

NILU: OR 47/2002
REFERANSE: O-102076
DATO: SEPTEMBER 2002
ISBN: 82-425-1391-0

Ilandføringsterminal for Ormen Lange

Konsekvenser av utslipp til luft

Svein Knudsen¹⁾, Tor Traaen²⁾ og Per Arild Aarrestad³⁾

- 1) Norsk institutt for luftforskning (NILU)
- 2) Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
- 3) Norsk institutt for vannforskning (NINA)

Innhold

	Side
Sammendrag	3
1 Innledning	5
2 Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for overflatevann og effektkriterier for vegetasjon og fauna.....	5
2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier	5
2.2 Tålegrenser for overflatevann	8
2.3 Effekter på vegetasjon	11
2.4 Effekter på fauna	16
3 Førstusjonen (0-alternativet).....	17
3.1 Naturgeografi, naturtyper og vegetasjon	17
3.2 Luftforurensning på og rundt Nyhamna i dag	19
4 Meteorologiske forhold	22
5 Utslippsmengder og utslippsbetingelser	24
6 Sprednings- og avsetningsberegninger	25
6.1 Maksimale timemiddelkonsentrasjoner	25
6.2 Årsmiddelkonsentrasjoner	27
6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser	30
6.4 Estimerte bidrag til konsentrasjoner av ozon	32
7 Effekter på naturmiljøet	33
7.1 Overflatevann	33
7.1.1 Tålegrenser for overflatevann	33
7.1.2 Økt vekst av ”grønske”	35
7.2 Effekter på vegetasjon	36
7.2.1 Dagens situasjon (0-alternativet)	36
7.2.2 Lavt og høyt utslipp, samt generering av kraft ved gassturbiner	37
7.3 Effekter på fauna	37
8 Konsekvenser av offshoreløsning.....	38
9 Referanser	41
Vedlegg A Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann.....	47
Vedlegg B Forklaring av forkortelser	53

Sammendrag

Hydro Technology and Projects har gitt Norsk institutt for luftforskning (NILU) i oppdrag å kartlegge konsekvensene på naturmiljøet som følge av utslipp til luft fra aktiviteter ved utbyggingen av Ormen Langefeltet. Det er i denne rapporten behandlet to utslippsalternativer for et landanlegg og ett utslippsalternativ for et offshoreanlegg. Det er undersøkt virkningene av utslipp av nitrogenoksider på forsurening av overflatevann, flora og fauna og potensiell dannelse av bakkenær ozon. Norsk institutt for luftforskning har beregnet konsentrasjoner i uteluft som følge av utslippene og avsetningen av nitrogenforbindelser. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har beregnet virkningene av nitrogenforbindelser på overflatevann og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har undersøkt virkningene på flora og fauna.

De beregnede konsentrasjonsnivåene og avsetningene er sett i relasjon til bakgrunnsnivåene og sammenlignet med SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier, Nasjonale mål for luftforurensning og EUs regelverk. Virkningene på forsurening av overflatevann og vegetasjon er sammenlignet med tålegrensene for henholdsvis overflatevann og vegetasjon.

Landanlegg

Det er vurdert tre alternativer for utslipp fra et landanlegg. Utslippene er gitt som et totalt årlig utslipp på 78 og 194 tonn NO_x pr. år for generering av damp. I tillegg til dette er det utredet produksjon av elektrisk kraft internt. Den elektriske kraften er tenkt produsert ved gassturbiner og utslippet er estimert til ca. 400 tonn NO_x pr. år.

Dagens situasjon(0-alternativet)

Det er små og få utslipp til luft på Gossen i dag. Forurensningssituasjonen på Nyhamna er i dag dominert av langtransport av luftforurensninger. Konsentrasjoner i nedbør og luft av forurensende komponenter er derfor liten og lik andre lite forurensede steder på Nord-Vestlandet. Målinger fra Kårvatn som er den nærmeste stasjonen der det rutinemessig måles luft- og nedbørkvalitet viser at det er lave luftkonsentrasjoner og lav avsetning med nedbør. Det er bare ozonkonsentrasjoner i luft som har verdier over SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på timemidlet ozon overskrides i ca 5 % av tiden.

Konsekvenser av utslipp til luft fra en ilandføringsterminal på Nyhamna

Det er utført spredningsberegninger for å vurdere virkningene på helse og vegetasjon som følge av utslippene. Det anbefales en minste skorsteinshøyde på 28 m for det laveste utslippsalternativet fra heateren, 35 m skorsteinshøyde ved det høyeste alternativet og 40 m for en eventuell gassturbin for produksjon av elektrisitet. Dette forutsetter at nærliggende bygninger og strukturer ikke er høyere enn 15 m.

Ved disse skorsteinshøydene vil konsentrasjonen være under de krav som SFT setter for slike anlegg.

For å kunne vurdere virkningen av utslippet på forsuring av overflatevann og overgjødning er det nødvendig å beregne avsetning av nitrogen som følge av luftutslipp. Beregningene viser at den totale avsetning av nitrogen som følge av de planlagte utslippene er små sammenlignet med langtransport av forurensninger. Bakgrunnsavsetningen av nitrogen pluss bidraget fra ilandføringsterminalen vil ikke overskride tålegrensene for overflatevann og vegetasjon, og det kan derfor ikke forventes vesentlig påvirkning av dette utslippet på overflatevann og vegetasjon. Dette gjelder for utslippet fra heater og strømgenerering ved gassturbiner.

Offshoreløsning

Ved valg av en offshoreløsning vil utslippene flyttes ut i havet. Det er derfor ikke nødvendig å beregne konsentrasjoner og virkninger nær plattformen. Eventuelle virkninger vil være når forurensningene er transportert inn til land, og det er da avsetning av nitrogen som vil dominere effekten. Beregninger utført i regional konsekvensanalyse for Norskehavet med et utslipp på 951 tonn viser at avsetningen fra offshoreanlegget vil bli mye mindre enn for landanlegget. Hydro har beregnet utslippet til å bli 380 tonn NO_x pr. år. Dette vil altså føre til at bidraget fra offshoreløsningen vil bli betydelig mindre enn dette og derfor ikke ha en vesentlig virkning på naturmiljøet.

Ilandføringsterminal for Ormen Lange

Konsekvenser av utslipp til luft

1 Innledning

Hydro Technology and Projects har gitt Norsk institutt for luftforskning (NILU) i oppdrag å kartlegge konsekvensene på naturmiljøet som følge av utslipp til luft fra aktiviteter ved utbyggingen av Ormen Langefeltet. Det er i denne rapporten behandlet to utslippsalternativer for et landanlegg og ett utslippsalternativ for et offshoreanlegg. Det er undersøkt virkningene av utslipp av nitrogenoksider på forurensning av overflatevann, flora og fauna og potensiell dannelse av bakkenær ozon. Norsk institutt for luftforskning (NILU) har beregnet konsentrasjoner i uteluft som følge av utslippene og avsetningen av nitrogenforbindelser. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har beregnet virkningene av nitrogenforbindelser på overflatevann og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har undersøkt virkningene på flora og fauna.

2 Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for overflatevann og effektkriterier for vegetasjon og fauna

2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område er det vanlig å sammenligne målte og beregnede konsentrasjoner med luftkvalitetskriterier eller grenseverdier for luftkvalitet.

I 1997 fastsatte Regjeringen kartleggings- og tiltaksgrenser i forskriften til Forurensningsloven. Overskridelser av kartleggingsgrenser medfører utredning av tiltak for å bringe luftforurensningsnivået under grenseverdien. Overskridelser av tiltaksgrensen skal følges opp av tiltak for å få ned luftforurensningsnivået.

EU har nå fastsatt nye grenseverdier for luftkvalitet for EU (EØS-området). Disse har i hovedsak tatt utgangspunkt i Verdens helseorganisasjons anbefalte retningslinjer (WHO, 1999). EUs grenseverdier for midlingstider 1 time, 8 timer eller 24 timer kan tillates overskredet et visst antall ganger i året. Disse grenseverdiene vil gjennom EØS-avtalen også gjelde i Norge. Disse grensene er til dels betydelig strengere enn gjeldende forskrifter i Forurensningsloven.

Regjeringen vedtok høsten 1998 Nasjonale mål for luftkvalitet for byer og tettsteder som skal overholdes innen 1.1.2005 (PM₁₀, SO₂) eller 1.1.2010 (PM₁₀, NO₂, benzen). Disse kravene er bygget opp som de nye EU-kravene, men verdiene er litt strengere. Alle offentlige data og rapportering om framdriften i miljøarbeidet, utviklingen i miljøtilstand osv. og virkningsberegninger i nasjonale transportplaner skal legges opp etter disse målene.

SFT har tidligere utarbeidet såkalte anbefalte luftkvalitetskriterier som er satt ut fra at eksponeringsnivåene må være 2-5 ganger høyere enn kriteriene før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. Overskridelser kan derfor ikke tolkes

som definitivt helseskadelige, men en kan heller ikke utelukke effekter hos spesielt sårbare mennesker ved nivåer under kriteriene. Disse kriteriene er betydelig lavere enn kartleggings- og tiltaksgrensene i forskriften til Forurensningsloven og også lavere enn EUs grenseverdier og Nasjonale mål. I motsetning til de kravene som er nedfelt i forskriften og EUs grenseverdier er SFTs kriterier ikke juridisk bindende.

SFTs luftkvalitetskriterier har de laveste verdiene, og når luftkvaliteten tilfredsstillende disse verdiene er de andre også oppfylt.

Tabell 1 gir et sammendrag av de ulike grenseverdiene og kriteriene.

Tabell 1: SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier, Nasjonale mål, Forurensningslovens tiltaks- og kartleggingsgrenser og EUs nye grenseverdier for luftkvalitet med hensyn til virkning på helse. Grenseverdiene er gitt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stoff	Midlingstid	1 time	8 timer	24 timer	6 måneder	År
NO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100		75	50	30
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)	150 ¹⁾ (8 pr. år)				
	Forurensningslovens tiltaksgrense	300 ²⁾				
	Forurensningslovens kartleggingsgrense	200				
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	200 ¹⁾ (18 pr. år)				40 ¹⁾
PM ₁₀	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			35	Ny verdi skal utarbeides	
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)			50 ²⁾ (25 pr. år) 50 ¹⁾ (7 pr. år)		
	Forurensningslovens tiltaksgrense			300 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			150		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)			50 ²⁾ (35 pr. år)		40 ²⁾
	Grenseverdier for 2010 er veiledende.			50 ¹⁾ (7 pr. år)		20 ¹⁾
PM _{2,5}	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			20	Ny verdi skal utarbeides	
Pb	EUs nye grenseverdi					0,5 ²⁾
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			90	40	
	Nasjonalt mål			90		
	Forurensningslovens tiltaksgrense			200 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			90		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 ²⁾ (24 pr. år)			125 ²⁾ (3 pr. år)	
Benzen	Nasjonalt mål					2 ¹⁾³⁾
	EUs grenseverdi					5 ¹⁾
Ozon	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100	80			

1) skal overholdes innen 1.1.2010

2) skal overholdes innen 1.1.2005

3) gjelder bybakgrunn, dvs. utenom sterkt trafikkerte gater og veier.

2.2 Tålegrenser for overflatevann

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) og sulfat (SO_4^{2-}). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Utslipp fra vei- og skipstrafikk er de dominerende kildene til NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) i Norge. Svovelutslippene i Norge har gått betydelig ned de siste årene.

Både oksidert og redusert nitrogen bidrar imidlertid til forsuringen, men i Sør-Norge er vanligvis bidraget fra oksidert nitrogen størst.

I de forsurede områdene i Sør-Norge er tilførslene av nitrogen med nedbøren i dag 20-30% høyere enn tilførslene av svovel. Forholdet mellom nitrogen og svovel i nedbøren har økt siden 1980. Det betyr at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak at nedbørens innhold av nitrat har vært stabilt samtidig med at innholdet av svovel i nedbøren har gått noe ned.

Svovel tas i begrenset grad opp i vegetasjonen og de tilførte sulfationene vil normalt renne gjennom jorda og ut i vassdraget. Sulfat kalles derfor et mobilt anion. Når sulfat som er et anion (negativt ladet ion) transporteres gjennom systemet, må det samtidig transporteres like store mengder kationer (positivt ladete ioner). Kationene er hovedsakelig hydrogen-, aluminium-, kalsium- og magnesiumioner. Det er de to første ionene som gjør vannet surt.

Hoveddelen av naturlig tilført nitrogen til skog og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogenfiksering. I forhold til svovel er nitrogenets kretsløp meget komplisert. Nitrogen opptrer i mange oksidasjonsformer og finnes i naturen både som positivt og negativt ladet ion, og i mer eller mindre komplekse organiske forbindelser, samt i gassform.

Nitrogenforbindelser er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor det meste av nitrogenet tas opp av trær og planter. I ukultivert jord, f.eks. skogsjord, er nitrogen et vekstbegrensende stoff (minimumsstoff), og atmosfærisk tilført nitrogen kan derfor gi en øket vekst. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vegetasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Det er gjort empiriske undersøkelser som viser at for skogkledde økosystemer må den årlige nitrogen belastningen ligge på minst $900 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$ for at tilført nitrogen skal "lekke" fra nedbørfeltet og bidra til forsuring (Dise og Wright, 1995). For nedbørfelt som ikke er skogkledde er det forventet at grensen er lavere.

I Norge er det en klar positiv sammenheng mellom nitrogen avsetning og nitrogen konsentrasjon i overflatevann. De høyeste nitrogen konsentrasjonene finnes derfor i områder av landet med den høyeste nitrogen avsetningen (Skjelkvåle et al., 1997).

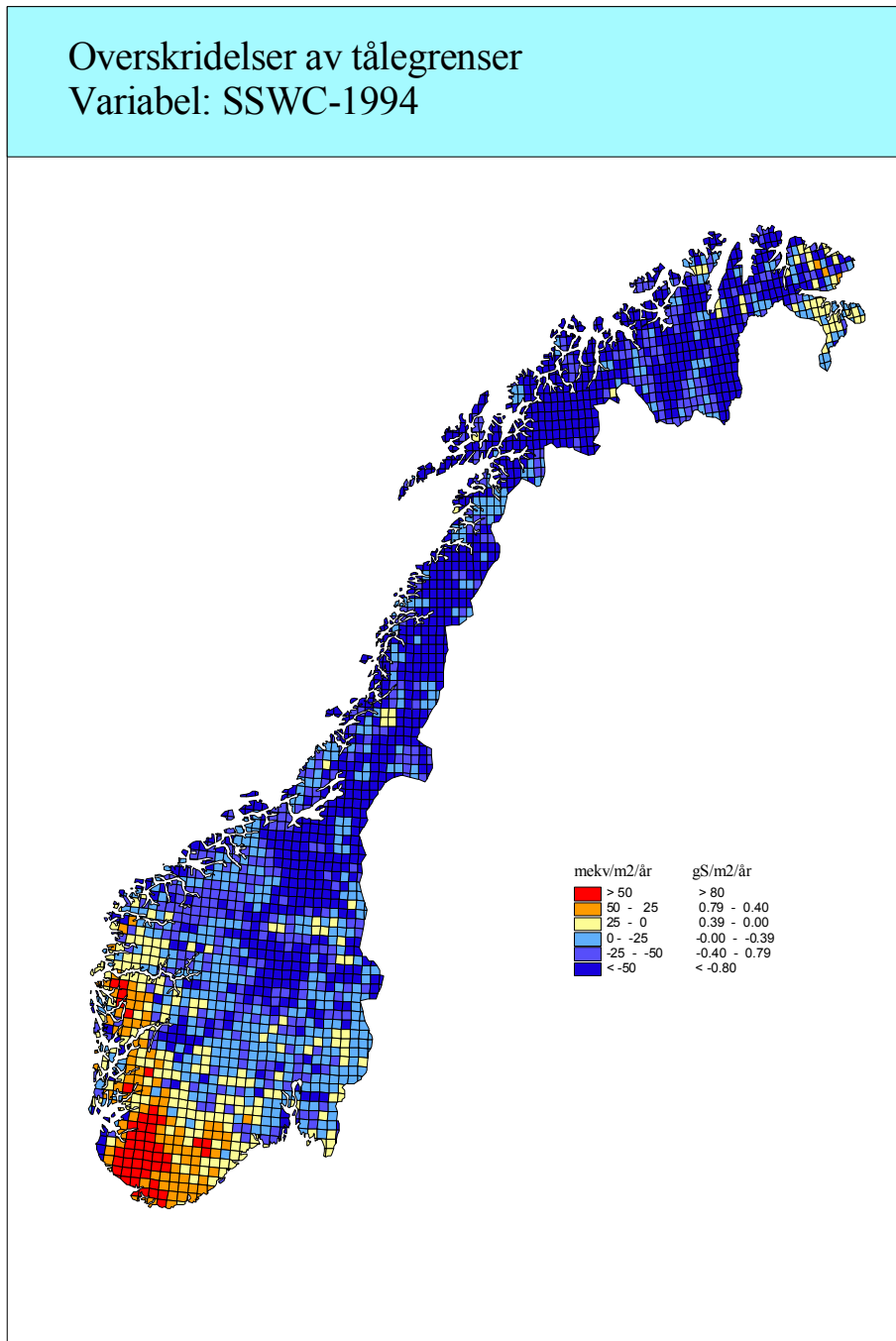
Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av forurensende stoffer til et økosystem, utledet fra Nilsson og Grennfelt (1988), kan beskrives slik:

“Et kvantitativt mål for tilførsel av forurensninger som, ut fra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet, slik som reduserte fiskebestander/fiskedød, skogskader/skogsdød og endringer i artssammensetning og mengde av arter.”

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Tålegrenser for overflatevann har til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrensen for denne forbindelse forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. Nitrogenets kretsløp er imidlertid svært komplisert, og tålegrensen for nitrogen er derfor vesentlig vanskeligere å fastsette.

De planlagte utbyggingene på Gossen vil slippe ut NO_x som kan omdannes til salpetersyre i lufta. Når salpetersyre avsettes vil salpetersyren ha et forsurningspotensiale på jord og avrenningsvann. Dette vil komme som et tillegg til forsuring forårsaket av avsetning av svovelforbindelser. Det vil derfor være avgjørende for forsuring av overflatevann i hvilken grad nitrasyon tas opp i de nedbørfeltene som kan påvirkes av utslippene.

Overskridelser av tålegrensene for overflatevann i Norge er vist i Figur 1.



Figur 1: Tålegrenser for overflatevann med hensyn på forsurening, gitt S-deposisjon 1994 (gjennomsnitt for perioden 1992-1996 fra Tørseth og Semb, 1998) og dagens NO₃⁻-avrenning som mål for nitrogenavsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen (se forklaring i teksten). Det er brukt variabel ANC i beregningene (se vedlegg A). Enhet i mekv/m² pr. år (kart fra Henriksen og Buan, 2000).

2.3 Effekter på vegetasjon

Nitrogenoksider (NO₂ og NO)

NO og NO₂ er de viktigste gassene som vil slippes ut fra landterminalen i Nyhamna med hensyn på vegetasjonsskader. Ved lave konsentrasjoner er NO₂ å regne som et plantenæringsstoff, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT, 1992). Både NO₂ og NO tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som ved høye konsentrasjoner gir toksiske effekter. Dersom for store mengder NO₂ tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev).

Ved korttidsforsøk med NO₂ alene, er det vist at bare svært høye konsentrasjoner (over 800 µg/m³) gir skade på vegetasjon. Fra langtidsforsøk (11 mnd. middel) er det påvist redusert vekst hos følsomme arter ved konsentrasjoner ned til 124 µg/m³. I samspill med ozon og svoveldioksid er imidlertid langt lavere konsentrasjoner av NO₂ skadelig for vegetasjon. Redusert vekst er da påvist ved NO₂-konsentrasjoner ned til 44 µg/m³ (eksponeringstid 43 døgn). På bakgrunn av dette er SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO₂ med hensyn på vegetasjon satt til 50 µg/m³ med midlingstid 6 måneder. Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHO's (World Health Organization) tålegrenser. WHO har også en kortidskonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på 95 µg/m³. Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av SO₂ ikke overskrider 30 µg/m³ og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider 60 µg/m³, regnet som årsmiddel.

Total nitrogenavsetning

Total nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning (NO₂, sum NO₃⁻ + HNO₃ og sum NH₄⁺ + NH₃) og våtavsetning (NO₃⁻ og NH₄⁺ i nedbør).

Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingeffekter og føre til økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Tamm, 1991).

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg, avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for vegetasjon varierer mellom 500 og 3500 mg N/m² pr. år (Tabell 2). Tålegrensene er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Bobbink et al., 1996; Grennfelt & Thörnelöf, 1992). Endringer i plantevekst, artssammensetning og dominans er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger og usikkerhet i avsetningsverdier. Verdiene gitt i Tabell 2 er av UN ECE alle vurdert som "pålitelige" eller "ganske pålitelige". Under vegetasjonstyper merket med * er

tålegrensene ”antagelser” og er således nokså usikre. Henriksen & Buan (2000) har valgt den øvre tålegrenseverdien for nedbørmyr i Norge (1000 mg N/m² pr. år) med henvisning til Esser & Tomter (1996), som benytter begge nivåene i sine tålegrensekart for nitrogen. Vi benytter de internasjonale verdiene da disse er vurdert som ”ganske pålitelige”. Det er svært usannsynlig at nedbørmyr og fattig løvskog skal ha samme tålegrense, da de økologisk sett er to vidt forskjellige systemer. Løvskog er tilpasset en viss nitrogenomsetning gjennom god mineralisering i jordsmonnet, mens nedbørmyr har en særdeles lav nedbrytningshastighet av organisk material og er tilpasset en lav nitrogenomsetning.

Tabell 2: Tålegrenser for total nitrogenavsetning (fra Bobbink et al., 1996).

Trær og vegetasjonstyper	mg N/m ² pr. år	Indikasjoner på overskridelse
Bartrær	1000 - 3000	Næringsubalanse
Løvtrær	1500 - 2000	Næringsubalanse, økt skudd/rot forhold
Næringsfattige barskoger	700 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza, økt utvasking
Næringsfattige løvskoger	1000 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza
Næringsrike skoger *	1500 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon
Skoger i humide områder *	500 - 1000	Nedgang i lavflora og fremvekst av frittlevende alger
Artsrike enger, middels næringsrike	2000 - 3000	Økt innslag av høge gras, endringer i diversitet
Artsrike enger, næringsrike	1500 - 3500	Økt mineralisering og N-akkumulasjon, utvasking, endringer i diversitet
Fattig fjellhei *	500 - 2000	Nedgang i lav, moser og lyngvekster
Kystlynghei	1500-2000	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt innslag av graminider, N-akkumulasjon
Nedbørmyr	500 - 1000	Nedgang i typiske moser, økt innslag av høge gras, N-akkumulasjon
Jordvannmyr, middels rik	2000 - 3500	Økt innslag av høge gras, nedgang i diversitet

* = usikre verdier

Bakgrunnsnivået for total nitrogentilførsel langs kysten på Nordvestlandet ligger rundt 300 mg N/m² pr. år (Figur 3) og de nedre tålegrenseverdiene i influensområdet er således ikke overskredet for noen av vegetasjonstypene. Nærmest tålegrensene ligger epifytt-flora i humide skoger, fattig fjellhei og nedbørmyr. En nærmere beskrivelse av effekter av overgjødning for ulike vegetasjonstyper er beskrevet nedenfor.

Effekter i skog

Næringsfattige skoger har generelt en lavere tålegrense enn rikere skoger, og barskog en lavere tålegrense enn løvskog, se Tabell 2. Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser er næringsubalanse hos trær, endringer i artssammensetningen ved at nitrofile arter øker i omfang i næringsfattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991; Nygaard & Ødegaard, 1993), mens det i bunnvegetasjonen i rikere

skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegemer til mykorrhiza sopp (Brandrud, 1995).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte lavararter på trær (Insarova et al., 1992; Bruteig, 1996; de Bakker, 1989; Holopainen & Kärenlampi, 1985; Kauppi, 1980; von Arb, 1987). Andre lavararter med blågrønnalger som algekomponent blir negativt påvirket av nitrogen. Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogennedfall. Frittlevende alger profiterer på økt nitrogentilgang, noe som medfører omfattende algepåvekst på bl.a. på trestammer (Bobbink et al. 1996, Bruteig et al. 2001).

Det kan også skje utvasking av nitrogen fra økosystemet for skog. Empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise & Wright, 1995) viser at for nitrogen avsetning opp til 900 mg N/m² pr. år kan økosystemet ta opp all tilført nitrogen. For avsetning mellom 900-2500 mg N/m² pr. år kan 0-100% av nitrogen lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for avsetninger over 2500 mg N/m² pr. år vil 50-100% av nitrogen lekke ut i avrenningen.

Effekter i kystlynghei

Kystlyngheiene på Vestlandet er et resultat av generasjoners påvirkning på miljøet gjennom avskogning, brenning, vinterbeite og lyngslått (Gimingham, 1972; Kaland, 1979, 1986, Fremstad et al. 1991). Ved riktig bruk/skjøtsel vil røsslyngen og heienes plantesamfunn gjennomgå en syklisk utvikling fra pionerfase med frisk nyetablert lyng via byggefase til moden fase med tette, runde røsslyngmatter, og ved brann blir lyngheiene ført tilbake til pionerfasen. Hvis skjøtselen opphører, går lyngheiene inn i en degenereringsfase med muligheter for invasjon av einer, bjørk og furu, og med tid utvikles gjerne furuskogsbestander (Skogen, 1987; Kaland & Vandvik, 1998). I gammel lynghei vil man normalt også få en svak økning av gras- og urtevekst når storvokst røsslyng åpner seg og dødt plantemateriale brytes ned (degenereringsfase).

I de seneste tiår har den tradisjonelle skjøtselen av kystlyngheiene avtatt sterkt, og naturtypen har endret karakter ved naturlig gjengroing med busker og trær (Fremstad et al., 1991; Hjeltnes 1994 a, b). Flere studier av lyngheier i nord-vest Europa har gitt et detaljert bilde av sammenhenger mellom heivegetasjon, beitepåvirkning og forstyrrelser ved brann, oppsummert av Hobbs & Gimingham (1987). Lav næringsstatus, brann og beitepåvirkning er påvist som de viktigste faktorer som kontrollerer dynamikken i heisystemene. Produksjon og artssammensetning er særlig bestemt av alderen på røsslyngbestandene, der gamle degenererte bestander generelt har et lavt biologisk mangfold. Effektene av brann og beite er også avhengig av alder på lyngen og av intensiteten på skjøtselsformene. Moderat beitetrykk og brann ved visse mellomrom kan opprettholde produktivitetstilstanden med røsslyng som den dominerende arten. Et mer intensivt beite og hyppige branner kan imidlertid føre til økt innslag av graminider og tilbakegang av lyng. Opphør av beite i områder som tidligere har vært sterkt beitet kan også føre til økt grasvekst.

Lyngbladbillen (*Locmaea suturalis*) lever utelukkende på røsslyng og kan føre til omfattende skader, særlig på gammel lyng (Taksdal & Haraldseide, 1994, Taksdal, 1997). Resultatet av større billeangrep er lokal økning av tilgjengelig nitrogen i strølag og jord ved økt nedbrytning av strø og ekskrementer fra lyngbladbillen, noe som igjen kan favorisere vekst av gras og urter (Brunsting 1982, Brunsting & Heil (1985).

Lyngheiene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og ansees som følsomme for økt nitrogentilførsel. En litteraturstudie utført av Fremstad (1992) oppsummerer virkninger av nitrogentilførsel på lynghei. Gjødsling med nitrogen har vist at løvfellende arter som blåbær, blokkebær, grasene blåtopp og smyle har et større vekstpotensiale og er mer effektiv i sin utnyttelse av nitrogenressurser enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær og krekling. I nederlandske, tyske og britiske lyngheier presses røsslyng og klokkeling ut av grasarter, først og fremst blåtopp (Heil & Diemont, 1983; van Dobben, 1991; Bobbink et al., 1992; Marrs, 1982).

I de siste tiårene har lyngheier i Rogaland og Sunnhordland vist den samme utviklingstendensen som lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær (Fremstad, 1992; Hjeltnes, 1994a; 1994b). Disse vegetasjonsendringene skyldes trolig en kombinasjon av manglende tradisjonell skjøtsel, svekkelse av gammel røsslyng gjennom angrep av røsslyngbillen, frost- og tørkeskader, samt økt nitrogenavsetning. Gjengroingen av lyngheiene med busker og trær fortsetter også nordover langs norskekysten, men det er ikke rapportert om økt grasdominans i kystlyngheiene fra Sogn og Fjordane og nordover til Nordland. Lyngheiene i disse områdene synes derfor ikke å være synlig påvirket av nitrogennedfall.

På bakgrunn av drastiske endringer i jordbruksdrift og økt nitrogenavsetning anses vegetasjonstypen i Norge for å være truet (Arrestad et al., 2001).

Effekter på nedbørmyr

Nedbørmyr (ombrotrof myr) er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogenavsetning. Artsinventaret på disse myrene er tilpasset lav nitrogentilførsel, og nitrogen er normalt ansett å være en vekstbegrensende faktor (Malmer, 1993; Aerts et al., 1992). En litteraturstudie utført av Bakken og Flatberg (1995) om effekter av økt nitrogenavsetning på nedbørmyr, og en kunnskapsoppsummering av Tybirk et al. (1995), viser at det i Nordvest-Europa er observert endringer i produksjon og konkurranseforhold mellom torvmoser og en økning av middels næringskrevende karplanter som blåtopp og duskull. Disse endringene settes i sammenheng med økt nitrogenavsetning. I områder med lav nitrogentilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på atmosfærisk tilført nitrogen. Ved høy nitrogenavsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere nitrogen avta. Mer nitrogen tilføres rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som således kan få økt vekst. Endringer i konkurranseforholdet mellom torvmoser og karplanter, kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt nitrogentilførsel.

I Norge er det ikke publisert undersøkelser som viser effekter av nitrogenpåvirkning på myrvegetasjon, men det er nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med høy nitrogenbelastning.

Ozon

Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på enzymer, koenzymer og andre proteiner, samt pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer cellefunksjonen og reduserer fotosyntesen. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som 40-120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon. Omfattende skogskader i USA og Mellom-Europa er satt i sammenheng med ozon (SFT, 1992). Skader er også rapportert ved kontrollerte forsøk i Norge (Mortensen & Skre, 1990; Mortensen, 1994; Nygaard, 1994), hvor bl.a. blåbær viste seg å være følsom ovenfor ozon.

SFT anbefaler ECEs luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på vegetasjon. Korttidskonsentrasjonen (midlingstid 1 time) bør ikke overskride 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ved 8 timers midlingstid er tålegrensen satt til 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timesmiddel (kl 0900-1600) bør ikke overskride 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 50-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon.

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb). I de siste par årene har man kommet fram til revisjoner av AOT40-definisjonene. For å ta hensyn til at vekstforholdene i Skandinavia er forskjellig fra de på kontinentet, anbefales det nå å bruke såkalt nordisk tilpasning til AOT40-definisjonen. Dette innebærer at vekstsesongen som AOT40-beregningene baseres på blir relatert til breddegraden, og dermed starter senere lenger nord. Dette har stor betydning for den akkumulerte AOT-dosen, siden ozonkonsentrasjonen har en betydelig sesongvariasjon med høyest konsentrasjoner i april-mai.

Videre har det blitt enighet om å gå fra en 10%-grense til en 5%-grense for tålegrensene for plantevekst. Dette betyr at det nå anbefales å bruke en tålegrense på 3 000 ppb-timer for plantevekst. For skog er det fortsatt stor usikkerhet knyttet til skadeeffektene og man har anbefalt å beholde grensen på 10 000 ppb-timer for skog.

I denne konsekvensutredningen har vi benyttet vekstsesonger og tålegrenseverdier helt analogt med et nylig avsluttet prosjekt for SFT (Statens Forurensningstilsyn) hvor målet var å estimere avlingstap i landbruket som følge av ozoneksponering (Tørseth et al., 1998).

AOT40-verdiene er overskredet på de fleste stedene i Sør-Norge både sett i forhold til nye og gamle definisjoner av AOT40.

2.4 Effekter på fauna

Nitrogenoksider (NO_x)

Effektene av nitrogenoksider på dyreliv kan være enten direkte eller indirekte via jordforsuring (Pedersen & Nybø, 1990). Direkte kan nitrogendioksid ha flere typer skadelige effekter på dyreorganismer, men det er lite undersøkt hos andre dyregrupper enn pattedyr (og mennesker). Generelt vil respirasjonssystemet bli påvirket hos alle dyr, men antakelig med svært ulike effekter hos ulike dyregrupper.

Nitrogenoksider påvirker særlig luftveisorganene hos mennesker, pattedyr og fugler, bl.a. ved nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for både akutte og kroniske luftveissykdommer.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO₂ med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m³ midlet over 1 time og 50 µg/m³ midlet over 6 måneder. Data for fastsetting av tålegrenser for NO er dårlige, men også høye nivåer av NO synes å føre til skadevirkninger.

Total nitrogenavsetning

Effektene av økt nitrogentilgang på faunaen er primært indirekte, ved at noen arter blir begunstiget, mens andre får dårligere kvalitet på sine habitater. Vegetasjonsendringer på grunn av økt avsetning av nitrogen vil indirekte påvirke faunaen ved at dyrearter som beiter på gress og andre nitrogenkrevende plantearter, vil få bedre betingelser. Dette vil kunne endre sammensetningen av faunaen både hos evertebrater, fugler og pattedyr, både på lyngheier og nedbørmyrer. En annen indirekte effekt er at de påvirkete vegetasjonstypene inneholder en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr (som er næring for f.eks. svært mange fugler). Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter slike gjødslingseffekter kan ha på faunasammensetning (jf. Pedersen & Nybø, 1990).

Ozon

Ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner hos mennesker og dyr. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentrasjoner av ozon ned mot 160 µg/m³ over 6,6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksposering synes å ligge rundt 200-300 µg/m³. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m³ over 1 time og 80 µg/m³ over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). Disse grensene overskrides episodevis over store deler av Norge (3% av tiden i Sør-Norge).

3 Førsituasjonen (0-alternativet)

3.1 Naturgeografi, naturtyper og vegetasjon

Det er vanskelig å definere avgrensningene i influensområdet da utslippene av nitrogenoksider påvirker et relativt stort område i større eller mindre grad. I denne rapporten vurderes områder der belastningen forventes å være størst. Dette gjelder selve øya Gossen og nærområdene noen mil fra utslippsstedet.

Nyhamna ligger på øya Gossen i Aukra kommune i Møre og Romsdal. Landskapet på øya er flatt med små kuperte åsrygger opp mot 100 m o.h. med middels variasjon i naturtyper fra havdyp via grunner, skjær, bratte strandberg, rolige sandstrender, jordbrukslandskap, skog, myr og hei (Jordal, 2000). Områdene nord for Gossen på Hustad har mye de samme landskapsformene, mens det alpine preget øker østover med berghamrer og høyere fjell rundt Molde. Landskapet på øyene sørover i ytre kyststrøk (Nordøyane) er noe mer kupert enn på Gossen med åser og fjell opp mot 500 m o.h., mens landskapet på fastlandet sør for Moldefjorden er preget av smale og flate kystlinjer, dype daler og høye fjell opp mot 1 000 m. o.h.

Klimaet langs Nordvestlandet er utpreget oseanisk med høye vintertemperaturer og relativt lave sommertemperaturer. Gjennomsnittstemperatur i januar på Gossen er 0°C og i juli 13-14 °C. Årsnedbøren ligger rundt 1200 mm. Nedbøren kommer ofte hyppig og lufta inneholder ofte høy fuktighet.

Berggrunnen på Gossen er preget av sure gneisbergarter, noe som er typisk for Nordvestlandet (Sigmond et al., 1984). De nokså harde bergartene forvitrer sent og gir opphav til et relativt surt jordsmonn med sparsomt med næringsstoffer for plantevekst. Enkelte mer baserike bergarter finnes lokalt, og i sørvendte berg forvitrer gneis raskere og kan gi lokalt gode næringsforhold. Løsmassene på Gossen er tynne og består av morenemateriale fra siste istid, marine avsetninger som skjelsandforekomster og organisk materiale i hei- og myrområder (Follestad & Anda, 1988).

Influensområdet ligger hovedsakelig i ”sterkt oseanisk vegetasjonsseksjon” (Moen, 1998). Seksjonen er karakterisert av åpen kystlynghei med stor dominans av røsslyng, og ellers forekommer mange vestlige arter. Seksjonen mangler stort sett skog, noe som hovedsakelig skyldes menneskelig aktivitet gjennom hogst, brenning, slått og beite, mens myrer og kulturpåvirkede enger danner mosaikk i landskapet. De østligste delene av influensområdet ligger i ”klart oseanisk vegetasjonsseksjon”, der bratte bakkemyrer og epifyttrike, oseaniske skoger er mer vanlig.

Vegetasjon og naturtyper i nærområdet til Nyhamnaanleggene

Vegetasjon og flora på Gossen er oppsummert i Jordal (2000) ved kartlegging av biologisk mangfold i Aukra kommune. Flere botanikere har gjennom det siste århundre utført studier på øya. I 1984 ble det undersøkt flere havstrandsområder i forbindelse med verneplaner (Holten et. al., 1986 a, b). Registreringer av kystlynghei ble utført av Fremstad et al. (1991), og planteliv og soppflora ble kartlagt av Jordal & Gaarder (1997). Plantelivet på øya skulle således være godt kjent. Det finnes to våtmarksreservater på Gossen. Rødabukta fredningsområde

har flere sjeldne planter og plantesamfunn og Smågevatnet naturreservat inneholder næringsrikt vann i kystlandskap med kystlynghei og myrdrag.

Vegetasjonen på Gossen består av havstrender, til dels sterkt kulturpåvirkede myrer, kystlynghei, små skogbestander av furu, bjørk og hassel, naturenger og beitemarker. Den naturlige skogen er for det meste løvskog som har vokst opp de siste tiårene pga. endret arealbruk. Noen skogplantinger finnes, hovedsakelig av sitkagran og bergfuru/buskfuru. Kulturlandskapet er viktig for variasjonen i det biologiske mangfold. Innenfor selve anleggsområdet i Nyhamnaa er det registrert noen viktige lokaliteter for biologisk mangfold (Jordal 2000). Gammel og lite skjøttet kystlynghei dominert av røsslyng dekker koller og åsrygger på Korsberget og Ørnhaugen, mens bakkemyr og nedbørmyr er den dominerende vegetasjonstypen på flatene mellom Skarset og Nyhamnaa. Mye av disse myrområdene er imidlertid sterkt påvirket av beite og drenering (oppdyrking). Vegetasjonen i kystlyngheia er typisk for Nordvestlandet med innslag av en del fjellarter, gråmose og reinlav (jf. Fremstad et al. 1991). Kystlyngheiene i Nyhamnaområdet er i den kommunale kartleggingen av biologisk mangfold (Jordal, 2000) vurdert til verdi B (viktig) og C (lokalt viktig). I Nyhamnaa er det to havstrandslokaliteter. Håsandene er den nordligste med epilitorale grensesamfunn som strandberg og fukteng og dyrka mark (Holten et al., 1986b). Strandenga består av ålegras-eng og ishavsarr-eng med et noe trivielt artsutvalg og er av Jordal (2000) vurdert til kategori C (lokalt viktig). Gildernesanden ved den nedlagte kvalstasjonen består av en liten sandstrand med tangvoll i bakkant og noe skjellsand. Vegetasjonen er preget av engplanter og driftvollarter. Viktige arter er strandrug, knopparve og bogestarr (Jordal 2000). Stranden er ellers preget av noe uttak av sand, og en god del jernskrap ligger igjen etter tidligere virksomhet fra en nedlagt kvalstasjon. Lokaliteten er gitt verdi C (lokalt viktig) i biomangfold kartleggingen.

Ved en utbygging av Nyhamnaa er det mulig å ta vare på kystlyngheiene på koller og i skråninger. De fleste myrrealene innefor utbyggingsområdene vil bli ødelagt (nedbygt), men ingen av disse har særlig høy verdi. Havstrand-lokalitetene vil bli sterkt påvirket, men det er mulig å ivareta deler av strandengen på Gildernesanden. I følge Jordal (2000) er det ikke registret rødlistearter (Direktoratet for naturforvaltning, 1999) av karplanter, moser, lav og sopp innen det planlagte industriområdet. Ut fra tilgjengelige opplysninger vil den planlagte utbyggingen således ikke føre til at svært viktige vegetasjonstyper eller planter går tapt, men helheten i området vil bli så sterkt påvirket at kulturlandskapet som naturtype blir ødelagt. Andre viktige lokaliteter for biologisk mangfold som kan komme i konflikt med utbyggingen, er hasselskog ved bryggen i Eikremsbukta (kategori B) og havstrand ved Hjertvika (kategori A - svært viktig). Havstrandslokaliteten dekker større areal med velutviklede sanddyner og sanddynevegetasjon, en vegetasjonstype som er sjelden og truet i Norge (Fremstad & Moen, 2001). En rekke naturverdier fra dette området er omtalt i Oterhals (1996).

Vegetasjon i influensområdet generelt

Vegetasjonstypene i nærområdet til Nyhamnaa er også vanlig ellers i ytre strøk av influensområdet, dvs. at kystlynghei, beitemarker/enger, strandvegetasjon, myr og til dels skog er de vanligste vegetasjonstypene. På Hustad i Fræna kommune i

nordre deler av influensområdet er det store myrareal (Stavmyran, Vestadmyran, Gulmyran og Hustadmyran). Her er det opprettet et større myrreservat, Gule-/Stavikmyrane. Området er dominert av nedbørsmyr, hovedsakelig planmyr og atlantisk høgmyr med innslag av lågurtskog og overganger mot kystlynghei. To våtmarksreservater ligger innenfor influensområdet i Fræna kommune, Hostadvatnet med vann omkranset av dyrket mark og artsrik svartorskog, samt Hustadvassdraget som er omkranset av myr, hei og dyrket mark.

På fastlandet sør og øst for Gossen blir skog mer dominerende, samtidig som fattig fjellvegetasjon overtar i høyereliggende områder.

3.2 Luftforurensning på og rundt Nyhamna i dag

Luftkvaliteten på Nyhamna og området generelt er i dag først og fremst bestemt av langtransport av luftforurensninger. Det er få og små utslipp til luft i området slik at luftkvaliteten på Gossen ikke er vesentlig forskjellig fra lite forurensede områder i Møre og Romsdal. Bakgrunnskonsentrasjonene i luft blir målt i Statlig program for forurensningsovervåkning. Den nærmeste stasjonen til Gossen i dette overvåkningsnettet er Kårvatn. Det måles i dag følgende komponenter på Kårvatn. Konsentrasjoner av ozon som timesverdier. Hovedkomponenter i luft og konsentrasjoner av NO₂ på døgnbasis. Det måles også konsentrasjoner av tungmetaller og avsetning av hovedkomponenter i nedbør. De forurensningskomponentene som er interessante av hovedkomponentene her er svovelforbindelser og nitrogenforbindelser.

Det er målt konsentrasjoner av sulfat og svoveldioksid. Konsentrasjonene av svoveldioksid er lav og er i middel under 0.1 µgS/m³. Konsentrasjonen av sulfat er i middel mindre enn 0.2 µgS/m³ og er også avtagende.

Konsentrasjonen av nitrogendioksid og nitrat har holdt seg relativt konstant over de siste ti årene og er lav sammenlignet med områder lenger sør. Konsentrasjonen av NO₂ er ca 0.2 µgN/m³ som årsmiddelverdi. Konsentrasjonen av nitrat er 0.1 µgN/m³. Begge verdiene er målt på Kårvatn i 2000.

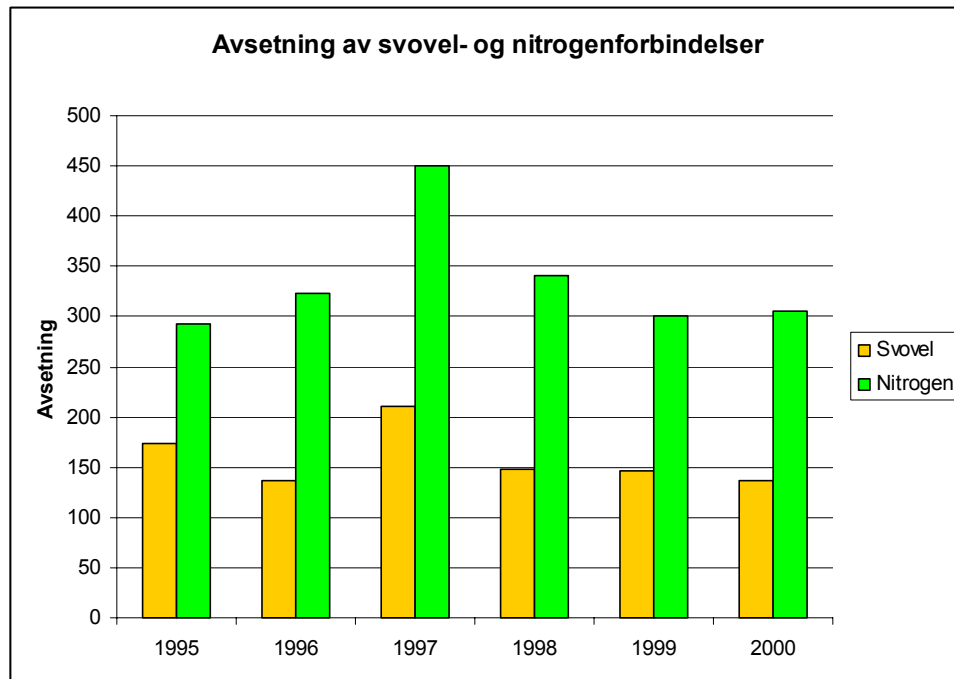
Disse konsentrasjonene er lave og ikke av betydning for luftkvaliteten.

Konsentrasjonene på Nyhamna er sannsynligvis av samme størrelsesorden som konsentrasjonene på Kårvatn der det ikke er utslipp til luft. Det vil være noe forhøyede konsentrasjoner knyttet til skipstrafikk, veitrafikk, småindustri og husoppvarming, men det forventes at konsentrasjonen er lave og godt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for uteluft.

Avsetning av svovelforbindelser og nitrogenforbindelser har betydning for forurensning av overflate vann og for flora i Norge. Det blir målt avsetning av nitrogenforbindelser og svovelforbindelser av SFT i "Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør". Resultatene er som for konsentrasjoner i luft. Kårvatn er den mest representative stasjonen for avsetning av nitrogen og svovelforbindelser i dette overvåkningsprogrammet. Målingene viser at det ble avsatt 137 mgS/m² og 305 mgN/m² på Kårvatn i 2000. Nyhamna og Kårvatn ligger i en del av landet med relativt små avsetninger av nitrogen og svovelforbindelser. Avsetningen av svovelforbindelser i Norge har generelt avtatt

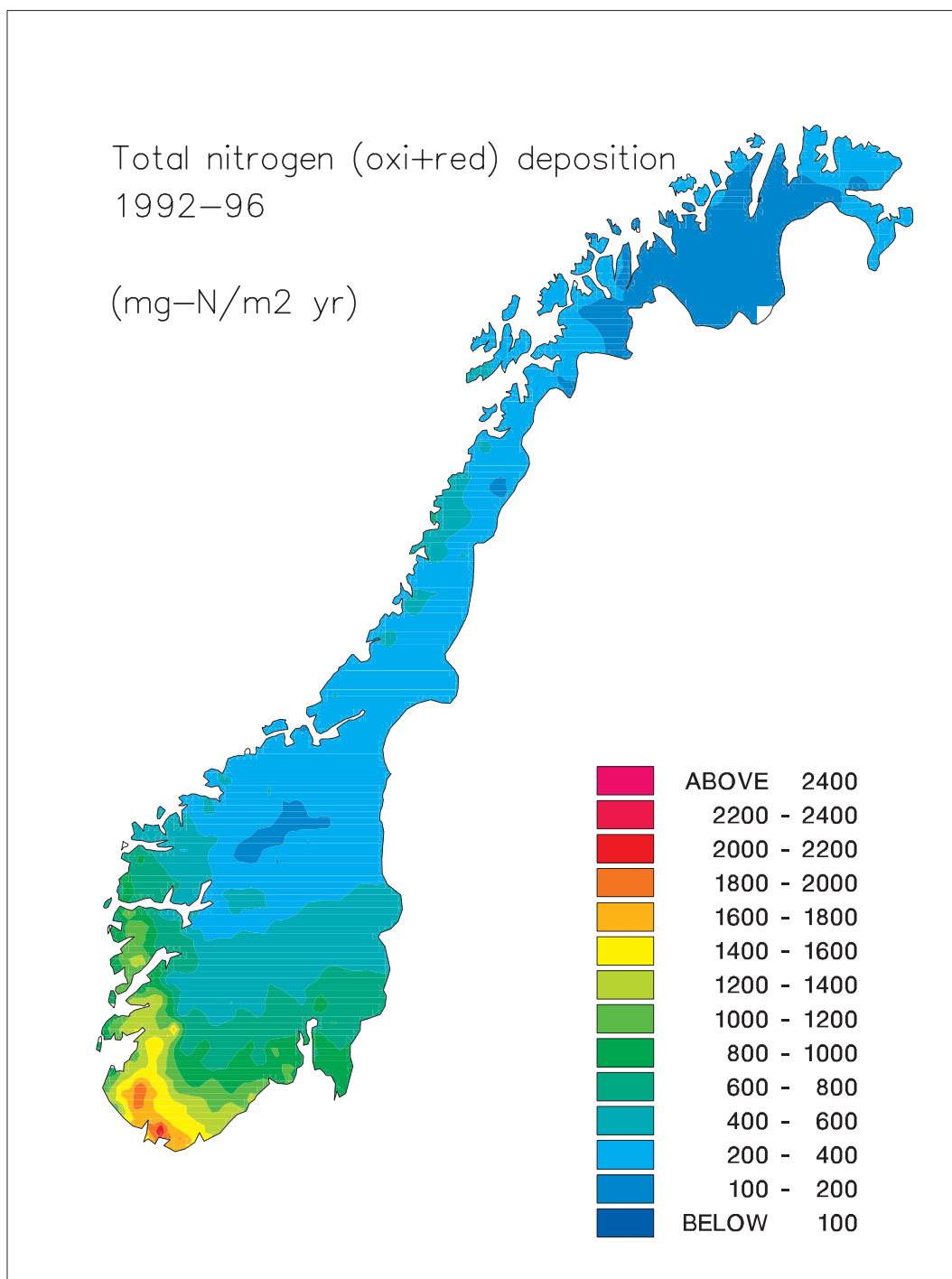
de senere årene og ført til forbedringer av vannkvaliteten. Dette gjelder også for områdene rundt Nyhamna.

For nitrogen forbindelser viser målingene at nivået har holdt seg konstant de siste årene. Avsetningen av nitrogen varierer fra år til år på grunn av variasjon i nedbøren. Dette gjenspeiler seg i Figur 2.



Figur 2: Avsetning av nitrogen- og svovelforbindelser på Kårvatn for 1995-2000. Enhet: mgN/m² og mgS/m².

Figur 3 viser avsetningen av nitrogen i perioden 1992-96 for Norge. Nyhamna ligger i et område der det er relativt liten avsetning av nitrogen fra langtransporterte forurensninger. Avsetningen i denne perioden ut fra middelverdien gitt i Figur 2 var 200-400 mgN/m².



Figur 3: Avsetning av nitrogen (nitrat + ammonium) i perioden 1992-1996 (fra Tørseth og Semb, 1998).

Bakkenær ozon stammer fra fotokjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske forbindelser og nitrogenoksider under påvirkning av solstråling. I Skandinavia varierer bakgrunnsnivået av bakkenær ozon mellom 40 og 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gjennom året og er vanligvis høyest om våren. Bakgrunnsnivået av ozon er atskillig nærmere grenseverdiene for effekter på helse og vegetasjon enn for de fleste andre luftforurensninger. Episoder med forhøyede ozon-konsentrasjoner i Norge er

gjærne knyttet til høytrykksituasjoner over kontinentet i sommerhalvåret og transport av forurensede luftmasser nordover mot Norge og Skandinavia.

Ozon har negativ virkning på helse, vegetasjon og materialer. Helsevirkningene gjelder særlig astmatikere og andre med kroniske luftveislidelser. Virkningen på vegetasjon er særlig for nyttevekster som grønnsaker og korn. Ved langvarig eksponering er det påvist negative virkninger på skog. Materialer som gummi og andre polymerforbindelser kan også skades av ozon.

Den maksimale konsentrasjonen av ozon målt på Kårvatn i 2000 var $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Månedsmiddelkonsentrasjonene varierte mellom 34 og $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$, med et årlig middel på $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$. SFTs anbefalte luftkvalitets kriterium er $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timeverdi. På Kårvatn var konsentrasjonen over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 5% av tiden.

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb) og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons-forsøk. Tålegrensen for AOT40 har tidligere blitt satt til 10 000 ppbh ($20\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$). Dette tilsvarer 10 prosents vekstreduksjon målt i "open chamber"-eksperiment for 6 arter gjennom en seksmåneders-periode (april-september). For jordbruksvekster har AOT40-verdien blitt satt til 3 000 ppbh ($6\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$) akkumulert over en tremåneders-periode.

De målte verdiene på Kårvatn de siste 6 år har vist at det var små overskridelser av 3 000 ppb timer grensen i 1997 og 1999. De andre årene (95, 96, 98, 00) lå verdien relativt nær denne grensen der en kan forvente en 5% vekstreduksjon for nyttevekster.

Det var ingen overskridelser av grensen for vekstreduksjoner for skog på 10 000 ppb timer. AOT40-verdiene på Kårvatn lå mellom 5000 og 8000 ppb timer.

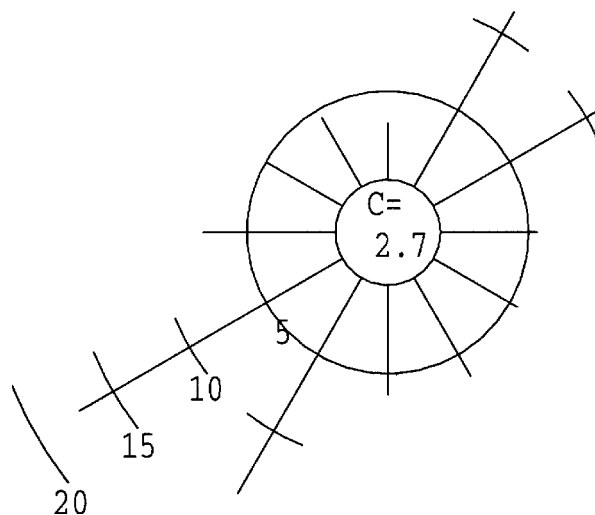
4 Meteorologiske forhold

Det er målt meteorologiske forhold på flere steder i nærheten av Nyhamna. Det er utført målinger på Rindarøy, Nyhamna og ved Det norske meteorologiske institutts stasjon på Ona-Husøy. Gossen er en relativt flat øy med mye myrlandskap. Det forventes derfor ingen store lokale effekter på vindretning og vindstyrke i området. Det er imidlertid høy topografi på fastlandet. Og vindmønsteret i området blir antakeligvis påvirket av dette i lik grad med resten av Vestlandet, slik at hovedvindretningene følger kysten.

Målingene i området mangler en del parametre som er nødvendig for å beregne spredning og avsetning av forurensninger. Det er derfor benyttet målinger fra Kollsnes utenfor Bergen.

Vindrosen fra Ona-Husøy i perioden 1961-75 (se Figur 4) viser at vinden i området er sterkt kanalisert langs kysten. Den mest forekommende vindretningen

er fra sørvest. Det forekommer også vind fra nordøst. Midlere vindstyrke var 7.8 m/s i perioden. Vind fra sørvest er knyttet til vinterhalvåret. Midlere vindstyrke var da 8.5 m/s. Vind fra nord øst er knyttet til sommerhalvåret og den midlere vindstyrken var da 6.3 m/s. Vindstatistikken viser at Nyhamna ligger i et område der vindretningen er kanalisert langs kysten og at den midlere vindstyrken er høy sammenlignet med andre steder i landet. Dette tilsier at det er gode spredningsforhold på Nyhamna.



Figur 4: Vindrose fra Ona-Husøy i perioden 1961-75.

NILU utførte fra juni 1991 til juni 1992 et måleprogram for meteorologi på Kollsnes. Målingene av meteorologi ble utført på Breivika.

Vindmålingene på Breivika viser at vindretningsfordelingen i 1991/92 er i samsvar med normalen 1961-75 på Hellisøy fyr. Samtidige målinger på Hellisøy fyr gir mer kanalisering fra nord og sør sammenlignet med Breivika. Forekomst av vind fra hovedvindretningene nord-nordvest-nord (330° - 360°) og sør-sørøst og sør (150° - 180°) er imidlertid av samme størrelse både på Hellisøy og Breivik.

Sammenlignet med normalen gir målingene på Hellisøy fyr i 1991/92 høyer vindstyrke midlet over året. Spesielt for høsten og vinteren var vindstyrken lavere på Breivika enn på Hellisøy. Dette kan forklares med at vindmålingene på Hellisøy måles 20 m over bakken, mens på Breivika måles vind i 10 m. Hellisøy ligger også mindre beskyttet til enn Breivika.

Målingene i perioden 1961-75 og juni 1991-juni 1992 på Hellisøy viser at måleperioden er representativ for det generelle vindklimaet i område.

Sammenlignes målestasjonene Hellisøy og Ona-Husøy ses den samme kanaliseringen langs kysten. Kystlinjen bøyer av og kanaliseringen har derfor en annen retning på Ona-Husøy enn på Hellisøy. Denne forskjellen i de mest

forekommende vindretningene er ved en grov sammenligning ca. 45° mot vest. Det vil si at når vi benytter målingene fra Kollsnes på Nyhamna vil vi måtte snu vindrosen ca. 45°. Denne antagelsen er gjort for beregningene for Nyhamna.

Det kom 1 700 mm nedbør på Kollsnes i måleperioden. Normalnedbøren i området rundt Nyhamna er ca 1 200 mm. Ved bruk av nedbørsdata fra Kollsnes vil altså nedbørmengden overestimere og dermed vil avsetningsberegningene for nitrogen bli overestimert.

Det antas at vindklimaet på Kollsnes kan brukes til å beregne konsentrasjoner og avsetning av nitrogenforbindelser, men NILU vil påpeke at beregningene må ses på som estimater.

5 Utslippsmengder og utslippsbetingelser

Hydro planlegger en ilandføringsterminal i Nyhamna på Gossen i Møre og Romsdal. Det er i denne rapporten vurdert to utslippsalternativer for en terminal på land og et utslippsalternativ for en offshoreløsning. Det er normalt små utslipp av svovelforbindelser og partikler fra slike anlegg. Det er derfor her valgt å fokusere på utslipp av NO_x.

Utslippene kommer fra en kjel som blir fyrt med gass. Kjelen er på 20 MW. Resten av energibehovet vil bli dekket av strøm fra nettet. Tabell 3 oppsummerer utslippene og utslippsparametrene. Det er her regnet med to utslippsmengder, fordi det ennå ikke er fastslått hvordan utslippene vil bli ved en eventuell utbygging, og utslippene vil også variere fra år til år på grunn av forskjeller i produksjon.

Tabell 3: Utslipp fra landanlegg med strøm fra nettet.

Parameter	Enhet	
Skorsteinshøyde	m	28
Skorsteinsdiameter	m	1,3
Avgasstemperatur	°C	260
Avgasshastighet	m/s	15
Utslipp av NO _x (lave utslipp)	tonn pr. år (Regnet som NO ₂)	78
	g/s	2.47
Skorsteinshøyde	m	35
Utslipp av NO _x (høye utslipp)	tonn pr. år (Regnet som NO ₂)	194
	g/s	6.73
Driftstid	t	8760

Det er også estimert konsekvensene ved at den elektriske energien genereres lokalt ved gass turbiner. Utslippene fra et slikt anlegg er gitt i Tabell 4.

Tabell 4: Utslipp fra generering av strøm lokalt ved gassturbiner.

Parameter	Enhet	
Skorsteinshøyde	m	40
Skorsteinsdiameter	m	5,5
Avgasstemperatur	°C	72
Avgasshastighet	m/s	15
Utslipp av NO _x (lave utslipp)	tonn pr. år (Regnet som NO ₂)	400
	g/s	13,89

Det vil være utslipp av hydrokarboner fra landanlegget. Disse utslippene vil være fra lasting og fra diffuse utslipp. Norsk Hydro har estimert disse til å være ca. 400 tonn pr. år.

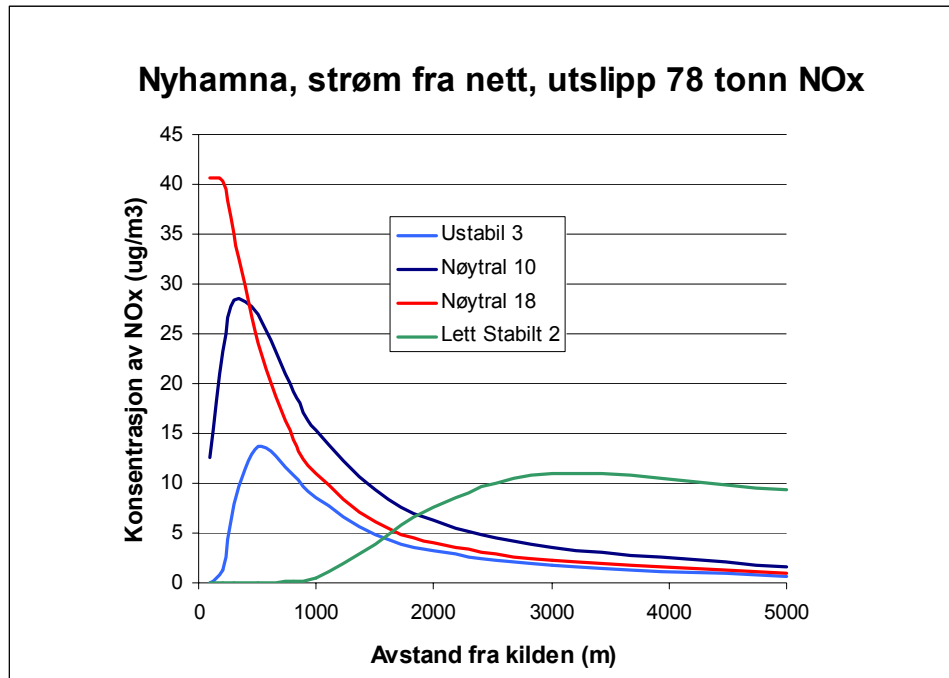
Utslippene av NO_x fra Norge i 2000 var 217 000 tonn. Utslippene fra anleggene på Nyhamna er 78-195 tonn NO_x pr. år. Disse utslippene er små sammenlignet med de nasjonale utslippene. Norge har som mål i forhold til internasjonale avtaler å redusere nasjonale utslipp til 156 000 tonn NO_x i år 2010. Utslipet i dag er på samme nivå som i 1990, og disse skal ned med 30% fram til 2010.

6 Sprednings- og avsetningsberegninger

Det er utført spredningsberegninger for utslipp fra den planlagte utbyggingen på Nyhamna. Disse spredningsberegningene er grunnlaget for å estimere effektene av utslippene på helse, vegetasjon og overflatevann.

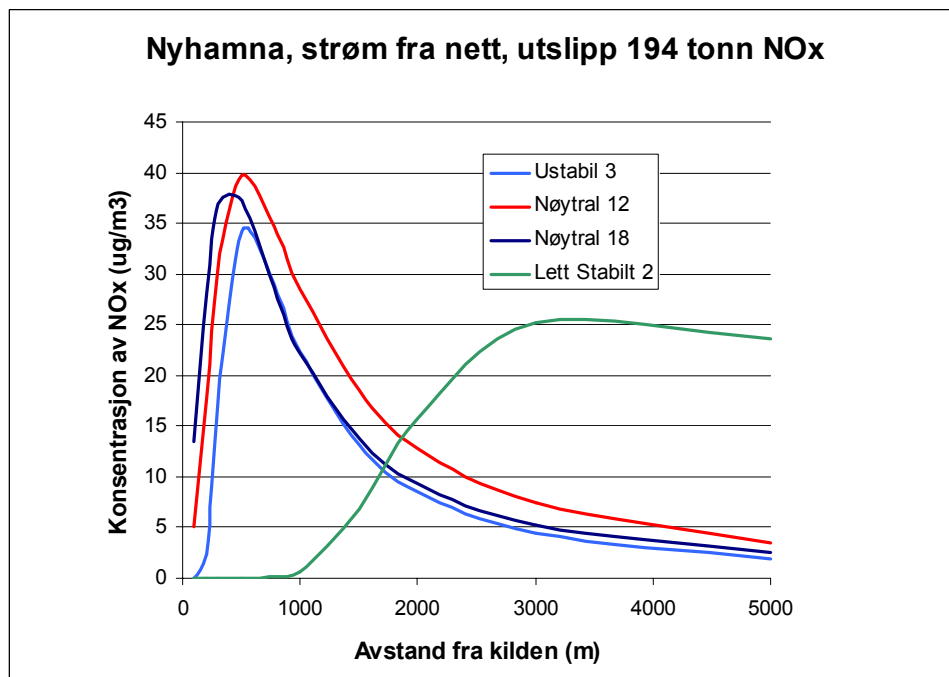
6.1 Maksimale timemiddelkonsentrasjoner

Det er viktig for skorsteinsutslipp at skorsteinen er dimensjonert slik at røykgassen ikke blir vesentlig påvirket av turbulensen fra nærliggende bygninger. Dette er fordi turbulensen fra nærliggende strukturer kan blande avgassen lett ned til bakken og det kan da oppstå høye konsentrasjoner nær utslippet. SFT har også satt som krav at nye anlegg ikke skal få bidra til mer enn halvparten av det anbefalte luftkvalitetskriteriet etter at bakgrunnskonsentrasjonene er trukket fra. Dette er for å gi rom for videre utvikling i området. For dette anlegget er det konsentrasjoner av NO₂ som er det stoffet som kommer nærmest SFTs anbefalte luft kvalitetskriterium. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for timesmiddelkonsentrasjoner for NO₂ er 100 µg/m³. Bakgrunnen i området er lav. Den er her satt til maksimalt 10 µg/m³. Dette vil si at det maksimale dette anlegget kan bidra med er 45 µg/m³ NO₂. Det er utført beregninger med forskjellige skorsteinshøyder og under forutsetning av at høyden på nærliggende strukturer og bygninger er under 15 m er den minste anbefalte skorsteinshøyden satt til 28 m med utslipp av 78 tonn NO_x pr. år og 35 m med utslipp av 198 tonn. Hvis det er høyere bygninger nær skorsteinen er det nødvendig å øke skorsteinshøyden. Figur 5 viser konsentrasjonsfordelingen som funksjon av avstand fra skorsteinen for forskjellige sprednings situasjoner for utslipp av 78 tonn pr. år.



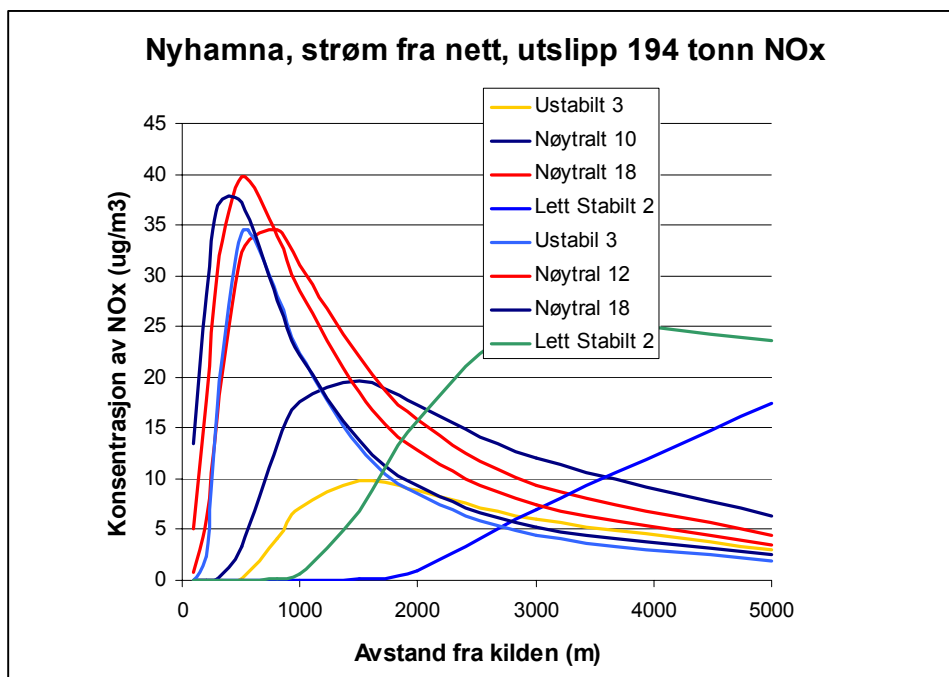
Figur 5: Maksimale konsentrasjoner i bakkenivå med skorsteinshøyde 28 m og 15 m bygning nær skorsteinen. Utslipp 78 tonn pr. år.

Resultatene fra samme beregning, men med et utslipp på 194 tonn NO_x pr. år er gitt i Figur 6.



Figur 6: Maksimale konsentrasjoner i bakkenivå med skorsteinshøyde 35 m og 15 m bygning nær skorsteinen. Utslipp 194 tonn pr. år.

Figur 7 viser konsentrasjonsfordelingen for utslipp hvis det genereres elektrisk kraft internt på anlegget, og at det ikke brukes strøm fra nettet. Det vil da slippes ut ca 400 tonn NO_x fra en 40 m skorstein. Disse utslippene kommer i tillegg til utslippene fra varmeproduksjon.



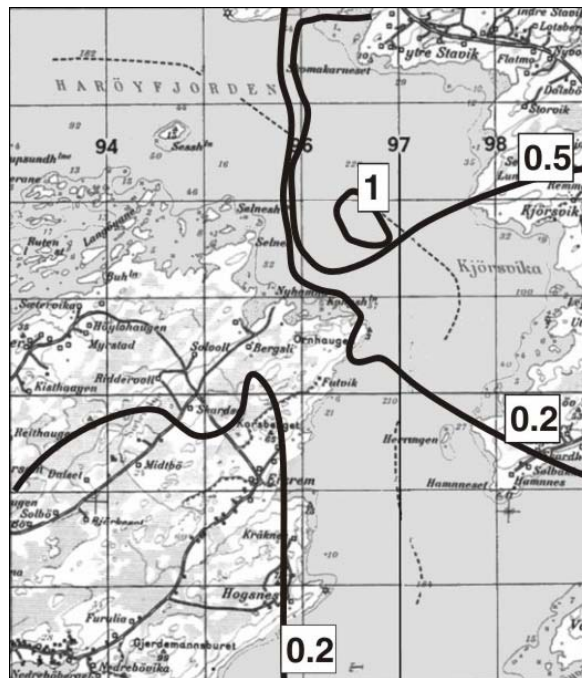
Figur 7: Maksimale konsentrasjoner i bakkenivå med skorsteinshøyde 40 m og 15 m bygning nær skorsteinen. Utslipp 400 tonn pr. år.

Beregningene viser at ved å anvende de anbefalte skorsteinshøydene og at de høyeste strukturene nær skorsteinene ikke overstiger 15 m vil konsentrasjonene i bakkenivå tilfredsstillende SFTs krav til bidrag fra nye anlegg. For dette anlegget er den maksimale konsentrasjonen $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den mest forekommende stabiliteten vil være nøytral sjikting i atmosfæren, og vil forekomme i mer enn 50% av tiden.

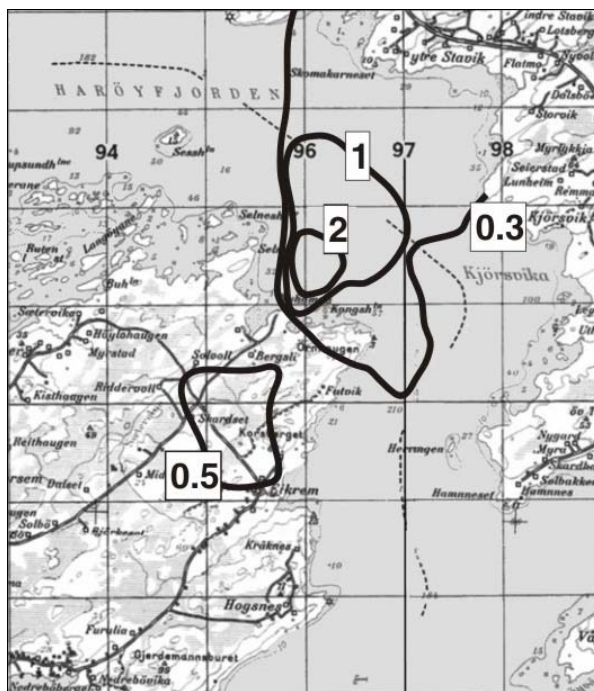
6.2 Årsmiddelkonsentrasjoner

Det er beregnet årsmiddelkonsentrasjoner av NO_x for de forskjellige utslippsalternativene. Disse viser at utslippene ikke påvirker årsmiddelkonsentrasjonen vesentlig. Resultatene er vist i Figur 8- Figur 10. Konsentrasjonen ved et utslipp av 78 tonn NO_x pr. år er beregnet til maksimalt $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. SFTs anbefalte Luftkvalitetskriterium er på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over ett halvt år og $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for beskyttelse av vegetasjon midlet over ett år. Langtidsbidraget til konsentrasjonen er altså på samme størrelse som den målte årsmiddelkonsentrasjonen på Kårvatn i år 2000 og langt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier. Ved et utslipp på 198 tonn pr. år er maksimal årsmiddelkonsentrasjon beregnet til i overkant av $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette er det dobbelte av det som ble målt på Kårvatn i 2000 og godt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium.

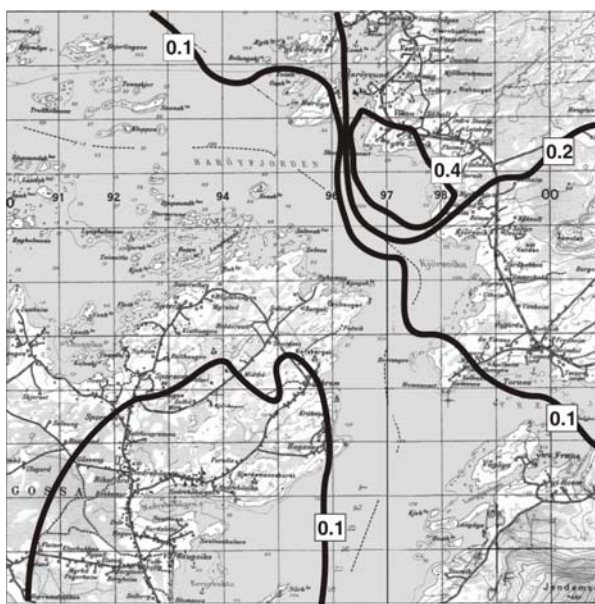
Utslippene fra kraftgenerering er beregnet til å bidra med mindre enn $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette er mindre enn for utslippene fra varmereproduksjonen til tross for at utslippene er betydelig større. Dette er fordi avgassvolumet er betydelig høyere og røykfanen transporteres lenger fra bakken og dermed forårsaker en mindre langtidskonsentrasjon. Bidraget til midlere årsmiddel konsentrasjon er ca. halvparten av den konsentrasjonen som ble målt på Kårvatn i år 2000 og langt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium.



Figur 8: Konsentrasjoner midlet over ett år som følge av utslipp fra terminalen på Nyhamna av 78 tonn NO_x pr. år (en rute er 1 km).



Figur 9: Konsentrasjoner midlet over ett år som følge av utslipp fra terminalen på Nyhamna av 194 tonn NO_x pr. år (en rute er 1 km).



Figur 10: Konsentrasjoner midlet over ett år som følge av utslipp fra kraftgenerering lokalt på anlegget med utslipp av 400 tonn NO_x pr. år (en rute er 1 km).

6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser

Avsetning av nitrogenforbindelser ved utslipp av nitrogenoksider kan foregå ved tørravsetning og ved våtavsetning.

Bidraget til tørravsetningen av nitrogenforbindelser fra utslipp fra høye skorsteiner er lave, fordi konsentrasjonene ved bakkenivå er lave og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning.

Tørravsetningen er beregnet til å dekke et lite område og har derfor mindre betydning. Estimater er også beheftet med usikkerheter og må ses på som et maksimalt anslag. Tørravsetningen er sterkt avhengig av vegetasjonstype i området og tallet vil bli lavere hvis hele området var dekket med myr eller lynghei.

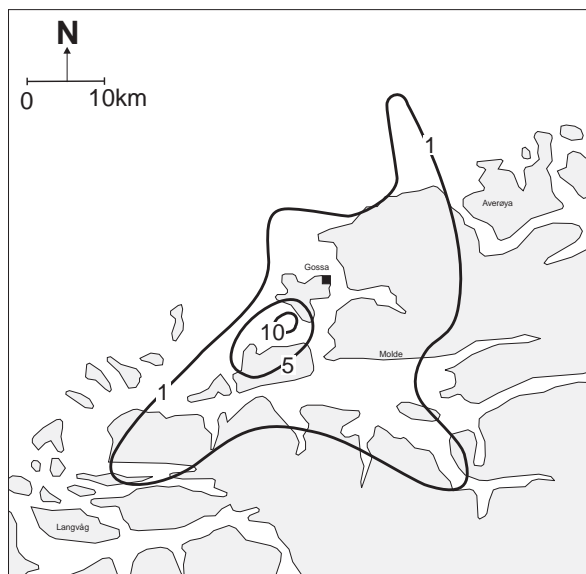
Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell som regner kjemiske reaksjoner mellom NO_x , O_3 og nitrat fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

Modellen beregner bidraget fra kilder der det er gitt utslippstall og som befinner seg innenfor beregningsområdet. Dette fører til at utslipp i timer før den aktuelle beregningstimen også kan bidra til konsentrasjoner og avsetning. Dette er spesielt viktig for modeller som skal beskrive kjemiske reaksjoner der reaksjonene er langsomme og skjer over tid.

Størrelsen på våtavsetningen er avhengig av hvor mye nitrat som er tilgjengelig for avsetning. Hvor effektive de kjemiske reaksjonene er, avhenger blant annet av konsentrasjonen i røykfanen. Hvis det er dårlig spredning skjer reaksjonene raskere. Tilgjengelig nitrat er også sterkt avhengig av at det ikke har regnet i timene før. Ved en til to millimeter nedbør pr. time blir alt tilgjengelig nitrat vasket ut. Den neste timen er det bare nitrat dannet i denne timen som er tilgjengelig for utvasking.

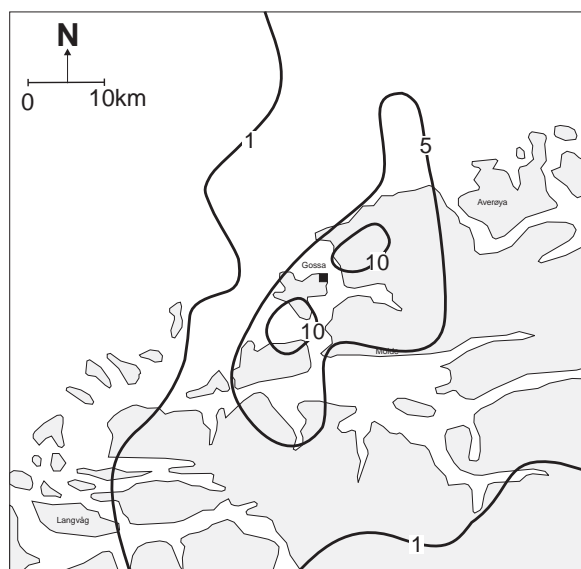
Det er antakelig kun små utslipp av nitrogenoksider i området i dag. Dette vil si at avsetningen i dag er bestemt av langtransport av luftforurensninger. Som nevnt i kapittel 3.2 er avsetningen på Kårvatn målt til 305 mg N/m^2 i år 2000. Hvis en tar for seg de siste 6 årene varierer deponisjonen i området $300\text{-}400 \text{ mgN/m}^2/\text{år}$, de fleste årene nær $300 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$.

Beregningene av våtavsetningen viser at det er små avsetninger som følge av utslippene fra terminalen. Figur 11 viser beregnet avsetningskart for utslipp av 78 tonn NO_x . Den maksimale avsetningen er beregnet til 10 mgN/m^2 og er beregnet til å komme litt sør for Gossen.



*Figur 11: Avsetning av nitrogenforbindelser som følge av utlipp av 78 tonn NO_x .
Enhet: mg N/m².*

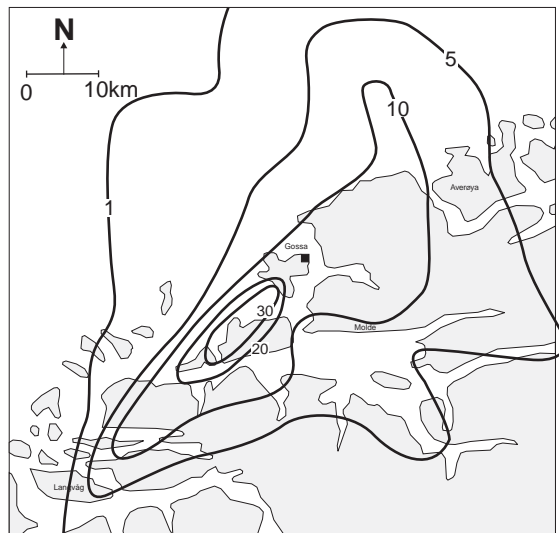
Figur 12 viser våtavsetningen ved utlipp av 194 tonn NO_x . Beregningene viser at avsetningen vil gå opp i forhold til utslippet på 78 tonn. Det vil komme et maksimum som er beregnet til å bli 17 mg N/m². Denne er beregnet til å komme sør for Gossen.



*Figur 12: Avsetning av nitrogenforbindelser som følge av utlipp av 194 tonn
 NO_x . Enhet: mg N/m².*

Det er også gjort beregninger der elektrisk kraft blir produsert lokalt ved hjelp av gass turbiner. Disse beregningene viser at det er et mye større område som blir

belastet. Den maksimale belastningen er beregnet til å bli 69 mgN/m^2 , men denne vil kun ha en meget begrenset utstrekning. Figur 13 viser beregningsresultatene for dette utslippsscenariet. Denne belastningen må ses på som et tillegg til belastningen beregnet for varmeproduksjonen.



Figur 13: Avsetning av nitrogenforbindelser som følge av utslipp av 400 tonn NO_x . Enhet: mg N/m^2 .

Bidragene fra produksjon av elektrisk kraft kommer i tillegg til bidraget fra produksjon av damp.

Beregningene viser at avsetningen av nitrogenforbindelser er lav sett i forhold til avsetning fra langtransport av nitrogen. På grunn av at data fra Kollsnes er benyttet og at nedbørsmengdene normalt er mindre på Nyhamna enn på Kårstø er det sannsynlig at avsetningen er noe mindre enn beregnet. Det vil også være usikkerhet om hvor avsetningene vil komme av samme grunn.

6.4 Estimerte bidrag til konsentrasjoner av ozon

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys.

Bakgrunnsnivå av troposfærisk ozon er varierende og forekommer episodisk med høye konsentrasjoner. Bakgrunnsnivået er vanligvis lavere enn anbefalte luftkvalitetskriterier, men likevel relativt høyt i forhold til anbefalte luftkvalitetskriterier enn for de fleste andre luftforurensende komponenter. Konsentrasjonene målt på Kårvatn viser at konsentrasjonene overstiger SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på $100 \mu\text{g/m}^3$ som timemiddelverdi i snitt 5% av tiden. Dette tallet vil sannsynligvis være noe større på Gossen fordi luftmassene som transporteres inn over Gossen ikke har vært tilsvarende påvirket av transport over land.

Tidligere beregninger for utslipp fra norsk sokkel viser at det er utslipp av nitrogenoksider som er begrensende faktor i dette området for dannelse av ozon som følge av utslipp av nitrogen og hydrokarboner.

De fotokjemiske reaksjonene vil i den første fasen raskt oksidere NO til NO₂ og omdanne ozon til oksygen. Nitrogenoksidene vil så danne ozon ved reaksjoner med hydrokarboner på litt lengre tidsskala.

For å vurdere virkningen av ozonkonsentrasjonen, som følge av utslipp fra de planlagte anleggene på Nyhamna, er det tatt utgangspunkt i tidligere beregninger av lignende anlegg.

Utslippene fra de planlagte anleggene på Nyhamna vil forårsake dannelse av ozon, men denne vil være relativt liten. Ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå vil for utslippene fra kjelen være mindre enn 1 µg/m³ der røykfanene belaster. Utslipet fra produksjon av elektrisk kraft vil anslagsmessig være på 1 µg/m³. Dette tilsvarer mindre enn 1% av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium. Det er NO_x-utslippet som er bestemmende for påvirkning ved bakkenivå av ozonkonsentrasjonen.

Beregningene tilsier at påvirkningen ved bakkenivå av ozonkonsentrasjonsnivået i området ikke blir signifikant.

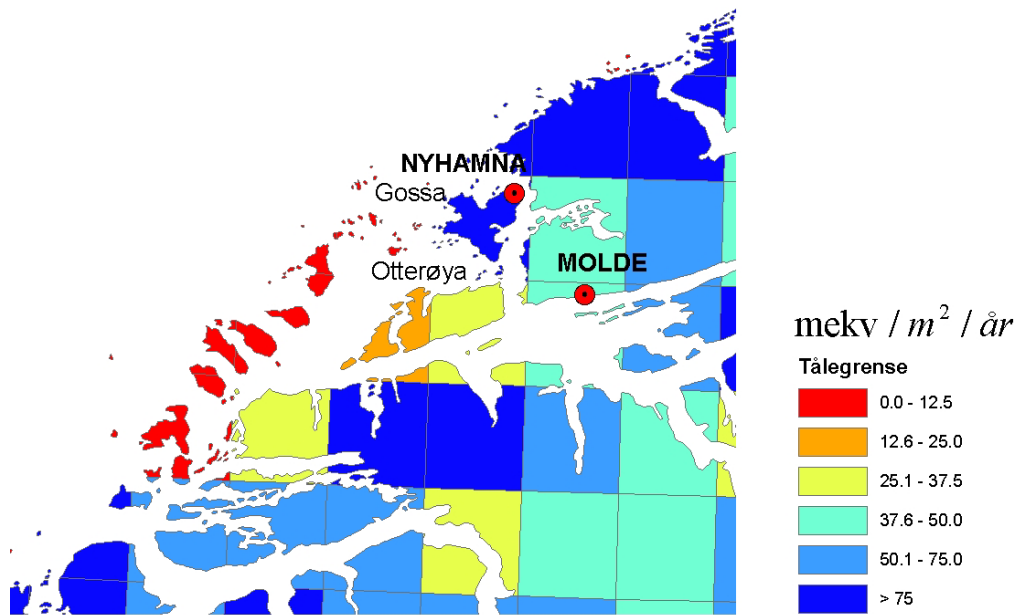
7 Effekter på naturmiljøet

7.1 Overflatevann

Tilførsel av nitrogen kan påvirke vannøkosystemer på to måter (1) det kan føre til økt forsuring og dermed skader på fisk og andre akvatiske organismer og (2) det kan føre til økt vekst av vannvegetasjon, spesielt fastsittende alger ("grønske").

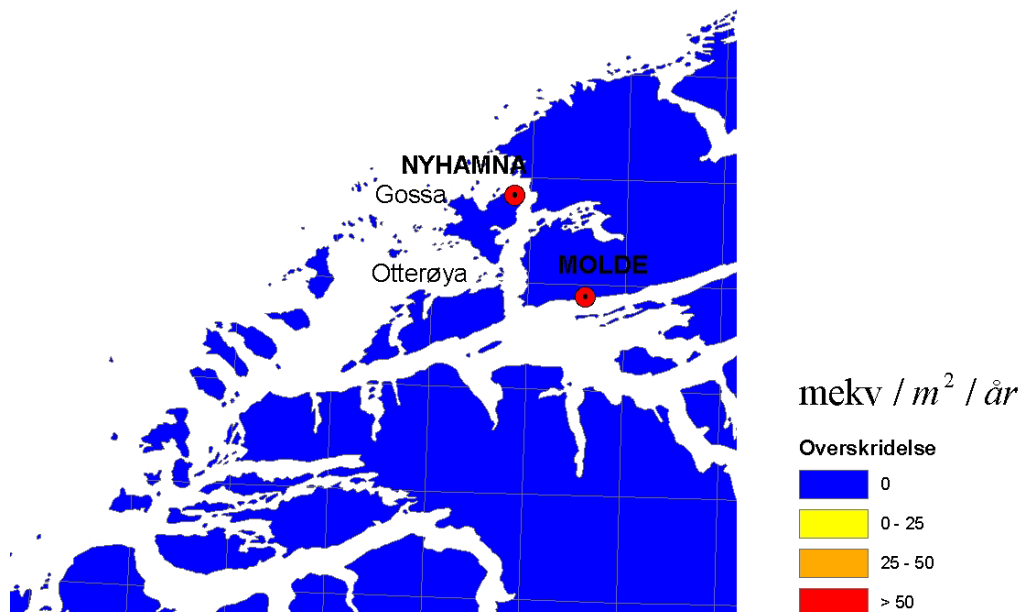
7.1.1 Tålegrenser for overflatevann

Kart over tålegrenser for tilførsler av S- og N-avsetninger til overflatevann i Norge for perioden 1992-1996 (Henriksen og Buan, 2000) (Figur 1 og Figur 14) viser at Otterøya sør for Gossen har de laveste tålegrensene (23 -25 mekv/m²/år) i influensområdet for de planlagte nitrogenutslippene, På fastlandet øst og nordøst for Gossen er tålegrensene fra 45 til 135 mekv/m² /år. På fastlandet sør for Otterøya er tålegrensene relativt høye, 81 -87 mekv/m²/år. Gossen har en svært høy tålegrense, 197 mekv/m²/år.



Figur 14: Tålegrenser for overflatevann i influensområdet for utslippene fra Nyhamna på Gossen.

Kart over overskridelser, Figur 15, viser at ingen områder innenfor influensområdet for de planlagte utslippene har overskridelser av tålegrensen. Otterøya ligger nærmest opp mot overskridelser av tålegrensen. En ytterligere belastning på bare 9 -11 mekv/m²/år vil kunne gi overskridelser.



Figur 15: Overskridelser av tålegrensen for overflatevann i influensområdet for utslippene fra Nyhamna på Gossen (før utbygging).

Ved det første utslippsalternativet med utslipp av 78 tonn NO_x pr. år vil den maksimale avsetningen bli 10 mgN/m²/år (Figur 10). Dette tilsvarer 0,7 mekv/m²/år.

Hvis vi regner med at all nitrogenavsetningen lekker ut som nitrat i overflatevann og derved bidrar til forsuringen, utgjør belastningen ca. 8% av den syrenøytraliserende reserven i det mest følsomme influensområdet (Otterøya). Maksimalavsetningen synes forøvrig å komme noe nord for Otterøya.

Ved det andre utslippsalternativet med utslipp av 194 tonn NO_x pr. år vil den maksimale avsetningen bli 17 mgN/m²/år (Figur 12). Maksimalverdien er beregnet å komme i havet sør for Gossen. Maksimalverdien på land vil derfor bli noe lavere. Maksimal nitratlekkasje sør på Gossen, nord på Otterøya og på fastlandet nordøst for Nyhamna vil da kunne bli ca. 1 mekv/m²/år. På fastlandet nordøst for Gossen utgjør den potensielle belastningen ca. 1% av den syrenøytraliserende reserven, for Gossen 0,6% og for Otterøya ca 10%.

Ved det tredje alternativet, med produksjon av elektrisk kraft ved anlegget på Nyhamna og med et utslipp på 400 tonn NO_x pr. år, kan det maksimale avsetningsbidraget bli 69 mgN/m²/år (Figur 12). Dette tilsvarer 5 mekv/m²/år. Den største avsetningen vil komme i det mest forsuringfølsomme området vest på Otterøya. Potensielt kan denne belastningen tilsvare ca 50% av den syrenøytraliserende reserven. Denne belastningen kommer i tillegg til et av de to første alternativene og den maksimale potensielle belastningen vil dermed kunne utgjøre 60% av den syrenøytraliserende reserven på et lite område vest på Otterøya. Dette er imidlertid et lite sannsynlig scenario.

Som nevnt i Kapittel 2.2 viser erfaringer at det er liten nitratlekkasje fra skogkledde nedbørfelt som har en lavere nitrogendeposisjon enn 900 mg N/m²/år. Siden dagens avsetning i området er lav, ca. 300 N/m²/år, er det svært lite sannsynlig at det vil bli merkbar økning av nitrogenlekkasjen selv fra de mest utsatte områdene. Surhetsgraden i overflatevann vil derfor sannsynligvis ikke bli merkbart endret. Selv for det mest pessimistiske anslaget (all nitrogen renner av som nitrat) vil tålegrensen ikke bli overskredet.

7.1.2 Økt vekst av "grønske".

I fjell- og heiområder vil vi forvente at en vesentlig del av nitrogenet som avsettes vil holdes tilbake og immobiliseres i jorda. Større andel av bart fjell, tynnere jordsmonn og fravær av skog, vil kunne bidra til at en større del av N-avsetningen kommer ut i vann og vassdrag i fjell- og heiområder enn i skogsområder.

Økt avsetning og lekkasje fra land til vann kan også føre til økt vekst av fastsittende alger "grønske" i vann og vassdrag (Lindstrøm, 1993). Dette er mest utbredt i høyereliggende strøk med liten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Årsaken til den uønskede fremveksten av "grønske" er ikke klar, men økt nitrogenavsetning og tilgjengelighet av nitrogen gjennom hele vekstperioden er framholdt som en sannsynlig årsak (Lindstrøm, 1999, 2000).

Fordi man ikke kan forvente noen merkbar økning av nitratlekkasjen på grunn av de planlagte utslippene, er det lite sannsynlig at utslippene vil gi merkbar økning

av algebegroing i de berørte vassdragene. De områdene som ligger mest utsatt til for eventuelle effekter vil være de høyereliggende, skogløse områdene på Otterøya.

7.2 Effekter på vegetasjon

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på vegetasjon er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier (SFT, 1992) og nitrogentålegrenser for terrestriske økosystemer (Bobbink et al., 1996). Man skal imidlertid være noe forsiktig med for bastante konklusjoner ved vurdering av effekter på vegetasjon på bakgrunn av en ren matematisk gjennomgang av tålegrenseoverskridelser, da både bakgrunnsverdier og tålegrenseverdier er noe usikre. Vurderingene er gjort for de naturtyper som er mest utbredt i influensområdet.

Følgende scenarier er vurdert: dagens situasjon = 0-alternativet, utslipp fra landanlegg ved lave utslipp (78 tonn NO₂ pr. år) og høye utslipp (194 tonn NO₂ pr. år), samt totale utslipp fra de to alternativene og generering av strøm fra gassturbiner.

Effekten av nitrogenoksider er vurdert på bakgrunn av beregninger av NO₂-konsentrasjoner i luft. Nitrogen-gjødslingseffekten er vurdert på bakgrunn av våtavsetning av nitrogen.

7.2.1 Dagens situasjon (0-alternativet)

Konsentrasjoner av nitrogenoksider

Bakgrunnskonsentrasjonen av NO₂ på Nordvestlandet basert på verdier fra målestasjonen på Kårvatn er 0,2 µg/m³ som årsmiddelkonsentrasjon og ligger langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon på 30 µg/m³ som årsmiddel, og det forventes således ingen direkte skader på planter på grunn av dagens utslipp.

Total nitrogen avsetning

Vegetasjonen rundt Nyhamna og i influensområdet ellers består hovedsakelig av kystlyngheier, enger, sigevassmyrer, nedbørmyrer, lite næringsfattige og middels rike skogbestander og fattig fjellhei. Bakgrunnsnivået for total nitrogenavsetning ligger rundt 300 mg N/m² pr. år, og ut fra tålegrenseverdiene i Tabell 2 skulle ingen av de aktuelle vegetasjonstypene ha overskredet sin tålegrense.

Konsentrasjoner av ozon

Bakgrunnsnivået på Nordvestlandet basert på målinger fra Kårvatn i 2000 viser maksimale konsentrasjoner på 163 µg/m³ og 62 µg/m³ som årsmiddelverdi. Konsentrasjonene er således periodisk høye nok til å kunne gi skader på vegetasjon som medfører redusert fotosyntese og plantevekst.

De målte verdiene på Kårvatn de siste 6 år har vist at det var små overskridelser av 3 000 ppb timer grensen i 1997 og 1999. De andre årene (95, 96, 98, 00) lå verdien relativt nær denne grensen der en kan forvente en 5% vekstreduksjon for nyttevekster.

Det var ingen overskridelser av grensen for vekstreduksjoner for skog på 10 000 ppb timer. Verdiene på Kårvatn lå mellom 5 000 og 8 000 ppb timer.

Så langt vi vet er det imidlertid ikke gjort noen undersøkelser med formål å se på ozonskader i området.

7.2.2 Lavt og høyt utslipp, samt generering av kraft ved gassturbiner

Konsentrasjoner av nitrogenoksider

Det forventes ingen særlig økning av NO₂ konsentrasjoner i luft ved noen av de ovenfor nevnte alternativene. Totalt vil f.eks. høyt utslipp inkludert kraftgenerering bidra med 2.5 µg/m³. Det forventes således ingen direkte skader på planter ved noen av alternativene.

Total nitrogenavsetning(basert på våtavsetningsverdier)

Den maksimale avsetningen ved lavt utslipp er beregnet til 10 mg N/m² pr. år og ved høyt utslipp til 17 mg N/m² pr. år. Influensområdet øker noe ved høyt alternativ. Ingen av alternativene vil føre til overskridelse av tålegrenser for utsatte vegetasjonstyper. Det er således usannsynlig at vegetasjonstypene vil endre karakter ved disse to utslippsalternativene. En ekstra belastning på maksimalt 69 mg N/m² pr. år fra kraftgenerering vil heller ikke medføre tålegrenseoverskridelser. Her må en imidlertid være oppmerksom på at man nærmer seg de nedre tålegrensene både for nedbørsmyr, epifyttvegetasjon i humide skoger og for fattig fjellhei. Man skal ikke se bort i fra at en plutselig økning på nærmere 90 mg N/m² pr. år (høyt utslippsalternativet, inkludert gasskraftverk) i et område som fra før er tilpasset liten nitrogentilgang, kan medføre ustabilitet i økosystemer med lav nitrogentålegrense. Økningen i nitrogenavsetning vil bli størst på Otrøya og Midøy i Midsund kommune. Her finnes en mosaikk av kystlyngheier og nedbørmyrer vurdert som bevaringsverdige både på fylkesplan og på landsplan (Fremstad et al., 1991).

Konsentrasjoner av ozon

Enhver økning av ozonkonsentrasjonen i områder med bakgrunnsverdier over tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for vegetasjonen, og økte verdier kan medføre vekstreduksjon hos planter. Økningen i ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå for utslipp fra heaterne og et eventuelt utslipp fra produksjon av elektrisk kraft ved gassturbinen er imidlertid så lavt at det trolig ikke vil påvirke vegetasjonen i området. Bidrag til AOT40-verdien er antakelig heller ikke målbar.

7.3 Effekter på fauna

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på fauna er vurdert i forhold til luftkvalitetskriterier for dyr/helse (SFT, 1992), og indirekte på bakgrunn av mulige endringer i vegetasjonstypenes sammensetning.

Vurderingen er gjort på bakgrunn av NILUs spredningsberegninger for de ulike alternativene.

Konsentrasjoner av nitrogenoksider

Direkte effekter av NO₂ på dyreorganismer vil være minimale ved alle utslippsalternativer. Årsmiddelkonsentrasjonene for NO₂ vil ligge langt under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse, og en maksimal NO₂ timemiddelkonsentrasjon på opptil ca. 45 µg/m³ ligger også langt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på 100 µg/m³ for NO₂. Det synes således usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på sammensetning av dyrearter i faunaen i området, og sannsynligvis heller ikke på enkeltindivider. Med basis i de foretatte beregningene vil derfor utslippene av nitrogenoksider fra de vurderte utbyggingsalternativene på Nyhamna neppe ha noen virkning på dyreliv.

Total nitrogenavsetning

Effektene av økt tilgang av nitrogen på faunaen vil være indirekte gjennom større endringer i vegetasjonen. I slike tilfeller forventes det en økning i både kvantitet og kvalitet av biotoper for dyr som beiter gress, og arter som er tilpasset næringsfattige vegetasjonstyper vil da få dårligere konkurransebetingelser. Ved utslipp fra alle de vurderte alternativene forventes det imidlertid ingen eller minimale endringer i vegetasjonens sammensetning, og det er derfor lite trolig at faunaen vil bli påvirket av økt nitrogenavsetning.

Konsentrasjoner av ozon

Bakgrunnsnivået er periodisk høyt nok til å kunne gi skadeeffekter på dyreliv/mennesker. Imidlertid er økningen i bakkenært ozon som følge av utslippene fra de vurderte utbyggingsalternativene så liten at det neppe vil ha noen betydning for dyreliv generelt.

Effektene av ozon på faunaen vil eventuelt være begrenset til effekter på enkeltindivider. Det synes usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på sammensetning av dyrearter i området, selv om en ikke kan utelukke at aldersstrukturen i sårbare dyrepopulasjoner kan bli påvirket.

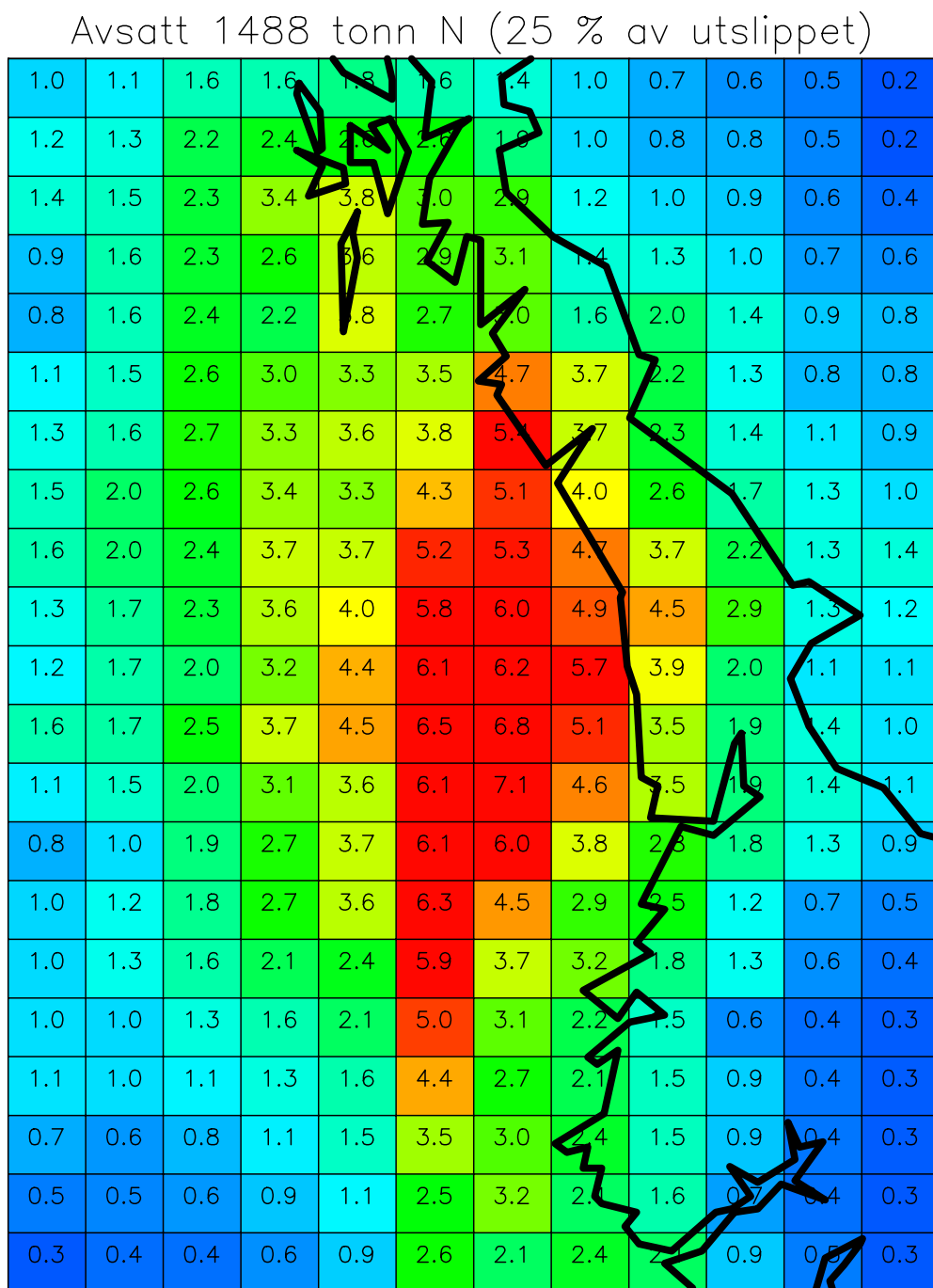
8 Konsekvenser av offshoreløsning

En alternativ løsning til landanlegg er et anlegg offshore. Dette anlegget vil ha utslipp til luft fra gassturbiner som produserer strøm og som driver kompressorer. Utslippene vil variere over tid. Variasjonen er beregnet til å ligge mellom 200-460 tonn NO_x pr år. I gjennomsnitt er dette oppgitt av Hydro til å være 380 tonn NO_x pr. år.

Utslipp offshore må forholde seg til arbeidsmiljølovens grenser for konsentrasjoner i luft. Disse er vesentlig høyere enn vurderingskriterier for uteluft, og konsentrasjonene forårsaket av utslippene vil være vesentlig lavere enn dette. Det er derfor ikke nødvendig å foreta beregninger av maksimale timemiddelverdier og langtidskonsentrasjoner for denne løsningen.

Utslipp offshore vil i første rekke kunne påvirke forsuring av overflatevann og vegetasjon langs kysten og vil påvirke ozonkonsentrasjonene i bakkenivå.

Det er foretatt beregninger for avsetning av nitrogenforbindelser og dannelse av ozon som følge av utslipp fra Ormen Lange i den regionale konsekvensutredningen for Norskehavet. (Solberg et. al., 2002) Disse beregningene er utført med et utslipp på 951 tonn NO_x pr. år. Dette er betydelig større utslipp enn utslippene Hydro nå har oppgitt.



Figur 16: Beregnet bidrag til årsavsetning av nitrogen fra de samlede utslippkildene i Norskehavet. Absolutt avsetning (mg N/m^2).

Virkningene av en reduksjon i utslipp i forhold til den regionale konsekvensutredningen er ikke lineære med utslippsreduksjonen. Den påfølgende diskusjonen tar utgangspunkt i beregningene for den regionale konsekvensutredningen og refererer disse. Virkningene av utslippsreduksjonen vil bli diskutert senere.

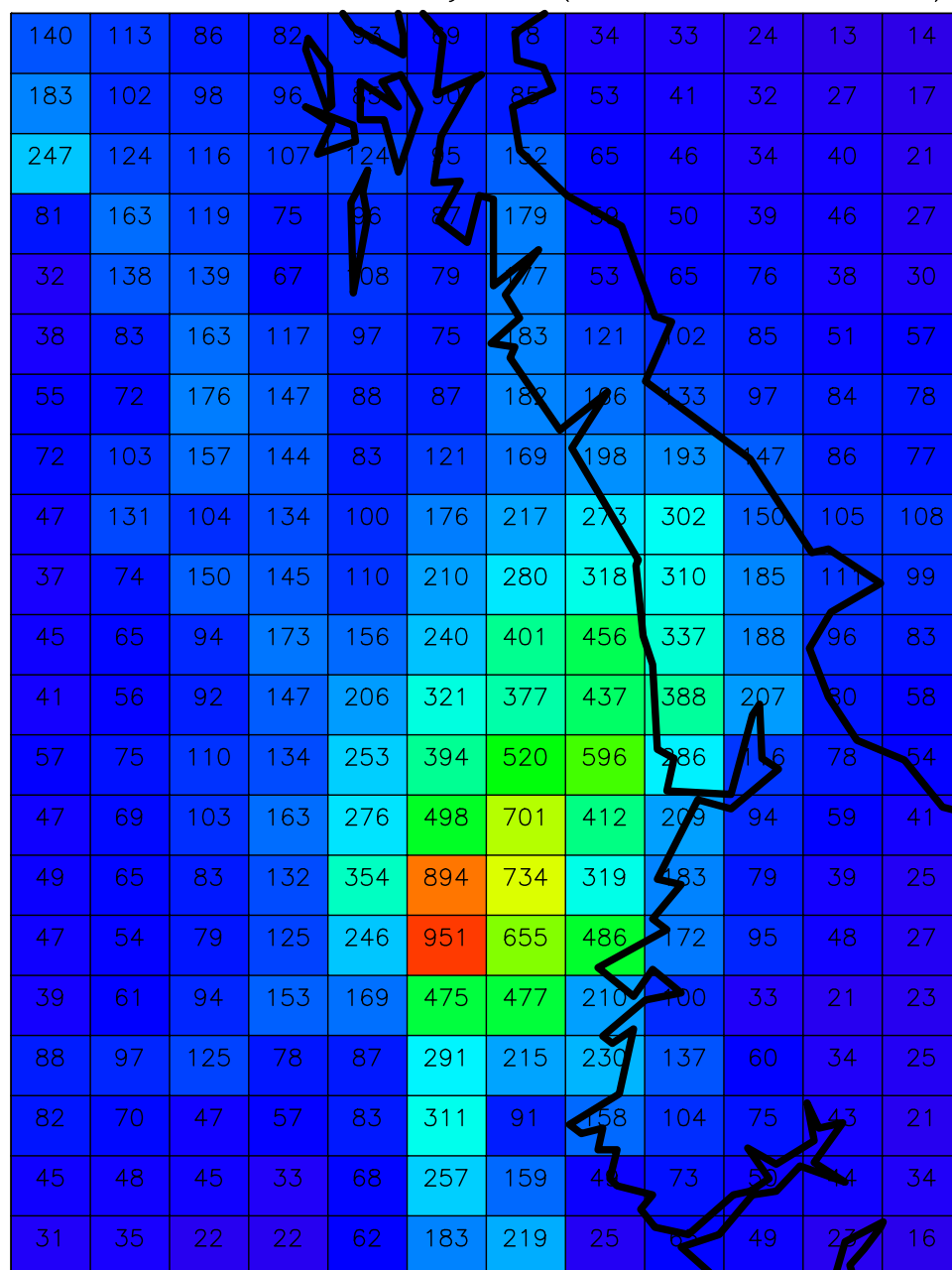
Den totale avsetningen som skyldes utslipp offshore i Norskehavet er vist i Figur 16. Denne viser at det er relativt små bidrag fra offshore industrien generelt. Den maksimale avsetningen er beregnet til i underkant av 10 mgN/m^2 og med bakgrunnsavsetning fra langtransportert luft forurensing som er i størrelsesorden $200\text{-}400 \text{ mgN/m}^2$ er bidraget lite. Det største bidraget kommer mellom Lofoten i nord og Trondheimsfjorden i sør.

Figur 17 viser bidraget fra utslippene fra Ormen Lange. Figuren viser at avsetningen på land vil være mindre enn 1 mgN/m^2 . Dette er lite sammenlignet med bakgrunnen. Den maksimale belastningen vil komme nord for Trondheimsfjorden og vil være ubetydelige i forhold tålegrensene for vann og vegetasjon.

Beregningene for dannelse av bakkenær ozon viser at bidraget til AOT40-verdiene fra alle utslipp i Norskehavet er mindre enn 50 ppb/time for en 3-måneders periode. Nivået der en kan forvente en 5% vekstreduksjon for nyttevekster er $3\ 000 \text{ ppb/timen}$. Bidraget fra alle utslippene i Norskehavet er minimal, og bidraget fra Ormen Lange vil være betydelig mindre enn dette.

Hydro har oppgitt utslippene fra Ormen Lange til 380 tonn NO_x pr. år. Dette er en betydelig reduksjon i utslippet i forhold til utslippet som ligger til grunn for beregningen vist ovenfor (951 tonn NO_x pr. år). Beregningene viser at det ikke vil være noen effekter av utslippet på 951 tonn NO_x . Virkningene av et mindre utslipp av NO_x vil være mindre og derfor ikke skape noen negative effekter på overflatevann og vegetasjon. Dette er imidlertid en konklusjon som er sett isolert sett fortsette anlegget. Utslippene vil bidra til avsetningen av nitrogen og være en del av et større utslippsbilde der alle utslipp bidrar. Utslippene i Europa går imidlertid ned, og avsetningen de seneste åene er også redusert. NO_x -utslippene er i dette området begrenset faktor for dannelse av bakkenær ozon. Bidraget fra Ormen Lange vil bli betydelig mindre enn beregningene over som gir svært små bidrag. Det kan derfor konkluderes med at utslippet fra en offshoreløsning for Ormen Lange til ozonkonsentrasjonen på fastlandsnorge vil bli minimal.

Calc. sum dep source 11
91 tonnes N whole year (31 % of emission)



Figur 17: Beregnet bidrag til årsavsetning av nitrogen fra utslipp fra Ormen Lange. (Utslipp 951 tonn NO_x pr. år. Absolutt avsetning ($\mu\text{g N/m}^2$)).

9 Referanser

Aerts, R., Wallén, B. og Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in *Spagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.

- Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogen-avsetning på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).
- Bobbink, R., Heil, G. W. og Raessen, M.B.A.G. (1992) Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. *Environ. Poll.*, 75, 29-37.
- Bobbink, R., Hornung, M. og Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. I: *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Federal environmental agency (Umwelt Bundes Amt), Berlin.
- Brandrud, T. E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 71, 111-122.
- Brunsting, A.M.H. (1982). The influence of the dynamics of a population of herbivorous beetles on the development of vegetational patterns in a heathland system. In: *Proc. 5th Int. Symp. Insect. Plant. Rel.*, Wageningen, March 1982. Wageningen, Pudoc. s. 215-224.
- Brunsting, A.M.H. og Heil, G.W. (1985). The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. *Oikos*, 44, 23-26.
- Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M.G. og Altin, D. (2001). Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA oppdragsmelding, 680).
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- Direktoratet for naturforvaltning (1999). Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Trondheim (DN-rapport, 1999-3).
- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. og Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Research Institute for Nature Management, Leersum, The Netherlands. (Report 91/7).
- Dise, N. og Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- Esser, J.M. og Tomter, S.M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Ås (NIJOS rapport, 7/96).

- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Follestad, B.A. og Anda, E. (1988). Hustad. Kvartærgeologisk kart 1:50 000. Kartblad 1220 I. Trondheim, NGU.
- Fremstad, E. (1992) Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Trondheim (NINA oppdragsmelding, 124).
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. og Skogen, A. (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA utredning, 029).
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.) (2001). Truete vegetasjonstyper i Norge. Trondheim, NTNU, Vitenskapsmuseet (Rapp. botanisk serie, 2001-4).
- Gimingham, C. H. (1972) Ecology of heathlands. London, Chapman and Hall.
- Grennfelt, P. og Thörnelöf, E. (Eds.) (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Henriksen, A. og Buan, A.K. (2000) Tålegrenser og overskridelser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Oslo, NIVA (Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 106).
- Heil, G.W. og Diemont, W.H. (1983) Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. *Vegetatio*, 53, 113-120.
- Hjeltnes, A. (1994 a) Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 7/94).
- Hjeltnes, A. (1994 b) Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. Bø, Telemarksforskning. (Arbeidsrapport 17/94).
- Hobbs, R.J. og Gimingham, C.H. (1987). Vegetation, fire and herbivore interactions in Heathland. *Adv. in Ecol. Res.*, 16, 87-173.
- Holopainen, T. og Kärenlampi, L. (1985) Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann. Bot. Fenn.*, 22, 333-342.
- Holten, J. I., Frisvoll, A. og Aune, E.I. (1986a). Havstrand i Møre og Romsdal. Flora, vegetasjon og verneverdier. Trondheim (Økoforsk rapp., 1986:3A).
- Holten, J. I., Frisvoll, A. og Aune, E.I. (1986b). Havstrand i Møre og Romsdal. Lokalitetsbeskrivelser. Trondheim (Økoforsk rapp., 1986:3B).
- Insarova, I.D., Insarov, G.E. Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. og Semenov, S.M. (1992) Lichen sensitivity and air pollution. A review of

- literature data. Solna (Swedish Environmental Protection Agency, Report 4007).
- Jordal, J.B. (2000). Kartlegging av biologisk mangfold i Aukra kommune. Resurssenteret i Tingvoll (Rapport, 2-2000).
- Jordal, J.B. og Gaarder, G. (1997). Biologiske undersøkingar i kulturlandskapet i Møre og Romsdal i 1995 - 1996. Molde, Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Landbruksavd. (Rapport 1 – 97).
- Kaland, P.E. (1979) Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområder. I: *På leiting etter den eldste garden*. Red. av R. Fladby & J. Sandnes. Oslo, Universitetsforlaget. s. 41-70.
- Kaland, P.E. (1986). The origin and management of Norwegian coastal heath as reflected by pollenanalysis. I: *Antropogenic indicators in pollen diagrams*. Ed. by K.E. Behre. Rotherdam, Balkema. s. 19-36.
- Kaland, P.E. og Vandvik, V. (1998). Kystlynghei. I: *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Red. av Framstad, E. & Lid, I.B. Oslo, Universitetsforlaget, s. 50-60.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu. (Acta Universitas Ouloensis, A101). (Biologica, 9).
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Marrs, R.H. (1986) The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. *Vegetatio*, 66, 109-115.
- Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Hønefoss, Statens kartverk.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.*, 8, 91-97.
- Mortensen, L.M. og Skre, O. (1990) Effects of low ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol.*, 115, 165-170.
- Nygaard, P.H. (1994) Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Ås (Rapport fra Skogforsk, 9/94).
- Nygaard, P.H. og Ødegaard, T. (1993) Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk, 26/93).
- Oterhals, K.M. (1996). Utkast til verneplan for havstrand og elveos i Møre og Romsdal. Molde, Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelinga, (Rapport, nr. 13/95).

- Pedersen, H.C. og Nybø, S. (1990). Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Trondheim (NINA utredning, 5).
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 92:16).
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. M. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelser.
- Skogen, A. (1987). Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. I: *Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu*. Ed. by Miyawaki, A., Bogenrieder, A., Okuda, S. & White, J. Tokyo, Tokai Univ. Press. s. 195-204.
- Solberg, S., Walker, S.E., Skjelkvåle, B.L., Høgåsen, T., Larssen, T., Aarrestad, P.A. og Reitan, O. (2002) Regional konsekvensutredning for oljevirkomheten i Norskehavet. Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser. Kjeller (NILU OR 40/2002).
- Taksdal, G. (1997). Røsslyngheiene og lyngbladilla. *Fauna*, 50, 20-28.
- Taksdal, G. og Haraldseide, E. (1994). Lyngbladilla og masseangrep på røsslyng. *Naturen*, 5, 201-205.
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag (Ecological Studies, 81).
- Tybirk, K., Bak, J. og Henriksen, L.H. (1995) Basis for Mapping of Critical Loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord, 1995:510).
- Tørseth, K., Hansen, A., Simpson, D. og Solberg, S. (1999) Surface ozone and crop damage in Norway – Estimates for the year 2010. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT rapport, 99:05).
- van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands I: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Ed. by Heij, G.J. & Schneider, T. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science, 46) s. 139-145.
- von Arb, C. (1987) Phytosynthesis and chlorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels of air pollution. I: *Progress and Problems in Lichenology in the eighties*. Ed.: Peveling, E. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). s. 343-345.

Aarrestad, P.A., Fremstad, E. og Skogen, A. 2001. Kystlyngheivegetasjon. I: *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Red. E. Fremstad & A. Moen. Trondheim, NTNU, Vitenskapsmuseet (Rapp. botanisk serie, 2001-4). s. 99-105.

Vedlegg A

Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann

Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann

Boks 1

Definisjoner

Naturens Tålegrense (eng: *Critical Load/Levels*): Et mål for tilførsel av forurensninger som, utfra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet slik som reduserte fiskebestander/fiskedød og skogskader/skogsdød.

Miljømål (eng: *Target Load*): Nasjonalt fastsatte belastningsverdier som tar tekniske, økonomiske, sosiale og politiske hensyn og som kan ligge over eller under naturens tålegrense. Ideelt sett skal miljømålene reduseres til tålegrensen eller lavere over tid.

Syrenøytraliserende kapasitet (*Acid Neutralizing Capacity, ANC*): En løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer.

Reseptor: Et økosystem av interesse som potensielt kan påvirkes av atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (F.eks. jord, grunnvann, overflatevann).

Biologisk indikator(er): Organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (f.eks. trær, fisk, bunndyr).

Kritisk kjemisk verdi: Den høyeste verdi for en kjemisk komponent eller kombinasjon av komponenter som ikke frembringer en skadelig respons hos en biologisk indikator (f.eks. ANC, pH, Al/Ca forholdet).

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Det finnes to hovedmetoder for å beregne tålegrenser for økosystemer i overflatevann; prosess-orienterte modeller og empiriske modeller. De prosess-orienterte modellene forsøker å beskrive matematisk de underliggende årsak/virkningsforholdene mellom sur nedbør og vannkvalitet. Slike modeller kan enten være dynamiske simuleringsmodeller (MAGIC, SMART etc.) eller steady state modeller basert på massebalanseberegninger (PROFILE). De empiriske vannkjemiske modellene er "steady state modeller" som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser, og de kan derfor brukes på grunnlag av begrenset informasjon. En slik empirisk metode er allerede anvendt på større områder (Henriksen et al., 1992).

For beregning av tålegrenser for forsurening av overflatevann bruker vi en metode som kalles "The Steady-State Water Chemistry (SSWC) method". Denne er

spesielt anvendelig for overflatevann i områder hvor innsjøer er det mest følsomme økosystemet m.h.p. forsurening. Metoden forutsetter at tilnærmet all sulfat i avrenningen kommer fra sjøsalter og antropogene kilder (forbrenning av fossilt brennstoff) og at veldig lite genereres i nedbørfeltet ved forvitring. Tålegrensen for innsjøer kan beregnes på basis av en årlig veid middelvei, eller som i tilfellet med denne innsjøundersøkelsen, på basis av en høstprøve, som vi antar representerer en slik veid middelvei. Metoden baserer seg videre på bruk av ANC som et kjemisk kriterium for sensitive organismer i vannet.

Om forutsetningene i modellen

Tålegrensen for en innsjø er definert på grunnlag av den opprinnelige forvittringshastigheten i nedbørfeltet. Den totale fluxen av basekationer (BC^*_t) fra et nedbørfelt er et resultat av balansen mellom input fra forvitring (BC_w), ionebytte (BC_i), ikke-marin atmosfærisk avsetning (BC^*_{dep}), og opptak i biomassen (BC_u):

$$BC^*_t = BC_w + BC_i + BC^*_{dep} - BC_u \quad (1)$$

hvor alle parametere er uttrykt som årlige fluxer ($\text{mekv}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$). Av disse parameterene er BC^*_t og BC^*_{dep} beregnet direkte fra avrenningsmengde, nedbørvolum og konsentrasjonsmålinger.

BC_i er relatert til langtidse endringer i atmosfæriske tilførsler av sure ikke-marine anioner (sulfat og nitrat) (ΔAN^*) ved en F-faktor (Henriksen, 1984, Brakke et al., 1990):

$$F = BC_i / \Delta\text{AN}^* \quad \text{eller} \quad BC_i = F \cdot \Delta\text{AN}^* \quad (2)$$

Vi antar nå følgende:

1. BC_w endres ikke med endringer i syre avsetning.
2. BC_0 (den "opprinnelige" basekationavrenningen (før-forsuringstid)) = $BC_w + BC_d$
3. Sulfat i avrenningen er i likevekt med sulfat i nedbøren (d.v.s det hverken lagres eller frigjøres sulfat i nedbørfeltet).

For før-forsuringssituasjonen har vi:

$$\begin{aligned} [BC^*]_0 &= [BC^*]_t - F \cdot (\Delta[\text{SO}_4^*] + \Delta[\text{NO}_3]) = \\ &= [BC^*]_t - F \cdot ([\text{SO}_4^*]_t + [\text{NO}_3]_t - [\text{SO}_4^*]_0 - [\text{NO}_3]_0) \end{aligned} \quad (3)$$

hvor t referer til dagens konsentrasjon og 0 til før-forsurings konsentrasjoner.

Verdien av F er en funksjon av basekationkonsentrasjonen og ligger normalt mellom 0 og 1 (Henriksen, 1984). F spenner fra nær 0 i innsjøer med lave konsentrasjoner av basekationer til 1 i innsjøer med høye konsentrasjoner av basekationer.

En algoritme for F er (Brakke et al., 1990):

$$F = \sin((\pi/2) \cdot [BC^*]_t / S) \quad (4)$$

Hvis $[BC^*]_t > S$, blir F satt til 1. Her er S basekationkonsentrasjonen for $F = 1$. I Norge har S blitt beregnet til å være 400 $\mu\text{ekv/l}$.

Vi antar videre at $[\text{NO}_3]_0 = 0$ for alle innsjøer. Bakgrunns sulfat ($[\text{SO}_4^*]_0$) er beregnet ut fra norske innsjøer som er lite påvirket av sur nedbør:

$$[\text{SO}_4^*]_0 = 15 + 0.16 [BC^*]_t \text{ (når konsentrasjonene er i } \mu\text{eq/l)} \quad (5)$$

denne ligningen indikerer at det er et atmosfærisk bakgrunn bidrag av $[\text{SO}_4^*]$ på gjennomsnittlig 15 $\mu\text{eq/l}$ og et geologisk bidrag som er proporsjonal med konsentrasjonen av basekationer. I andre områder enn Norge kan dette forholdet være annerledes.

Beregning av tålegrenser for syre

Tålegrensen for tilførsler av syre til innsjøer kan nå beregnes:

$$CL(\text{Ac}) = ([BC^*]_0 - [\text{ANC}]_{\text{limit}}) \cdot Q \quad (6)$$

hvor:

$CL(\text{Ac})$ = tålegrensen for syre i innsjøen

$[BC^*]_0$ = opprinnelig ikke-marin basekationkonsentrasjon

$[\text{ANC}]_{\text{limit}}$ = grenseverdi for ANC

Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en verdi for ANC. SSWC-metoden er svært sensitiv for valget av $\text{ANC}_{\text{limit}}$. I områder med lite sur nedbør vil sannsynligheten for nedbørepisoder som fører til en vannkvalitet hvor man får skader på fiskebestanden være liten, selv når $\text{ANC} = 0$, mens i områder med mye sur nedbør, kan man få store skader på fiskebestanden ved en slik ANC-verdi. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC verdi på 20 $\mu\text{ekv/l}$ har man innført en variabel ANC som er en funksjon av avsetningen - $\text{ANC}_{\text{limit}}$ (limit - grense). $\text{ANC}_{\text{limit}}$ er null i områder med liten avsetning, og stiger til 50 $\mu\text{ekv/l}$ i områder med høy avsetning. Effekten av denne funksjonen er at man reduserer arealer med overskredet tålegrense i områder som mottar lite sur nedbør.

Formulering av en slik avsetningsavhengig ANC-verdi har blitt foreslått av #?Henriksen et al. (1995), og er nå i bruk i Norge og Sverige. $\text{ANC}_{\text{limit}}$ er ikke en fast verdi for alle innsjøer. Hver innsjø vil ha sin egen verdi for alle avsetningsverdier bestemt av karakteriske egenskaper i nedbørfeltet ($[BC^*]_0$ og Q).

Dagens overskridelser av tålegrensen for tilførsel av syre kan uttrykkes:

$$\text{Ex}(\text{Ac}) = \text{S}^*_{\text{dep}} + \text{N}_{\text{leach}} - \text{BC}^*_{\text{dep}} - \text{CL}(\text{Ac}) \quad (7)$$

$$\text{hvor } \text{N}_{\text{leach}} = \text{N}_{\text{dep}} - \text{N}_s \quad (8)$$

der N_s representerer alle nitrogen-opptak i nedbørfeltet. N_{leach} er beregnet fra målte konsentrasjoner av nitrat og ammonium i avrenningen. Ingen nitrogen avsetnings data er derfor nødvendig for beregning av dagens overskridelse.

Referanser

- Brakke, D.F., Henriksen, A. og Norton, S.A. (1990). A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 146-149.
- Henriksen, A. (1984). Changes in in base cation concentrations due to freshwater acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 692-698.
- Henriksen, A. Lien, L. Traaen, T, og Taubøll, S. (1992) Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Oslo. (Norsk institutt for vannforskning. Rapport 89210). (Naturens Tålegrense. Fagrapport 34.)

Vedlegg B

Forklaring av forkortelser

Forklaring av forkortelser

SSWC: Steady State Water Chemistry Model

ANC: Acid neutralizing Capacity - på norsk syrenøytraliserende kapasitet

Mekv/m² : En målenhet på samme måte som mg/m² - mek/m² brukt i denne figuren uttrykker vel egentlig bufferreserven per m² per år - eller sagt på en annen måte - den uttrykker hvor mye syre som kan falle ned på hver m² per år uten at tålegrensen for overflatevann overskrides (når det skjer, vil konsentrasjonen av ANC falle under en kritisk grenseverdi).



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 47/2002	ISBN 82-425-1391-0 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 55	PRIS NOK 150,-
TITTEL Ilandføringsterminal for Ormen Lange Konsekvenser av utslipp til luft		PROSJEKTLEDER Svein Knudsen	
		NILU PROSJEKT NR. O-102076	
FORFATTER(E) Svein Knudsen, Tor Traaen og Per Arild Aarrestad		TILGJENGELIGHET * B	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Anne Jorunn Røstum	
OPPDRAGSGIVER Norsk Hydro ASA Bygdøy Allé 2 0240 OSLO			
STIKKORD Gass	Avsetning	Nitrogenoksider	
REFERAT Norsk institutt for luftforskning, Norsk institutt for vannforskning og Norsk institutt for naturforskning har estimert effektene av utslipp til luft fra et ilandføringsanlegg på Nyhamna i Møre og Romsdal. Det er også undersøkt virkningene av en alternativ løsning med prosessering offshore.			
TITLE Gas terminal for Ormen Lange. Consequences of emissions to air.			
ABSTRACT NILU, NIVA and NIKU have estimated the consequences for the environment of emission to air from a processing plant onshore and offshore for Ormen Lange. The location Nyhamna has been investigated as the onshore alternative.			

* Kategorier: *A* Åpen - kan bestilles fra NILU
 B Begrenset distribusjon
 C Kan ikke utleveres