt

Faktaruta

I sötvatten varierar pH mellan ca 4,5 i starkt försurade sjöar till ca 8 i sjöar i områden med kalkrik berggrund. Huvuddelen av sjöarna (ca 90 %) har pH värden mellan 6 och 7,4. I havsvatten är pH-värdet generellt högre (7,5-8,4), dvs svagt basiskt. I relativt många recipienter innebär detta att ammoniumhalterna måste vara låga för att inte påverka vattenlevande organismer. Normalt kan organismerna i insjöar tolerera något högre ammoniumhalter än i haven, eftersom pH i havsvatten generellt är högre. För exempelvis laxfiskar, som är känsligast, innebär detta att halterna i recipienten vid pH 8 måste vara lägre än ca 0,4 mg NH₄-N/l.

I och med att recipientens naturliga pH-värde kan vara väsentligt över 7 är inte bara det från verksamheten utgående vattnets pH-värde av intresse. En pH-justering av exempelvis länshållningsvatten från tunneldrivning kan därför inte helt motverka ammoniakbildning i recipienten om det naturliga pH-värdet är högt. För att undvika en toxisk påverkan från ammoniak i recipienten är därmed även den totala halten ammonium/ammoniak av stor betydelse.

5.9 Kväve tillfört från sprängämnen i relation till total kvävemängd i miljön

De mängder av kväve, som återfinns i åker- och skogsmark eller tillförs som gödning kan tyckas vara mycket stora i förhållande till de kvävemängder, som sprängverksamheten tillför naturen. Vid närmare betraktande framgår det att bortsett från någon procent är kvävet hårt bundet antingen till kol i *humus*, eller till markpartiklar, och bidrar därmed inte alls, eller genom mycket långsamma processer till kväveläckage. Gödslingen anpassas dessutom till grödans behov.

De kväveformer (ammonium och nitrat) som sprängmedel innehåller kan däremot direkt bidra till utlakningen till skillnad från de hårt bundna kväveformerna. Detta gäller i första hand nitrat, men eftersom ammonium kan omvandlas till nitrat, gäller det indirekt även ammonium. Ammonium och nitrat tillfört till naturen via sprängmedel får en proportionerligt större inverkan på naturen än övrigt tillfört kväve. Ett skäl är att ”sprängämneskvävet” tillförs naturen i en lättillgänglig och vattenlöslig, och därmed lättrörlig form. Ytterligare ett skäl är att delar av naturen redan erhåller för mycket kväve (ofta via luften) i förhållande till vad naturen kan ta emot utan att det uppstår några negativa effekter.

6 Lokala förhållanden

Läget för verksamheten har stor påverkan på hur utsläppen av kväve ska och kan hanteras. Grovt sett kan följande lägesparametrar identifieras:

- Geografiskt område / naturgeografisk region
- Geologi
- Tätort / glesbygd
- Recipient

6.1 Geografiskt område / naturgeografisk region

Klimatförhållandena varierar kraftigt i Sverige vad gäller temperatur och nederbörd. Detta ger upphov till helt skilda förutsättningar för omhändertagandet av kväve i länshållningsvatten och dränvatten från sprängstensmassor. Södra Sveriges ofta regniga vintrar ger t.ex. kontinuerligt läckage av kväve från sprängstensmassor medan det strängare klimatet i Norrland kan ge momentana utsläpp i samband med snösmältning. Även möjligheterna att få en fungerande kvävereduktion i våtmarker blir på grund av kylan väsentligt sämre i norra Sverige.

Under de senaste åren har förändringar i klimatet med intensivare nederbördstillfällen och högre temperaturer uppmärksammas. Detta kan ge konsekvenser i form av högre flöden, översvämningar mm som måste beaktas i samband med kvävefrågorna.

De naturgeografiska förhållandena växlar mellan slättland och skogsmarker vilket, liksom klimatförhållandena, påverkar hanteringen av kväverikt vatten. Ett skogsområde med näringsfattiga (*oligotrofa*) recipienter och goda infiltrationsförhållande måste bedömas på ett annat sätt än ett slättlandslandskap med lerjordar och näringsrika (*eutrofa*) recipienter. I ett slättlandskap med stora utsläpp av kväve från lantbruket kan bidraget från sprängningsarbeten vara relativt litet jämfört med övriga källor.

6.2 Geologi

De geologiska förhållandena styr hur sprickrik och därmed vattenförande berggrunden är, något som påverkar bl a utspädningen av *processvattnet*. Detta leder också till att mängden vatten som måste omhändertas kommer att variera. Vatten i borrhålen har även en negativ inverkan på laddningarnas detonationsgrad. En låg detonationsgrad kommer att leda till ett ökat utsläpp av kväve. Berggrundens uppbyggnad kan påverka den mängd sprängämne som används.

6.3 Tätort / glesbygd

I en tätort kan möjlighet finnas att ansluta till ett befintligt avloppsreningsverk, se vidare nedan. I glesbygden saknas oftast denna möjlighet varför en lokal kväverening måste ske om detta bedöms som nödvändigt. Avancerad reningsteknik är också svår att etablera och driva i en glesbygd p g a långa transportavstånd och brist på en uppbyggd infrastruktur.

6.4 Recipienter

Här diskuteras endast olika typer av recipienter kortfattat. I kapitel 9 diskuteras förutsättningar och konsekvenser närmare.

6.4.1 Mark och grundvatten

Mark och därmed oftast även grundvatten kan vara en alternativ recipient om mark med goda infiltrationsförhållanden finns tillgänglig. I marken sker ofta en fastläggning av ammonium och nitrifikation/denitrifikation sker genom mikrobiella processer i de övre marklagren.

Den svenska geologin är överlag småskuren och heterogen. Detta präglar i sin tur grundvattensystemen som ofta är småskaliga och har liten magasin kapacitet. De större grundvattenresurser som är värdefulla ur nyttjandesynpunkt är främst kopplade till stråk av grusåsar. Grundvattenmagasinets sårbarhet och dess värde styr möjligheterna att utnyttja det som recipient. I närheten av vattentäkter och enskilda brunnar måste stor försiktighet iaktas så att inte grundvattnets kvalitet försämras.

Vid vinter med tjäle och isbildning försämras möjligheterna att använda marken som recipient.

6.4.2 Ytvatten

Ytvatten kan vara en alternativ recipient för kväveutsläpp från sprängningsarbeten. Förutsättningarna varierar starkt och beror av flödet, hur stor omsättning, nuvarande status och belastning mm.

Det finns en mängd olika ytvattentyper, exempelvis:

- Små näringsfattiga vattendrag
- Eutrofa sjöar
- Trånga havsvikar
- Stora näringsrika vattendrag
- Öppna kustavsnitt med god vattenomsättning
- Våtmarker

De förhållanden som råder i recipienterna skiljer sig mycket åt beroende på storlek, biotop, påverkan och geografiskt läge. Vid bedömningen av recipientstatus måste dessa och andra faktorer vägas in. Varje ytvatten bör betraktas som unikt och bedömas som sådant.

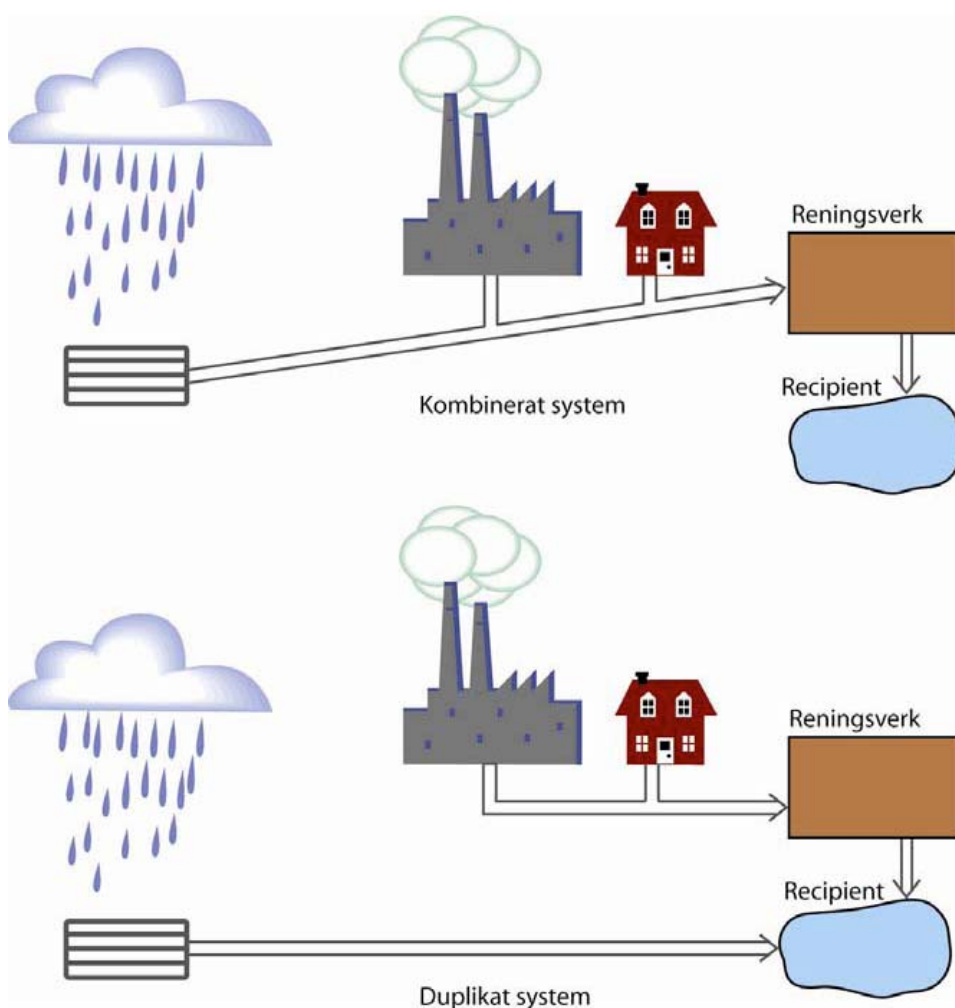
6.4.3 Tekniska system

I eller i närheten av tätortsbebyggelse finns ofta en möjlighet att ansluta till det allmänna ledningsnätet och avloppsreningsverk. Hur detta system är uppbyggt varierar från tätort till tätort. Även inom en tätort kan det finnas olika lösningar.

Ledningsnät för avledning av spill- och dagvatten är huvudsakligen av två typer:

- Kombinerat ledningsnät där spill- och dagvatten avleds tillsammans till ett reningsverk. Vid intensiv nederbörd eller vid fel på pumpstationer kan s.k. bräddning av avloppsvatten direkt till recipient förekomma.
- Duplikat ledningsnät där dagvatten avleds i separat ledningsnät till en recipient utan att passera reningsverk. Ledningssystem för dagvatten är endast i undantagsfall försedda med någon reningsanordning.

Kombinerade system förekommer främst i äldre områden byggda före 1960-talet. Utvecklingen av dagvattenhanteringen i duplikatsystem kommer sannolikt att leda till ett ökat omhändertagande, främst i samband med nybyggnation.



Figur 6.1. Princip för kombinerat respektive duplikat ledningssystem.

6.4.4 Luft

Luft som recipient behandlas inte i detta dokument. Ammoniakavgång orsakad av spill och odetonerat sprängämne som innehåller ammoniumnitrat kan, i kombination med höga pH-värden, ge oönskade utsläpp till luft. Då ämnet verkar irriterande finns fastställda gränsvärden för halter i luften (Hygienska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar, Arbetarskyddsstyrelsen, AFS 2000:3).

7 Tillståndsfrågor

7.1 Lagrum

Tillstånds- och miljöprövning är verksamhetsstyrd, den varierar beroende på vilken typ av verksamhet det gäller. Sprängningsarbeten ingår ofta som en del av ett projekt eller verksamhet.

Vägprojekt prövas enligt Väglagen och Miljöbalken. Här finns en hårt reglerad arbetsgång. Först genomförs en förstudie för att inventera och klarlägga förutsättningarna för ett vägprojekt, denna innehåller en miljödel men ingen formell miljökonsekvensbeskrivning (MKB). Därefter görs en vägutredning som mer konkret beskriver de alternativ som är möjliga och projektets miljökonsekvenser. MKB:n ska granskas och godkännas av länsstyrelsen. Vägutredningen ställs ut och antas därefter, om det är en större trafikled skickas den först till regeringen för tillåtlighetsprövning. I nästa skede upprättas en arbetsplan, även denna ska innefatta en MKB som ska granskas och godkännas av länsstyrelsen. I denna MKB ska skadeförebyggande åtgärder och övrig miljöanpassning redovisas. Som underlag för genomförandet upprättas en bygghandling, här ska föreskrivna skadeförebyggande åtgärder och övriga miljöhänsyn inarbetas.

Normalt kan det vara lämpligt att ta upp konsekvenser av sprängning i de senare skedena (arbetsplan och bygghandling). Men i det fall omfattande tunnelarbeten ingår så kan frågan behöva belysas redan i vägutredningsskedet. Som exempel kan den nya sträckningen av E4 i Stockholmsregionen (mellan Kungens Kurva och Häggvik) nämnas. Här har Länsstyrelsen i Stockholms län krävt att konsekvenser på Mälaren av den långvariga tunneldrivningen (i storleksordningen 5 år) ska redovisas i MKB:n för vägutredningen. Detta eftersom konsekvenserna kan vara alternativskiljande.

Järnvägsprojekt prövas enligt Lagen om byggande av järnväg och Miljöbalken. Även här finns en hårt reglerad arbetsgång. Först genomförs en förstudie där de tänkbara lösningarna studeras för att se vilka som är genomförbara med rimliga konsekvenser för funktion, miljöpåverkan, teknik och ekonomi. De genomförbara lösningarna utreds i en järnvägsutredning. Den tillhörande MKB:n ska granskas och godkännas av länsstyrelsen. Den valda lösningen detaljutformas i en järnvägsplan, med en MKB som redovisar projektets miljökonsekvenser. Även denna MKB ska granskas och godkännas av länsstyrelsen.

Tunnlar prövas av Miljödomstolen som tillstånd för vattenverksamhet enligt Miljöbalken för bortledning av grundvatten, skyddsinfiltration samt för anläggningar för dessa åtgärder. Dessutom ska förorenat vatten omhändertas. Tillståndsansökan ska innehålla en teknisk beskrivning samt en MKB som beskriver projektets miljökonsekvenser. Samråd mm görs med länsstyrelsen men för att undvika dubbelprövning så granskas och godkänns MKB:n formellt av Miljödomstolen.

Materialtäkt (t ex bergtäkt) prövas av länsstyrelse som tillstånd för täktverksamhet enligt Miljöbalken. Tillståndsansökan ska innehålla en teknisk beskrivning samt en MKB som beskriver projektets miljökonsekvenser.

Tillstånd för **byggnadsverksamhet** och **schaktning** prövas enligt Plan- och bygglagen (PBL). Bygglov och marklov hanteras av kommunen.

Hur arbetet med miljökonsekvensbeskrivningar ska genomföras beskrivs i följande *kapitel 7.2*.

Både Vägverket och Banverket har tagit fram handböcker som beskriver arbetsgången för väg- respektive järnvägsprojekt. Vägverket har nyligen presenterat en strategi för hantering av vattenfrågor.

7.2 MKB

MKB är både ett systematiskt sätt att öka miljöhänsynen i planeringsprocessen (MKB-processen) och ett beslutsunderlag (MKB-dokumentet) som ska ge särskild tyngd åt miljöaspekterna vid sidan av de tekniska och ekonomiska aspekterna. Syftet med MKB är att beskriva den planerade verksamhetens direkta och indirekta effekter på människors hälsa, hushållning med mark och vatten samt andra resurser.

I och med att Sverige gick med i EU förband vi oss samtidigt att följa det EG-direktiv som gäller MKB, detta är därefter införlivat i svensk lagstiftning via Miljöbalkens kapitel 6. Detta innebär krav på MKB vid ansökan om tillstånd enligt bl a de lagar som nämns i kapitel 8.1. Det finns inga detaljerade krav på hur en MKB-process ska genomföras, något som är obligatoriskt är dock ett samrådsförfarande för att fånga upp synpunkter från berörda. MKB-processen bör stå i rimlig proportion till projektets storlek och påverkan.

Den som avser bedriva eller planerar verksamheten (den s k verksamhetsutövaren, VU enligt Miljöbalken), som kräver tillstånd (se kapitel 8) bör i tidigt skede ta kontakt med ansvarig handläggare på Länsstyrelsen för att inhämta information och diskutera upplägg av MKB-arbetet. Därefter inleds arbetet med att göra en **kunskapsöversikt** och skapa en bild av hur känsligt och belastat området är i nuläget.

Med detta som underlag ska VU bjuda in berörda till **tidigt samråd**, förutom länsstyrelsen kan detta vara närboende och andra enskilda som berörs. Inbjudan till samråd måste göras i god tid genom annonsering (t ex i ortspress eller med brev). I samband med inbjudan ska uppgifter om projektet lämnas. Vid samråd skall möjlighet ges att få grundläggande information om lokala förutsättningar.

Resultatet av samrådet ska sammanfattas i en **samrådsredovisning** som förutom synpunkter som kommit fram även ska innehålla en beskrivning av hur det tidiga samrådet genomförts. Samrådsbeskrivningen skickas in till Länsstyrelsen som underlag för **beslut om betydande miljöpåverkan**. Om Länsstyrelsen bedömer att verksamheten inte kan antas medföra betydande miljöpåverkan kan i vissa fall en enklare form av MKB-dokument räcka, detta får diskuteras med ansvarig handläggare på Länsstyrelsen. I det fall Länsstyrelsen beslutar att verksamheten

kan antas medföra betydande miljöpåverkan ska ett förfarande med **miljökonsekvensbedömning med utökad samråd** ske med en vidare krets av intressenter. Detta innebär att kommuner, allmänhet, organisationer, länsstyrelsen och övriga statliga myndigheter som berörs ska inbjudas. Som underlag till de utökade samråden bör lämpligen finnas ett **utkast till MKB-dokument**, dvs förutom en nulägesbeskrivning bör en preliminär konsekvensutredning finnas. De utökade samråden ska behandla verksamhetens lokalisering, utformning, omfattning, framtida miljöpåverkan samt MKB-dokumentets innehåll och utformning. I miljökonsekvensbedömningen ingår att VU ska göra en fördjupad utredning av verksamhetens miljökonsekvenser samt värdera (bedöma) dessa utifrån vad som framkommer vid de utökade samråden. Resultatet av det utökade samrådet ska sammanfattas och redovisas i samband med tillståndsansökan. Synpunkter som kommit fram vid de utökade samråden ska redovisas i den **slutliga MKB-rapporten**.

8 Miljöbedömning

I detta kapitel är frågeställningen hur kväveproblemen bedöms. Denna analys görs lämpligen inom ramen för MKB-arbetet.

8.1 Befintlig miljö – underlag

Kunskap om naturförhållanden, intressen, nyttjande och markanvändning är utgångspunkten för analys av hur miljö, människor och naturresurser fungerar. För att kunna bedöma effekter och t ex vilken recipient som är lämplig måste ett brett underlag tas fram. Checklistan nedan ska ses som ett förslag på vilka intressen och aspekter som bör innefattas:

- Naturresurser och deras nyttjande (vattenförsörjning, jordbruk, skogsbruk mm)
- Naturmiljö (växter, fisk mm)
- Rekreation/friluftsliv (bad, fiske mm)
- Boendemiljö (hälsa mm)

Checklistor vad gäller MKB kan hämtas från MKB-förordningen, Naturvårdsverkets Allmänna Råd och EU-kommissionens rekommenderade listor.

- Underlagsuppgifter kan erhållas från:
- Myndigheter (Länsstyrelser, Naturvårdsverk etc)
- Kommuner
- Universitet/högskolor (SLU mfl)
- Föreningar (fiskeföreningar, naturskyddsföreningen, m fl)
- Allmänheten (lokalbefolkningen)

Underlaget kan vara i form av kartor, inventeringar, utredningar mm. Vidare kan muntliga uppgifter, fältbesök etc ge värdefull information. Mycket information om naturvärden, skyddade objekt mm finns ofta att hämta på kommuners och länsstyrelser hemsidor. Även uppgifter om miljömål på nationell, regional, kommunal-lokal nivå bör inhämtas.

I ett relativt tidigt skede av arbetet behöver en avgränsning göras (i sak, rum och tid). Om det enbart gäller sprängningsverksamhet kan en avgränsning göras till en ”smal” MKB, med fokus på utsläpp till mark och vatten. Då utsläpp från sprängningsarbeten inte enbart omfattar kväveutsläpp bör samtliga föroreningar behandlas i samma dokument. Men ofta ingår sprängningen som en del av ett projekt, vilket innebär att avgränsningen inte kan göras så snäv.

Viktiga frågor i MKB-sammanhang är lokalisering, i detta fall kan det vara val av recipient för förorenat vatten. Även användandet av olika sprängämnen alternativt olika sprängteknik kan behöva belysas i arbetet. Principiellt bör även ett nollalternativ eller referensalternativ beskrivas.

Sammantaget ska underlaget ge en god bild av de värden och intressen som finns på platsen idag.

8.2 Befintlig miljö – analys

I nästa steg görs en bedömning av hur känsligt och belastat området är i nuläget. En analys görs av vilka egenskaper/miljökvantiteter i den fysiska miljön som kan påverkas.

De temablad som tagits fram för vägprojekt (*Vägverket publikation 1995:40*) kan vara användbara i detta sammanhang.

Någon heltäckande klassificering som tar hänsyn till alla dessa faktorer är svår att göra. I princip bör varje recipient betraktas som unik vilket innebär att en eventuell utsläppspunkt måste övervägas noga. Ofta innebär detta att, utöver inhämtande av befintligt underlag, undersökningar måste göras i syfte att klarlägga recipientens status.

De uppgifter om vattenresursers status som tagits fram i arbetet med Ramdirektivet för vatten kan hämtas på web-platsen www.vattenportalen.se och efterhand kommer mer detaljerad information att läggas ut.

8.2.1 Mark och grundvatten

Analys av grundvattenmagasins känslighet kan göras med stöd av en arbetsmetodik som Vägverket tagit fram (Publikation 1995:1). Denna är ursprungligen utarbetad för att ställa krav på skyddsåtgärder längs vägar. Här görs en klassificering av grundvatten i två steg, först bedöms sårbarhet med utgångspunkt från transporttiden / strömningstiden. Grundvattentillgångens värde bedöms därefter med utgångspunkt från uttagsmöjlighet (flöde) och utnyttjandegrad (för vattenförsörjning), eventuellt framtida utnyttjande kan också vägas in. Bedömningen görs i tre klasser. Arbetsmetodiken är praktiskt användbar och möjlig att tillämpa på annat än vägar.

Naturvårdsverkets rapport ”Värdering av grundvattenresurser, metoder och tillvägagångssätt” (5142) redovisar olika ekonomiska och kvalitativa metoder som är tillgängliga. Metoderna är tänkta att användas vid avvägning mellan olika intressen, vissa är dock relativt arbetskrävande (t ex intervjuundersökningar där betalningsvilja studeras) och teoretiska.

För att bedöma grundvattnets belastning / status kan Naturvårdsverkets ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – grundvatten” (rapport 4915) användas. Enligt denna bedöms grundvattnets tillstånd utifrån sju aspekter:

- Alkalinitet – risk för försurning
- Kväve
- Salt – klorid
- Redox
- Metaller
- Bekämpningsmedel
- Grundvattennivå

För att möjliggöra jämförelser mellan grundvatten av liknande karaktär görs en indelning i typområden, varje typområde baseras på en kombination av nio geografiska regioner, fem grundvattenmiljöer och två brunnsdjupsklasser. En bedömning görs av avvikelser från s k jämförvärden i fem klasser. De fem klasserna täcker in den nationella spännvidden av värden. Vad gäller grundvattennivåer kan de månadskartor avseende grundvattensituation i landet som SGU publicerar utnyttjas.

Om vattentäkter berörs kan Livsmedelsverkets dricksvattenkungörelse (SLVFS 2001:30) utnyttjas som bedömningsgrund. För bedömning av en eventuell påverkan på enskilda brunnar kan ”Försiktighetsmått för dricksvatten” (Socialstyrelsens allmänna råd SOSFS 2003:17, M) utnyttjas.

För att bedöma odlingslandskapets belastning / status kan Naturvårdsverkets rapport 4916 ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Odlingslandskapet” användas. Enligt denna bedöms odlingslandskapets kvalitet och tillstånd utifrån följande aspekter:

Odlingslandskapets kvalitet:

- Hävdstatus - fältskikt
- Hävdstatus för träd- och buskskikt – igenväxningsvegetation
- Arter och samhällen

Åkermarkens kvalitet:

- Markens syra - bastillstånd
- Lättlösligt fosfor och kalium i marken
- Markens läckagepotential för kväve och fosfor
- Organiskt kol i marken
- Markstruktur
- Tungmetaller i marken

Grödans kvalitet

- Kadmium i grödan

För att möjliggöra jämförelser mellan olika odlingsområden har Sverige indelats i knappt 30 naturgeografiska regioner. De har sedan sammanförts i sju grupper (Naturvårdsverkets rapport 4787 respektive 4916; Nordiska Ministerrådet 1984).

För att bedöma skogslandskapets belastning / status kan Naturvårdsverkets rapport 4917 ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – skogslandskapet” användas. Enligt denna bedöms skogslandskapets kvalitet och tillstånd utifrån följande aspekter:

- Gammelskog
- Lövinslag
- Död ved i skogslandskapet
- Grova träd och mulmträd (ihåliga genom rötning inifrån) i skogslandskapet
- Markförsurning i skogslandskapet
- Tungmetaller i skogsmark
- Kväveläckage i skogsmark

Skogens och skogsmarkens egenskaper skiljer sig betydligt mellan olika delar av Sverige, främsta anledningen till detta är att klimatet varierar i olika delar av Sverige. Därför har skogsmarken delats in i fem regioner.

8.2.2 Ytvatten

Ytvattnets känslighet som recipienten påverkas av en mängd faktorer, exempel på sådana kan vara:

- Storlek (volym)
- Sötvatten kontra saltvatten
- Fosfor- eller kvävebegränsade produktionsförhållanden
- Buffringkapacitet (förmåga att motstå förändringar av pH-värde)
- Naturvärde (rödlistade arter mm)
- Uttag av vatten för dricksvattenproduktion
- Friluftsliv (fiske, bad)
- Fiskevatten av ekonomisk betydelse
- Nedströms liggande recipienter

Halterna av näringsämnen (kväve och fosfor) i recipienten sommartid kan användas för att räkna ut kväve/fosforkvoten. Kvoten ger en möjlighet att bedöma om produktionen i recipienten är fosfor- eller kvävebegränsad enligt Naturvårdsverkets rapport 4913 ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag”. Om produktionen i recipienten är kvävebegränsad kan tillförsel av kväve orsaka exempelvis algblomning. Om produktionen är fosforbegränsad kan det tillförda kvävet transporteras vidare till nästa recipient nedströms.

I en stor recipient med stort tillrinningsområde kan ett utsläpp av kväve från sprängningsarbeten i vissa fall vara försumbart. Var i recipienten utsläppet sker är dock viktigt att beakta. Ett utsläpp i en trång vik med låg vattenomsättning kan lokalt utgöra en stor belastning. En indelning av Sveriges kust med avseende på vattenomsättning finns i Naturvårdsverkets rapport 4914 ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav”.

Exempel Öxnared

Vid utsprängning av tunnlar för dubbelspårutbyggnad Öxnared-Trollhättan har ytvattenprover tagits i fyra bäckar som påverkades av länshållningsvatten och kväveläckage från sprängstensmassor. Mätningarna visar periodvis en tydlig påverkan. I september 2003 var totalkvävehalterna i bäckarna 30-60 mg/l vilket får betraktas som mycket höga halter. Sommaren och den tidiga hösten hade varit nederbördsfattiga. Under den senare delen av hösten, då nederbörden blev rikligare, sjönk halterna men var fortfarande kraftigt förhöjda. Till största delen bestod de förhöjda totalkvävehalterna av nitratkvävehalter vilket antyder att en nitrifikation och/eller ammoniakavdrivning pga höga pH-värden i länshållningsvatten hade skett. Först i januari 2004 sjönk halterna till ca 1 mg/l. Att kvävehalterna följer nederbörds mängderna pekar på att halterna i detta fall till stor del är kopplade till "utspädningseffekten". En lång torr period ger små mängder inläckande grundvatten till tunnarna samt mindre avrinning i bäckarna. Detta leder till högre kvävehalter i länshållningsvattnet och i bäckarna. I och med större nederbörds mängder spåds länshållningsvattnet ut p g a mer inläckande grundvatten samt en ökad avrinning i bäckarna. Det totala utsläppet av kväve kan dock vara detsamma.

Exempel Botniabanan

I samband med bygget av Botniabanan gjordes en specialstudie för att undersöka om kvävebelastningen på en liten recipient, Hjältatjärn (3 ha), ledde till övergödning. Beräkningar gjordes i en datamodell avseende massbalanser för totalkväve och dess omsättning i recipienten. Beräkningarna visade på betydligt större ökning av kvävehalten än vad som tidigare hade förutsetts. Resultatet stöds av mätningar i Hjältatjärn. Tack vare sjöns snabba omsättning, 1-6 dagar beroende på årstid, återgick dock kvävehalten till opåverkade värden så snart belastningen från tunnelbygget upphörde.

8.2.3 Tekniska system

De reningsverk för avloppsvatten som finns i Sverige är i huvudsak uppbyggda med samma teknik, fällning/sedimentering/biologisk rening samt eventuellt filtersteg. I de fall där biosteget i reningsverket innefattar kväverening (både nitrifikation och denitrifikation) kan det ofta kväverika länshållningsvattnet omhändertas i reningsverket. Reningsverk med fullt utbyggd kväverening finns främst längst med kusterna från södra Norrland och söderut. I Bottenviken och i många sjöar är tillväxten fosforbegränsad varför åtgärder för att minska kvävetillförseln hittills inte har bedömts nödvändiga. I Östersjön och Kattegatt/Skagerack och är situationen den motsatta. Totalt sker kväverening av ca 70 % av det avloppsvatten som släpps ut längs med kusterna, i inlandet kväverenas ca 25 % av avloppsvattnet.

I de fall där det finns möjlighet att avleda kväveförorenat länshållningsvatten eller dräneringsvatten från sprängmassor till ett reningsverk med kväverening är detta ofta den bästa åtgärden. Om avledningen sker via ett kombinerat ledningssystem är risken liten för en hydraulisk överbelastning av ledningsnätet. I ett duplikat ledningsnät där länshållningsvattnet leds i spillvattenledningar till reningsverket är en bedömning av ledningsnätets hydrauliska kapacitet nödvändig. Ett spillvattennät är ofta lågbelastat nattetid vilket ger goda möjligheter för avledning av länshållningsvatten under natten. Görs bedömningen att processvatten ska ledas till spillvattensystemet nattetid krävs därför en magasinering av vatten dagtid.

Krav på en förbehandling av länshållningsvattnet ställs i de flesta fall av verksamhetsutövaren (ofta kommunen eller ett kommunalt VA-bolag) i de fall där vattnet leds till ett reningsverk. I normalfallet har kraven hittills varit att begränsa utsläppen av suspenderat material (borrkax mm) samt olja från maskiner och fordon. Stora mängder suspenderat stenmaterial kan sedimentera i ledningsnätet

och därmed minska kapaciteten. I de flesta fall har reningsåtgärderna varit tämligen enkla med ett antal containrar som vattnet får passera innan det släpps till ledningsnätet. För avskiljning av suspenderat material har containrar ofta fungerat tillfredsställande.

I de fall där ledningsnätet är duplicerat, och en avledning till reningsverk av olika skäl inte bedöms som lämpligt, kan dagvattennätet utnyttjas för avledning av länshållningsvatten. Kraven på rening är då oftast högre än vid avledning till reningsverk enligt ovan. Endast i undantagsfall finns rening av dagvatten installerat i dessa system. Under de senaste 10 åren har dock tillförseln av föroreningar och näringsämnen via dagvatten till recipienterna uppmärksammas och många verksamhetsutövare och kommuner har utarbetat strategier och handlingsplaner för hur denna tillförsel ska minska. EU:s vattendirektiv kommer sannolikt att påskynda denna process och leda till att frågan uppmärksammas än mer.

I de fall där rening av dagvatten finns är det främst sedimentering av fasta partiklar i dammar/avsättningsmagasin kombinerat med någon typ av oljeavskiljning som förekommer. Lösta ämnen, i detta fall kväveföreningar, avskiljs därmed inte. Undantaget är de platser där våtmarker finns för rening av dagvatten, anlagda eller naturliga. Rätt utformade kan våtmarker ha en förmåga att genom naturliga processer minska mängden kväve i vatten.

8.3 Kväve från sprängning relativt andra kvävekällor

Utsläppen från sprängningsverksamhet måste sättas in i ett större sammanhang. Utsläpp av kväve till vatten förekommer från en mängd olika källor varav jord- och skogsbruket, enskilda avlopp, reningsverk utan kväverening samt atmosfäriskt nedfall står för merparten. Bland övriga källor kan nämnas dagvatten från hårdgjorda ytor, gödslade grönytor (t ex koloniområden, golfbanor mm) och vissa industrier.

På nationell basis utgör utsläppen av kväve från sprängningsarbeten en mindre del, se *tabell 8.1*. Observera att tabellen inte anger utsläpp till Bottenviken från Norra Sverige.

Tabell 8.1. Kväveutsläpp till Östersjön och Västerhavet (ungefärliga värden, ton per år) från olika antropogena källor i Sverige (Källa "Kväve från land till hav", Naturvårdsverket 1997)

Jord- och skogsbruk	Reningsverk	Industri
40 000	20 000	3 500

Kväveutsläppen till vatten och mark från sprängmedelshantering uppskattas till ca 800 ton/år i hela landet. Gruv- och anrikningsverksamhet utgör i detta sammanhang stora punktkällor. Utsläppen från sprängmedelsanvändning uppskattas till ca en procent av de totala antropogena utsläppen.

En jämförelse kan även göras dels utifrån halter, dels utifrån totalbelastning under en viss tid. Det bör observeras att läckaget av kväve från sprängstensmassor som transporterats från arbetsstället inte beaktas.

Tabell 8.2. Jämförelser mellan totalkvävehalter (mg/l)

Typ av vatten	Haltspann (mg/L)	Kommentar	Källa
Länshållningsvatten vid tunneldrivning	10 -1000	Varierar kraftigt pga sprängsalvor, utspädning mm	Diverse referenser
Dagvatten från stadsmiljö	1-5	Vid inblandning av avrinning från odlade/gödslade ytor kan högre halter förekomma	Dagvattenundersökningar i Stockholm, Stormtac® schablonhalter
Spolvatten från trafiktunnlar	10-30	Värden från rengöring av trafiktunnlar i Stockholm	Spolvatten från trafiktunnlar i Stockholm (Stockholm Vatten)
Orenat avloppsvatten	20 -40	Ammoniumkväve + organiskt kväve	Diverse referenser
Avloppsvatten efter kväverening	3 -10	I huvudsak nitratkväve	Diverse referenser
Vattendrag och sjöar	0,3 - 5	Högre värden (3-5 mg/l) i kraftigt belastade recipienter	Bedömningsgrunder – sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket)
Grundvatten	0,5 -10	I huvudsak som nitrat. Värden (5-10 mg/l) endast i jordbruksbygd. Högre värden kan förekomma.	Bedömningsgrunder – grundvatten (Naturvårdsverket)

Av tabell 8.2 ovan framgår att:

- Kvävehalterna i länshållningsvatten från tunneldrivning kan vara extremt höga relativt andra vatten. Generellt sett är kvävehalterna i länshållningsvatten sällan lägre än i orenat avloppsvatten.
- Kvävehalten i länshållningsvatten varierar kraftigt jämfört med andra vatten.

Att enbart studera kvävehalter ger ingen helhetsbild av utsläppen, den totala årliga belastningen måste också bedömas. Det finns dock tillfällen då extremt höga kvävehalter har betydelse, dels vid höga pH-värden då ammoniak kan bildas och därmed göra vattnet toxiskt, dels i samband med ett längre utsläpp med höga halter som gör att koncentrationen av kväve i recipienten passerar ett s k *tröskelvärde*.

Tabell 8.3. Jämförelse mellan årliga kväveutsläpp via vatten från olika ytor/verksamheter.

Verksamhet/yta	Utsläpp i ton/år	Kommentar	Källa
Tunneldrivning (1 km)	13 (varav antaget ca 4 ton i länshållningsvatten, för övrigt i sprängsten)	Vägtunnel (2 körfält) med snittytan 130 m ² Viss del av ammoniumkvävet avgår som ammoniak till luft vid höga pH pga injektering med cement	Nord-Sydliga förbindelser - Hantering av förorenat vatten från tunnelarbeten och masshantering på Lovön*
Dagvatten från motorväg (1 km)	0,03	Yta ca 2,5 ha	Dagvattenundersökningar i Stockholm, Stormtac [®] schablonhalter
Dagvatten från villaområde (1 km ²)	0,5		Dagvattenundersökningar i Stockholm, Stormtac [®] schablonhalter
Reningsverk (30 000 pe)	100	Utan utbyggd kväverening	Diverse referenser
Reningsverk (30 000 pe)	20	Med utbyggd kväverening	Diverse referenser
Jordbruksmark (1 km ²)	1-2		Diverse referenser

* Ännu ej genomfört projekt. Underlag för beräkningarna från "PM – nyckeltal byggskede Nord-Sydliga förbindelser" vars underlag utgörs av data från genomförda projekt, bl.a. sprängningar av vägtunnlarna i Stockholm för Södra länken.

Av tabell 8.3 ovan framgår att tunneldrivning kan utgöra en stor punktbelastning avseende kväveutsläpp. Vid drivning av dubbla tunnlar vid exempelvis motorvägsbyggen ökar också belastningen till det dubbla. I tabellen framgår det att en km tunneldrivning motsvarar ett års kväveutsläpp från 6-7 km² jordbruksmark eller ett samhälle med 20 000 pe med utbyggd kväverening. Det är den mängd kväve, som överstiger vad naturens normala kretslopp kan ta hand om, som vållar problem. Därför kan en liten mängd mer än vad naturen tål orsaka oproportionerligt stora effekter i miljön. Vid utsläpp i en större recipient med stort tillrinningsområde kan däremot kvävet från sprängningar ofta utgöra en försumbar andel.

I tabell 8.4 nedan jämförs kvävebelastningen från sprängningsarbeten med den övriga belastningen från tillrinningsområdet för ett par sjöar av olika storlek. För små och lågbelastade recipienter som sjön Judarn kan utsläpp av länshållningsvatten och läckage från sprängstensmassor öka kvävetillförseln dramatiskt. För Judarn innebär detta att mängden tillfört kväve blir drygt 50 gånger

större per år. Även för den relativt stora sjön Drevviken kan tillskottet innebära en ökning av kvävetillförseln från det primära tillrinningsområdet till det dubbla.

Kvävebelastningen från sprängstensmassorna, vars innehåll av kväve i många fall är större än utsläppen via länshållningsvattnen, är osäker då hanteringen av massorna kan ske utanför avrinningsområdet. Utsläppet av kväve sker dessutom diffust och under en längre tidsperiod.

Tabell 8.4. Jämförelse mellan kväveutsläpp från sprängningsarbeten och övriga källor i några recipienter i Stockholms län

Verksamhet/yta	Utsläpp i ton/år	Recipient	Källa
Tunneldrivning (1km) Vägtunnel (2 körfält) med snittytan 130 m ²	13 (varav antaget ca 4 ton i länshåll- ningsvattnen, för övrigt i sprängsten)	-----	Nord-Sydliga förbindelser - Hantering av förorenat vatten från tunnelarbeten och masshantering på Lovön*
Tillrinningsområde ca 160 ha. Bebyggd yta ca 45 %.	0,3	Ekebysjön, Danderyd Sjöyta 6,7 ha	Belastningsstudie, Ekebysjön
Tillrinningsområde ca 4900 ha. Bebyggd yta ca 55 %, övrigt mest skogsmark. Sekundär belastning via Forsån ej medräknad	7,2 (varav ca 4,4 atmosfärisk deposition på sjöytan)	Sjön Drevviken, Stockholm. Sjöyta 570 ha	Vattenprogram för Stockholm 2000
Tillrinningsområde ca 80 ha. Bebyggd yta ca 10 %, övrigt mest skog- och ängsmark.	0,25	Sjön Judarn, Stockholm. Sjöyta 4 ha	Vattenprogram för Stockholm 2000
Tillrinningsområde ca 390 km ² . Bebyggd yta ca 10 %, skogsmark ca 60 %, jordbruk ca 30 %.	130	Åkerströmmen, vattensystem i Vallentuna m.fl. kommuner	Åkerströmmen – recipientkontroll 1990- 1994

* Ännu ej genomfört projekt. Underlag för beräkningarna från "PM – nyckeltal byggskede Nord-Sydliga förbindelser" vars underlag utgörs av data från genomförda projekt, bl.a. sprängningar av vägtunnlarna i Stockholm för Södra länken.

8.4 Miljöeffekter och miljökonsekvenser

Med kunskap om vilka störningar och annan påverkan som utsläppen från sprängningsverksamheten kan föra med sig analyseras vilka effekter som kan förväntas. De viktigaste effekternas betydelse värderas sedan i en konsekvensbedömning.

8.4.1 Metodik

Vägverket har tagit fram en metodbeskrivning som använder begreppen påverkan – effekt – konsekvens (se VV publikation 2002:42). Detta angreppssätt ger god möjlighet till strukturering som underlättar arbetet.

Miljöpåverkan är en fysisk förändring, t ex utsläpp av länshållningsvatten.

Miljöeffekt är en förändrad miljö kvalitet orsakad av påverkan. Uttrycks neutralt, t ex kvävehalt i vatten.

Miljökonsekvens är följden av en miljöeffekt på ett intresse. Uttrycks som en värderande bedömning, t ex försämrade vattenkvalitet i vattentäkt.

Ibland kan det finnas en kedja av förändringar där en förändring orsakar en annan. Man kan då tala om primära och sekundära effekter.

En uppdelning bör göras i tillfälliga (under byggtiden) och permanenta konsekvenser. I samband med sprängningsarbeten uppträder företrädesvis tillfälliga konsekvenser.

En bedömning görs av om konsekvenserna är acceptabla med hänsyn till:

- Miljöbalkens hushållnings- och hänsynsregler samt miljö kvalitetsnormer
- De nationella miljö kvalitetsmålen och miljömål för platsen eller regionen
- Riksintressen
- Vattenskydd, naturreservat mm
- Riktlinjer för miljö kvalitet
- Regionala och kommunala/lokala intressen

Vid bedömningen bör en skala användas, det är olämpligt att beskriva konsekvenser i relativa termer som t ex ”ringa påverkan” och ”av begränsad omfattning”. Bedömningen ska motiveras, typ av skada och omfattning måste framgå. Det är viktigt att bedömningsgrunderna redovisas (se ovan under 8.2).

Bedömning av **miljökonsekvenser** kan inte göras i generella termer utan måste ställas i relation till de värden och intressen eller aspekter som kan beröras i det aktuella fallet. Grumling kan t ex störa ytvattenförsörjning, fiske, bad och rekreation. Naturvärden såsom lekbottnar för fisk kan störas. Kväveutsläpp kan orsaka övergödning i en liten och svag recipient men kan även i en stor recipient ge lokala konsekvenser, t ex om utsläpp görs i en trång och instängd vik med låg omsättning.

Exempel Ny trafikled förbi Stockholm (Nord-sydliga förbindelser)

I detta stora planerade vägprojekt ingår långa bergtunnlar med lång byggtid. I ett av alternativen (Förbifart Stockholm) förutsätts sprängstensmassor tas ut via tunnelpåslag på Lovön och transporteras sjövägen från hamnar på ön. Det bedöms inte möjligt att utnyttja Mälaren som recipient för utsläpp av kväveförorenat vatten från sprängning och sprängstensmassor eller hanteringen av dem. Detta med hänsyn till:

- det regionala miljömålet att minska övergödningen genom att begränsa utsläppen av kväve
- att Mälaren utgör riksintresse med avseende på rekreation och fiske
- att Mälaren är dricksvattentäkt för Storstockholm (vattenskydd).

Genom att anlägga en ledning till befintligt spillvattennät på Lovön kan länshållningsvattnet ledas till Bromma reningsverk som är försett med ett kvävereningsteg. Utloppet för reningsverket ligger i Saltsjön vilket därmed helt avlastar Mälaren från utsläpp.

8.4.2 Miljöeffekter och konsekvenser av sprängningsarbeten

Miljöproblemen orsakade av kväve uppstår när ämnet förekommer i överskott inom olika delar av ekosystemet. Kväve existerar i en mängd förekomstformer, vilka har sinsemellan olika inverkan på miljön, jämför kapitel 5 (kvävecykeln) och 9.1 (reningsmetoder).

Övergödning (eutrofiering)

Övergödning innebär ökad produktion och biomassa av växter och djur, ökad grumling i vattnet, syrgasförbrukningen ökar genom nedbrytning av organiskt material (döda djur och växtrester). Dessutom ändras artsammansättningen och mångfalden hos flora och fauna. Det är de båda näringsämnen fosfor och kväve, som bidrar till eutrofieringen.

Vilken betydelse tillfört kväve har på insjöns eutrofiering beror på hur näringsrik den är sedan tidigare. I näringsfattigare sjöar är det tillförseln av fosfor, som bidrar till eutrofieringen, och i näringsrikare kan det vara kväve. I näringsrika vatten med kvävebrist kan också kvävefixering förekomma, dvs blågrönalger (cyanobakterier) kan tillgodose sitt kvävebehov genom upptag av kvävgas. Den ekologiska betydelsen av olika kväve-fosforkvoter i sjöar visas i *tabell 8.5* nedan.

Tabell 8.5 Betydelsen av olika kväve-fosforkvoter i sjöar (Internetreferens A-4).

Benämning	Totalkväve (µg/l)/ totalfosfor (µg/l) juni-september	Beskrivning
Kväveöverskott	> 30	Fosfortillgången är ensam avgörande för produktionen av alger och annan växtlighet
Kväve-fosforbalans	15 – 30	Tendens att cyanobakterier (blågrönalger) kan massutvecklas.
Måttligt kväveunderskott	10 – 15	Förekomst av kvävefixering och cyanobakterier sannolik.
Stort kväveunderskott	5 – 10	Förekomst av kvävefixering och cyanobakterier mycket sannolik.
Extremt kväveunderskott	< 5	

Det är främst kväve som bidrar till övergödningen runt Sveriges kuster, förutom i Bottenviken där det är fosfor. Ett kraftigt tillflöde av kväve kan leda till algblooming. Vissa alger är giftiga.

Höga ammoniakhalter

Vid högre pH (se avsnitt Ammoniakavdrivning och Ammoniaks toxicitet) kan ammoniakgas bildas. Ammoniak i stora mängder är giftigt, för både växt- och djurlivet, samt för människor. Utöver att det akvatiska livet påverkas pga i vattnet löst gas, finns det rapporterade exempel från Finland på att barrträd i vindriktningen från djurstallar, kan förgiftas och dö av höga ammoniakhalter i luften. Höga ammoniakhalter är främst ett arbetsmiljöproblem vid tunneldrivning.

Exempel Öxnared

Vid utsprängning av tunnlar för dubbelspårsutbyggnad Öxnared-Trollhättan har cementinjektering för tätning använts. Denna tätningsmetod, som är allmänt förekommande, leder ofta till att pH-värdet höjs kraftigt i länshållningsvattnet och avrinningen från sprängstensmassor. Av denna anledning har en pH-justering av länshållningsvattnet skett för att undvika toxiska effekter i recipienten, dels p g a ammoniakbildning dels p g a att pH-värden över 9 i sig har en toxisk effekt. Vid ett tillfälle under 2003 uppstod problem med den utrustning som doserar syra för att sänka pH-värdet. pH i utgående vatten steg till drygt 10 och i bäcken till vilken vattnet leddes uppmättes drygt 9. Vid det aktuella tillfället var ammoniumhalten i bäcken 2,6 mg/l vilket p g a det förhöjda pH-värdet ledde till en relativt hög halt ammoniak i vattnet, tillräckligt hög för att kunna påverka exempelvis laxfiskar. Om pH-justeringen hade fallerat vid ett annat tillfälle då ammoniakhalterna varit högre och/eller vattenföringen i bäcken varit lägre kunde ammoniakhalterna ha blivit mycket höga i recipienten och därmed påverkat de flesta vattenlevande organismer.

Höga nitrathalter i vattnet

Nitrit (NO_2^-) är giftigt, men eftersom nitrit mycket lätt oxideras till nitrat vid närvaro av syre, är det nitralthalterna i vatten som behandlas här. I vissa fall, då syrebrist råder, bör dock risken för höga nitrithalter beaktas.

Höga nitrathalter i vattnet kan orsaka hälsoeffekter för människor och djur. Djurförsök visar att höga nitrathalter, motsvarande högre än ca 25 mg kväve/liter vatten kan ge cancerogena effekter. Nitrat i dricksvattnet hämmar bildningen av röda blodkroppar och försämrar därmed kroppens syreupptagningsförmåga. Små barn är känsligare än vuxna.

Enligt Livsmedelsverkets nya föreskrifter, SLVS 2001:30, baserade på EU:s dricksvattendirektiv bedöms dricksvatten som otjänligt vid nitrathalter överstigande 50 mg nitrat/liter, vilket motsvarar 11,3 mg nitratkväve/liter vatten. Vattnet bedöms som ”tjänligt med anmärkning” då halten nitrat överstiger 20 mg nitrat/liter, vilket motsvarar 4,5 mg nitratkväve/liter vatten.

Kvävemättnad i mark

Växtligheten behöver ammonium och nitrat som näringsämne. Växtlighetens upptag av nitratjoner verkar neutraliserande på de försurande vätejonerna. Hur mycket kväve växtligheten kan använda som näringsämne är dock begränsat. Sedan växterna tagit upp den mängd kväve som behövs för tillväxten kan överskottet utlakas, och därmed orsaka negativ inverkan på andra delar av ekosystemet såsom t ex övergödning.

På naturmark, i detta exempel skog, sker det externa kvävetillskottet främst via atmosfäriskt nedfall. Kvävegödning av skogsmark sker knappast i Sverige. Svenska skogar är normalt naturligt kvävebegränsade. Det betyder att det första tillskottet av kväve leder till ökad skogstillväxt. Ökar kvävetillförseln gynnas vissa växtarter, och andra missgynnas. Det sker en förändring och efterhand en utarmning av växtsammansättningen. Ökar kvävetillförseln ytterligare fortsätter vegetationsförändringarna, men den naturliga nedbrytningen av döda växtrester minskar, och de inaktiva förråden av kol och kväve i biomassan ökar. Nu övergår skogen till ett tillstånd av *kvävemättnad*. Nu har kvävetillförseln överstigit ett tröskelvärde (vegetationens kvävebehov) och nitratutlakning sker. De inaktiva kol och kväveförråden kan aktiveras (mineraliseras) ifall miljöfaktorerna förändras, och detta kan leda till en mycket kraftig nitratutlakning. Ökar kvävetillförseln ytterligare övergår skogen till ett tillstånd av kväveöverskott. Då minskar tillväxten av skogen, och kväveutlakningen ökar i betydande grad. Nitratutlakning kan leda till övergödning och till markförsurning, se nedan.

Jordbruksmark reagerar något annorlunda än naturmark (t ex skogsmark) på extra kvävetillförsel, eftersom jordbruksmarken utsätts för olika odlingsåtgärder och inte är ett naturligt system. För kraftig gödning till jordbruksmark i förhållande till grödans behov leder till nitratutlakning. Utlakningen sker främst vår och höst när grödans efterfrågan på kväve är lägre än på sommaren. Är marken frusen på vintern, sker ingen vattengenomströmning i ytan, och därmed ingen nitratutlakning. Sandjordar är känsligare än lerjordar för nitratutlakning, eftersom porositeten är högre sker vattengenomströmningen lättare. Nitratjonen är löslig

i vatten och därmed lättlöslig. Ammoniumjonen är mindre rörlig och fastläggs lättare i markpartiklar, sediment etc.

Hur en skogsmark reagerar på kvävetillförsel från luften är beroende av trädslag, ålder, bonitet (bördighet) etc. *Tabell 8.6* (Naturvårdsverket) visar en allmän bedömning för svensk skogsmark. Kvävenedfallet mäts som nedfallet av ammonium- och nitratkväve uppmätt i nederbörd uppsamlad under trädkronor i barrskog.

Tabell 8.6. Bedömning av risk för kväveläckage (Naturvårdsverket)

Klass	Kvävenedfall (kg/ha år)	Risk för kväveläckage	Bedömd kväveutlakning (kg/ha år)
1	< 10	Mycket liten	< 1
2	10 – 25	Betydande	> 1
3	> 25	Mycket stor	> 10

Enligt ovan finns det skogsmarker i sydvästra Sverige som befinner sig i klass 2 (kvävemättnad = risk för kväveutlakning), medan huvuddelen av Sveriges skogsmark fortfarande befinner sig i Klass 1 (mycket liten risk för kväveutlakning).

Mark- och vattenförsurning orsakat av kväve

Sprängmedlen innehåller ammonium och nitrat. Båda dessa kväveformer kan under vissa omständigheter ge upphov till mark och vattenförsurning.

Som framgår ovan betyder växtupptag av näringsämnet ammonium (NH_4^+) till att någon annan positiv jon måste lämnas i utbyte, ofta vätejonen (H^+). Ammoniums omvandling till nitrat (NO_3^-) leder till bildandet av vätejoner. Detta visar att ifall allt sprängmedel inte förbrukas vid explosionen, kan ammoniuminnehållet leda till försurning av mark och vatten eftersom vätejoner kan frisättas.

Växtupptag av nitrat innebär att andra negativt laddade joner lämnas i utbyte, dessa neutraliserar de ovan nämnda vätejonerna, och motverkar därmed försurning av mark och vatten. Problemet är att det nitrat, som kommer från odetonerat sprängämne, i de flesta fall inte blir upptaget av växtligheten. Då kan även nitrat bidra till försurning.

I markvattnet och bundet på markpartiklarna förekommer ett stort antal joner, både positiva och negativa. Laddningen måste ju vara neutral i marken. Bland de positiva jonerna i markvattnet finns bl a kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), natrium (Na^+) och kalium (K^+). Vid de pH-nivåer, som är aktuella i svensk mark är markpartiklarna i allmänhet negativt laddade, därför binds dessa positiva joner till markpartiklarna (se *bilaga*). Den positivt laddade ammoniumjonen (NH_4^+) har en tendens att fastläggas till de negativt laddade markpartiklarna, medan den negativt laddade nitratjonen (NO_3^-) vandrar ut i, och är lättlöslig med, vattenlösningen.

De utlakade negativa nitratjonerna behöver åtföljande positiva joner, annars skulle ju marken och vattnet vara elektriskt laddat. I första skedet är det de ovan nämnda positiva jonerna (främst magnesium och kalcium), som följer med nitratjonerna ut i avrinningsvattnet. Efter hand, som de förbrukas ersätts de runt markpartiklarna av de positiva vätejonerna (H^+). Det är motståndskraften mot försurning, som minskar, medan pH fortfarande är oförändrat. Finns det dessutom *alkalinitet* i marklösningen, reagerar de jonerna med vätejonerna och buffrar (förhindrar) sänkning av pH (se *bilaga*, avsnitt 2.5). Så småningom förbrukas både alkaliniteten av de tillförda vätejonerna, och de ovan beskrivna jonerna har minskat genom utlakning tillsammans med nitratjonerna, då sänks pH i marken. När de ovan nämnda positiva jonerna utlakats, blir det vätejonerna, som utlakas tillsammans med nitratjonerna, dvs salpetersyra. Då sjunker pH ytterligare. Ifall pH sjunker under 4-4½, kan även fria aluminiumjoner (Al^{3+}) frisättas i marklösningen och i avrinningsvattnet. Dessa fria aluminiumjoner är giftiga för växtlighetens rötter.

När de andra positiva jonerna har urlakats är det endast vätejoner kvar, som kan urlakas tillsammans med nitratjonerna. Då ökar koncentrationen av salpetersyra i avrinningsvattnet, med negativa effekter, liksom i marken.

Här ovan har försurningsprocessen beskrivits oberoende av vilken källa som ammonium och nitratjonerna kommer ifrån. Nitrat tillfört till marken via nederbörden deponeras i form av salpetersyra ($H^+ + NO_3^-$), eftersom nederbördens innehåll av olika kväveoxider i luften kan oxideras till nitrat. Vätejoner (H^+) förekommer i nederbörden, då kan salpetersyra bildas. Är källan däremot gödselmedel eller sprängämne tillförs nitratjonerna (NO_3^-) till mark/vatten systemet tillsammans med någon annan positiv jon än vätejonen. Det är då ofta ammoniumjon (NH_4^+), och när det gäller gödselmedel ibland kalciumjon (Ca^{2+}). Kommer nitratjonen växtligheten till godo, vilket till allra största delen sker med nitrat via nederbörden eller från gödselmedel, sker en neutralisering. När växterna tar upp den negativa nitratjonen behöver de lämna en annan negativ jon i utbyte, ofta OH^- eller HCO_3^- . Dessa joner neutraliserar vätejonerna. Överskottet av nitrat p g a oötonerat sprängämne däremot, bildar i allmänhet salpetersyra (tillförs inte direkt till, och neutraliseras inte i så stor grad via, växtligheten), vilket är starkt försurande.

Påverkan från övriga utsläpp

De övriga typer av utsläpp som genereras från hanteringen av sprängstensmassor samt länshållnings- och dagvatten är enligt kapitel 4:

- Oljeprodukter och diesel från maskiner och sprängämnen
- Tungmetaller från maskiner och berggrunden
- Tätningsmedel av olika slag (t ex cementbaserade eller kemiska)
- Suspenderat material (borrkax och finare fraktioner från sprängningen)

Dessutom kan urlakning ske från lager av kontaminerade sprängstensmassor, spill och läckage till mark/vatten i samband med hanteringen. Vid olyckor under lastning samt transport kan utsläpp av drivmedel och kontaminerade sprängstensmassor ske direkt till vatten.

Suspenderad ämnen ger först en grumling av vattnet vilket bl a kan medföra ändrat ljusklimat. Oftast består grumlingen en tid, därefter avsätter slammet sig på växter och botten. Övriga ämnen, varav en stor del är knutna till det suspenderade materialet, kan påverka förhållandet i närområdet och även bidra till att öka belastningen på recipienten i sin helhet. Exempel på oönskade ämnen som kan läcka ut är tungmetaller, PAH (polycykliska aromatiska kolväten) samt olika typer av kemikalier som hanteras i arbetsområdet.

9 Åtgärder och kontrollprogram

I MKB-arbetet analyseras vilka skadeförebyggande och miljöförbättrande åtgärder som kan utföras för att miljöanpassa verksamheten. I första hand ska negativa konsekvenser så långt som möjligt förebyggas. I andra hand bör negativa effekter begränsas genom olika åtgärder.

Exempel på skadeförebyggande åtgärder

- Uppsamling av länshållningsvatten mm
- Hårdgörning och invallning av ytor för mellanlager, avledning och omhändertagande av ”lakvatten” från dessa
- Val av tidpunkt för verksamheten (t ex undvika känsliga lekperioder för fisk)

Exempel på miljöförbättrande åtgärder

- Rening av kväveförorenat vatten (se vidare nedan för metoder)
- Minskning av kvävemängden på sprängsten och i länshållningsvatten (åtgärder i samband med sprängning)
- Åtgärder för sprängstensmassor. T ex kan tvättning (aktivt eller genom naturlig nederbörd) ske innan massorna tas i anspråk.

I sista hand kan **kompensationsåtgärder** vidtas, som t ex utsättning av fisk.

Uppföljning av effekter och konsekvenser av verksamheter och åtgärder görs genom kontrollprogram (se vidare nedan).

9.1 Reningsmetoder för kväveförorenat vatten

Rening av dag- och dränvatten är numera vanligt förekommande. I de fall rening förekommer är insatserna främst riktade mot att reducera mängden slam och oljeföroreningar. Genom att reducera slammängden sker också en betydande reduktion av många partikelbundna föroreningar. Oftast sker reningen med enkla metoder som sedimentering i dammar eller underjordiska magasin, dessa kan ibland vara utrustade med skärmar för oljeavskiljning. Vid tunneldrivning sker sedimenteringen ofta i mobila containrar. Mer sällan förekommer inslag av processteknik som t.ex. kemfällningssteg och pH-justering.

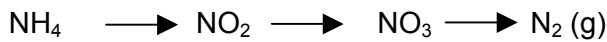
De reningsmetoder för förorenat vatten som normalt används vid exempelvis tunneldrivning inkluderar inget reningssteg för kväve. Justering av pH-värdet för att undvika ammoniakbildning förekommer ibland. Genom en reducering av ammoniakhalten minskas risken för ekotoxikologiska effekter. Någon reduktion av totalkvävehalten sker dock inte.

Utöver tekniska lösningar kan naturliga våtmarker utnyttjas för rening. Naturliga processer behandlas även i *kapitel 5* samt i *bilaga*.

9.1.1 Biologiska reningsprocesser

Nitrifikation/denitrifikation

Till skillnad från många andra föroreningar, t.ex. fosfor kan inte kvävesalter lösta i vatten behandlas med fällningsteknik. I stället sker kemiskt/biologiska processer som leder till att kväveföreningarna omvandlas till kvävgas via ett nitrifikations- och/eller ett denitrifikationssteg (se även *kapitel 5* och *bilaga*):



Denna process är i olika utföranden den förhärskande i dagens avloppsreningsverk och ingår också som en del av kvävet naturliga kretslopp i t.ex. våtmarker. Det har inom gruvindustrin observerats att nitrifikation i länshållningsvattnet från gruvor är en trolig orsak till att det återfinns mer nitrat än ammonium vid utsläppskontrollerna. Till stor del kan minskningen av ammonium också förklaras med ammoniakavgång till luften.

Kväverening enligt ovan i ett avloppsreningsverk är komplex och är troligen endast möjlig att genomföra då en anslutning till ett befintligt reningsverk med kväverening kan göras. Vid långvariga större projekt där ingen anslutning till befintligt reningsverk är möjlig kan eventuellt en mindre SBR-anläggning komma i fråga för kväverening, se vidare nedan.

Att anlägga en våtmark för en ”naturlig” kväverening under den tidsrymd som tillfälliga projekt bedrivs är knappast meningsfullt då våtmarker är tröga system vars funktion tar lång tid att etablera. Finns det naturliga våtmarker att tillgå är detta däremot en möjlighet som kan utnyttjas. Det bör dock påpekas att kvävereduktionen i våtmarken främst sker under den varma delen av året.

Det går inte att ge generella anvisningar vilka metoder som ska tillämpas vid sprängningsarbeten. Var arbetena bedrivs och hur länge samt myndighetskrav styr val av metod. Ofta kan en kombination av reningsmetoder, t.ex. en pH-justering följd av ett naturligt reningssteg, vara en framkomlig väg. Rening på ”naturlig” väg i exempelvis våtmarker och på översilningsytor är dock svår att kontrollera/styra.

Immobilisering i mark

Döda växt- och djurrester som bryts ned i naturen, t ex nedfallna löv, innehåller organiska kväveföreningar. Dessa rester (som omvandlas till förna och humus) innehåller både kol och kväve, därför kan en kol/kväve kvot (kallas C/N kvot) bestämmas.

Mikroorganismerna ger upphov till ett jämviktsläge (styrts av C/N kvoterna) mellan organiskt och oorganiskt (ammonium och nitrat) kväve. Är det däremot underskott av kväve i det nedbrytande materialet, behöver mikroorganismerna kväve till sin mikrobiella biomassa. Då kan en *immobilisering* av det oorganiska kvävet (främst ammonium-, men också i vissa fall nitratjoner) ske. Immobiliseringsprocessen leder till att de i vattnet lösta jonerna binds in mer eller mindre hårt i den mikrobiella biomassan.

Immobilisering i mark är troligen inte en reningsmetod som kan få en större praktisk tillämpning.

SBR-teknik

Satsvis Biologisk Rening (SBR) innebär en styrd biologisk nitrifikations / denitrifikationsprocess i en för ändamålet konstruerad reaktor. Denna teknik är etablerad och används t ex för behandling av avloppsvatten och lakvatten från avfallsdeponier. Den fodrar dock avancerad process-styrning samt tillsats av en lättillgänglig kolkälla, exempelvis etanol eller ättikssyra.

I nuläget bedöms inte en SBR-reaktor utgöra ett alternativ för rening av kväve från sprängningar, dels pga den relativt avancerade tekniken, dels pga att en extern kolkälla måste tillsättas. En utvecklad teknik med mobila mindre anläggningar kan möjligen bli aktuella för långvariga stora projekt eller permanenta verksamheter som t ex bergtäkter.

Växtupptag

Eftersom vegetationen tar upp ammonium- och nitratjoner som näringsämne, kan växtligheten utnyttjas till att minska kvävehalten i avrinningsvattnet.

Det är teoretiskt möjligt att använda olika system med översilning av processvatten över lämplig växtlighet för att minska kvävehalten i det vatten, som rinner vidare och förenar sig med ytvatten.

Det finns dock vissa nackdelar med denna naturliga metod:

- Den kräver stora markytor och lämpliga markprofiler
- För att en reduktion av kväve ska uppstå måste biomassa tas bort ur systemet.
- Eftersom denna metod är beroende av växtligheten, fungerar den enbart under växtsäsongen, alltså inte vintertid i Sverige.
- De flesta sprängningsarbeten (t ex tunnel- och vägbyggen) pågår för kort tid för att det skall vara meningsfullt att anlägga denna typ av vegetationsytor.

Exempel Öxnared

Vid utsprängning av tunnlar för dubbelspårsutbyggnad Öxnared-Trollhättan har bl.a. en översilningsång använts för rening av länshållningsvatten. Översilning har skett på en ca 2000 m² stor yta. Reningens graden avseende kväve var i april 2004 ca 5 %, i maj steg den sedan till ca 25 %. I april växte en alg ("grönslick") över en stor del av ytan, i takt med att vegetationssäsongen inleddes tog dock klöver och gräs över. På grund av uppehållstiden i översilningsytan uppstod en fördröjningseffekt vilket ledde till att kväve-halterna i vatten från översilningsytan under juni månad var högre än i länshållnings-vattnet.

Fastläggning av ammoniumjoner

I de övre marklagren förekommer markkolloider, små partiklar bestående av humus och lermineral. Dessa kolloider kan fungera som jonbytare. En tillförsel av kväverikt vatten till beväxt mark innebär att ammonium adsorberas till markens humusämnen, och till lerpartiklar.

Torv har en hög kapacitet att binda ammonium och ammoniak, den negativt laddade nitratjonen binds däremot inte till torven i nämnvärd utsträckning. En sänkning av pH-värdet sker också. Torv har även förmåga att binda andra föroreningar och används i kommersiella produkter för rening av dagvatten mm.

Exempel Botniabanan

Vid bygget av Botniabananens tunnlar genomfördes försök med att rena länshållnings-vatten i en myr. Vattnet leddes in i torvmarken via ett utgrävt dike. Försöken visade, trots att dessa skedde under vintertid med sträng kyla, att pH-värdet sänktes till ca 5 och att kväveföreningarna reducerades markant, främst ammonium/ammoniak. För behandling av större mängder länshållningsvatten krävs dock mycket långa diken och stora arealer med torv. Försöken visar också på svårigheter att utnyttja en myr som filter samt att spridningsvägarna kan vara svåra att förutse. På grund av den begränsade kunskapen om skötsel och konsekvenser för torvmarkerna bedömdes inte behandling i torvmossar utgöra ett huvudalternativ vid reningen av länshållningsvattnet.

9.1.2 Fysiska och kemiska metoder**Ammoniakavdrivning**

En relativt enkel metod att reducera ammoniummängden är att genom en pH-höjning överföra ammonium till ammoniak. Ammoniaken drivs sedan av från vattnet i form av gas. Ofta sker en okontrollerad ammoniakavgång eftersom pH blir högt p g a injektering med cementbaserade tätningemedel och förstärkning med sprutbetong.

Problemet med metoden är de relativt stora mängder ammoniak som släpps till atmosfären. Sådana utsläpp är inte förenligt med nationella miljömålen, de kan dessutom orsaka arbetsmiljöproblem och skador på omgivande växtlighet. Ska ammoniaken omhändertas blir processen betydligt mer komplicerad och kostsam. Någon reduktion av nitrat sker inte vilket innebär att ca 50 % av kvävet finns kvar efter ammoniakavdrivningen.

Jonbytesteknik

Jonbyte är en adsorptionsmetod där joner, i detta fall NH_4^+ och NO_3^- , byts ut mot andra joner med samma laddning. Jonbytet sker i en jonbytarmassa som efter en tid blir mättad på de joner som tagits upp ur vattnet. För att bibehålla effekten i jonbytarmassan måste därför en s.k. regenerering ske. Denna åstadkoms med en koncentrerad lösning av de joner som jonbytarmassan ursprungligen var mättad med. Vid regenereringen erhålls en koncentrerad lösning av de joner som avlägsnats ur vattnet vilket innebär ytterligare behandling (se ”Elektrokemiska processer” nedan) eller omhändertagande för att en reningseffekt skall uppstå. En möjlighet kan vara att transportera koncentratet med tankbil till ett reningsverk med utbyggd kväverening. Eventuellt kan det även finnas avsättning som gödningsmedel.

För att jonbytesteknik ska komma i fråga måste vattnet först genomgå en förbehandling för att förhindra en igensättning som ger försämring av kapaciteten. För att åstadkomma en fullständig rening måste två olika jonbytarmassor användas för rening av ammonium respektive nitrat.

Membranteknik

Membranteknik bygger på att vattnet pressas genom ett semipermeabelt membran. Vid högt tryck kan vattnet passera membranet medan partiklar och joner hålls tillbaka i en omfattning som bl.a. bestäms av membranets porstorlek. En förbehandling är nödvändig för att undvika igensättningsproblem.

Till skillnad från jonbytestekniken avskiljs både positivt och negativt laddade joner samtidigt. Ett koncentrat innehållande de joner som avskiljts bildas även med denna metod vilket innebär ytterligare behandling (se ”Elektrokemiska processer” nedan) eller omhändertagande för att en reningseffekt skall uppstå.

Elektrokemiska processer

I en elektrokemisk cell tillförs energi utifrån (elektrolys). Vid den negativa elektroden, katoden, sker en reduktion. Vid den positiva elektroden, anoden, sker en oxidation. För kväverening bygger tekniken på en omvandling av nitrat till kvävgas.

Inga kemikalier tillsätts men elförbrukningen är hög. Metoden är inte kostnadseffektiv för vatten med låg jonkoncentration eftersom driftskostnaden är relaterad till vattnets ledningsförmåga. En låg ledningsförmåga ger hög strömförbrukning. Däremot passar metoden bra för de koncentrat som bildas vid användande av jonbytes- och membranteknik.

9.2 Kontrollprogram

Under och efter arbetena måste uppföljning genomföras. Ett kontrollprogram upprättas där utsläppskontrollen av kväve utgör en del. Programmet bör utöver kontroll av vattenkvaliteten vid direkta utsläppspunkter även innefatta en recipientkontroll. Recipientkontrollen kompletterar bilden av den totala påverkan som sprängningsarbetena åstadkommer. Detta beror till största delen på att det diffusa utläckaget från hanteringen av sprängstensmassor annars inte registreras. Det är viktigt att det finns mätningar som visar utgångsläget samt en opåverkad referenspunkt. Utöver analyser av definierade parametrar måste pumpade vattenvolymer mätas för att en uppskattning av de totala utsläppen ska kunna erhållas.

Exempel Öxnared

Vid byggandet av tågtunnlarna har Banverket haft ett omfattande kontrollprogram med både kvartalsvis och årlig avrapportering. Kontrollprogrammet avser ett antal olika miljöaspekter (buller, vibrationer mm) utöver utsläpp till vatten. I avrapporteringen har samtliga mätpunkter och parametrar redovisats. Därutöver har reningsanläggningar och andra grundläggande förhållanden som t ex miljöutbildning redovisats för fullständighetens skull. De resultat som framkommit vid mätningar har diskuterats, speciellt med avseende på avvikelser. Störningar i sprängningsarbetet och i reningsprocessen har också redovisats. Sammantaget har kontrollprogrammets avrapportering givit en bra bild av miljöpåverkan under tunneldrivningen.

9.3 Parametrar, undersökningar och provtagningar

Lämpliga analysparametrar avseende kväve är:

- Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$, eg summan av NH_4^+ och ammoniak, NH_3)
- Nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$)
- Nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$)
- Totalkväve (Tot-N, eg. summan av ovanstående och organiskt bundet kväve)
- pH (styr fördelningen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$)
- Temperatur (har betydelse för nitrifikation/denitrifikationsprocessen)
- Ledningsförmåga (mS/m, ger information om vattnets totala innehåll av joner)

Provtagningen och provhantering av länshållningsvatten och recipientvatten (ytvatten och i förekommande fall grundvatten) måste ske enligt dokumenterade rutiner byggda på ”Vattenundersökningar – Provtagning – Del 2-3” (Svensk standard: SS-EN 25667-2 och SS-EN ISO 5667-3:2004). Den personal som genomför provtagning och provhantering måste ha för arbetsuppgiften adekvat instruktion och utbildning.

Då de olika kväveformerna kan övergå i varandra p g a olika biologiska processer är provhanteringen av största vikt. Vissa parametrar som t ex pH bör mätas på platsen för att resultatet ska bli så relevant som möjligt. För att i möjligaste mån uppnå en god kvalitet avseende provtagning och provhantering bör ett samråd med det analyserande laboratoriet ske. Det anlitate laboratoriet ska vara ackrediterat av *SWEDAC* för de aktuella analyserna. Helst bör samma laboratorium anlitas under hela projektet.

Utöver att skicka proverna till analys bör anteckningar om vattnets utseende och lukt, väderleksförhållanden vid provtagningen mm göras. Dessa uppgifter kan vara till god hjälp vid bedömningen av analysdata.

Det finns även möjlighet att koppla in sk online-instrument för att kontinuerligt mäta parametrar som pH och ammoniumkväve i länshållningsvatten. Dessa instrument kräver noggrant underhåll och kan vara känsliga för kyla mm. Kontroll av instrumentens funktion och tillförlitlighet ska göras regelbundet och systematiskt.

Faktaruta

Vid bedömningen av analyserna och jämförelser med andra analysdata är det viktigt att samma haltmått används. En kvävehalt kan presenteras på flera olika sätt. Nitrat kan t ex anges i mg (milligram) $\text{NO}_3\text{-N/l}$ vilket innebär att måttet anger hur stor mängd nitrat, mätt som kväve, som finns per liter. Detta koncentrationmått är det vanligaste och att föredra då en relatering till andra kväveformer är lätt att göra. Anges däremot måttet mg NO_3/l innebär detta att hela nitraten ingår i vikten. I jämförelse med koncentrationen mätt enligt ovan kommer siffervärdet att vara betydligt högre då hela nitraten, vars vikt är väsentligt högre än kväveatomens, ingår. Det senare sättet (mg NO_3/l) att ange koncentrationer är från och med 2004 standard i dricksvattensammanhang enligt EU-direktiv och nya föreskrifter från Livsmedelsverket (SLVFS 2001:30) vilket måste beaktas i de fall där dricksvattenaspekten kommer in i bilden.

Faktaruta

I avloppsvatten anges kvävehalter oftast i mg(milligram)/l (eg. ppm, parts per million). För kvävehalter i sjöar och vattendrag används oftast enheten $\mu\text{g/l}$, ofta mätt som totalkväve (Tot-N), på grund av de lägre kvävenivåerna i ytvatten jämfört med t ex avloppsvatten. Utöver ovan nämnda måttenheter för koncentration av ammonium- och nitrater förekommer dessutom storheten $\mu\text{mol/l}$, främst för kvävehalter i havsvatten. Molbegreppet bygger på massan i gram av ett fastslaget antal (Avogadros konstant) av den aktuella atomen eller molekylerna. Vikten är densamma som ämnets formelvikt. Atomvikten för kväveatomen är lika med ca 14 u vilket betyder att en mol kväve väger 14 gram. En μmol kväve/l motsvarar därmed ca 14 μg kväve/l.

10 Diskussion

Sprängningsarbetens påverkan i form av kväveutsläpp till vatten är en komplex fråga. Den ligger i gränssnittet mellan teknik och natur med många parametrar som påverkar. Kväveutsläppen kan inte betraktas separerat från andra typer av föroreningar som genereras i samband med sprängning och inte heller från tillståndet i en möjlig recipient eller miljön i stort.

Dessutom är ämnet kväve i sig komplext, det uppträder i olika former och kan genom såväl kemiska som mikrobiella processer fastläggas, omvandlas, avgå till luft mm. Några generella och enkla svar går därför inte att ge utan ”det beror på”. Detta kan ju inte sägas ge någon direkt vägledning! Men genom att i ett tidigt skede göra en översiktlig analys finns möjlighet att sortera fram de viktigaste aspekterna för just det aktuella fallet.

Information om kvävet i naturen, dess uppträdande, omvandlingar, miljörelevans mm finns i *kapitel 5*. Eftersom kvävefrågan är komplex presenteras en fylligare bakgrundsbeskrivning i *bilaga*.

10.1 Förslag till arbetsgång

Analysen kan struktureras enligt följande förslag till arbetsgång. Eftersom många frågor måste ses i ett större sammanhang är strukturen nedan endast ett ”mjukt” förslag där vissa frågeställningar av naturliga skäl återkommer. *Man kan dra paralleller till formerna för MKB-arbetet.*

Vad ska göras?

- Definiera den planerade verksamheten och dess omfattning. *Kapitel 2*
- Vilken sprängteknik kommer att användas? *Kapitel 3*
- Kommer åtgärder erfordras för tätning av berg?
- Bedöm storleken på utsläppet med olika utsläppsvägar. *Kapitel 4 och 8*

Att försöka få en bild av storleksordningen på utsläppet och vilka möjliga vägar för utsläpp som finns (se principskiss, kvävespridning) redan i planeringsfasen är av stor vikt för det fortsatta arbetet. Det är t ex en stor skillnad mellan en permanent verksamhet eller en lång tunnel och en sprängning av t ex en kort bergskärning.

Eftersom spridningsvägarna kan variera mellan olika platser/verksamheter är det nödvändigt att anlägga ett helhetsperspektiv, annars finns risk att förbise något.

Var ska det göras?

Gör en grov analys av de lokala förhållandena:

- Klimat, geografisk region
- Möjliga recipienter (naturliga och tekniska). *Kapitel 6*
- Recipienternas status, känslighet och värde. *Kapitel 6 och 8*

Som en första ansats bör kontrolleras om det är möjligt att ansluta till ett befintligt tekniskt system med fungerande reningsteknik, i så fall är detta ofta att föredra. Att generellt alltid ansluta till ett ledningsnät är dock inte en självklarhet, t ex kan ett reningsverk sakna kapacitet att ta emot ytterligare vatten eller kväverening saknas och

dessutom kanske utsläppen sker till en olämplig recipient. En analys avseende såväl hydrauliska förhållanden som rening måste alltid föregå en anslutning. Givetvis måste också kontakt tas med huvudmannen för det tekniska systemet.

Det är viktigt att få klarhet i om det finns värden (natur, friluftsliv mm) eller intressen (t ex vattenförsörjning och fiske) som kan vara en begränsning vad gäller utsläpp till recipienten. Speciell försiktighet bör iaktas för att skydda vattentäkter antingen dessa baseras på yt- eller grundvatten.

För att kunna bedöma en recipients lämplighet för utsläpp krävs ofta ett gediget underlag. För en del sjöar och vattendrag finns sådant hos länsstyrelser eller kommuner, men för många recipienter saknas detta eller är bristfälligt. Redan på ett tidigt stadium bör därför klarläggas om underlag föreligger eller undersökningar av vattenkvalitet, växt- och djurliv mm måste göras. Eftersom årstidsskillnader gör att förhållandena skiftar är det en fördel om undersökningar inte bara koncentreras till en period. För mindre vattendrag bör avrinningens storlek ägnas speciellt intresse. Ett vattendrag med dålig eller ingen vattenföring under delar av året riskerar att periodvis endast fungera som ett dagvattendike.

Vilken region man befinner sig i har stor betydelse. Klimat, jordmån, växtlighet mm påverkar valet av recipient och reningsteknik.

Hur ser det ut nu? Vad blir påverkan framåt? Kapitel 8 och 5 (spec. 5.8)

Detta är egentligen två steg men kan vara svårt att hålla isär eftersom de påverkar varandra.

Sätt in den planerade verksamheten i sitt sammanhang.

- Definiera befintlig belastning av kväve (jordbruk, dagvatten, avlopp ...)
- Bedöm utsläppet i relation till recipienten och dess övriga belastning

Den relativa storleksordningen mellan den kommande belastningen av kväve och recipienten är viktig. Utsläppet kan bli betydande för en liten och känslig recipient. Om det gäller en tillfällig verksamhet av liten skala så kan belastningen bli marginell i en större recipient. Men här spelar utsläppspunkten en stor roll, om läget är instängt så kan utsläppet betyda mycket även i en stor recipient med god tålighet. Kanske passeras ett tröskelvärde för en stor men hårt belastad recipient. Till exempel kan den algblomning som vi nu upplever frekvent sägas utgöra ett tydligt tecken på övergödning. Algbloomningar orsakar stora störningar i miljön och för friluftslivet och ibland förekommer toxiska effekter. Algbloomningar påverkar också möjligheterna till dricksvattenuttag.

Vad kan konsekvenserna av utsläppet bli? Påverkas andra intressen eller värden negativt? Detta styr både möjligheten att utnyttja vattenresursen som recipient och behovet av åtgärder, se vidare nedan. Att konsekvensbedöma ett utsläpp är komplicerat och kräver ett bra underlag (se ovan).

Vad kan man göra? Kapitel 8 och 9

- Vilka åtgärder behövs?
- Vilka åtgärder är möjliga att göra?

Vad är mest effektivt? Åtgärder vid källan kontra behandling av utsläppet? Detta beror tex på verksamhetens tidsperspektiv och omfattning. För en långvarig verksamhet finns ofta helt andra möjligheter än för en kortvarig. Utsläppen från en tillfällig verksamhet har ofta stora variationer i flöden och föroreningar. För en tillfällig och kortvarig verksamhet kan det t ex vara möjligt att välja en tidpunkt för arbetets genomförande då recipienten är mindre känslig. Under normala betingelser är höst-vinter att föredra för utsläpp eftersom den biologiska produktionen och aktiviteten då är låg. T ex bör fiskars reproduktionsperiod undvikas. Det finns dock undantag, t.ex. kan havsöring vandra upp i mindre vattendrag till sina lekplatser under höstperioden. Under sommarperioden kan dock växtligheten ta upp kväve som näringsämne, och på detta sätt minska ytterliggare påverkan nedströms. Används våtmark som biologisk kvävefälla fungerar denna bäst under den varmare sommarperioden, eftersom hastigheten i den biologiska denitrifikationsprocessen då ökar. Det är alltså ett flertal faktorer, delvis motstridiga, som styr bästa tiden på året för kväveutsläpp.

För att bli kunna möta myndigheternas krav på åtgärder är det viktigt att ha kunskap om påverkan på recipienten. På detta sätt kan kraven sättas realistiskt och man kan undvika åtgärder ”för säkerhets skull” som kanske blir kostnadskrävande utan att ge någon egentlig miljövinst. För att rätt kunna bedöma en framtida påverkan måste man känna till recipientens status i dagsläget, samt övriga föroreningskällor.

Åtgärder vid källan genom minimering av spill och odetonerat sprängämne har visat sig ha stor effekt på utsläppen. Denna typ av åtgärd bör därför ha hög prioritet. Eftersom sprängningsarbetena i de flesta fall utförs av entreprenörer är det viktigt att redan på ett tidigt stadium ställa krav på hantering av sprängämne och sprängteknik. Om dessa kväveföroreningar förs ett reningsverk med fungerande kväverening är detta inte en lika viktig miljöfråga, även om minimering av utsläpp och minskad förbrukning av resurser alltid är önskvärt. Detta har även ekonomiska följder.

Troligen räcker inte alltid åtgärder vid källan för att komma ner till en godtagbar nivå vilket innebär att någon form av reducering av utsläppen måste ske. I de flesta fall kommer krav att ställas på slam- och oljeavskiljning oavsett utsläppspunkt. Kväverening är en betydligt mer komplicerad process som måste motiveras. Det finns ett antal teknikmetoder som kan komma i fråga för kväverening men samtliga fordrar kunskap och processtyrning samt en relativt omfattande drift- och underhållsinsats. Däremot är en pH-justering av vattnet då pH kan befaras vara högt, exempelvis vid cementinjektering, en åtgärd som i de flesta fall är motiverad för att undvika ammoniakbildning. I de fall där en kväverening anses vara ett krav och där ingen anslutning till reningsverk finns att tillgå föreligger troligen även krav på annan kvalificerad rening av slam, olja mm. Ett kvävereningssteg kan då integreras i en redan avancerad anläggning utan att kostnaderna för investering och drift- och underhåll ökar markant.

På vissa platser kan lokala förhållanden möjliggöra en ”naturlig” rening av kväve genom infiltration (fastläggning i mark), översilningsytor och behandling i våtmarker eller i torv. Hur effektiva och lämpliga sådana metoder är styrs av bl.a. klimatförhållanden och vilken jordmån mm som finns lokalt. Eftersom även våtmarker och torvmossor utgör recipienter måste känsligheten för påverkan utredas innan beslut om utsläpp kan tas.

Vilka tillstånd behövs? Kapitel 8

I ett tidigt skede bör man också klargöra vilka tillstånd som erfordras. För inledande diskussioner med tillståndsmyndigheten utgör ovanstående analys ett bra underlag. Den kan ses som en bantad version eller ett första utkast till MKB som ändå måste göras enligt MKB-processen. Detta ger möjlighet till dialog och förhoppningsvis slutliga krav på reningsåtgärder och utsläppsnivåer som blir rimliga.

Vilken uppföljning behövs? Kapitel 9

Ett kontrollprogram kommer i nästan samtliga fall att krävas. Beroende på rening/processteknik och utsläppspunkter kan detta program, utöver pH och aktuella kvävefraktioner, även innefatta undersökningar av biologisk karaktär. Därutöver ingår sannolikt även andra parametrar som t.ex. olja, suspenderat material och tungmetaller. För att kunna göra ett hanterbart och relevant kontrollprogram erfordras, som påpekats ovan, grundlig kunskap om verksamheten och recipienterna. Det är viktigt att kontrollprogrammet blir så ”verklighetsförankrat” som möjligt. Mätningar på fel plats och vid fel tidpunkt ger endast information som komplicerar bilden. Utöver kemiska/fysikaliska parametrar är flödesmätningar/uppskattningar och uppgifter om nederbörd, temperatur mm av vikt för att kunna sätta in utsläppet i ett sammanhang.

10.2 Förslag till fortsatta arbeten

Under arbetet med föreliggande rapport har framkommit att det i dagsläget inte finns någon samlad bild av vilka effekter olika typer av åtgärder för reduktion av kväveutsläpp ger. För att kunna välja lämplig metod i det enskilda fallet och ställa miljönyttan mot kostnader erfordras jämförbara uppgifter. En möjlighet är att genomföra ett antal fallstudier där olika typer av verksamheter, lokala förhållanden mm täcks in. Uppföljning av åtgärder, utvärdering av resultat från eventuella reningsanläggningar samt kontrollprogram dokumenteras och utvärderas på ett likartat och jämförbart sätt. Genom att på detta sätt utnyttja möjligheten till feed-back kan ett underlag för metodval sammanställas. Detta kan lämpligen utformas som en typ av lathund t ex i tabellform.

11 Ord och begreppsförklaringar

De ordförklaringar som förekommer i denna sammanställning ska inte generellt betraktas som allmängiltiga. Förklaringarna ska i stället ses som en hjälp vid läsningen avseende betydelse och definition av vissa ord och begrepp i rapporttexten. Detta gäller framförallt orden *Processvatten*, *Länshållningsvatten* och *Byggdagvatten* som ofta kan ha varierande betydelser beroende på sammanhang. Andra ord som t.ex. ”*spräng- och borrhvatten*” kan förekomma i dagligt tal och handlingar rörande verksamheter vid sprängningsarbeten.

Alkalinitet: Definieras som vattnets motståndskraft mot försurning, och är nära kopplad till kolsyrasystemet. Kemiska definitionen är: $\text{Alkalinitet} = 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$

Ammonifikation: En biokemisk process, genom vilken ammoniumkväve frigörs från organiskt material innehållande organiskt bundet kväve.

Autotrofa bakterier: Kan syntetisera organiska ämnen ur oorganiska. De kan t ex, beroende av art, använda koldioxid eller sulfat som energikälla för livsprocesserna.

Avrinningsområde: Ett område (ofta en dalgång), som är omgivet runt om av en vattendelare (ofta höjdområden). Allt vatten som rinner ut från området samlas i ett enda vattendrag, som rinner ut från området i en specifik plats. Ett avrinningsområde kan ofta delas upp i flera mindre delavrinningsområden.

Borrhax: Finmalt stenmjöl som uppstår då borring görs i berg.

Byggdagvatten: Allt nederbörds- och smältvatten som avleds från fria arbetsytor. Inkluderar även eventuellt förekommande *processvatten*.

C/N kvot: Kvoten mellan vikten av organiskt kol (C) och vikten av totala kväveinnehållet (N) i marken eller i organiskt material.

Denitrifikation: Den biokemiska reduktionen av nitrat eller nitrit till kväveinnehållande gas, antingen ren kvävgas (N₂) eller en kväveoxid (NO_x).

Eutrof: Näringsrik

Eutrofikation: Övergödning.

Evertebrater: Rygggradslösa djur

Heterotrofa bakterier: Behöver organiska ämnen, t ex organiskt kol, som energikälla för livsprocesserna.

Humus: Den mer eller mindre stabila fraktionen av organiskt material i marken, sedan huvuddelen av växt- och djurrester har brutits ned.

Immobilisering: Ett ämne (t ex kväve) omvandlas från oorganisk fas till organiskt bundet i mikrobiell massa eller i växtmaterialet. På detta sätt blir ämnet mindre tillgängligt för andra organismer eller växter.

Injektering: Tätning av sprickor i berg, oftast med cementbaserade tätningsmedel.

Kvävemättnad: Situation då det tillförs så mycket kväve till växtligheten att det sker oönskade effekter: utarmning och ändringar i växtsammansättningen, förgiftning av marken, kväveutlakning, och i vissa fall försurning av marken.

Kvävesänka: Permanent borttagande av kväve ur ett givet ekosystem.

LC₅₀-värdet: (Lethal Concentration). Den koncentration av ett ämne, i detta fall ammoniak, som dödar 50 % av testdjuren vid 96 h exponering.

Länshållningsvatten: Allt vatten som avleds från ett underjordiskt arbete, inkluderar *processvatten* och inläckande grundvatten. Avledningen av länshållningsvatten sker uteslutande genom pumpning.

Mineralisering: Mikrobiell nedbrytning av organiskt material, som leder till att ett ämne (t. ex kväve) omvandlas från organisk till oorganisk form.

MKB: MiljöKonsekvensBeskrivning

Nitrifikation: Den biokemiska oxidationen av ammonium till nitrat, företrädesvis utförd av *autotrofa* bakterier.

NOEC-värdet: "No Observed Effect Concentration". Den halt av ett visst ämne som inte orsakar någon observerbar påverkan på den studerade organismen.

Oligotrof: Näringsfattig

Pe: Personekvivalenter, belastning från såväl hushåll som industri på ett reningsverk.

Processvatten: Vatten som tillförs vid ex. borrning och vattenbegjutning av sprängstensmassor (se även *länshållningsvatten*). Processvattnet kan ursprungligen vara vatten från ett allmänt ledningsnät eller yt/grundvatten. Vid bevattning av sprängstensmassor kan recirkulerat vatten förekomma.

Recipient: Mottagare av vatten (länshållningsvatten, dagvatten mm). Recipienter kan vara sjöar, vattendrag, våtmarker, hav mm. I de flesta fall är recipienten ett ytvatten men också mark/grundvatten förekommer som recipient. Även ett reningsverk kan betraktas som en recipient.

Stark syra: Syra, som till största delen är protolyserad (vätejonerna gått ut i vattenlösningen som joner) i vattenlösning, t ex saltsyra som i löses (protolyseras) och bildar vätejoner (H^+) och kloridjoner (Cl^-) i vattenlösning. Andra vanliga exempel är salpetersyra ($H^+ + NO_3^-$) och svavelsyra ($2H^+ + SO_4^{2-}$).

SWEDAC: Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll. SWEDAC är en statlig myndighet i Sverige. Huvuduppgiften är att verka som nationellt ackrediteringsorgan.

Torrdeposition: Gasformiga och partikelbundna ämnen i atmosfären kan avsättas direkt på ytan av växtligheten (t. ex. i trädkronor) eller direkt på marken. Vid nederbörd tvättas ämnena ut från växternas yta och når marken med nederbörden.

Våtdeposition: Moln och regndroppar innehåller lösta ämnen, som når vegetationen och mark/vattenytan med nederbörden, s.k. våtdeposition. Mängden av ett ämne, som våtdeponeras beror på koncentrationen av det lösta ämnet och nederbördens storlek.

12 Referenser

Referenser till kap 3 (Bergsprängning) och kap 5 (Kvävet i naturen) samt bilaga redovisas separat nedan

Banverket (2004), *Kontrollprogram yttre miljö Årsrapport 2003. Dubbelspårsutbyggnad Öxnared – Trollhättan, projekt 3037.*

Berg och Blom (2001). *Kartläggning av kväve- och pH-nivåer vid tunneldrivning i Hjältakullen.* Examensarbete Mitthögskolan.

Brücher och Lindgren (2002). *Neutralisation och bindning av ammoniak och ammonium ur tunnelvatten innehållande sprängmedelsrester.* MoRe Research AB på uppdrag av Botniabanan AB.

Boliden. *Uppföljning och sprängförsök i Garpenberg.* (powerpointmaterial från föredrag och muntligt; Jenny Gotthardsson.

Botniabanan AB (2003), *Botniabanan och miljön – Miljöhandbok (kap 5).*

Forsberg och Åkerlund (1999). *Kväve och sprängämnesrester i LKAB:s malmgråbergs- och produktflöden.* Examensarbete vid Luleå tekniska universitet (LTU)1999:258 CIV.

Grinder, Björn (2003). *Omhändertagande av processvatten från tunnelbyggen.* Examensarbete, Uppsala Universitet, Institutionen för geovetenskaper (UPTEC W 03 014, ISSN 1401-5765)

Grinder, Nilsson (2001), *Modellering av kväveutsläpp från Botniabanan,* Rapport från kursen prediktiv limnologi, Uppsala universitet, Miljö- och vattenteknikprogrammet.

Lindgren, Charlotte et al (2002). *Ammoniaks påverkan på akvatiska och terrestra organismer.* IVL Svenska Miljöinstitutet AB på uppdrag av Botniabanan AB.

Hammarberg, Ola (1999). *Kväveläckage från Boliden Mineral AB:s gruvor Renström, Petiknäs och Garpenberg norra – orsaker och lämpliga åtgärder.* Examensarbete, Luleå Tekniska universitet, Institutionen för samhällsbyggnadsteknik, avdelningen för VA-teknik.

Holmström, Tomas (2004). *PM- Nyckeltal byggskede Nordsydliga förbindelser.* Atrax energi

Johansson, Cecilia (2002). *Kvävelakning från LKAB:s gråbergsdeponier (endast sammanfattning).* Examensarbete LTU.

Lundkvist, A (2001) *Minskade kväveförluster.* LKAB utredning, 01-750.

- Naturvårdsverket (2002), *Värdering av grundvattenresurser, metoder och tillvägagångssätt*. Rapport 5142.
- Naturvårdsverket (1999), *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – grundvatten*. Rapport 4915.
- Naturvårdsverket (1999), *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – skogslandskapet*. Rapport 4917.
- Naturvårdsverket (1999), *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag*. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket (1999), *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – kust och hav*. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket (1999), *Bedömningsgrunder för odlingslandskapet*. Rapport 4916
- Naturvårdsverket (1997), *Kväve från land till hav*. Rapport 4735.
- Statens Livsmedelsverk , *Dricksvattenkungörelsen, (SFS 2001:30)*
- Socialstyrelsen, *Försiktighetsmått för dricksvatten, (SOSFS 2003:17)*
- Vägverket, *Handbok Miljökonsekvensbeskrivning inom vägsektorn, del 2 Metodik (Publikation 2002:42) del 3 Analys och bedömning (Publikation 2002:43)*
- Vägverket, *Handbok Yt- och grundvattenskydd (publikation 1995:1)*
- Vägverket (2004) *Vägutredning med MKB för Nord-sydliga förbindelser i Stockholmsområdet*, Tyréns AB för Vägverket (objektnummer 48590)
- Werneman A. m.fl. (2005). *Hur kan miljöpåverkan från sprängning minskas?* SBUF – projekt 11 408/443.

Referenser kap 3 (Bergsprängning)

- Olofsson, S O (1991). *Modern bergsprängningsteknik*. Svensk utgåva 1999. Applex, Ärla.
- Ouchterlony, F & B Niklasson (2004). *Sprängning och sprängteknik. Kapitel 6, sid 71-123 i Kompendium i bergteknik, H Stille m.fl. red, KTH Byggetenskap kurs 1B1432*. Redigerad utgåva 2005.
- Persson, P-A, R Holmberg & J Lee (1994). *Rock blasting and explosives engineering*. CRC Press, Boca Raton FL.

Referenser kap 5 (Kvävet i naturen) och bilaga (Kvävets naturliga kretslopp, halter och flöden)

- Carlsson, C., Kyllmar, K. & Johnsson, H. (2004). *Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2002/2003. Årsrapport för miljöövervakningsprogrammet Typområden på Jordbruksmark*. Ekohydrologi 80. Avdelningen för vattenvårdslära. Sveriges Lantbruksuniversitet. 49 sid. Uppsala.
- Ferm, M and Hultberg, H. (1998). *Atmospheric Deposition to the Gårdsjön Research Area*. In: Hultberg, H & Skeffington, R. (eds.) *Experimental Reversal of Acid Rain Effects. The Gårdsjön Roof Project* pp. 71 – 84. John Wiley & Sons.
- Hallgren Larsson, E., Svensson, A och Westling, O. (2003). *Luftföroreningar i skogliga provytor – Resultat till och med september 2002*. IVL Rapport/report B 1521. 66 p.
- Larsson, U & Andersson, L. (2004). *Varför fosfor ökar och kväve minskar i egentliga Östersjöns vatten*. Stockholms Marina Forskningscentrum.
- Lundmark, J.-E. (1986). *Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 1 Grunder*. Skogsstyrelsen. 158 sid.
- Miljödepartementet, (1990). *Vem förorenar Sverige? Underlagsrapport till utredning om Sveriges internationella miljösamarbete*. Allmänna förlaget.
- Naturvårdsverket (1997). *Kväve från land till hav* (rapport 4735).
- Sonesson, M. (1973). *Some chemical characteristics of the Stordalen mire*. In: Sonesson, M. (ed.) *Progress report 1972. IBP Swedish Tundra Biome Project Tech. Rep. 14:31-43*.
- Steen, E. (1990). *Agricultural outlook*. In: Andrén, O., T. Lindberg, K. Paustian and T. Rosswall eds. *Ecology of arable land*. Ecol. Bull. Pp. 181-200. Copenhagen.
- Stålnacke (1996). *Nutrient loads to the Baltic Sea*. Linköping studies in arts and science. 145. 78 pp. + Diagr. Maps. Tables
- Westling, O & Borg, G. Ch. (1998). *Gödsling av skogsmark med fosfor och kalium – effekter på mark- och ytvatten*. I Nohrstedt, H-Ö. (Red.) *Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Försöksverksamheten med Skogsvitalisering*. Statens Naturvårdsverk Rapport 4820. Sid. 81-119.

Internetreferenser

Internetreferens A-1 Besökt 2004-12-01

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/odling/odling.html>

Se också: SNV Rapport 4916. Bedömningsgrunder för odlingslandskapet.

Internetreferens A-2 Besökt 2004-12-01

<http://www-markinfo.slu.se>

Internetreferens A-3 Besökt 2004-12-01

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/grv/grv.html>

Se också: SNV Rapport 4915. Bedömningsgrunder för grundvatten,

Internetreferens A-4. Besökt 2004-12-01

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/sjo/sjo.html>

Se också: SNV Rapport 4913. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Internetreferens A-5 Besökt 2004-12-17

<http://www.ma.slu.se/Miljotillst/Eutrofiering/Denitrifikation.ssi>

Internetreferens A-6. Besökt 2004-12-17

<http://www.greppa.nu/kunskapen/uppslagsboken/naringiomvarlden/overgodning/hav/fakta.4.1d59d3cf8019a445f7fff3128.html>

Internetreferens A-7. Besökt 2004-12-17

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/hav/havdok/typomr.html>

www.vattenportalen.se

Bilaga

Kvävet naturliga kretslopp, halter och flöden

Kvävets naturliga kretslopp, halter och flöden

Bilaga i SveBeFo rapport 72 2005

1	KVÄVET I NATUREN	3
2	KVÄVECYKELN	3
2.1	Inledning.....	3
2.2	Deposition av kväve från atmosfären.....	3
2.3	Kvävefixering	3
2.4	Mineralisering / immobilisering	4
2.5	Nitrifikation.....	6
2.6	Denitrifikation	8
2.7	Växtupptag av ammonium och nitrat	9
2.8	Fastläggning av ammoniumjoner	10
2.9	Kväveutlakning.....	11
3	KVÄVETILLFÖRSEL FRÅN LUFTEN	11
4	KVÄVE I ÅKER- OCH SKOGSMARK	13
5	KVÄVE I MARK OCH VATTENDRAG.....	15
6	KVÄVE I SJÖAR	18
7	KVÄVE I HAVET	20
8	REFERENSER.....	21

1 Kvävet i naturen

Luften består till ca 78 % av kvävgas (N_2). I den naturliga miljön förekommer ett stort antal olika kväveföreningar med högst varierande egenskaper. Människor, djur och växter behöver kväve som ett näringsämne. Som exempel kan nämnas att kväve ingår i aminosyror, vilka utgör byggstenar till proteiner. De oorganiska kvävehaltiga jonerna ammonium (NH_4^+) och (NO_3^-) upptas som näringsämne av växterna via deras rötter. Organiskt bundet kväve kan i speciella fall också utgöra ett näringsämne. Vissa växter kan med hjälp av mikroorganismer fixera kväve direkt ur luften. Även djur och människor behöver kväve till att bygga upp proteiner. Även om kväve som framgår ovan är ett livsnödvändigt ämne, kan överskott av de olika kväveformerna under speciella omständigheter ge olika oönskade effekter, exempelvis:

- ⊕ *Eutrofiering* (övergödning)
- ⊕ Försurning (i vissa fall)
- ⊕ Kvävemättnad med vegetationsförändringar
- ⊕ Höga ammoniakhalter i vatten och luft kan vara giftiga
- ⊕ Höga nitrathalter i vatten kan vara en sjukdomsrisk
- ⊕ Lustgas (N_2O) är en växthusgas

2 Kvävecykeln

2.1 Inledning

Som nämnts ovan ingår kväve som en beståndsdel i en rad olika föreningar. Genom olika processer sker omvandlingar mellan de olika kväveföreningarna, se nedan. Dessa processer kan vara kemiska, men ofta styrs de av mikrober.

Nedan beskrivna reaktioner kan i allmänhet ske både i mark och i sjöar, hav. Även om marksystemet här beskrivs utförligast, är samma principer tillämpliga i ett vattensystem. Vissa processer, som nitrifikation, kräver tillgång till syre, andra, som denitrifikation kräver frånvaro av syre. Därför är de individuella processerna olika betydelsefulla i de varierande delarna av ekosystemet.

2.2 Deposition av kväve från atmosfären

Som framgår av avsnitt 3 "Kvävetillförsel från luften", deponeras kväve från atmosfären på marken, vegetationen, och på sjöytor. Kvävenedfallet sker både i form av organiskt bundet kväve, och som oorganiska joner i form av ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-). Den relativa betydelsen av den atmosfäriska kvävedepositionen, jämfört med andra källor beror på det individuella ekosystemet.

2.3 Kvävefixering

Ett stort antal växter kan med hjälp av enzymet nitrogenase omvandla luftens kvävgas till ammoniak och vätgas. Den bildade ammoniak kan i kombination med organiska syror bilda aminosyror, som är byggstenar i protein. Detta kan ske i symbios med olika bakterier. Läs mera exempelvis i boken *The Nature and Properties of Soils* (Brady & Weil, 2002).

Mängderna av kväve, som kan fixeras från luften på detta sätt kan vara betydande. Som exempel kan nämnas att alfaalfa gräs kan fixera 150 – 250 kg kväve/ha/år, och klöver 100 – 150 kg kväve/ha/år. Lantbrukarnas normala tillförsel av kväve via gödsling av jordbruksmark beror av gröda och klimat, men ofta motsvarar gödslingen i storleksordningen 100 – 150 kg kväve/ha/år. Kvävefixerande växter används i alternativa odlingsystem för att undvika handelsgödsel.

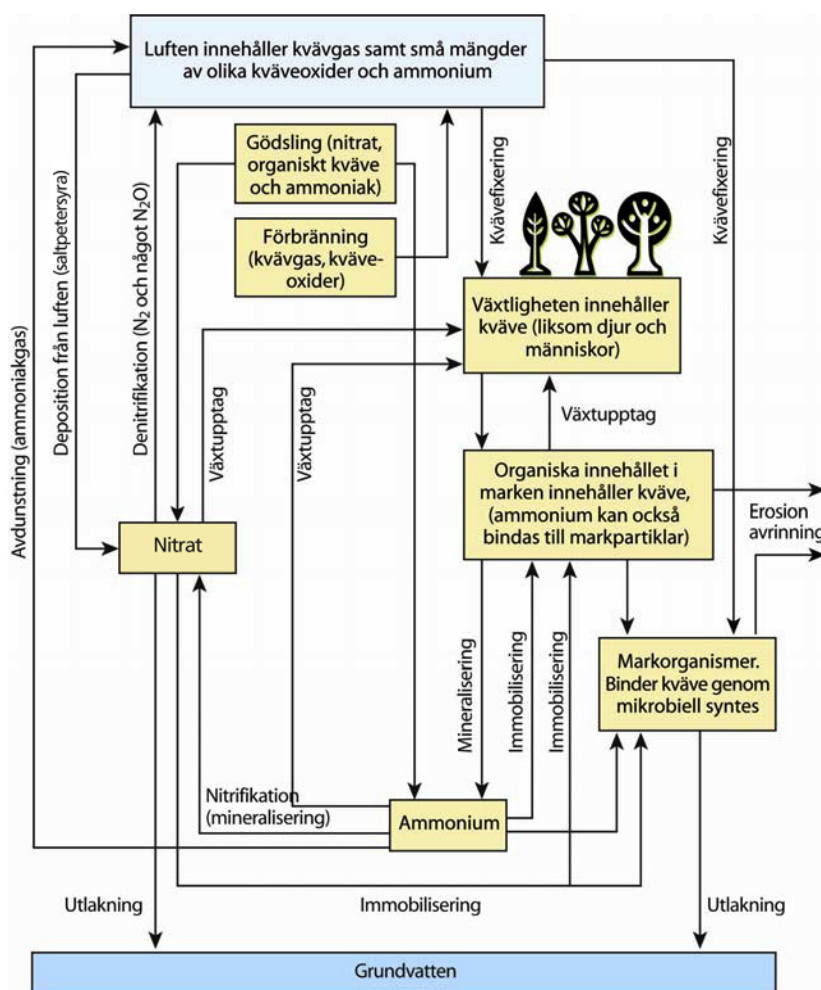


Fig 1. Kvävecykeln främst inom marksystemet. (mycket förenklad efter Brady & Weil, 2002, samt Jansson m fl 1987) Se också figur 6. (Kvävecykeln i sjö/våtmark).

2.4 Mineralisering / immobilisering

Döda växt- och djurrester, som bryts ned i naturen, t ex nedfallna löv, innehåller organiska kväveföreningar. Dessa rester, som först omvandlas till förna, och sedan till humus, innehåller både kol och kväve. Nedbrytningen sker till största delen med hjälp av olika mikroorganismer. De strävar efter en C/N kvot i den mikrobiella biomassan på i storleksordningen 8 -10. Det uppstår ett slags jämviktsläge med önskad C/N kvot. Denna är varierande i de olika delarna av ekosystemet och beroende av hur nedbrutna växt- och djurresterna är. Som exempel kan nämnas att i svensk skogsmark är ett rimligt värde på C/N kvoten 40 i de döda barr och bladresterna som faller från träden som förna. Se t ex Eckersten m fl. (1999), Persson m fl (1999), och Jansson & Karlberg (2001).

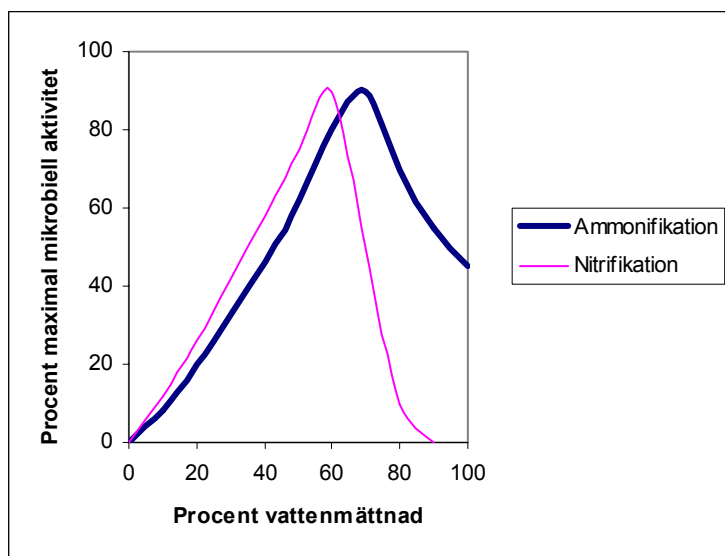
Mikroorganismerna ger upphov till ett jämviktsläge (stys av C/N kvoterna) mellan organiskt och oorganiskt (ammonium och nitrat) kväve. Förekommer överskott av organiskt kväve i de växt- och djurrester som bryts ned, *mineraliserar* oorganiskt kväve, det leder till att i första hand ammonium-, sedan också nitrat- joner frigörs och löses upp i vattnet. Är det däremot underskott av kväve i det nedbrytande materialet, behöver mikroorganismerna kväve till sin mikrobiella biomassa. Då kan en *immobilisering* av det oorganiska kvävet (främst ammonium-, men också i vissa fall nitratjoner) ske. *Mineraliseringsprocessen* frigör ammonium- och nitratjoner till vattnet, *immobiliseringsprocessen* leder till att de i vattnet lösta jonerna binds in mer eller mindre hårt i den mikrobiella biomassan. Denna process är reversibel, vilket syns av ovanstående beskrivning.

Mineraliseringsprocessen sker vid inte alltför låga temperaturer. Hastigheten är låg vid någon minusgrad (Persson m fl 1999), sedan ökar hastigheten 2-3 gånger vid varje ökning per 10 °C upp till ca 25-30 °C. Vid ännu högre temperaturer minskar hastigheten igen. Varierande typer av mikroorganismer kan reagera något olika på temperaturförändringar.

För att den ovan beskrivna processen skall fortgå krävs både tillgång till syre (luft) och till vatten. Enligt Brady & Weil (2002 sid 553) är den optimala vattenhalten för mikroorganismerna, som bryter ned det organiska materialet till ammonium i jord, när markens porer är halvfyllda med vatten. Då finns det riklig tillgång både till luftens syre och till vatten. Vid fullständig torrhet sker inte processen alls, men är porerna vattenfyllda (anaeroba förhållanden) sker dock en viss *ammonifikation*, knappt hälften av den maximala hastigheten, däremot avstannar nitrifikationen som är nästa steg (se figur 2).

De bildade ammoniumjonerna ingår i flera olika processer, beroende på övriga förutsättningar:

- ⊕ Omvandlas vidare först till nitrit (NO_2^-) och sedan till nitrat (NO_3^-). Detta är en del av mineraliseringsprocessen.
- ⊕ Om pH är högt bildas ammoniak (NH_3), som i gasform kan avgå till atmosfären.
- ⊕ Mineraliserar eller byggs in i den mikrobiella massan (*immobiliserar*), beroende på C/N kvoten
- ⊕ Utgöra växtnäring, tas upp av vegetationen.
- ⊕ Fastläggs på lerpartiklar och markens kolloider
- ⊕ Transporteras med (fastlagda på) partiklar i strömmande vatten.



Figur 2. Ammonifikations- och nitrifikationsprocessernas principiella beroende av fuktigheten. (Bearbetat efter Brady & Weil, 2002; Jansson & Karlberg, 2001)

2.5 Nitrifikation

Det första steget i *mineraliseringsprocessen*, beskriven ovan kallas *ammonifikation*, det bildas ammonium (NH_4^+), vilket kan verka som syra och ingå i nedanstående syra – bas jämvikt:



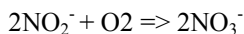
Vid temperaturen 25°C befinner sig reaktionen ovan i ett jämviktsläge (50% NH_4^+ och 50% NH_3) vid pH 9,25. Detta betyder att vid lägre pH dominerar ammonium, och vid högre ammoniak. Skalan för pH är tiologaritmisk. Detta betyder att vid pH 8,25 föreligger ammonium till nittio procent, och ammoniak till tio procent. Vid pH 10,25 är det tvärtom. Eftersom ammoniak är en gas med en begränsad löslighet i vatten, kommer ammoniak att avdunsta vid högre pH, och kommer därmed att förskjuta ovanstående reaktion åt höger. En betydande del av ammoniumjonerna läggs fast på partiklar, se avsnitt 2.8 ”Fastläggning av ammoniumjoner”.

Den del av ammoniuminnehållet i sjövattnet/marklösningen, som inte byggs in i mikroorganismernas biomassa kan oxideras via flera steg till nitrat (NO_3^-). Denna process kallas *nitrifikation*. Det är i första hand olika mikroorganismer, som ger upphov till denna reaktion. De kemiska reaktioner som oxiderar ammonium till nitrat anses vara av underordnad betydelse.

Första steget i *nitrifikationsprocessen*: Bakterier av släktet **Nitrosomonas** oxiderar ammonium till nitrit (NO_2^-)



Andra steget: Bakterier av släktet **Nitrobacter** oxiderar nitrit till nitrat (NO_3^-)



Faktorer av betydelse för nitrifikationsprocessen (efter bl a Jansson & Karlberg, 2001; Brady & Weil, 2002) är:

- ⊕ Närvaro av nitrifierande bakterier. De bakteriesläkten (Nitrosomonas och Nitrobacter), som oxiderar ammonium via nitrit till nitrat måste finnas tillgängliga i ekosystemet. Gifter, t ex vissa tungmetaller, hindrar bakterierna från att utvecklas., se t ex Tyler (1992) och Witter (1992).
- ⊕ Kolkälla. Eftersom de nitrifierande bakterierna är autotrofa använder de oorganisk kol, dvs, i detta fallet vätekarbonat och koldioxid som kolkälla (Brady & Weil, 2002).
- ⊕ Ammonium och nitrat koncentrationen. Hastigheten i omvandling från ammonium till nitrat är beroende av koncentrationerna av de båda kväveformer.
- ⊕ Aerobisk (syrerik) miljö. Som framgår av formlerna ovan är nitrifikationsprocessen en aerob oxiderande process. Den kräver dock även vatten, nitrifikationsprocessen sker med högst hastighet när markens porer är fyllda till ungefär hälften av vatten. Vid fullständig torrhet, liksom vid vattenmättnad, sker inte nitrifikationsprocessen alls. Se figur 2 !

I ytvatten sker en nedbrytning (oxidation) av det organiska materialet i syrerik miljö. Reaktioner och medverkande bakterier, se ovan. Det organiska materialet kan sedimentera nedåt i vattenkolumnen, och bildar lager efter lager på sjöbotten. Oxidationen av det organiska materialet förbrukar syre, så det är endast i sedimentets ytlager, som de processer kan ske, som leder fram till nitrifikation (se figur 6). I ett mjukt organiskt sjösediment brukar man kunna finna en skarp gräns

på ett djup av kanske $\frac{1}{2}$ - 1 dm ned i sedimentet. Detta är gränsen mellan oxiderande och reducerande miljö. Över gränsen är sedimentet ofta ljusare, och under gränsen svart.

- ⊕ Temperaturen. Mikroorganismernas aktivitet är temperaturberoende. Vid någon minusgrad eller vid fryspunkten, är aktiviteten låg, sedan ökar mikrobernas aktivitet med ökande temperatur upp till storleksordningen 25 - 30 °C . Ökar temperaturen 10 °C inom detta intervall ökar aktiviteten 2-3 gånger ($Q_{10} = 2-3$). Vid ännu högre temperaturer minskar mikroorganismernas aktivitet.
- ⊕ pH. Processen sker bäst vid ett pH på 7 – 8. Olika organismer, som ingår i processen har något varierande pH optimum. Processen sker även ifall pH är några enheter lägre än 7-8, men i långsammare takt.
- ⊕ Salthalt. En undersökning i danska grunda vikar (eustarier) utförd av Rysgaard m fl (1999) visar att en ökning av salthalten från 0 ‰ till 10 ‰ halverar nitrifikationshastigheten. Ökas salthalten stegvis till 30 ‰, sker en ytterligare minskning av nitrifikationshastigheten, men i lägre grad. Även vid 30 ‰ salthalt sker en viss nitrifikation.

Nitrifikationsprocessen innebär att vätejoner (H^+) bildas, se formel ovan. Som framgår av avsnitt 2.7 leder växtupptaget av nitrat till att vätejonerna neutraliseras. Bildas mera nitrat än vad växtligheten kan ta upp, alternativt sker nitrifikationsprocessen på vinterhalvåret, då växtligheten befinner sig i viloläge, kan överskottet av nitrat leda till eutrofiering i vattensystemet, samt under vissa förutsättningar till försurning.

I markvattnet och bundet på markpartiklarna förekommer ett stort antal joner, både positivt och negativt laddade. Laddningen måste ju vara neutral i marken och i vattnet. Bland de positiva jonerna i markvattnet finns bl a kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), natrium (Na^+), och kalium (K^+). Markförsurning kan ske ifall nitratjonerna inte tas upp som näringsämne, utan de utlakas. I detta fall behöver nitratjonen en positiv medföljande jon, annars blir ju marken och vattnet elektriskt ledande. I första hand utlakas de ovan nämnda positiva jonerna tillsammans med nitratjonen. Efterhand förbrukas de och ersätts med vätejoner (H^+). Vätejonerna och nitratjonerna bildar salpetersyra (HNO_3), och därmed sänks pH.

Förekommer *alkalinitet* i mark-vatten systemet buffras det mot de vätejoner, som bildas i nitrifikationsprocessen, och pH sjunker inte. Detta motverkar att processen stannar av pga för lågt pH. *Alkaliniteten* definieras som vattnets motståndskraft mot försurning, och är nära kopplad till kolsyrasystemet..

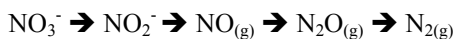
$$\text{Alkalinitet} = 2[CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] + [OH^-] - [H^+]$$

De i nitrifikationsreaktionen bildade nitratjonerna ingår i flera olika processer:

- ⊕ Mobiliseras, byggs in i mikrobiella biomassan.
- ⊕ Utgör växtnäring, tas upp av vegetationen.
- ⊕ Utlakas med dräneringsvattnet.
- ⊕ Denitrifieras, omvandlas till olika kväveinnehållande gaser, vilka avgår till atmosfären (se 2.6 nedan).

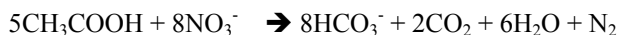
2.6 Denitrifikation

I denitrifikationsprocessen reduceras nitrat (NO_3^-) i syrefri miljö under optimala förutsättningar till kvävgas (N_2). De aktuella mikroorganismerna använder nitrat istället för syre som elektronacceptor. I optimal miljö (se nedan om pH) sker processen fullständigt.



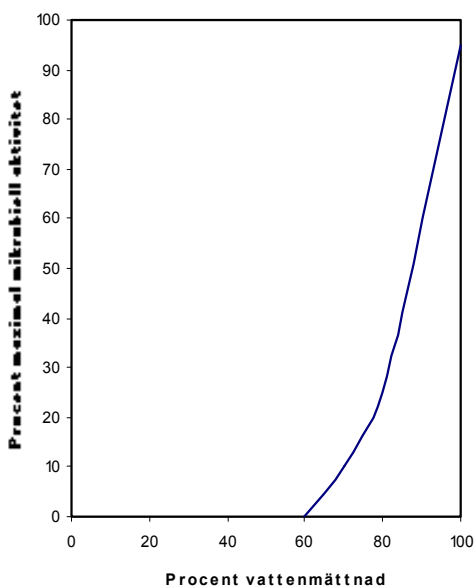
De vanligaste typerna av denitrifikationsbakterier (som t ex *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, och *Anchromobacter*) är *heterotrofa*. Dessa bakterier använder organiskt kol som energikälla. Det organiska kolet kommer från nedbrytning (oxidation) av döda växt- och djurrester. Det finns dock några *autotrofa* bakterier som använder koldioxid eller sulfat som energikälla (Brady & Weil, 2002).

Eftersom den heterotrofa reaktionen är den vanligaste, är det den, som presenteras här. Den exakta, stökiometriska formeln kan variera något, beroende på kolkällan. I detta exempel (Persson, 2003) utgör ättiksyra den organiska kolkällan.



Faktorer av betydelse för denitrifikationsprocessen (efter bl a Jansson & Karlberg, 2001; Brady & Weil, 2002), se också figurerna 3 och 4:

- ⊕ Närvaro av denitrifierande bakterier. Lämpliga bakteriesläkten måste finnas tillgängliga i ekosystemet. Persson (2003) har angivit en lång rad bakterier med denitrifierande egenskaper. Gifter, t ex vissa tungmetaller, hindrar bakterierna från att utvecklas. Detta har studerats av t ex Tyler (1992) och Witter (1992).
- ⊕ Löst organiskt kol (DOC). De flesta denitrifierande mikroorganismerna är heterotrofa. De behöver organiskt kol, t ex från nedbrytning av organiskt material som näringskälla.
- ⊕ Nitratkoncentrationen. Det krävs en viss nitratkoncentration i vattnet för att denitrifikationsprocessen skall ske optimalt.



Figur 3. Denitrifikationsprocessens principiella beroende av fuktigheten. (Bearbetat efter Brady & Weil, 2002; Jansson & Karlberg, 2001)

- ⊕ Vattenhalt. Som framgått ovan sker denitrifikationsprocessen i syrefri miljö. Det betyder att processen sker i mark med högre hastighet alltmedan vattenhalten ökar, och den optimala hastigheten sker vid vattenmättnad. Även vid inte full vattenmättnad bildar det vatten som finns ”bubblor” där miljön är anaerobisk. Se figur 3.
- ⊕ I öppet vatten uppkommer syrefria miljöer främst i bottenvatten och stagnanta miljöer. Som exempel kan nämnas att i Östersjön förekommer i princip två vattensystem. I det undre saltare, och därmed tyngre, vattnet kan syrefria förhållanden uppstå. Jämför avsnitt 7 ”Kväve i havet”. Detta sker åtminstone tidvis, och inom varierande områden, men i första hand i djuphålorna och i andra djupare områden. I dessa, mer eller mindre, syrefria områden kan denitrifikation ske (se Larsson & Andersson, 2004). Som syns av figur 6 sker denitrifikation i de djupare, syrefria, delarna av sjöarnas bottensediment, liksom i vattenmättade områden, som torvmarker och kärr.
- ⊕ Temperaturen. Denitrifikationsprocessens temperaturberoende följer samma mönster som för nitrifikationsprocessen avsnitt 2.5 ”Nitrifikation”.
- ⊕ pH. Den optimala pH nivån för denitrifikation anges olika av olika författare. Olika mikroorganismer har varierande pH optimum. I mark brukar den optimala nivån anges till 7 – 7,5. Persson (2003) anger optimal nivå i vatten till pH 7 – 9, när han studerade heterotrof biologisk denitrifikation. Även i sur miljö sker denitrifikation, men med långsammare hastighet. Vid lägre pH finns också en risk att processen inte fullföljs till kvävgas, utan stannar vid lustgas (N₂O). Lustgas är en icke önskad växthusgas.
- ⊕ Salthalt. En undersökning i danska grunda vikar (eustarier) utförd av Rysgaard m fl (1999) visar att en ökning av salthalten från 0 ‰ till 10 ‰ halverar denitrifikationshastigheten. Ökas salthalten stegvis till 30 ‰, sker en ytterligare minskning av denitrifikationshastigheten, men i lägre grad. Även vid 30 ‰ salthalt sker en viss denitrifikation. Larsson & Andersson (2004) utgår ifrån att denitrifikation sker i de djupare, saltare delarna av Östersjön för att förklara de uppmätta kvävehalterna (avsnitt 7 ”Kväve i havet”). Rangarajan m fl (2002) uppger att ökad salthalt i risfälten leder till ändrad och utarmad sammansättning av mikroorganismerna.

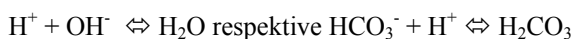
Denitrifikationsprocessen innebär, att när den utan miljöstörningar får reducera nitrat stegvis hela vägen till kvävgas, att problemet med för mycket kväve på fel plats minskar eller elimineras. Detta är en reningsprocess, som återför kvävet i form av kvävgas till luften, som består av ca 78 % kvävgas. Våtmarker och sjöar (helst djupa) med syrefattiga förhållanden utgör en miljö, som påskyndar denitrifikationsprocessen. Enligt Larsson & Andersson (2004) kan denitrifikationsprocessen i de syrefria djupare delarna av Östersjön vara mycket omfattande, vilket leder till rening från kväve, som annars skulle orsaka övergödning.

2.7 Växtupptag av ammonium och nitrat

Vegetationen tar upp kväve från marklösningen som näringsämne, och tillgodoser sitt kvävebehov främst i form av de oorganiska kvävejonerna ammonium (NH₄⁺) och nitrat (NO₃⁻). Till viss del kan också växter använda organiskt kväve som näring (Eckersten m fl. 1999). Kvävefixering har beskrivits ovan i avsnitt 2.3 ”Kvävefixering”.

Den elektriska laddningen i mark/växt systemet måste vara neutral. Ifall växten tar upp ammonium (NH₄⁺) joner, måste den lämna ifrån sig andra positiva joner till marklösningen. I detta fall blir det ofta vätejoner (H⁺), som lämnas i utbyte. Initialt kan detta leda till försurning, men effekten neutraliseras ifall växten samtidigt tar upp nitrat (NO₃⁻) joner. Som utbyte för den negativa nitratjonen måste växten lämna en annan negativ jon i utbyte. Det kan vara en hydroxid (OH⁻) jon

eller en bikarbonat (HCO_3^-) jon. Då kan följande reaktioner ske, vilka neutraliserar den försurande effekten av växtlighetens ammoniumupptag:

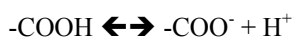


Slutsatsen blir, att det är först när alltför stora mängder kväve tillförs mark eller vattensystemet, dvs. mer än vad växtligheten kan använda som näringsämne, som miljöproblem uppstår.

2.8 Fastläggning av ammoniumjoner

I de övre marklagren förekommer markkolloider, bestående av humus och av olika lermineral. Dessa kolloider kan fungera som jonbytare.

Humus består av nedbrutna växtrester. Humuskolloiderna attraherar positiva joner, eftersom nedbrutet organiskt material ofta innehåller kolväten med lösa ”ändar” innehållande O^- eller COO^- , eftersom t.ex. karboxylsyror $-\text{COOH}$ och en del andra organiska ämnen är delvis dissocierade i vattenlösning. Principformeln kan då bli:



Lermineral och många andra mineral är uppbyggda av kisel. Kiselatomen har laddningen 4^+ , men i ett silikatmineral kan vissa kiselatomer (Si^{4+}) ha bytts ut mot andra atomer, t ex. mot aluminium (Al^{3+}) eller magnesium (Mg^{2+}) joner. Denna utbytesprocess leder till att silikatpartikeln blir något negativt laddad på ytan. Den negativt laddade ytan blir mycket större per volymenhet för många små partiklar (lera) än för några få stora (sand, sten). På samma sätt som för humus leder den negativt laddade ytan till attraktion av positiva joner.

Förmågan för kolloiderna att (löst) binda till sig positiva joner kallas katjonutbytesförmåga (CEC), och är pH beroende (Se tabell 1). Konventionen är att man redovisar CEC som antal milliekvivalenter joner som 100 g material kan byta ut.

Eftersom markpartiklar inom de pH intervall som är aktuella i svensk åker- och skogsmark i allmänhet är negativt laddade, kan de binda till sig positiva joner, se tabell 2. De olika positiva jonerna, som finns i en vattenlösning konkurrerar om utbytesplatserna, men förekommer ammonium i vattenlösningen kan en viss del fastläggas på partiklarna. I jordbruksmark räknar (Jansson & Karlberg, 2001 sid 287) med att fraktionen av total ammonium som är adsorberad till markpartiklar är 99 %.

Tabell 1. Katjonutbytesförmågan (CEC) vid olika pH för skandinavisk skogsmark och torv. (Marshall, 1964). *Podsol* är en vanlig *jordmånstyp* i skandinavisk (barr)skogsmark.

	CEC pH 4,5 (meq/100 g material)	CEC pH 6,4 (meq/100 g material)	CEC pH 8,1 (meq/100 g material)
Podsol	243	410	549
Torv	170	286	400

Tabell 2. Katjonutbytesförmågan för humus och för några lermineral. Illit är ett mycket vanligt lermineral i Skandinavien (bl a Marshall, 1964).

Material	CEC (meq/100 g material)
Humus	100 – 400
Vermikulit	125 – 175
Montmorillonit	75 – 125
Illit	20 – 40
Klorit	10 – 40
Glimmer	10 – 20
Kaolinit	2 – 10

En tillförsel av kväverikt vatten till beväxt mark innebär att ammonium adsorberas till markens humusämnen, och till lerpartiklar, ifall sådana finns. Detta ammonium kan sedan, under vissa förhållanden, omvandlas till nitrat och kvävgas i nitrifikations- och denitrifikationsprocesser (se tidigare avsnitt).

Torv som innehåller negativt laddade partiklar med hög CEC har en mycket hög kapacitet att binda den positiva ammoniumjonen (tabell 1 ovan), medan den negativt laddade nitratjonen stöts ut i vattenfasen. Podsol, som är en vanlig jordmån i svensk (främst barr) skogsmark kan också binda upp ammonium, men i detta fall är det troligt att växtligheten använder ammonium som näringsämne.

Torvtäcket i en torvmosse kan vara flera meter tjockt. Tjockleken av den ytligare delen av en podsolprofil, den del som kan binda positiva joner, är oftast högst någon decimeter. Detta gör att torvmarkerna är mer lämpliga för att binda ammonium än podsol mark.

2.9 Kväveutlakning

Som beskrivits ovan är markpartiklar i svensk mark vanligtvis något negativt laddade.

Nitratjonen är negativt laddad, alltså stöts den ut från de negativt laddade markpartiklarna. Dessutom är den mycket vattenlöslig. Ammoniumjonen är mindre lätrörlig. Den är positivt laddad och läggs gärna fast vid markens negativt laddade partiklar.

Utlakningen av nitratjoner kan orsaka ekologiska problem både i den mark den utlakas från, och framförallt nedströms i sjöar (avsnitt 6 "Kväve i sjöar") och slutligen i havet (avsnitt 7 "Kväve i havet").

3 Kvävetillförsel från luften

Atmosfärisk tillförsel av föroreningar sker till marken, vattenytor, samt vegetationen, på i huvudsak två olika sätt, *våt-* resp. *torrdeposition*.

Moln och regndroppar innehåller lösta ämnen, som når vegetationen och mark/vatten ytan med nederbörden, s.k. *våtdeposition*. Mängden av ett ämne, som våtdeponeras beror på koncentrationen av det lösta ämnet och nederbörden, men varierar mindre beroende av landskapstyp eller sjöyta. På öppen mark (åkrar och fält) och på sjöytor dominerar våtdeposition.

Gasformiga och partikelbundna ämnen i atmosfären kan avsättas direkt på ytor, s.k. *torrdeposition*. Vid regn kan sedan de avsatta ämnena tvättas ut och belasta marken under träden. Trädens barr och löv fungerar som effektiva luftfilter, med ytor där gasformiga och partikelbundna ämnen kan avsättas, speciellt i vintergrön barrskog. Förutom via våtdeposition (liksom för vattenytor och öppna fält), kan dessutom en avsevärd mängd kväve tillföras marken via torrdeposition. Den totala

kvävebelastningen blir alltså avsevärt högre i skogsmark än på öppna fält och på sjöytor, på vilka det inte finns så mycket för partiklarna att fastna på.

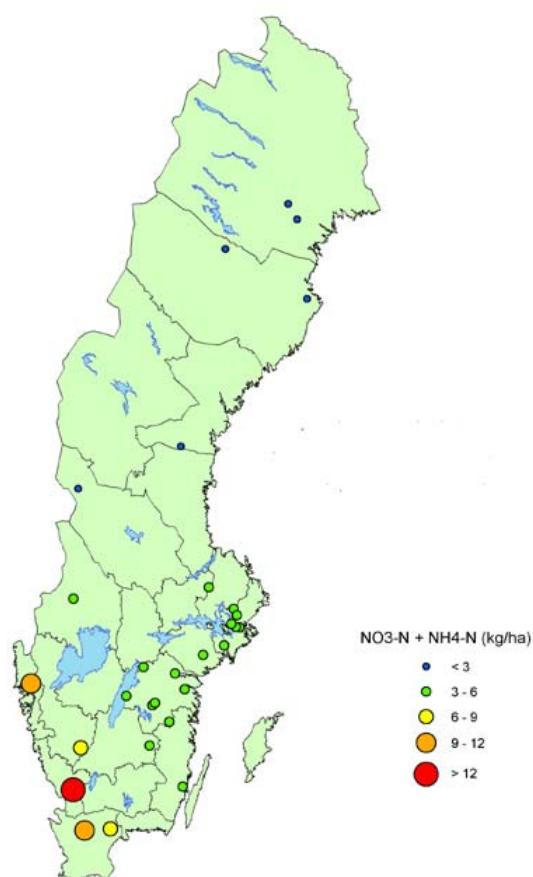
Vid förbränning kan olika kväveoxider bildas. Dels innehåller bränslet kväveföreningar, och dels leder upphettningen av luften (som huvudsakligen består av kväv- och syrgas) till bildande av olika kväveoxider, ofta kallade NO_x . Genom olika reaktioner med luftens syre, ozon (O_3) och fuktighet, kan slutligen den starka syran salpetersyra bildas.

Stallgödsel innehåller en hel del ammonium (NH_4^+), som kan övergå till ammoniak (NH_3) i en syra – bas reaktion. Eftersom ammoniak kan avdunsta i gasform till atmosfären, innebär detta att betydande mängder kväve kan tillföras atmosfären på detta sätt. Även vissa typer av handelgödsel kan bidra med avdunstande kväve till atmosfären.

Normalt sprider sig kväveoxiderna över mycket större avstånd än ammonium/ammoniak föreningarna.

Hur stor inverkan atmosfäriskt kvävenedfall har på olika ekosystem beror på vilka andra kväveflöden, som påverkar systemet ifråga. I jordbruksmark är gödning och andra odlingsåtgärder av betydligt större betydelse än det atmosfäriska nedfallet. Skogsmark kvävegödslas knappast i Sverige, och då blir den atmosfäriska kvävedepositionen av stor betydelse för växtligheten. När det gäller sjöar och havsområden är den relativa betydelsen av det atmosfäriska nedfallet beroende av övriga kvävetillskott, men kan under vissa omständigheter utgöra en betydande del.

Under hydrologiska året 2001/02 uppmättes tillförseln av kväve via nederbörden till granskog till sitt högsta värde i Halland (16,9 kg kväve/ha/år, varav 14,4 kg oorganiskt och 2,5 kg organiskt kväve). Atmosfäriska tillförseln av organiskt kväve varierar inte så mycket i olika delar av Sverige. Den oorganiska (ammonium + nitrat) kvävefraktionen är knappt 10 kg kväve/ha/år i länen runt Halland, sedan sjunker värdena norrut till 1 – 2 kg kväve/ha/år. Lägsta värdet uppmättes i Lappland (Hallgren Larsson m fl 2003). Se figur 5 nedan. Ferm & Hultberg (1998) anger atmosfärisk deposition av kväve i storleksordningen 10 – 20 kg kväve/ha/år till skogsmark i Gårdsjön 50 km norr om Göteborg.



Figur 4. Nedfall av kväve via nederbörden (våtdeposition). (Internetreferens 1 efter IVL). Kvävenedfallet via partiklar etc. (torrdeposition) uppvisar likartade trender.

Halten kvävedioxid i luften var $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i södra Sverige och $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i norra Sverige under hydrologiska året 2001/02 (Hallgren Larsson m fl 2003). Motsvarande värden för ammoniak var ca $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Skåne, och sedan avtog ammoniakhalten i luften till $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ från norra Svealand och vidare norrut.

4 Kväve i åker- och skogsmark

I åker- och skogsmark är det endast någon procent av den totala mängden kväve som är ”aktiv” i betydelsen att den tar del i de olika omvandlingarna och flödena, t ex *mineraliserar* (se nästa stycke), eller blir upptagen av vegetationen. Den absolut största och dominerande fraktionen av kväve är bunden tillsammans med organiskt kol i vegetationen och i nedbrytande döda växtdelar, som föna och humus.

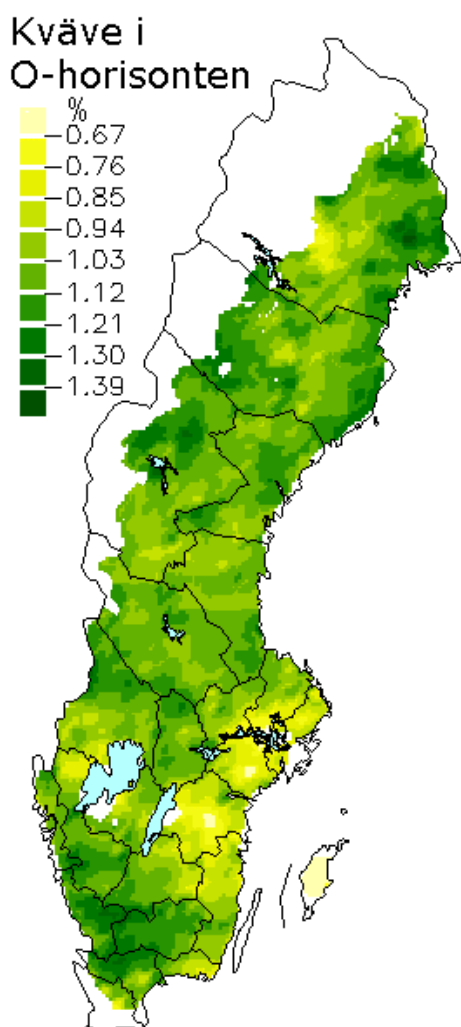
Som framgår av avsnitten 2.4 ”Mineralisering / immobilisering” och 2.5 ”Nitrifikation”, kan det organiskt bundna kvävet via olika reaktioner omvandlas till ammonium och nitrat, dvs *mineraliserar*. Det är främst i form av dessa kväveformer, som kväve utgör ett näringsämne för växtligheten, men även organiskt kväve kan under vissa förhållanden utgöra växtnäring.

I Uppland har totala kväveinnehållet per hektar åkermark mätts upp till 9 ton N/ha (Steen 1990). Den mängd kväve som mineraliserar och blir tillgänglig för grödan per år är i storleksordningen

något hundratals kg N per hektar och år (Internetreferens 2). Vilken mängd kväve, som tillförs åkermarken vid gödsling är beroende av vilken gröda, som odlas, och dessutom på klimatet. I de flesta fall torde 100 – 150 kg tillfört kväve per hektar och år vara rimligt.

I skogsmark beror kväveinnehållet bl a på skogens bonitet (bördighet). Ett rimligt värde kan vara 4 ton kväve/ha, varav 0,2 – 0,5 ton N/ha i vegetationen, och resten i marken (efter Lundmark 1986). De riktigt stora kväveförråden i svensk natur förekommer i myrar och mossar, vilka täcker ca 10% av landets yta. Stordalsmyren (vid Abisko) innehåller ca 4,5 ton N/ha inom de översta 30 cm (Sonesson 1973). Vid antagandet av ett genomsnittligt djup av myrarna och mossarna av 1 meter, blir kväveinnehållet ca 15 ton N/ha.

Institutionen för skoglig marklära, Sveriges Lantbruksuniversitet har på grundval av resultaten från Ståndortskarteringen, publicerat ett stort antal kartor och tabeller, vilka är tillgängliga på Internet (se Internetreferens 3). Bland de parametrar, som undersökts är skogsmarkens innehåll av kväve, se figur 5.



Figur .5 Karta som visar medelhalten (%) av kväve i O-horisonten (allra översta markskiktet med döda växtdelar) i svensk skogsmark (Internetreferens 3).

De ovan nämnda kväveförråden i växter och mark skall jämföras med de relativt sett mycket mindre mängder kväve som urlakas från olika marktyper. Detsamma gäller vilka koncentrationer i mark-, grund- och avrinningsvatten som kan vara aktuella. Se nedan avsnitt 2.4 ”Mineralisering / immobilisering”. Det är de senare värdena (koncentrationen av kväve i vatten och avrinning) som är relevanta vid en jämförelse av vad ett extra tillskott av kväve från sprängmedel kan betyda.

5 Kväve i mark och vattendrag

Mätningar i en bäck i ett ”naturligt” barrskogsbestånd i Gårdsjöområdet ca 50 km norr om Göteborg (Westling & Borg, 1998) visade på en avrinning av ca 0,1 kg per hektar och år vardera av nitrat-, respektive ammoniumkväve. Mätningarna utfördes under perioden 1988-1995. Koncentrationerna av de båda kväveformerna var vardera i allmänhet under 0,05 mg/l i avrinningsvattnet. Även halterna i markvattnet mättes i samma skogsområde. De uppmätta värdena av nitratkväve var 0,04 – 0,26 mg/l, och av ammoniumkväve 0,03 – 0,06 mg/l.

Enligt Naturvårdsverket (NV) (Internetreferens 4) anses nitratkvävehalter i grundvatten överstigande 0,5 mg/l som tecken på kväveläckage från jordbruksmark, *kvävemättad* skogsmark eller punktkällor. Söder om Dalälven beräknas nitratkvävehalten i det vatten som sipprar ned mot grundvattenytan från åkermark i genomsnitt ha koncentrationen 8 mg/l, och från icke kvävemättad skogsmark oftast understigande 0,03 mg/l.

Eftersom halterna av nitrit- och ammoniumkväve normalt är låga jämfört med nitratkvävehalten i grundvatten använder NV nitratkvävehalten som ett generellt mått på grundvattnets kväveinnehåll.

Genom mätningar av vattenföring och kvävekoncentrationer i vattendrag är det möjligt att beräkna kväveförlusten som ett integrerat genomsnitt från områdena uppströms mätplatsen. Om möjligt definieras ett *avrinningsområde*, och mätningarna sker i ett avrinnande ytvatten. Som framgår av tabell 3 nedan, kan kväveavrinningen vara mycket varierande beroende på karaktären av markområdet uppströms mätpunkten.

Tabell 3. Kväveförluster via vattendrag (Internetreferens5).

Benämning	Totalkväve (kg/ha år)	Beskrivning
Mycket låga förluster	< 1	Typiska förluster från fjällhed och de fattigaste skogsmarkerna
Låga förluster	1 – 2	Typiska förluster från icke kvävemättad skogsmark i norra och mellersta Sverige.
Måttligt höga förluster	2 – 4	Typiska förluster från opåverkad myrmark, påverkad skogsmark (t.ex. vissa hyggen) samt ogödslad vall.
Höga förluster	4 - 16	Typiska förluster från åkermark i slättbygd.
Mycket höga förluster	> 16	I denna klass återfinns förluster från odlade sandjordar, ofta med djurhållning.

Carlsson m fl (2004) redovisar mätningar av flöden och halter av näringsämnen i ett tjugofemtal typområden på jordbruksmark, utspridda inom Sveriges jordbruksområden. De så kallade skogslänen är underrepresenterade. I deras arbete har skogsmark definierats som all areal som inte är åkermark. Detta innebär att även t ex sankmark och övrig mark räknas som skogsmark, i vilken ingår både växande skog och kalhyggen.

Tabellen nedan (tabell 4) gäller mätningarna från juli 2002 till juni 2003. Värdena visar medelvärden för olika delar av Sverige. Nederbörden och därmed avrinningen varierar mellan olika år, liksom temperaturen, därför kommer även de mätta koncentrationerna och flödesmängderna att innehålla en viss mellanårsvariation. Tabellen ger dock rimliga bakgrundsvärden. För noggrannare studium av mellanårsvariationerna hänvisas till de övriga årsrapporterna som publiceras i serien Ekohydrologi (se Carlsson m fl 2004).

Tabell 4 nedan visar kvävehalter och kväveläckage från avrinningsområden, som både innehåller åkermark och skogsmark. Medelavrinningen av kväve från jordbruksmark för hela Sverige är 24 kg N/ha/år, även om variationen mellan olika år kan vara stor t ex på grund av varierande väderlek. Den högsta kväveavrinningen från åkermark sker från vissa jordbruksområden i Skåne, Halland, Blekinge och Örebro län, där kan långtidsmedelvärdet av avrinningen vara så hög som ca 45 kg N/ha/år. Mätningarna i Gävleborg visar på ett medelvärde på 9 kg N/ha/år Carlsson m fl 2004).

Avrinningen från skogsmark i Sverige är i allmänhet 1 – 2 kg N/ha/år, förutom delar av Skåne och Halland, där avrinningen kan uppgå till 4-5 kg N/ha/år (Carlsson m fl 2004).

Carlsson m fl (2004) beräknade källfördelningen för kväve för 10 av de ovan nämnda typområdena i olika delar av Sverige. Resultaten visar att åkermarken ger det dominerande bidraget (93 till 98 %), med två undantag, Örebro Ö 9 (80%) och Uppsala SV 6 (86%). Skogsmarkens bidrag är oftast endast 1-2 %. De högsta bidragen från skogsmarken kommer från Örebro Ö 9 (17%) och Uppsala SV 6 (9%). Avloppen bidrar med någon procent, med Uppsala SV 6 (5%) som högsta värde.

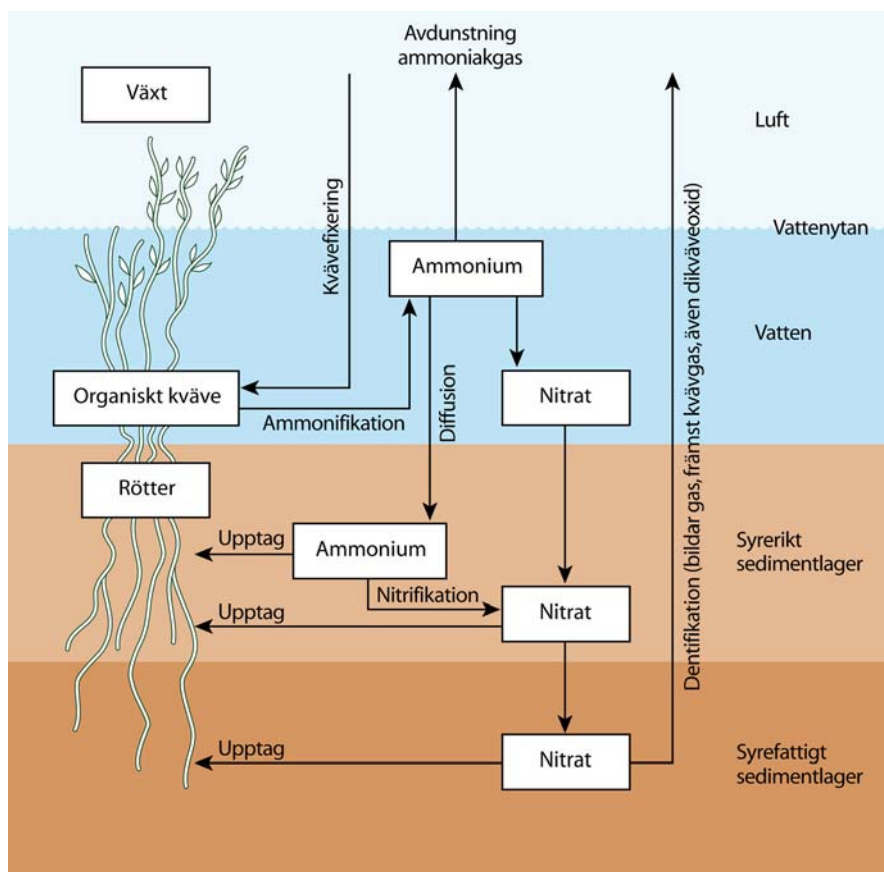
Både i ett skogsekosystem och i lantbruksmark uppvisar kvävehalterna en naturlig variation under året, beroende av vegetationen, väderleken och brukningsmetoder (t ex gödsling på åkermark). Carlsson m fl (2004 sid 21) skriver:

”I områdena belägna i södra delarna av Götaland skedde utlakningen av kväve kontinuerligt under året. Halterna hade en relativt jämn nivå, men en viss ökning i nitrathalter uppstod i samband med flödesökningen i slutet av oktober och i november. I övrigt är det svårt att se något tydligt mönster i halter under året. Under större delen av vintern sker ett basflöde som kan utgöras av grundvatten men som också kan uppstå av flöde genom dräneringssystemen på grund av liten eller ingen tjäle i marken. För områdena belägna i Svealand var avrinningen, och därmed halterna av nitratkväve, lägre under året än för områdena i Götaland. Utlakningen var låg under sommaren och hösten. En tydlig ökning i halter uppkom i samband med en ökning i flöde i månadsskiftet november till december. Även under våren skedde en ökning i nitrathalter i samband med att flödet ökade, men annars syns en tendens till avtagande halter under våren.”

Tabell 4. Halter i avrinningsvattnet, liksom transport av kväve från olika avrinningsområden 2002/2003 (efter Carlsson m fl 2004).

	Medelvärde typområden					
	Flödesvägda årsmedelhalter			Årstransporter fördelade över avrinningsområdets hela areal		
	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N
	mg/l			kg/ha/år		
Götalands södra slättbygder	8,5	7,5	0,09	23	20,1	0,25
Götalands mellanbygder	11,3	10,2	0,30	14	13,2	0,22
Götalands skogsbygder	3,4	2,5	0,32	10	7,4	0,89
Götalands norra skogsbygder	7,3	6,5	0,12	11	10,2	0,18
Svealands slättbygder Svealands skogsbygder	4,2	2,8	0,18	13	7,2	0,52
Norrland (Gävleborg)	1,3	0,4	0,32	2,6	0,80	0,64

6 Kväve i sjöar



Figur 6. Förenklad kvävecykel i våtmarker (jämför med Fig 1 Kväve i marksystemet). Förenklad och ritat efter Kadlec & Knight (1996), Davidsson (1997), samt Brady & Weil (2002).

Kvävehalten i sjöar varierar under året. Det är genomsnittet av de månatliga mätningarna under perioden maj-oktober, som utgör underlaget för bedömningsgrunden för kvävehalten i sjöar (Internetreferens 5).

Tabell 5 Klassifikation av sjöar efter kväveinnehållet (Internetreferens 5).

Benämning	Kväve i sjöar	
	Totalkväve (mg/l)	
	Maj – oktober	
Låg halt	< 0,3	
Måttligt hög halt	0,3 – 0,625	
Hög halt	0,625 – 1,25	
Mycket hög halt	1,25 – 5,0	
Extremt hög halt	> 5,0	

Den mängd kväve, som tillförs insjöarna beror på flera olika källor. Bidrag kommer från jordbruks- och skogsmark, liksom från avlopp. Normalt är det en mindre del av tillförseln av kväve, som rinner direkt till en sjö. Huvuddelen av tillskottet kommer via vattendrag. Ur miljösynpunkt har vattendrag och våtmarker den fördelen att en del av nitratkvävet *denitrifieras* till kvävgas (se avsnitt 2.5 ”Nitrifikation”). Ytterligare ett kvävebidrag kommer från det atmosfäriska nedfallet direkt på sjöytan.

Hur hårt en sjö kvävebelastas av det omgivande avrinningsområdet beror på ett flertal faktorer. Avrinningsområdets storlek i förhållande till sjöns vattenvolym kan vara ytterst varierande. Som framgår ovan (avsnitt 5 ”Kväve i mark och i vattendrag”) bidrar åkermark med mer kväve till ytvatten än skogsmark per ytenhet. Fördelningen åkermark i relation till skogsmark har stor betydelse för belastningen.

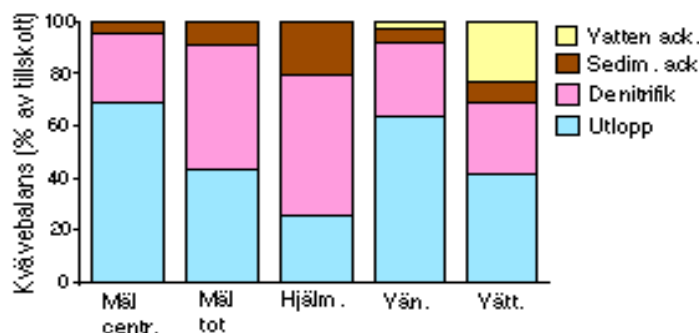
Det är de båda näringsämnen fosfor och kväve, som bidrar till övergödning (eutrofiering). Vilken betydelse tillfört kväve har på insjöns eutrofiering beror på hur näringsrik den är sedan tidigare. I näringsrikare sjöar kan det vara kväve. Övergödning av en insjö innebär ökad produktion av biomassa av växter och djur, ökad grumling i vattnet, syrgasförbrukningen ökar genom nedbrytning av organiskt material i döda djur och växtrester. Artsammansättningen och mångfalden hos flora och fauna kan förändras.

Enligt Internetreferens 6 sker *denitrifikation* (omvandling till kvävgas) i sjöar endast ifall syrgashalten understiger 0,2 – 0,3 mg O₂/l. Denna miljö finns i sediment med vattengenomströmning beroende på pumpande och grävande djur. Det måste finnas tillgång till lättnedbrytbara organiska ämnen, eftersom mikroorganismerna behöver organiskt kol. Processen gynnas av lång uppehållstid för vattnet i sjön. Eftersom bakteriernas temperaturoptimum är relativt högt, sker denitrifikationen bäst sommartid.

Om vattenomsättningen i sjön är låg (lång uppehållstid för vattnet i sjön) är det positivt för miljön i stort, eftersom en större andel av det tillförda kvävet kan omvandlas till kvävgas genom den mikrobiella denitrifikationsprocessen. Låg vattenomsättning kan däremot vara negativt för den individuella sjön, eftersom då kan en större andel av kvävet byggas in i biomassan och i sedimenten. Risker för eutrofiering i den aktuella sjön ökar.

Snabb vattenomsättning avlastar den individuella sjön genom att mycket kväve följer vattnet nedströms, men detta flyttar problemen nedåt i vattensystemet eller vidare till havet.

Figur 7 (Internetreferens 6) visar kvävebalansen i de fyra stora sjöarna. Som framgår av figuren sker en betydande denitrifikation i sjöarna av de tillförda kvävemängderna. En annan betydande kvävesänka är att mycket kväve följer med vattnet ut genom utloppet och vidare nedströms. En del kväve fastläggs i sedimenten och i vissa fall sker även ackumulering i vattnet.



Figur 7. Kvävebalansen i de fyra stora sjöarna (Internetreferens 6)

7 Kväve i havet

I större delen av Östersjön, förutom Bottenviken är kvävet det begränsande näringsämnet för tillväxt. Detta betyder att tillförsel av kväve kan leda till icke önskad övergödning. Se avsnitt 6 ”Kväve i sjöar” om effekterna av övergödning.

Nitrathalten i de övre vattenlagren vid Landsortdjupet steg från 70 talet från ca 1-2 μM nitrat till 5-6 μM i mitten av 90 talet. Sedan har halterna sjunkit till ca 3 μM år 2004. Omräknat från μM nitrat till μg kväve/l, motsvarar 3 μM ca 42 μg kväve/l. I de djupare delarna av vattenmassan vid Landsort mättes den oorganiska (ammonium + nitrit + nitrat) kvävekoncentrationen upp till 160 – 170 $\mu\text{g/l}$ på mitten av 90 talet, och de senaste mätningarna (2004) visar på en oorganisk kvävehalt på 60 – 70 $\mu\text{g/l}$ (Larsson & Andersson, 2004).

Mängden kväve i Östersjön beräknas ha minskat från ca 4 miljoner ton till ca 3 miljoner ton under den senaste tioårsperioden, fram till 2004 (Larsson & Andersson, 2004). Huvuddelen av kväveförrådet består av organiskt kväve. Oorganiskt kväve (ammonium + nitrit + nitrat) utgör i storleksordningen 0,5 miljoner ton kväve.

De minskningar i Östersjöns kväveinnehåll, som Larsson & Andersson (2004) rapporterar tolkas av dem som en följd av att under en period före 2003 har syrgashalten i Östersjön (speciellt i de djupare delarna) varit de lägsta sedan mitten av 1890 talet. Den syrefattiga miljön har troligen bidraget till en ökad denitrifikation, vilken har omvandlat nitrat till kvävgas. Syrehalten i de djupare delarna av Östersjön påverkas av syrerika bottenströmmar via Bälten, som rör om vattnet i Östersjöns djupare delar. Kraftiga höststormar ger upphov till dessa strömmar.

Enligt Naturvårdsverket (Internetreferens 8) är det svenska bidraget av kväve till Östersjön cirka 65 000 ton årligen. Det enskilt största bidraget kommer från lantbruket (ca 40 %) samt från reningsverk (drygt 25 %).

Tabell 6. Tillförselvägar för kväve(N) till Östersjön (efter Stålnacke, 1996 och Internetreferens 7)

Tillförselväg	Kväve (ton/år)
Flodmynningar	830 000
Punktkällor vid kusten	100 000
Nedfall	300 000
Biologisk fixering	130 000
Summa	1 360 000

Enligt grova uppskattningar utförda av Miljödepartementet (1990) är gränsen för vad Östersjön tål att ta emot utan negativa effekter i storleksordningen 600 000 ton kväve per år, totalt från alla källor. Som framgår av tabell 6 betyder det att kvävetillförseln behöver halveras. I detta fall räknas även Öresund, Bälten och Kattegatt till Östersjön.

Det mesta av kvävet, som tillförs Östersjön, passerar någon vik eller bukt på sin väg till Östersjön. Vattenomsättningen i dessa delområden har karterats av Naturvårdsverket (Internetreferens 9). Till viss del kan tillfört kväve påverka miljön i dessa vikar på liknande sätt vad gäller sjöar, jämför ovan.

8 Referenser

- Brady, N C & Weil, R R. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall 960 pp.
- Carlsson, C., Kyllmar, K. & Johnsson, H. 2004. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2002/2003. Årsrapport för miljöövervakningsprogrammet Typområden på Jordbruksmark. Ekohydrologi 80. Avdelningen för vattenvårdslära. Sveriges Lantbruksuniversitet. 49 sid. Uppsala.
- Davidsson, T. 1997. Nitrogen transformations in wetlands: Effects of water flow patterns. Dissertation. Department of Ecology, Limnology. Lund University, Sweden. 24 p.
- Eckersten, H., Kätterer, T., Vold, A., Beier, C. and Blombäck, K. 1999. Model for field-scale nitrogen dynamics. In: Jansson, P-E, Persson, T & Kätterer, T(Eds.) *Nitrogen Processes in Arable and Forest Soils in the Nordic Countries*. TemaNord 1999:560 pp. 27-40. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Ferm, M and Hultberg, H. 1998. Atmospheric Deposition to the Gårdsjön Research Area. In: Hultberg, H & Skeffington, R. (eds.) *Experimental Reversal of Acid Rain Effects*. The Gårdsjön Roof Project) pp. 71 – 84. John Wiley & Sons.
- Hallgren Larsson, E., Svensson, A och Westling, O. 2003. Luftföroreningar i skogliga provytor – Resultat till och med september 2002. IVL Rapport/report B 1521. 66 p.
- Jansson, P-E & Karlberg, L., 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept of Civil and Environmental Engineering, Stockholm, 321 pp
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. 1996. *Treatment wetlands*. Lewis Publishers, New York.
- Larsson, U & Andersson, L. 2004. Varför fosfor ökar och kväve minskar i egentliga Östersjöns vatten. Stockholms Marina Forskningscentrum.
- Lundmark, J.-E. 1986. Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 1 Grunder. Skogsstyrelsen. 158 sid.
- Marshall, C. E. 1964. *The physical chemistry and mineralogy of soils*. Vol.1. Soil materials.
- Miljödepartementet. 1990. *Vem förorenar Sverige? Underlagsrapport till utredning om Sveriges internationella miljösamarbete*. Allmänna förlaget.
- Persson, T., Breland, T A, Seyferth, U., Lomander, A., Kätterer, T., Henriksen, T M & Andréén, O. 1999. Carbon and nitrogen turnover in forest and arable soil in relation to substrate quality, temperature and moisture. Pp. 131 – 152. In: (Eds. Jansson, P-E., Persson, T & Kätterer, T: *Nitrogen Processes in Arable and Forest Soils in the Nordic Countries*). Nordic Council of Ministers Tema Nord 1999:560.
- Persson, N. 2003. *Kvävereduktion av nitrathaltigt råvatten genom biologisk denitrifikation En studie av möjligheterna för svenska förhållanden*. Lunds Tekniska Högskola – Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik. 82 sidor + Bilagor

- Rangarajan, S, Saleena LM, Nair S. 2002. Diversity of *Pseudomonas* spp. Isolated from rice rhizosphere populationsw grown along a salinity gradient. *Microbial Ecology* 43(2):280-290.
- Rysgaard, S., Thastum, P., Dalsgaard, T., Christensen, P B., Sloth, N P. 1999. Effects of salinity on NH_4^+ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish eustarine sediments. *Estuaries*: Vol 22, No 1, pp. 21-30.
- Sonesson, M. 1973 Some chemical characteristics of the Stordalen mire. In. Sonesson, M. (ed.) Progress report 1972. IBP Swedish Tundra Biome Project Tech. Rep. 14:31-43.
- Steen, E. 1990. Agricultural outlook.. In: Andrén, O., T. Lindberg, K. Paustian and T. Rosswall (eds.). Ecology of arable land. *Ecol. Bull.* Pp. 181-200. Copenhagen.
- Stålnacke, P. 1996. Nutrient loads to the Baltic Sea. Linköping studies in arts and science. 145. 78 pp. + Diagr. Maps. Tables
- Tyler, G. 1992. Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Report. Swedish Environmental Protection Agency. 4078 38 pp.
- Westling, O & Borg, G. Ch. 1998. Gödsling av skogsmark med fosfor och kalium – effekter på mark- och ytvatten. I Nohrstedt, H-Ö. (Red.) Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Försöksverksamheten med Skogsvitalisering. Statens Naturvårdsverk Rapport 4820. Sid. 81-119.
- Witter, E. 1992. Heavy metal concentrations in agricultural soils critical to microorganisms. Report. Swedish Environmental Protection Agency. 4079 43 pp. + appendix

Internetreferenser

Internetreferens 1. Besökt 2005-06-20

<http://www.ivl.se/miljo/projekt/kron/depn0102.asp>

Internetreferens 2 Besökt 2004-12-01

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/odling/odling.html>

Se också: SNV Rapport 4916. Bedömningsgrunder för miljökvalitet Odlingslandskapet.

Internetreferens 3 Besökt 2004-12-01

<http://www-markinfo.slu.se>

Internetreferens 4 Besökt 2004-12-01

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/grv/grv.html>

Se också: SNV Rapport 4915. Bedömningsgrunder för miljökvalitet Grundvatten,

Internetreferens 5. Besökt 2004-12-01

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/sjo/sjo.html>

Se också: SNV Rapport 4913. Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag.

Internetreferens 6 Besökt 2004-12-17

<http://www.ma.slu.se/Miljotillst/Eutrofiering/Denitrifikation.ssi>

Internetreferens 7. Besökt 2004-12-17

<http://www.greppa.nu/kunskapen/uppslagsboken/naringiomvarlden/overgodning/hav/fakta.4.1d59d3cf8019a445f7fff3128.html>

Internetreferens 8. Besökt 2005-06-22

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/natresur/urlaka/vaxtnar.h>

Internetreferens 9. Besökt 2004-12-17

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/hav/havdok/typomr.html>

Se också SNV Rapport 4914. Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav.

SveBeFo

Box 47047
SE-100 74 Stockholm

Telefon 08-692 22 80 • Fax 08-651 13 64
info@svebefo.se
Besöksadress: Mejerivägen 4

ISSN 1104 - 1773 • SVEBEFO-R--72--SE

tbk.