

KVÄVEUTSLÄPP FRÅN GRUVINDUSTRI

Risker för miljöproblem, krav på
utsläppsbergränsningar och möjliga åtgärder



Version maj 2012

SveMin
En del av Industriarbetsgivarna 

Sammanställningen *Kväveutsläpp från gruvindustri* är gjord av Lennart Lindeström, Svensk Miljökonsekvensbeskrivning AB på uppdrag av SveMin.

Den kan laddas ner från SveMins hemsida www.svemin.se.

SveMin, Föreningen för gruvor, mineral- och metallproducenter i Sverige
Box 1721, 111 87 Stockholm
Tel: 08-762 67 55
www.svemin.se | info@svemin.se

Kväveutsläpp från gruvindustrin

Risker för miljöproblem, krav på utsläppsbegränsningar och möjliga åtgärder

Version maj 2012

Innehåll

SYFTET MED DENNA SAMMANSTÄLLNING	2
KVÄVE OCH DESS FÖRENINGAR I NATUREN.....	3
Kvävets förekomstformer och kretslopp i naturen.....	3
Kvävets roll i vattenekosystem.....	4
RISK FÖR OÖNSKADE EFFEKTER AV KVÄVE	5
Övergödning	5
Toxicitet	6
Syrgasförbrukning	10
Försämrade dricksvattenkvalitet	11
KVÄVE I GRUVINDUSTRIN	11
Kvävekällor.....	11
Fallstudier - källfördelning och massbalanser inom anläggningar	13
Exempel på registrerade utsläpp av kväve - årstidsvariationer	17
KVÄVETS FÖREKOMST OCH EFFEKT I RECIPIENTER TILL GRUVINDUSTRIN.....	19
Fallstudier - koncentrationer och effekter i gruvrecipienter	19
VAD SÄGER MYNDIGHETER, MÅL OCH NORMER OM KVÄVE?	27
Miljömål med relevans för kväve	27
Miljökvalitetsnormer	27
Miljö- & Markdomstolen - avslutade och pågående ärenden, gällande villkor, prövotidsutredningar, lämnade yttranden m.m.	30
Krav på andra branscher och typer av verksamheter/källor	36
Gruvindustrins relativa betydelse för kväveutsläppen till havet.	37
MÖJLIGHETER ATT MINSKA UTSLÄPPEN AV KVÄVE	38
Teoretiska exempel på tekniska reningsåtgärder	38
Pilotförsök och planerade/genomförda reningsanläggningar vid svenska gruvor	40
Risk för negativa effekter av kväverening	41
SAMMANFATTANDE SYNPUNKTER	41
REFERENSER	44

Kväveutsläpp från gruvindustrin

Risker för miljöproblem, krav på utsläppsbegränsningar och möjliga åtgärder

SYFTET MED DENNA SAMMANSTÄLLNING

Under senare år har utsläppen av kväve från gruvindustrin till vatten uppmärksamrats alltmer. Kvävet kommer främst från sprängämnen, men även från exempelvis guldlakning med cyanid i de fall denna anrikningsmetod tillämpas.

Eftersom det stora flertalet gruvor ligger i miljöer som normalt sett är fattiga på näringsämnen, leder utsläppen ofta till påtagliga haltförhöjningar i närliggande vattendrag. Beroende på kvävetets förekomstform och en rad omgivningsfaktorer kan dessa haltförhöjningar orsaka oönskade miljökonsekvenser i form av övergödning och/eller toxicitet (giftverkan).

Gruvindustrin har sedan en tid tillbaka därför startat en rad undersökningar och utredningar för att försöka kartlägga kvävetets ursprung, förekomstformer och flöden inom ett antal gruvanläggningar, liksom utsläppens storlek och konsekvenser i miljön. Parallella utredningar har även gjorts av möjliga åtgärder för att reducera utsläppens storlek.

Samtidigt har berörda tillsynsmyndigheter i ökande grad uppmärksammat kväveproblematiken inom gruvindustrin, och i samband med kontroll och tillståndsprövningar påtalat behovet av åtgärder. I vissa fall har myndigheterna ställt mycket långtgående krav, som industrin menat är omöjliga att tillmötesgå, eller obefogade sett till förväntade miljökonsekvenser.

Med anledning av att en stor mängd ny information om kväve inom gruvindustrin framkommit genom senare års utredningar, och att kvävefrågan intagit en central plats i flera av senare tids miljötillståndsprövningar, har SveMin, Föreningen för gruvor, mineral- och metallproducenter i Sverige, sett ett behov att sammanställa befintlig information. Denna publikation har haft ambitionen att på ett överskådligt och lättfattligt sätt utgöra denna sammanställning. Den innefattar även en beskrivning av vilka utredningar som pågår och planeras i samma fråga.

Eftersom det pågår såväl en rad åtgärdsutredningar som ett antal tillståndsärenden med kväve i fokus, vars resultat inte är kända i skrivande stund, ska denna sammanställning betraktas som en lägesrapport snarare än en slutrapport i kvävefrågan. En fortlöpande uppdatering av rapporten planeras för att hålla uppgifterna aktuella. Därför ingår den aktuella versionens publiceringsmånad i rapportens titel.

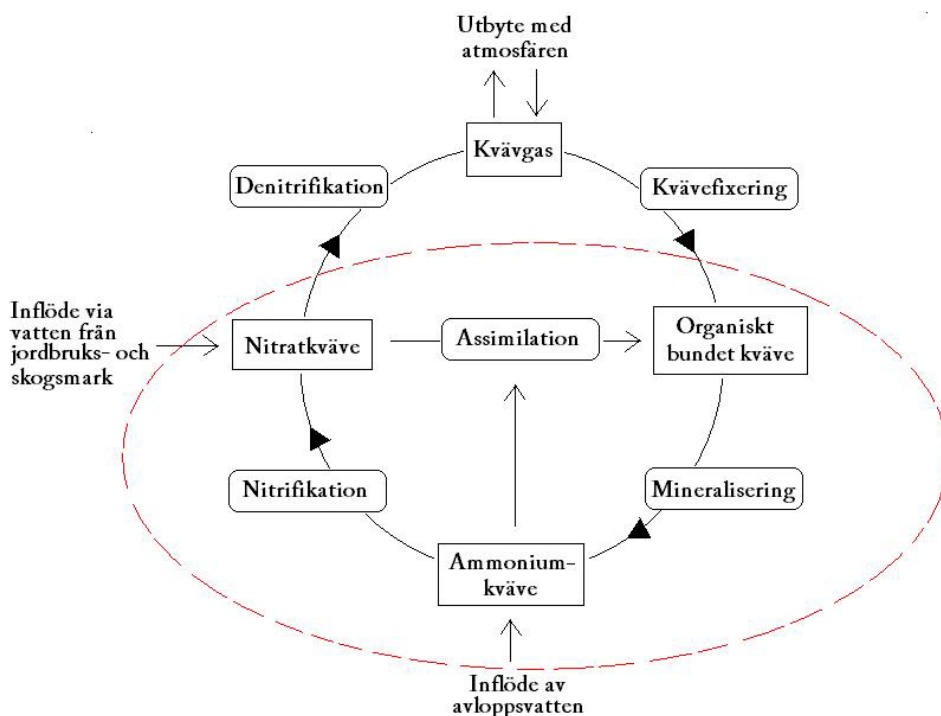
KVÄVE OCH DESS FÖRENINGAR I NATUREN

Kvävets förekomstformer och kretslopp i naturen

Kväve är ett vanligt förekommande grundämne med den kemiska beteckningen N (från latinets *nitrogenium*). Närmare 80 % av atmosfären består av kvävgas (N_2). Kväve utgör också, tillsammans med fosfor, det viktigaste näringsämnet för jordens växter och djur.

Kväve är komplext på så vis att det har flera olika s.k. oxidationstal^a. I gasform förekommer kväve, förutom som kvävgas (N_2), även i form av ammoniak (NH_3), lustgas (N_2O) och som olika kväveoxider (NO och NO_2 , som gemensamt ofta kallas NO_x). De vanligast förekommande kväveföreningarna i vatten är de oorganiska formerna nitrat (NO_3^-) följt av ammonium (NH_4^+) och övergångsformen nitrit (NO_2^-), samt kväve bundet till organiska föreningar (kallat organiskt bundet kväve).

Kvävets kretslopp i naturen, den s.k. kvävecykeln, åskådliggörs översiktligt i Figur 1. Den streckade linjen markerar den s.k. lilla kvävecykeln där nitrat tas upp av växterna "direkt" utan att först ha frigjorts till atmosfären.



Figur 1. En översiktlig beskrivning av kvävecykeln och de olika omvandlingssteg som kväve kan genomgå, främst i den akvatiska miljön. Den streckade linjen ringar in de delar som ingår i den s.k. lilla kvävecykeln. Bilden är hämtad från K. Lundins examensarbete¹.

^a Oxidationstalet anger en atoms laddning under vissa förutsättningar. Det används för att beskriva hur många elektroner som kan överföras vid en redoxreaktion. Kväve kan både ha överskott och underskott av elektroner (vara negativt respektive positivt laddat), och även vara elektronneutralt (i form av kvävgas, N_2).

Kvävecykeln kan kortfattat beskrivas enligt följande:

- **Kvävefixering**, dvs förmåga att binda kvävgas, besitter bara några få bakteriegrupper. I sjöar och hav är det främst cyanobakterier, i dagligt tal kallade "blågröna alger", som kan fixera kväve. På land finns andra bakterier som lever i symbios med vissa kärlväxter (exempelvis ärtväxter och al) som innehar denna förmåga. Eftersom kvävefixering är en energikrävande process så sker den främst när det är brist på tillgängliga kväveföreningar. Det fixerade kvävet blir tillgängligt för andra organismer genom utsöndring av organiska kväveföreningar från fixerarna, eller vid nedbrytning av fixerarna.
- **Mineralisering**, eller ammonifiering, innebär att kvävet i de organiska kväveföreningarna omvandlas till ammonium, som i sin tur kan tas upp (assimileras) av andra organismer, eller omvandlas till nitrat genom nitrifikation.
- **Nitrifikation** (eller nitrifiering) innebär således en omvandling av ammonium till nitrat. Denna omvandling (i form av en oxidation i närvaro av bakterier) sker först till nitrit (NO_2^-), som i normala fall inom kort övergår till nitrat (NO_3^-). Det bildade nitraten kan assimileras av växter och andra organismer. Men om tillgången på syre är dålig kan nitrifikationsprocessen delvis eller helt avstanna så att en inte obetydlig del av kvävet blir kvar som nitrit^b.
- **Denitrifikation** (eller denitrifiering) är i princip motsatsen till nitrifikation, förutom att slutprodukten blir kvävgas istället för ammonium. I naturen sker processen främst i syrefria miljöer, t.ex. i våtmarker och sjösediment, och utförs av bakterier som utviner energi ur nitraten^c.

Kvävets roll i vattenekosystem

Tillsammans med väte och kol bildar kväve aminosyror som utgör beståndsdelarna i protein. Tillsammans med polysackarider^d, fetter och nukleinsyror^e utgör proteinerna i sin tur huvudbeståndsdelar i allt levande. Kvävet har således en central roll i naturen.

I vattendragens, sjöarnas och havens ekosystem binds kvävet primärt upp av cyanobakterier genom fixering av kvävgas från atmosfären (se ovan) eller genom att växtplankton och fastsittande växter assimilerar andra tillgängliga kväveföreningar som är lösta i vattnet (främst nitrat och ammonium). Dessa kväveföreningar tillförs vattnet genom nedbrytning av dött organiskt material i vattenekosystemet, genom utsöndring från kvävefixerarna, och genom tillförsel från marker inom vattendragets, sjöns eller havets avrinningsområde. Betydande kvävekällor kan också vara utsläpp av olika slag, dels indirekt genom gödsling av jordbruks- och skogsmarker, dels direkt genom kväveutsläpp med avloppsvatten från kommunala reningsverk, industrier m.m. (Figur 1).

Om växterna har möjlighet så tar de hellre upp ammonium (NH_4^+) än nitrat (NO_3^-). Anledningen är att växterna först måste omvandla nitrat till ammonium innan kvävet kan assimileras. Men en viktig förutsättning för att tillgängliga kväveföreningar överhuvudtaget ska bilda växtbiomassa är att det samtidigt finns tillgång på bl.a. fosfor (se nedan).

^b En del av kvävet kan även avgå till luft som lustgas (N_2O).

^c Denitrifikation är den process som normalt utnyttjas i reningsverk och våtmarker för att rena ett vatten från kväve.

^d Exempel på polysackarider är stärkelse, glykogen och cellulosa.

^e Nukleinsyrorna DNA och RNA är bärare av den genetiska informationen i växter och djur.

RISK FÖR OÖNSKADE EFFEKTER AV KVÄVE

Övergödning

Inlandsvatten

Den effekt som oftast diskuteras av ett kväveöverskott i vatten är risken för oönskad gödning. Men för att en betydande växtbiomassa ska bildas, krävs det att de ämnen som behövs för att bygga upp biomassan finns närvarande i tillgängliga former. Ett centralt näringsämne, som förutom kväve kan begränsa produktionen av växtbiomassa, är fosfor^f.

Förhållandet mellan kväve och fosfor i världshavens djupvatten är 16 till 1 (N/P = 16:1, baserat på vikt). Observationer har visat att växtplanktons elementära sammansättning genomsnittligt sett ligger nära denna kvot. Detta innebär i teorin att växtbiomassan kan växa vid en ökad tillförsel av kväve och fosfor, så länge relationen dem emellan ligger nära 16:1. Men i verkligheten är förhållandena mer komplicerade, dels för att det finns arter som kräver en något annorlunda N/P-kvot, dels för att kvävefixerande cyanobakterier kan föröka sig i låga kvävehalter eftersom de endast är beroende av tillgången på fosfor och kan hämta kvävet från atmosfären.

Sambandet mellan N/P-kvoten i vatten och algförekomsten testades redan på 1970-talet i ett antal svenska sjöar². Tjugo år senare bearbetades data från närmare 50 nordeuropeiska och nordamerikanska sjöar i samma syfte³. Båda studierna ledde fram till att den kritiska kvoten mellan totalkväve och totalfosfor i de studerade sjöarna bedömdes ligga kring 15 (N/P = 15:1), dvs väldigt nära kvoten i världshaven. Osäkerheten angavs till intervallet 10-17 inom vilket endera eller båda ämnena kan verka reglerande på algbiomassan.

Efter viss avrundning kan dessa studier sammantaget sägas visa att följande generella samband mellan N/P-kvoten och produktionen av växtplankton tycks gälla för svenska ytvatten:

- vid N/P-kvoter över 30 är det aldrig tillgången på kväve som reglerar algproduktionen,
- även vid N/P-kvoter mellan 20 och 30 är det mindre troligt att kväve är begränsande för produktionen,
- vid N/P-kvoter mellan 10 och 20 kan både fosfor och kväve reglera algproduktionen,
- vid N/P-kvoter mellan 5 och 10 föreligger sannolikt kväveunderskott, varför det är troligt att framför allt kväve begränsar algproduktionen,
- vid N/P-kvoter under 5 är kväveunderskottet markant och tillgången på kväve reglerar definitivt algproduktionen.
- Risken för massförekomst av cyanobakterier är sannolik då N/P-kvoten blir lägre än 15, respektive mycket sannolik vid kvoter under 10. Ingen risk för "blågröналbloomning" föreligger vid N/P-kvoter över 30.

Dessa ungefärliga samband verifieras av senare studier och utredningar, vilka bl.a. återges i ett examensarbete av Sara Chlot.

^f Tillgången på kol är i princip obegränsad eftersom växterna hämtar kolet från atmosfären genom assimilation av koldioxid.

Under de förhållande då kväve kan vara tillväxtbegränsande kan förslagsvis tillståndsklassningen enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (från 1999)⁴ användas som en vägledning^g. Enligt denna kan kvävehalter i sjöar under 300 µg/l (total-N) betraktas som låga (klass 1), respektive halter över 625 µg/l som höga (gräns mellan klass 2 och 3). För vattendrag tillämpas istället arealspecifika förluster där kvävetransporter mindre än 2 kg N/ha, år betraktas som låga (gräns mellan klass 2 och 3), respektive transporter över 4 kg N/ha, år bedöms som höga (gräns mellan klass 3 och 4).

Ett mindre trubbigt sätt att bedöma ett vattenområdes kvävestatus är att om möjligt istället utgå från den berörda sjöns naturliga kvävehalt, respektive vattendragets naturliga kvävetransport, och med ledning av detta beräkna graden av avvikelse från det naturliga. Enligt bedömningsgrunderna kan en ökning av den arealspecifika kväveförlusten större än 5 gånger betraktas som stor (gräns mellan klass 2 och 3) och en ökning större än 20 gånger som mycket stor (gräns mellan klass 3 och 4).

Hav

Ett överskott av kväve i inlandsvatten leder till att merparten av kvävet istället hamnar i havet. Vilken gödningspåverkan kvävet här får beror, liksom för inlandsvatten, på dess relation till fosfor.

Generellt sett anses kväve ha en större betydelse för bioproduktionen i hav än i inlandsvatten. Men under många år har det pågått en debatt kring frågan om det främst är kväve eller fosfor som orsakar oönskade algbloomingar i våra kustvatten. På inbjudan av Naturvårdsverket lämnade en internationell expertgrupp i mars 2006 rekommendationer till lämpliga åtgärder för att minska eutrofieringen av Sveriges omgivande havsområden⁵. Expertgruppen var ense om att ambitionen bör öka för att minska utsläppen av fosfor till havet. Man var dock oense om nyttan av att minska kvävetillförseln till öppna Östersjön. Anledningen är att kvävebrist i vattnet riskerar att gynna en massproduktion av oönskade cyanobakterier bland vilka det finns toxiska arter.

Bottenhavet och Bottenviken har inte samma problem med övergödning som egentliga Östersjön. Här är den allmänna uppfattningen att eventuella övergödningssproblem i huvudsak är kopplat till fosfor snarare än kväve. Fosfors dominerande betydelse för algproduktionen ökar generellt sett ju sötare vattnet blir, dvs ju högre upp man når i Bottenviken.

Toxicitet

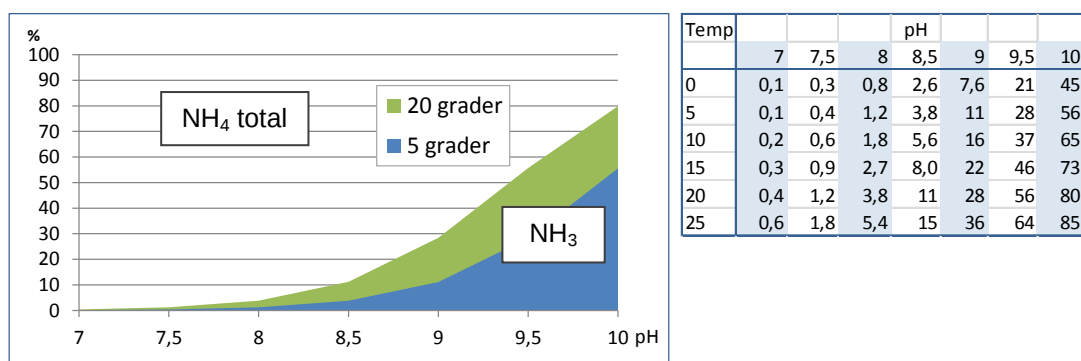
Ammoniak

Som nämnts ovan är ammonium (NH_4^+) en viktig kvävekälla för växter. Men under vissa förhållanden kan höga halter av ammonium även vara toxiskt (giftigt). Det är främst den icke joniserade formen, dvs ammoniak (NH_3), som är toxisk mot vattenlevande organismer^h.

^g I Naturvårdsverkets senare bedömningsgrunder (Handbok 2007:4) baseras klassningen av sjöars näringsstatus endast på förekomsten av totalfosfor.

^h Även höga halter av ammonium kan indirekt orsaka toxicitet genom att ammoniumjonen kan passera fiskars gälmembran och därefter omvandlas till den giftiga ammoniumformen inne i fisken och på så sätt orsaka en giftverkan. I en sammanställning av IVL⁷ finns uppgifter om att ammoniak är ca 100 gånger giftigare än ammonium för fisken.

En del av ammoniumfraktionenⁱ i ett vatten utgör således vattenlöslig ammoniak. Hur stor ammoniakandelen är beror främst på vattnets pH och temperatur. I vilken grad dessa faktorer påverkar andelen ammoniak i ammoniumfraktionen framgår av Figur 2.



Figur 2. Andel ammoniak av den totala ammoniumfraktionen (summan joniserad och icke joniserad ammonium) vid varierande pH och temperatur i vatten. I grafen åskådliggörs förhållandena vid 5 respektive 20 °C. Tabellvärdena är hämtade från Emerson m.fl.⁶

Av Figur 2 kan utläsas att det är vattnets pH som är den styrande parametern av de två. Vid pH 7 överstiger andelen ammoniak aldrig 1 % oavsett vattnets temperatur. Då pH uppgår till 9 och temperaturer överstiger 5 °C utgör ammoniak däremot minst 10 % av ammoniumfraktionen. Med ökande pH ökar temperaturens betydelse reellt sett.

Faktaruta 1. Om bestämning av ammoniakhalt

Koncentrationen ammoniak i vatten analyseras inte direkt. Den beräknas istället på basis av den totala ammoniumhalten (summan joniserad och icke joniserad ammonium), pH och temperatur.

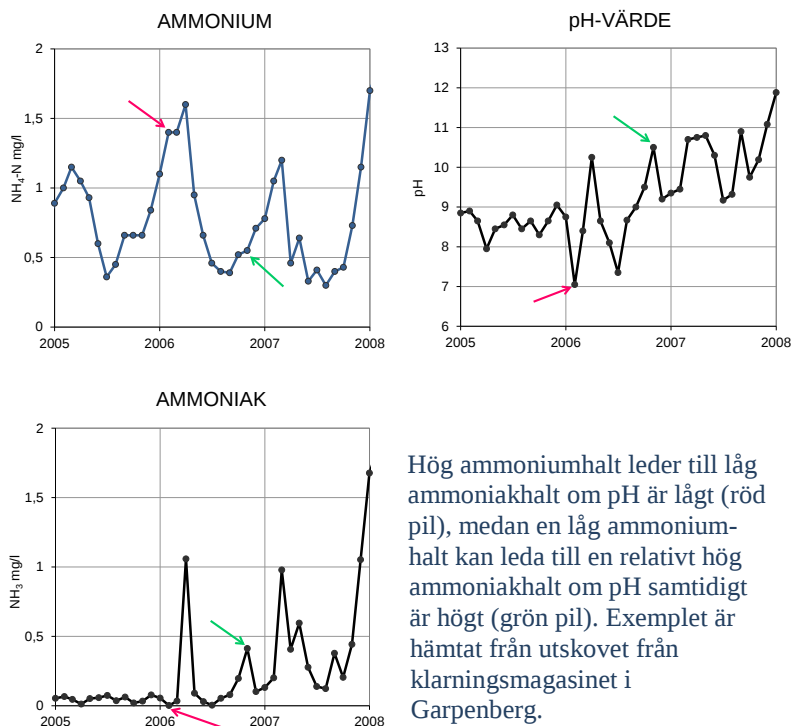
I praktiken tillförs provet dock alkali till ett högt pH varvid i princip all ammonium övergår till vattenlöslig ammoniak som i sin tur analyseras. Koncentrationen antas ge den totala ammoniumhalten i det ursprungliga provet.

Men det är inte *andelen* ammoniak som i direkt mening avgör ett vattens toxicitet, utan *koncentrationen* ammoniak. Det ligger närmast till hands att tro att ammoniakhalten i första hand styrs av koncentrationen ammonium (i praktiken summan av joniserad och icke joniserad ammoniak). Detta gäller också vid en given temperatur och pH hos vattnet. Men beroende på att pH har så stor betydelse för andelen ammoniak i ammoniumfraktionen, har pH även en avgörande betydelse för den resulterande ammoniakkoncentrationen. Inom rimliga pH-intervall har pH i praktiken större betydelse än koncentrationen ammonium för ett vattens ammoniakhalt (se exempel i Faktaruta 2 nedan).

Vid vilken ammoniakkoncentration som ett vatten blir toxiskt för vattenlevande organismer beror på deras känslighet för ammoniakexponering. Fisk verkar vara känsligare än flertalet andra organismer, och laxartade fiskar tillhör den känsligaste fiskgruppen. Likaså är musslor en känslig djurgrupp. Även andra omgivningsfaktorer än pH och temperatur påverkar giftigheten hos ammoniak, exempelvis syrgashalten genom att minskad syrgashalt ökar toxiciteten⁷.

ⁱ Med **ammoniumfraktionen**, eller "total ammonium", menas summan joniserad och icke joniserad ammonium, vilket är det som bestäms vid normal analys av ammonium.

Faktaruta 2. Exempel på betydelsen av pH för halten ammoniak.



Man brukar skilja på två principiellt olika typer av biologiska effekter, nämligen akuttoxiska och kroniska:

- **Akuttoxiska effekter** av ammoniak leder till stress, ökad andning och hjärtverksamhet, samt eventuellt krampanfall, koma och död. Ett ämnes akuttoxicitet uttrycks ofta i den koncentration som vid försök orsakat att 50 % av försöksorganismerna dött, det s.k. LC_{50} -värdet^j.
- **Kroniska effekter** (även kallat subletala effekter) uppträder efter längre tids exponering för lägre koncentrationer än vad som orsakar akut toxicitet. Exempel på kroniska effekter vid exponering för ammoniak är tillväxtminskning, försämrad reproduktion (äggproduktion, kläckning, larvens överlevnad), beteendeförändringar, vävnadsskador m.m. Kroniska effekter är i de flesta fall reversibla, dvs skadorna försvinner när exponeringen upphör. Risker för kroniska effekter av ett ämne uttrycks ofta i den koncentration då inga effekter observerats, det s.k. NOEC-värdet.

En sammanställning av kunskapen om effekter av ammoniak gjord av den centrala miljömyndigheten i Kanada⁸ ledde till följande genomsnittliga akuttoxiska halter för laxfisk: 0,48 mg/l för regnbåge respektive 0,66 mg/l för öring (uttryckt som LC_{50} för NH_3). Vid tillfällig exponering för ammoniakhalter som är *högre* än dessa värden riskerar således mer än hälften av fiskarna att dö.

^j LC_{50} = Lethal Concentration för 50 % av försöksorganismerna.
NOEC = No Observed Effect Concentration.

Motsvarande NOEC-värde för regnbåge var 0,025 mg/l, dvs 25 µg/l. Vid långvarig exponering för ammoniakhalter *under* detta värde ska man därmed inte behöva befara negativa effekter hos exponerad regnbåge.

Baserat på dessa och liknande uppgifter har Kanadas centrala miljömyndighet (CCME) tagit fram riktlinjer som anger vilka halter av olika ämnen som inte bör överskridas under längre tid i sötvatten för att undvika risk för skador på vattenlevande organismer⁹. För ammoniak (NH₃) rekommenderas 19 µg/l som riktvärde för att undvika kroniska effekter vid långvarig exponering^k.

Motsvarande miljömyndighet i USA (EPA) baserar istället sina riktlinjer på koncentrationen total ammonium, pH och temperatur enligt angivna formler¹⁰. I underlagsrapporten¹¹ anges exempelvis ammoniumhalterna 2,9 och 5,0 mg/l (NH₄-N) som kriterier för akut toxicitet för inlandsvatten med eller utan förekomst av musslor vid pH 8 och temperaturen 25 °C, dvs halter som aldrig bör överskridas. Som kriterier för kronisk påverkan av ammonium anger EPA 0,26 respektive 1,8 mg/l, vilket är medelhalter för en längre tidsperiod. Omräknat till ammoniak (NH₃-N) blir detta 160 och 320 µg/l (akut kriterium) respektive 14 och 97 µg/l (kroniskt kriterium).

För svenska ytvatten finns inga generella riktlinjer för ammoniak. Ett antal utpekade fiskvatten omfattas dock av miljö kvalitetsnormer, som bl.a. innefattar gräns- och riktvärden för såväl ammoniak och ammonium. Dessa normer redovisas och diskuteras i senare avsnitt.

Nitrit

Nitrit (NO₂⁻) är en övergångsform vid oxidation av ammonium till nitrat (nitrifikation), liksom vid reduktion av nitrat till kvävgas (denitrifikation). Nitrit är lösligt i vatten. Förekomsten av nitrit som nitritjon (NO₂⁻) är även beroende av vattnets pH och ökar med pH (se Faktaruta 3).

Faktaruta 3. Jämvikten i vatten mellan nitritjonen och den likaledes vattenlösliga formen salpetersyrighet (HNO₂) beror av vattnets pH enligt formeln:



Nitrit är giftigt för djur genom att förstöra funktionen hos de röda blodkropparna. Detta sker genom att nitrit omvandlar hemoglobinet i blodkropparna till methemoglobin, som saknar hemoglobinet förmåga att transportera syre i blodet. Nitrit kan också medverka till att bilda cancerogena nitrosaminer i kroppen.

Enligt samlade exempel på nitrithalter som orsakar effekter på fisk är laxfisk känsligare för nitritexponering än andra fiskgrupper^{12 & 13}. Exempel finns på akuta effekter på laxfisk av nitritkväve (NO₂-N) vid halter på 0,2 mg/l (200 µg/l), medan den nedre gränsen för akut giftighet tycks ligga ca 10 gånger högre hos andra fiskgrupper (dvs på haltnivån 2 mg/l).

På motsvarande sätt som för ammoniak har Kanadas centrala miljömyndighet angett ett riktvärde för nitrit på ca 200 µg/l (motsvarande 60 µg/l uttryckt som nitritkväve, NO₂-N) som inte bör överskridas i sötvatten för att skador på vattenlevande organismer inte ska riskeras. I delstaten British Columbia har de

^k Riktvärdet 19 µg/l ska således betraktas som ett medelvärde för en längre period som inte bör överskridas.

ekotoxikologiska riktvärdena för oorganiska kväveformer reviderats 2010¹⁴. För saltfattiga inlandsvatten gäller här riktvärdet 66 µg/l uttryckt som nitrit (dvs 20 µg/l som nitritkväve), medan högre halter tillåts i saltrikare vatten. I amerikanska EPA:s riktlinjer anges inga motsvarande rekommendationer. I äldre dokument¹⁵ hänvisar dock EPA till ungefär samma kriterier som tidigare tillämpats för Europa (se Tabell 1).

Liksom för ammoniak finns inga generella riktlinjer för nitrithalt i svenska ytvatten, men däremot riktlinjer för utpekade fiskvatten, vilka redovisas och diskuteras i senare avsnitt. Tidigare fanns riktlinjer för nitrit som avsåg alla europeiska inlandsvatten i form av vattenkvalitetskriterier för sötvattensfisk utarbetade av EIFAC, European Inland Fisheries Advisory Commission¹⁶. För saltfattiga inlandsvatten rekommenderade EIFAC att medelkoncentrationen för nitritkväve (NO₂-N) inte ska överstiga 10 µg/l för laxfiskvatten och 20 µg/l för övriga fiskvatten¹. Tillfälligt högre koncentrationer som inte bör överskridas angavs av EIFAC till 30 µg/l respektive 60 µg/l uttryckt som 95-percentiler^m (se även Tabell 1).

Som antyds av riktvärdena för British Columbia har studier visat att klorid hämmar nitritens toxiska effekt hos bl.a. fisk genom att kloridjonen konkurrerar med nitritjonen om upptaget via gälarna¹⁷. I British Columbia tillämpas detta samband genom att riktvärdet för nitrit varierar med vattnets kloridhalt, och således är högre ju högre kloridhalten är¹⁸. Samma princip tillämpade EIFAC beroende på kloridens stora betydelse för nitritens biologiska verkan (Tabell 1). Förklaringen ligger i att kloridjonen konkurrerar med nitritjonen om upptagsvägarna hos fisken.

Tabell 1. Rekommenderade vattenkvalitetskriterier för nitritkväve för Europas sötvattensfisk enligt EIFAC. Observera att kriterierna varierar beroende på vattnets kloridhalt och förekommande fiskarter, och att de uttrycks som nitritkväve. Medel = medelvärde och 95 perc = 95:e percentilen. Från EIFAC T46.

Klorid (mg/l)	Nitritkväve (µg/l NO ₂ -N)			
	Laxfisk		Övrig fisk	
	medel	95 perc	medel	95 perc
1	10	30	20	60
5	50	150	100	300
10	90	270	180	540
20	120	360	240	720

Syrgasförbrukning

En konsekvens av höga ammoniumhalter i ett naturvatten som ofta förbises är den förbrukning av löst syrgasⁿ som en oxidation av ammonium till nitrat orsakar.

1 mg ammoniumkväve förbrukar närmare 4,6 mg syrgas vid fullständig omvandling till nitrat. Även oxidation av nitrit till nitrat förbrukar syrgas, men i betydligt mindre grad (drygt 1,1 mg syrgas per mg nitrit-kväve).

¹ Detta motsvarar ungefär 33 µg/l respektive 66 µg/l uttryckt som nitrit (NO₂).

^m 95-percentilen är det värde på en variabel som 95 % av observationerna underskrider.

ⁿ En liter vatten innehåller i genomsnitt ca 11 mg löst syrgas vid full mättnad (vid 10 °C). Ett kallt vatten innehåller mer, och ett varmt vatten mindre löst syrgas. Vid oxidation av reducerade föreningar i vattnet åtgår löst syrgas, som under normala förhållanden efter hand ersätts med ny syrgas från atmosfären. I djupa vattenlager eller under is försvåras eller förhindras syresättningen av vattnet. Negativa effekter på känsliga organismer kan börja uppträda redan vid syrgashalter kring 5 mg/l. Vid syrgashalten 1 mg/l eller därunder kan endast mycket tåliga djur överleva, däribland vissa bottenlevande fjädermygglarver och glattmaskar.

Betydande utsläpp av ammonium kan därmed under specifika förhållanden bidra till försämrade syreförhållanden i det mottagande vattensystemet.

Faktaruta 4. Nitrifikation, dvs omvandling av ammonium till nitrat, sker i två steg över nitrit enligt följande formler:



Sammanlagt åtgår således fyra syreatomer per kväveatom vid fullständig oxidation till nitrat.

Åtminstone på teoretiska grunder kan en viss syrgasförbrukning även ske från anläggningar där lakning tillämpas med cyanid. Processen resulterar i att cyanat (CNO^-) bildas, som förbrukar syrgas vid nedbrytning till nitrat och koldioxid (se Faktaruta 6).

I det fall ett kväveutsläpp i väsentlig grad bidrar till att övergöda ett vattensystem skulle detta sekundärt även kunna leda till försämrade syreförhållanden orsakat av nedbrytningen av döda alger. Denna konsekvens bedöms dock vara sällsynt i gruvsammanhang.

Försämrade dricksvattenkvalitet

En ökad förekomst av kväve skulle även kunna få oönskade konsekvenser ur hälsosynpunkt i det fall vattnet ifråga används som dricksvatten. Enligt Livsmedelsverkets föreskrifter¹⁹ får halten nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-) inte överstiga 50 respektive 0,5 mg/l för att ett dricksvatten ska betraktas som tjänligt^o.

KVÄVE I GRUVINDUSTRI

Kvävekällor

Sprängämne

Genom undersökningar i Kirunagruvan vid mitten av 1990-talet, som senare ledde till en licentiatexamen, registrerade Anders Lundkvist att kväveföreningar följde med malmen och gruvvattnet upp i dagen. Genom en massbalansstudie kunde Lundkvist visa att kvävet härrörde från sprängämnet²⁰.

Senare studier har bekräftat att den dominerande källan för kväve i gruvindustrin är det sprängämne som används för att lösgöra berget^p. De moderna emulsionssprängämnena som idag mestadels används består i huvudsak av lika delar ammonium och nitrat (NH_4NO_3). De innehåller dessutom en kolkälla. Vid detonation sker en reaktion mellan ammoniumnitratet (syrebäraren) och kolkällan. Under ideala förhållanden bildas då vatten, koldioxid och kvävgas (se formel i Faktaruta 5). Men i verkligheten bildas även andra kväveföreningar, såsom olika kväveoxider. Av dessa är kvävedioxid (NO_2) lösligt i vatten och kan därmed utgöra ett bidrag till kväveförekomsten i gruvvattnet.

^o Gränsvärdena för dricksvatten avser nitrat och nitrit, inte andelen kväve i nitrat och nitrit. Omräknat motsvarar gränsvärdena ungefär 11 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ resp. 0,15 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$. Att nitrat kan vara hälsofarligt i höga koncentrationer beror på att det kan omvandlas till nitrit i matspjälkningssystemet, som i sin tur riskerar att bindas till hemoglobin (och bildar methemoglobin) och därmed försämra blodets syretransportförmåga.

^p Med **berget** menas både malmen och det gråberg som måste sprängas och föras bort för att malmen ska bli åtkomlig.

Faktaruta 5. Ideal reaktion vid sprängning:

Dessutom förblir en del av sprängämnet odetonerat pga spill, läckage, tillämpad sprängningslayout m.m. Vidare påverkar graden av fuktighet i gruvan och bergets kvalitet det totala behovet av sprängämne, och därmed indirekt mängden odetonerat sprängämne. Kvarvarande sprängämnesrester löser sig i gruvvattnet eller följer med malmen och eventuellt gråberg upp i dagen, där det "tvättas av" i anrikningsprocessen eller av nederbörd. Genom olika reaktioner renas vattnet från större eller mindre del av kvävet innan det når en recipient (se fallstudierna nedan).

Spillvatten

Spillvatten (klosett- och BDT-vatten) från personalen utgör ytterligare en potentiell kvävekälla vars betydelse beror på hur detta vatten behandlas. Vid vissa mindre anläggningar samlas allt eller del av spillvattnet upp för behandling vid ett kommunalt reningsverk, medan vissa större gruvanläggningar byggt egna reningsverk för spillvatten. Däremellan finns olika slags lösningar såsom inblandning av spillvattnet i processen, infiltration på sandmagasinet etc. Spillvattnets relativa betydelse för kväveutsläppen från en gruva är vanligtvis liten.

Rötslam

I syfte att underlätta att vegetation etableras och för att öka vattenmättningen (och därmed minska risken för erosion) utnyttjas ibland rötslam som täckningsmaterial på gruvavfallsupplag, såväl gråberg som sandmagasin. Detta rötslam innehåller både kväve och fosfor, som kan frigöras och eventuellt nå recipienten. Exempel på rötslammets betydelse ges i en av fallstudierna nedan.

Guldlakning med cyanid

Vid några svenska gruvor lakas malmen med cyanid för utvinning av i första hand guld^q. Processen grundar sig på att ädelmetallen löses av cyanid i närvaro av syrgas (i praktiken luft). Metallen separeras därefter ur cyanidlösningen genom adsorption på kol. Frigjord cyanid destrueras till cyanat (CNO^-), som i förekommande fall passerar sand- och klarningsmagasin där cyanat kan omvandlas till ammonium och nitrat innan det når recipienten (se faktaruta 6) eller vidare denitrifieras till kvävgas.

Faktaruta 6. Nedbrytning av cyanat sker till nitrat eller ammonium beroende på rådande oxidationsförhållanden:

^q Även silver och koppar anrikas i samma lakningsprocess. För lakning används natriumcyanid eller någon annan alkalicyanid.

Övriga källor

I de fall tillgång på externt råvatten krävs för anrikningsprocessen kan detta utgöra en kvävekälla. Vid flertalet gruvor är dock råvattnets kvävehalt så låg att denna kvävekälla har liten eller försumbar betydelse i sammanhanget^r.

Detsamma gäller det atmosfäriska nedfall av kväve som sker på ett gruvområde och dess magasin. I skogsmark ackumuleras i stort sett allt nedfallande kväve av vegetationen. På öppna ytor uppgår kvävenedfallet i mellersta och norra Sverige till ca 3 kg per ha och år eller mindre²¹, dvs ca 300 kg per km².

Ytterligare en potentiell kvävekälla är nedfallande ammoniak, som härrör från den egna verksamheten, exempelvis genom avgång från rötslam och från processer där kalk eller alkali tillsätts kväverika vatten. Avgången ammoniak faller ner relativt nära utsläppskällan.

Utsläpp av kväveföreningar från förbränningsmotorer (fordon etc) har normalt en betydligt större atmosfärisk spridning än att de kan sägas påverka kväveutsläppen till vatten från en gruvindustri.

Fallstudier - källfördelning och massbalanser inom anläggningar

Kirunagruvan

Vid LKAB:s underjordsgruva i Kiruna genomfördes under 1999 en rad analyser och mätningar av kväveflöden i processen inom ett examensarbete²². Syftet var att med s.k. massbalanser som metod beräkna andelen odetonerat sprängämne vid brytningen och sprängämnesrester i olika delflöden i processen, samt öka förståelsen för vilka mekanismer som påverkar flödena.

Gruvan förbrukade vid utredningstillfället ca 8 000 ton/år av ett emulsionssprängämne som innehöll ca 24 % kväve, dvs närmare 2 000 ton kväve.

I genomsnitt 300-350 ton/år av kvävet i sprängmedlet följde med råmalmen upp i dagen. Till detta kunde läggas ca 60 ton/år med gruvvattnet. Tillsammans innebär detta att i storleksordningen 20 % av kvävet från sprängmedlet fördes med malm och gruvvatten till dagen vid tiden för utredningen^s. Denna storleksordning på andelen odetonerat sprängämne stämmer väl överens med det tidigare omtalade licentiatarbetet vid Kirunagruvan, som baserades på mätningar under 1995-1996.

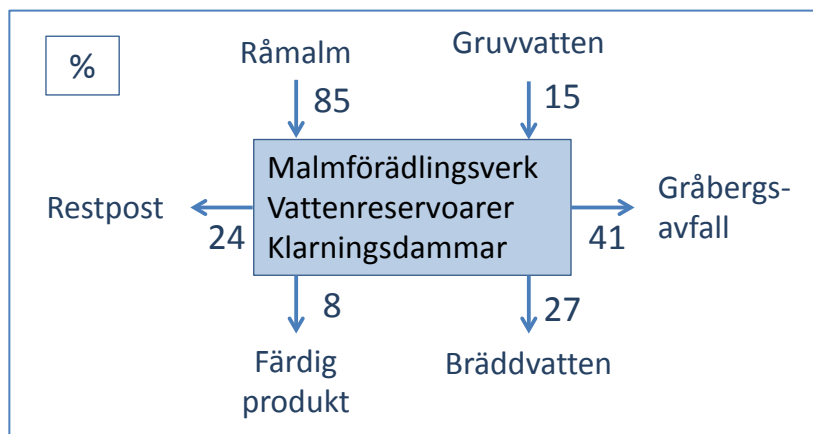
Utvinnningen av järn från råmalmen sker genom att malmen separeras från gråberg i en torr process, följt av en våt process. Efter ytterligare behandling erhålls slutprodukten pellets av koncentratet, medan gråbergsfraktionerna deponeras.

Baserat på uppgifter i examensarbetet har en massbalans ställts samman enligt Figur 3 som visar på det relativa flödet (i procent) av kväverester från sprängmedlet när detta nått dagen. Av det totala kväveflödet från gruvan med råmalm och gruvvatten nådde enligt denna balans endast drygt en fjärdedel

^r Kvävehalter i naturliga klara ytvatten i norra och mellersta Sverige ligger vanligtvis inom intervallet 0,2-0,4 mg/l som genomsnitt, dvs 200-400 µg/l.

^s Sedan 1999 har en rad åtgärder vidtagits vid Kirunagruvan för att minska andelen odetonerat sprängämne. Idag (2011/2012) uppskattas denna andel ha sjunkit till 12-13 % enligt Anders Lundkvist, LKAB.

recipienten. Resten av kvävet lagrades i gråbergssupplagen[†], följde med produkten, eller hamnade i "restposten". Restposten innehåller den kvävemängd som avgått till atmosfären i form av kvävgas genom denitrifiering och eventuellt som ammoniak, eller inlagrats på annan plats i systemet. Restposten innehåller också merparten av de felkällor som denna typ av beräkningar ofrånkomligen innefattar.



Figur 3. Massbalans för kväve (total-N) från huvudsakligen odetonerat sprängämne i Kirunagruvan enligt utredning 1999. Baserat på underlag i Forsbergs och Åkerlunds examensarbete och omräknat till procentandelar. För förklaring av restposten hänvisas till texten.

Zinkgruvan

Under försommaren 2006 genomfördes ett examensarbete vid underjordsgruvan Zinkgruvan med syfte att bl.a. kartlägga kväveflöden i olika delar av processen. Enligt denna studie förblev 14-26 % av kvävet odetonerat, dvs ca 20 % i genomsnitt. Procentsatsen fick man genom att subtrahera de kvävemängder som följde med gruvvatten, malm och gråberg från de som tillfördes med sprängämnet. Denna procentsats överensstämmer således med motsvarande beräkningar för Kirunagruvan ovan, och ligger även i paritet med en tidigare kanadensisk studie i Sudburyområdet²³.

Kvävet i sprängämnesresterna från gruvan hamnade enligt denna studie till ca 70 % i malmen och gråberget och resterande 30 % i gruvvattnet. Efter det att malmen processats i anrikningsverket återfanns mindre än 1 % i den färdiga produkten, som i detta fall utgör koncentrat av zink och bly. Ungefär 10-20 % av kvävet fördes tillbaka till gruvan med sand och gråberg som används för återfyllnad av utsprängda bergum, medan den stora merparten fördes ut på sandmagasinet. Ungefär 25-30 % av kvävet som fördes upp i dagen med malm, gråberg och gruvvatten passerade sand- och klarningsmagasinet och gick ut med bräddvattnet, dvs samma storleksordning som vid Kirunagruvan (se Figur 3).

En summering av de olika posterna för Zinkgruvan leder fram till att ungefär 50 % av kvävet "fattas" för att balansen ska gå ihop. Liksom för Kirunagruvan innehåller denna restpost den kvävemängd som avgått till atmosfären eller inlagrats på annan plats i systemet, samt olika felkällor. Tack vare att in- och utflödet av kvävet mättes för varje större enhet framkom att kväveförlusten var förhållandevis liten i

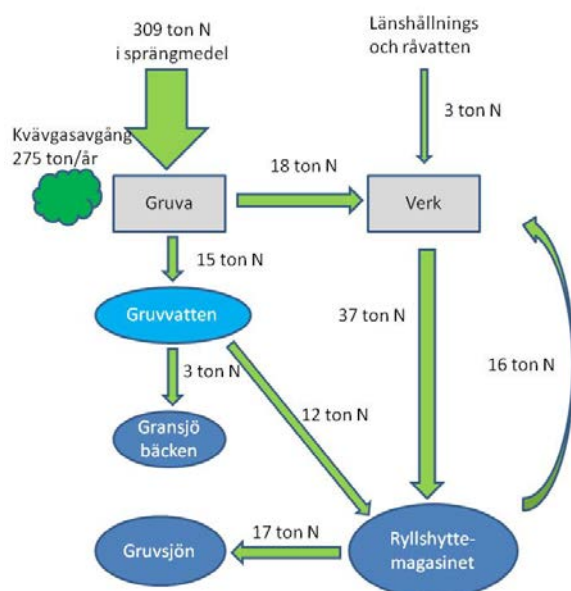
[†] Det som här kallas "gråbergsavfall" innehåller både en grov och en finpartikulär fraktion. Den finpartikulära är närmast att jämföra med anrikningssand från anrikning av sulfidmalm, medan den grova går under beteckningen "gråberg" vid sulfidmalmsgruvor.

anrikningsverket och sandmagasinet (15-20 %), medan den var betydande över klarningsjön. Resultatet tyder på att en kväveavgång genom denitrifiering och upptagning i biomassa kan vara en betydande faktor för kväveavgången vid denna gruva, och att denna avgång huvudsakligen sker i klarningsmagasinet. Vid Zinkgruvan är klarningsmagasinet relativt grunt och rikt på vattenvegetation, och är därmed en gynnsam miljö för kväveretention^u.

Garpenbergsgruvan

Inför miljöprövningen hösten 2011 som avsåg en planerad produktionsökning²⁴, skapades en massbalansmodell över kväve vid den aktuella produktionsnivån (Figur 4). Enligt denna balans förblir ca 10 % av sprängämnet odetonerat jämfört med ca 20 % i exemplen ovan. Skillnaden återspeglar förmodligen den ökade medvetenheten om kväveproblematiken under senare år, och de åtgärder som detta föranlett, vilket resulterat i mindre spill m.m.^v.

Kvävebalansen för underjordsgruvan i Garpenberg resulterade i en kväveavgång över sand- och klarningsmagasinen på ca 35 %, dvs mitt emellan motsvarande avgång vid verksamheterna i Kiruna och Zinkgruvan.



Figur 4. Uppmått kvävebalans vid aktuell produktionsnivå i Garpenbergsgruvan 2011. Från Eriksson & Lindeström (2011).

Aitikgruvan

Till skillnad från tidigare fallstudier är Aitikgruvan ett dagbrott. Sprängämnesförlusten genom spill och odetonerade borrhål är betydligt mindre vid dagbrottsbrytning än vid underjordsbrytning (se Faktaruta 7). För Aitikgruvan har andelen kväve som följer med berg och gruvvatten uppskattats till ca 2,5 % av det som tillförs berget med sprängämnet^w.

^u Zinkgruvan är samtidigt landets sydligaste gruva med goda förutsättningar för biologisk aktivitet i magasinerna under en stor del av året.

^v Vissa sprängämnesrester måste man alltid räkna med till följd av att det är ofrånkomligt att en mindre andel av sprängmedlet förblir odetonerat.

^w Uppskattningar och uppgifter från Nils Eriksson. Det ska dock betonas att beräkningen är osäker pga av osäkerheter i vattenbalansen samt att ytterligare kvävekällor förutom emulsionssprängämnen kan påverka kvävebalansen i Aitikgruvan (bl.a. används i viss mån äldre sprängämnen från odetonerade militära granater i återvinnings- och destruktions-syfte).

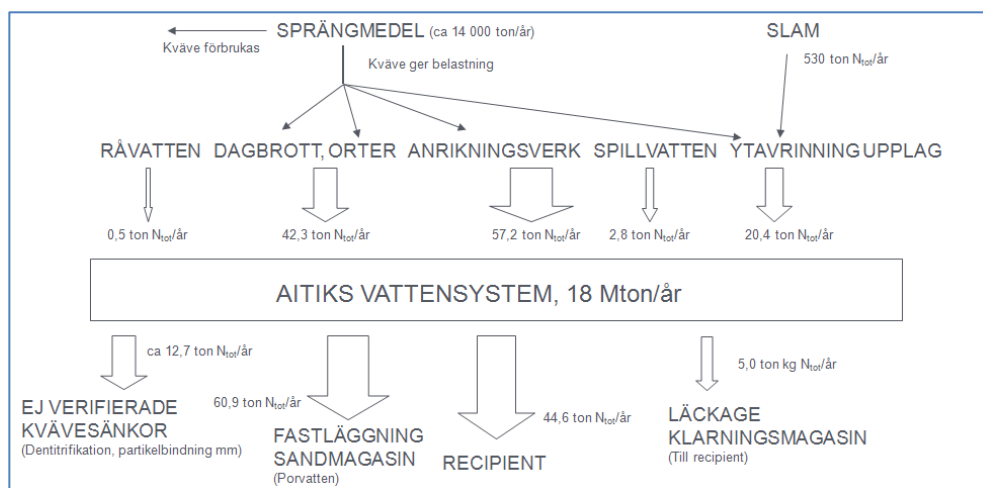
Faktaruta 7. Om åtgången av sprängämne i dagbrott

Det faktum att andelen spiltt och odetonerat sprängämne är generellt sett mindre i dagbrotts- än i underjordsgruvor kan förklaras av flera faktorer:

- Risken för spill är mindre då sprängämne pumpas ner i vertikala borrhål än om det måste pumpas horisontellt eller uppåt.
- I dagbrottsgruvor används normalt grövre borrhål än i underjordsgruvor. Mängd apterat sprängämne per borrhål är därmed betydligt större i dagbrottsgruvor. Samtidigt blir den relativa risken mindre för att träffa på sprickor i berget där sprängämne kan tryckas in och förbli odetonerat.

Enligt en upprättad kvävebalans för Aitikgruvan²⁵ sker en relativt betydande fastläggning av kväve i sandmagasinets porvatten, närmare 50 % av det totala kväveflödet från gruva och upplag (se Figur 5). Endast i storleksordningen 10 % beräknades avgå genom denitrifiering m.m. vid denna nordliga gruva.

Vidare används i Aitik ett avloppsslam för täckning av upplag, vilket vid sidan om sprängmedlet utgör en relativt stor potentiell kvävekälla. Enligt gjorda beräkningar hamnar dock endast en liten del av slammets kväveinnehåll i gruvans vattensystem.



Figur 5. Kvävebudget för Aitikgruvan vid produktionsnivån 18 Mton/år. Vad som inte kan utläsas av denna budget är att närmare 100 ton kväve "snurrar runt" med returvattnet från klarningsmagasinet till anrikningsverket. Från .

Kommentarer

Det är viktigt att klargöra att exemplen ovan på kvävebalanser över några gruvprocesser i flertalet fall återspeglar förhållandena under relativt korta undersökningsperioder. Eftersom massbalanser innefattar många komplexa komponenter som både kan påverka varandra och ha en lång tidsutsträckning måste de angivna procentdelarna ovan ses som mycket ungefärliga. Exempelvis kan kväveförekomsten i utgående vatten från magasinerna snarare återspegla förhållande före än under utredningsperioden pga vattnets relativt långa omsättningstid.

Med denna reservation leder fallstudierna ändå till förhållandevis samstämmiga och rimliga resultat. Det största frågetecknet är restposternas storlek, i vad mån de i första hand återspeglar osäkerhetsgraden i massbalanserna, eller ger en förhållandevis verklig bild över kväveretentionen i verksamheterna.

De sätt på vilka kväveretention kan ske är framför allt följande:

1. Avgång till atmosfären som ammoniak vid högt pH, vilket i så fall företrädesvis sker i anrikningsverket.
2. Avgång till atmosfären som kvävgas, vilket endast kan ske i närvaro av bakterier, och således i miljöer som erbjuder gynnsamma förhållanden för dessa (företrädesvis klarningsmagasin).
3. Inbyggnad i växtmaterial (såväl plankton som högre vegetation) i exempelvis klarningsmagasin, varefter kvävet sedimenterar med det döda växtmaterialet till botten.
4. Inbyggnad i sandmagasin och finpartikulära gråbergssupplag genom att ammoniumjoner binds till nymalda mineralytors negativa ytor, respektive vattenlösliga kväveföreningar ingår i det porvatten som fortlöpande byggs in.

Vilken eller vilka av dessa alternativ som betyder mest varierar. Det finns exempelvis en principiell skillnad mellan gruvorna i norr och de längre söderut eftersom kväveavgång genom denitrifiering och upptag i biomassa har betydligt bättre förutsättningar söderut där temperaturen är högre (se fallexempel Zinkgruvan). Vid vissa gruvor är vattenåtervinningen betydande, vilket ökar förutsättningarna för kväveavgång, medan återvinningsgraden är liten vid andra. Många gruvor är inte integrerade med anrikningsverk på platsen, varför sand- och klarningsmagasin saknas där kväveavgång är möjlig.

Varje gruva är således unik, varför förhållandena vid en gruva inte nödvändigtvis är representativa för en annan. Fallstudierna ovan ska därför endast ses som exempel.

Exempel på registrerade utsläpp av kväve - årstidsvariationer

Beroende på stora skillnader i sprängintensitet, möjlighet till kväveavgång m.m. som beskrivits ovan, varierar även utsläppen av kväve till vatten mellan olika gruvor. De exempel som presenteras i detta avsnitt avser aktuella förhållanden 2011, vilka relativt snabbt kan förändras av olika skäl.

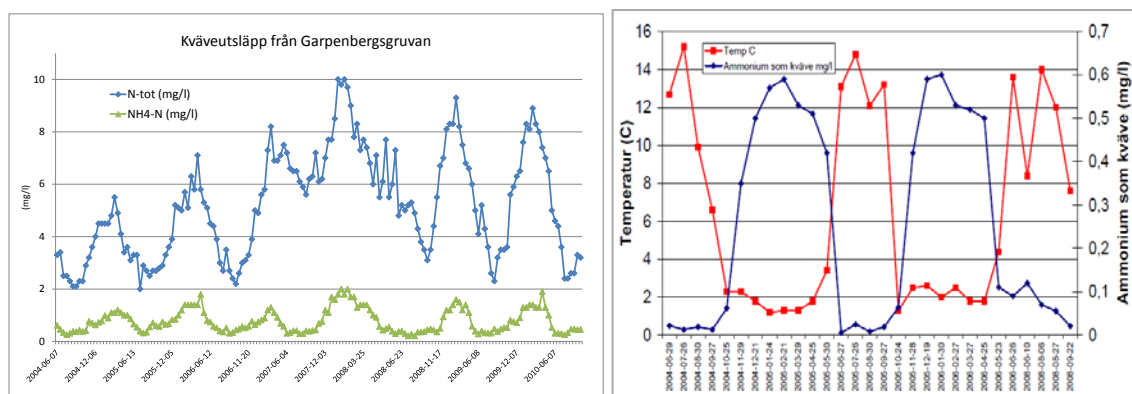
Normala utsläppsnivåer under senare år vid mellansvenska gruvor med integrerat anrikningsverk är ca 15 ton/år (t.ex. Garpenberg och Zinkgruvan). För de större norrländska gruvorna ligger utsläppsnivåerna på 40, 100 respektive 300 ton/år (Aitik, Kiruna resp. Malmberget). Kväveutsläppet från gruvor utan integrerat anrikningsverk kan uppgå till 10-15 ton/år (t.ex. Renström).

Av det utsläppta kvävet föreligger den övervägande delen som nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$). Exempel på andelar ges i Tabell 2. I Malmberget är nitratdominansen stor (ca 95 %), medan även ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) svarar för en betydande andel i Zinkgruvan. Andelen nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$) är vanligtvis relativt liten (se Faktaruta 8).

Tabell 2. Aktuella kvävekoncentrationsnivåer i utgående vatten samt andelar av olika kvävefraktioner i de fall dessa analyserats.

	Total- kväve mg/l	Nitrat- kväve %	Ammonium- kväve %	Nitrit- kväve %
Malmberget	36	95	2	3
Aitik	5	76	7	10
Garpenberg	6	79	13	8
Zinkgruvan	7	<70	30	-
Renström	9	88	10	2

Men förhållandena kan variera påtagligt under året. Exempel på detta ges i Figur 6 för olika kvävefraktioner i utgående vatten från Garpenbergsgruvan, respektive ammoniumhalt och temperatur i utgående vatten från Kirunagruvan. Kväveutsläppen från dessa gruvor är genomgående högst under vintern och lägst under sommaren. Förklaringen ligger i att kväveavgången är störst under sommaren då temperaturen är hög och magasinerna inte täcks av is. Förutsättningarna för bakteriell aktivitet (som krävs för denitrifiering) och uppbyggnad av växtbiomassa är då som störst. Utsläppen av ammoniumkväve närmar sig ofta noll under sommaren.



Figur 6. Vänster: Halt av total- och ammoniumkväve i bräddvatten från klarningsmagasinet vid Garpenbergsgruvan juni 2004 t.o.m. september 2010. Halttopparna inträffar i februari-mars. Höger: Temperatur och halt ammoniumkväve i utgående vatten från Kirunagruvan juni 2004 t.o.m. september 2008. Halttopparna inträffar när temperaturen är som lägst, dvs under vintern. Graferna är omarbetade efter Eriksson & Lindeström (2011), respektive från Strömberg (2008-2010)²⁶.

I vissa gruvor sker utsläpp till vatten endast under en kortare del av året. Exempel på detta är Aitikgruvan där bräddning till recipienten normalt sker under perioden mitten av maj till mitten av september. Under övrig del av året återvinner gruvan allt gruv- och nederbördsvatten i anrikningsverket som ersättning för råvatten utifrån.

Faktaruta 8. Om osäkerheten med nitritanalyser

Uppgifter om utsläpp och haltnivåer av nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$) måste tills vidare betraktas som osäkra. Det har på senare tid uppmärksammats att uttagna prov snabbt måste komma till laboratorium för analys. Vissa laboratorier tillämpar tidsrymden 24 timmar från provuttag till genomförd analys, medan andra menar att analysen måste göras inom 5 timmar för att inte resultaten ska riskeras att vara missvisande. Anledningen är att nitrit vanligtvis är en kortlivad övergångsform mellan ammonium och nitrat.

Eftersom det i praktiken varit vanligt att längre tid gått från provuttag till analys vid de gruvor som låtit bestämma nitrithalten i utgående vatten, måste således tillgängliga uppgifter tills vidare betraktas som osäkra. Utredningar pågår vid några gruvor för att undersöka möjligheten att istället övergå till att analysera på plats med ett fältinstrument.

KVÄVETS FÖREKOMST OCH EFFEKT I RECIPIENTER TILL GRUVINDUSTRIN

Fallstudier - koncentrationer och effekter i gruvrecipienter

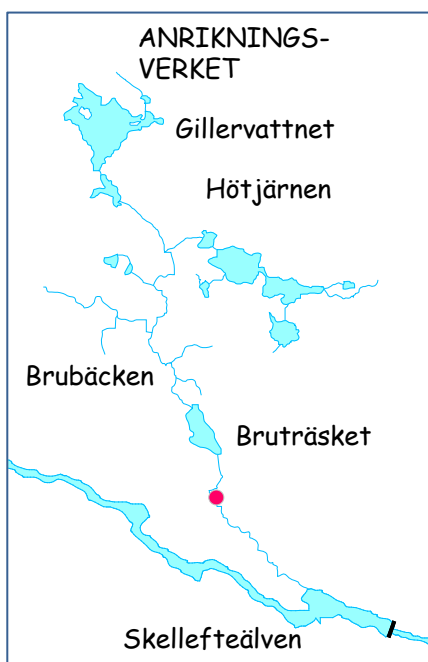
Bolidenområdet

Inför prövningen av miljötillstånd för ett nytt sandmagasin (Hötjärnsmagasinet) vid anrikningsverket i Boliden genomfördes 2004 en utredning över möjliga och troliga miljörisker av utsläppen till vatten²⁷.

Faktaruta 9. Om Bolidens anrikningsverk

I Bolidens anrikningsverk processas sulfidmalmer från flera gruvor i regionen, samt slagger från Rönnskärsverken. Anrikningen sker huvudsakligen med flotationsteknik. Restprodukten från anrikningen av ädelmetallerna behandlades vid tidpunkten för utredningen i ett lakverk där lakning sker med natriumcyanid. Efter destruktion förs processvattnet från lakverket och från anrikningsverket till sand- och klarningsmagasin för sedimentering och klarning.

Recipient för Bolidens anrikningsverk är Brubäcken, som mynnar i Skellefteälv (Figur 7). Fortløpande mätningar görs i en provpunkt i nedre delen av bäcken (markerad i Figur 7).



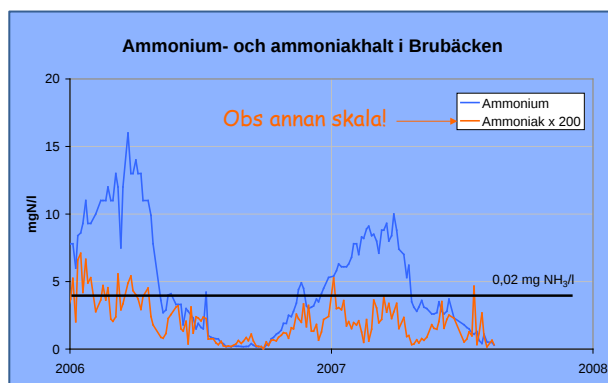
Figur 7. Brubäcken, recipient till Bolidens anrikningsverk. Gillervattnet var sandmagasin vid tiden för utredningen och Hötjärnen platsen för det nya magasinet. Provtagningspunkten nedströms Bruträsket är markerad på kartan och återgiven på fotot (Foto: Anders Granér).

Kvävet i utsläppen från Bolidenverket utgörs av sprängämnesrester i den anrikade malmen och destruerad cyanid från lakningsprocessen. Halten totalkväve i Brubäcken låg under den aktuella tvåårsperioden på i genomsnitt drygt 5 mg/l, varav hela 70 % utgjorde ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$). Denna stora andel ammonium tyder på att tillgången på syrgas kan vara begränsad och/eller att de bakteriekulturer som svarar för denitrifieringen är hämmade av någon faktor.

I mätpunkten i Brubäcken registrerades ofta något reducerade syrgashalter, men endast undantagsvis mycket låga halter (minimum 2,1 mg/l sensommaren 2007)^x. Syrgashalten i det utgående bräddvattnet var däremot ofta reducerad (som lägst 1,8 mg/l), vilket tyder på riklig förekomst av syreförbrukande ämnen. Förutom av cyanater och reducerade kväveföreningar förbrukas vattnets syre i magasinerna och Brubäcken av reducerade svavelföreningar, s.k. tiosulfater och andra tioföreningar.

Trots den stora andelen ammonium i Brubäckens vatten var halten ammoniak förhållandevis låg tack vare att pH sällan översteg 8,5 (Figur 8). Nordamerikanska riktvärden för ammoniak överskreds tillfälligtvis, men inte under längre sammanhängande perioder, varför risken för ammoniaktoxicitet i den nedre delen av bäcksystemet bedömdes som måttlig. Däremot var risken stor för ammoniakförgiftning i de övre delarna av bäcken, särskilt vintertid då utspädningen av det basiska och ammoniumrika avloppsvattnet är begränsad. Men i denna del av bäcken är inslaget av avloppsvatten från verksamheten så stor att det kan diskuteras om det verkligen utgör ett naturligt vatten.

Inom ett tidigare nämnt examensarbete för licentiatexamen²⁸ utvecklades en matematisk modell för beräkning av kväveavgången från recipienter till gruvor och gruvverksamhet. Modellen baserades på två typfall, varav Bolidenområdet var det ena^y. Enligt utredningen skedde kväveavgången i Brubäcken främst genom denitrifiering, som enligt modellen svarade för ca 5 gånger större kväveavgång än ammonifiering (dvs avgång som ammoniakgas) respektive ca 3 gånger större än fastläggning genom sedimentation.



Figur 8. Koncentration total ammonium och beräknad ammoniak i Brubäcken under 2006-2007. Amerikanska naturvårdsverkets (EPA) tidigare riktvärde för långvarig exponering för ammoniak är markerat (0,02 mg/l). Observera de olika skalorna för totalammonium och ammoniak.

Enligt samma examensarbete beror kvävet roll för algproduktionen i Brubäcken främst på om guldlakning med cyanid pågår eller inte. Vid guldlakning är kvävetillskottet så stort att kvävet inte är tillväxtbegränsande. Huvuddelen av kvävet passerar då bäcken ut i Skellefteälven och når slutligen Bottenviken. Då guldlakning inte pågår är kväveutsläppen mindre, vilket leder till en lägre N/P-kvot och att kväve periodvis kan vara styrande för algproduktionen i bäcken.

Under perioden 2006-2007 (då guldlakning med cyanid förekom) beräknades kvävetillskottet från Brubäcken leda till en genomsnittlig haltökning för totalkväve i Skellefteälven på 4-5 %. Av den totala kvävetillförseln med svenska älvar till Bottenviken utgör tillskottet från Brubäcken ca 0,5 %. Som redan nämnts bedöms algproduktionen i detta hav generellt sett styras av tillgången på fosfor och inte kväve.

^x Vid full syrgasmättnad (100 %) innehåller vattnet 8-12 mg/l syrgas beroende på temperaturen (högst halt vid låg temperatur).

^y Det andra typfallet var Kirunagruvan.

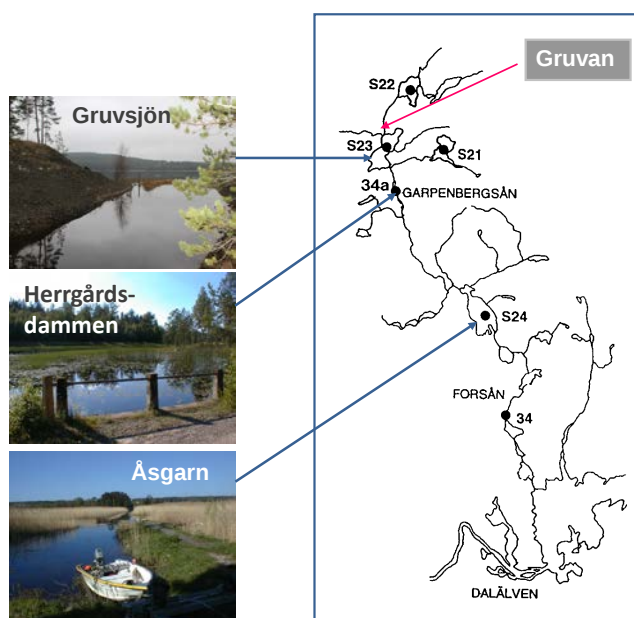
Garpenberg

Inför ett miljötillståndsärende för Garpenbergsgruvan, i detta fall ansökan om produktionsökning och nytt industriområde, genomfördes 2010 en liknande miljöriskbedömning som för Bolidenområdet²⁹.

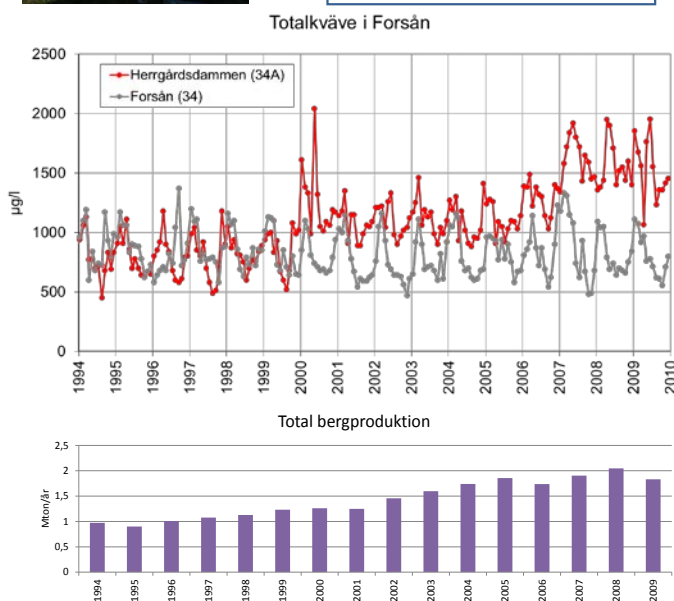
Faktaruta 10. Om Garpenbergsgruvan

Garpenbergsgruvan är en sulfidmalmsgruva med brytning under jord och integrerat anrikningsverk på plats. Gruvvatten blandas med processvatten och anrikningssand, som tillsammans förs till ett sand- och klarningsmagasin för sedimentering och klarning. Ca 85 % av vattnet återvinns (2009) medan resterande andel bräddas till recipienten.

Bräddvatten från klarningsmagasinet leds via en bäck (Ryllshyttebäcken) till Gruvsjön, som ingår i Garpenbergsån/Forsåns vattensystem (Figur 9). Forsån mynnar i nedre delen av Dalälven i höjd med Avesta.



Figur 9. Recipient till Garpenbergsgruvan är Garpenbergsån och dess sjöar, som byter namn till Forsån innan den rinner ut i Dalälven. Foton: Böril Jonsson



Figur 10. Halten kväve (total-N) i olika delar av åsystemet och mängden brutet berg i Garpenbergsgruvan under perioden 1994-2009- Station 34a ligger i den övre delen och station 34 i den nedre delen av ån.

Faktaruta 11. Om Figur 10

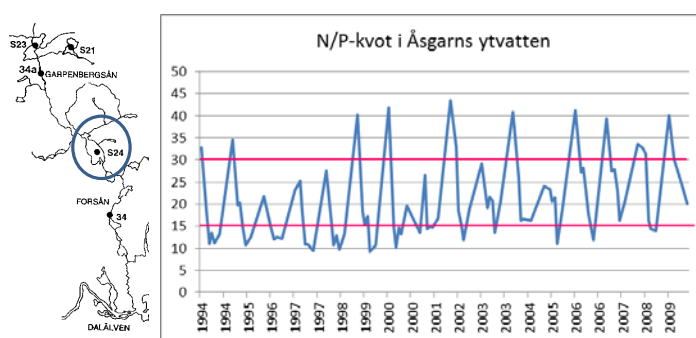
Det är värt att notera i Figur 10 att den haltökning av kväve i vatten som registrerats i det övre åpartiet (stn 34a) i samband med produktionsökningen i gruvan, inte återspeglas i någon motsvarande haltökning i nedre delarna av ån (stn 34).

Förklaringen kan vara flerfaldig, såsom minskat kvävetillskott från jordbruken, ökad biomasstillväxt i sjöarna, och/eller ökad kväveavgång genom denitrifiering.

I Garpenberg är det uteslutande sprängämnesrester som är en kvävekälla av betydelse. Det märks även en relativt tydlig koppling mellan mängden brutet berg (malm + gråberg) och utsläppen av kväve^z, vilket dessutom återspeglas i vattenkvalitén i ån nedströms Gruvsjön (stn 34a, Herrgårdsdammen, i Figur 9 och Figur 10). Man kan i ån också urskilja en årstidsvariation med lägre kvävehalter på sommaren och högre på vintern. Detta återspeglar förmodligen främst kväveavgången i sand- och klarningsmagasinet (jämför med Figur 6).

Men denna årstidsvariation är ännu tydligare i nedre delen av åsystemet (stn 34). Detta beror på att vattnet då också passerat några näringsrika sjöar, som förutom från gruvan även tillförs kväve (och fosfor) från kringliggande jordbruk. I sjöarna binds ytterligare kväve upp i biomassa sommartid, samtidigt som denitrifiering sker i framför allt grunda våtmarksliknande delar av ån.

I de övre delarna av åsystemet (stn S23 och 34a) är överskottet på kväve stort. Kvoten mellan kväve och fosfor överskrider 100 som genomsnitt, vilket innebär att kväveöverskottet saknar betydelse för algproduktionen i dessa i övriga avseenden relativt näringsfattiga vatten. Men längre ner i systemet tilltar tillskottet av fosfor från kringliggande jordbruk, vilket leder till en lägre kvot mellan kväve och fosfor (se Figur 11). Troligtvis kan därför kväve under kortare perioder vara styrande för algproduktionen i denna och nedströms liggande delar av systemet. I så fall kan kväveutsläppen från gruvverksamheten i viss mån bidra till övergödnings-symtomen i dessa delar av vattensystemet.



Figur 11. Kvoten mellan kväve och fosfor (N/P) i sjön Åsgarns vatten nedströms Garpenbergsgruvan 1994-2009. Sjön omges av jordbruksmark och får därmed ett tillskott av fosfor, vilket sänker N/P-kvoten jämfört med de övre delarna av åsystemet närmast gruvan. Vid N/P-kvoter under 15 ökar sannolikheten för att kväve styr produktionen av alger.

^z För perioden 2005-2009 gäller följande genomsnittliga samband mellan utsläpp av kväve (total-N) och mängden brutet berg (malm + gråberg) vid Garpenbergsgruvan:

$$\text{Kväveutsläpp(ton/år)} = 18 \cdot \text{mängd brutet berg(Mton/år)} - 13,6.$$

Samtidigt går det inte att bortse ifrån det faktum att den rikliga förekomsten av växter och djur i sjön Åsgarn och nedre delarna av åsystemet har en positiv konsekvens genom att den bidrar till att koncentrationer av flera metaller i vävnader hos bl.a. fisk är påtagligt låga. Detta sker bl.a. genom s.k. bioutspädning där metallerna späds ut i en stor biomassa, vilket leder till relativt låga halter i varje organism. Exempelvis är kadmiumhalten i abborrens levervävnad i Åsgarn ungefär en fjärdedel mot den i centrala Siljan trots att kadmiumhalten i Åsgarns vatten är ca 40 gånger högre än i Siljan³⁰.

Frånsett i själva utsläppspunkten och i den lilla Ryllshyttebäcken, vars vatten huvudsakligen består av bräddvatten, finns inga risker för toxisk påverkan av ammoniak i Garpenbergsgruvans recipient. Främsta anledningen är att vattnets pH-värde är nära neutralt (pH 7). Däremot bidrar utsläppen av ammonium i någon mån till de låga syrgashalter som uppträder i Gruvsjöns bottenvatten under delar av året. Av gruvverksamhetens totala utsläpp av syreförbrukande ämnen i Garpenberg^å svarar ammonium för 10-15 %.

Efter retention i åsystemet beräknas kvävetillskottet från gruvverksamheten svara för ca 0,2 % av den totala kvävetransporten i Dalälven. Gruvans betydelse för den totala kvävetillförseln till Bottenhavet blir därmed i det närmaste försumbar.

Malmberget - Aitik

Frågan om utsläpp av kväveföreningar har varit föremål för särskilda utredningar vid gruvorna i Malmberget och Aitik. Fokuseringen har under senare år legat på utsläppen av ammoniak (NH_3) och nitrit (NO_2^-) med anledning av myndigheternas hårt ställda krav på dessa kväveföreningar (se kommande avsnitt).

Faktaruta 12. Om gruvorna i Malmberget och Aitik

Gruvan i **Malmberget** är en järnmalmsgruva med brytning under jord och sovrings-, anriknings- och pelletsverk ovan jord. Gruvvatten används som process-, spolnings- och kylvatten i anläggningarna ovan jord innan det tillsammans med anrikningssand leds till sand- och klarningsmagasin för sedimentering och klarning. Huvudparten av det klarnade vattnet återanvänds i processen medan resten går ut i recipienten som bräddvatten. Till skillnad från övriga exempel innehåller bräddvattnet från Malmbergsgruvan förhöjda halter av fosfor pga fosforförekomsten i malmen.

Aitikgruvan är en sulfidmalmsgruva i form av ett dagbrott. Brytningsformen gör att förhållandevis mycket gråberg måste brytas för att malmen ska bli åtkomlig. Sprängämnesbehovet per ton bruten malm är därmed större än för underjordsgruvor. Å andra sidan är sprängämnesförlusterna mindre tack vare bormnings- och apteringstekniken. Malmen anrikas på plats. Gruvvatten förs tillsammans med anrikningssand till sand- och klarningsmagasin, varifrån huvudparten återtas till processen. Bräddning till recipient sker vanligtvis under sommarmånaderna.

Båda gruvorna i Malmberget och Aitik har Lina älv som recipient, som via Ängesån utgör ett biflöde till Kalixälven (Figur 12). Från Aitiksgruvans utsläppspunkt passerar avloppsvattnet först bäcken Leipojoki och därefter Vassara älv innan det når Lina älv (se Figur 12).

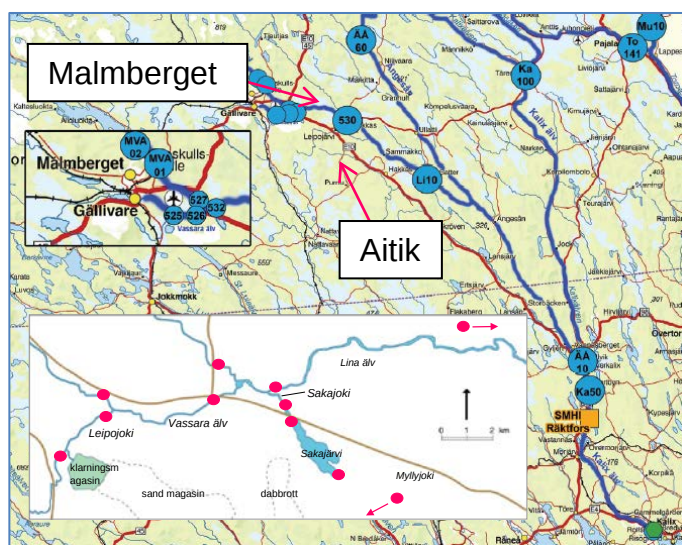
Förutom av gruvorna belastas Lina älv även av kväveutsläpp från det kommunala reningsverket i Gällivare, Kavaheden. Proportionerna mellan dessa kvävekällors

^å Utsläppen av syreförbrukande ämnen utgörs av tiosulfat och andra tioföreningar, BOD (biologiskt syreförbrukande ämnen) och ammonium.

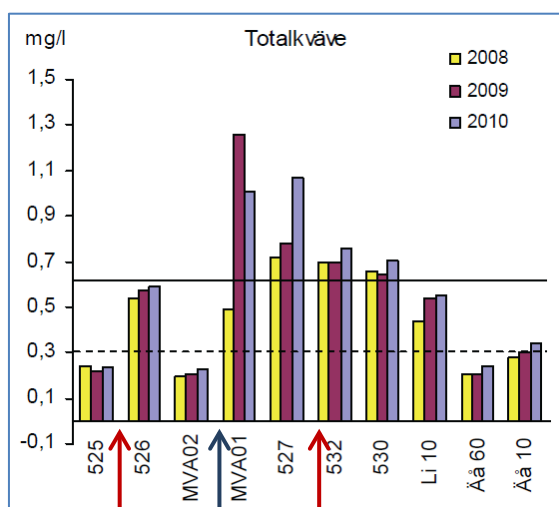
utsläppsnivåer under senare år har varit ungefär 1 (Aitik): 2 (Kavaheden): 6 (Malmberget) räknat som totalkväve.

Uppmätta årsmedelhalter för totalkväve i olika delar av recipienten framgår av Figur 13. Av figuren kan utläsas:

- att kvävekällorna orsakar en haltförhöjning av kväve, varav Malmberget tillsammans med Kavaheden ca 5 gånger i genomsnitt i övre Lina älv, och Aitikgruvan ca 2,5 gånger i Vassara älv,
- att utflödet från Vassara älv inte orsakar någon ytterligare haltökning i Lina älv,
- att kvävehalten fortlöpande sjunker längre ner i Lina älv till följd av utspädning och kväveavgång,
- att kvävehalten ökar något i Ängesån efter Lina älvs inflöde.



Figur 12. Recipienten till gruvorna i Malmberget och Aitik. Översiktskartan och den övre förstörade rutan visar provlokaler som undersöks inom Torne och Kalix älvars samordnade recipientkontroll, och den undre förstoringen även lokaler som provtas av Bolidens (Aitikgruvans) personal. Översiktskartan är hämtad från vattenvårdsförbundets årsrapport 2010³¹.



Figur 13. Årsmedelhalter för totalkväve och totalfosfor 2008-2010 i Vassara älv (525 & 526), Lina älv (MVA02-Li 10) och Ängesån (Åå 60 & Åå 10). Inflödet av bräddvatten från Malmberget är markerat med blå pil och det från Aitik med röda pilar (inflödet av Leipojoki till Vassara älv resp. av Vassara älv till Lina älv). Grafer från Torne- och Kalixälvars vattenvårdsförbunds årsredovisning 2010. Linjerna markerar övre gräns för låg, respektive nedre gräns för hög kvävehalt enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder.

Baserat på förekomsten av fosfor bedöms kvävet inte vara begränsande för växtproduktionen i vare sig Vassara eller Lina älvar nedströms gruvornas och reningsverkets utsläpp ($N/P > 40$). Men p.g.a. att fosforhalten är högre i Ängesån kan kvävet eventuellt tidvis vara produktionsstyrande i nedre Ängesån ($N/P = 15$ i genomsnitt).

Haltförhöjningen av enskilda kvävefraktioner är både större och mindre än för totalkväve. Utsläppen av ammoniumkväve från gruvan och det kommunala reningsverket orsakar exempelvis endast en måttlig haltförhöjning i Lina älv (genomsnittligt sett < 2 gånger), medan ammoniumhalten ökar hela 10 gånger i Vassara älv i samband med bräddning från Aitikgruvans klarningsmagasin³². Den resulterande ammoniumhalten är dock ungefär densamma nedanför båda gruvorna ($20\text{--}25\text{ }\mu\text{g/l NH}_4\text{-N}$ i samband med bräddning). Detta beror på att ”bakgrundshalten” för ammoniumkväve är avsevärt lägre i Vassara älv än i Lina älv, en faktor som också måste tas hänsyn till när kväveutsläppens konsekvenser ska bedömas. Tack vare att ammoniumhalterna är relativt måttliga, och att pH-neutrala förhållanden råder i de aktuella vattnen, visar beräkningar att ingen risk föreligger för toxiska haltnivåer av ammoniak i vare sig Lina älv eller Vassara älv efter inblandning av bräddvatten från gruvorna^{26 & 32}.

För nitritkväve tyder mätresultaten på en större haltförhöjning för denna fraktion än för ammoniumkväve^{26 & 32}, men i detta fall måste en reservation göras för osäkerheten i analysförfarandet (se Faktaruta 8). Genomsnittliga halter av nitritkväve på 10 respektive 25 $\mu\text{g/l}$ ($\text{NO}_2\text{-N}$) har registrerats nedströms gruvornas utsläppspunkter i Lina respektive Vassara älv^a.

När det gäller risken för effekter av nitrit är bedömningen således osäkrare beroende på att det är oklart om de tillgängliga haltuppgifterna är representativa. Dessutom är det oklart vilka kloridhalter som förekommer i recipienterna. Förutsatt att uppmätta nitrithalter i vattensystemet verkligen är korrekta, att en viss förhöjning förekommer av kloridhalten (vilket är att förvänta), samt med ledning av såväl de kanadensiska som de tidigare europeiska vattenkvalitetskriterierna (se Tabell 1) görs bedömningen att risken är liten att nitrit orsakar negativa effekter på vattenlevande organismer i de aktuella gruvrecipienterna, under de förhållanden som rått under perioden 2008-2010 (se reservation i fotnot^b).

Kommentarer

En central fråga i detta sammanhang är var ”recipienten” börjar, eller kanske snarare vilken mätpunkt som ska utgöra underlag för bedömningar av miljöpåverkan av en verksamhet. Det pågår inom såväl Vattenmyndigheten som industribranschen diskussioner om huruvida Sverige ska införa begreppet ”blandningszon” eller inte för området nära utsläppspunkten^{aa}. Enligt det s.k. Dotterdirektivet³³ har EU:s medlemsstater möjlighet att använda sig av sådana blandningszoner ”så länge detta inte hindrar att relevanta miljökvalitetsnormer uppfylls i övriga delar av ytvattenförekomsten”.

^a I Leipojoki, som är Aitikgruvans första recipient innan bäcken rinner ut i Vassara älv, har halten $\text{NO}_2\text{-N}$ i genomsnitt legat på ca $60\text{ }\mu\text{g/l}$ i samband med bräddning under 2008-2010.

^b Denna bedömning omfattar inte nedre Leipojoki där risk för påverkan av nitrit måste anses föreligga innan några undersökningar visar på motsatsen.

^{aa} I skrivande stund pekar det mot att blandningszoner inte införs i legal mening i Sverige, men att det vid fastställande av utsläppsvillkor m.m. beaktas den spädning som sker i mottagande vattenområden.

Det är först efter en viss utspädning av utsläppsvattnet i det mottagande vattenområdet som några krav rimligen kan ställas på miljöförhållandena. Så länge den övervägande andelen vatten i en mottagande bäck eller grävt dike utgörs av avloppsvatten från gruvverksamheten kan knappast några krav ställas på en opåverkad vattenmiljö (se exemplen övre Brubäcken och Ryllshyttebäcken i fallstudierna Bolidenområdet respektive Garpenbergsgruvan).

De redovisade fallstudierna visar att konsekvenserna av utsläppta kväveföreningar varierar mellan olika anläggningar. Detta beror dels på att verksamheterna skiljer sig åt, och därmed även utsläppens storlek och innehåll, dels att recipienterna har olika förutsättningar att ta emot och omvandla kväveföreningarna.

Bland fallstudierna finns exempel på alla potentiella effekter som kväveföreningar kan orsaka i form av gödning, syreförbrukning och toxicitet. Men som en övergripande bedömning gäller att effekterna tycks förhållandevis små och i flera fall endast potentiella och inte registrerade:

- I de fall kväve riskerar att ha någon reell betydelse för biomasseproduktion i de aktuella vattenområdena, verkar det mestadels handla om kortare perioder.
- Inget exempel finns på att utsläpp av reducerade kväveföreningar i sig leder till dåliga syreförhållanden i det mottagande vattenområdet, men däremot att de kan utgöra ett inte obetydligt bidrag till de totala utsläppen av syreförbrukande ämnen från en gruvverksamhet.
- Risker för toxicitet av ammoniak är nästan helt en fråga om vattnets pH, såtillvida att risken i det närmaste upphör så snart pH är lägre än 8,5.
- En risk för toxicitet av nitrit kan tills vidare inte uteslutas i närområdet till gruvverksamhet som har sitt utsläpp i vatten där laxartade fiskar lever^{bb} (se Faktaruta 13).

Faktaruta 13. Om behovet att öka kunskapen om nitritens giftighet

Vår kunskap måste öka om nitritens förekomst och möjliga konsekvenser i recipienter till gruvverksamhet innan det går att uttala sig med någon säkerhet om risken för toxicitet.

- För det första bör fältmässiga analysmetoder användas för nitritbestämning i såväl utsläpp som recipient under ett antal år för att inte haltnivåerna ska ifrågasättas.
- För det andra bör vattnets kloridhalt mätas parallellt med nitrithalten eftersom denna variabel är avgörande för nitritens giftighet.
- För det tredje vore det lämpligt att försök på laxartade fiskar genomfördes vid en eller flera gruvor under realistiska och fältmässiga förhållanden för att på så sätt öka kunskapen om risken för effekter i svenska gruvrecipienter^{cc}.

Behovet att öka denna kunskap förstärks av det faktum att de idag gällande miljökvalitetsnormerna för vissa fiskvatten är förvånansvärt och till synes omotiverat låga, samt att myndigheter har utgått från dessa normer vid begäran om utsläppsvillkor för vissa svenska gruvor (se kommande avsnitt).

^{bb} Enligt de undersökningar som gjorts på bottenfauna och genom provfiske i recipienterna till Malmberget och Aitik finns dock inga tecken på effekter av nitrit eller andra kväveföreningar²⁶.

^{cc} Sådana försök på fisk planeras att bli genomförda vid Aitikgruvan.

VAD SÄGER MYNDIGHETER, MÅL OCH NORMER OM KVÄVE?

Miljömål med relevans för kväve

I april år 1998 antog riksdagen 15 nationella miljökvalitetsmål³⁴. De anger den miljökvalitet som bör ha uppnåtts inom en generation, dvs till år 2020-2025. Ett nytt sextonde miljömål tillkom 2005 (se Faktaruta 14). Miljömålen har ingen tydligt formell rättslig status (såsom exempelvis miljökvalitetsnormerna), utan ska, enligt propositionstexter, framför allt vara styrande gentemot myndigheter och andra offentliga organ.

Faktaruta 14. Mer om de svenska miljömålen

I april 2001 lade regeringen en miljöproposition som bekräftar de tidigare miljökvalitetsmålen och samtidigt formulerar ett antal delmål för vart och ett av dem (totalt 69 delmål). Dessutom föreslås tre grundläggande åtgärdsstrategier:

- *Effektivisering av energianvändning och transporter*
- *Giftfria och resurssnåla kretslopp*
- *Hushållning med mark, vatten och bebyggd miljö*

En ny proposition antogs av riksdagen i oktober 2005 som bl.a. innefattade ett nytt sextonde miljömål om biologisk mångfald; *Ett rikt växt- och djurliv*, samt fem nya delmål. Våren 2006 fattade riksdagen ett nytt klimatpolitiskt beslut som bygger på nationell klimatpolitik i global samverkan.

Utvecklingen och arbetet med att försöka uppnå miljömålen och delmålen följs fortlöpande upp på nationell nivå. För information om detaljer kring detta hänvisas till den officiella miljömålsportalen (www.miljomal.nu).

Av de 15 miljömålen bedöms främst följande tre ha relevans för gruvindustrins utsläpp av kväveföreningar: *Ingen övergödning*, *Levande sjöar och vattendrag*, samt *Giftfri miljö*.

Förutom de nationella miljömålen har länsstyrelserna även antagit regionala miljömål, som är en anpassning av de nationella målen till regionala miljöförhållanden.

Miljökvalitetsnormer

Gällande regler för miljökvalitetsnormer finns angivet i miljöbalken (5:2§) och dess förordningar. Idag finns normer fastställda för utomhusluft, för s.k. fisk- och musselvatten, för kvantitativ och kemisk grundvattenstatus, samt för kemisk och ekologisk ytvattenstatus. Normer för fisk- och musselvatten gäller endast vissa utpekade vattenområden (enligt Naturvårdsverkets förteckning över fiskvatten som ska skyddas, NFS 2002:6), medan miljökvalitetsnormen god kvantitativ och kemisk grundvattenstatus respektive god kemisk och hög eller god ekologisk ytvattenstatus ska uppnås i december 2015 för alla svenska vattenförekomster (med tidsfrist i flertalet fall till åtminstone december 2021).

Vissa normer är bindande genom att de anger gränsen för lägsta godtagbara miljökvalitet, dvs högsta godtagbara föroreningsnivåer, medan andra beskriver vad som ska eftersträvas eller ska tjäna till ledning för bedömning av miljötillståndet.

Exempel på en *bindande* norm är ”God kemisk ytvattenstatus” som innebär att de angivna miljökvalitetsnormerna för prioriterade ämnen enligt Dotterdirektivet (2008/105/EG) inte får överskridas. Inga av de här aktuella kväveföreningarna berörs av denna norm.

Faktaruta 15. Om gränsvärdesnormer.

Miljökvalitetsnormer har olika rättsverkan beroende på om de är s.k. gränsvärdesnormer eller andra normer. Gränsvärdesnormer är normer som inte får överskridas eller underskridas. Om en gränsvärdesnorm ändå överskrids kan det leda till att strängare krav än vad som annars är rimligt ställs på verksamhetsutövare, t.ex. i fråga om begränsningsvärden för utsläpp från en verksamhet. Att en gränsvärdesnorm överskrids medför också att tillstånd normalt inte får beviljas till en verksamhet eller åtgärd som medför en ökad störning. (Se miljöbalken 5 kap 2 § och 2 kap 7 §).

Exempel på en norm som ska *eftersträvas* är "God ekologisk ytvattenstatus". Denna norm bygger bl.a. på kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer, som i sin tur innefattar förekomsten av näringsämnen och växt- och djursamhällenas sammansättning. Här kan förekomsten av såväl näringsämnet kväve som potentiellt toxiska kväveföreningar ha betydelse. En vägledning till hur klassningen ska gå till och vilka haltnivåer respektive biologiska index som ska eftersträvas ges i Naturvårdsverkets handbok 2007:4³⁵. Det är värt att påpeka att endast fosfor, och således inte kväve, ligger till grund för klassningen av sjöars och vattendrags näringsstatus enligt denna handbok. För den slutliga klassningen av en vattenförekomst (i form av en sjö och/eller ett vattendrag) tillkommer dock ofta en "expertbedömning" gjord av tjänstemän på vattenkanslierna.

Miljökvalitetsnormerna för fisk och musselvatten (enligt förordningen 2001:554) omfattar både bindande och eftersträvaransvärda normer. Men här används istället de "gamla" begreppen *gränsvärden* respektive *riktvärden*. Gällande normer för kväveföreningar för de utpekade fiskevattnen framgår av Tabell 3.

(µg/l)	Laxfiskevatten		Övriga fiskevatten	
	riktvärde	gränsvärde	riktvärde	gränsvärde
Ammonium (NH ₄)	40	1 000	200	1 000
Ammoniak (NH ₃)	5	25	5	25
Nitrit (NO ₂)	10	-	30	-
Omräknat till kvävehalter				
Ammonium (NH ₄ -N)	31	780	160	780
Ammoniak (NH ₃ -N)	4,1	21	4,1	21
Nitrit (NO ₂ -N)	3,0	-	9,0	-

Tabell 3. Övre tabellen; Miljökvalitetsnormer för kväveföreningar i utpekade fiskevatten enligt förordningen 2001:554. Nedre tabellen: samma normer efter omräkning till kvävehalt.

För ammonium (total) och den ojoniserade fraktionen ammoniak finns således både normer som inte får överskridas (gränsvärden) och sådana som ska eftersträvas (riktvärden). För nitrit finns endast riktvärden angivna för fiskevatten.

Det bör uppmärksammas att i förordningens första paragraf, andra stycket, står följande: "Miljökvalitetsnormerna avser dels värden som inte får överskridas eller underskridas annat än i viss angiven utsträckning, dels värden som ska eftersträvas". Det står ingenting om vad värdena avser i form av medelvärden, maximala koncentrationer etc. Därför måste förordningen tolkas så att de angivna gränsvärdena för ammonium och ammoniak *aldrig* får överskridas i de utpekade

vattnen^{dd}. För nitrit är dock de angivna riktvärdena endast ett miljötillstånd som ska eftersträvas.

Riktvärdena för nitrit är så lågt satta att de måste betraktas som omotiverade, oskäligen och förmodligen felaktigt angivna (se Faktaruta 16).

Faktaruta 16. Om att miljö kvalitetsnormen för nitrit är oskäligt låg

I samband med bedömningar av miljökonsekvenser av utsläppta kväveföreningar från LKAB:s gruvor noterade Strömberg att miljö kvalitetsnormerna för i första hand nitrit för fiskvatten var anmärkningsvärt lågt satta sett till andra liknande normer. Föreliggande sammanställning och utvärdering stödjer denna uppfattning. Det ligger nära till hands att tro att ett misstag har begåtts någonstans i kedjan från förslag till förordning.

Det är inte värdena i sig som är anmärkningsvärt låga, eftersom de i stort överensstämmer med både British Columbia's (BC) och EIFAC's riktvärden. Exempelvis anges 10 µg/l som riktvärde för laxfiskvatten både av EIFAC och i den svenska förordningen 2001:554. Men en stor skillnad ligger i att EIFAC (liksom BC) uttrycker sina riktvärden som nitritkväve (NO₂-N), medan riktvärdet i 2001:554 uttrycks som nitrit (NO₂). Det svenska riktvärdet är därmed i detta avseende 3,3 gånger strängare än det tidigare europeiska, eftersom det omräknat till nitritkväve motsvarar endast 3 µg/l. Förklaringen är att molekylvikten för nitrit är 3,3 gånger högre än för kväve.

En annan betydelsefull skillnad är att riktvärdena för både BC och EIFAC är uttryckta som medelhalter vilka inte bör överskridas, medan normen i den svenska förordningen måste tolkas som en maximumhalt som inte får överskridas. Detta gör normvärdet i den svenska förordningen ännu betydligt strängare än kriterierna hos BC och EIFAC. På statistiska grunder kan man förvänta att medelhalten för nitritkväve bör ligga på 1-2 µg/l för att ett maxvärde på 3 µg/l inte ska överskridas.

Att det svenska riktvärdet för nitrit är omotiverat lågt satt förstärks ytterligare av det faktum att detektionsgränsen för mätinstrument som kan användas i fält^{ee} ligger på 5 µg/l, dvs nästa dubbelt så högt som den maximala halt som inte bör överskridas! För de analysmetoder som utnyttjas i laboratoriemiljö ligger detektionsgränsen på 1-3 µg/l.

En trolig förklaring till att värdena för nitrit blivit oskäligt lågt satta i den svenska förordningen 2001:554 är att det begåtts ett misstag när de angavs, på så sätt att de egentligen avsett nitritkväve istället för nitrit. En annan möjlig förklaring är att det har ansatts en oskäligt stor säkerhetsfaktor när normvärdena fastslogs.

Denna omständighet kan vara en bidragande orsak till att nitrithalten överhuvudtaget inte analyseras inom ramen för den nationella övervakningen av svenska fiskvatten. Någon rapportering till EU av nitrithalter i fiskvatten sker således inte heller³⁶.

Om ett misstag begåtts för nitrit så är risken stor att samma typ av misstag gjorts även för normvärdena för ammonium och ammoniak. Dessa skulle i så fall egentligen avse ammoniumkväve respektive ammoniakkväve. I dessa fall blir dock skillnaden mot gällande normvärden betydligt mindre, eftersom molekylvikten för ammoniak och ammoniakkväve endast skiljer sig ca 20 %.

Det är också olyckligt att det i förordningen inte klart anges på vilka grunder som normvärdena vilar, dvs om de avser medelvärden, maxvärden eller någon annan storhet.

^{dd} I förordningen 2001:554 anges ingen "angiven utsträckning" då gränsvärdena skulle kunna få överskridas.

^{ee} Exempelvis HachLanges instrument DR890 (method 8507).

Miljö- & Markdomstolen - avslutade och pågående ärenden, gällande villkor, prøvotidsutredningar, lämnade yttranden m.m.

Villkor för utsläpp av kväveföreningar från svenska gruvor

Nästan alla gruvor som idag är i drift i Sverige har villkor för utsläpp av kväve i någon form (Tabell 4). I flertalet fall beskriver villkoren de samlade kväveutsläppen, antingen i formen totalkväve (N-tot) eller summan av de mängdmässigt viktigaste kväveformerna ($\text{NH}_4^- + \text{NO}_3^-$ -N). I ett fall, Kirunagruvan omfattar villkoret endast den toxiska ammoniakfraktionen (NH_3).

Tabell 4. Gällande villkor för utsläpp av kväveformer till vatten vid svenska gruvor per 1 februari 2012.

Gruva	kväveförening	värde	typ av villkor	mätpunkt	tid för beslut	kommentar
Kiruna	NH_3	0,005 mg/l	Begränsningsvärde	Ut klarningsmagasin	2009-05-07	Överklagat
Boliden	N-tot	20 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut sandmagasin	2007-12-19	Provisoriskt villkor
Garpenberg	N-tot	10 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut sandmagasin	2012-01-31	Provisoriskt villkor
Maurliden	N-tot	10 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut gruvvatten	2010-06-23	
Fäboliden	N-tot	20 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut processavlopp	2008-09-17	Flödesprop.
	N-tot	60 ton/år	Årsutsläpp, riktvärde	Ut processavlopp		
	NH_4^- -N	4 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut processavlopp		Flödesprop.
Ersmarksberget	$\text{NH}_4^- + \text{NO}_3^-$ -N	8 mg/l	Enskild mätning, riktvärde	Ut sandmagasin	2000-09-15	Filtrerat prov
	$\text{NH}_4^- + \text{NO}_3^-$ -N	8 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut dränagevatten		Filtrerat prov
Svärträsk	N-tot	8 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	Ut från klarning	2002-07-05	Filtrerat prov
Björkdalsgruvan	NO_3^- -N	20 mg/l	Årsmedel, riktvärde	Ut gruvbassäng	2010-06-24	Provisoriskt villkor
	NO_2^- -N	0,2 mg/l	Årsmedel, riktvärde	Ut gruvbassäng		Provisoriskt villkor
Svartliden	$\text{NH}_4^- + \text{NO}_3^-$ -N	4 mg/l	Månadsmedel, riktvärde	In till klarning	2003-08-28	Filtrerat prov

Exempel på gruvor som f.n. saknar utsläppsvillkor för kväve är Tapuli, Malmberget, Renström och Zinkgruvan.

Nedan ges en mer ingående beskrivning av beslutens utformning och remissmyndigheternas inställning i kvävefrågan för några av gruvorna.

Bolidenområdet - Hötjärnsmagasinet

Tillstånd för att bygga ett nytt sandmagasin i Bolidenområdet (Hötjärnsmagasinet) gavs av miljödomstolen i dom och deldom december 2007. Frågan om utsläpp av kväveföreningar sköts upp under en prøvotid under vilken en provisorisk föreskrift tillät visst utsläpp av totalt kväve (20 mg/l i utgående vatten från magasinet som månadsmedelvärde). Samtidigt ska pH i utgående vatten ligga inom intervallet 7-8 för att minimera halten av såväl lösta metaller som ammoniak.

Inom ramen för prøvotidsutredningarna ska följande kväverelaterade frågor utredas:

1. "Undersöka sambandet mellan pH och NH_3 -halt i det utgående vattnet."
2. "Undersöka förekomsten av olika för vattenorganismer skadliga kväveföreningar i utsläppt vatten och möjligheterna att minska utsläppen av förekommande kväve- och fosforföreningar."
3. "Undersöka eventuella tendenser till övergödning i Brubäckens mynningsområde."

Frågan om ammoniakutsläpp berördes i underlagen till ansökan, och har även behandlats i remissmyndigheternas yttrande. Naturvårdsverket och Skellefteå kommun förordade att de gränsvärden i form av maximalt tillåtna koncentrationer

av total ammoniumkväve (NH_4 -tot) som tillämpades för ytvatten av den kanadensiska delstaten British Columbia skulle gälla som provisoriska riktvärden under provotiden. Detta yrkande avslogs av miljödomstolen.

Frågan om nitrit berördes inte i ärendet förutom inom ramen för den allmänna utredningen om kvävet förekomstformer enligt punkt 2 ovan.

Björkdalsgruvan

Miljödomstolen lämnade i juni 2010 tillstånd för fortsatt och utökad drift vid Björkdalsgruvan. Gruvan är en av Europas största guldgruvor sett till produktionen och omfattar dagbrott och underjordsgruva, anrikningsverk^{ff}, sandmagasin och klarningsdamm samt gråbergssupplag.

På förslag från bolaget ska möjligheter att minska utsläppen av kväve till vattenrecipienten utredas under en provotid. Domstolen har i sin deldom specificerat utredningen om möjliga utsläppsbegränsande åtgärder av kväve till att gälla gruvvattnet. Även behovet av ett lämpligt pH-intervall i gruvvattnet och en övre gräns för pH i utgående vatten från klarningsmagasinet ska utredas, vilket har betydelse för förekomsten av ammoniak.

Under provotiden ska som provisoriska riktvärden gälla att halten av nitratkväve och nitritkväve i utgående vatten till recipienten inte får överstiga 20 mg/l respektive 0,2 mg/l (dvs högst 200 µg/l som årsmedelvärde för NO_2 -N).

Inga provisoriska villkor har således meddelats för ammonium eller ammoniak, men en undersökning av dessa kvävefraktioner kan sägas ligga i kravet att utreda ”lämpligt pH-intervall” i gruvvattnet och ”en övre gräns för pH” i utgående vatten, vilket påverkar förekomsten av toxisk ammoniak. I sitt yttrande påpekar länsstyrelsen behovet av ytterligare utredningar för att kunna bedöma risken för påverkan på vattenorganismer av utsläppt ammoniak.

Maurlidengruvan

Miljödomstolen lämnade i juni 2010 även tillstånd för fortsatt och utökad drift vid Maurlidengruvan. Gruvan är ett dagbrott utan något anrikningsverk på plats^{gg}.

Under en provotid ska bolaget ”utreda möjligheterna att begränsa utsläppen från reningsanläggningen och ... optimera densamma”. Men utredningskravet omfattar knappast någon form av ytterligare anläggning för rening av kväve, utan berör snarare utsläppen av metaller och suspenderade ämnen. Frågan om kväve från verksamheten hanteras istället inom ramen för slutliga villkor i följande punkter:

- ”Hantering och val av sprängmedel ska ske på ett sådant sätt att spill vid laddning minimeras”
- ”Personalen ska utbildas fortlöpande avseende laddningsföreskrifterna och andra försiktighetsåtgärder m.m.”

I inkomna yttranden har frågan om kväveutsläppen nästan inte alls berörts.

Som provisoriskt villkor under provotiden gäller 10 mg/l totalkväve som riktvärde och månadsmedelvärde i utgående vatten från reningsanläggningen.

^{ff} Anrikningen görs gravimetriskt (grov fraktion) och genom flotation (fin fraktion).

^{gg} Malmen transporteras till Boliden för anrikning.

Garpenbergsgruvan

I det tidigare omtalade miljötillståndsärendet för Garpenbergsgruvan som gällde en produktionsökning och nytt industriområde, meddelade mark- och miljödomstolen i januari 2012. Beslut om eventuella villkor för utsläpp av kväveföreningar sköts upp i avvaktan på ytterligare utredningar. Sådana utredningar ålades bolaget under en provotid av tre år (från det att tillståndet tas i anspråk), nämligen att:

”utreda möjligheten att minska utsläppen till recipienten av näringsämnen, syreförbrukande ämnen.....med de tekniska lösningar bolaget åtagit sig att utreda under provotiden, men även annan teknik som uppfyller kraven om bästa tillgängliga teknik bör övervägas.”

Under provotiden gäller för utsläpp av kväve att:

”halten totalkväve i utsläppsvatten från Ryllshyttmagasinet till recipient får som begränsningsvärde inte överskrida 10 mg/l som månadsmedelvärde vid mer än tre månader per år. Provtagning av utsläppsvatten ska ske varje månad genom veckosamlingsprov som vägs samman till ett månadsmedelvärde.”

Inga särskilda restriktioner lämnas i beslutet om förekomst och utsläpp av specifika kväveformer såsom ammoniak eller nitrit. Frågan om ammoniakutsläpp berördes dock i underlagen till ansökan (se Faktaruta 1) och kommer enligt bolaget även att beaktas inom provotidsutredningarna. Risken för toxiska effekter av utsläppt nitrit berörs inte av någon instans.

Som redan nämnts har bolaget åtagit sig att utreda möjligheten att rena gruvvattnet på dess kväveinnehåll med ambitionen att ligga kvar på den aktuella utsläppsnivån av kväve trots en planerad produktionsökning.

Kirunagruvan

En omprövning av villkoren för tillstånd till verksamhet vid Kirunagruvan (Kiirunavaara) ledde enligt dom i maj 2009 till slutliga villkor för utsläpp av kväve till recipienten enligt följande:

”Halten ammoniak (icke joniserat ammonium, NH_3) får inte överstiga 0,005 mg/l vid utloppet från klarningsmagasinet.”

”Begränsningsvärdet ska kontrolleras genom att halten fri ammoniak beräknas med utgångspunkt i halten ammoniumkväve, pH-värde och temperatur. Vattenprover ska tas minst en gång per månad.”

Den angivna ammoniakhalten är den samma som utgör riktvärde för svenska laxfiskvatten (se Tabell 3).

Såväl Naturvårdsverket som Länsstyrelsen Norrbotten yrkade att halten ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$) inte får överstiga 0,005 mg/l i utgående vatten till recipienten. Det är samtidigt värt att notera att ingen av instanserna yrkat på villkor för utsläpp av totalt kväve (tot-N) från verksamheten. Naturvårdsverket hänvisar i detta fall till bolagets egen utredning som visat att kväve inte är det begränsande näringsämnet i recipienten, utan att det är fosfor som reglerar produktionen.

”Naturvårdsverket har inget att invända mot denna beskrivning.”

Som domskäl anför miljödomstolen bl.a. följande:

”Som Naturvårdsverket gör gällande i målet utgör ammonium ett problem i recipienten till följd av den toxicitet för vattenlevande organismer som är förknippad med det. För att förebygga olägenheter framstår därför en föreskrift

som innebär en begränsning av halten utgående ammonium från sandmagasinet till recipienten som önskvärd. En lämplig begränsning är på de skäl som Naturvårdsverket anför samma nivå som gäller för särskilt skyddade fiskvatten, bestämd som högsta halt ammoniak (icke joniserat ammonium, NH_3).”

Miljödomstolen menar även att bolaget inte förmått visa att en begränsning av ammoniakhalten i utsläppen skulle leda till oskäliga kostnader för att förebygga olägenheten.

Bolaget överklagade domen till Miljööverdomstolen i september 2009 med motiveringen att ammonium inte utgör ett problem i recipienten på det sätt som domstolen förutsatt, att det föreskrivna begränsningsvärdet inte är tillämplbart på aktuellt vatten, samt att bolagets utredning av de tekniska och ekonomiska förutsättningarna att uppföra en reningsanläggning visar att detta både är olämpligt (kräver tillsats av fosfor) och oskäligt. Bolaget har även påpekat att miljödomstolens villkorsutformning innebär en skärpning av kraven med ca 20 % jämfört med remissmyndigheternas yrkande eftersom begränsningsvärdet uttrycks som ammoniak och inte ammoniakkväve.

Miljööverdomstolen meddelade inte prövningstillstånd, varpå bolaget överklagade till Högsta domstolen, som genom beslut i november 2011 gav bolaget rätt till fullständig prövning i Mark- och miljööverdomstolen^{hh}. Som skäl för en ny prövning anför Högsta domstolen framför allt det faktum att miljödomstolens dom innebär en skärpning av kraven jämfört med myndigheternas yrkanden. Domstolen hänvisar även till en kompletterande utredning om riskerna för ammoniaktoxicitet och ekonomiska/tekniska förutsättningar för rening som bolaget bilagt överklagan till Miljööverdomstolen.

Tid för prövning i Mark- och Miljööverdomstolen har inte meddelats i skrivande stund.

Gruvan i Malmberget

I en deldom från 2007 gällande fortsatt och utökad verksamhet vid Malmberget/Vitåfors ålades bolaget att under en provotid utreda bl.a. möjligheten att minska utsläppen av kväve till vatten. Utredningen resulterade i olika förslag till åtgärder för att ytterligare effektivisera sprängämnesanvändningen. Bolaget menar att det saknas skäl för att reglera utsläppen av ammoniak och nitrit eftersom inga negativa effekter bedöms ha uppstått i recipienten under rådande utsläppsförhållanden.

Både Naturvårdsverket och Länsstyrelsen Norrbotten håller med bolaget i bedömningen att kväve inte reglerar bioproduktionen i recipienten, och ställer därför inga krav på villkor för utsläpp av totalt kväve (tot-N). Båda myndigheterna menar dock att det finns skäl att beakta risken för toxiska effekter av utsläppt ammoniak och nitrit. Länsstyrelsen hänvisar även till risken för syrekonsumtion vid oxidation till nitrat i recipienten.

Båda remissmyndigheterna hänvisar till riktvärdena för laxfiskvatten (Tabell 3) och menar att det finns skäl att reglera halterna av ammoniak och nitrit i utgående vatten från verksamheten enligt nivåerna för dessa, dvs 5 µg/l ammoniak (NH_3) respektive 10 µg/l nitrit (NO_2). Värt att notera är således att samma

^{hh} Miljööverdomstolen hade då bytt namn till Mark- och miljööverdomstolen.

remissmotmyndigheter som för Kirunagruvan kräver ett begränsningsvärde för ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$), i detta ärende ställer ett strängare krav eftersom villkoret uttrycks som ammoniak (NH_3)ⁱⁱ. Vidare menar myndigheterna att de angivna begränsningsvärdena ”inte får överstigas”, vilket närmast jämför dem med de tidigare tillämpade gränsvärdena.

Bolaget har i skrivande stund inte bemött myndigheternas krav.

Aitikgruvan

På motsvarande sätt redovisade Aitikgruvan i februari 2011 en prøvotidsutredning gällande möjliga åtgärder för att minska utsläppen av kväve från sin verksamhet. Kravet på en sådan utredning ställdes av miljödomstolen i en deldom från 2008. Bolaget konstaterar att man behöver ytterligare tid för att utreda frågan, och har därför begärt förlängning av prøvotiden t.o.m. februari 2016.

Under utredningstiden vill bolaget slippa provisoriska föreskrifter av ammoniak och nitrit. För nitrit hänvisar bolaget till att det tillämpade analysförfarandet gör denna variabel olämplig som villkorsparameter (jämför med Faktaruta 8). För ammoniak har bolaget ett andrahands yrkande som säger att halten ammoniak (NH_3) i utgående vatten från klarningsmagasinet inte får överstiga 25 $\mu\text{g/l}$ som riktvärde och veckomedelvärde.

Remissmyndigheterna Naturvårdsverket och Länsstyrelsen Norrbotten har, liksom i det pågående ärendet för Malmberget/Vitåfors, krävt att halten i utgående vatten från klarningsmagasinet inte får överstiga riktvärdena för laxfiskvatten, dvs 5 $\mu\text{g/l}$ ammoniak (NH_3) respektive 10 $\mu\text{g/l}$ nitrit (NO_2^-). Efter bolagets påpekande att det dittills tillämpade analysförfarandet av nitrit är olämpligt som villkorsparameter har Naturvårdsverket medgivit en förlängning av prøvotidsutredningen gällande nitrit t.o.m. juni 2012^{jj}.

Kommentar

Av Tabell 4 framgår att utsläppsvillkoren för kväve skiljer sig åt i påtaglig grad för svenska gruvor. I flertalet fall avser villkoret det totala utsläppet av kväveföreningar från verksamheten, medan i några fall endast de potentiellt toxiska fraktionerna ammoniak och nitrit utgör villkorparametrar för verksamheten. Det är värt att notera att denna skillnad tycks ha samband med gruvornas länstillhörighet. Medan gruvorna i Dalarna och Västerbotten har villkor som i huvudsak avser totalt kväve, är kraven på gruvorna i Norrbotten helt inriktade på att begränsa utsläppen av ammoniak och nitrit (vilket i viss mån kan ha sin förklaring i skillnader i förekomsten av laxartade fiskar i gruvornas recipienter).

I det enstaka fall som en gruva utanför Norrbottens län har ett villkorsvärde för nitrit (Björkdalsgruvan enligt tillstånd från 2010) är detta betydligt mildare än kraven i Norrbottens län. Villkorsvärdet för utgående vatten från Björkdalsgruvan ligger på 200 $\mu\text{g/l}$ som nitritkväve, vilket ungefär motsvarar 660 $\mu\text{g/l}$ uttryckt som nitrit (NO_2^-). Villkoret utgör ett riktvärde och årsmedelvärde. Detta kan jämföras

ⁱⁱ Dvs samma typ av skärpning som HD menar att MMÖD ska pröva i Kirunaärendet.

^{jj} Under vintern och våren 2012 är det således tänkt att bolaget ska utprova en fältnpassad analysmetod för nitrit som underlag för beslut om villkorsvärde för nitrit. Problemet är bara att inga utsläpp normalt sker till recipienten under denna period, varför mätningar i utskov och recipient inte är möjliga eller meningsfulla.

med myndigheternas krav på utgående vatten från gruvorna Malmberget/Vitåfors och Aitik på 10 µg/l nitrit (NO₂⁻) som aldrig får överskridas^{kk}.

Som redan omtalats i Faktaruta 16 är miljökvalitetsnormen för laxfiskvatten, riktvärdet 10 µg/l nitrit (NO₂⁻), anmärkningsvärt lågt sett till risken för miljöeffekter och andra motsvarande normer. Trots detta kräver myndigheterna för gruvorna i Norrbotten att denna halt inte får överskridas, inte bara efter utspädning i gruvornas recipient ca 9 mil uppströms det utpekade laxfiskvatten som miljökvalitetsnormen berör, utan även i det outspädda utgående vattnet från gruvorna. I praktiken ställer myndigheterna därmed krav på att laxfiskvattenkvalitet ska gälla för gruvornas klarningsmagasin. Motsvarande krav gäller för ammoniak (se vidare Faktaruta 17).

Dessutom är kraven uttryckta så att normvärdena för laxfiskvatten ”aldrig får överskridas” i det utgående vattnet från gruvorna, vilket närmast är att likna vid ett *gränsvärde*, medan motsvarande norm för laxfiskvatten enligt förordning 2001:554 avser ett *riktvärde* ”som ska eftersträvas”. Kraven på kvalitén i utgående vatten från dessa gruvor avseende nitrit och ammoniak är därmed anmärkningsvärt nog betydligt strängare än för laxfiskvatten.

Om villkorskravet 10 µg/l för nitrit skulle gillas av domstolen och tillämpas för gruvornas utsläpp uppkommer ett såväl praktiskt som juridiskt problem. Som nämnts i Faktaruta 8 är det inte praktiskt möjligt att leverera provvatten till laboratorier för analys av nitrit inom angiven tidsrymd för att erhålla tillförlitliga, och därmed rättssäkra, provsvar. Istället blir man hänvisad till fältanpassade analysmetoder, vars detektionsgräns dock är högre än villkorsvärdet. I praktiken blir det därmed omöjligt att kontrollera om villkoret uppfylls eller ej.

Avslutningsvis kan även nämnas att flertalet av de gruvor, som helt saknar villkor för kväveutsläpp, har miljötillstånd som är tio år gamla eller äldre. Tapuligruvan, som avviker i detta hänseende, fick sitt tillstånd utverkat 2010 av Gränskommissionen istället för miljödomstolen.

De flesta gruvor som fått sin verksamhet prövad under senare år har som provotidsvillkor ålagts att utreda möjligheten att minska utsläppen av kväveföreningar. Exempel på sådana möjliga åtgärder ges i kommande avsnitt.

^{kk} I praktiken är därmed kraven på gruvorna Malmberget/Vitåfors och Aitik ca 100 gånger strängare än på Björkdalsgruvan.

Faktaruta 17. Om kraven att miljö kvalitetsnormer för ytvatten ska tillämpas som utsläppsvillkor

Att myndigheterna ställer som krav att miljö kvalitetsnormer för ytvatten även ska gälla som utsläppsvillkor från processindustrier, i detta fall tre gruvor i Norrbotten, innebär vederligen en ny förteelse inom svensk miljö rättspraxis. Om dessa krav omsätts i ett prejudicerande domslut kan det även få följdverkningar för tillämpningen av de nyligen implementerade miljö kvalitetsnormerna för ytvatten enligt vattendirektivet. Därmed kan exempelvis miljö kvalitetsnormen God kemisk ytvattenstatus komma att tillämpas för utgående vatten från svensk process- och tillverkningsindustri med krav på att normvärdena för de prioriterade ämnena enligt EU:s dotterdirektiv inte får överskridas.

Som redan nämnts ovan ges EU:s medlemsländer möjlighet att använda sig av blandningszoner enligt vad som sägs i dotterdirektivet:

”I närheten av utsläpp från punktkällor är föroreningskoncentrationerna i regel högre än miljökoncentrationerna i vatten. Därför bör medlemsstaterna ha möjlighet att använda blandningszoner så länge detta inte hindrar att relevanta miljö kvalitetsnormer uppfylls i de övriga delarna av ytvattenförekomsten”.

Diskussioner förs mellan vattenmyndigheterna, Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten, industrins branschorgan m.fl. om huruvida begreppet blandningszoner ska införas i den svenska vattenförvaltningen eller inte. Förmodligen kommer diskussionen att utmynna i att blandningszoner inte införs i formell mening i Sverige, men att berörda parter fortsätter att tillämpa principen att ”den spädnings som sker i mottagande recipient ska beaktas vid fastställande av utsläppsvillkor”.

Naturvårdsverket har, åtminstone officiellt, så sent som 2010 uttryckt samma uppfattning i Handbok 2010:3 om kemiska och biologisk karakterisering av punktsläpp till vatten³⁷:

”Det är inte nödvändigt att klara alla kvalitetskrav redan i avloppsröret för att recipientens miljökrav ska kunna upprätthållas. Istället kan koncentrationer över kravgränserna medges omedelbart vid utsläppspunkten”. ”Koncentrationen av ämnen från ett avloppsvatten beror främst på utsläppsflödet och dess utspädning. Vid beräkning av koncentrationen av föroreningar i mottagande ytvatten antas avloppsvattnet blandas helt i recipienten”.

Än märkligare ter det sig att kräva att miljö kvalitetsnormer för utpekade, och avlägset liggande, fiskvatten ska användas som utsläppsvillkor för en processindustri. I de aktuella fallen är avståndet till det utpekade laxfiskevattnet ca 9 mil. Det är alltså först på detta avstånd från källan som miljö kvalitetsnormerna i formell mening ska gälla. Genom att ställa motsvarande krav på utsläppt bräddvatten från gruvorna, kräver man samtidigt indirekt att kvalitén på de mellanliggande ytvatten ska hålla bättre kvalitet än normerna för det utpekade laxfiskevattnet eftersom bräddvattnet här hunnit spädas ett antal gånger. Därmed sätts i praktiken fiskvattendirektivet ”ur spel” eftersom kraven kommer att omfatta alla typer av vatten. Ur förordningen 2001:554, genom vilken fiskvattendirektivet införlivats i svensk lagstiftning, framgår att ”Bestämmelserna i denna förordning om fiskvatten tillämpas på de fiskvatten som Naturvårdsverket föreskriver”, vilket Naturvårdsverket gjort i författningssamlingen NFS 2002:6, ”Förteckning över fiskvatten som ska skyddas”.

Krav på andra branscher och typer av verksamheter/källor

De övergripande kraven på rening av kväveutsläpp från olika verksamheter i Sverige styrs huvudsakligen av Avloppsdirektivet³⁸, branschspecifika BREF-dokument och Baltic Sea action plan, BSAP. BSAP gäller dock enbart för de utsläpp som sker till vattendrag som mynnar i egentliga Östersjön och Västerhavet, men däremot inte de som mynnar i Bottenhavet och Bottenviken.

Avloppsdirektivet ställer krav på kväverening för **kommunala reningsverk** med utsläpp i havs- och kustområdet från norska gränsen i väster till och med Norrtälje kommun i öster. För reningsverk i storleksklassen 10 000 - 100 000 personekvivalenter (pe) gäller ett riktvärde på 15 mg/l som totalkväve (N-tot) i utgående vatten, eller minst 70 % kvävereduktion, och för anläggningar >100 000 pe gäller ett riktvärde på 10 mg/l eller samma reduktionsgrad.

Inom **skogsindustrin** är det sulfatmassafabrikerna som står för den dominerande delen av branschens kväveutsläpp. Kvävet härrör från trädens ved. Utsläppsvillkoren för skogsindustrin är aldrig uttryckta som koncentration utan istället som utsläppt kvantitet av kväve per år (t.ex. ton/år), eller kvantitet per producerad enhet (t.ex. kg per ton massa som det också uttrycks i BREF-dokumentet^{ll)}³⁹.

Från **järn- och stålindustrin** sker utsläpp av kväve till vatten från bl.a. koksverk, koksbaseade masugnar och stålverk med betningsanläggningar. Kraven varierar på begränsning av kväveutsläpp beroende på anläggningarnas placering och risken för miljöproblem. Exempel på villkor för kväve för ett kustbaserat järnverk med koksverk och masugn är 0,2 mg/l och 0,5 mg/l ammoniakkväve (dvs 200 resp. 500 µg/l) i två mätpunkter för utgående vatten, samt för ammoniumkväve i ett delflöde vilket motsvarar 1-2 mg/l för ammoniumkväve i utgående vatten.

Jordbrukens utsläpp av kväve är inte reglerat i lag. Istället har ett antal handlingsplaner avlöst varandra där information och rådgivning tillsammans med miljö- och investeringsstöd kunnat sökas som incitament för att genomföra olika utsläpps begränsande åtgärder. Samma frivilliga inriktning föreslås fortgå för kväveutsläpp från jordbruket som kan nå ytvatten enligt ett förslag till handlingsplan som ska gälla till 2016⁴⁰.

Gruvindustrins relativa betydelse för kväveutsläppen till havet

Eftersom nästan all gruvindustri i Sverige är lokaliserad till ett vattendrag som mynnar i antingen Bottenhavet eller Bottenviken görs i det följande en jämförelse med den totala kvävetillförseln till dessa havsområden. Enligt vattenmyndigheternas förvaltningsplaner⁴¹ tillförs sjöar och vattendrag inom avrinningsområdena till Bottenhavet och Bottenviken sammanlagt närmare 60 000 ton kväve per år. Av denna mängd härrör ca 15 000 ton, eller 25 %, från mänsklig verksamhet (antropogent kväve), dvs kommunala reningsverk, industrier, jordbruk, hyggen, atmosfäriskt nedfall m.m.^{mm}

Närmare 50 000 ton sprängämne förbrukas årligen inom svensk gruvindustriⁿⁿ. Kväveandelen i emulsionssprängämne är ca 25 %, vilket innebär att kväveinnehållet i den årliga sprängämneshöjningen uppgår till knappt 13 000 ton. Låt oss med ledning av vad som beskrivits ovan anta att i genomsnitt ca 10 % av denna mängd utgör spill eller annat odetonerat sprängämne och att 25-50 % av denna andel når ett vattendrag efter att ha passerat verksamheten (anriktningsverk, dammar m.m.). Detta leder till ett sammanlagt utsläpp av kväve från gruvverksamheten till vatten på 300-600 ton per år. Denna mängd utgör i sin tur 2-

^{ll} Inom EU tas s.k. BREF-dokument fram som beskriver vad som anses vara bästa tillgängliga teknik.

^{mm} I denna summa har inte kustbaserade källor räknats med.

ⁿⁿ Uppgift från Bergsprängningskommittén.

4 % av den antropogena kvävetillförseln till Bottenhavet och Bottenviken, respektive 0,5-1 % av den totala kvävetillförseln till samma hav från avrinningsområdet i Sverige.

MÖJLIGHETER ATT MINSKA UTSLÄPPEN AV KVÄVE

Framför allt inom ramen för provotidsutredningar har en rad sammanställningar och utvärderingar gjorts av möjliga åtgärder för att reducera utsläppen av kväveföreningar från svensk gruvverksamhet. Åtgärderna består i allt från valet av sprängämne, aptering och hantering av detta, till alternativa reningsmetoder. En allmän övergång till emulsionssprängämnen har inneburit en minskad risk för spill, samtidigt som detta sprängämne är mindre vattenlösligt än det tidigare använda (ANFO sprängämne). En ökad medvetenhet hos gruvpersonalen och ändrade rutiner vid sprängning har ytterligare minskat spillet. Genom dessa förändringar bedöms kväveutsläppen ha reducerats med i storleksordningen 10 %.

Ytterligare förbättringar kan förmodligen göras i form av optimeringar av borrh- och laddplaner, ändrade tändföljder etc, men i stort bedöms flertalet av de åtgärder som är möjliga för att minska sprängämnesförluster vid planering och hantering redan vara genomförda.

Teoretiska exempel på tekniska reningsåtgärder

För att kunna komma vidare och ytterligare reducera kväveutsläppen är man hänvisad till någon form av reningsmetod (se t.ex. ^{42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49 & 50} i referenslistan). Dessa kan grovt indelas i tre kategorier; intern kemisk/fysikalisk rening, intern biologisk rening, och extern biologisk rening. Praktiska erfarenheter av att rena gruvvatten eller processvatten från anriktningsprocesser från dess innehåll av kväveföreningar är begränsade.

Teoretiskt tänkbara kemiska/fysikaliska metoder är adsorption på olika mineraler, selektiv jonutbytesmetodik, molekylseparationsteknik (i detta fall nitrat), ammoniumstripping genom kraftig höjning av processvattnets pH, m.m. Det övergripande problemet för gruvindustrin är höga vattenflöden samtidigt som vattnets kvävehalt är förhållandevis låg. Därför blir det både tekniskt svårt och relativt sett mycket dyrt att införa någon form av kemisk/fysikalisk rening. Till stor del har utredningar av sådana metoder därför avslutats.

Samma principiella problem med höga flöden och låga halter gäller för möjligheten att införa biologiska reningsmetoder för kväve i vatten från gruvverksamhet. Jämfört med kemiska/fysikaliska metoder bedöms dock de biologiska metoderna vara mer säkra och billiga i drift.

De flesta biologiska reningsmetoderna bygger på nitrifikation och denitrifikation där ammoniumkvävet omvandlas till nitratkväve för att sedan med en energirik kolkälla omvandlas till kvävgas. Kolkällan är oftast olika socker- eller stärkelselösningar, alkoholer eller något annat energirikt organiskt material.

Denna reningsmetod är således helt uppbyggd på biologiska processer där olika nitrifikations- och denitrifikationsbakterier svarar för omvandlingen. Dessa behöver bl.a. tillgång på fosfor för att växa till, vilket kan behöva tillsättas vattnet från gruvverksamheten ifråga för att reningen ska fungera. Biologisk rening på detta sätt sker på de flesta av dagens reningsanläggningar med krav på kväverening, exempelvis större kommunala reningsverk. Tekniskt kan detta ske med en eller flera av metoderna biobäddar, aktivt slam, eller flytande bärrmaterial.

Oberoende av anläggningstyp är det samma process med liknande krav på kemiska och energimässiga förutsättningar^{oo}.

Vilken biologisk reningsmetod som kan vara aktuell att pröva eller välja för en gruvverksamhet beror på dels sammansättningen av kväveföreningar i utgående vatten, dels vilka kväveföreningar som riskerar att orsaka oönskade effekter i recipienten (se tidigare genomgång). Två principiellt olika biologiska reningsstrategier står till buds, vilka bygger på antingen reduktion av totalkväve eller av enbart ammonium- och/eller nitritkväve.

En biologisk reningsmetod för reduktion av totalkväve omfattar först (om en oxidation behövs) en omvandling genom nitrifikation av ammonium- och nitritkväve till nitrat, varefter nitraten omvandlas genom denitrifikation till kvävgas (som avgår till luft). En vanlig reningsmetod för reduktion av totalkväve är med hjälp av aktivt slam. Alternativa lösningar är med s.k. fastbärarteknik (suspenderade bärare av aktivt slam) eller genom satsvis biologisk rening. Begränsande för alla biologiska reningsmetoder är vattnets temperatur, som påverkar bakteriernas aktivitet och därmed deras reningsförmåga. Beroende på de höga vattenflödena har det inte ansetts ekonomiskt rimligt eller lämpligt ur resurssynpunkt att värma processvatten från gruvverksamhet för att underlätta kväverening, förutom i undantagsfall. Däremot håller gruvvattnet hos flera underjordsgruvor en temperatur som är, om än inte optimal, men ändå tekniskt/ekonomiskt möjlig för kväverening (se fallexempel Garpenberg nedan).

I de fall endast utsläpp av ammonium och nitrit kan innebära problem behövs inte det andra steget, denitrifikation. Vid denna behandling leder reningen inte till någon nämnvärd reduktion av utsläppt totalkväve utan endast till en omvandling till nitrat^{pp}. Även i detta fall kan fastbärarteknik tillämpas som reningsmetod. Ett alternativ i det fall krav ställs specifikt på ammoniak är en pH-justering av utgående vatten varvid syra tillsätts för att reducera andelen ammoniak i den utgående ammoniumfraktionen.

Den tredje åtgärds-kategorin, kväverening över våtmarker, kan vara en lämplig metod om de rätta yttre förutsättningarna är uppfyllda. En våtmarksanläggning kan antingen utgöra ett traditionellt våtmarksområde, naturligt eller anlagt, eller någon form av dammanläggning, översilningsyta e.d. beroende på förutsättningarna. Flera av de större anläggningar som finns idag i Sverige är en kombination av de olika våtmarkstyperna. Gemensamt för dem alla är att de har relativt goda förutsättningar för denitrifikation, dvs omvandling av nitrat till kvävgas, men ofta svårt att upprätthålla en stabil nitrifikation. Därför fungerar våtmarker bäst om det kväve som förs ut på dem är i form av nitrat.

Den avgörande faktorn för om våtmarker kan fungera som reningsanläggning för kväve från gruvverksamhet är i första hand klimatet, i andra hand kvävet's halt och form i det utgående vattnet. Den korta vegetationsperioden och det kalla klimatet i Norrland försämrar möjligheten för en effektiv kväverening genom våtmarksetablering. Vidare är kvävehalten i utgående vatten från flertalet av landets gruvor lägre än vad som normalt är fallet i de vatten som behandlas i

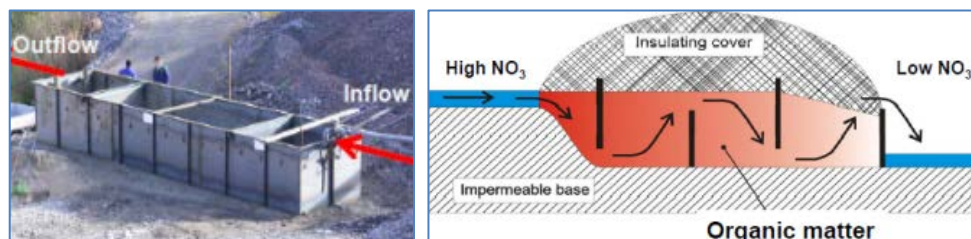
^{oo} Denna omvandling av kväve är även i princip densamma som sker i naturen och där bl.a. nervissnat vegetativt material fungerar som kolkälla. Dessutom sker en kvävereduktion genom uppbyggnad av biologiskt material.

^{pp} Det krävs att oxidationen är fullständig. Vid höga ammoniumhalter riskeras annars att mellanformen nitrit ökar vid nitrifiering.

våtmarksanläggningar, vilket försämrar reningseffekten. En våtmarksanläggning kräver dessutom tillgång till en ganska stor markyta för att skapa en erforderlig uppehållstid för vattnet på minst en vecka.

Pilotförsök och planerade/genomförda reningsanläggningar vid svenska gruvor

Inom projektet A Strategic Mining Research Programme vid Luleå och Uppsala Universitet som håller på att avslutas och rapporteras⁵¹ har bl.a. drivits en biologisk reningsanläggning i pilotskala vid Malmberget. I anläggningen denitrifieras nitrat till kvävgas (se Figur 14). Resultaten visar att anläggningen kan vara användbar för små vattenflöden med höga nitratkvävehalter.



Figur 14. Biologisk anläggning i pilotskala vid Malmberget för rening av nitratkväve. Foto: Roger Herbert. Från Widerlund m.fl.

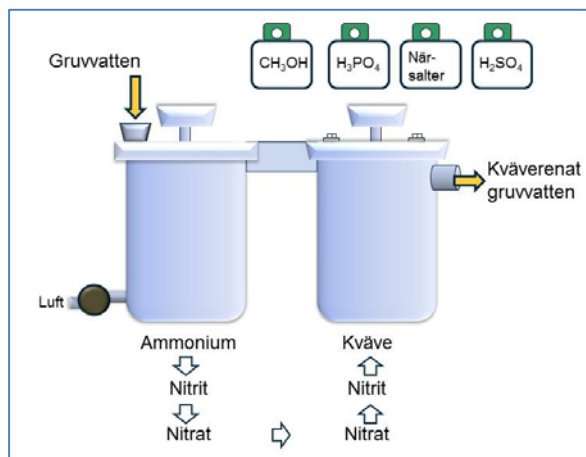
Ett försök i en pilotanläggning vid Svartlidengruvan för rening av kväveföreningar från guldläkning med cyanid visade ”att en biologisk process kan drivas med en mycket god och hög oxidation av ammoniumkväve till nitratkväve. Det kan också konstateras att en mycket god denitrifikation kan erhållas om en lämplig kolkälla tillförs processen. Dessutom kan det konstateras att 'övriga kvävefraktioner' i inkommande processavloppsvatten påverkas och reduceras.”

Sedan pilotförsöket rapporterades (2007) har en fullskaleanläggning uppförts vid Svartlidengruvan, som i skrivande stund intrimmas⁵². Anläggningen består av ett nitrifierings- och ett denitrifieringssteg^{qq} som är dimensionerat för att behandla ett genomsnittligt flöde på ca 30 m³/h (270 000 m³/år) och en ammoniumkvävehalt på 50 mg/l^{rr}. För att driva anläggningen krävs tillsats av fosfor och en kolkälla.

I samband med ansökan om fortsatt och utökad produktion vid Garpenbergsgruvan har bolaget åtagit sig att rena gruvvattnet från kväve. Ambitionen är att kväveutsläppen inte ska öka trots en ökad produktion. Ett troligt koncept är en biologisk reningsprocess bestående av ett denitrifieringssteg som eventuellt föregås av ett nitrifieringssteg (Figur 15). Endast gruvvattnet bedöms vara möjligt att rena eftersom detta håller en temperatur på ca 10 °C året runt, varför en godtagbar reningsgrad kan erhållas. Även i detta fall krävs tillsats av fosfor och en kolkälla (troligen metanol och fosforsyra). Anläggningens slutliga dimensionering är inte fastställd i skrivande stund.

^{qq} MBBR-anläggning (Moving Bed Biofilm Reactor)

^{rr} Under försöksperioden låg kvävehalten mestadels på nivån 40-60 mg/l, varav nästan allt förelåg som ammoniumkväve.



Figur 15. Möjlig uppsättning för en biologisk anläggning för rening av gruvvatten vid Garpenbergsgruvan. Figuren är ritad av Björn Johansson, Boliden.

Risk för negativa effekter av kväverening

Flera provotidsutredningar vid svenska gruvor, som gällt behov och möjlighet att införa kväverening, har lett fram till slutsatsen att rening inte kan motiveras. Som skäl har bl.a. anförts att betydande mängder kemikalier och energi måste tillföras för att reningsprocessen ska fungera, vilket inte kan motiveras av den risk för miljöeffekter som kväveutsläppen orsakar.

Enligt en förstudie kan exempelvis den planerade kvävereningen av gruvvatten vid Garpenbergsgruvan komma att behöva en årlig tillsats av ca 100 ton metanol, 10 ton fosforsyra samt 5-10 ton av vardera kaliumklorid och magnesiumsulfat. Dessutom ett energitillskott på ca 3 miljoner kWh/år (3 GWh). Skulle vattnet dessutom behöva värmas (vilket inte är aktuellt i Garpenberg) blir energibehovet betydligt större.

Den fosfor som kommer att tillsättas i Garpenberg, uppskattningsvis drygt 3 ton/år, kommer att behandlas i en efterföljande process, som dock egentligen är avsedd för rening av i första hand tiosalter (s.k. Fentonprocess). I denna process tillsätts järnsulfat, som förväntas fälla ut eventuellt överskott på fosfor. Skulle detta inte ske finns risk för utsläpp av fosfor, som i den fosforreglerande recipienten leder till ökad bioproduktion och eventuellt oönskad gödning.

Motsvarande förhållanden gäller för anläggningen i Svartliden där såväl kemikalier som energi behövs för driften av reningsanläggningen.

SAMMANFATTANDE SYNPUNKTER

Genomgången har visat:

- att kväve i utgående bräddvatten från gruvindustriell verksamhet i huvudsak härrör från sprängämne, förutom i de fall lakning sker med cyanid då cyanidens nedbrytningsprodukter är en viktig källa för kväve,
- att upp till 20 % av använt sprängämne av olika skäl inte detonerar utan istället förs till dagen med gruvvatten, malm och gråberg,
- att denna andel har minskat under senare år genom ökad insikt, ändrade laddningsrutiner m.m.
- att motsvarande andel för dagbrottsgruvor är betydligt lägre av sprängningstekniska skäl,
- att betydande mängder kväve kan byggas in i magasin och avgå till luft genom denitrifiering,

- att 25-50 % av kvävet i det odetonerade sprängämnet slutligen når recipienten enligt gjorda beräkningar och uppskattningar,
- att den dominerande kväveformen i det utgående vattnet är nitrat, men att flera andra former även förekommer vars andelar ofta varierar med årstiden,
- att utsläppt kväve från gruvverksamhet mycket sällan eller aldrig riskerar att orsaka påverkan i form av gödning i den närmast liggande recipienten, där istället fosfor vanligtvis är styrande för algproduktionen,
- att för den skull kväve i vissa fall och under delar av året eventuellt kan bidra till gödningspåverkan på längre avstånd från verksamheten i de fall andelen fosfor ökar i vattnet,
- att gruvindustrin svarar för i storleksordningen 2-4 % av den samlade tillförseln av kväve från mänsklig verksamhet till Bottenviken och Bottenhavet, vilket i sin tur utgör 0,5-1 % av den totala kvävetillförseln från Sverige till dessa havsområden,
- att eventuella övergödningsproblem i dessa havsområden är kopplade till förekomsten av fosfor snarare än kväve,
- att vissa kväveformer kan vara giftiga för i första hand musslor och laxartade fiskar,
- att förekomsten av ammoniak, som är en av dessa former, huvudsakligen styrs av vattnets pH och i andra hand av halten total ammonium,
- att nitrit, som är den andra potentiellt giftiga kväveformen, är en övergångsform mellan ammonium och nitrat vars förekomst bl.a. beror på rådande syreförhållanden,
- att utsläpp av reducerade kväveföreningar i vissa fall kan påverka syreförhållandena i recipienten,
- att det mesta talar för att de krav på utsläpp av kväveformerna ammoniak och nitrit som myndigheter ställer på flera gruvor i Norrland är oskäligt stränga,
- att en förklaring till detta är sättet att uttrycka villkoren i form av högsta tillåtna ammoniak- och nitrithalt, istället för medelhalten av kväveandelen i ammoniak och nitrit vilket bl.a. tillämpas i Nordamerika,
- att krav på vattnets kvalitet i mottagande vattendrag och sjöar rimligtvis kan ställas först efter en viss utspädning av bräddvattnet,
- att möjligheterna att rena kvävet i gruvindustriella vatten är begränsade pga höga vattenflöden, förhållandevis låga kvävehalter, låg vattentemperatur under stor del av året och låga fosforhalter (begränsar möjligheten till biologisk rening),
- att beslut om kväverening ändå fattats vid några gruvor där speciella förutsättningar gör detta möjligt i vissa delflöden,
- att i första hand någon form av biologisk rening med nitrifierings- och/eller denitrifieringssteg kan bli aktuell för gruvverksamhet enligt gjorda utredningar,
- att de negativa miljökonsekvenser i form av kemikalieåtgång, energibehov m.m. som blir följden av en kväverening alltid måste vägas mot miljönyttan innan beslut fattas om eventuell rening.

Avslutningsvis ges i Tabell 5 exempel på vägledande frågor om kväve som kan vara lämpliga att besvara inför beslut om behovet av kväverening för en gruva.

Tabell 5. Exempel på frågor att ställa om kväve inför en miljötillståndsansökan.

FRÅGA		ÖVERVÄGANDEN
Ansökan om nyetablering		
<i>A</i>	Finns risk för oönskad gödningspåverkan av kväveutsläpp?	Är kväve tillväxtbegränsande i recipienten? Bilda kvoten N/P i recipienten för att få en uppfattning. Finns det risk för gödningspåverkan kan eventuellt en reningsprocess som reducerar den totala kvävehalten bli aktuell.
<i>B</i>	Finns risk för giftverkan av ammoniak?	Risken ökar med ökat pH och ammoniumhalt. Risken ska rimligen gälla recipienten och inte bräddvattnet. Om risk föreligger kan detta reduceras genom t.ex. en pH-justering eller nitrifieringsprocess.
<i>C</i>	Finns risk för giftverkan av nitrit?	Risken ska rimligen gälla recipienten och inte bräddvattnet. Om risk föreligger måste lämplig åtgärd utredas (en nitrifiering utan efterföljande denitrifiering kan eventuellt öka vattnets nitrithalt).
<i>D</i>	Finns risk för ansträngda syreförhållanden av reducerade kväveföreningar?	Om denna risk bedöms föreligga måste en beräkning av recipientens syrebudget göras för att värdera kväveföreningarnas relativa betydelse innan några åtgärder övervägs.
<i>E</i>	Finns risk för att en eventuell kväverening leder till större negativa än positiva miljökonsekvenser?	Måste fosfor tillsättas för att en biologisk reningsprocess ska fungera kan detta leda till gödningspåverkan i recipienten. Behovet av energi och kemikalieåtgången måste alltid vägas mot miljönyttan av en reningsåtgärd.
Ansökan om fortsatt produktion på oförändrad nivå		
	Finns några tecken på påverkan i form av gödning, giftverkan eller ansträngda syreförhållanden av pågående kväveutsläpp?	Se A-D ovan. (Notera att bedömningen av påverkan i form av gödning, dvs A ovan, även bör ta hänsyn till kvoten N/P utan bidrag från pågående gruvdrift)
	Finns risk för att en eventuell kväverening leder till större negativa än positiva miljökonsekvenser?	Se E ovan.
Ansökan om ökad produktion		
	Kommer de totala kväveutsläppen att öka om inga åtgärder vidtas?	Endast i undantagsfall tillåts idag att utsläppen ökar vid ökad produktion. Se även A ovan.
	Kommer utsläppen av endera ammoniak eller nitrit att öka?	Se B & C ovan.
	Finns risk för ansträngda syreförhållanden om utsläppen av reducerade kväveföreningar ökar?	Se D ovan.
	Finns risk för att en eventuell kväverening leder till större negativa än positiva miljökonsekvenser?	Se E ovan.

REFERENSER

- ¹ Lundin, K. (2006). Kväveutsläpp vid gruvdrift, ett miljöproblem? En kartläggning av kväveflöden vid Zinkgruvan Mining AB. Examensarbete i miljövetenskap vid Kalmar Universitet.
- ² Forsberg, C. & Ryding, S.O. (1980). Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89: 189-207.
- ³ Hellström, T. (1996). An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Wat. Environ. Res.* 68: 55-65.
- ⁴ Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - sjöar och vattendrag. NV rapport 4913.
- ⁵ Boesch, D., Hecky, R., O'Melia, C., Schindler, D. & Seitzinger, S. (2006). Eutrophication of the Swedish Seas. Naturvårdsverket, Rapport 5509.
- ⁶ Emerson, K. et. al. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board of Canada* 32: 2379-2383.
- ⁷ Lindgren, C. m.fl. (2002). Ammoniaks påverkan på akvatiska och terrestra organismer. Rapport från IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Botniabanan AB.
- ⁸ Environment Canada (2001). Ammonia in the aquatic environment. Priority substances list assessment report. ISBN 0-662-29192-1.
- ⁹ Canadian Council of Ministers of the Environment (2011). Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life.
- ¹⁰ United States Environmental Protection Agency (2009). National recommended water quality criteria.
- ¹¹ EPA (2009). Draft 2009. Update aquatic life ambient water quality criteria for ammonia - freshwater. EPA-822-D-09-001.
- ¹² Rodriguez-Moreno och Tarazona (1994). Nitrite-Induced Methemoglobin Formation and Recovery in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) at High Chloride Concentrations. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 113-119. Refererat i ²⁶.
- ¹³ EPA (2010). Final report on acute and chronic toxicity of nitrate, nitrite, boron, manganese, fluoride, chloride and sulfate to several aquatic animal species. EPA-905-R-10-002.
- ¹⁴ Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of British Columbia (2010). Water Quality Criteria for Nitrogen (Nitrate, Nitrite and Ammonia).
- ¹⁵ EPA (1989). Health and environmental effects document for nitrite. Final draft ECAO-CIN-G059.
- ¹⁶ EIFAC (1984). Water quality criteria for European freshwater fish. EIFAC Technical paper 46.
- ¹⁷ Kroupova et al. (2005). Nitrite influence on fish: a review. *Vet. Med. – Czech*, 50,(11): 461–471. Refererat i ²⁶.
- ¹⁸ Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of British Columbia, 2001. Water Quality Criteria For Nitrogen (Nitrate, Nitrite and Ammonia). Refererat i ²⁶.
- ¹⁹ Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30).
- ²⁰ Lundkvist, A. (1998). The process water geochemistry of the Kiirunavaara magnetite ore. Licentiatexamen vid Avdelningen för tillämpad geologi, Luleå Universitet, 1998:08.
- ²¹ Pihl-Karlsson, G. m.fl. (2010). Övervakning av luftföroreningar i norra Sverige och Dalarna. IVL rapport B1914.
- ²² Forsberg, H. & Åkerlund, H. (1999). Kväve och sprängämnesrester i LKAB:s malm-, gråbergs- och produktionsflöden. Examensarbete vid Inst för Samhällsbyggnadsteknik, Luleå Tekniska Universitet, 1999:258 CIV.
- ²³ Forsyth, B., Cameron, A. & Miller, S. (1995). Explosives and water quality, Sudbury '95. Mining and the environment, Sudbury Canada 1995. Refererat i ²⁶.
- ²⁴ Eriksson, N. & Lindeström, L. (2011). Garpenbergsgruvan, miljökonsekvensbeskrivning gällande produktionsökning till 3 Mton. MKB i tillståndsansökan till Mark- och miljödomstolen.
- ²⁵ Rendahl, P. m. fl. (2011). Kvävebudget för Aitikgruvan. Rapport för Boliden Mineral AB från WSP, Luleå.

-
- ²⁶ Strömberg, U. (2008-2010). Utredningar om kvävet förekomstformer och risk för effekt i Kalixälvens vattensystem kopplat till utsläpp från LKAB:s och Bolidens gruvor.
- ²⁷ Lindeström, L. & Tröjbom, M. (2004). Miljöriskbedömning för ämnen i utgående vatten från Hötjärnsmagasinet. Komplettering till inlämnad MKB gällande nytt sandmagasin.
- ²⁸ Cloth, S. (2011). Nitrogen effluents from mine sites in Northern Sweden. Licentiatuppsats, Div. of Geosciences and Environmental Engineering, Luleå Universitet.
- ²⁹ Lindeström, L. & Tröjbom, M. (2011). Garpenbergsgruvan - Miljöförhållanden i Garpenbergån & miljöriskbedömning för ämnen i utgående vatten. Bilaga C14 till miljöansökan.
- ³⁰ Lindeström, L. & Tröjbom, M. (2010). Metallhalter i fisk i Dalälvens sjöar - faktorer som påverkar och förändringar över tid. Länsstyrelsen Dalarna, rapport 2010:12.
- ³¹ Sjöström, E. (2010). Torne- och Kalix älvar. Årsrapport 2009 för vattenvårdsförbundet från Hushållningssällskapet.
- ³² Eriksson, N. & Lindeström, L. (2012). Pågående arbete med miljökonsekvensbeskrivning för ny tillståndsansökan för Aitikgruvan.
- ³³ EU-direktiv 2008/105/EG.
- ³⁴ Regeringens proposition 1997/98:145.
- ³⁵ Naturvårdsverket (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4.
- ³⁶ Information från Lars Sonesten, Statens Lantbruksuniversitet, som ansvarar för rapporteringen av miljöförhållandena i svenska fiskvatten till EU.
- ³⁷ Naturvårdsverket (2010). Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten. Handbok 2010:3.
- ³⁸ Avloppsdirektivet. 91/271/EEG.
- ³⁹ Information från Ingrid Haglind, Skogsindustrierna.
- ⁴⁰ Jordbruksverket (2010). Minskade växtnäring förluster och växtgasutsläpp till 2016 - förslag till handlingsprogram för jordbruket. Rapport 2010:10.
- ⁴¹ www.vattenmyndigheterna.se
- ⁴² Åstrand, N. & Morling, S. (2010). Förstudie angående kväverening av processvatten vid LKAB Malmbergets anläggning. Rapport från SWECO.
- ⁴³ Kruger, P. & Berggren, A. (2011). Conceptual study: Removal of nitrogen from Garpenberg's mine water. Rapport från Boliden, TM_REP 2011/023.
- ⁴⁴ Camper, P.-A. & Rendahl, P. (2011). Aitik - möjliga åtgärder för kvävereduktion. Rapport från WSP.
- ⁴⁵ Camper, P.-A. (2010). Förslag till kvävereduktion Garpenberg. Rapport från WSP.
- ⁴⁶ Morling, S., Moraeus, P. & Öman, E. (2007). Pilotförsök Svartliden. Rapport från SWECO.
- ⁴⁷ Åstrand, N. & Morling, S. (2009). Kväveutredning LKAB Kiruna. Analys av utformning av en biologisk rening för att reducera utsläppet av ammoniumkväve. Rapport från SWECO.
- ⁴⁸ VA-Ingenjörerna (2011). Utredning av lämplig teknik för reduktion av ammoniumkväve från processvattnet vid LKAB Kiruna.
- ⁴⁹ Golder Associates (2011). Water treatment alternatives evaluation - Ammonia removal at Kiruna site.
- ⁵⁰ Morling, S., Strömberg, U. & Welander, S. (2008). Förstudie angående kväverening av processvatten vid Boliden Aitik planerade guldlakverk. Rapport från SWECO.
- ⁵¹ Widerlund, A., Chlot, S., Herbert, R. & Öhlander, B. (2010). Nitrogen effluents from mine sites - environmental effects and removal of nitrogen in recipients. Föredrag vid Bergforskardagarna i Luleå, 4-5 maj 2010.
- ⁵² Uppgifter från Åsa Larsson, Hifab.